

**Valekirjosimpukan (*Mytilopsis leucophaeata*)
esiintyminen ja käyttökelpoisuus
radioaktiivisten aineiden indikaattorina
Loviisan merialueella**

Pro gradu
Annukka Lehikoinen
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
2006

Sisällysluettelo:

	sivu
1. Johdanto	<u>3</u>
2. Tutkimusalue	<u>7</u>
3. Aineisto ja menetelmät	<u>10</u>
3.1. Aineiston keruu	<u>10</u>
3.1.1 Simpukkanäytteet	<u>10</u>
3.1.2 Vertailunäytteet	<u>13</u>
3.1.3 Vesinäytteenotto	<u>15</u>
3.2. Näytteiden käsittely	<u>16</u>
3.2.1 Pinta-alanäytteet	<u>16</u>
3.2.2 Gammaspektrometriset näytteet	<u>16</u>
3.2.3 Strontiumnäytteet	<u>17</u>
3.3. Mittaukset ja tulosten käsittely	<u>18</u>
3.3.1 Pinta-alanäytteiden analysointi	<u>18</u>
3.3.2 Gammaspektrometrinen analyysi	<u>19</u>
3.3.3 Strontiumanalyysi	<u>19</u>
3.3.4 Rikastumiskertoimien määrittäminen	<u>20</u>
4. Tulokset	<u>20</u>
4.1. Keräyslevyjen juveniiliyhteisöt	<u>20</u>
4.2. Simpukkapopulaatio luonnonpinnoilla	<u>24</u>
4.3. Radionuklidipitoisuudet	<u>28</u>
4.3.1 Valekirjosimpukka	<u>28</u>
4.3.2 Vertailulajit	<u>30</u>
4.3.3 Vesinäytteet	<u>31</u>
4.4. Rikastumiskertoimet	<u>31</u>
5. Tulosten tarkastelu	<u>36</u>
5.1. Valekirjosimpukka radioaktiivisten aineiden rikastajana	<u>36</u>
5.2. Loviisan valekirjosimpukkapopulaatio	<u>42</u>
5.3. Näytteenottomenetelmät	<u>46</u>
6. Johtopäätökset	<u>48</u>
7. Kiitokset	<u>49</u>
8. Lähdeluettelo	<u>50</u>

1. Johdanto

Radioaktiivisia aineita on kaikkialla ympäristössämme. Valtaosa niistä on peräisin luonnollisista lähteistä, kuten maaperästä tai avaruudesta (Pöllänen 2003). Tällaisia luonnon radionuklideja¹ ovat mm. monissa mineraaliryhmissä esiintyvä kalium-40 (K-40; $t_{1/2} = 1,28 \cdot 10^9$ a) ja kosmista alkuperää oleva beryllium-7 (Be-7; $t_{1/2} = 53,3$ d). Ihmistoiminnan seurauksena ympäristöön päätyy myös keinotekoisia radionuklideja, joita luonnossa ei muuten esiintyisi. Näitä antropogeenisiä, radioaktiivisia aineita syntyy ydinvoimalaitosten energiantuotantoprosessien sivutuotteina. Lisäksi niitä voidaan tuottaa tarkoituksellisesti esim. lääketieteelliseen käyttöön. Suurimpina pitoisuuksina keinotekoisista radionuklideista ympäristössä esiintyy pitkäikäisiä cesium-137:ia (Cs-137; $t_{1/2} = 30$ a) ja strontium-90:ia (Sr-90; $t_{1/2} = 28,8$ a). Valtaosa ympäristön Cs-137- ja Sr-90-pitoisuuksista on peräisin vuoden 1986 Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuudesta ja 1950-60-luvuilla maapallon ilmakehässä tehdyistä ydinkokeista (HELCOM 2003). Molempia radionuklideja pääsee ympäristöön jatkuvasti mm. ydinvoimaloiden toiminnan yhteydessä, mutta päästöjen määrät ovat niin pieniä, että niitä on käytännössä vaikeaa erottaa vallitsevista taustapitoisuuksista. Ydinvoimalaitoksen prosesseissa syntyy myös joitakin sellaisia radionuklideja, joita ei muuten tavata ympäristössä lainkaan. Tällaisia ovat mm. koboltti-58 (Co-58; $t_{1/2} = 70,9$ d), koboltti-60 (Co-60; $t_{1/2} = 5,27$ a) ja hopea-110 (Ag-110; $t_{1/2} = 250$ d).

Vesiekosysteemiin radionuklideja päätyy suoraan ilmaperäisenä laskeumana tai huuhtoutumalla valuma-alueen maaperästä joko valumavesiin liuenneena tai niiden sisältämiin kiintoaineshiukkasiin sitoutuneena (Pöllänen 2003). Myös pintavesiin purkautuvat pohjavedet sisältävät yleensä suurehkoja määriä luonnon radionuklideja johtuen niiden pitkäaikaisesta vuorovaikutuksesta maa- ja kallioperän kanssa. Valuma-alueelta vesistöön kulkeutuvien radioaktiivisten aineiden määrään vaikuttavat olennaisesti vuodenajasta riippuva valunnan määrä sekä maaperän laatu ja kasvillisuus, joista riippuu maa-aineksen ja siihen sitoutuneiden aineiden kulkeutuminen tai pidättyminen (Saxén ym. 2003). Cs-137 poistuu vesipatsaasta verrattain nopeasti johtuen sen pyrkimyksestä sitoutua vedessä olevaan kiintoainekseen. Sedimentoituessaan kiintoaineksen mukana se ei kuitenkaan poistu kierrosta täydellisesti vaan mobilisoituu ravintoketjuun sedimentin pinnassa elävien pohjaeläinten sekä pohjasta ravinteensa ottavien vesikasvien kautta. Myös resuspensio³ palauttaa Cs-137:ia ravintoketjuun. Sr-90 puolestaan pysyy liuenneena ja poistuu siksi vesipatsaasta Cs-137:ia hitaammin.

Radionuklidit vastaavat kemiallisilta ominaisuuksiltaan saman alkuaineen muita isotooppeja⁴ ja osallistuvat aineiden kiertokulkuun niiden tavoin (Pöllänen 2003). Monet metallit ovat eliöille välttämättömiä hivenaineita ja niiden radioaktiiviset muodot imeytyvät elimistöön siinä missä stabiilikin. Pitkäikäiset radioaktiiviset aineet myös kertyvät eliöiden eri kudoksiin, joissa niiden puoliintumisaika tosin lyhenee huomattavasti aineenvaihdunnan seurauksena (Lodenius 1995, Suomela ym. 2003). Radionuklidin puoliintumisaikaa eliössä kutsutaan sen biologiseksi puoliintumisajaksi. Selvitettäessä radionuklidien pitoisuuksia, kulkeutumista ja kertymistä ekosysteemin eri osissa käytetään usein apuna nk. indikaattorilajeja. Hyvä indikaattorilaji kerää tutkittavaa nuklidia elimistönsä mahdollisimman paljon suhteessa ympäristössä vallitsevaan pitoisuuteen. Tällöin melko pienetkin ekosysteemissä tapahtuvat pitoisuuden muutokset voidaan havaita eliönäytteissä.

Säteilyturvakeskus (STUK) aloitti ympäristötarkkailun Loviisassa, Hästholmenin saaren lähiympäristössä, vuonna 1976, vuotta ennen ydinvoimalan ensimmäisen reaktorin käyttöönottoa (Klemola ym. 2004). Radiologisia taustatutkimuksia oli alueella tehty jo vuodesta 1966 lähtien. Ympäristötarkkailun ensisijaisena tarkoituksena on seurata radionuklidien pitoisuuksia, kulkeutumista ja leviämistä laitoksen ympäristössä. Tarkkailuohjelmaan kuuluvat mm. radionuklidien aktiivisuuspitoisuuksien seuranta vedessä ja eri trofiatasoja edustavissa eliölajeissa. Tällä hetkellä Loviisan vesiympäristön tarkkailussa käytettäviä indikaattorilajeja ovat kaloista hauki (*Esox lucius* L.), ahven (*Perca fluviatilis* L.), särki (*Rutilus rutilus* (L.)) ja silakka (*Clupea harengus membras* (L.)), pohjaeläimistä kilkki (*Saduria entomon* (L.)) ja kasvikuntaan kuuluvista lajeista perifyyttiset⁵ eliökasvustot (perifyton) sekä rakkolevä (*Fucus vesiculosus* L.). Olkiluodossa ohjelmaan kuuluu myös kaksi simpukkalajia: sinisimpukka (*Mytilus edulis* L.) ja itämerensimpukka (*Macoma baltica* L.). Loviisasta tarkkailuun soveltuvaa, riittävän elinvoimaista simpukkapopulaatiota ei toistaiseksi ole kuitenkaan löydetty.

Vuosina 2003 ja 2004 Loviisan ydinvoimalan jäähdytysvesien purkuaukon tuntumassa havaittiin runsas nuorten Dreissenidae-heimon simpukoitten esiintymä (Laine ym. 2006). Laji määritettiin ensin vaeltajasimpukaksi (*Dreissena polymorpha* Pallas), jota Suomenlahdella on aiemmin tavattu Pellingin itäpuolisilla alueilla (Antsulevich ym. 2003), mutta tarkemmassa määrittämisessä tulokset todettiin pohjoisella Itämerellä täysin uudeksi lajiksi, valekirjosimpukaksi (*Mytilopsis leucophaeata* Conrad) (Laine ym. 2006). Valekirjosimpukka on subtrooppista alkuperää oleva lämpimän veden laji ja lähtöisin Meksikonlahdelta Väli-Amerikasta (Marelli & Gray 1983). Eurooppaan laji on levinnyt laivojen painolastivesien mukana kulkeutuneiden planktisten toukkavaiheidensa avulla

(Nuttall 1990 julkaisussa Verween ym. 2006, Therriault ym. 2004). Ensimmäiset havainnot lajista tehtiin Belgiassa vuonna 1835 (Nyst 1835 julkaisussa Verween ym. 2005) ja nykyään laji on levinnyt Euroopan länsirannikon jokisualueille aina Saksasta ja Ranskasta Isoon-Britanniaan saakka (Verween ym. 2005). Laji on äskettäin havaittu myös Espanjassa (Escot ym. 2003) ja Mustallamerellä (Therriault ym. 2004). Itämerellä valekirjosimpukkaa on aiemmin tavattu Kielin kanavasta (Boettger 1933, Schlesch 1937) ja Kaliningradin edustalta (Brohmer 1962), josta laji sittemmin katosi.

Valekirjosimpukka ja vaeltajasimpukka muistuttavat ekologialtaan Itämeren alkuperäislajistoon kuuluvaa, Mytilidae -heimon sinisimpukkaa. Kaikki kolme lajia ovat elin- ja lisääntymistavoiltaan samanlaisia, mutta eroavat toisistaan elinympäristönsä optimilämpötilojen ja -suolapitoisuuden suhteen (Van der Velde ym. 1998, Rajagopal ym. 2005). Siinä missä vaeltajasimpukka on lauhkean, makean veden ja sinisimpukka viileän, suolaisen veden laji, viihtyy valekirjosimpukka parhaiten lämpimässä murtovedessä (Marelli & Gray 1983). Useat eri puolilla maailmaa tehdyt selvitykset antavat viitteitä siitä, että valekirjosimpukka on varsin sopeutuvainen ja laajan ekologisen lokeron omaava laji (Verween ym. 2006). Lajia esiintyy eristyneissä vesistöissä ja toisaalta avoimillakin merialueilla toisistaan suuresti poikkeavissa suolapitoisuuksissa ja lämpötiloissa. Havainnot valekirjosimpukan optimisuolapitoisuudesta eri tutkimusten välillä vaihtelevat 0,75 ‰:sta aina 20,9 ppt:een. Ainoastaan täyssuolaisessa merivedessä (35 ‰) lajia ei ole tavattu. Valekirjosimpukan menestymiselle vaadittavan minimilämpötilan on eri puolilla maailmaa todettu liikkuvan välillä 6,8 – 13 °C ja maksimilämpötilan välillä 25,8 – 30 °C. Lajin alkuperäisessä elinympäristössä Meksikonlahdella ympäri vuoden vallitseva lämpötila on 24 – 27 °C (Marelli & Gray 1983).

Valekirjosimpukka on sessiili, kovien pohjien laji, joka kiinnittyy alustaansa pysyvästi vahvan byssus-rihmastonsa avulla (Marelli & Gray 1983). Soveltuvia kiinnittymisalustoja ovat mm. kivien pysty- ja alapinnat, joille eri simpukkavuosiokkia saattaa olla kiinnittyneenä paksuna mattona kerroksittain. Myös monet ihmisen luomat keinotekoiset alustat ovat ihanteellisia kiinnittymispintoja (Bamber & Taylor 2002, Rajagopal ym. 2005, Verween ym. 2005). Valekirjosimpukka onkin vaeltajasimpukan tavoin aiheuttanut ongelmia mm. muodostamalla tiheitä kolonnioita energiantuotantolaitosten jäähdytysvesijärjestelmiin (Jenner ym. 1998 julkaisussa Rajagopal 2002, Rajagopal ym. 2002). Lajin toukkavaihe on vesimassassa vapaasti keijuva eli planktinen (Siddall 1980). Veden virtaukset saattavat kuljettaa toukkia varsin kauas niiden syntysijoilta, mihin perustuu lajin tehokas leviäminen vesistöissä.

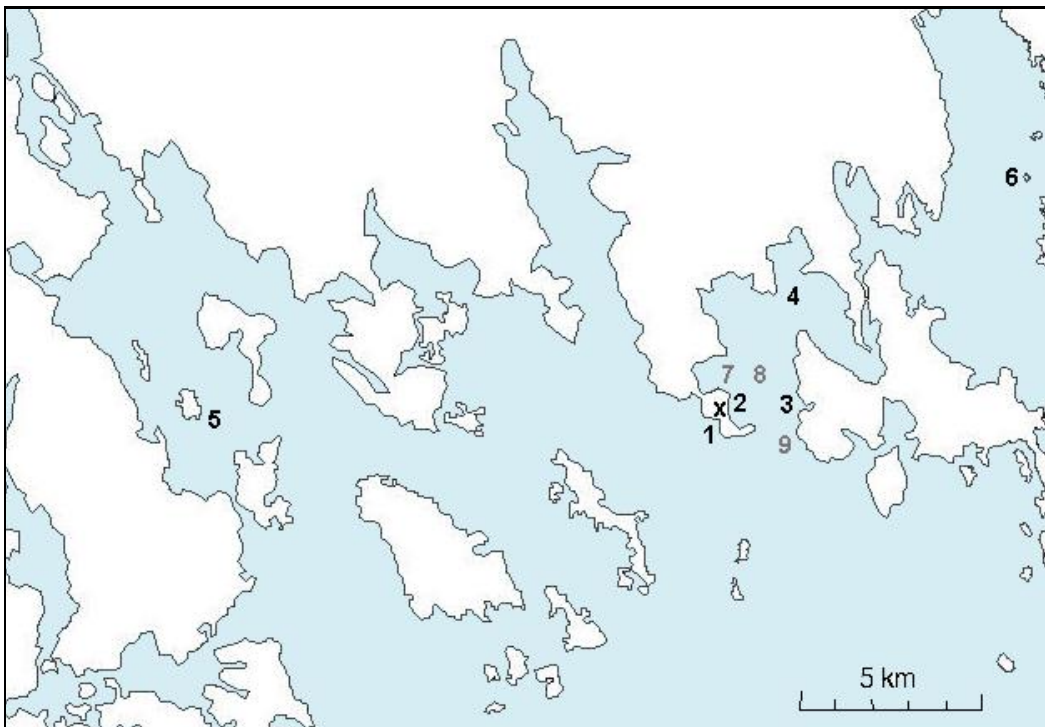
Dreissenidit saavat ravintonsa suodattamalla vesimassan partikkeleita, ensisijassa kasviplanktonia (Reeders ym. 1993 julkaisussa Mackie & Schloesser 1996, Gossiaux ym. 1998). Muita ravintokohteita ovat bakteerit, eläinplankterit ja kuollut orgaaninen materiaali eli detritus. Aikuisen simpukkayksilön suodatusteho voi olla jopa litra vettä vuorokaudessa. Määrä kuitenkin vaihtelee riippuen yksilön koosta, veden lämpötilasta, kiintoainepitoisuudesta sekä ravintopartikkelien määrästä ja laadusta. Tiheillä simpukkapopulaatioilla on todettu olevan vaikutusta jopa veden laatuun ja niillä saattaa olla suurikin merkitys aineiden biogeokemiallisessa kierrätyksessä vesifaasin ja sedimentin välillä (Dame 1993 julkaisussa Wang ym. 1996, Dean 1994 julkaisussa Mackie & Schloesser 1996, Turner & Millward 2002). Useiden simpukkalajien on todettu rikastavan tehokkaasti elinympäristönsä kontaminantteja, erityisesti metalleja. Tästä johtuen simpukoita on käytetty maailmanlaajuisesti indikaattorilajeina kartoitettaessa rannikkovesien saastumista (Goldberg ym. 1978 ja O'Connor 1992 julkaisussa Wang 1996).

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, soveltuisiko valekirjosimpukka indikaattorilajiksi radioekologisiin tutkimuksiin: millainen radioaktiivisten aineiden kerääjä laji on, mitä radionuklideja siihen kertyy ja missä määrin. Vertailukohteena käytettiin eri trofiatasojen indikaattorilajeja. Käytetyt vertailulajit olivat perifytoneliöstö, rakkolevä, murtovesipolyyyppi (*Laomedea loveni*), merirokko (*Balanus improvisus*), kilkki, sekä Olkiluodossa indikaattorilajeina käytettävät sinisimpukka ja itämerensimpukka. Tutkimuksen yhteydessä tehtiin lisäksi pienimuotoinen kartoitus valekirjosimpukan tämänhetkisestä levinneisyydestä ja populaation tilasta Loviisan merialueella STUK:en mahdollisen näytteenottoverkoston suunnittelua ajatellen. Työhön sisältyi myös vaihtoehtoisten aineiston keruumenetelmien testausta populaatiokartoitusten ja indikaattorilajitutkimusten tarpeisiin. Tutkimuksen tuloksia tullaan hyödyntämään ydinvoimaloiden ympäristötarkkailuissa sekä radioekologisissa tutkimuksissa.

-
- 1: Radionuklidit ovat virittyneessä tilassa olevia atomeja, jotka lähettävät radioaktiivista säteilyä pyrkiessään kohti stabiilia tilaa.
 - 2: Nuklidikohtainen fysiologinen puoliintumisaika, jonka kuluessa radionuklidin aktiivisuus on laskenut puoleen alkuperäisestä.
 - 3: Kertaalleen sedimentoituneen materiaalin mobilisoituminen takaisin vesifaasiin.
 - 4: Saman alkuaineen atomeja, joilla on ytimessään eri määrä neutroneja, kutsutaan isotoopeiksi.
 - 5: Kasvien pinnoilla tai muilla pinnoilla kasvavat.

2. Tutkimusalue

Loviisan ydinvoimala sijaitsee Hästholmenin saarella, noin 12 km:n etäisyydellä Loviisan kaupungista eteläkaakkoon. Saaren länsipuolella sijaitsee Hudöfjärdenin lahti, josta voimalaitos ottaa jäähdytysvetensä. Jäähdytysvesien purku tapahtuu saaren itäpuolella sijaitsevaan Hästholmsfjärdenin lahteen. Purkuvesi on keskimäärin 10 °C sisään otettavaa vettä lämpimämpää ja sen on todettu kohottavan pintaveden keskilämpötilaa 2 – 4 °C puolen kilometrin ja 1 – 2,5 °C 1 – 2 km:n etäisyydellä purkupaikasta (Ilus 1993). Jäähdytysvesien lämpövaikutuksista johtuen vesipatsaan lämpötilakerrostuneisuus kestää lähialueella 1 - 2 kuukautta normaalia pidempään. Myös talviset jääolosuhteet ovat heikommat ja vuosittainen jääpeitteinen kausi kestää keskimääräistä lyhyemmän ajan (Imatran Voima Oy 1993). Näytteet kerättiin 4.5. – 1.11.2005 välisenä aikana Loviisan merialueelta 0,1 – 20 km:n etäisyydeltä voimalaitoksen purkuvesiaukosta. Näytteenottopisteitä oli kaikkiaan 9 KMI (kuva 1), joista kuusi oli varsinaisia simpukkanäytepisteitä ja kolmelta muulta kerättiin joko vertailulaji- tai merivesinäytteitä.



Kuva 1. Näytteenottopisteet. 1: Ottoaukko; 2: Halkokari; 3: Björkholmen; 4: Klobbfjärden; 5: Pernajanlahti; 6: Ahvenkoskenlahti; 7: Åmusholmen; 8: Hästholmsfjärden; 9: Vådholmsfjärden. Mustalla merkityt ovat simpukkanäytepisteitä. X osoittaa ydinvoimalan sijainnin.

Simpukkanäytteenottopisteistä kolme - Halkokari, Björkholmen ja Klobbfjärden - sijaitsevat Hästholmsfjärdenin lahdella. Halkokari on pieni saareke noin 100 m:n etäisyydellä purkuaukosta. Näytteet otettiin pohjoispuolen rantavyöhykkeessä. Voimalan jäähdytysvesien lämpökuormituksesta johtuen Halkokarin vesi on keskimääräistä lämpimämpää. Kasvukauden keskilämpötila pisteellä oli vuonna 2005 yli 6 °C vertailualueiden lämpötiloja korkeampia (taulukko 1). Halkokarin pisteelle tunnusomaista on myös jäähdytysvesien synnyttämä voimakas turbulenttinen virtaus, joka sekoittaa vesipatsaan pintakerrosta tehokkaasti. Björkholmenin piste sijaitsee noin kilometrin päässä purkuaukolta itään ja Klobbfjärden noin 3 km koilliseen. Jäähdytysvesien vaikutus ulottuu molemmille pisteille. Kasvukauden keskilämpötila pintavedessä oli vuonna 2005 Björkholmenilla noin 5 °C ja Klobbfjärdenillä hieman alle 4 °C Pernajanlahden lämpötilaa korkeampi (taulukko 1). Klobbfjärdenin piste on yhteydessä Ahvenkoskenselän puolelle laskevan Tesjoen suualueeseen kapean Jomalsundetin salmen kautta, minkä vuoksi sille tulee runsaasti kiintoainesta sisältävää, makeaa jokivettä. Tästä johtuen Klobbfjärdenille on tunnusomaista muita pisteitä alhaisempi näkösyvyys ja saliniteetti (taulukko 1).

Hudöfjärdenin puolella näytteet kerättiin noin 100 – 200 m:n etäisyydeltä voimalan jäähdytysveden ottoaukosta. Myös tällä pisteellä veden keskilämpötilat ovat hieman tavallista korkeammat, vaikkakin voimalan aiheuttama lämpökuormitus on selkeästi vähäisempää kuin Hästholmsfjärdenin puolella. Ottoaukon pisteelle muodostuu talvisin myös jääpeite. Edellä mainittujen näytteenottopisteiden lisäksi simpukkanäytteitä otettiin kahdelta voimalaitoksen lämpövaikutusalueen ulkopuoliselta vertailupisteeltä, Pernajanlahdelta ja Ahvenkoskenlahdelta, joista jälkimmäisellä ei valekirjosimpukkaa tavattu lainkaan. Pernajanlahdelle laskee mantereelta mm. Koskenkylänjoen ja useiden pienempien jokien ravinteikkaita ja korkeita kiintoainespitoisuuksia sisältäviä vesiä. Tämän vuoksi pisteen näkösyvyys on huono ja ravinnepitoisuudet muita pisteitä korkeampia. Pernajanlahden veden lämpötila ja talvinen jäättilanne vastaavat normaaleja itäisen Suomenlahden rannikkovesien keskiarvoja (taulukko 1).

Taulukko 1. Vedenlaadun (lämpötila, suola- ja ravinnepitoisuudet, näkösyvyys ja veden kiintoainespitoisuus) kasvukausikeskiarvot (kuukausikeskiarvojen keskiarvo ajalta touko-lokakuu) pintavedessä (0-1 m) simpukkapisteillä vuonna 2004 ja 2005 (Mattila & Ilus 2006). Ahvenkoskenlahdella ei suoritettu veden laatusuranta. Pernajanlahdella ei ole vedenlaatusurantoja vuodelta 2004.

	Ottoaaukko		Halkokari		Björkholmen		Klobbfjärden		Pernaja
	2004	2005	2004	2005	2004	2005	2004	2005	2005
Lämpötila (°C)	13,3	14,5	18,9	19,3	17,5	17,8	16,3	16,4	12,7
pH	8,1	8,3	8,1	8,2	8,1	8,2	8,2	8,2	-
Saliniteetti (‰)	4,42	4,15	4,28	4,16	4,35	4,15	4,08	3,93	4,15
Ptot (µg l ⁻¹)	31	21	25	22	29	24	24	24	37
Ntot (µg l ⁻¹)	382	400	389	408	400	410	433	450	479
Näkösyvyys (m)	3,2	2,8	2,8	2,5	2,8	2,5	2,0	1,8	1,7
Kiintoaine (mg l ⁻¹)	2,8	2,8	2,5	3,3	3,1	3,5	4,1	4,3	-

Simpukkanäytteenottopisteet valittiin pääosin edellisvuotisten simpukkahavaintojen sekä keväällä tehtyjen kartoitussukellusten perusteella. Lisäksi pisteitä valittaessa otettiin huomioon ydinvoimalan jäähdytysvesien leviämisseuranta ja pisteen etäisyys purkuaukosta vesiteitse, jotta saatiin näytteitä eri etäisyyksiltä päästölähteestä. Vertailupisteet valittiin voimalan lämpövaikutusalueen ulkopuolelta ja niin etäältä purkupaikasta, ettei voimalaitosperäisiä radionuklideja voida olettaa niillä olevan. Pernajanlahdella tiedettiin edellisvuotisten havaintojen perusteella esiintyvän oma valesimpukkapopulaationsa, mutta Ahvenkoskenlahdella ei aiempiakaan simpukkahavaintoja ollut.

Osa Loviisan vertailulaji- ja merivesinäytteistä kerättiin muilta, simpukkapisteiden läheisiltä näytteenottopisteiltä. Tällaisia pisteitä ovat meriveden radionuklidipitoisuuden seurantaan kuuluvat Hästholmsfjärden ja Vådholmsfjärden sekä toinen rakkoleväpiste, Hästholmenin pohjoispuolella sijaitseva Åmusholmen (kuva 1). Sinisimpukka- ja Itämerensimpukkanäytteet kerättiin n. 0,5 km etäisyydeltä Olkiluodon ydinvoimalan jäähdytysvesien purkuaukosta ja mittausotokset suhteutettiin lähiympäristön meriveden radionuklidipitoisuuksiin. Sekä vesinäytteet, että vertailulajinäytteistä rakkolevä, kilkki ja Olkiluodon simpukkanäytteet saatiin kerättyä STUK:en tarkkailuohjelman puitteissa. Tämän lisäksi Halkokarille ja Pernajanlahdelle asennettiin ylimääräiset perifytonkeräimet. Lisäksi vertailuun päätettiin ottaa mukaan merirokko ja murtovesipolyyyppi, koska näytteet oli helposti saatavilla simpukkakeräyksen yhteydessä ja kyseiset lajit tarjosivat erinomaisen vertailumahdollisuuden (taulukko 2).

Taulukko 2. Loviisan näytteenottopisteiltä radionuklidimääryksiä varten otetut indikaattorilaji- ja merivesinäytteet.

Piste	<i>Mytilus</i>	<i>Mytilus</i> 0+	<i>Fucus</i>	<i>Saduria</i>	<i>Balanus</i>	<i>Laomedea</i>	Perifyton	Merivesi
Ottoaukko		•			•	•		
Halkokari	•	•			•		•	•
Björkholmen	•	•	•		•			
Klobbfjärden	•	•			•	•		•
Pernajanlahti		•			•	•	•	•
Ahvenkoskenl.		•						
Åmusholmen			•					
Hästholmsfj.				•				•
Vådholmsfj.								•

3. Aineisto ja menetelmät

3.1. Aineiston keruu

3.1.1 Simpukkanäytteet

Simpukkanäytteitä kerättiin kahdella eri menetelmällä: sukeltaen ja keinotekoisilla kiinnittymisalustoilla (kuva 2). Keräyslevyjen käyttö perustui simpukoiden planktisen toukkavaiheen hyödyntämiseen. Toukkamuodot eli veligerit kiinnittyivät kesän aikana keräimiin, joten niiden ikä tunnettiin muutaman kuukauden tarkkuudella. Sukeltamalla kerättiin puolestaan luonnonpinnoilta näytteitä, jotka koostuivat eri-ikäisiä yksilöistä luonnollista populaatiota vastaavassa suhteessa.

Polyeteenistä valmistetut, 45 x 45 cm:n kokoiset levyt asennettiin kullekin pisteelle vuonna 2005 touko-kesäkuussa ja pidettiin vedessä marraskuun alkuun saakka. Keräimet nostettiin 1.11. ja levyt pakastettiin sellaisenaan, pakattuna muovisäkkeihin. Kullakin pisteellä oli kaksi levyä: 3 ja 5 m:n syvyydellä. Syvyyksien valinnat perustuivat Antsulevichin ym. (2003) tekemiin havaintoihin vaeltajasimpukan toukkavaiheiden esiintymisestä vesipatsaan planktoneliöstössä itäisellä Suomenlahdella sekä vuoden 2004 näytteenottokokeiluihin Loviisassa. Vuonna 2004 keräyslevyjä pidettiin koemielessä Halkokarilla, Klobbfjärdenillä ja Pernajanlahdella. Keräysjakso kesti tuolloin toukokuun alusta syyskuun loppuun.



Kuva 2. Simpukkakeräin nostotilanteessa. Vasemmalla näkyy ylemmän, 3 m:n syvyydellä olleen keräyslevyn ja oikealla alemman, 5 m levyn alapinta.

Indikaattorinäytteitä varten sukelluksilla kerättiin simpukkamassaa 3 - 4 m:n syvyydestä. Simpukoita kaavittiin luonnonpinnoilta eli lähinnä kivenlohkareiden pystyseinämistä verkkokassiin. Veneessä simpukoita huuhdottiin merivedellä irtonaisen hiukkasmateriaalin poistamiseksi, minkä jälkeen ne siirrettiin muovipussiin. Pusseihin merkittiin näytteenottosyvyys, -piste ja -päivämäärä. Ennen jatkokäsittelyä näytteestä poistettiin kuolleet yksilöt eli tyhjät ja auenneet kuoret mahdollisimman tarkasti. Osa näytteistä käsiteltiin tuoreena, osa pakastettiin ja käsiteltiin myöhemmin. Simpukkapopulaatio oli riittävän tiheä massanäytteiden keräämiseen kaikilla kolmella Hästholmsfjärdenin pisteellä. Halkokarilta näytteitä kerättiin muutaman viikon välein ja Björkholmenilta ja Klobbfjärdeniltä kahdesti kauden aikana: kesäkuun puolivälissä ja marraskuun alussa.

Simpukkapopulaation kuvaamiseen tarvittavat pinta-alanäytteet kerättiin siten, että sukeltaja kaapi jäykällä, ohuella muovilastalla neliönmuotoisen alan noutimeen mahdollisimman tarkasti. Tämän jälkeen alan sivut mitattiin 1 cm tarkkuudella. Näytteiden keruuta varten teetettiin erityinen noudin (kuva 3), jossa keräyspussin suulla oli kahvoilla varustettu, 10 x 30 cm:n kokoinen metallikehikko. Kehikko painettiin kiven pystypintaa vasten, kaavittavan alan alapuolelle, jolloin simpukat saatiin talteen mahdollisimman tarkasti. Sen avulla myös alla olevan keräyspussin suu pysyi avoimena. Pussi oli tiheäsilmäistä (\varnothing 0,8 mm) havasta ja se voitiin eristää kiristysnauhojen avulla viiteen osioon, mikä mahdollisti useamman rinnakkaisnäytteen ottamisen samalla sukelluksella. Toimintaperiaatteeltaan noudin muistutti nk. Kautskyn noudinta, johon tämän lisäksi kuuluu kiinteä, kaavittavan alan rajaava kehikko. Tässä tapauksessa alaa ei kuitenkaan haluttu vakioida, koska simpukoiden tiheydet eri pisteillä vaihtelivat huomattavasti. Sääntönä alan valinnassa oli, että valittiin suhteellisen tiheä otos, josta kaavittiin sellainen ala, että se oli kokonaisuudessaan laskettavissa ilman osituksia.



Kuva 3. Simpukkanoudin

Luonnonpintojen pinta-alanäytteet kerättiin kesäkuun puolivälissä ja marraskuun alussa, mikä mahdollisti populaatorakenteen tarkastelun ennen ja jälkeen kesän poikasten asettumisen. Otoskoot käsittivät yhdestä neljään rinnakkaisnäytettä. Pistekohtainen erittely lasketuista näytteistä on esitetty taulukossa 3. Pernajanlahdelta ei kesäkuussa tavattu simpukoita lainkaan. Klobbfjärdeniltä edustavaa näytettä ei onnistuttu syksyllä saamaan simpukoiden laikuittaisen esiintymisen ja suuren kuolleiden yksilöiden määrän vuoksi. Kukin pinta-alanäyte pakattiin omaan muovipussiinsa, johon kirjattiin näytteenottopiste, -syvyys ja -päivämäärä sekä pinta-ala, jolta näyte on kaavittu. Näytteet pakastettiin myöhempää laskentaa varten.

Sukellusnäytteiden keruun yhteydessä tehtiin silmämääräinen, subjektiivinen tiheysarvio jokaisen pisteen simpukkapopulaatiosta. Sukeltaja arvioi simpukoiden tiheyttä eri syvyysvyöhykkeissä asteikolla 0-5 siten, että vyöhyke, jolla simpukkahavaintoja ei tehty lainkaan, sai arvon 0 ja vyöhyke, jossa pinnat olivat lähes 100-prosenttisesti simpukoiden peitossa puolestaan arvon 5 (taulukko 4). Subjektiivisuudesta aiheutuvan virheen minimoimiseksi arviot teki sama henkilö kaikilla pisteillä.

Taulukko 3. Luonnonpinnoilta kesällä ja syksyllä vuonna 2005 kerättyjen pinta-alanäytteiden näytekohtaiset alat (cm²) ja näytteenottosyvyydet (m).

Piste	pvm.	Syvyys (m)	Ala (cm ²)
Halkokari	14.6.2005	4	200
	14.6.2005	4	200
	3.11.2005	2	180
	3.11.2005	3	120
	3.11.2005	2	150
Björkholmen	14.6.2005	3	200
	14.6.2005	3	300
	3.11.2005	3	168
	3.11.2005	1	120
	3.11.2005	3	100
Klobbfjärden	17.6.2005	4	300
	17.6.2005	4	1600
	17.6.2005	4	10000
Ottoaaukko	22.6.2005	3	2500
	4.11.2005	2	450
	4.11.2005	2	300
	4.11.2005	2	225
Pernaja	17.6.2005	1	2500
	4.11.2005	3	250
	4.11.2005	3	198
	4.11.2005	3	254
	4.11.2005	3	400

Taulukko 4. Silmämääräisessä tiheysarvioinnissa käytetty, kuusiportainen peittävyysasteikko. Peittävyys tarkoittaa prosenttiosuutta, joka kovista pinnoista keskimäärin oli simpukoiden peitossa.

Peittävyys (%)	Arvo
ei havaintoja	0
<20	1
20-40	2
40-60	3
60-80	4
>80	5

3.1.2 Vertailunäytteet

Perifyton- eli päällyseliöstönäyte voi muodostua erilaisista tunnetun ajanjakson aikana alustalle kehittyvistä eliöistä. Pääosa näytemassasta muodostui kuitenkin erilaisista epifyyttileivistä. Näytteet kerättiin polykarbonaattilevyjen avulla. Puhdas, kirkas, 50 x 50 cm:n kokoinen levy asennettiin pystysuunnassa vesipatsaaseen, noin 1 m:n syvyydelle. Keräysjakson päätyttyä levy nostettiin veneen pohjalle sille varattuun, puhtaaseen kaukaloon ja kaavittiin molemmilta puoliltaan puhtaaksi lastalla. Kaukalosta perifytonmassa huuhdeltiin merivedellä varovasti purkkiin, johon merkittiin

näytteen keräysjakso ja -paikka. Perifytonnäytteitä kerättiin kahdelta pisteeltä: Halkokarilta ja Pernajanlahdelta. Halkokarin keräyslevy koettiin aina simpukkasukellusten yhteydessä. Pernajanlahdella levy koettiin kesäkuussa kuukauden keräysjakson jälkeen, mistä eteenpäin keräys jatkui yhtenäisenä marraskuun alkuun saakka.

Rakkolevä on ruskoleviin (Phaeophyta) kuuluva, monivuotinen makrolevä, jonka on useissa tutkimuksissa todettu rikastavan itseensä tehokkaasti erilaisia hivenaineita, erityisesti metalleja (IAEA 1985). Rakkolevänäytteet kerättiin sukeltaen. Hyväkuntoisia kasvustoja poimittiin verkkokassiin, josta veneessä valutettiin ylimääräiset vedet pois. Näytteestä ravisteltiin roskat ja pienet kasvustojen seassa elävät selkärangattomat eliöt imupaperin päällä, minkä jälkeen kasvustot pakattiin muovisukkaan, johon merkittiin näytteen tuoremassa, näytteenottopiste ja -päivämäärä. Rakkolevänäytteitä kerättiin Björkholmenilta ja Åmusholmenilta.

Selkärangaton murtovesipolyyyppi kuuluu onteloeläimiin (Leinikki ym. 2004). Eliöt ovat sessiilejä ja muodostavat runkokuntia erilaisille kovalle alustoille syvimmillään jopa 20 m:n syvyydessä. Polyypeilla on pitkän, varsimaisen jalan päässä polttiaissoluilla varustettuja pyyntilonkeroita, joilla ne pyydystävät vedestä ohi ajelehtivia pieneliöitä. Murtovesipolyyyppinäytteet kerättiin simpukkakeräinten köysistä Ottoaukolta, Klobbfjärdeniltä ja Pernajanlahdelta. Levyjen noston yhteydessä kiinnitysköydet otettiin talteen, runkokunnat kaavittiin köysistä irti, pakattiin merkittyihin rasioihin ja pakastettiin myöhempää käsittelyä varten.

Merirokko on siimajalkaisiin (Cirripedia) kuuluva, kalkkikuoren suojassa elävä sessiili äyriäinen, joka polyyyppien tavoin pyydystää vedestä pieniä planktisia eliöitä (Leinikki ym. 2004). Merirokolla on kuusi sulkamaisesti haaroittunutta jalkaparia, joilla se ottaa vedestä happea ja kauhoo ravintopartikkeleita. Eläin vaatii kiinnittymisalustakseen valekirjosimpukan tavoin kiinteän alustan ja myös sen poikasvaiheet ovat vapaasti vedessä keijuvia. Merirokkoinäytteet kerättiin samoista levyistä kuin simpukatkin.

Kilkki on Itämeren pohjasedimentissä elävä, kasvijätettä ja erilaisia raatoja syövä äyriäinen. Eläimet pyydettiin Hästhofsfjärdenin lahdelta rapumerroilla, joihin oli laitettu syötiksi kalaa. Merrat sijoitettiin noin 10 - 15 m:n syvyyteen ja koettiin päivittäin, kunnes analyysiin tarvittava määrä (n. 200 g) saatiin kokoon. Eläimet punnittiin ja pakastettiin heti pyynnin jälkeen.

Sinisimpukka muistuttaa elintavoiltaan valekirjosimpukkaa. Olkiluodosta kerätään yksi sinisimpukkanäyte joka kesä. Näytteenottopiste sijaitsee aivan voimalan jäähdytysvesivirran tuntumassa, muutaman sadan metrin päässä purkuaukosta. Analyysiin tarvittava näytemäärä on noin 200 g. Näyte kerättiin sukeltaen ja sinisimpukat poimittiin yksitellen verkkokassiin. Kerätyt eläimet huuhdeltiin merivedellä ylimääräisten irtahiukkasten poistamiseksi ja pakattiin pakasterasiaan, johon merkittiin näytteen keruu-aika ja -paikka. Näyte pakastettiin samana päivänä.

Toinen Olkiluodon seurannassa käytettävä simpukkalaji on itämerensimpukka, joka usein kirjallisuudessa esiintyy myös nimellä liejusimpukka. Itämerensimpukka poikkeaa valekirjo- ja sinisimpukasta elintavoiltaan merkittävästi. Lajin habitaattina ovat pehmeät hiekka- ja liejupohjat, joihin se kaivautuu siten, että vain ravinnonotto- ja hylkyputket pilkistävät sedimentin pinnan yläpuolelle (Leinikki ym. 2004). Ravinnokseen Itämerensimpukka käyttää sedimentin pinnalla elävää bakteerimassaa ja muita pieneliöitä. Itämerensimpukka ei myöskään kiinnity alustaansa, vaan pystyy tarpeen vaatiessa liikkumaan vahvan jalkansa avulla ja vaihtamaan elinympäristöään. Näyte kerättiin käyttäen Ekman -pohjanoudinta. Pohjasedimentti ajettiin veneessä seulan läpi siten, että simpukat jäivät seulalle, mistä ne huuhdottiin ja nypittiin atuloilla purkkiin. Näyte pakastettiin heti näytteenoton jälkeen.

3.1.3 Vesinäytteenotto

Koska ympäristön fysikaaliskemialliset tekijät vaikuttavat huomattavan paljon kaikkien eliöiden elintoimintoihin, on indikaattoritutkimuksen yhteydessä oleellista selvittää ainakin muuttujien keskimääräiset arvot tutkimusalueella. Lämpötila- ja suolagradienttien, veden kokonaisfosfori- ja -typpipitoisuuksien sekä näkösyvyystietojen saamiseksi hyödynnettiin STUK:en veden laadun seurannan tuloksia näytteenottopisteiltä. Tarkasteltaessa radionuklidien kertymistä eliöön suhteessa ympäristön pitoisuuteen, on tunnettava niiden aktiivisuuspitoisuudet lähialueen vesimassassa. Työssä hyödynnettiin ydinvoimalaitosten ympäristötarkkailun tuloksia.

3.2. Näytteiden käsittely

3.2.1 Pinta-alanäytteet

Luonnonpinnoilta kerätyt valekirjosimpukan pinta-alanäytteet levitettiin laskentaa varten laakealle tarjottimelle. Säilytuspussi käännettiin nurin ja sen sisäseinät huuhdeltiin vedellä, jotta pienimmätkin pussiin tarttuneet yksilöt saatiin mukaan. Näytteiden joukossa oli monenlaista roskaa, pieniä selkärangattomia, kuten katkoja (*Gammarus* spp.) ja jopa tokkoja (*Pomatoschistus* spp.), joten ne piti käydä luopin alla tarkasti läpi. Veden lisääminen massaan helpotti simpukoiden erottelua muusta materiaalista.

Simpukat nypittiin laskennan yhteydessä erilliseen, taarattuun kuppiin. Ensimmäiseksi nypityt 50 yksilöä mitattiin elektronisella työntömitalla 0,1 mm:n tarkkuudella. Mitattavien yksilöiden valikoituminen otokseen satunnaistettiin siten, että nyppiminen aloitettiin tietystä kohdasta tarjotinta ja poimittiin 50 yksilöä, joista seuraava oli aina sijainniltaan lähinnä edellistä poimittua. Sekä mitatut 50 yksilöä että koko laskettu simpukkamäärä punnittiin 0,01 g:n tarkkuudella.

Ennen indikaattorinäytteeksi valmistamista sulatetuilta keräyslevyiltä rajattiin viivoittimella alue, jolta laskettiin poikasten lukumäärä. Laskenta tapahtui levyn alapinnalta. Laskettavan alan koko vaihteli sen mukaan, kuinka tiheässä juveniileja levyllä oli. Otoksen tuli kattaa mieluiten useampi sata yksilöä, mutta olla kuitenkin sellainen, jonka pystyi kohtuullisessa ajassa laskemaan. Myös levyiltä mitattiin 50 ensimmäiseksi poimittua yksilöä, joiden valinta satunnaistettiin samalla tavoin kuin luonnon pinta-aloja laskettaessa. Sekä mitatut yksilöt, että koko laskettu määrä punnittiin. Vuonna 2004 vedessä pidetyiltä alustavilta koelevyiltä mitattujen simpukoiden otos oli pienempi, 30 yksilöä.

3.2.2 Gammaskpektrometriset näytteet

Koska keräyslevyille oli simpukoiden lisäksi tarttunut muitakin sessiilejä eliöitä, lähinnä merirokkoa, ei valekirjosimpukan poikasnäytemassaa voitu kaapia levyiltä sellaisenaan. Vuoden 2004 koelevyjen käsittelyn yhteydessä oli huomattu, että pakastamisen jälkeen simpukat irtosivat sulatetuilta levyiltä melko helposti ja ne saatiin eroteltua käyttäen sutia, jossa harjaksia oli hieman lyhennetty paremman jäykkyyden saavuttamiseksi. Merirokot olivat edelleen lujasti levyssä kiinni, joten niitä ei sudittaessa tullut mukaan näytteeseen. Osalla pisteistä massaa kertyi kesän aikana niin

vähän, että gammanäytteeseen oli käytettävä molemmat levyt. Klobbfjärdenillä ja Ottoaukolla simpukoita oli kertynyt kuitenkin niin runsaasti, että kummastakin levystä saatiin tehtyä omat näytteensä ja näin ollen voitiin tarkastella myös tulosten eroja samalla pisteellä eri syvyyksissä.

Sekä simpukka- että vertailunäytteiden valmistus gammanäytteeksi tapahtui näytelajista riippumatta samaa kaavaa noudattaen. Ympäristönäytteiden alhaisten radionuklidipitoisuuksien vuoksi näytemateriaalia pyritään konsentroimaan mahdollisimman suuri määrä pieneen tilaan, mahdollisimman lähelle ilmaisinta (Ikäheimonen ym. 2002). Tämän vuoksi näytemateriaalia kuivatettiin 105 °C:n lämpötilassa 24 h:n ajan. Kvantitatiivisissa mittauksissa analysoitavien nuklidien pitäisi myös jakautua näytemateriaalissa tasaisesti (Ikäheimonen ym. 2002), minkä vuoksi näytteet jauhettiin tehosekoittimessa tai käsin huumareessa hienoksi jauheeksi. Näytteiden välillä astiat, pinnat ja muut käytettävät välineet puhdistettiin etanolilla tai pesuaineella kontaminaation välttämiseksi.

Jauhettu näyte kaadettiin näytemäärästä riippuen joko 30 ml:n vetoiseen, sylinterinmuotoiseen nk. ”Williams” -purkkiin tai suurempaan, 110 ml:n ”T-purkkiin” ja puristettiin käsimännällä mahdollisimman tiiviiksi ja tasaiseksi kerrokseksi purkin pohjalle. Tiivistämisellä pyritään saavuttamaan paras mahdollinen mittausherkkyyys, joka edellyttää näytemateriaalin saattamista mahdollisimman pieneen tilavuuteen (Ikäheimonen ym. 2002). Näytteet punnittiin sekä tuoreena (TM), että kuivatettuna (KM). Näin saadun tuore- ja kuivapainon välisen suhteen avulla voidaan määrittää näytepurkissa olevaa materiaalia vastaava tuoreen näytteen määrä.

3.2.3 Strontiumnäytteet

Strontiumanalyysiä varten kuivatetuista ja homogenisoiduista näytteistä poistettiin häiritsevä orgaaninen materiaali polttamalla näytteet tuhkaksi 450 °C:n lämpötilassa (OHJE TKO 3.1.6). Puhdistettu näyte saatettiin liukoiseen muotoon, minkä jälkeen maa-alkalimetallit (joihin myös strontium lukeutuu) erotettiin kemiallisesti ja strontium saostettiin karbonaattina. Meriveden Sr-90-määrityksissä orgaanista ainesta ei poisteta vaan erottaminen aloitetaan suoraan konsentroidusta merivesinäytteestä suoritettavilla saostuksilla. Näytteiden käsittelystä vastasi STUK:en laboratoriohenkilökunta.

3.3. Mittaukset ja tulosten käsittely

3.3.1 Pinta-alanäytteiden analysointi

Luonnonpinnoilta kerätyistä valekirjosimpukan pinta-alanäytteistä laskettiin yksilömäärä kokonaisuudessaan ja suhteutettiin saatu lukumäärä neliömetrin alalle. Mitattujen otosten perusteella määritettiin yksilön keskipituus. Sekä mitatut 50 yksilöä että koko laskettu määrä punnittiin 0,01 g:n tarkkuudella, jotta voitiin arvioida yksilön keskimääräinen massa populaatiossa. Yksilöiden keskipainon ja tiheyden avulla laskettiin simpukkabiomassa grammoina neliometriä kohden. Mitattujen 50 yksilön otoksesta määritetyn keskipituuden, samasta otoksesta määritetyn yksilön keskipainon sekä kaikkien laskettujen yksilöiden otoksesta määritetyn keskimääräisen massan avulla muodostettiin verranto, jonka avulla saatiin keskipituus vastaamaan suurempaa otosta ja näin lähemmäs todellista arvoaan. Verranto oli muotoa:

$$\frac{\text{keskipituus}_{\text{mitatut}} \text{ (mm)}}{\text{keskim.mass}_{\text{mitatut}} \text{ (g)}} = \frac{\text{keskipituus}_{\text{lasketut}} \text{ (mm)}}{\text{keskim.mass}_{\text{lasketut}} \text{ (g)}}$$

Mitattujen otoksen pituuden keskihajonta suhteutettiin vastaamaan näin määritettyä keskipituutta prosenttimuunnoksen kautta. Lasketun otoksen simpukoille määritettiin senhetkinen kuntokerroin jakamalla keskimääräinen yksilömassa keskipituudella. Eri pisteiltä mitattujen pituuskeskiarvojen keskinäistä samankaltaisuutta testattiin t-testillä. Verrattaessa kesän ja syksyn näytteiden keskipituuksia samalta pisteeltä käytettiin parittaista t-testiä.

Ennen 0+ -simpukoiden erottelua keräyslevyltä gammanäytteeksi, rajattiin poikastiheyden ja vuoden lisääntymistuloksen arvioimiseksi jokaisen levyn alapinnalta tietty pinta-ala, jolta simpukat nypittiin pinseteillä ja laskettiin. Alan koko määräytyi sen mukaan, kuinka tiheässä juveniilejä levyllä oli. Tavoitteena oli saada useamman sadan yksilön otos, mikä onnistuikin kaikilla pisteillä. Myös levynäytteissä 50 ensimmäistä, satunnaisesti poimittua yksilöä mitattiin ja punnittiin. Laskettu otos punnittiin kokonaisuudessaan ja tulosten perusteella tehtiin vastaavat laskelmat kuin luonnonpinnoilta kerättyjen pinta-alanäytteiden kohdalla. Levyn sijaintisyvyyden vaikutusta poikasten kokoon testattiin parittaisella t-testillä. Pituuskeskiarvojen vertailussa pisteiden välillä käytettiin t-testiä.

3.3.2 Gammasppektrometrinen analyysi

Gammasppektrometria perustuu gammasäteilyn energiajakaumien rekisteröimiseen ja analysoimiseen. Analyysin avulla voidaan selvittää radioaktiivisia aineita sisältävän näytteen nuklidikoostumusta ja aktiivisuutta. Näytteiden mittaamiseen käytettiin germanium-puolijohdeilmalaitteita, joka hyvän energianerotuskykynsä ansiosta soveltuu parhaiten monimutkaistenkin säteilyspektrien mittaamiseen (Järvinen ym. 1988, Ikäheimonen ym. 2002). Ilmaisimessa syntyy radioaktiivisen hajoamisen seurauksena varaus, joka kerätään sähkökentän avulla virtapulsiksiksi. Kullakin radionuklidilla on sille tyypillinen energiajakauma, joka synnyttää ilmaisimessa vahvuudeltaan sitä vastaavan pulssin. Syntyvä heikko virtapulssi muuntuu esivahvistimessa jännitepulsiksiksi ja johdetaan edelleen vahvistimeen, jossa sitä muokataan ja vahvistetaan entisestään. Pulssinkorkeusanalysaattorissa tarkasteltava energia-alue on jaettu yhtä suuriin energiaväleihin, joita kutsutaan kanaviksi. Rekisteröityään vahvistimesta saapuvan jännitepulssin amplitudin, analysaattori lisää yhden havainnon sitä vastaavan kanavapaikan muistiin. Amplitudi on suoraan verrannollinen ilmaisimessa syntyneen varauksen energiaan ja siten myös nuklidikohtainen. Näin ollen tietyn kanavapaikan muistiin kertyvät havainnot kertovat taajuutta vastaavan radionuklidin hajoamisten määrästä näytteessä mittauksen aikana. Laite tulostaa eri kanaville laskettujen pulssimäärien jakaumasta kuvaajan eli spektrin, joka analysoidaan tietokoneella. Analysointiohjelma määrittää piikkien paikat ja pinta-alat sekä laskee niitä vastaavat energiat, joiden perusteella se tunnistaa nuklidit ja laskee niiden aktiivisuudet. Tulokset lasketaan kullekin havaitulle radionuklidille yksikkönä Bq (Becquerell = radioaktiivisten hajoamisten määrä s^{-1}) massa- tai tilavuusyksikössä. Ohjelma korjaa tulokset automaattisesti mm. taustasäteilyn ja näytteen iän mukaan. Analyysit suoritti STUK:en laboratoriohenkilökunta.

3.3.3 Strontiumanalyysi

Strontiumanalyysi on radiokemiallinen menetelmä, jossa strontium erotetaan näytteestä ioninvaihdon avulla. Analyysijä tehdään yleisesti melko vähän, koska menetelmä on varsin työläs ja hintava. Sr-90:n pitoisuus määritetään sen tytärnuklidin, yttrium-90:in (Y-90) kautta (OHJE TKO 3.1.6). Näytteestä erotetun strontiumsakan aktiivisuus mitataan verrannollisuuslaskurilla. Sakka sisältää Sr-89, Sr-90 ja Y-90:ia, joista havaittu laskentataajuus muodostuu. Mittauksen jälkeen sakka saatetaan jälleen liukoiseen muotoon, yttrium erotetaan kemiallisesti strontiumista ja saostetaan oksalaattisakaksi, jonka laskentataajuus mitataan jälleen verrannollisuuslaskurilla. Mittaustulosten perusteella määritetään strontiumin aktiivisuuspitoisuus näytteessä. Lyhytikäisen Sr-89:n ($t_{1/2} = 50,5$ d) osuus strontiumista pystytään määrittämään laskennallisesti Y-90-pitoisuuden

ja sen perusteella lasketun Sr-pitoisuuden perusteella. Strontiumanalyyseista vastasi STUK:en laboratoriohenkilökunta.

Verrannollisuuslaskuri kuuluu kaasutäytteisiin säteilyn ilmaisimiin, joissa kaasutäytteeseen mittakammioon synnytetään kahden elektrodin välinen sähkökenttä (Ikäheimonen ym. 2002, Järvinen ym. 1988). Sähkökentässä muodostuu radioaktiivisen, ionisoivan säteilyn vaikutuksesta ionipareja, jotka kerätään elektrodeille. Kammiossa syntyvä sähkökenttä on niin voimakas, että ionit ja elektronit monistavat itseään törmäillessään kammion täytekaasun molekyyliin, jotka puolestaan monistuvat edelleen. Tästä syntyy nk. elektronivyöry, jolloin elektrodille kertyvä varaus on monituhatkertainen alkuperäiseen verrattuna. Pulssi on kuitenkin suoraan verrannollinen alkuperäisten ioniparien määrään, joten se on muunnettavissa näytteen aktiivisuudeksi. Mittaustulokset ilmoitetaan yksikössä Bq massa- tai tilavuusyksikkö⁻¹.

3.3.4 Rikastumiskertoimien määrittäminen

Radionuklidien rikastumista simpukoihin ja vertailulajeihin tarkasteltiin suhteuttamalla eliönäytteessä havaittu radionuklidipitoisuus vastaavan nuklidin pitoisuuteen mahdollisimman läheisen merivesinäytteenottopisteen vedessä. Käytännössä laskettiin eliönäytteen pitoisuuden (Bq kg⁻¹ KM) suhde vesinäytteen pitoisuuteen (Bq l⁻¹) tietyille nuklidille. Rikastumiskertoimen määrittämisessä käytettiin ajankohdaltaan läheisimmän vesinäytteen pitoisuuksia tai mikäli eliönäyte oli otettu kahden vesinäytteenottoajankohdan puolivälin tienoilla, näiden keskiarvoa. Rikastumiskertoimet voitiin määrittää vain sellaisille nuklideille, joiden pitoisuudet vesinäytteessä ylittävät havaitsemisrajan 4 Bq m⁻³. Käytännössä nämä nuklidit olivat K-40, Cs-137 ja Sr-90.

4. Tulokset

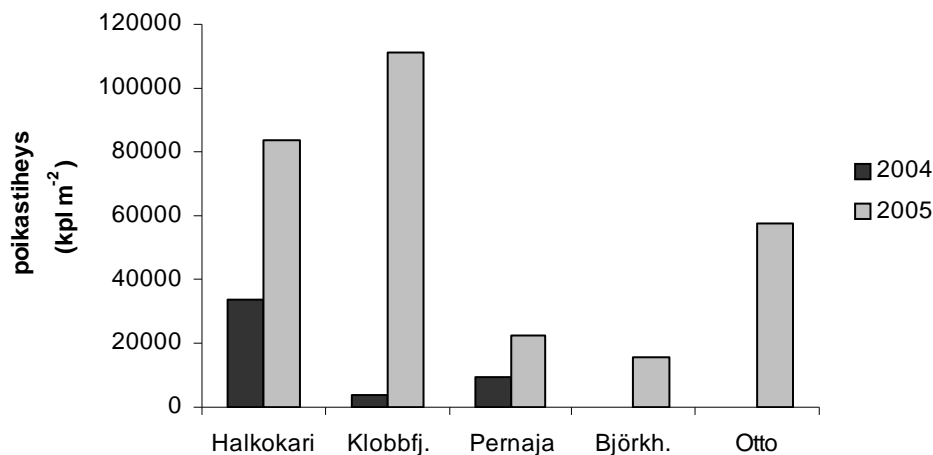
4.1. Keräyslevyjen juveniiliyhteisöt

Vuoden 2004 testilevyillä (Halkokari, Klobbfjärden ja Pernajanlahti) poikastiheddet olivat järjestelmällisesti suurempia 3 m:n syvyydessä kuin 5 m:ssä. Vuonna 2005 tiheydet olivat edelleen suurempia 3 m:ssä Klobbfjärdenillä ja Pernajanlahdella, mutta tilanne oli päinvastainen Halkokarilla, Björkholmenilla ja Ottoaukolla (taulukko 5). Molempien levyjen keskiarvoista

laskettuna poikastiheys kasvoi kaikilla kolmella pisteellä, joilla keräys suoritettiin molempina kesinä (kuva 4). Klobbfjärdenillä kasvu oli suurinta tiheyden ollessa lähes 30-kertainen vuoteen 2004 verrattuna. Halkokarilla ja Pernajanlahdella poikastiheys levyillä oli vuonna 2005 noin 2,5-kertainen edellisvuoteen nähden. Vuonna 2004 keskimäärin suurin poikastiheys havaittiin Halkokarilla ja vuonna 2005 Klobbfjärdenillä. Poikasten keskitiheydet olivat pienimmät vuonna 2004 Klobbfjärdenillä ja vuonna 2005 Björkholmenilla.

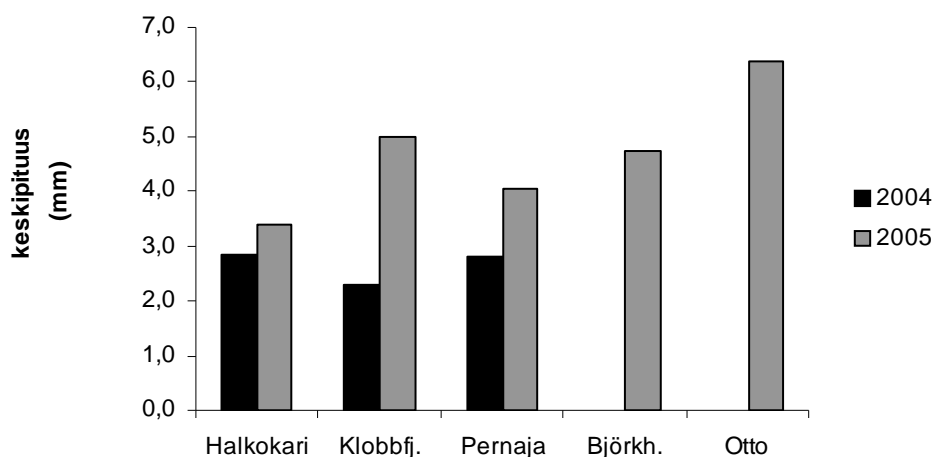
Taulukko 5. Keräyslevyiltä laskettujen ja mitattujen otosten perusteella määritetyt valekirjosimpukan poikastiheydet, neliömetrikohtaiset biomassat, simpukoiden keskipituus sekä otoksesta mitattu suurin ja pienin yksilö. Tiheydet ja neliömetrikohtainen biomassa on esitetty kahden merkitsevän numeron tarkkuudella. Keskipituuden prosentuaalinen keskihajonta on esitetty sarakkeen alaindeksinä (sd %).

Piste	Keräysjakso	Syvyys (m)	KMI m ⁻²	g m ⁻²	Keskipit. (mm) _{sd %}	Suurin (mm)	Pienin (mm)
Ottoaukko	13.5.-1.11.2005	3	43000	1800	7,3 ₃₅	10,5	1,8
	13.5.-1.11.2005	5	72000	1700	5,4 ₄₅	10,7	2,0
Halkokari	1.5.-30.9.2004	3	43000	250	3,0 ₅₂	7,2	0,5
	1.5.-30.9.2004	5	25000	130	2,7 ₅₈	7,2	1,2
	13.5.-1.11.2005	3	36000	270	2,6 ₄₈	8,9	1,6
	13.5.-1.11.2005	5	130000	1900	4,2 ₃₉	8,3	1,7
Björkholmen	16.6.-1.11.2005	3	12000	290	4,5 ₃₃	9,2	2,3
	16.6.-1.11.2005	5	19000	390	5,0 ₄₇	8,7	1,2
Klobbfjärden	1.5.-30.9.2004	3	5500	20	3,8 ₅₀	5,6	0,9
	1.5.-30.9.2004	5	2300	1	0,8 ₅₅	4,4	0,6
	13.5.-1.11.2005	3	130000	3600	6,1 ₅₈	12,6	1,0
	13.5.-1.11.2005	5	90000	1200	3,9 ₄₃	8,3	1,2
Pernajanlahti	1.5.-30.9.2004	3	15000	100	3,2 ₂₂	5,6	2,1
	1.5.-30.9.2004	5	3800	10	2,4 ₂₃	4,5	2,0
	13.5.-1.11.2005	3	34000	660	5,8 ₄₀	7,1	1,5
	13.5.-1.11.2005	5	11000	60	2,3 ₃₈	6,0	1,5



Kuva 4. Valekirjosimpukan pistekohtaiset poikastiheydet (KMI m⁻²) keräyslevyillä vuosina 2004 ja 2005. Arvot ovat 3 ja 5 m levyjen keskiarvoja. Björkholmenilla ja Ottoaukolla ei ollut keräintä vuonna 2004.

Vuonna 2004 poikasten keskipituus oli kaikilla pisteillä 3 m:ssä suurempi kuin 5 m:n levyillä (t-testin merkitsevyystaso $p < 0,05$ kaikilla pisteillä). Vuonna 2005 keskipituus 3 m:n levyillä oli suurempi Ottoaukolla, Klobbfjärdenillä ja Pernajanlahdella, kun taas Halkokarilla ja Björkholmenilla poikasten keskipituus oli 5 m:ssä suurempi (taulukko 5). Poikasten keskipituudet 3 ja 5 m levyillä poikkesivat vuonna 2005 merkittävästi toisistaan ($p < 0,05$) Halkokarilla, Björkholmenilla ja Pernajanlahdella. Suurimmat keskimääräiset keskipituudet (3 ja 5 m:n keskiarvo) havaittiin vuonna 2004 Halkokarilla ja vuonna 2005 Ottoaukolla (kuva 5). Pienimpiä poikaset olivat vuonna 2004 Klobbfjärdenillä ja vuonna 2005 Halkokarilla. Vuonna 2004 erot poikasten keskipituudessa olivat merkittäviä ($p < 0,05$) kaikkien pisteiden kesken. Vuoden 2005 havainnoissa Halkokari, Klobbfjärden ja Pernajanlahti muodostivat oman, poikasten koon suhteen yhtenevän ryhmän ($p > 0,05$), kuten myös Ottoaukko ja Björkholmen. Kaikki näiden ryhmien väliset pistevertailut viittasivat eroihin keskipituudessa ($p < 0,05$) (taulukko 6).

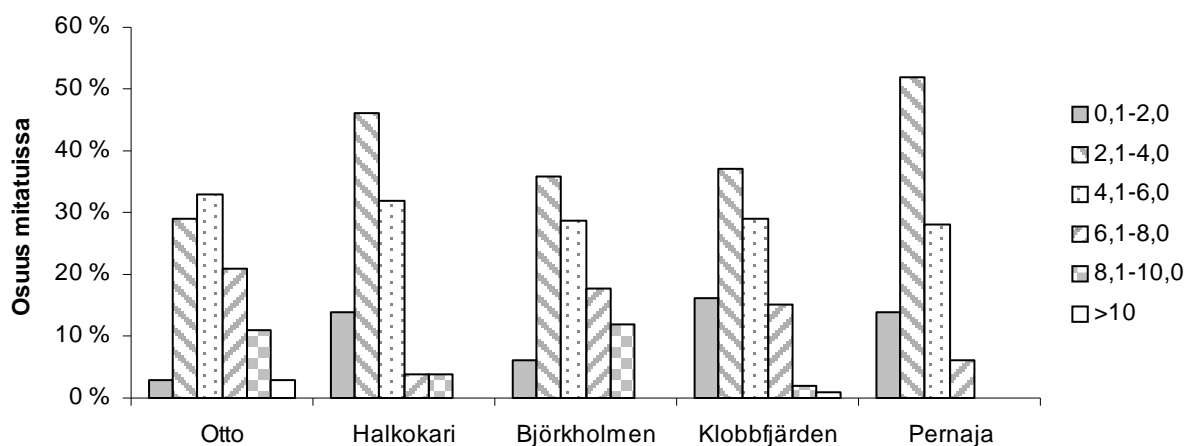


Kuva 5. Valekirjosimpukan poikasten keskipituudet (mm) keräysjakson lopussa vuosina 2004 ja 2005. Arvot ovat 3 ja 5 m levyjen keskiarvoja. Björkholmenilla ja Ottoaukolla ei ollut keräintä vuonna 2004.

Taulukko 6. T-testin tuottamat p-arvot eri pisteiden poikasten pituusotosvertailussa vuonna 2005. Lihavoidut ovat tapauksia, joissa nollahypoteesi jää voimaan ($p > 0,05$) eli erot otosten välillä eivät ole merkittäviä. *Halkokarin poiju- ja levynäytteen vertailussa on käytetty parittaista t-testiä, koska sama näytteenottopiste synnyttää otosten välille riippuvuuden.

	Halkokari	Björkholmen	Klobbfjärden	Pernaja	Halkokari poiju
Otto	2,9E-08	1,5E-01	1,5E-05	4,6E-11	1,7E-17
Halkokari		2,9E-05	3,6E-01	2,6E-01	* 5,2E-30
Björkholmen			2,7E-03	1,4E-07	7,7E-19
Klobbfjärden				5,3E-02	1,5E-21
Pernaja					3,0E-22

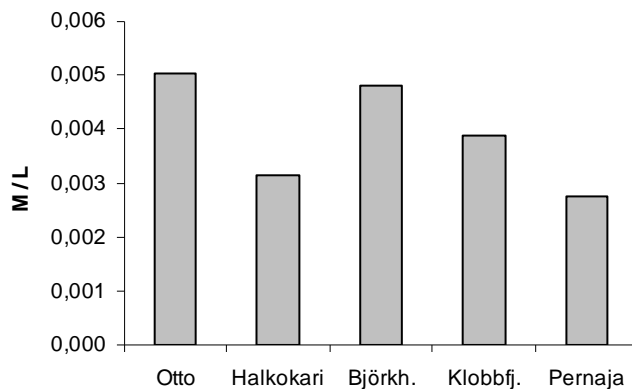
Poikasten pituudet vaihtelivat levyiltä poimituissa otoksissa vuonna 2004 välillä 0,5 – 7,2 mm ja vuonna 2005 välillä 1,0 – 12,6 mm (taulukko 5). Sekä suurin että pienin yksilö löytyivät molempina vuosina samoilta pisteiltä, vuonna 2004 Halkokarilta ja vuonna 2005 Klobbfjärdeniltä. Alle 6,1 mm:n pituiset yksilöt muodostivat vuonna 2005 kaikissa otoksissa yli puolet mitatuista poikasista (kuva 6). Pernajanlahden ja Halkokarin kokojakauma oli painottunut keskimäärin pienempiin kokoluokkiin kuin muilla pisteillä alle 6,1 mm:n pituisten yksilöiden muodostaessa yli 90 % mitatuista (3 ja 5 m keskiarvo). Klobbfjärdenillä alle 6,1 mm:n yksilöiden osuus oli noin 80 %. Suurempien kokoluokkien (yli 6 mm) osuudet mitatuista poikasista olivat suurimmat Ottoaukolla (35 %) ja Björkholmenilla (30 %). Yli 10 mm:n pituisia yksilöitä mitattiin ainoastaan Ottoaukon ja Klobbfjärdenin levyiltä.



Kuva 6. Kokoluokkien (mm) osuudet (%) keräyslevyiltä mitatuissa otoksissa näytteenottopisteillä vuoden 2005 keräysjakson lopussa. Osuudet ovat 3 ja 5 m:n levyjen keskiarvoja. Huomaa, että arvoakselin asteikko päättyy 60 %:in!

Vuonna 2004 neliömetrikohtainen poikasbiomassa oli keräysjakson lopussa suurin Halkokarilla 3 m:ssä ja vuonna 2005 Klobbfjärdenin 3 m:n levyllä (taulukko 5). Keskimääräinen alakohtainen biomassa (3 ja 5 m levyjen keskiarvo) oli suurin samoilla pisteillä. Pienimmät alakohtaiset poikasbiomassat määritettiin vuonna 2004 Klobbfjärdenillä 3 m:ssä ja vuonna 2005 Pernajanlahden 5 m:n levyiltä. Levyjen keskiarvobiomassat olivat pienimmät samoilla pisteillä. Vuoden 2005 otoksista määritetty yksilön keskimääräinen kuntokerroin oli aavistuksen korkeampi Ottoaukolla ja Björkholmenilla (0,005) kuin Halkokarilla ja Pernajanlahdella (0,003) (3 ja 5 m otosten keskiarvo) (kuva 7). Suurin kuntokerroin (0,006) määritettiin Ottoaukon ja Björkholmenin 3 m levyjen otoksista ja pienin (0,002) Pernajanlahden 5 m levyn otoksesta.

Halkokarin keräimen merkkipoijuun, vesipatsaan ylimpään 1,5 m kerrokseen, oli kesän aikana kehittynyt erittäin tiheä ja hyvinvoiva juveniiliyhteisö. Poijusta otetussa näytteessä poikasten keskipituus, 11,5 mm (keskihajonta 3,5 mm) poikkesi selvästi kaikista levyiltä mitatuista otoksista (taulukko 6). Suurin näytteestä mitattu yksilö oli kooltaan 17,2 mm ja pienin 4,5 mm pitkä. Otokselle laskettu kuntokerroin oli 0,014.



Kuva 7. Valekirjosimpukan poikasten kuntokerroin eli keskimääräisen yksilökohtaisen massan (g) ja pituuden (mm) välinen suhde (M/L) näytteenottoasteilla syksyllä 2005. Laskennassa on käytetty 3 ja 5 m levyjen keskiarvoja.

4.2. Simpukkapopulaatio luonnonpinnoilla

Silmämääräiseen tiheysarvioon lukeutuivat mukaan vain useamman vuoden ikäiset simpukat, koska alle senttimetrin mittaisia yksilöitä oli käytännössä mahdotonta erottaa veden alla muiden epiliittisten eliöiden joukosta. Ottoaukolla näköhavaintoja tehtiin muutamista yksittäisistä aikuisista yksilöistä 1 - 3 m:n syvyydessä (taulukko 7). Halkokarilla kivenlohkareitten pinnat olivat kauttaaltaan lähes sataprosenttisesti simpukkamassan peitossa 3,5 - 4 m:n syvyyteen asti. Viimeiset simpukkahavainnot tehtiin noin 5 m:n syvyydestä. Björkholmenilla tiheä simpukkapopulaatio peitti kiviä noin 0,5 m:stä alkaen. Peittoaste oli lähes 100 % 2 - 4 m:n syvyydellä harventuen syvemmillä nopeasti. Viimeiset näköhavainnot aikuisista yksilöistä tehtiin jokseenkin samasta syvyydestä kuin Halkokarilla. Klobbfjärdenillä aikuisia simpukoita oli paikoitellen runsaasti, jopa yli 80 %:n peittoasteella, mutta esiintyminen oli varsin pienialaista ja laikuittaista. Tiheimmät esiintymät olivat tälläkin pisteellä 2 - 4 m:n syvyydvyöhykkeessä. Silmiinpistävää Klobbfjärdenillä oli tyhjien, auenneiden kuorten runsas osuus, jopa puolet simpukkamassasta. Kesäkuussa ei tehty näköhavaintoja simpukoista Pernajanlahdella eikä Ahvenkoskenlahdella.

Taulukko 7. Silmämääräisen tiheysarvioinnin tulokset eri syvyysvyöhykkeissä kesäkuussa 2005.

syvyys	0-2 m	2-4 m	4-6 m
Ottoaukko	1	1	0
Halkokari	5	5	2
Björkholmen	4	5	2
Klobbfjärden	2	3	1
Pernaja	0	0	0
Ahvenkoskenl.	0	0	0

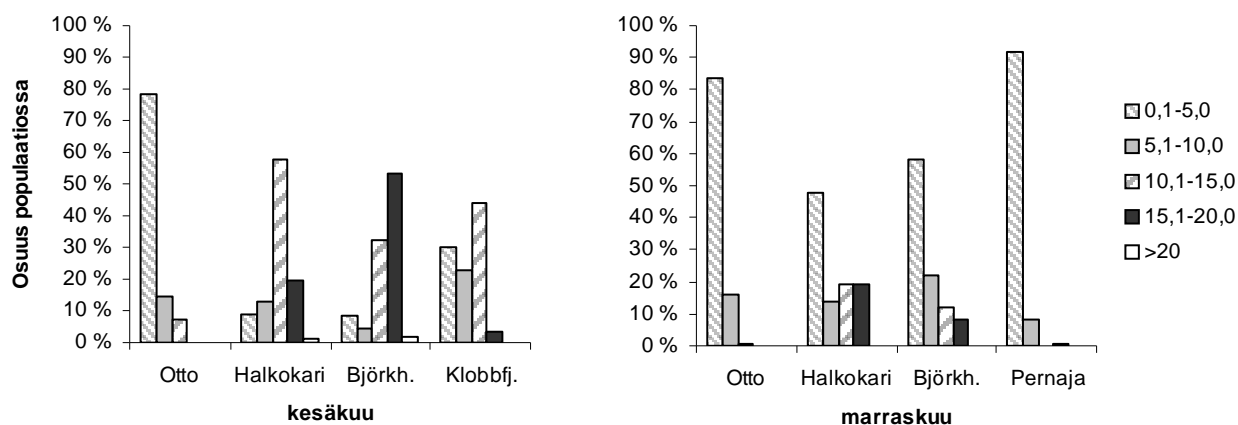
Lasketuissa pinta-alanäytteissä simpukoiden tiheydet vaihtelivat huomattavasti laskettujen otosten välillä (taulukko 8). Hajonta oli erittäin suurta Klobbfjärdenin näytteissä, koska pisteeltä oli varsin vaikeaa saada edustavia, vertailukelpoisia näytteitä. Marraskuussa yksilötiheydet olivat selvästi suurempia kuin kesäkuun näytteissä, koska kesän poikaset olivat asettuneet muun populaation joukkoon. Suhteellisesti suurin yksilötiheyden lisäys (lähes 4000-kertainen) oli tapahtunut Pernajanlahdella, mistä ei kesäkuussa löydetty simpukoita lainkaan. Ottoaukollakin tiheys oli kesäkuuhun verrattuna yli 200-kertainen.

Taulukko 8. Luonnon pinta-alanäytteiden perusteella lasketut valekirjosimpukan poikastiheydet, neliömetrikohtaiset biomassat, simpukoiden keskipituus sekä otoksista mitatut suurin ja pienin yksilö. Tiheydet ja neliömetrikohtainen biomassa on esitetty kahden merkitsevän numeron tarkkuudella. Keskipituuden prosentuaalinen keskihajonta (mitatut otokset yhdistetty) on esitetty sarakkeen alaindeksinä (sd %). N (KMI) on laskettujen otosten määrä.

Piste	pvm.	n (KMI)	KMI m ⁻² sd %	g m ⁻² sd %	Keskikoko (mm) sd %	Suurin (mm)	Pienin (mm)
Ottoaukko	22.6.2005	1	100	1	4,8 ₆₂	12,3	2,3
	4.11.2005	3	21000 ₈	300 ₉	5,0 ₂₇	10,2	1,6
Halkokari	14.6.2005	2	19000 ₇₀	5000 ₉₇	13,0 ₂₈	20,1	3,6
	3.11.2005	3	29000 ₂₈	3800 ₄₀	10,6 ₅₃	19,2	1,7
Björkholmen	14.6.2005	2	18000 ₁₄	5600 ₂₀	15,5 ₂₇	23,4	3,3
	3.11.2005	3	61000 ₄₇	4300 ₃₉	6,7 ₆₅	17,5	1,7
Klobbfjärden	17.6.2005	3	800 ₁₅₆	100 ₁₆₃	8,8 ₅₁	16,3	2,0
Pernaja	4.11.2005	4	4000 ₅₆	60 ₁₃₅	4,3 ₂₂	18,8	1,4

Simpukoiden keskipituus oli keskimäärin suurin kesäkuussa Björkholmenilla ja pienin Ottoaukolla (taulukko 8). Kesäkuussa mitattujen otosten perusteella populaatioiden keskipituudet erosivat toisistaan kaikilla pisteillä ($p < 0,05$ jokaiselle yhdistelmälle). Halkokarilla ja Björkholmenilla keskipituus pieneni syksyllä kesään verrattuna ($p < 0,05$), mutta Ottoaukolla sen ei todettu merkittävästi muuttuneen ($p > 0,05$). Simpukoiden pituus otoksissa vaihteli kesäkuussa välillä 2,0 - 23,4 mm. Syksyllä pienin mitattu yksilö oli pituudeltaan 1,4 mm.

Halkokarilla kesäkuussa mitattu otos koostui lähes 60-prosenttisesti 10,1 – 15,0 mm pituisista simpukoista (kuva 8). Björkholmenilla pääosa mitatuista simpukoista kuului kokoluokkiin 15,1 - 20,0 mm (n. 50 %) ja 10,1 – 15,0 mm (n. 30 %). Molemmilla pisteillä tehtiin yksittäisiä havaintoja yli 20 mm:n kokoisista simpukoista. Klobbfjärdenillä suurimpana ryhmänä kesäkuun näytteissä olivat 10,1 – 15,0 mm:n pituiset yksilöt (45 %), joskin myös pienet, alle 5,1 mm:n yksilöt muodostivat kolmanneksen mitatuista. Ottoaukolla populaatio koostui jo kesäkuussa pääosin pienimmistä, alle 5,1 mm:n simpukoista (79 %) satunnaisia suurempia yksilöitä lukuun ottamatta. Marraskuun alussa kesän poikaset (< 10,1 mm) muodostivat suhteellisesti suurimman osan (99 %) Pernajanlahden ja Ottoaukon näytteissä. Björkholmenilla 80 % marraskuun näytteistä mitatuista yksilöistä oli alle 10,1 mm:n mittaisia. Suhteessa pienimmän osuuden poikaskokoiset simpukat muodostivat syksyllä Halkokarin otoksessa (n. 60 %). Mielenkiintoinen havainto syysnäytteiden joukossa oli Pernajanlahden otos, josta löytyi yksi lähes 2 cm:n mittainen aikuinen yksilö.



Kuva 8. Valekirjosimpukkapopulaation kokojakauma pisteillä kesäkuussa ja marraskuussa 2005. Kokoluokkien (mm) osuudet (%) populaatiossa. Klobbfjärdeniltä ei saatu edustavaa syysnäytettä. Pernajanlahdelta ei löytynyt simpukoita kesäkuussa lainkaan.

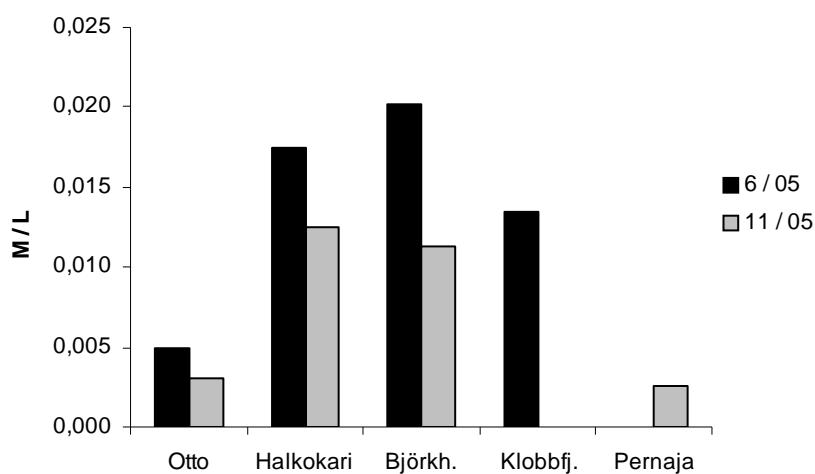
Alakohtainen simpukkabiomassa oli keskimäärin suurin Björkholmenilla sekä kesäkuussa että marraskuussa (taulukko 8). Pienimmät biomassat määritettiin kesällä ja syksyllä Pernajanlahdelle, mistä ei kesäkuussa löydetty simpukoita lainkaan. Näytteiden välinen hajonta oli suurta myös biomassatulosten suhteen, mistä johtuen keskiarvojen suhteelliset keskihajonnat olivat jopa yli 100 %. Erityisen suurta hajonta oli Klobbfjärdenillä, missä näytteiden biomassa-arviot vaihtelivat välillä 1 – 280 g m⁻². Ottoaukolla syksyn näytteet olivat melko tasaisia (290 – 350 g m⁻²) ja keskihajonta näin ollen pieni. Suurin lisäys biomassassa tapahtui Ottoaukolla, missä marraskuun keskiarvo oli 300-kertainen kesäkuuhun verrattuna. Pernajanlahdella muutos oli 60-kertainen.

Halkokarilla ja Björkholmenilla alakohtaiset biomassat olivat yllättäen pienempiä marraskuussa kuin kesäkuussa. Sekä kesän että syksyn otosten perusteella määritettyjen keskimääräisten neliömetribiomassojen vertailussa pisteet jakautuivat kahteen ryhmään (taulukko 9). Halkokari ja Björkholmen muodostivat pisteparin, jonka keskinäiset erot eivät ole merkitseviä ($p > 0,05$). Toisaalta Klobbfjärden, Ottoaukko ja Pernajanlahti muodostivat oman, yhtenevän ryhmänsä.

Taulukko 9. T-testin tuottamat p-arvot alakohtaisten biomassakeskiarvojen (g m^{-2}) vertailussa (sekä kesä- että syysnäytteet). Lihavoidut ovat tapauksia, joissa nollahypoteesi jää voimaan ($p > 0,05$) eli erot biomassojen välillä eivät ole merkitseviä.

	Halkokari	Björkholmen	Klobbfjärden	Pernaja
Otto	0,030	0,002	0,307	0,106
Halkokari		0,709	0,027	0,026
Björkholmen			0,002	0,002
Klobbfjärden				0,717

Keskimääräiset kuntokertoimet (keskipainon ja -pituuden välinen suhde) näytteissä olivat järjestäen hieman pienempiä syksyllä verrattuna kesänäytteisiin (kuva 9). Suurimmat kuntokertoimet mitattiin Björkholmenin ja Halkokarin näytteistä. Marraskuussa paino-pituussuhde oli heikentynyt suhteellisesti eniten Björkholmenilla, missä syksyn näytteiden keskimääräinen kuntokerroin oli alle 60 % kesän keskiarvosta. Verrattaessa otoksista määritettyjen kuntokerrointen keskiarvoja näytteenottopisteiden välillä (sekä kesäkuun että marraskuun näytteet) Hästholmsfjärdenin lahden pisteet (Halkokari, Björkholmen ja Klobbfjärden) muodostivat oman, kuntokertoimiensa suhteen yhtenevän ryhmän ja Ottoaukko ja Pernajanlahti omansa ($p < 0,05$) (taulukko 10).



Kuva 9. Simpukoiden kuntokerroin eli keskimääräisen yksilökohtaisen massan (g) ja pituuden (mm) välinen suhdeluku (M/L) kesäkuun puolivälissä (6/05) ja marraskuun alussa (11/05) vuonna 2005.

Taulukko 10. T-testin tuottamat p-arvot kuntokertoimien vertailussa (sekä kesä että syyskuun näytteet). Lihavoidut ovat tapauksia, joissa nollahypoteesi jää voimaan ($p > 0,05$) eli erot kertoimien välillä eivät ole merkitseviä.

	Halkokari	Björkholmen	Klobbfjärden	Pernaja
Otto	2,83E-04	0,01	0,01	0,19
Halkokari		0,89	0,63	4,25E-04
Björkholmen			0,64	0,01
Klobbfjärden				0,01

4.3. Radionuklidipitoisuudet

4.3.1 Valekirjosimpukka

Gammanäytteisiin tarvittavaa simpukkamassaa saatiin kerättyä luonnonpinnoilta vain Hästholmsfjärdenin pisteiltä, joilla esiintyi monivuotisia kasvustoja. Halkokarilta ja Björkholmenilta massan keruu onnistui helposti ja koko kesän näytteet saatiin kaavittua jopa samasta kivenlohkareesta. Klobbfjärdenillä näytteiden keruuta hankaloitti simpukoiden laikuittainen esiintyminen. Kuolleiden yksilöiden suuri osuus lisäsi näytteiden käsittelyyn kuluvaan aikaa, koska näytemassan tulisi koostua pääosin elävistä yksilöistä.

Luonnonpinnoilta kerätyissä, pääosin aikuisista simpukoista koostuvissa näytteissä havaittiin luonnon radionuklidien (Be-7 ja K-40) lisäksi Cs-137:ia, Sr-90:ia sekä täysin voimalaitosperäisiä Co-60:ia ja Ag-110:a (taulukko 11). Cs-137-pitoisuudet vaihtelivat näytteissä välillä 2 - 18 Bq kg⁻¹ KM. Suurin Cs-137-pitoisuus mitattiin Pernajanlahden marraskuun näytteestä. Jonkin asteista kasvua oli havaittavissa Halkokarin Cs-137-pitoisuuksissa elokuusta alkaen kohti syksyä. Pitoisuus marraskuun alussa oli 2 - 5-kertainen kesä-heinäkuussa otettujen näytteiden pitoisuuksiin verrattuna. Björkholmenilla Cs-137-pitoisuus oli marraskuun näytteessä lähes sama kuin kesäkuussa. Klobbfjärdenin näytteissä marraskuun alun pitoisuus oli 6-kertainen kesäkuun näytteeseen nähden. Sr-90-pitoisuuksien vaihtelu Halkokarilta vuosina 2004 - 2005 kerättyjen näytteiden välillä oli vähäistä. Björkholmenilta mitatun näytteen pitoisuus oli samaa suuruusluokkaa Halkokarilla havaittujen pitoisuuksien kanssa.

Täysin voimalaitosperäisiä Co-60:ia ja Ag-110:aa mitattiin pieniä pitoisuuksia Halkokarin ja Björkholmenin näytteistä (taulukko 11). Björkholmenilla Co-60:ia havaittiin ainoastaan kesäkuun

näytteessä, jolloin pitoisuus oli lähestulkoon sama kuin Halkokarilla samaan aikaan. Ag-110-pitoisuudet olivat Halkokarin näytteissä keskimääräistä korkeampia vuoden 2004 syksyllä ja talvella. Vuoden 2005 näytteissä pitoisuudet olivat alle 2 Bq kg⁻¹ KM ja marraskuun näytteessä ei nuklidia havaittu lainkaan. Björkholmenin kesäkuun näytteessä Ag-110-pitoisuus oli lähes sama kuin Halkokarilla samaan aikaan. Marraskuun näytteessä nuklidia havaittiin myös, joskin pitoisuus oli mittausepävarmuuden puitteissa lähes olematon.

Taulukko 11. Luonnonpinnoilta kerätyistä simpukkanäytteistä havaitut radionuklidit ja niiden pitoisuudet (Bq kg⁻¹ kuivattua näytettä). Alaindeksinä suhteellinen mittausepävarmuus ($\pm \sigma$). Sr-90-pitoisuutta ei ole määritetty näytteistä, joiden kohdalla sarakkeesta puuttuu arvo.

Piste	Keräyspvm.	Be-7 $\pm \%$	K-40 $\pm \%$	Cs-137 $\pm \%$	Co-60 $\pm \%$	Ag-110 $\pm \%$	Sr-90 $\pm \%$
Halkokari	26.8.2004		53 ₆	3 ₆	0,4 ₁₇	3,6 ₆	16 ₆
	16.12.2004	6 ₁₃	19 ₉	3 ₆	0,8 ₈	6,8 ₆	18 ₆
	24.5.2005		12 ₁₈	3 ₆		1,6 ₁₁	18 ₆
	14.6.2005		16 ₁₀	5 ₅	0,3 ₁₈	1,4 ₆	-
	7.7.2005		14 ₁₇	2 ₉		1,0 ₁₃	-
	3.8.2005		15 ₁₂	2 ₇	0,2 ₂₂	1,1 ₁₂	19 ₆
	18.8.2005		19 ₁₁	5 ₅	0,2 ₁₈	1,2 ₇	-
	30.8.2005	13 ₈	24 ₉	5 ₅		1,1 ₁₃	-
	16.9.2005		19 ₉	4 ₆	0,3 ₁₈	1,0 ₁₄	-
	3.11.2005	13 ₁₃	30 ₆	10 ₅	1,9 ₇		-
Björkholmen	14.6.2005		10 ₁₇	2 ₇	0,4 ₁₃	1,3 ₇	18 ₆
	3.11.2005		20 ₁₂	3 ₈		0,6 ₁₂	-
Klobbfjärden	17.6.2005		12 ₃₃	3 ₁₂			-
	3.11.2005		126 ₁₄	18 ₈			-

Luonnon radionuklideista Be-7:ia havaittiin vain muutamissa Halkokarin luonnonpintänäytteissä (taulukko 11). K-40-pitoisuudet vaihtelivat näytteissä välillä 10 - 126 Bq kg⁻¹ KM. Suurin pitoisuus mitattiin jälleen Pernajanlahden marraskuisesta näytteestä. Halkokarilla K-40-pitoisuudet olivat molempina syksyinä jonkin verran kesän 2005 keskiarvoa korkeampia. Björkholmenilla K-40-pitoisuus oli kaksinkertaistunut marraskuussa 2005 kesäkuuhun verrattuna. Klobbfjärdenillä ero kesän ja loppusyksyn näytteiden K-40-pitoisuuksien välillä oli noin 10-kertainen.

Kaikilta keräyslevypareilta saatiin riittävästi poikasmassaa ainakin yhden gammanäytteen valmistamiseen. Ottoaukolta ja Klobbfjärdeniltä saatiin valmistettua jopa erilliset näytteet 3 ja 5 m:n levyistä. Poikasnäytteistä havaittiin Co-60:ia lukuun ottamatta samoja radionuklideja kuin aikuisistakin (taulukko 12). Cs-137-pitoisuudet vaihtelivat pisteiden välillä melko vähän. Suurimmat pitoisuudet havaittiin Klobbfjärdenillä ja Pernajanlahdella ja pienimmät Ottoaukolla ja Björkholmenilla. Sr-90-pitoisuudet olivat suuruudeltaan samaa luokkaa kuin luonnonpintänäytteissä

ja vaihtelu pisteiden välillä oli vähäistä. Suurin pitoisuus mitattiin Halkokarin ja pienin Pernajanlahden näytteestä.

Taulukko 12. Keräyslevyjen 0+ -simpukkanäytteistä havaittujen radionuklidien keskimääräiset pitoisuudet ($\text{Bq kg}^{-1} \text{KM}$). Alaindeksinä suhteellinen mittausepävarmuus ($\pm \sigma$). Sr-90-pitoisuutta ei ole määritetty näytteistä, joiden kohdalla sarakkeesta puuttuu arvo.

Piste	Keräysjakso	Be-7 $\pm \%$	K-40 $\pm \%$	Cs-137 $\pm \%$	Ag-110 $\pm \%$	Sr-90 $\pm \%$
Ottoaukko	13.5.-1.11.05	2 ₆	34 ₆	2 ₆	0,4 ₁₄	15 ₁₀
Halkokari	13.5.-1.11.05	6 ₂₆	26 ₉	5 ₇	0,9 ₁₁	17 ₁₀
Björkholmen	16.6.-1.11.05	4 ₂₈	32 ₈	3 ₇	0,7 ₁₆	-
Klobbfjärden	13.5.-1.11.05	5 ₁₆	42 ₁₃	9 ₈	0,4 ₂₅	-
Pernajanlahti	13.5.-1.11.05		52 ₁₈	8 ₉		14 ₁₀

Poikasnäytteissä havaitut Ag-110-pitoisuudet olivat pienempiä kuin aikuisissa keskimäärin, mutta samaa suuruusluokkaa syksyn luonnonpintanäytteiden kanssa (taulukot 11 ja 12). Halkokarilla ja Björkholmenilla havaittiin aavistuksen korkeammat Ag-110-pitoisuudet kuin Ottoaukolla ja Klobbfjärdenillä, joskin mittausepävarmuudet olivat melko suuria (taulukko 12). Pernajanlahden levynäytteestä ei Ag-110:aa havaittu. Pernajanlahtea lukuun ottamatta kaikkien pisteiden poikasnäytteissä havaittiin myös pieniä määriä luonnon radionuklidi Be-7:ia. K-40:n pitoisuudet vaihtelivat levynäytteissä välillä 26 - 52 $\text{Bq kg}^{-1} \text{KM}$. Pienin pitoisuus mitattiin Halkokarilta ja suurin Pernajanlahdelta.

Tuoreiden ja kuivattujen näytteiden punnitustulosten välinen suhde (TM/KM) oli aikuisilla simpukoilla keskimäärin 2,0 (keskihajonta 0,2). Marraskuussa suhde oli noin 1,2-kertainen kesäkuuhun verrattuna. Halkokarin näytteissä TM/KM oli minimissään 14.6.2005 kerätyssä näytteessä (1,8) ja suurimmillaan aikavälin 18.8.-3.11.2005 näytteissä (2,2). Poikasnäytteissä TM/KM oli keskimäärin 2,5 (keskihajonta 0,2). Suurimmat TM/KM -suhteet määritettiin Pernajanlahden (2,7) ja Ottoaukon (2,6) näytteistä. Pienin suhde punnittiin Halkokarin (2,1) näytteestä. Björkholmenilla ja Klobbfjärdenillä levynäytteiden TM/KM -suhde oli molemmilla pisteillä 2,4.

4.3.2 Vertailulajit

Olkiluodon sinisimpukkanäytteestä havaitut radionuklidit olivat K-40, Cs-137, Co-60 ja voimalaitosperäinen Mangaani-54 (Mn-54) (liite 1). Itämerensimpukkanäytteessä havaitut nuklidit olivat K-40, Cs-137, Be-7 ja Co-60. Näytteestä määritettiin myös Sr-90-pitoisuus. Vaikka

Olkiluodon simpukkanäytteet oli kerätty perättäisinä päivinä ja näytteenottopisteet sijaitsivat lähekkäin (itämerensimpukkapiste hieman kauempana voimalasta), olivat itämerensimpukkanäytteen K-40-pitoisuudet yli kaksinkertaiset ja Cs-137-pitoisuudet yli 7-kertaiset sinisimpukkaan verrattuna.

Loviisan vertailulajeista mitattiin K-40:n, Cs-137:n ja Be-7:n lisäksi Co-60:ia rakkoleivistä sekä osasta Halkokarin perifytonnäytteitä (liite 1). Ag-110:aa havaittiin rakkolevän ja kahden Halkokarin perifytonnäytteen (välillä 3.8. – 1.9.2005) lisäksi kilkinäytteessä. Halkokarin perifytonnäytteistä mitattiin Co-58:ia välillä 3.8. – 16.9.2005 ja antimon-124:ia (Sb-124) välin 3.8. – 1.9.2005 näytteissä. Strontiumanalyysjä tehtiin rakkolevästä, merirokosta ja kilkistä.

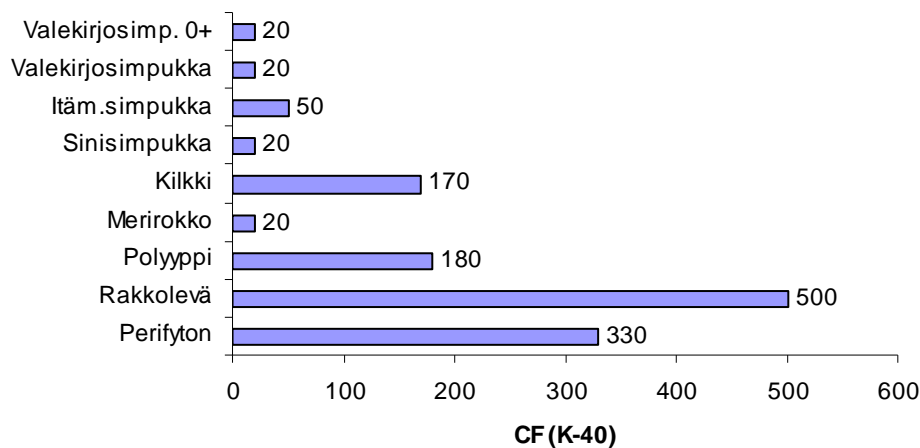
4.3.3 Vesinäytteet

Merivesinäytteiden gamma-analyyseissä yli havaitsemisrajan olevia pitoisuuksia mitattiin K-40:lle ja Cs-137:lle. Strontiumanalyysi tehtiin Halkokarin ja Pernajanlahden näytteistä sekä Olkiluodon Iso-Kaalonperän vesinäytteestä. K-40-pitoisuudet olivat melko tasaisia kaikilla Loviisan pisteillä, keskimäärin 1550 Bq m^{-3} (keskihajonta 21 Bq m^{-3}) (liite 2). Olkiluodossa K-40-pitoisuus oli korkeampi, 1880 Bq m^{-3} . Myöskään Cs-137-pitoisuuksissa ei ollut suuria eroja vesinäytteiden välillä. Keskiarvo Loviisan vesinäytepisteillä oli 33 Bq m^{-3} (keskihajonta 3 Bq m^{-3}). Keskimäärin suurin Cs-137-pitoisuus vallitsi ajanjaksolla 4.5. – 20.10.2005 Klobbfjärdenillä ja pienin Pernajanlahdella. Yleisesti Cs-137-pitoisuus kasvoi hieman syksyä kohden, mikä näkyi jonkin asteisena kaikilla Loviisan merivesinäytepisteillä lukuun ottamatta Vådholmsfjärdeniä. Olkiluodon Iso-Kaalonperän merivesinäytteessä havaittu Cs-137-pitoisuus oli 1,4-kertainen Loviisan keskiarvopitoisuuteen verrattuna. Loviisan merivesinäytteiden Sr-90-pitoisuus oli aikavälillä 4.5. - 20.10.2005 keskimäärin 10 Bq m^{-3} (keskihajonta alle 1 Bq m^{-3}). Olkiluodon Iso-Kaalonperältä 28.7.2005 otetussa merivesinäytteessä havaittu Sr-90-pitoisuus oli 11 Bq m^{-3} .

4.4. Rikastumiskertoimet

Indikaattorilajin ja vesinäytteen K-40-pitoisuuksien välinen keskimääräinen suhde ($\text{Bq kg}^{-1} / \text{Bq l}^{-1}$) eli K-40:n rikastumiskerroin oli tutkittavilla lajeilla suurin rakkolevässä (kuva 10). Pienimmät keskimääräiset rikastumiskertoimet havaittiin valekirjosimpukassa, sinisimpukassa (vain yksi näyte) ja merirokossa, joihin verrattuna rakkolevän kerroin oli noin 25-kertainen. Itämerensimpukalle

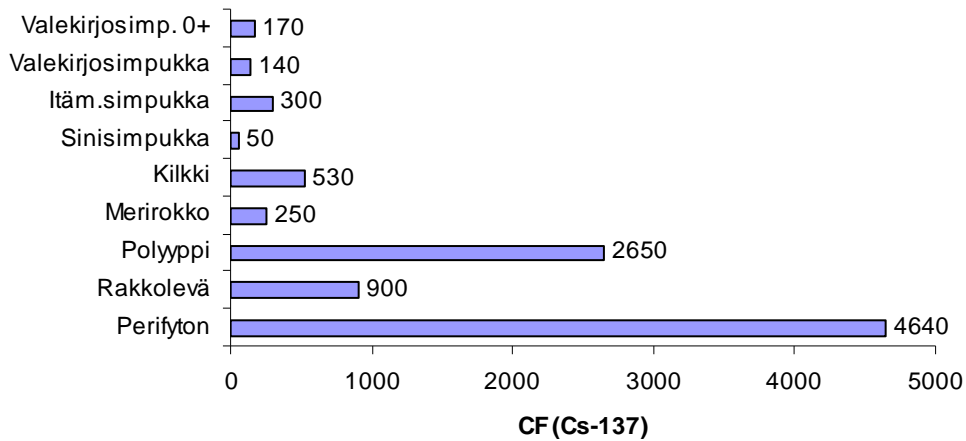
laskettu K-40-rikastumiskerroin oli yli kaksinkertainen muihin simpukoihin verrattuna. Tosin Klobbfjärenin luonnonpinnoilta marraskuussa kerätyssä valekirjosimpukkanäytteessä kerroin oli lähes kolmanneksen tätä suurempi (liitteet 3 ja 4). Perifytonkasvustoihin K-40:ia rikastui noin kolmanneksen vähemmän kuin rakkolevään (kuva 10). Valekirjosimpukkaan verrattuna määrä oli silti yli 15-kertainen. Kilkki ja murtovesipolyyyppi keräsivät K-40:ia keskinertaisesti. Niiden rikastumiskertoimien arvot olivat vajaa puolet perifytonin kertoimesta.



Kuva 10. K-40:n rikastumiskertoimet tutkituissa indikaattorilajeissa (mikäli on mitattu useampia näytteitä, niiden keskiarvo). Rikastumiskerroin (CF; engl. Concentration Factor) on saatu jakamalla kuivatussa eliönäytteessä havaittu nuklidipitoisuus ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ KM}$) vesinäytteen pitoisuudella (Bq l^{-1}). Arvot on pyöristetty lähimpään kymmeneen.

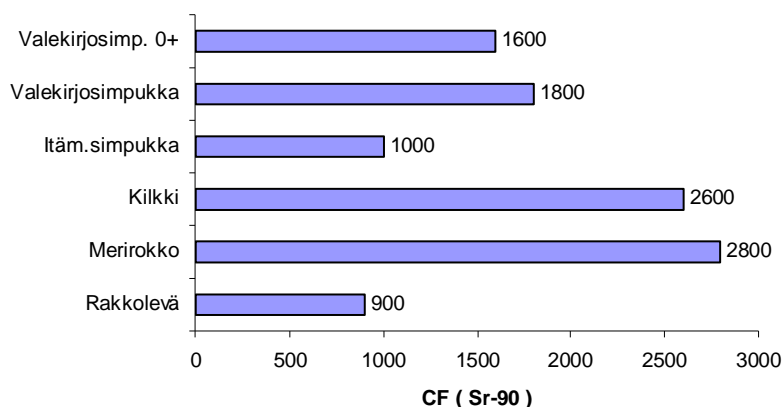
Tutkituista simpukkalajeista suurin Cs-137-rikastumiskerroin määritettiin itämerensimpukalle (kuva 11). Valekirjosimpukan kertoimet olivat keskimäärin noin puolet pienempiä. Toisaalta yksittäisissä valekirjosimpukkanäytteissä rikastumiskertoimet olivat itämerensimpukkanäytteen kanssa lähes saman suuruisia ja Klobbfjärendin marraskuun näytteessä arvo oli jopa suurempi (liitteet 3 ja 4). Valekirjosimpukan poikasnäytteille laskettu Cs-137:n keskimääräinen rikastumiskerroin oli hieman aikuisten arvoa suurempi (kuva 11). Sinisimpukkanäytteestä Cs-137:lle laskettu rikastumiskerroin oli vain noin kolmanneksen valekirjosimpukoiden keskimääräisestä kertoimesta. Merirokon keskimääräinen kerroin oli hieman pienempi kuin itämerensimpukan ja noin 1,5-kertainen valekirjosimpukoiden keskiarvoon nähden. Kilkille määritetty arvo oli puolestaan yli kolminkertainen valekirjosimpukkaan verrattuna. Tutkituista eläinlajeista eniten Cs-137:ia suhteessa ympäristön pitoisuuteen kertyi murtovesipolyyyppiin. Keskimääräinen rikastumiskerroin lajille oli lähes 20-kertainen valekirjosimpukkaan nähden. Ylivoimaisesti parhaaksi nuklidin rikastajaksi osoittautuivat kuitenkin pääosin epifyyttileivistä koostuneet perifytonkasvustot, joille keskimääräinen rikastumiskerroin oli polyyyppiinkin verrattuna lähes kaksinkertainen. Toinen

kasvikunnan edustaja, rakkolevä rikasti Cs-137:ia keskinkertaisesti, noin 6-kertaisesti valekirjosimpukoiden keskiarvoon verrattuna.



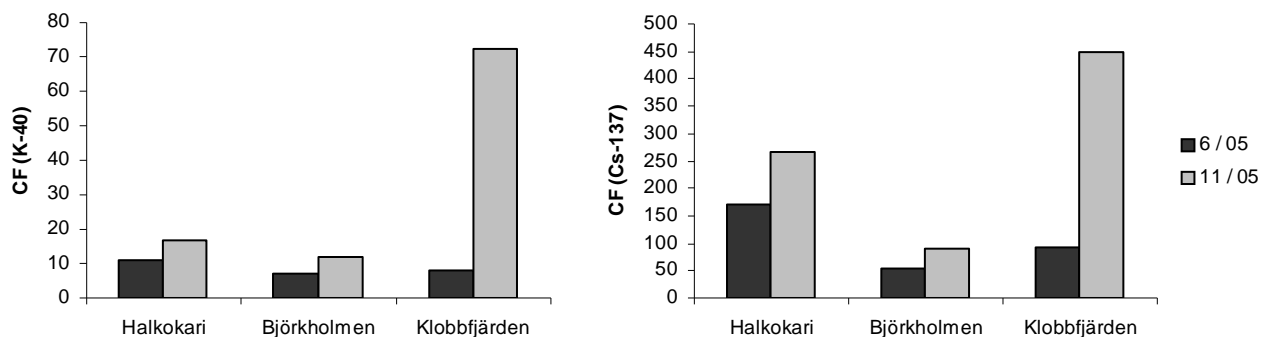
Kuva 11. Cs-137:n rikastumiskertoimet tutkituissa indikaattorilajeissa (mikäli on mitattu useampia näytteitä, niiden keskiarvo). Rikastumiskerroin (CF) on saatu jakamalla kuivatussa eliönäytteessä havaittu nuklidipitoisuus ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ KM}$) vesinäytteen pitoisuudella (Bq l^{-1}). Arvot on pyöristetty lähimpään kymmeneen. Huomaa eri mitta-asteikko kuin kuvassa 10!

Aikuisille valekirjosimpukoille määritetty keskimääräinen Sr-90-rikastumiskerroin oli hieman poikasten vastaavaa arvoa suurempi (kuva 12). Valekirjosimpukoita paremmin Sr-90:ia rikastui vain merirokkoon ja kilkkeihin, keskimäärin noin kolmanneksen enemmän. Itämerensimpukalle määritetty Sr-90:n rikastumiskerroin oli noin 60 % valekirjosimpukoiden keskiarvosta. Huonoiten Sr-90:ia rikastui rakkolevään, keskimäärin lähes puolet vähemmän kuin valekirjosimpukoihin.



Kuva 12. Sr-90:n rikastumiskertoimet sadan yksikön tarkkuudella (mikäli on mitattu useampia näytteitä, niiden keskiarvo). Rikastumiskerroin (CF) on saatu jakamalla kuivatussa eliönäytteessä havaittu nuklidipitoisuus ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ KM}$) vesinäytteen pitoisuudella (Bq l^{-1}). Huomaa eri mitta-asteikko kuin kuvissa 11 ja 12!

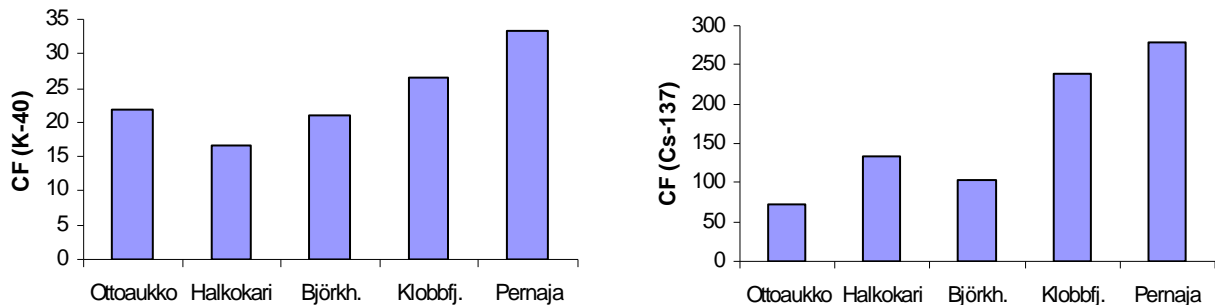
Vertailtaessa K-40:n ja Cs-137:n rikastumiskertoimia luonnonpinnoilta kerättyjen valekirjosimpukkanäytteiden kesken, todetaan niiden olevan järjestelmällisesti ainakin jonkin verran suurempia marraskuussa kesäkuuhun verrattuna (kuva 13, liite 3). Halkokarilla ja Björkholmenilla marraskuun näytteessä havaitut K-40:n ja Cs-137:n rikastumiskertoimet olivat noin 1,5-kertaisia kesäkuun kertoimiin verrattuna. Klobbfjärdenin marraskuun näytteessä havaittu K-40:n kerroin oli peräti 9-kertainen kesäkuuhun verrattuna ja Cs-137-kertoimien välinen suhde noin 5-kertainen. Sr-90:n rikastumiskerroin oli kasvanut Halkokarin 26.8.2004 otetusta näytteestä 20 % joulukuun 16.12.2004 näytteeseen (liite 3). Halkokarilta 24.5.2005 otetussa näytteessä havaittu Sr-90:n rikastumiskerroin oli sama kuin elokuussa 3.8.2005.



Kuva 13. K-40:n ja Cs-137:n rikastumiskertoimet (CF) aikuisille valekirjosimpukoille kesäkuun puolivälin (6/05) ja marraskuun alun (11/05) näytteissä vuonna 2005. Huomaa arvoakselien toisistaan poikkeavat mittakaavat!

Valekirjosimpukan poikasnäytteissä K-40:n rikastumiskertoimet kasvoivat etäisyyden voimalasta lisääntyessä (kuva 14, liite 3). Pienin kerroin havaittiin Halkokarilla. Björkholmenilla ja Ottoaukolla havaitut K-40-rikastumiskertoimet olivat tähän verrattuna noin 1,3-kertaisia ja Klobbfjärdenin kerroin noin 1,6-kertainen. Pernajanlahden näytteessä havaittu arvo oli noin kaksinkertainen Halkokarin kertoimeen verrattuna. Pienin K-40-rikastumiskerroin määritettiin Ottoaukon poikasnäytteestä. Tähän verrattuna Halkokarilla havaittu arvo oli 1,9- ja Björkholmenilla 1,4-kertainen. Myös Cs-137:n tulosten suhteen oli havaittavissa samanlainen suuntaus. Klobbfjärdenin levyiltä määritetty Cs-137-rikastumiskerroin oli 3,3-kertainen ja Pernajanlahden kerroin 3,9-kertainen Ottoaukkoon nähden. Sr-90-pitoisuudet määritettiin ainoastaan kolmen pisteen poikasnäytteistä. Tulosten pohjalta määritetty rikastumiskerroin oli suurin Halkokarilla ja pienin Pernajanlahdella Ottoaukon kertoimen sijoittuessa näiden välimaastoon, joten suuntaus suhteessa etäisyyteen voimalasta oli päinvastainen kuin K-40:n ja Cs-137:n osalta (liite 3). Erot

olivat kuitenkin pieniä Halkokarin Sr-90:n rikastumiskertoimen ollessa vain noin 1,1-kertainen Pernajanlahden kertoimeen verrattuna.



Kuva 14. K-40:n ja Cs-137:n rikastumiskertoimet (CF) valesimpukan poikasnäytteissä eri pisteillä. Kuvassa on käytetty keskiarvoja niiltä pisteiltä, joilta 3 ja 5 m levyt on mitattu erikseen. Huomaa arvoakselijen toisistaan poikkeavat mittakaavat!

Verrattaessa Ottoaukon ja Klobbfjärdenin erikseen mitattujen 3 ja 5 m levyjen sekä Halkokarin keräimen poijusta kerätyn näytteen ja levyjen tuloksia, ei havaittu merkittäviä eroja eikä säännönmukaisuuksia rikastumiskertoimissa eri syvyydessä kasvaneiden poikasten välillä. Ottoaukolla K-40-rikastumiskerroin oli 5 m:n levyllä (22) noin kaksinkertainen 3 m:n (10) näytteeseen verrattuna. Cs-137:n kerroin oli 5 m:ssä (72) noin kolminkertainen 3 m arvoon (23) nähden. Ottoaukon 3 m:n levyllä kaikkien radionuklidien pitoisuudet olivat huomattavasti pienempiä kuin levynäytteissä keskimäärin ja mittausepävarmuudet varsin suuria, joten tuloksia ei voida pitää merkitsevinä ja levy jätettiin gammamittaustulosten osalta huomiotta laskettaessa pistekeskiarvoja rikastumiskertoimille. Halkokarilla 3 ja 5 m levyjen keskimääräinen rikastumiskerroin K-40:lle (17) oli lähes samansuuruinen kuin keräimen poijusta, 0 - 1,5 m syvyydeltä kerätystä näytteestä (16). Cs-137:lle kerroin 0 - 1,5 m:ssä (144) oli 1,1-kertainen 3 - 5 m:n (126) verrattuna. Klobbfjärdenin näytteissä K-40:n rikastumiskerroin oli lähestulkoon sama 3 m:n (25) ja 5 m:n (28) levyillä. Cs-137-kerroin oli 3 m:ssä (260) 1,2-kertainen 5 m näytteeseen (217) nähden.

5. Tulosten tarkastelu

5.1. Valekirjosimpukka radioaktiivisten aineiden rikastajana

Vertailluista eliölajeista simpukoiden ryhmä rikasti huonoiten vesipatsaassa olevaa K-40:ia ja Cs-137:ia. Muista vertailulajeista merirokko muistutti eniten simpukoita ko. nuklidien kerääjänä. Vertailtaessa radionuklidien rikastumista eri aikoina ja eri eliölajeissa, keskeiseen asemaan nousevat kertoimien suuruusluokat sekä suhteelliset erot toisiinsa nähden. Myös rikastumiskertoimen laskennassa käytettyjen näytelajissa ja ympäristössä havaittujen nuklidipitoisuuksien mittausepävarmuuden suuruuteen on syytä kiinnittää huomiota. Esimerkiksi $\pm 5\%$ mittausepävarmuus vesinäytteessä havaitussa pitoisuudessa ja $\pm 20\%$ epävarmuus näytelajin tuloksessa synnyttävät ääripäissään $\pm 25\%$ havaittujen pitoisuuksien avulla määritetystä rikastumiskertoimesta poikkeavan arvon. Tällöin hajontojen perusteella laskettavan rikastumiskertoimen vaihteluvälin suurin arvo on 1,7-kertainen pienimpään verrattuna. Lajeja, joiden keskimääräiset rikastumiskertoimet menevät mittausepävarmuuksien asettamissa vaihteluväleissä päällekkäin, ei voida pitää merkittävästi erilaisina radionuklidin kerääjinä.

Kalium on alkalimetalleihin kuuluva alkuaine, jota esiintyy ympäristössä monissa maaperän mineraaliryhmissä ja merivedessä (Arvela 1988). Se on hivenaine, joka toimii eliöissä yleisenä vesi- ja ionitasapainon säätelijänä ja on kasveille välttämätön pääraavinne. Kaliumista osa, noin 0,0119 % on radioaktiivista K-40:ia. Rakkolevä ja enimmäkseen kasvikuntaan kuuluvista eliöistä koostunut perifyton olivat ylivoimaisia K-40:n rikastajia. Rakkolevälle laskettu keskimääräinen rikastumiskerroin oli noin kolmanneksen perifytonin kerointa suurempi. K-40:n rikastumisessa kilkkiin tai murtovesipolyyyppiin ei ollut keskimääräisen mittaustarkkuuden puitteissa eroa. Lajien rikastumiskertoimet olivat valekirjosimpukkaan verrattuna noin 13 – 14-kertaisia. Itämerensimpukka näyttäisi myös mittausepävarmuuden puitteissa olevan valekirjosimpukkaa ja sinisimpukka tehokkaampi K-40:n kerääjä. Valekirjosimpukan juveniilit ja aikuiset näyttäisivät keräävän K-40:ia saman verran suhteessa elinympäristön pitoisuuteen.

Cs-137-kerääjänä perifyton oli näytelajeista paras. Keskimääräinen rikastumiskerroin toiseksi parhaaseen murtovesipolyyyppiin verrattuna oli mittausepävarmuuksienkin puitteissa vähintään 1,4-kertainen. Rakkolevä on näiden tulosten perusteella kohtalainen Cs-137 kerääjä, keskimääräisen mittaustarkkuuden huomioiden vain hieman parempi kuin kilkki, joka puolestaan rikasti Cs-137:ia

jonkin verran merirokkoa paremmin. Merirokkoa ja itämerensimpukkaa ei keskimääräisten mittaasepävarmuuksien puitteissa voida näiden tulosten perusteella pitää merkittävästi erilaisina Cs-137:n rikastajina. Itämerensimpukalla on mittaustarkkuuden synnyttämän vaihteluvälinkin puitteissa jonkin verran valekirjosimpukkaa parempi Cs-137-rikastumiskerroin. Valekirjosimpukka taas kerää nuklidia mittavirheenkin puitteissa sinisimpukkaa paremmin. Tulosten perusteella valekirjosimpukan juveniileja ja aikuisia ei voida pitää merkittävästi erilaisina Cs-137:n rikastajina.

Sr-90:ia simpukat, etenkin valekirjosimpukka näyttäisivät rikastavan hyvin. Strontiumionit käyttäytyvät kalsiumin tavoin ja sitoutuvat samoille sitoutumispaikoille, minkä vuoksi ne yleensä kertyvät eliöissä runsaasti kalsiumia sisältäviin ruumiinosiin, kuten luihin ja simpukoilla kuoriin (Vanderploeg ym. 1975). Sr-90:n rikastumiskertoimet olivat valekirjosimpukkanäytteissä yli kolmanneksen suurempia kuin itämerensimpukassa. Valekirjosimpukan poikasten ja aikuisten ei mittaasepävarmuuksien puitteissa voida sanoa olevan erilaisia nuklidin kerääjiä. Tutkituista lajeista keskimäärin tehokkaimpia Sr-90 kerääjiä olivat merirokko ja kilkki, joiden rikastumiskertoimet eivät mittaasepävarmuuksien puitteissa merkittävästi poikenneet toisistaan. Lajeista, joista Sr-90-määritys tehtiin, huonoimmin nuklidia rikastui rakkolevään.

Vertailtaessa Olkiluodosta ja Loviisasta kerättyjen simpukkanäytteiden tuloksia keskenään, on huomioitava, että rikastumiskertoimet eivät ole suoraan vertailukelpoisia johtuen paikallisista eroista veden fysikaaliskemiallisissa oloissa, jotka vaikuttavat sekä nuklidien käyttäytymiseen että eliöiden elintoimintoihin. Esimerkiksi cesium- ja strontiumionit kilpailevat samoista kemiallisista sitoutumispaikoista muiden kationien kanssa. Mitä suolaisempaa vesi on, sitä runsaammin siinä on kilpailevia kationeja, jolloin Cs-137 ja Sr-90 rikastuvat eliöihin heikommin kuin makeammassa vedessä (Duursma & Gross 1971). Voimalaitosten välisistä rakenteellisista eroista johtuen Olkiluodon ydinvoimalan radioaktiiviset päästöt ovat myös hieman erilaisia kuin Loviisassa. Itämerensimpukan muista tässä työssä tutkituista simpukkalajeista poikkeavat elintavat ovat varmasti yksi syy lajin valekirjosimpukkaa ja sinisimpukkaa noin puolet suurempiin K-40- ja Cs-137-rikastumiskertoimiin. Laji elää hautautuneena pohjasedimenttiin, missä metallien ja niiden radioaktiivisten isotooppien pitoisuudet ovat yleensä suurimpia (Duursma & Gross 1971, Turner & Millward 2002). Itämerensimpukalle määritetty, huomattavasti valekirjosimpukan kerrointa pienempi Sr-90:n rikastumiskerroin saattaa puolestaan johtua osittain lajin erityyppisestä, ohuemmasta kuoresta. Tuloksia tulkittaessa on kuitenkin syytä huomioida, että itämerensimpukalle ja sinisimpukalle määritetyt rikastumiskertoimet perustuivat vain yhden näytteen tuloksiin kun taas

valekirjosimpukoille lasketut kertoimet olivat useiden eri ajankohtina ja eri paikoista kerättyjen näytteiden keskiarvoja.

Lyhytikäisen, luonnon alkuperää olevan Be-7:n ilmeneminen näytteissä kertoo osaltaan näyttemateriaalin tuoreudesta. Valekirjosimpukkanäytteistä riippuvuutta ei kuitenkaan voinut havaita. Nuklidia löytyi vain harvoista luonnonpintänäytteistä ja niistäkin suurin osa olivat olleet pakastettuna ennen käsittelyä ja mittausta. Tuoreena käsitellyistä näytteistä ei Be-7:ia silti välttämättä havaittu. Pernajanlahden näytettä lukuun ottamatta Be-7:ia löytyi kaikista poikasnäytteistä siitä huolimatta, että levyt olivat olleet useamman viikon pakastimessa ennen näytteiden käsittelyä ja mittaamista. Vertailulajeista Be-7:ia löytyi lähes kaikista mitatuista näytteistä lukuun ottamatta sinisimpukka- ja kilkinäytteitä. Itämerensimpukka- ja merirokko-näytteissä nuklidin pitoisuudet olivat kuitenkin selkeästi pienempiä kuin polyyppi, rakkolevä- ja perifytonnäytteissä.

Voimalaitosperäisistä radionuklideista valekirjosimpukkanäytteissä mitattiin pieniä määriä Co-60:ia ja Ag-110:aa. Aikuisissa simpukoissa nuklideja havaittiin ainoastaan lähimpänä voimalan purkuaukkoa sijaitsevien Halkokarin ja Björkholmenin näytteissä, kun taas poikasnäytteissä Ag-110:aa havaittiin kaikilta jäähdytysvesien leviämisalueen pisteiltä, joskin erittäin vähän. Pienet Ag-110-pitoisuudet poikasnäytteissä eivät kuitenkaan välttämättä tarkoita, että juveniilit rikastaisivat nuklidia aikuisia huomommin. Päinvastoin, samaan aikaan keräyslevyjen noston kanssa kerätyissä luonnonpintänäytteissä ei kyseistä nuklidia havaittu Klobbfjärdenillä eikä Halkokarilla lainkaan. Yksinomaan voimalaitosperäisille nuklideille ei rikastumiskertoimia voitu laskea, koska vedessä vallitsevat pitoisuudet olivat liian pieniä, jotta ne olisi voitu havaita mittauksissa. Onnettomuustilanteiden ja tavallista suurempien päästöjen seuranta ajatellen onkin hyvä, jos tiedetään jo normaalitilanteen päästömäärien näkyvän indikaattorilajissa.

Mittausepävarmuudet yksinomaan voimalaitoksesta peräisin oleville nuklideille olivat näytteissä keskimäärin suurempia kuin muille mittaustuloksille. Nuklidien pienistä pitoisuuksista johtuen myös mittaustarkkuus kärsii, minkä vuoksi virhemarginaali tuloksissa usein kasvaa. Co-60:n puuttuminen valekirjosimpukan poikasnäytteistä ei välttämättä tarkoita, etteivätkö juveniilit rikastaisi nuklidia siinä missä aikuisetkin simpukat. Todennäköisesti kyse oli riittämättömästä näyttemäärästä. Poikasnäytteeseen käytettävän materiaalin määrä rajoittui levyillä olevaan, kun taas monivuotista materiaalia oli saatavilla luonnonpinnoilta runsaasti ja näyttemäärät olivat näin ollen suurempia. Ag-110 ja Co-60-pitoisuudet olivat valekirjosimpukoissa samaa suuruusluokkaa kuin

rakkolevässä ja Olkiluodon simpukoissa, mutta kuitenkin selkeästi pienempiä kuin Halkokarin perifytonnäytteissä. Merirokko- ja murtovesipolyyyppinäytteissä ei Co-60:ia ja Ag-110:aa havaittu lainkaan, vaikka näytteet oli kerätty samoista keräyslaitteista kuin valekirjosimpukan poikasnäytteet, joista Ag-110:aa taas havaittiin. Halkokarin perifytonnäytteissä esiintyneitä voimalaitosperäisiä Co-58:ia ja Sb-124:ia ei havaittu valekirjosimpukassa, kuten ei muissakaan vertailulajeissa.

Valekirjosimpukan poikasten ja aikuisten välillä ei havaittu merkittäviä eroja radionuklidien keskimääräisissä pitoisuuksissa tai rikastumiskertoimissa. Levynäytteiden tulokset olivat mittausepävarmuuksien puitteissa yhteneviä keräinten noston kanssa samaan aikaan kerättyjen luonnonpintänäytteiden kanssa. Kirjallisuudesta löytyy kuitenkin mainintoja, joissa todetaan eliön koon usein vaikuttavan aineiden kertymiseen elimistössä (IAEA 1985, Alam ym. 1999, Koulikov & Rybov 1992 ja Twining ym. 1996 julkaisussa Gungör ym. 2001). Yleisesti ottaen pienten yksilöiden on todettu rikastavan useita metalleja suurempia tehokkaammin (Koulikov & Rybov 1992 ja Twining ym. 1996 julkaisussa Gungör ym. 2001). Alam ym. (1999) havaitsivat Bangladeshin rannikolla paikallisia simpukoita (*Perna viridis* L. ja *Modiolus striatulus* H.) tutkiessaan K-40:n rikastuvan poikasiin aikuisia paremmin. Gungör ym. (2001) eivät puolestaan todenneet laboratorionäytteissä merkittäviä eroja Cs-134:n rikastumisessa tai biologisessa puoliintumisajassa aikuisten ja juveniilien *Mytilus galloprovincialis* -simpukoiden kesken. Havaittu puoliintumisaika Cs-134:lle oli kaiken ikäisissä simpukoissa noin 29 päivää eli vain 5 % nuklidin fysiologisesta puoliintumisajasta (2,06 a).

Valekirjosimpukanäytteiden Cs-137- ja K-40-rikastumiskertoimet kohosivat poikasnäytteissä voimalan purkuaukon ja näytteenottopisteen välisen etäisyyden kasvaessa ja toisaalta aikuisissa ajallisesti syksyä kohti mentäessä. Kuntokertoimet näytteissä käyttäytyivät päinvastoin. Aikuisille simpukoille aineistosta määritetty K-40-rikastumiskertoimen ja paino-pituus-suhteen välinen Pearsonin korrelaatiokerroin on -0,60 ja poikasille -0,39. Cs-137:lle korrelaatiokerroin on aikuisilla simpukoilla -0,34 ja poikasilla -0,75. Koska havaintoja, joista molempien muuttujien vertailukelpoiset tulokset oli saatavilla, oli vähän (5 KMI sekä poikasista että aikuisista), ei kertoimien perusteella voi kuitenkaan todistaa tilastollisen riippuvuuden olemassaoloa ($\alpha > 0,05$) vaan tarvittaisiin lisää havaintoja yhteyden merkitsevyyden selvittämiseksi.

Charmasson ym. (1999) tutkivat keinotekoisien radionuklidien pitoisuuksien vaihtelua ja siihen vaikuttavia tekijöitä sinisimpukan lähisukuisessa *Mytilus galloprovincialis* -simpukassa. Tulosten

perusteella kasvukausi ja lisääntymiskierto vaikuttavat nuklidien rikastumiseen ja pitoisuuksiin simpukoiden elimistössä. Samanlaisiin tuloksiin Cs-137:n suhteen tutkimuksissaan tulivat Catsiki & Florou (2005). Cs-137 sitoutuu lähinnä pehmytkudokseen. Rikastuminen on minimissään kasvukaudella, jolloin korkean metabolisen aktiivisuuden aikaansaama kudosten kasvu on niin nopeaa, etteivät ravinnon sisältämät metallit (ja ohessa näiden radioaktiiviset isotoopit) ehdi absorboitua niihin. Myös sukutuotteet elimistössä pienentävät kasvukaudella simpukan massaan suhteutettuja aktiivisuustuloksia, koska ne rikastavat metalleja somaattisia kudoksia vähemmän. Sukutuotteiden puuttumisen lisäksi rasvojen kuluminen kasvattaa Cs-137-pitoisuuksia simpukan elimistössä kasvukauden ulkopuolella. Vuodenajat vaikuttavat simpukan elimistön rasvapitoisuuteen suodatettavan ravinnon määrän ja laadun kautta. Talviaikana levätuotanto on minimissään ja simpukat joutuvat tyytymään vähäenergisempiin ravintopartikkeleihin.

Syksyllä K-40- ja Cs-137-rikastumiskertoimet olivat selkeästi muita pisteitä korkeampia Klobbfjärdenillä ja Pernajanlahdella, jotka molemmat sijaitsevat jokivesien vaikutusalueilla. Tämä näkyy pisteiden vedenlaadussa mm. muita pisteitä korkeampina kiintoainespitoisuuksina ja alhaisempina näkösyvyyksinä. Suurten jokivirtaamien aikana rannikolle huuhtoutuu maaekosysteemistä runsaasti kiintoainesta, jonka mukana suodattajat saavat runsaasti maaperän hiukkasiin sitoutunutta 137-Cs:ia (Turner & Millward 2002). Jokisualueilla simpukoiden pääasiallinen ravinto onkin yleensä vähäenergistä detritusta, humusyhdisteitä ja epäorgaanisia partikkeleita (Allison ym. 1998 julkaisussa Charmasson ym. 1999). Simpukat voivat energiansaantinsa maksimoimiseksi myös säädellä ravinnonottoaan (Gossiaux ym. 1998, Charmasson ym. 1999, Catsiki & Florou 2005). Mikäli orgaanisten hiukkasten osuus vesipatsaan kiintoaineksessa on pieni, ne absorboituvat simpukan elimistöön nopeammin ja täydellisemmin, jolloin eliön tuottaman ulostemateriaalin määrä on vähäinen ja lähes kaikki ravintopartikkelien sisältämät ainekset imeytyvät simpukan kudoksiin. Myös simpukoiden suodatusteho ja orgaanisten partikkelien valinta kasvaa, kuten hylkymateriaalin määräkin. Kaikki tämä johtaa metallien ja niiden radioaktiivisten isotooppien biosaataavuuden tehostumiseen simpukoiden elimistössä. Myös In vitro -leimaukset ovat osoittaneet, että alkumetallien assimilaatiotehokkuus planktonlevistä riippuu sulatetun ravinnon laadusta ja määrästä (Wang ym. 1995). Kun ravintoa on vähän, ruokapartikkeli viipyy pidempään suolen happamassa ympäristössä, jolloin se sulaa täydellisemmin ja assimilaatiotehokkuus on suurempi kuin lyhyemmällä sulatusajalla.

Ruuansulatuskanavassa tapahtuvan, ravintopartikkeleihin sitoutuneiden radionuklidien imeytymisen lisäksi myös liukoisessa muodossa olevat nuklidit kertyvät simpukoiden elimistöön

(Wang ym. 1996). Liuenneet nuklidit absorboituvat simpukoiden elimistöön lähinnä kidusten kautta. Bruner ym. (1994 julkaisussa Gossiaux ym. 1998) ovat todenneet vaeltajasimpukan rikastavan erityisen tehokkaasti juuri liuenneessa muodossa olevia kontaminantteja (tässä tapauksessa PCB:tä ja PAH-yhdisteitä). Simpukoiden koosta ja vallitsevasta lämpötilasta riippuen rikastumiskerroin voi näillä yhdisteillä vaihdella jopa 100 %.

Jokisuualueilla meriveden tavallista alhaisempi suolapitoisuus edesauttaa osaltaan keinotekoisien radionuklidien kertymistä eliöihin. Cesium ja strontium rikastuvat tehokkaammin vähäsuolaisessa vedessä, missä kilpailevien kationien pitoisuudet ovat pienempiä (Charmasson ym. 1999, Turner & Millward 2002, Catsiki & Florou 2005). Tämä tulee ilmi eliönäytteissä kohonneina pitoisuuksina ja rikastumiskertoimina erityisesti syksyllä ja keväällä suurimpien jokivalumien aikaan. Yleisesti ottaen rikastumiskertoimien vuodenaikaisiin suuruuden vaihteluihin liittyvät vuorovaikutussuhteet ovat varsin kompleksisia ja kirjallisuudessa usein todetaankin eri tekijöiden osuuden määrittämisen ilmiössä olevan vaikeaa. IAEA:n (1985) rikastumiskertoimia meriympäristön eri osissa käsittelevässä raportissa kehoitetaankin huomioimaan, että rikastumiskerroin tällaisessa yhteydessä tarkoittaa vain arvoa, joka suhteuttaa eliössä havaitun pitoisuuden - olipa se sitten peräisin vedestä, kiintoaineksesta tai ravinnosta - sen elinympäristössä sillä hetkellä vallitsevaan keskiarvoon (lukuun ottamatta planktonleviä, jotka ottavat ravintonsa yksinomaan liukoisessa muodossa ja joiden pitoisuudet siten kertovat yksinomaan vedessä vallitsevasta pitoisuudesta).

Tuorepainon ja kuivapainon välinen suhde simpukassa on verrattavissa pehmytkudoksen ja kuoren massojen väliseen suhteeseen. Mitä suurempi suhdeluku on, sitä suuremman suhteellisen osuuden pehmytkudos simpukan massasta muodostaa. Kuntokerroin puolestaan kuvastaa tunnetun pituisen simpukan keskimääräistä massaa. Mitä suurempi kerroin on, sitä enemmän simpukkayksilö painaa. Poikasten aikuisia pienempi kuntokerroin ja TM/KM johtuvat siitä, että niiden kuori on vielä melko ohut ja pehmytkudos muodostaa sen vuoksi suuremman osan elopainosta kuin aikuisilla simpukoilla. TM/KM -suhteen ja kuntokertoimen välinen korrelaatiokerroin kaikille havainnoille (sekä aikuisten että poikasten otokset, $n = 10$) on $-0,84$, joten suureiden voidaan alle 1 % riskitasolla katsoa olevan negatiivisesti riippuvaisia toisistaan. Pelkät poikasnäytteet huomioiden ei riippuvuutta havaittu ($r = 0,05$; $n = 5$), joten ilmiö koskee tässä tapauksessa vain aikuisia yksilöitä, joille korrelaatiokerroin oli $-0,86$ ($n = 5$). Tuloksen perusteella voidaan päätellä kuntokertoimessa tapahtuvien muutosten olevan ainakin osittain yhteydessä valekirjosimpukoiden kuoren paksuuteen. Havaintoa tukee Sr-90:n rikastumiskertoimen ja TM/KM -suhteen välillä havaittava negatiivinen

korrelaatio (-0,85) (kaikki vuonna 2005 mitatut simpukkanäytteet, $n = 6$), jota voidaan pitää merkitsevänä 5 % riskitasolla. Korrelaatio aiheutuu siitä, että Sr-90 sitoutuu nimenomaan kalkkipitoisiin ruumiinosiin eliössä (Vanderploeg 1975). Mitä suurempi osuus simpukoiden massasta on kuorta, sitä suurempia Sr-90 -pitoisuuksia niistä mitataan suhteessa elopainoon.

5.2. Loviisan valekirjosimpukkapopulaatio

Elinvoimainen, monivuotinen valekirjosimpukkapopulaatio on keskittynyt voimalaitoksen jäähdytysvesien vaikutusalueelle Hästholmsfjärdenin lahdella. Ottoaukolla ja Pernajanlahdella esiintyy joitakin satunnaisia aikuisia yksilöitä, mutta pisteiden populaatiot ovat lähinnä muualta virtausten mukana ajelehtivien planktisten toukkien varassa. Ilmeisesti lämpötila jäähdytysveden lämpövaikutusalueen ulkopuolella laskee talvisin niin alas, etteivät poikaset selviydy seuraavaan kesään. Vuonna 2005 asettuvien poikasten määrä oli vähintäänkin kaksinkertaistunut kaikilla pisteillä, joilla tehtiin koeseurantaa vuonna 2004. Valekirjosimpukan on todettu luonnostaan olevan melko hidaskasvaja levittäytyjä, mutta ihmistoiminnan synnyttämässä suotuisissa oloissa populaation kasvu voi olla todella nopeaa (Nuttall 1990 julkaisussa Verween ym. 2006). Sopivien kiinnittymisalustojen löytyminen on yksi tärkeimmistä dreissenidien menestymiseen vaikuttavista tekijöistä ja korkeimmat yksilöitiheydet onkin havaittu nimenomaan keinotekoisilta alustoilta (Karatayev ym. 1998 julkaisussa Verween ym. 2006). Aikuisten simpukoiden esiintymistiheyden on myös todettu olevan suorassa yhteydessä parempaan lisääntymistulokseen (Sprung 1993 julkaisussa Verween ym. 2006).

Keräyslevyiltä mitatuissa otoksissa valekirjosimpukan poikasten keskipituuden suhteellinen hajonta oli melko suurta (20 - 60 %), vaikka oli kyse saman ikäluokan yksilöistä. Dreissenidit ovat annoskutijoita (Borcherding 1991 julkaisussa Verween ym. 2006), joiden toukkavaiheiden tuotanto voi kestää kaikkiaan 6 - 52 viikkoa (Sprung 1993 julkaisussa Verween ym. 2005). Kutukauden alkamis- ja päättymisajankohtia säätelevänä, pääasiallisena tekijänä pidetään veden lämpötilaa. Verween ym. (2005) tutkivat valekirjosimpukan planktisten toukkamuotojen esiintymistä Antwerpenin satama-altaassa, Belgiassa vuosina 2000 - 2004 ja havaitsivat useita piikkejä tiheyksissä kesän aikana. Näistä suurin oli nähtävissä yleensä loppukesällä veden lämpötilan ollessa $21,4 \pm 0,4$ °C. Siddal (1980) puolestaan havaitsi lajin kutevan Miamissa, Floridassa veden lämpötilan ollessa välillä 13 - 30 °C. Sukusolujen kypsymiselle minimilämpötilana pidetään 13 ± 1 °C:a (Verween ym. 2005). Muiden yksilöiden sukusolut vedessä saavat simpukat laskemaan

omat sukutuotteensa samanaikaisesti, minkä vuoksi lisääntymiskauden aikana vesimassassa havaittavat toukkavaiheiden tihentymät erottuvat toisistaan selkeästi (Borcherding 1991 julkaisussa Verween ym. 2006). Keräyslevyiltä määritettyjä poikasten keskipituuksia voidaan pitää vertailukelpoisina pisteiden kesken, koska kiinnittymispiikit ovat todennäköisesti tapahtuneet tutkimusalueella suunnilleen samanaikaisesti.

Poikasten keskipituus syksyllä levyiltä mitatuissa otoksissa on verrannollinen niiden keskimääräiseen kasvunopeuteen kesän aikana. Vuonna 2004 koelevyt nostettiin vedestä noin 2 kuukautta aiemmin kuin vuoden 2005 levyt. Tämä on pääasiallinen syy vuoden 2005 suurempaan poikasten keskipituuteen ja tulee esiin erityisesti Hästhölmfjärdenin pisteiden tuloksissa johtuen kasvukauden jatkumisesta jäädytysveden vaikutusalueella pitkälle syksyyn. Pernajanlahdella ero ei ollut läheskään yhtä merkittävä. Erot keräysjaksojen pituudessa estävät kokovertailun vuosien välillä, mutta sallivat sen saman vuoden näytteiden kesken. Myös kesän 2005 hieman korkeampi veden keskilämpötila on saattanut osaltaan parantaa poikasten kasvua.

Halkokarilla juveniilit olivat ihanteellisesta lämpötilasta huolimatta jääneet muiden pisteiden poikasia pienemmiksi, vaikka vuonna 2004 pisteellä havaittiin kolmesta tutkitusta suurin keskipituus. Sama ilmiö havaittiin tiheyden suhteen. Sekä Klobbfjärden että Pernajanlahti ohittivat Halkokarin vuonna 2005 myös poikastiheyksissä, vaikka edellisenä vuonna juveniilien keskimääräiset tiheys ja alakohtainen biomassa olivat näistä kolmesta pisteestä suurimmat nimenomaan Halkokarilla. Tämän lisäksi erot 3 ja 5 m levyjen välillä olivat vuonna 2005 kääntyneet tiheyden ja poikasten keskikoon suhteen päinvastoin kuin vuoden 2004 levyillä. Tämä käänteisilmiö, jossa poikasten tiheys ja keskikoko olivat suurempia syvemmillä, todettiin myös Björkholmenin levyillä. Kiinnittymissyvyydellä näyttäisi tulosten perusteella olevan suuri vaikutus poikasten ensimmäisen kesän kasvuun. Vaikka juveniilit olisivat edellisessä kasvaneet suurimmaksi tietyssä syvyydessä, ei sama piste-syvyyss-yhdistelmä ole välttämättä paras kasvuympäristö enää seuraavana vuonna. Valekirjosimpukkaa on tutkittu jonkin verran laboratorio-oloissa (Rajagopal ym. 2005), jolloin on voitu erottaa mm. lämpötilan ja suolapitoisuuden vaikutukset lajin lisääntymiseen ja muihin elintoimintoihin. Lämpötilan lisäksi simpukoiden elintoimintoihin vaikuttavat mm. veden pH, liuenneen hapen pitoisuus sekä ravintotilannetta kuvaavat kiintoaines- ja a-klorofyllipitoisuus. Käytännössä luonnon oloissa eri fysikaaliskemiallisten tekijöiden vaikutuksen osuutta eliöihin ei voida erottaa toisistaan, koska niillä on erilaisia yhdysvaikutuksia.

Merkittävimmät erot veden fysikaaliskemiallisessa laadussa Loviisan alueella vuonna 2005 edellisvuoteen verrattuna olivat päällysveden hieman korkeampi keskilämpötila ja matalampi suolapitoisuus. Kokonaistypen ja -fosforin välinen keskimääräinen suhde oli pisteillä vuonna 2005 hieman suurempi, kiintoainepitoisuus korkeampi ja näkösyvyys matalampi. Loviisassa voimalaitoksen purkuvesivirta sekoittaa vesimassaa tehokkaasti ja vesipatsaan lämpötilaprofiili vaihtelee ajoittain jyrkästikin. Tuulen ja veden virtausten suunnat vaikuttavat siihen, miten jäähditysvedet kulkeutuvat ja leviävät. Turbulenssin vaikutuksesta lämmin vesi saattaa painua syvempiin vesikerrokseen vielä usean kilometrin päässä voimalasta. Tämä saattaa olla syynä myös Hästholmsfjärdenillä havaituille vuoden 2005 levynäytteiden päinvastaisille poikasten tiheys- ja kokojakaumille 3 ja 5 m:n syvyyksissä vuoteen 2004 verrattuna.

Koska simpukkapopulaation tiheys vaihtelee suhteellisen paljon riippuen asettuneiden poikasten määrästä, on biomassa tiheyttä vakaampi ja kuvaavampi suure verrattaessa eri alueiden populaatioita (Westerbom 1999). Tällä perusteella runsain monivuotinen valekirjosimpukkaesiintymä on Björkholmenin karikolla. Myös suurin koko populaatiolle havaittu kuntokerroin ja aikuisten yksilöiden keskipituus kertovat populaation elinvoimaisuudesta pisteellä. Halkokarin poijuun kiinnittyneistä poikasista kerätty otos, jonka simpukoiden keskipituus ja kuntokerroin olivat aivan omaa luokkaansa, paljastaa kuitenkin jäähditysvesien purkuaukon tarjoavan erinomaisen elinympäristön poikasille syvyydessä, jossa muiden fysikaaliskemiallisten tekijöiden yhdistelmä on oikeanlainen.

Kuntokertoimen ja tuorekudoksen massaosuuden välisen negatiivisen korrelaation perusteella näyttäisi siltä, että pisteillä, joilla on korkeampi kuntokerroin, simpukoiden kuoret olisivat paksumpia. Luonnonpinnoilta kerätyissä, pääosin aikuisista simpukoista koostuvissa pinta-alanäytteissä TM/KM -suhteen avulla laskettu kuoren keskimääräinen osuus massasta oli kuitenkin täsmälleen sama kaikilla kolmella pisteellä samaan aikaan, joten erot kuntokertoimissa johtuvat sekä kuoren paksuudesta että pehmytkudoksen määrästä. Syksyllä kuoren osuus massasta (30 %) oli Halkokarilla ja Björkholmenilla 15 % pienempi kuin kesäkuun näytteissä (35 %). Luonnonpintanäytteissä yksilön keskipaino oli marraskuussa Halkokarilla noin 70 % ja Björkholmenilla vajaan 60 % kesäkuun vastaavasta arvosta. Kuoren osuus massan vähenemässä oli molemmilla pisteillä siis 40 % ja pehmytkudoksen 60 %. Marraskuussa simpukoiden keskipainon lasku oli havaittavissa myös alakohtaisissa biomassa-arvioissa, jotka olivat kesän poikastuotannosta seuranneesta tiheyskasvusta huolimatta tällöin pienempiä kuin kesäkuussa. Korrelaatio syntyi siis luonnonpintanäytteissä yksinomaan kesän ja syksyn välisistä eroista kuoren ja tuorekudoksen

massaosuuksissa. Toisaalta kuntokertoimet eivät Hästholmsfjärdenin pisteillä poikenneet tosistaan merkittävästi. Poikasnäytteet kerättiin kaikki samana ajankohtana, joten vuodenaikojen välistä vertailua kuntokertoimille ja TM/KM -suhteelle ei niiden perusteella voida tehdä. Poikasotoksissa erot kuntokertoimissa olivat pieniä, mutta niiden negatiivinen suuntaus suhteessa etäisyyteen jäähdytysvesistä oli looginen, mikäli Halkokarilta huomioidaan vuoden 2005 näytteissä levyjen sijasta poijusta kerätty otos. Samanlainen trendi oli todettavissa kuoren massaosuuden suhteen, joka oli suurin Halkokarilla poijussa (32 %) ja pienin Pernajanlahdella (27 %).

Tulosten perusteella vuodenaikojen väliseen kuntokertoimen ja TM/KM -massasuhteen vaihteluun Loviisan valekirjosimpukkapopulaatiossa vaikuttaa ravinnon lisäksi lämpötila. Mikäli näytteitä monivuotisesta simpukkamassasta olisi saatu jäähdytysvesien lämpövaikutuksen tavoittamattomista, olisivat eroja kuntokertoimessa ja kuoren paksuudessa saattanut ilmetä myös samana ajankohtana kerätyissä näytteissä. Kirjallisuudessa mainitaan sukutuotteiden poistumisen ja elimistön rasvapitoisuuden laskun aiheuttama pehmytkudoksen osuuden ja siitä aiheutuvan yksilöbiomassan väheneminen simpukoilla kasvukauden ulkopuolella (Honkoop & Beukema 1997, Charmasson ym. 1999). Valekirjosimpukkaa koskevat tutkimukset eivät kerro, voisivatko syksyllä viilenevä vesi ja huonommat ravinto-olosuhteet vaikuttaa subtrooppisen lajin kuoren paksuuteen lyhyellä aikavälillä.

Juveniilien tiheydet keräyslevyillä olivat osalla pisteistä huomattavasti suurempia kuin tiheyskasvu luonnonpinnoilla kesäkuun ja marraskuun välillä. Tämä saattaa johtua siitä, että kaavittaessa syksyn luonnonpintänäytteitä, on muutaman millimetrin mittaisia poikasia mennyt ohi noudinhaavin suuaukon. Kuolleisuus luonnonpinnoilla saattaa olla myös suurempaa keräyslevyihin verrattuna. Ainakin kilpailun ravinnosta ja tilasta voisi olettaa olevan aikuisten simpukoiden seassa kovempaa kuin keräyslevyillä. Koska dreissenidien on todettu kiinnittyvän erityisen mielellään keinotekoiisiin, puhtaisiin alustoihin (Karatayev ym. 1998 julkaisussa Verween ym. 2006), saattaa myös preferenssi olla selityksenä levyjen luonnon pintoja suuremmille poikastiheyksille. Luonnonpintänäytteiden kokojakaumia tarkastellessa vaikuttaa myös ilmeiseltä, että ainakin yksi poikaserä oli jo ehtinyt asettua kesäkuun puolivälissä. Alle 5 mm:n mittaiset yksilöt, joita näytteissä esiintyi, ovat liian pieniä ollakseen peräisin edellisvuoden poikastuotannosta. Oletusta tukee myös pienten simpukoiden löytyminen kesäkuun puolivälissä Ottoaukolta, missä aikuisten yksilöiden puuttuminen viittaisi siihen, etteivät simpukat pysty talvehtimaan pisteellä satunnaisia poikkeuksia lukuun ottamatta.

Satunnaisten aikuisten valekirjosimpukkayksilöiden löytyminen Ottoaukolta ja Pernajanlahdelta oli yllättävää. Geneettisen muuntelun osuutta lajin sopeutumisessa olosuhteiltaan varsin erilaisiin ympäristöihin ei ole tutkittu (Verween ym. 2006). Nähtäväksi jää, pystyykö valekirjosimpukka levittäytymään ja kehittämään lisääntyviä populaatioita ydinvoimalan jäähdytysvesien vaikutusalueen ulkopuolella. Mikäli laji sopeutuu itäisellä Suomenlahdella vallitseviin lämpötiloihin, ei laajamittainen leviäminen ole mahdoton ajatus. Kirjallisuudessa lajin todetaan kuitenkin olevan luonnostaan melko tehoton lisääntyjä ja levittäytyjä (Verween ym. 2006). Varsinaiset ongelmalliset massaesiintymät keskittyvät toistaiseksi lähinnä voimalaitosten kaltaisten, ihmisen luomien suotuisien elinolosuhteiden yhteyteen.

5.3. Näytteenottomenetelmät

Sukeltamalla luonnonpinnoilta keräystä simpukkamassasta suhteellisesti suurimman osan muodostavat aikuiset, 1+ -ikäryhmän ja sitä vanhemmat yksilöt, joiden tarkkaa ikää ei tunneta. Keräyslevyiltä saatujen 0+ -simpukoiden elinikä puolestaan tunnetaan muutaman viikon tai kuukauden tarkkuudella. Gamma- ja strontiumanalyysitulosten perusteella pitoisuudet simpukoissa kuvastavat kuitenkin vain melko lyhyen aikavälin pitoisuuksia ympäristössä. Tähän viittaa mm. radionuklidipitoisuuksien ja rikastumiskertoimien samankaltaisuus poikasnäytteissä ja samaan aikaan kerätyissä aikuisissa. Syynä on ilmeisesti pitkäikäistenkin radionuklidien suhteellisen lyhyt biologinen puoliintumisaika simpukoiden elimistössä (Güngör ym. 2001). Tämä mahdollistaa levy- ja luonnonpintänäytteiden välisen tulosten vertailun, joten menetelmiä voidaan käyttää indikaattorilajitutkimuksissa myös rinnakkain.

Sukellusnäytteenotto radionuklidipitoisuuksien määrittämistä varten edellyttää melko tiheää simpukkapopulaatiota, jotta keruu saadaan pysymään seurannan kannalta kustannustehokkaissa rajoissa. Käytännössä näytteenotto onnistuu tällä hetkellä vain Hästholmsfjärdenin lahdelta, missä jäähdytysvesien lämpövaikutus luo puitteet monivuotisen populaation esiintymiselle. Tämä rajoittaa tulosten vertailumahdollisuuksia eri etäisyyksillä voimalasta. Björkholmen ja Halkokari ovat pisteitä, joilta sukellusnäytteenotto onnistuu suhteellisen vaivattomasti tiheän populaation ansiosta. Klobbfjärdenillä näytteenottoon kuluu enemmän aikaa johtuen harvasta ja laikuittaisesta esiintymästä. Suuren tyhjien kuorten määrän vuoksi massaa täytyy kerätä enemmän ja myös näytteen käsittelyyn kuluva aika on pidempi, koska näytteeseen valikoidaan vain eläviä yksilöitä. Poikasnäytteiden keruu keräyslevyjen avulla onnistuu kaikilta tämän työn simpukkalevyalueilta

lukuun ottamatta Ahvenkoskenlahtea. Näytteiden saaminen myös Ottoaukolta ja Pernajanlahdelta mahdollistaa laajemman vertailun pitoisuuksissa suhteessa etäisyyteen voimalan purkuaukosta. Keräyslevynäytteitä saadaan kuitenkin vain yksi vuodessa, kun taas aikuista massaa voidaan kerätä pitkin vuotta ja näin havainnoida pitoisuudessa vuoden aikana tapahtuvia muutoksia. Ajallisesti ja alueellisesti mahdollisimman kattavan seurantaverkoston aikaansaamiseksi kannattaisi käyttää molempia menetelmiä rinnakkain.

Luonnonpinnoilta kerätyistä pinta-alanäytteistä puuttuivat syksyllä pienimmät, alle 1,5 mm:n mittaiset poikaset, joita keräyslevyiltä mitattiin jonkin verran. Pienimmät yksilöt ovat varsin kevyitä ja saattavat helposti ajautua pois noutimen suulta sukeltajan näytteenoton yhteydessä synnyttämien virtausten mukana päätyvätkä ainakaan haaviin. Pienimmät yksilöt jäävät myös helposti huomaamatta siirrettäessä näytettä haavista muovipussiin tai muovipussista laskettavaksi. Osa saattaa karata haavin havaksen silmien läpi jo näytteen keruuvaiheessa. Mahdollisuuksia on monia. Tarkkoja poikastiheyksiä kartoitettaessa keräyslevyt ovat tässä mielessä parempi näytteenottomenetelmä. Siinä simpukat lasketaan suoraan kiinnittymisalustaltaan, jolloin saadaan minimoitua käsittelystä aiheutuvat virhelähteet. Toisaalta keräyslevyjen käyttö saattaa antaa ylimitoitettun kuvan lisääntymistuloksesta, mikäli veligerit todella suosivat levyjä kiinnittymisalustana tai luonnollinen kuolevuus levyillä on merkittävästi vähäisempää kuin luonnon kasvualustoilla.

Tämän työn yhteydessä luonnonpinnoilta suoritettu populaatioanalyysi oli varsin ylimalkainen. Mikäli populaation yksilötiheyksistä ja kokojakaumasta näytteenottopisteillä halutaan tarkempia tuloksia, pitäisi näytteenotto suunnitella huomattavasti laajemmaksi. Rinnakkaisnäytteitä tulisi olla enemmän ja niiden keruu pitäisi tarkentaa yhtenevään syvyyteen. Näytteenotto voitaisiin myös kohdentaa useampaan syvyyteen, joista kaikista tulisi kerätä omat rinnakkaisnäytteensä. Näytteeksi kaavittavan alan valintaa tulisi pohtia. Toisaalta parantaisi vertailtavuutta, jos ala vakioitaisiin. Tällä hetkellä havaitut simpukkaesiintymät ovat kuitenkin melko pienelle alueelle rajautuneita ja paikoin erittäin heterogeenisiä alakohtaisen tiheyden suhteen. Esimerkiksi Klobbfjärdenin laikuittaisesta esiintymästä näytteitä kerätessä joudutaan aina tekemään subjektiivinen valinta siitä, millainen tiheys näytteeseen tulee. Tässä työssä ongelma ratkaistiin keräämällä näytteet näkökentässä olleesta tiheimmästä kohdasta, joten tulokset kuvaavat enimmäkseen esiintymän keskiarvoa suurempia tiheyksiä ja alakohtaisia biomassoja sekä kokojakumaa ko. olosuhteissa. Näytteenottajalle jätetty vapaus määrittää kaavittava ala oman harkintansa mukaan jätti joustovaraa, mutta toisaalta saattoi myös lisätä epävarmuustekijöitä. Klobbfjärenden neliömetrin alalta kaavittu neljän aikuisen yksilön

otos kertoi pisteellä vallinneesta tiheydestä huomattavasti enemmän kuin 20 x 20 cm:n otos olisi kertonut. Kun erittäin tiheästä esiintymästä taas kaavittiin vain 10 x 15 cm:n ala, näytteen jaksoi vielä laskea kokonaisuudessaan, jolloin vältyttiin osittamisen mahdollisesti synnyttämältä virheeltä. Tiheästä populaatiosta kaavittu pieni ala rajautui niin selvästi simpukkapeitteen keskelle, että sen sivujen mittaaminen 1,0 cm:n tarkkuudella oli helppoa. Suuria aloja kaavittaessa alan määritystarkkuus kuitenkin kärsii.

Silmämääräinen kartoitus valekirjosimpukan populaatiotutkimuksissa toimii vain, jos halutaan saada tietoa tiheästä, monivuotisesta populaatiosta. Poikastiheyksistä tai juveniilien levinneisyydestä ei silmämääräisellä arvioinnilla saada juurikaan tietoa, koska pieniä yksilöitä on hyvin vaikea erottaa veden alla huonon näkyvyyden sekä muiden epifyyttisten eliöiden vuoksi. Erittäin harvoissa simpukkaesiintymissä yksittäiset aikuisetkin yksilöt jäävät helposti huomaamatta. Silmämääräinen tiheysarviointi ei sovellu syvälle meneviin populaatioanalyysiin, mutta sitä voidaan käyttää suuntaa-antavana menetelmänä tiheän, elinvoimaisen kannan levinneisyyden ja tiheyksien seurannassa. Menetelmän tarkkuus riittää hyvin mm. lajin voimallisuuden toiminnalle muodostaman riskin suuruutta ja tilanteen kehittymistä arvioitaessa.

6. Johtopäätökset

Elinvoimainen valekirjosimpukkaesiintymä Loviisan merialueella on tällä hetkellä keskittynyt ydinvoimalan jäähdytysvesien purkaukon lähituntumaan. Toukkavaiheet leviävät virtauksien mukana jopa 20 km:n päähän voimalasta ja asettuneita poikasia havaitaan loppukesällä ainakin Pernajanlahdella asti. Poikaset selviävät ilmeisesti varsin heikosti talvesta normaaleissa itäisen Suomenlahden veden lämpötiloissa.

Radioaktiivisten aineiden kerääjänä Valekirjosimpukka ei tulosten perusteella vaikuttaisi poikkeavan merkittävästi muista tutkituista simpukoista. Myöskään juveniilien ja aikuisten välillä ei näyttäisi olevan merkittäviä eroja näytteistä löytyneiden radionuklidien rikastumisen suhteen. Ilmeisesti radionuklidien biologinen puoliintumisaika eliöissä on niin lyhyt, että aikuisissakin valekirjosimpukoissa havaittavat nuklidit ovat peräisin melko lyhyen aikavälin altistuksesta. Simpukat eivät yleisesti ole erityisen hyviä rikastamaan Cs-137:ia. Valekirjosimpukka osoittautui

kuitenkin kohtalaisen hyväksi Sr-90 kerääjäksi. Myös voimalaitosperäiset Co-60 ja Ag-110 näkyivät mittaustuloksissa, joskaan eivät samassa määrin kuin perifytonnäytteissä.

Molemmat testatut näytteenottomenetelmät osoittautuivat toimiviksi ja suhteellisen vaivattomiksi indikaattorilajituskimusten käyttötarpeita ajatellen. Aikuisen simpukkamassan keräämiseen soveltuvat Hästholmsfjärdenillä sijaitsevat pisteet. Poikasnäytteitä voidaan kerätä Hästholmsfjärdenin lahden lisäksi ainakin voimalan jäähdytysvesien ottopuolelta aina Pernajanlahdelle saakka. Keräyslevyjen käyttö mahdollistaa näytteiden keruun ja tulosten vertailun laajemmalla alueella, voimalaitoksen vaikutusalueen ulkopuolella. Toisaalta vaikka sukellusnäytteenottomahdollisuus on rajoittunut vain muutaman kilometrin säteelle voimalan jäähdytysvesien purkuaukosta, voidaan näytteitä kerätä niin tihein väliajoin kuin halutaan, mikä mahdollistaa esimerkiksi vuoden aikaisen pitoisuuksien kehittymisen seurannan.

Vertailtaessa radionuklidien pitoisuuksia valekirjosimpukassa eri paikoissa ja eri aikoina, on huomioitava eliön sen hetkisen fysiologisen tilan sekä vallitsevien ympäristömuuttujien vaikutukset. Nuklidien kertymiseen simpukan elimistössä vaikuttavat useat fysikaaliskemialliset, ekologiset ja biologiset tekijät, joista tärkeimpinä eliön aineenvaihdunta ja kuntokerroin sekä niihin suoraan vaikuttavat veden lämpötila, suolapitoisuus ja ravinnon määrä ja laatu. Pitoisuuksia vertailtaessa tulisi näytteen rikastumiskerroin määrittää mahdollisimman tarkasti tai mikäli tämä ei ole mahdollista, huomioida em. muuttujat näytteenottohetkellä.

7. Kiitokset

Haluan esittää suuret kiitokset koko Säteilyturvakeskuksen ympäristövalvontayksikön henkilökunnalle avusta, ohjeista ja kannustuksesta, joita olen saanut työn eri vaiheissa. Erityiskiitos kuuluu limnologi - tutkija Jukka Mattilalle gradun ohjaamisesta. Jukka uhrasi paljon energiaansa koesuunnitteluun ja näytteenottojärjestelyihin sekä järjesti aina aikaa työn edetessä vastaan tulleiden ongelmien ja kysymysten pohdintaan. Kenttämestari Kari Huusela oli korvaamaton apu aineiston keruussa, mistä suuri kiitos hänelle. Kiitokset myös gradun toiselle ohjaajalle, professori Pertti Elorannalle, joka antoi kullannarvoisia neuvoja työn suunnitteluvaiheessa sekä käytännön asioiden järjestelyssä työn edetessä. Tutkija Ari Laineelle (Merentutkimuslaitos) erityiskiitos yhteistyöstä sekä lajinmääritysavusta. Vanhempiani haluan kiittää kannustuksesta ja kiinnostuksesta työtäni kohtaan sekä pitkäjänteisestä majoittamisestani Helsingin päässä.

8. Lähdeluettelo

- Alam, N. M., Chowdhury, M. I., Kamal, M., Ghose, S., Matin, A. K. M. A. & Ferdousi, G. S. M. 1999: Radionuclide concentrations in mussels collected from the southern coast of Bangladesh. *Journal of Environmental Radioactivity* 47: 201-212.
- Allison, N., Millward, G. E. & Jones, M. B. 1998: Particle processing by *Mytilus edulis*: effects on bioavailability of metals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 222: 149-162.
- Antsulevich, A. E., Välipakka, P. & Vaittinen, J. 2003: How are the zebra mussels doing in the Gulf of Finland? *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 52 (3): 268-283.
- Arvela, H. 1988: Ulkoinen säteily. Teoksessa Toivonen, H., Rytömaa, T. & Vuorinen, A. (toim.): Säteily ja turvallisuus (s. 289-318). Säteilyturvakeskus ja Valtion painatuskeskus, 1988. 640 s.
- Bamber, R. N. & Taylor, J. D. 2002: The brackish water mussel, *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) (Bivalvia: Dreissenidae) in the river Thames. *Journal of Conchology* 37 (3): 403-404.
- Boettger, C. R. 1933: Über die Ausbreitung der muschel *Congeria cochleata* Nyst in europäischen Gewässern und ihr Auftreten im Nordostseekanal. *Zoologischer Anzeiger* 101: 43-48.
- Borcherding, J. 1991: The annual reproducing cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in lakes. *Oecologia* 87: 208-218.
- Brohmer, P. 1962: Die Weichtiere Mitteleuropas. Julkaisussa Die Tierwelt Mitteleuropas, Band 2, 1. Ergänzung. Quelle & Meyer, Leipzig.
- Bruner, K. A., Fisher, S. W. & Landrum, P. F. 1994: The role of zebra mussel, *Dreissena polymorpha* in contaminant cycling : The effect of body size and lipid content on the bioconcentration of PCB's and PAH's. *J. Great lakes Res.* 20 (4): 725-734.
- Catsiki, V. - A. & Florou, H. 2005: Study on the behaviour of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn and ¹³⁷Cs in an estuarine ecosystems using *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator species: The case of Thermaikos gulf, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity* 86 (1): 31-44.
- Charmasson, S., Barker E., Calmet, D., Pruchon, A.-S. & Thebault, H. 1999: Long-term variations of man-made radionuclide concentrations in a bio-indicator *Mytilus galloprovincialis* from the French Mediterranean coast. *The Science of the Total Environment* 237/238: 93-103.
- Dame, R. F. 1993: The role of bivalve filter feeder material fluxes in estuarine ecosystems. Teoksessa Dame, R. F. (toim.): Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem process (s. 245-269). NATO ASI Ser. V. G33. Springer.
- Dean, D. M. 1994: Investigations of biodeposition by *Dreissena polymorpha* and settling velocities of faeces and pseudofaeces. M. Sc. diss. University of Guelph. Guelph, Ontario.
- Duursma, E. K. & Gross, M. G. 1971: Marine sediments and radioactivity. Teoksessa Seymour, A. H. (toim.): Radioactivity in the marine environment. United States National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Escot, C., Basanta, A., Cobo, F. & Gonzales M. A. 2003: Sobre la presencia de *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) (Bivalvia, Dreissenacea, Dreissenidae) en el rio Guadalquivir (sur de la Peninsula Iberica). *Graellisia* 59: 91-94.

- Goldberg, E. D. 1978: The mussel watch. *Environ. Conserv.* 5: 101-125.
- Gossiaux, D. C., Landrum, P. F. & Fisher, S. W. 1998: The assimilation of contaminants from suspended sediments and algae by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Chemosphere* 36 (15): 3181-3197.
- Güngör, N., Tugrul, B., Topcuoglu, S. & Güngör, E. 2001: Experimental studies of biokinetics of ¹³⁴Cs and ²⁴¹Am in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Environment international* 27: 259-264.
- HELCOM 2003: Radioactivity in the Baltic Sea 1992-1998. *Baltic Sea Environment Proceedings*. No. 85. 102 s.
- Honkoop, P. J. C. & Beukema, J. J. 1997: Loss of body mass in winter in three intertidal bivalve species: an experimental and observational study of the interacting effects between water temperature, feeding time and feeding behaviour. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212: 277-297.
- IAEA (1985): Sediment K_d s and concentration factors for radionuclides in the marine environment. Technical reports series No. 247. International Atomic Energy Agency, Vienna. 73 s.
- Ikäheimonen, T. K., Klemola, S., Vesterbacka, P. & Rahola, T. 2002: Aktiivisuuden määrittäminen. Teoksessa Ikäheimonen, T. K. (toim.): Säteily ja sen havaitseminen (s. 137-191). Säteily- ja ydinturvallisuus -sarja, osa 1. Säteilyturvakeskus. 197 s.
- Ilus, E. 1993: Kuvaus jäähdytysveden ottovesistä, jäähdytys- ja jätevesien purkuvesistä sekä jäähdytys- ja jätevesien vaikutuksista purkuvesistöön. Imatran Voima Oy. Liite Loviisan voimalaitoksen vesilupahakemukseen. 93 s.
- Imatran Voima Oy, 1993: Loviisan voimalaitos. Jäähdytysveden vaikutukset purkuvesistön lämpötiloihin ja jääpeitteeseen. Ympäristönsuojeluyksikkö / John Forsius. DY1-G780-217.
- Jenner, H. A., Whitehouse, J. W., Taylor, C. J. L. & Khalanski, M. 1998: Cooling water management in European power stations: biology and control. *Hydroecol App* 1-2:1-225.
- Järvinen, H., Sinkko, K., Salonen, L., Ikäheimonen, T. & Rahola, T. 1988: Säteilymittaukset. Teoksessa Toivonen, H., Rytömaa, T. & Vuorinen, A. (toim.): Säteily ja turvallisuus (s. 97-178). Säteilyturvakeskus ja Valtion painatuskeskus, 1988. 640 s.
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E. & Padilla, D. K. 1998: Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* Pall. *J. Shellfish Res.* 17: 1219-1235.
- Klemola, S., Ilus, E. & Ikäheimonen, T. K. 2004: Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1997 and 1998. STUK-A205. Helsinki 2004. 104 s.
- Koulikov, A. O. & Rybov, I. N. 1992: Specific cesium activity in freshwater fish and the size-effect. *Sci. Total. Environ.* 112: 125-142.
- Laine, A. O., Mattila, J. & Lehikoinen, A. 2006: First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeta* in the northern Baltic Sea. *Aquatic invasions* 1: 38 – 41.
- Leinikki, J., Backer, H., Oulasvirta, P., Leinikki, S. & Ruuskanen, A. (toim.) 2004: Aaltojen alla - Itämeren vedenalaisen luonnon opas. 144 s.
- Lodenius, M. 1995: Ympäristömyrkyt. Ympäristönsuojelun opetusmoniste N:o 3. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 5. p. Helsinki 1995. 55 s.
- Mackie, G. L. & Schloesser, D. W. 1996: Comparative biology of zebra mussels in Europe and North America: An overview. *Amer. Zool.* 36: 244-258.

- Mattila, J. & Ilus, E. 2006: Loviisan voimalaitoksen vesistötarkkailu vuonna 2005: meriveden laatu ja biologinen tila - laaja yhteenvetoraportti. YVLRAP12006. Säteilyturvakeskus, Helsinki. 47 s.
- Marelli, D. C. & Gray, S. 1983: Conchological redescrptions of *Mytilopsis sallei* and *Mytilopsis leucophaeata* of the brackish western Atlantic. *The Veliger* 25 (3): 185-193.
- Nuttal, C. P. 1990: Review of the Caenozoic heterodont bivalve superfamily Dreissenacea. *Palaeontology* 33 (3): 707-737.
- Nyst, P. H. 1835: Mollusques. *Bulletins de l'Académie Royale des Sciences*: 235-237.
- O'Connor, T. P. 1992: Recent trends in coastal environmental quality: Results from the first five years of NOAA mussel watch project. U.S. Dep. Comm. NOAA Natl. Ocean Serv. 46 s.
- OHJE TKO 3.1.6.: ^{89, 90} Sr:n määrittäminen ympäristönäytteistä. TKO Laatuksikirja 16.3.2005. Säteilyturvakeskus. 13 s.
- Pöllänen, R. 2003: Radioaktiiviset aineet, säteily ja ympäristö. Teoksessa Pöllänen, R. (toim.): Säteily ympäristössä (s. 11-27). Säteily- ja ydinturvallisuus –sarja, osa 2. Säteilyturvakeskus, 2003. 395 s.
- Rajagopal, S., Van der Gaad, M., Van der Velde, G. & Jenner, H. A. 2002: Control of brackish-water fouling mussel *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad) with sodium hypochlorite. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 296-300.
- Rajagopal, S., Van der Gaad, M., Van der Velde, G. & Jenner, H. A. 2005: Upper temperature tolerances of exotic brackish-water mussel *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad): An experimental study. *Marine Environmental Research* 60: 512-530.
- Reeders, H. H., bij de Vaate, A. & Noordhuis, R. 1993: Potential of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) for water quality management. Teoksessa Nalepa, T. F. & Schloesser, D. W. (toim.): Zebra mussels: Biology, impacts and control (s. 439-452). Lewis / CRC Press Inc. Boca Raton. FL.
- Roditi, H. A. & Fisher, N. S. 1999: Rates and routes of trace element uptake in zebra mussels. *Limnology and Oceanography*, 44 (7): 1730-1749.
- Rytömaa, T., Salomaa, S., Paile, W. & Ruosteenoja, E. 1988: Säteilyn biologiset haitat. Teoksessa Toivonen, H., Rytömaa, T. & Vuorinen, A. (toim.): Säteily ja turvallisuus (s. 393-444). Säteilyturvakeskus ja Valtion painatuskeskus, 1988. 640 s.
- Saxén, R., Hänninen, R., Ilus, E., Sjöblom, K.-L., Rantavaara, A. & Rissanen, K. 2003: Radioaktiiviset aineet ja ravinto. Teoksessa Pöllänen, R. (toim.): Säteily ympäristössä (s. 201-244). Säteily- ja ydinturvallisuus –sarja, osa 2. Säteilyturvakeskus, 2003. 395 s.
- Schlesch, H. 1937: Bemerkungen über die Verbreitung der Süßwasser- und Meeresmollusken im östlichen Ostseegebiete. *Tartu Loodusuurijate Seltsi Aruanded* 43: 37-64.
- Siddall, S. E. 1980: Early development of *Mytilopsis leucophaeta* (Bivalvia: Dreissenacea). *The Veliger* 22 (4): 378-379.
- Sprung, M. 1993: The other life: An account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. Julkaisussa *The zebra mussel Dreissena polymorpha: Ecology, biological monitoring and first applications in water quality management*. VCH Publishers, Deerfield Beach, Florida: 19-28.

- Suomela, M., Rahola, T. & Muikku, M. 2003: Sisäinen säteily. Teoksessa Pöllänen, R. (toim.): Säteily ympäristössä (s. 245-298). Säteily- ja ydinturvallisuus -sarja, osa 2. Säteilyturvakeskus, 2003. 395 s.
- Therriault, T. W., Docker, M. F., Orlova, M. I., Heath, D. D. & Mac Isaac, H. J. 2004: Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 30: 479-489.
- Turner, A. & Millward, G. E. 2002: Suspended particles: Their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuarine, coastal and shelf science* 55: 857-883.
- Twining, J. R., Ferris, J. M. & Markich, S. J. 1996: Bioaccumulation of ^{137}Cs and ^{85}Sr by an Australian subtropical freshwater teleost (*Bidyanus bisyanus*). *Sci. Total. Environ.* 192: 245-257.
- Vanderploeg, H. A., Parzyck, D. C., Kercher, J. R. & Kaye, S. V. 1975: Bioaccumulation factors for radionuclides in freshwater biota. Rep. ORNL-5002, ESD Publication No. 783, Oak Ridge National Laboratory, 207.
- Van der Velde, G., Van der Gaag, M., Rajagopal, S., & Jenner, H. A. 1998: Where do the exotic mussels *Dreissena polymorpha* and *Mytilopsis leucophaeta* meet in the brackish Noordzeekanaal, The Netherlands? Julkaisussa Eighth international zebra mussel and other aquatic nuisance species conference (s.54). 16.-19.3.1998, Sacramento, USA.
- Verween, A., Vincx, M., Mees, J. & Degraer, S. 2005: Seasonal variability of *Mytilopsis leucophaeata* larvae in the harbour of Antwerp: implication of ecologically and economically sound biofouling control. *Belg. J. Zool.* 135 (1): 95-93.
- Verween, A., Vincx, M. & Degraer, S. 2006: *Mytilopsis leucophaeata*: the brackish water equivalent of *Dreissena polymorpha*? Teoksessa Van der Velde, G., Rajagopal, S. & Bij de Vaate, A. (toim.): Zebra mussels in Europe. Backhuys Publishers, Alankomaat.
- Wang, W.-X., Fisher, N. S. & Luoma, S. N. 1995: Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: effects of algal food abundance. *Mar. Ecol. Proc. Ser.* 129: 165-176.
- Wang, W.-X., Fisher, N. S. 1996: Assimilation of trace elements and carbon by the mussel *Mytilus edulis*: Effects of food composition. *Limnology and Oceanography* 41 (2): 197-202.
- Westerbom, M. 1999: Populationsstruktur och tillväxthastighet hos sex blåmusselpopulationer i norra Östersjön: ett spatiellt och temporalt perspektiv. Pro-gradu -työ, matemaattis- luonnontieteellinen tiedekunta; Ekologian ja systematiikan laitos. 69 s.

LIITE 1. Vertailulajinäytteissä havaitut radionuklidit ja niiden pitoisuudet (Bq / kg KM). Alaindeksinä suhteellinen mittausepävarmuus ($\pm \sigma$).

Näytelaji	Paikka	Näytteenottopiste	Keräyspvm.	K-40	Cs-137	Be-7	Co-58	Co-60	Ag-110	Mn-54	Sb-124	Sr-90	
<i>Perifyton</i>	Loviisa	Halkokari	13.5.-14.6.2005	515 ₆	218 ₃	656 ₄		7 ₁₀					
			14.6.-7.7.2005	921 ₅	73 ₅	269 ₆							
			7.7.-3.8.2005	360 ₁₁	21 ₁₂	75 ₁₉							
					3.8.-18.8.2005	473 ₉	155 ₅	542 ₅	2 ₃₄	6 ₁₆	22 ₅		6 ₁₉
					18.8.-1.9.2005	460 ₇	149 ₃	316 ₅	5 ₁₈	10 ₁₀	27 ₁₀		12 ₁₀
					1.9.-16.9.2005	556 ₈	174 ₅	282 ₈	3 ₄₀				
					16.9.-1.11.2005	654 ₅	293 ₃	331 ₅		5 ₁₂			
<i>Rakkolevä</i>	Loviisa	Pernajanlahti	13.5.-17.6.2005	517 ₁₆	232 ₄	99 ₇							
			17.6.-1.11.2005	118 ₅	35 ₅	26 ₉							
		Åmusholmen	8.6.2005	830 ₄	37 ₄	35 ₄		1 ₅	1 ₁₇				
			1.9.2005	720 ₅	29 ₄	33 ₅		1 ₁₀	1 ₈			9 ₇	
			9.6.2005	680 ₅	29 ₄	24 ₅		1 ₅	1 ₁₀				
<i>Murtovesipolyppi</i>	Loviisa	Ottoaucko	30.8.2005	750 ₅	24 ₅	33 ₅		1 ₁₂	0,4 ₂₃				
			1.11.2005	160 ₁₉	53 ₆	257 ₁₀							
			1.11.2005	269 ₇	99 ₄	102 ₈							
<i>Merirokko</i>	Loviisa	Pernajanlahti	1.11.2005	428 ₅	114 ₅	115 ₈							
			1.11.2005	40 ₆	5 ₅	9 ₁₃					26 ₈		
		Halkokari	1.11.2005	34 ₆	9 ₅	8 ₁₄						27 ₈	
			Björkholmen	1.11.2005	31 ₆	6 ₅	9 ₁₆						
				1.11.2005	51 ₇	12 ₅	10 ₂₃						
			Pernajanlahti	1.11.2005	47 ₅	12 ₅	7 ₁₅						29 ₈
<i>Kilkki</i>	Loviisa	Hästholmsfjärden	13.5.-3.6.2005	248 ₆	17 ₃			4 ₁₀			24 ₇		
<i>Sinisimpukka</i>	Olkiluoto	Kaalonpuhdin matala	27.7.2005	45 ₇	2 ₆			1 ₇		0,4 ₂₄			
<i>Itämerensimpukka</i>	Olkiluoto	Kaalonpuhdin edusta	26.7.2005	95 ₅	15 ₅	3 ₁₆		1 ₆			11 ₇		

LIITE 2. Merivesinäytteiden K-40-, Cs-137- ja Sr-90 -pitoisuudet (Bq m⁻³). Alaindeksinä suhteellinen mittausepävarmuus (± σ)

Paikka	Piste	Päivämäärä	K-40 ± %	Cs-137 ± %	Sr-90 ± %
LOVIISA	Halkokari	12.8.2004	1480 ₄	34 ₆	11 ₅
		6.10.2004	1480 ₅	37 ₅	10 ₅
		4.5.2005	1340 ₅	30 ₅	9 ₅
		16.8.2005	1540 ₅	32 ₅	10 ₆
		20.10.2005	1820 ₄	38 ₆	10 ₆
LOVIISA	Klobbfjärden	4.5.2005	1280 ₅	28 ₅	
		16.8.2005	1680 ₄	39 ₄	
		20.10.2005	1750 ₅	40 ₆	
LOVIISA	LOV2	4.5.2005	1420 ₄	28 ₅	
		16.8.2005	1480 ₅	35 ₅	
		20.10.2005	1690 ₅	36 ₆	
LOVIISA	Vådholmsfjärden	4.5.2005	1400 ₄	31 ₆	
		16.8.2005	1750 ₄	34 ₆	
		20.10.2005	1560 ₅	33 ₆	
LOVIISA	Pernajanlahti	4.5.2005	1540 ₅	28 ₅	9 ₅
		20.10.2005	1590 ₆	29 ₆	10 ₆
OLKILUOTO	Iso kaalonperä	28.7.2005	1880 ₆	50 ₅	11 ₆

LIITE 3. Näytekohtaiset K-40:n, Cs-137:n ja Sr-90:n rikastumiskertoimet vakekirjosimpukka-näytteissä vuosina 2004 ja 2005.

Näytelaji	Näytteenottopiste	Keräyspvm.	K-40	Cs-137	Sr-90
<i>Mytilopsis</i>	Halkokari	26.8.2004	36	88	1467
		16.12.2004	13	90	1786
		24.5.2005	9	104	1914
		14.6.2005	11	172	
		7.7.2005	10	69	
		3.8.2005	10	69	1907
		18.8.2005	12	147	
		30.8.2005	15	158	
		16.9.2005	11	107	
	3.11.2005	17	265		
	Björkholmen	14.6.2005	7	54	1853
		3.11.2005	12	89	
	Klobbfjärden	17.6.2005	8	91	
3.11.2005		72	450		
<i>Mytilopsis</i> 0+	Ottoaukko	13.5.-1.11.05	22	72	1621
	Halkokari	13.5.-1.11.05	17	135	1704
	Björkholmen	16.6.-1.11.05	21	104	
	Klobbfjärden	13.5.-1.11.05	26	238	
	Pernajanlahti	13.5.-1.11.05	33	278	1516

LIITE 4. Näytekohtaiset K-40:n, Cs-137:n ja Sr-90:n rikastumiskertoimet vertailulajinäytteissä.

Näytelaji	Paikka	Näytteenottopiste	Keräyspvm.	K-40	Cs-137	Sr-90
<i>Perifyton</i>	Loviisa	Halkokari	13.05.-14.06.2005	358	7047	
			14.06.- 07.07.2005	640	2359	
			7.7.-3.8.2005	250	666	
			3.8.-18.8.2005	307	4852	
			18.8.-1.9.2005	299	4655	
			1.9.-16.9.2005	331	4982	
		16.9.-1.11.2005	359	7723		
		Pernajanlahti	13.05.-17.06.2005	335	8286	
17.6.-1.11.2005	75		1218			
<i>Rakkolevä</i>	Loviisa	Ämusholmen	8.6.2005	576	1194	
			1.9.2005	429	820	876
		Björkholmen	9.6.2005	469	930	
			30.8.2005	507	674	
<i>Murtovesipolyyyppi</i>	Loviisa	Ottoaukko	1.11.2005	103	1613	
		Klobbfjärden	1.11.2005	154	2469	
		Pernajanlahti	1.11.2005	269	3857	
<i>Merirokko</i>	Loviisa	Ottoaukko	1.11.2005	26	155	2726
		Halkokari	1.11.2005	19	224	2796
		Björkholmen	1.11.2005	19	165	
		Klobbfjärden	1.11.2005	29	293	
		Pernajanlahti	1.11.2005	30	408	3000
<i>Kilkki</i>	Loviisa	Hästholmsfjärden	13.5.-3.6.2005	171	527	2505
<i>Sinisimpukka</i>	Olkiluoto	Kaalonpuhdin matala	27.7.2005	24	49	
<i>Itämerensimpukka</i>	Olkiluoto	Kaalonpuhdin edusta	26.7.2005	51	298	1019