

Pro gradu –tutkielma

**Itämeren harmaahylkeiden (*Halichoerus grypus*)
liikkumisen selvittäminen vakaiden isotooppien
menetelmällä**

Maiju Puranen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

15.11.2016

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

PURANEN MAIJU, A.: Itämeren harmaahylkeiden (*Halichoerus grypus*) liikkumisen selvittäminen vakaiden isotooppien menetelmällä

Pro gradu: 29 s.

Työn ohjaajat: FT Tuula Sinisalo, FT Mikko Kiljunen

Tarkastajat: FT Tuula Sinisalo, FT Jyrki Torniainen

Marraskuu 2016

Hakusanat: harmaahylje, Itämeri, vaellus, vakaat isotoopit, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$

TIIVISTELMÄ

Harmaahylkeiden (*Halichoerus crypus*) määrän lisääntyminen on aiheuttanut viime vuosikymmeninä voimakkaita ristiriitoja kalastuselinkeinon kanssa koko Itämeren alueella. Harmaahylkeiden elinpiirejä Itämerellä on tutkittu paljon, mutta niiden pidemmistä vaelluksista tarvitaan vielä lisätietoa esimerkiksi kannanhoidon suunnittelua varten. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli lisätä tietoa harmaahylkeiden vaelluksista Itämerellä ja tarkastella vakaiden isotooppien menetelmän soveltuvuutta harmaahylkeiden eri merialueiden välisen liikkumisen selvittämiseen. Lisäksi tässä työssä tutkittiin harmaahylkeen sukupuolen, iän, pyyntivuodenajan ja pyydystyspaikan vaikutusta vaeltaneiden yksilöiden määrään eri merialueilla. Työssä selvitettiin 177 harmaahylkeen vaellushistoria käyttäen lihaskudoksesta määritettyjä hiilen ($\delta^{13}\text{C}$) ja typen ($\delta^{15}\text{N}$) vakaiden isotooppien suhteita. Vaellushistorian selvittämisessä käytettiin kullekin merialueelle silakoiden (*Clupea harengus membras*) ($n = 25$) vakaista isotoopeista ($\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$) laskettua vertailuarvoa. Myös vedyn ($\delta^2\text{H}$) vakaat isotoopit määritettiin silakoista ja hylkeistä, mutta niiden avulla ei pystytty erottamaan harmaahylkeiden sijaintia Itämerellä, joten niitä ei sisällytetty malliin. Harmaahylkeistä 75 % oli vaeltanut pyydystyspaikalleen muulta Itämeren alueelta kuukauden sisällä ennen kuolemaansa. Vaelluksia oli tapahtunut tasaisesti kevään, kesän ja syksyn aikana. Pyydyskuolleet ja pyydysten tai kalanviljelylaitosten läheltä metsästetyt harmaahylkeet olivat liikkuneet tilastollisesti merkittävästi vähemmän kuin muualta metsästetyt yksilöt. Sen sijaan vaellusten määrissä ei ollut tilastollisesti merkittävää eroa eri ikäryhmien tai sukupuolten välillä. Tutkimuksen tulokset antoivat viitteitä siitä, että Itämeren harmaahylkeet tekevät pitkän välimatkan siirtymiä luultua useammin ja myös tyypillisten vuodenaikaisvaelluksien lisäksi. Tutkimuksessa saatiin myös lisäviitteitä siitä, että kalanpyydyksistä ruokailemaan erikoistuneet yksilöt ovat muita paikallisempia. Vakaiden isotooppien menetelmän käytöstä Itämeren harmaahylkeiden vaellustutkimuksissa saatiin lisätietoa, mutta tämän tutkimuksen perusteella ei pystytä arvioimaan kyseisen menetelmän luotettavuutta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Aquatic Sciences

PURANEN MAIJU, A.: Tracking Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) movements using stable isotope analysis

Master of Science Thesis: 29 p.

Supervisors: PhD Tuula Sinisalo, PhD Mikko Kiljunen

Inspectors: PhD Tuula Sinisalo, PhD Jyrki Tornainen

November 2016

Key Words: grey seal, Baltic Sea, migration, SIA, stable isotopes, $\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$

ABSTRACT

The population of Baltic Sea grey seal (*Halichoerus grypus*) has increased significantly during the last two decades, further hindering the fishery in the Baltic Sea. Grey seal homer ranges have been studied before, but large scale migration studies are also needed to assist sustainable management of the stock. The purpose of this study was to determine the proportion of studied grey seal individuals that had migrated between sea areas, and how seal sex, age, and time or cause of death affects the migration rate. The migration history of each grey seal ($n = 177$) was estimated from carbon and nitrogen stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of muscle tissue. Reference values for each area of the sea were calculated from carbon and nitrogen stable isotope values of Baltic herring (*Clupea harengus membras*) ($n = 25$) carbon and nitrogen stable isotope values. Hydrogen stable isotope values ($\delta^2\text{H}$) were also determined for grey seal and Baltic herring, but were not included in the data modelling due to the low discrimination ability of $\delta^2\text{H}$ in this case. In this study 75 % of the examined grey seals had migrated from a different sea area within a month of their death. Migrations had taken place equally in spring, summer and autumn. Grey seals that had drowned in fish traps or had been hunted near fish traps or fish farms had migrated less frequently than individuals that were hunted elsewhere. Age, or sex did not affect the rate of migrations between different sea areas. The results indicate that Baltic Sea grey seals make long-distance migrations more often than was previously thought, in addition to their known seasonal migrations. This study also provides more information about stable isotope analysis as a method for tracking Baltic grey seal migration, although the reliability of the method cannot be evaluated from these data.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA	6
2.1. Itämeren harmaahylje	6
2.2. Vakaat isotoopit vaellustutkimuksissa	8
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	10
3.1. Tutkimusalue ja tutkimusasetelma	10
3.2. Aineisto	10
3.3. Näytteiden käsittely ja vakaiden isotooppien analyysi.....	11
3.4. Itämeren veden $\delta^2\text{H}$ -arvot.....	12
3.5. Laskennalliset isotooppiarvot eri alueiden harmaahylkeille	12
3.6. Tilastollinen tarkastelu	13
4. TULOKSET	14
4.1. Harmaahylje-, silakka-, ja vesinäytteiden isotooppiarvot ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$)....	14
4.1.1. Veden $\delta^2\text{H}$ -arvojen ennustaminen ja vesiaineistojen yhdistäminen	14
4.1.2. Alueiden väliset erot isotooppiarvoissa	14
4.2.3. Silakoiden, veden ja harmaahylkeiden isotooppiarvojen korrelaatio	16
4.3. Kanoninen erotteluanalyysi ja hylkeiden alkuperäisalueet	16
4.4. Taustamuuttujien vaikutus harmaahylkeiden vaeltamiseen	17
5. TULOSTEN TARKASTELU	20
5.1. Vakaiden isotooppien suhteet.....	20
5.2. Harmaahylkeiden vaellukset Itämerellä	21
5.3. Vakaat isotoopit Itämeren harmaahylkeiden vaellustutkimuksessa.....	23
5.4. Päätelmät	24
Kiitokset	25
Kirjallisuus	25
Liitteet	30

1. JOHDANTO

Harmaahylkeiden (*Halichoerus grypus*) määrän kasvu Itämerellä on viime vuosikymmeninä lisännyt kalastukselle ja kalankasvatukselle aiheutuneita vahinkoja (Storm ym. 2007). Mielenkiintoista harmaahylkeistä ja niiden kannanhoidosta ovat hyvin ristiriitaisia. Suurimmat ristiriidat on havaittu kalastuselinkeinon ja metsästyksen sekä luonnonsuojelun ja luonnon virkistyskäytön välillä: Harmaahylkeet aiheuttavat kalastuselinkeinolle saaliinmenetyksiä ja taloudellista haittaa, minkä vuoksi niiden metsästystä haluttaisiin lisätä. Itämeren harmaahyljekanta nähdään kuitenkin myös luontoarvona ja virkistyskohteena, jota halutaan suojella. Jotta harmaahylkeiden kannanhoidoa voidaan suunnitella sekä vähentää niiden kalastukselle aiheuttamia vahinkoja ottaen huomioon edellä mainitut ristiriidat, tarvitaan lisätietoa niiden vuodenaikaisesta liikkumisesta ja levittäytymisestä (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Itämeren harmaahylkeen tiedetään olevan lyhyellä aikavälillä paikkauskollinen laji, mutta myös pitkiä matkoja vaeltaneita yksilöitä on tavattu useissa tutkimuksissa (Sjöberg & Ball 2000, Dietz ym. 2003, Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014).

Vaellukset ovat oleellinen osa lajien perusekologiaa ja niiden tunteminen lisää kannanhoidon ja suojelun suunnitteluun tarvittavaa tietoa (Hobson & Norris 2008). Perinteisesti eri eläinten vaellusten tutkimiseen on käytetty merkintä ja takaisinpyynti-menetelmää sekä radiolähetin- tai satelliittiseurantaa. Merkintä tai seurantalaitteen kiinnitys voidaan usein kuitenkin tehdä vain hyvin pienelle osalle populaatiosta, ja menetelmä vaatii usein useamman pyydystyskerran. Näiden ulkoisten merkintöjen lisäksi eläinten vaelluksia voidaan tutkia myös sisäisten merkkiaineiden kuten vakaiden isotooppien menetelmän avulla (Hobson & Norris 2008, Hobson ym. 2010).

Vakaiden isotooppien käyttö perustuu alkuaineiden raskaiden ja kevyiden isotooppien suhteiden (δ -arvo) mittaukseen tutkittavasta kudoksesta (Fry 2006). Eläinten vaellusten tutkimus esimerkiksi vedyn ja hapen vakaiden isotooppien ($\delta^2\text{H}$ ja $\delta^{18}\text{O}$) avulla perustuu maantieteellisiin eroihin paikallisissa isotooppisuhteissa, jolloin vertaamalla eläimen kudosten isotooppiarvoja paikallisiin arvoihin voidaan tutkia eläimen viimeaikaista siirtymistä alueelta toiselle. Etuna vaellusten tutkimisessa isotooppimenetelmän avulla perinteisiin menetelmiin nähden on, että tietoa saadaan helposti yhdellä tutkittavan eläimen pyydystyskerralla eikä eläimeen tarvitse kiinnittää ulkoisia lähettäjiä. Tutkittavaa eläintä ei myöskään ole välttämättä pakko tappaa, jos käytetään näytettä, jonka voi ottaa elävästä eläimestä (Fry 2006). Vakaita isotooppeja onkin käytetty paljon ekologisessa tutkimuksessa selvittäessä terrestristen ja akvaattisten eläinten vaelluksia (Hobson 1999). Useassa tutkimuksessa on selvitetty vaeltaneiden lintujen, hyönteisten ja vesinisäkkäiden alkuperää käyttäen hiilen, typen ja vedyn vakaita isotooppeja (Smith ym. 1996, Wassenaar & Hobson 1998, Kelly ym. 2002, deHart 2006, Hobson ym. 2012, Kernaléguen ym. 2012). Vakaiden isotooppien menetelmää on käytetty myös Itämerellä lohien (*Salmo salar*) syönnösvaellusten tutkimisessa (Torniainen ym. 2014).

Tässä tutkimuksessa selvitetään 1) missä määrin Itämeren harmaahylkeet vaeltavat Itämeren eri merialueiden välillä. Selvitys tehdään määrittämällä vedyn, hiilen ja typen vakaiden isotooppien suhteet ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$) harmaahylkeiden lihaskudoksesta. Oletuksena on, että harmaahylkeistä osa on liikkunut eri merialueiden välillä ennen niiden pyydystämistä. Lisäksi tutkimuksessa selvitetään 2) eri alkuaineiden (vety, hiili ja typpi) vakaiden isotooppien soveltuvuutta harmaahylkeiden vaellusten tutkimiseen Itämerellä. Tätä varten tutkitaan, eroavatko harmaahylkeiden paikalliseksi oletetun ravinnon ja veden isotooppiarvot Itämeren eri merialueiden välillä. Oletuksena on, että vakaiden isotooppien

arvot eroavat Itämeren eri merialueiden välillä, jolloin menetelmää voidaan käyttää harmaahylkeiden vaellusten tutkimisessa. Lisäksi tutkitaan 3) sukupuolen, iän, vuodenajan ja pyydystyspaikan vaikutuksia harmaahylkeiden vaellusten määrään. Oletuksina on, että harmaahylkeen sukupuolidimorfian vuoksi sukupuolten välillä on eroja vaelluskäyttäytymisessä (Maa- ja metsätalousministeriö 2007), ja että nuoremmat yksilöt vaeltavat iäkkäämpiä enemmän (Helle 1983, Sjöberg & Ball 2000). Lisäksi oletuksena on, että vuodenajalla on vaikutusta vaelluskäyttäytymiseen, sillä harmaahylkeiden on havaittu kerääntyvän keväisin usein samoille paikoille lisääntymään (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Pyydystyspaikan vaikutuksen suhteen oletuksena on, että pyydyskuolleet ja kalanpyydysten sekä kalanviljelylaitosten läheisyydestä metsästetyt yksilöt ovat tehneet vähemmän alueiden välisiä siirtymiä kuin muualta metsästetyt yksilöt (Graham ym. 2011, Lehtonen ym. 2012).

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1. Itämeren harmaahylje

Harmaahylkeiden levinneisyysalue on Atlantin valtameren pohjoisosat, ja populaatio jakautuu geneettisesti eriytyneisiin Itä-Atlantin, Länsi-Atlantin ja Itämeren osapopulaatioihin (Davies 1957, Klimova ym. 2014). Itämerellä harmaahylkeiden pääasiallinen esiintymisalue on pääaltaan pohjoisosassa, Suomenlahdella ja Selkämerellä, mutta harmaahylkeitä tavataan koko Itämeren alueella (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Koko maapallolla harmaahylkeiden kokonaismääräksi on arvioitu noin 300 000 yksilöä (Maa- ja metsätalousministeriö 2007) ja Itämeren populaation kooksi noin 30 000 yksilöä (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2014).

Itämeren harmaahyljekannan on arvioitu olleen 1900-luvun alussa jopa 100 000 yksilöä (Kokko ym. 1999), mutta 1970-luvulla harmaahylkeiden lukumäärä romahti 2000–4000 yksilöön. Merkittävin tekijä harmaahyljekannan romahduksessa oli liikametsästys, joka alkoi 1900-luvun alussa, kun hylkeistä alettiin maksaa tapporahaa. Metsästyksen lisäksi kannan kokoa alensi lisääntymishäiriö 1960–1970-luvuilta lähtien, jonka on todettu johtuvan orgaanisista ympäristömyrkyistä (Helle 1983). Nykyisin harmaahylkeet eivät enää kärsi ympäristömyrkyistä (Nyman ym. 2002), ja hyljekannat ovat alkaneet toipua. Laskennoissa havaittujen harmaahylkeiden määrä on kasvanut tasaisesti 2000-luvun alusta, mutta Suomen merialueilla populaatiokoko on pysynyt samalla tasolla vuoden 2005 tienoilta saakka (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2014). Tämä voi johtua joko siitä, että populaatiokoko voi lähestyä – tai on jo saavuttanut – elinympäristönsä kantokyvyn Suomen merialueilla. Lisäksi naaraiden raskaustiheys (pregnancy rate) on pienentynyt 2000-luvun alusta lähtien Pohjoisella Itämerellä, mikä voi johtua harmaahylkeiden lukumäärän aiheuttamasta populaation sisäisestä säätelystä (Kauhala ym. 2014).

Kalastuselinkeinonharjoittajien kritiikki harmaahylkeiden lukumäärän kasvua kohtaan on lisääntynyt Suomessa 2000-luvun alusta lähtien (Storm ym. 2007). Harmaahylkeet aiheuttavat vahinkoja kalastuselinkeinolle hajottamalla pyydyksiä, karkottamalla kaloja sekä syömällä tai vahingoittamalla kaloja pyydyksissä ja kasvatuslaitoksissa (Kreivi ym. 2002, Fjälling 2005, Kauppinen ym. 2005). Viime vuosina hyljevahinkojen kustannukset ovat kuitenkin pienentyneet aikaisemmasta, keskimäärin noin 2 miljoonan euron vuositasosta noin 1,5 miljoonan euron vuositasolle (Savolainen & Moilanen 2014, Söderkultalahti & Ahvonen 2014). Vahinkojen määrän vähentyminen voi johtua esimerkiksi uudenlaisten hyljevarmojen pyydysten käyttämisestä ja kalastajien siirtymisestä alueille, joilla hylkeet eivät ole niin runsaslukuisia. Vaikka hylkeiden

kalastuselinkeinolle aiheuttamien vahinkojen määrä on pienentynyt, haittaa harmaahylkeiden suuri määrä edelleen ammattikalastuksen ja kalanviljelyn harjoittamista Itämerellä.

Harmaahylje on Suomessa riistaeläin ja vuonna 2014 valtioneuvosto muutti metsästysasetusta siten, ettei harmaahylkeen metsästys enää edellytä pyyntilupaa, vaan lajia voidaan metsästää metsästysaikana alueellisen kiintiön puitteissa (Maa- ja metsätalousministeriö 2014). Muutoksen tavoite on helpottaa pyydyksillä vierailevien harmaahylkeiden metsästystä, jolloin kalastajille ja kalankasvattajille aiheutuvat haitat pienenevät.

Tutkimuksissa on saatu viitteitä, että tietyt harmaahyljeyksilöt erikoistuvat saalistamaan kalanpyydyksistä ja niiden lähellä (Graham ym. 2011, Lehtonen ym. 2012). Graham ym. (2011) havaitsivat kuvatunnistuksen ja ravintotutkimusten avulla tiettyjen harmaahyljeyksilöiden häiritsevän kalastusta Skotlannissa. Lehtonen ym. (2012) tekivät myös vastaavia päätelmiä harmaahylkeiden käytöksestä GPS-seurannalla toteutetun elinpiiriselvityksen avulla Itämerellä. Molemmat tutkimukset tukivat käsitystä siitä, että jos valikoidaan kyseisiä ”ongelmayksilöitä” metsästettäväksi, voidaan hylkeiden aiheuttamia vahinkoja ehkäistä tehokkaammin kuin valitsemalla metsästettävät yksilöt satunnaisesti.

Harmaahylje on voimakkaasti sukupuolidimorfistinen laji (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Koiraat voivat olla 2,3 m pitkiä ja painaa lähes 300 kg, kun taas naaraat ovat 2 m mittaisia ja painavat alle 200 kg. Harmaahylkeet tulevat sukukypsiksi 3-6 vuoden ikäisinä, naaraat keskimäärin nuorempina kuin koiraat. Naaraat synnyttävät yhden poikasen vuosittain, mutta 3-5 vuoden välein niillä on välivuosi synnyttämisestä. Harmaahylkeiden lisääntymisaika Itämerellä on helmi-maaliskuussa ja muilla esiintymisalueilla se vaihtelee syyskuun ja tammikuun välillä (Hook & Johnels 1972, Helle 1983). Poikimisympäristönään Itämeren harmaahylkeet suosivat avoveden ja ahtojään välisiä jäälauttoja, mutta jäiden puuttuessa ne voivat synnyttää myös luodoille (Pilats 1991, Jussi ym. 2008). Maalle syntyneet kuutit kärsivät kuitenkin poikkeuksellisen paljon erilaisista tulehduksista ja nälkiintymisestä. Jussi ym. (2008) havaitsivat maalle syntyneiden kuuttien kuolleisuuden (21,1 %) olleen merkittävästi suurempi kuin jälle syntyneiden kuuttien (2 %).

Ravinnokseen harmaahylkeiden on havaittu käyttävän Itämerellä yli 20 kalalajia (Lundström ym. 2007, 2010). Suurimmaksi osaksi ravinto koostuu silakasta (*Clupea harengus membras*), mutta myös kilohaili (*Sprattus sprattus*), siika (*Coregonus lavaretus*) ja muikku (*Coregonus albula*) ovat tärkeitä saalislajeja (Lundström ym. 2007, 2010, Suuronen & Lehtonen 2012). Harmaahylkeiden ravinnonkäytössä on havaittu eroja sukupuolten välillä Kanadassa (Beck ym. 2007), mutta Itämerellä vastaavia havaintoja ei ole tehty (Lundström ym. 2007, 2010) lukuun ottamatta Mänttärin (2011) pro gradu -työtä. Tyypillisesti harmaahylkeiden ravinnonhankinta keskittyy lepopaikan lähelle matalan, alle 50 m syvyisen veden alueelle, jossa niiden ravintona käyttämät kalalajit parveilevat (Sjöberg & Ball 2000, Oksanen ym. 2014). Tutkimuksessaan Sjöberg & Ball (2000) havaitsivat kooltaan pienempien harmaahylkeiden liikkuvan ravintoa etsiessään laajemmalla alueella kuin suurempien yksilöiden, minkä he päättelivät johtuvan nuorempien yksilöiden kokemattomuudesta ravinnonhankinnassa.

Harmaahylkeiden vaelluksia ja elinpiirejä on tutkittu käyttäen esimerkiksi merkintä ja takaisinpyynti -menetelmää (Hook & Johnels 1972), satelliittiseurantaa (Sjöberg & Ball 2000, Dietz ym. 2003, Karlsson ym. 2005, Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014) tai suoraa havainnointia (Karlsson ym. 2005). Nämä menetelmät ovat usein työläitä suhteessa saadun tiedon määrään, sillä ne vaativat useamman pyyntikerran tai ovat kalliita toteuttaa

(Hobson 1999). Tämän vuoksi tutkittujen yksilöiden määrä jää usein pieneksi. Itämerellä harmaahylkeille on tyypillistä pitkät vuodenaikaiset vaellukset poikimisalueiden ja kesäisten ravinnonhankinta-alueiden välillä (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Tyypillisesti vuodenaikaisvaellus tapahtuu Perämeren ja Ahvenanmeren välillä. Harmaahylkeet siirtyvät Perämereltä etelämmäksi Itämerelle yleisesti jäiden muodostumisen aikaan, yleensä joulukuussa (Oksanen ym. 2014). Vuodenaikaisvaellusten lisäksi yksittäisten harmaahylkeiden on havaittu tehneen jopa 400–850 km mittaisia vaelluksia (Dietz ym. 2003, Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014). Elinpiiritutkimuksissa yksilöt ovat kuitenkin olleet paikkauskollisia, ja niiden on havaittu palaavan samalle lepopaikalle jopa peräkkäisinä vuosina (Sjöberg & Ball 2000, Karlsson ym. 2005, Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014).

2.2. Vakaat isotoopit vaellustutkimuksissa

Eri alkuaineiden (esimerkiksi hiilen, typen ja vedyn) vakaiden isotooppien menetelmää on käytetty paljon terrestristen ja akvaattisten eläinten liikkeiden selvittämisessä (Hobson ym. 1999a, Kelly ym. 2002, Cunjak ym. 2005, Sellick ym. 2009, Hobson & Norris 2008, Kernaléguen ym. 2012, Soto ym. 2013, Tornainen ym. 2014). Menetelmän etuina perinteisiin vaellusten tutkimisessa käytettyihin menetelmiin nähden on, että näytteeksi käy pieni kudoksenäyte, joita on helppo saada esimerkiksi muun näytteenoton yhteydessä tai museoiduista eläinten kudoksenäytteistä. Tutkittava yksilö tarvitsee pyydystä kerran eikä myöhempiä havaintoja tarvita, koska eri kudoksia tutkimalla voidaan saada selville, missä eläin on ruokaillut tiettyinä ajanjaksoina ennen pyydystämistä (Tieszen ym. 1983, Hilderbrand ym. 1996, Hobson & Norris 2008). Tutkittavia yksilöitä ei välttämättä tarvitse tappaa, sillä vakaiden isotooppien analyysi voidaan tehdä esimerkiksi karva-, evä- tai biopsianäytteestä (Smith ym. 1996, Todd ym. 1997, Hooker ym. 2001, Cunjak ym. 2005). Menetelmällä voidaankin tutkia edullisesti suuria määriä eläimiä kerrallaan (Hobson & Norris 2008).

Isotoopeilla tarkoitetaan alkuaineen eri muotoja, joissa atomien ytimissä on eri määrä neutroneja (Fry 2006). Alkuaineiden vakaat isotoopit eivät hajoa radioisotooppien lailla, vaan ovat nimensä mukaisesti vakaita ja esiintyvät rinnakkain luonnossa. Esimerkiksi hiilellä on kaksi vakaata isotooppia: ^{12}C ja ^{13}C . Atomien massaerosta johtuen kevyemmän ja raskaamman isotoopin reaktionopeudet eroavat, joten reaktioiden yhteydessä tapahtuu muutoksia isotooppien suhteellisessa osuudessa (isotooppien fraktionatio). Tällöin tuotteen vakaiden isotooppien suhde eroaa lähtöaineen isotooppisuhteesta. Vakaiden isotooppien tutkimus perustuu näiden isotooppisuhteiden selvittämiseen. Kun jonkin alkuaineen vakaiden isotooppien suhdetta selvitetään, verrataan tutkittavan näytteen kevyen ja raskaan isotoopin suhdetta kansainvälisen standardin vastaaviin suhteisiin. Tämä suhde ilmoitetaan delta-arvolla (δ), jonka yksikkö on ‰. Ilmoitettava δ -arvo saadaan käyttäen kaavaa

$$\delta^{\text{HX}} = [(R_{\text{näyte}}/R_{\text{standardi}} - 1)] \times 1000,$$

jossa $^{\text{HX}}$ = tutkittavan alkuaineen raskaampi isotooppi ja R = raskaamman ja kevyemmän isotoopin suhde.

Vaellusten selvittäminen vakaiden isotooppien menetelmän avulla perustuu alueellisiin eroihin paikallisten ravintoketjujen isotooppisuhteissa (Hobson 1999). Nämä alueelliset erot siirtyvät ravintoketjussa eteenpäin, sillä eläinten kudokset muistuttavat vakaiden isotooppien suhteiltaan käyttämänsä ravinnon vakaiden isotooppien suhteita (Peterson & Fry 1987). Ravintoverkkotasolta toiselle siirtyessä tapahtuu isotooppien fraktioitumista, mikä tulee ottaa huomioon tutkimuksissa (Hobson ym. 1996, Birchall ym.

2005). Eläinten eri kudokset uusiutuvat eri nopeudella, joten eri kudokset kuvaavat eläimen ravintoa ja sijaintia eri ajanjaksolla (Tieszen ym. 1983, Hilderbrand ym. 1996). Esimerkiksi lihaskudos uusiutuu siten, että sen isotooppiarvot kuvaavat eläimen ravintoa ja ravinnonhankintapaikkaa muutaman kuukauden ajalta, kun taas maksa- ja plasmakudoksia käyttämällä voidaan tutkia eläimen sijaintia kuluneiden viikkojen ja päivien aikana. Vaellustutkimuksissa käytetään yleisesti biologisesti muuttumattomia (inerttejä) kudoksia, kuten lintujen sulkia, jotka eivät muutu isotooppikoostumukseltaan muodostumisensa jälkeen (Wassenaar 2008). Tällöin ennen vaellusta muodostunut kudos muistuttaa edellisen alueen isotooppisuhteita vielä uudella alueella ilman suhteiden vähittäistä muuttumista. Lisäksi käyttämällä vähitellen ja kerroksittain kasvavia inerttejä kudoksia, kuten kalojen kuuloluita, voidaan eläimen vuosittaista vaellushistoriaa selvittää pidemmällä aikavälillä (Burton & Koch 1999, Clementz & Koch 2001, Mendes ym. 2007, Longmore ym. 2011, McMahon ym. 2011).

Vedyn ja hapen vakaiden isotooppien käyttö vaellusten selvittämisessä perustuu useilla mantereilla esiintyviin sadeveden $\delta^2\text{H}$ - ja $\delta^{18}\text{O}$ -arvojen gradientteihin (Ben-David & Flaherty 2012). Nämä gradientit johtuvat veden kiertokulun eri vaiheissa tapahtuvista fraktioitumisilmiöistä. Kun perustuottajat käyttävät vettä yhteyttämisessä tai kuluttajat juovat sitä, siirtyvät nämä erot isotooppisuhteissa paikallisiin ravintoketjuihin (Bowen ym. 2005). Haasteena vedyn ja hapen vakaiden isotooppien käytössä vaellustutkimuksessa on se, että vedyn ja hapen osuudet, jotka kudoksissa ovat peräisin juomavedestä ja ravinnosta vaihtelevat eläinlajien ja niiden kudosten välillä (Hobson ym. 1999a, Solomon ym. 2009). Tällöin yhteys alueellisen sadeveden ja tutkittavan eläimen kudoksen välillä riippuu kyseisen lajin kyseisen kudoksen muodostumisesta.

Vedyn vakaita isotooppeja on käytetty avuksi terrestristen ja akvaattisten eläinten vaellusten tutkimisessa (Hobson 2008). Hobson ym. (1999b) olivat ensimmäisiä, jotka kehittivät ns. isotooppikartan monarkkiperhosten (*Danaus plexippus*) siipien keratiinikudoksen paikallisista isotooppiarvoista ($\delta^2\text{H}$ ja $\delta^{13}\text{C}$). Muodostetun kartan avulla Wassenaar & Hobson (1998) pystyivät päättämään perhosten seuraavan vaelluksen jälkeen mistä vaeltaneet yksilöt olivat peräisin. Myöhemmin vedyn vakaita isotooppeja on hyödynnetty paljon esimerkiksi lintujen vaellustutkimuksissa ympäri maailmaa käyttäen sulkien keratiinista määritettyjä vedyn vakaita isotooppeja (Hobson ym. 2004, Johannes ym. 2005, Rocque ym. 2006). Myös deHart (2006) käytti vedyn vakaita isotooppeja hapen isotooppien rinnalla, kun hän selvitti grönlanninvalaan (*Balaena mysticetus*) liikkeitä Pohjoisella Tyynellämerellä ja Jäämerellä.

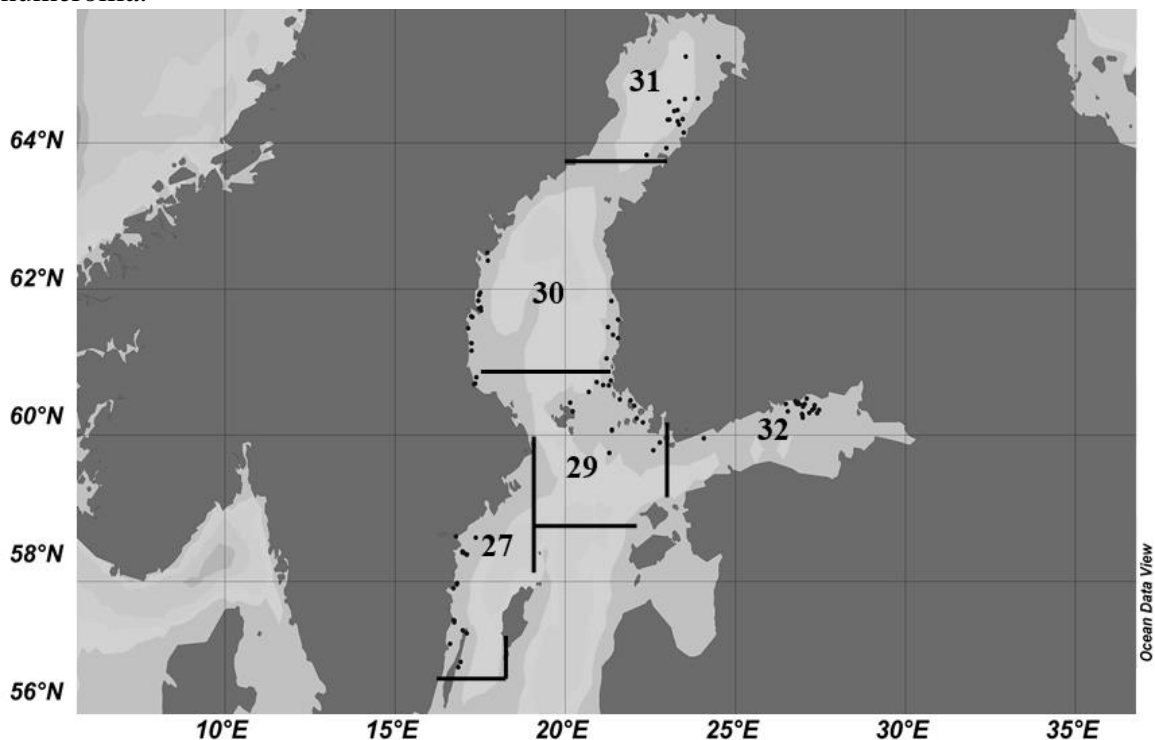
Myös hiilen ja typen vakaita isotooppeja on käytetty erityisesti akvaattisten eläinten vaellustutkimuksissa. Hiilen ja typen isotooppiarvot eroavat makean veden ja meriveden välillä (Rolff & Elmgren 2000), joten menetelmä on käyttökelpoinen esimerkiksi selvitetessä vaelluksia ulapan ja jokisuun välillä. Kyseistä vakaiden isotooppien gradienttia rannikolta ulapalle on käytetty avuksi tutkittaessa katkarapujen (*Penaeus aztecus*) vaelluksia jokisuun ja avomeren välillä Texasin rannikolla (Fry 1981). Smith ym. (1996) selvittivät hiilen ja typen vakaita isotooppeja apunaan käyttäen vaeltavatko järvessä elävän kirjohyljepopulaation (*Phoca vitulina mellonae*) yksilöt merelle. Samassa tutkimuksessa järven ja meriveden isotooppiarvojen erojen avulla selvisi, että hylkeet eivät liikkuneet elinympäristöjen välillä. Kyseisessä tutkimuksessa hiilen vakaat isotoopit erottelivat meriveden ja makean veden populaatiot paremmin kuin typen vakaat isotoopit. Myös merikarhujen (*Arctocephalus gazella* ja *A. tropicalis*) viiksikarvojen hiilen ja typen vakaiden isotooppien arvoissa on havaittu esiintyvän kausittaista vaihtelua, joka johtuu vuodenaikaisista vaelluksista (Kernaléguen ym. 2012). Myös Itämerellä on havaittu merialueiden välisiä eroja kuluttajien hiilen ja typen vakaiden isotooppien arvoissa

(Kiljunen ym. 2008, Myllylä 2013, Torniainen ym. 2014). Kyseisten alueidenvälisen erojen avulla Torniainen ym. (2014) selvittivät minne eri joista peräisin olevat lohet vaeltavat syönnösvaelluksillaan Itämerellä.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1. Tutkimusalue ja tutkimusasetelma

Tutkimusalue kattoi Itämeren pohjoisosan ja Gotlannin altaan läntisen osan (Kuva 1). Tutkimusalueen jaottelussa käytettiin Kansainvälisen merentutkimusneuvoston (ICES) käyttämää aluejaottelua. Alueina olivat Läntinen Gotlannin allas (ICES-alue 27), Ahvenanmeri ja Saaristomeri (ICES-alue 29), Selkämeri (ICES-alue 30), Perämeri (ICES-alue 31) sekä Suomenlahti (ICES-alue 32). Jatkossa tutkimuksen alueisiin viitataan näillä numeroilla.



Kuva 1. Harmaaahylkeiden pyyntipaikat • ja Kansainvälisen merentutkimusneuvoston (ICES) käyttämä aluejaottelu Itämerellä (Karttapohja: Ocean Data View).

3.2. Aineisto

Tutkimuksessa käytettiin aikaisempia tutkimuksia varten pyydystettyjen harmaaahylkeiden lihasnäytteitä ja niistä määritettyjä hiilen ja typen vakaiden isotooppien arvoja. Harmaaahylkeet (n = 177) oli pyydystetty Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL -nykyisin Luonnonvarakeskus, Luke) toimesta vuosina 2004 ja 2007 Perämereltä (ICES-alue 31) ja muilta alueilta (27, 29, 30 ja 32) ECOSEAL -projektin puitteissa vuosina 2011 ja 2012 (Kuva 1). Kaikkien tutkittujen harmaaahylkeiden ikä ja sukupuoli oli pyritty määrittämään, mutta muutaman yksilön ikää tai sukupuolta ei oltu saatu selville. Määritykset oli tehty Suomessa RKTL:n ja Ruotsissa SLU:n (Sveriges lantbruksuniversitet) toimesta. ECOSEAL-hankkeessa harmaaahylkeet oli jaoteltu pyyntipaikan suhteen kolmeen ryhmään: ”ulapalla metsästetyt”, ”pyydysten ja kalanviljelylaitoksien läheltä metsästetyt” ja ”kalanpyydyksiin sivusaaliina jääneet”.

RKTL:n pyydystämät harmaahylkeet oli luokiteltu kalanpyydyksiin sivusaaliina jääneisiin ja muualta metsästettyihin. Tässä tutkimuksessa muodostettiin kaksi luokkaa, joihin harmaahylkeet jaettiin pyydystyspaikan mukaan: ”pyydys”, johon kuuluvat kalanpyydyksiin sivusaaliina jääneet ja kalanpyydyksen tai kalanviljelylaitoksen läheltä metsästetyt yksilöt ja ”muu”, johon kuuluvat muualla metsästetyt yksilöt.

Harmaahylkeitä oli melko tasaisesti kaikilta tutkimusalueilta sekä taustamuuttujaluokista (Taulukko 1). Talvella pyydystettyjä yksilöitä oli vain 3, joten ne jätettiin pois taustamuuttujien tarkastelusta. Uroksia oli lähes kaksi kertaa enemmän kuin naaraita, mutta myös naaraiden osuus aineistossa oli kattava.

Taulukko 1. Eri ICES-merialueilta pyydystettyjen harmaahylkeiden lukumäärät sukupuolittain, pyyntivuodenajoittain, ikäryhmittäin ja pyyntitavoittain.

ICES- alue	Yht. alueelta	Sukupuoli		Ei tietoa	Pyyntivuodenaika				Ikäryhmä		Ei tietoa	Pyyntipaikka	
		♂	♀		Kevät	Kesä	Syksy	Talvi	< 5-v	≥ 5-v		Pyydys	Muu
27	36	11	25	.	9	10	16	1	22	14	.	22	14
29	35	18	16	1	14	3	18	.	13	21	1	11	24
30	35	8	26	1	11	11	12	1	14	21	.	18	17
31	33	18	15	.	23	6	4	.	5	19	9	0	33
32	38	7	31	.	15	11	11	1	24	11	3	24	14
Yht.	177	62	113	2	72	41	61	3	78	86	13	75	102

Tutkimuksessa käytettiin Myllylän (2013) määrittämiä sekä ECOSEAL-hankkeessa (Malin Trevin ym., julkaisematon) määritettyjä hiilen ja typen vakaiden isotooppien suhteita ($\delta^{15}\text{N}$ ja $\delta^{13}\text{C}$). Tätä tutkimusta varten määritettiin lisäksi vedyn vakaiden isotooppien suhteet ($\delta^2\text{H}$) lihasnäytteistä. Kaikki määritykset tehtiin metsästetyistä ja sivusaaliiksi joutuneista harmaahylkeistä otetuista lihasnäytteistä. Lihaskudospalat oli pakastettu ja toimitettu pakastettuina Jyväskylän yliopistoon määrittämiä varten.

Silakkanäytteet (n = 25) oli kerätty vuonna 2004 (ICES-alue 31) RKTL:n toimesta ja vuosina 2011–2012 (ICES-alueet 27, 29, 30 ja 32) ECOSEAL -projektin toimesta. Tässä tutkimuksessa käytettiin silakoista aiemmin määritettyjä hiilen ja typen vakaiden isotooppien suhteita ($\delta^{15}\text{N}$ ja $\delta^{13}\text{C}$) (Myllylä 2013, Malin Tverin ym., julkaisematon). Lisäksi tässä tutkimuksessa määritettiin silakan lihasnäytteistä vedyn vakaiden isotooppien suhteet ($\delta^2\text{H}$). ECOSEAL -projektia varten pyydystetyt silakat oli jauhettu kokonaisina, jonka jälkeen ne oli pakastettu ja toimitettu Jyväskylän yliopistoon tutkimuksia varten.

3.3. Näytteiden käsittely ja vakaiden isotooppien analyysi

Näytteiden esikäsittely oli tehty Jyväskylän yliopiston laboratoriossa seuraavasti (Myllylä 2013, Malin Tverin ym., julkaisematon): Pakastetuista harmaahylkeiden lihasnäytteistä oli tehty puhdasnäytteet leikkaamalla lihaksesta n. 1 x 2 cm:n kokoiset palat keskeltä kudosta, näytteen reunat pois jättäen. Leikatut palat oli siirretty yksilömerkittyihin lasisiin näyteputkiin, jotka oli peitetty parafilmillä. Jauhettu silakoista oli tehty puhdasnäytteet leikkaamalla kalamassan keskeltä n. 1 x 2 cm pala lasiputkeen, kuitenkin välttämättä ottamasta mukaan kokonaisia ruotoja tai suomuja. Kaikki näytteet oli käsitelty käyttäen alkoholilla steriloituja välineitä ja lasialustaa. Puhdasnäytteet oli tehty pienissä erissä kohmeisista näytteistä sulamisen ja pilaantumisen välttämiseksi. Kaikkia näytteitä

oli säilytetty käsittelyvaiheiden välissä pakastimessa (-20 °C) niiden kuivattamiseen saakka. Seuraavaksi näytteitä oli kuivattu lasiputkissa 48 h ajan kylmäkuivurilla -31 °C lämpötilassa ja 0,34 bar paineessa. Kuivatut näytteet oli jauhettu näyteputkissa homogeeniseksi jauheeksi, minkä jälkeen putket oli suljettu ilmatiiviillä muovikorkeilla.

Tässä tutkimuksessa määritettiin esikäsitellyistä näytteistä vedyn vakaat isotoopit ($\delta^2\text{H}$), mitä varten jokaista harmaahylje- ja silakkanäytettä punnittiin hopeakuppiin 0,33–0,37 mg, minkä jälkeen hopeakuppi puristettiin pinseteillä tiiviiksi palloksi. Tulosten kalibroimisessa käytettiin Environment Canadan valmistamia keratiinistandardeja (kudun sarvi: $\delta^2\text{H} = -54,1 \text{ ‰}$ ja karibun sorkka: $\delta^2\text{H} = -197 \text{ ‰}$), joita punnittiin analyysiä varten edellä kuvatun menetelmän mukaisesti. Hopeakuppeihin punnittuja ja kuoppalevyille siirrettyjä näytteitä sekä standardeja pidettiin vähintään neljä vuorokautta huoneilmassa ennen isotooppianalyysiä, jotta näytteiden ja standardien ”vaihtuva” vety (englanniksi exchangeable hydrogen) tasapainottuisi huoneilman vedyn kanssa (Wassenaar & Hobson 2000). Kaikista harmaahylkeiden lihasnäytteistä ja silakkanäytteistä määritettiin $\delta^2\text{H}$ -arvot Jyväskylän yliopiston Isoprime 100 isotooppimassaspektrometrillä yhdistettynä Elementar vario PYRO cube alkuaineanalyysointoriin. Vetyajoissa oli 24–60 näytettä, ja jokaisen ajon alussa ja lopussa sekä aina 10 näytteen välein ajettiin kudu- ja karibustandardit. Vetyajojen jälkeen tulokset korjattiin vastaamaan standardien tunnettuja arvoja. Lisäksi kaikista harmaahylje- ja silakkanäytteistä oli aikaisemmin määritetty $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvot sekä hiilen ja typen suhteelliset osuudet (%) Jyväskylän yliopiston isotooppimassaspektrometreillä (Myllylä 2013, Malin Tverin ym., julkaisematon).

Vedyn vakaiden isotooppien määritysten tulokset korjattiin näytteiden prosentuaalisen hiili-typisuhteen avulla vastaamaan rasvattomien kudosten arvoja (Mikko Kiljunen, julkaisematon). Myös hiilen vakaiden isotooppien suhde oli korjattu vastaavalla tavalla (Kiljunen ym. 2006).

Hiilen, typen ja vedyn isotooppianalyysien tulokset on esitetty delta-arvoina (δ , yksikkö ‰) suhteessa kansainvälisiin standardeihin, jotka ovat hiilellä Vienna PeeDee Belemnite (VPDB), typellä ilmakehän typpi ja vedyllä Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW).

3.4. Itämeren veden $\delta^2\text{H}$ -arvot

ICES-alueiden 29, 30, 31 ja 32 meriveden $\delta^2\text{H}$ -arvot ($n = 304$) estimoitiin vuonna 2010 määritetyistä vesinäytteiden $\delta^{18}\text{O}$ -arvoista (Torniainen 2014). Laskennassa käytettiin muuntokaavaa, joka muodostettiin vertaamalla samasta vesinäytteestä määritettyjä $\delta^2\text{H}$ - ja $\delta^{18}\text{O}$ -arvoja toisiinsa (Frohlich ym. 1988). ICES-alueen 27 meriveden $\delta^2\text{H}$ -arvoina käytettiin alueelta mitattuja $\delta^2\text{H}$ -arvoja ($n = 9$) (Frohlich 1988). Molempia aineistoja käytettiin, koska kumpikaan ei yksin kattanut kaikkia tämän tutkimuksen alueita.

3.5. Laskennalliset isotooppiarvot eri alueiden harmaahylkeille

Arviot harmaahylkeiden alueellisista $\delta^2\text{H}$ -arvoista, eli ns. opetusaineisto, laskettiin eri ICES-alueiden silakoiden ja veden $\delta^2\text{H}$ -arvoista käyttäen kaavaa

$$\delta^2\text{H}_{\text{kudos}} = \omega \cdot \delta^2\text{H}_{\text{ympäröivä vesi}} + (1 - \omega) \cdot \delta^2\text{H}_{\text{ravinto}},$$

jossa ω = prosenttiosuus, joka kudoksen vedystä on peräisin ympäröivästä vedestä (Solomon ym. 2009, Graham ym. 2014). Vedestä peräisin olevan vedyn osuuden kertoimena käytettiin keskiarvoa petokaloille määritetyistä kertoimista ($\omega = 0,34$) (Solomon ym. 2009, Soto ym. 2013, Graham ym. 2014). Ympäröivän veden $\delta^2\text{H}$ -arvona käytettiin kullekin ICES-alueelle laskettua keskiarvoa.

$\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen opetusaineisto laskettiin silakoiden arvoista ottaen huomioon trofiatasojen välinen fraktioituminen (Hobson ym. 1996), ja olettaen, että silakan ja harmaahylkeen välillä on yksi trofiataso. Siten kunkin silakan $\delta^{13}\text{C}$ -arvoon lisättiin 1,3 ‰ ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvoon 2,4 ‰ (Hobson 1996).

3.6. Tilastollinen tarkastelu

Harmaahylkeen, silakan ja meriveden $\delta^2\text{H}$ -arvojen sekä harmaahylkeen ja silakan $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen eroja ICES-alueiden välillä tutkittiin Kruskal-Wallis-testillä, ja parittaiset vertailut tehtiin Mann-Whitneyn U-testillä. Harmaahylkeen, silakan ja veden $\delta^2\text{H}$ -arvojen sekä harmaahylkeen ja silakan $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen alueellisten keskiarvojen korrelaatioita tutkittiin Pearsonin korrelaatiotestillä. Samasta vesinäytteestä määritettyjen $\delta^2\text{H}$ - ja $\delta^{18}\text{O}$ -arvojen lineaarista korrelaatiota tutkittiin Pearsonin korrelaatiotestillä.

Silakoiden ja veden isotooppiarvojen perusteella laskettujen alueellisten opetusaineistojen perusteella tehtiin harmaahylkeiden sijaintia ennustava malli käyttäen kanonista erotteluanalyysiä. Malli luotiin erotteluanalyysin askeltavalla menetelmällä (stepwise method), jossa muuttujat ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$) lisätään malliin yksi kerrallaan jättäen lisäämättä ne muuttujat, joiden lisääminen ei tilastollisesti merkitsevästi paranna mallia. Menetelmänä muuttujien lisäämiselle malliin oli Wilk's λ ($F \geq 3,84$). Mallin erottelukykyä testattiin ristiinvalidoinnilla, jossa opetusaineiston yksilöt jätettiin vuorollaan pois mallista, minkä jälkeen ne luokiteltiin mallin avulla ilman, että olivat olleet mukana kyseisen mallin muodostuksessa. Tämän jälkeen aineiston jokainen harmaahylje luokiteltiin tehtyä mallia käyttäen kanonisella erotteluanalyysillä alueelle, jolla se on lihaskudoksensa isotooppiarvojen perusteella todennäköisimmin ollut. Erotteluanalyysi antoi tulokseksi todennäköisyysjakauman, jossa on ilmoitettu harmaahyljeyksilön todennäköisyys kuulua kullekin alueelle.

Taustamuuttujien (ikä, sukupuoli, pyyntivuodenaika ja kuolinsyy) vaikutusta vaeltaneiden harmaahylkeiden osuuteen tutkittiin χ^2 -testillä. Harmaahylkeet ryhmiteltiin iän mukaan nuoriin (alle 5-vuotiaat) ja täysikasvuisiin (5-vuotiaat ja vanhemmat), koska aiemmissa tutkimuksissa on käytetty vastaavaa ikäryhmittelyä (Lundström ym. 2007, Oksanen ym. 2014). Lisäksi muodostettiin ryhmät näytteenottoajankohdan mukaan: kevät (maalis-toukokuu), kesä (kesä-elokuu), syksy (syys-marraskuu) ja talvi (joulu-helmikuu). Vuodenajan vaikutusta tutkiessa jätettiin talvella pyydystetyt yksilöt pois aineistosta, koska ryhmään kuului vain 3 yksilöä. Taustamuuttujien vaikutusta tutkittaessa poistettiin aineistosta yksilöt ($n = 24$), joiden todennäköisyydeksi kuulua todennäköisimpään ryhmään -eli todennäköisimmälle alkuperäiserialueelle- erotteluanalyysi oli antanut alle 50 % ($p \leq 0,5$).

Koska Itämeren veden $\delta^2\text{H}$ -arvot on laskettu eri vuosina määritetyistä $\delta^{18}\text{O}$ -arvoista, tutkittiin näytteenottoajankohdan vaikutusta $\delta^{18}\text{O}$ -arvoihin. Testissä käytettiin ICES-alueen 28 arvoja, koska molemmissa aineistoissa oli kyseisen mittauspisteitä kyseisellä alueella. Eri vuosina alueelta 28 mitattuja vesinäytteiden $\delta^{18}\text{O}$ -arvoja (Frohlich ym. 1988, Torniainen 2014) verrattiin toisiinsa Mann-Whitneyn U -testillä.

Kaikki tilastolliset analyysit tehtiin käyttäen IBM SPSS Statistics 20 -ohjelmaa (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

4. TULOKSET

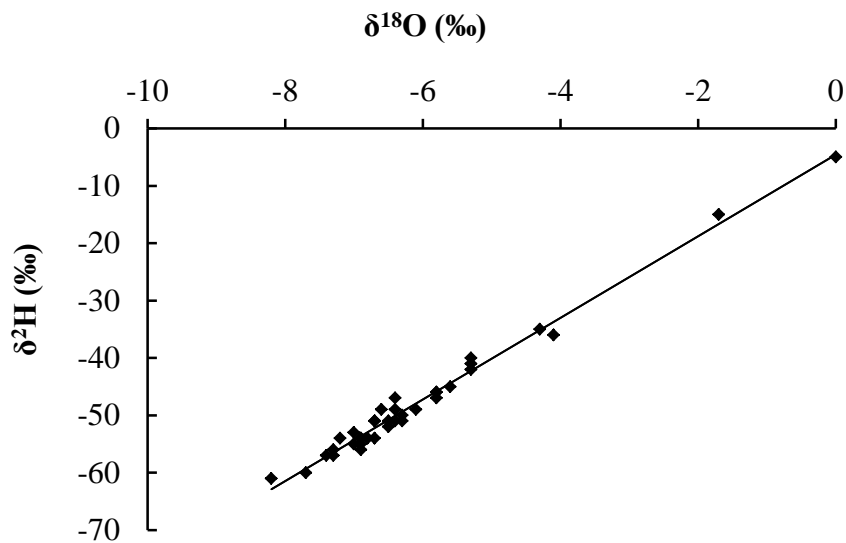
4.1. Harmaahylje-, silakka-, ja vesinäytteiden isotooppiarvot ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$)

4.1.1. Veden $\delta^2\text{H}$ -arvojen ennustaminen ja vesiaineistojen yhdistäminen

Samoista vesinäytteistä mitattujen $\delta^{18}\text{O}$ - ja $\delta^2\text{H}$ -arvojen (Frohlich ym. 1988) korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä ja erittäin vahva (Pearson: $r = 0,99$, $p < 0,001$) (Kuva 2). Aineiston perusteella määritettiin veden $\delta^2\text{H}$ -arvojen estimointia varten kaava

$$\delta^2\text{H}_{\text{vesi}} = 7,1079 \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{vesi}} - 4,5707,$$

jota käyttäen estimoitiin tässä tutkimuksessa käytetyt Itämeren veden $\delta^2\text{H}$ -arvot Torniaisen (2014) määrittämistä Itämeren veden $\delta^{18}\text{O}$ -arvoista ($n = 304$).



Kuva 2. Itämerestä otetuista vesinäytteistä määritettyjen $\delta^{18}\text{O}$ ja $\delta^2\text{H}$ -arvojen (Frohlich ym. 1988) välinen lineaarinen riippuvuus.

Eri ajankohtana Itämeren ICES-alueen 28 vesinäytteistä määritetyissä $\delta^{18}\text{O}$ -arvoissa ei ollut eroa (Frohlich ym. 1988 & Torniaisen 2014) (Mann Whitney U: $Z = -0,074$, $p = 0,941$, $n_1 = 34$, $n_2 = 61$). Koska eroa eri vuosien mittauksissa ei kyseisellä alueella ollut, yhdistettiin tässä tutkimuksessa eri ajankohtana mitattu alueen 27 aineisto muuhun aineistoon.

4.1.2. Alueiden väliset erot isotooppiarvoissa

Harmaahylje- silakka- ja vesinäytteiden $\delta^2\text{H}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi eri ICES-alueiden välillä (Taulukko 2) (Kuva 3 A). Alueiden 27 ja 31 harmaahylkeiden $\delta^2\text{H}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi kaikkien muiden ICES-alueiden harmaahylkeiden $\delta^2\text{H}$ -arvoista. Silakkanäytteiden $\delta^2\text{H}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi alueiden 27 ja 31 välillä ja alueiden 31 ja 32 välillä (Liite 1). Vesinäytteiden $\delta^2\text{H}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi kaikkien muiden alueiden paitsi alueiden 27 ja 29 välillä.

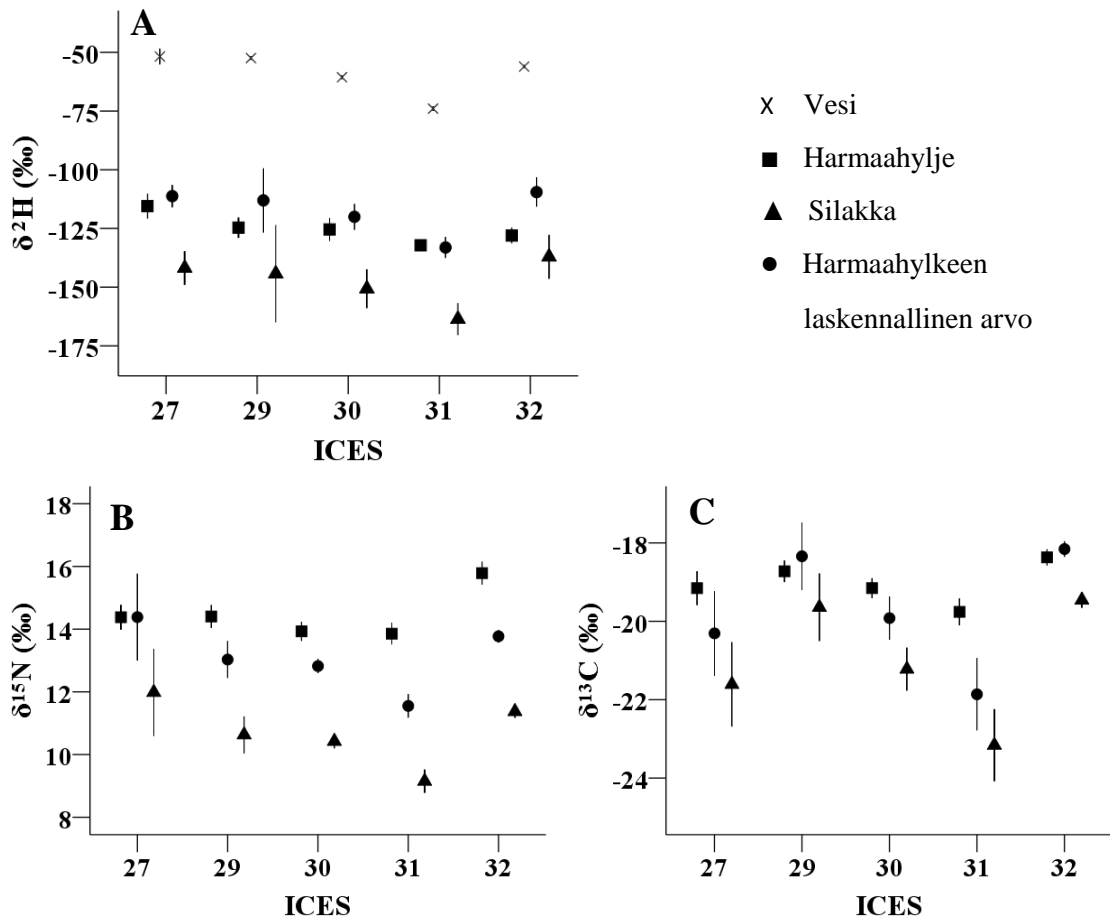
Harmaahylje- ja silakkanäytteiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi eri ICES-alueiden välillä (Taulukko 2) (Kuva 3 B). Alueen 32 harmaahylkeiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi kaikista muista ICES-alueiden harmaahylkeiden $\delta^{15}\text{N}$ -

arvoista. Lisäksi alueiden 29 ja 31 harmaahylkeiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan. Alueen 31 silakoiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvot erosivat kaikkien muiden alueiden silakoiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvoista tilastollisesti merkitsevästi (Liite 2). Lisäksi alueen 30 silakoiden arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi alueiden 27 ja 32 arvoista.

Harmaahyljenäytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi eri alueiden välillä, mutta silakkanäytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi alueiden välillä (Taulukko 2) (Kuva 3 C). Alueiden 31 ja 32 harmaahyljenäytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi kaikkien muiden alueiden harmaahylkeiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvoista (Liite 3). Lisäksi alueiden 29 ja 30 harmaahyljenäytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan.

Taulukko 2. Itämeren harmaahylje-, silakka ja vesinäytteistä määritettyjen $\delta^2\text{H}$ -, $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen alueellisten keskiarvojen vertailujen tulokset (Kruskal-Wallis-testi).

näyte	isotooppi	χ^2	df	p
harmaahylje	$\delta^2\text{H}$	29,30	4	< 0,001
	$\delta^{13}\text{C}$	42,68	4	< 0,001
	$\delta^{15}\text{N}$	52,06	4	< 0,001
silakka	$\delta^2\text{H}$	10,46	4	0,033
	$\delta^{13}\text{C}$	7,98	4	0,092
	$\delta^{15}\text{N}$	17,55	4	0,002
vesi	$\delta^2\text{H}$	186,08	4	< 0,001



Kuva 3. A) Harmaahylje-, silakka-, vesinäytteiden ja opetusaineiston $\delta^2\text{H}$ -arvot sekä harmaahylje-, silakkanäytteiden ja opetusaineiston B) $\delta^{15}\text{N}$ - ja C) $\delta^{13}\text{C}$ -arvot Itämeren ICES-alueilla. Kuvassa on esitetty keskiarvot \pm keskivirhe. Harmaahylkeiden ja silakoiden $\delta^2\text{H}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot on korjattu vastaamaan rasvattoman kudoksen arvoja (Kiljunen ym. 2006, Mikko Kiljunen, julkaisematon).

4.2.3. Silakoiden, veden ja harmaahylkeiden isotooppiarvojen korrelaatio

Meriveden ja silakoiden $\delta^2\text{H}$ -arvot korreloivat vahvasti (Pearson: $r = 0,91$, $p = 0,033$). Harmaahylkeiden $\delta^2\text{H}$ -arvot eivät korreloineet tilastollisesti meriveden (Pearson: $r = 0,56$, $p = 0,135$) tai silakoiden arvojen kanssa (Pearson: $r = 0,76$, $p = 0,331$). Harmaahylkeiden ja silakoiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot korreloivat vahvasti (Pearson: $r = 0,98$, $p = 0,005$), mutta $\delta^{15}\text{N}$ -arvot eivät korreloineet tilastollisesti meriveden kanssa (Pearson: $r = 0,57$, $p = 0,321$).

4.3. Kanoninen erotteluanalyysi ja hylkeiden alkuperäisalueet

Kun käytettiin silakoiden ja veden vakaiden isotooppien arvoista laskettua opetusaineistoa (Kuvat 3 A, B ja C), kanoninen erotteluanalyysi muodosti kaksi erottelufunktiota (EF) (Taulukko 3). Erottelufunktioista ensimmäinen (EF1) ($\lambda = 0,086$) kattoi 64,4 % ryhmäeroinformaatiosta ja EF2 ($\lambda = 0,362$) kattoi 35,6 % erotteluinformaatiosta. Erottelufunktiot olivat tilastollisesti erittäin merkittävästi erottelukykyisiä ($p < 0,001$) ja molempia käytettiin aineiston analysoinnissa. Vedyn vakaiden isotooppien arvot eivät lisänneet erotteluanalyysin erottelukykyä, joten niitä ei käytetty erottelufunktioiden muodostamisessa. Erotteluanalyysin ristiinvalidoinnin tulos oli 76 %, jolloin opetusaineiston 25 havaintopisteestä 6 oli luokiteltu väärille alueille. Näistä virheluokittelusta 3 tapahtui oikeiden alkuperäisalueiden viereisille alueille.

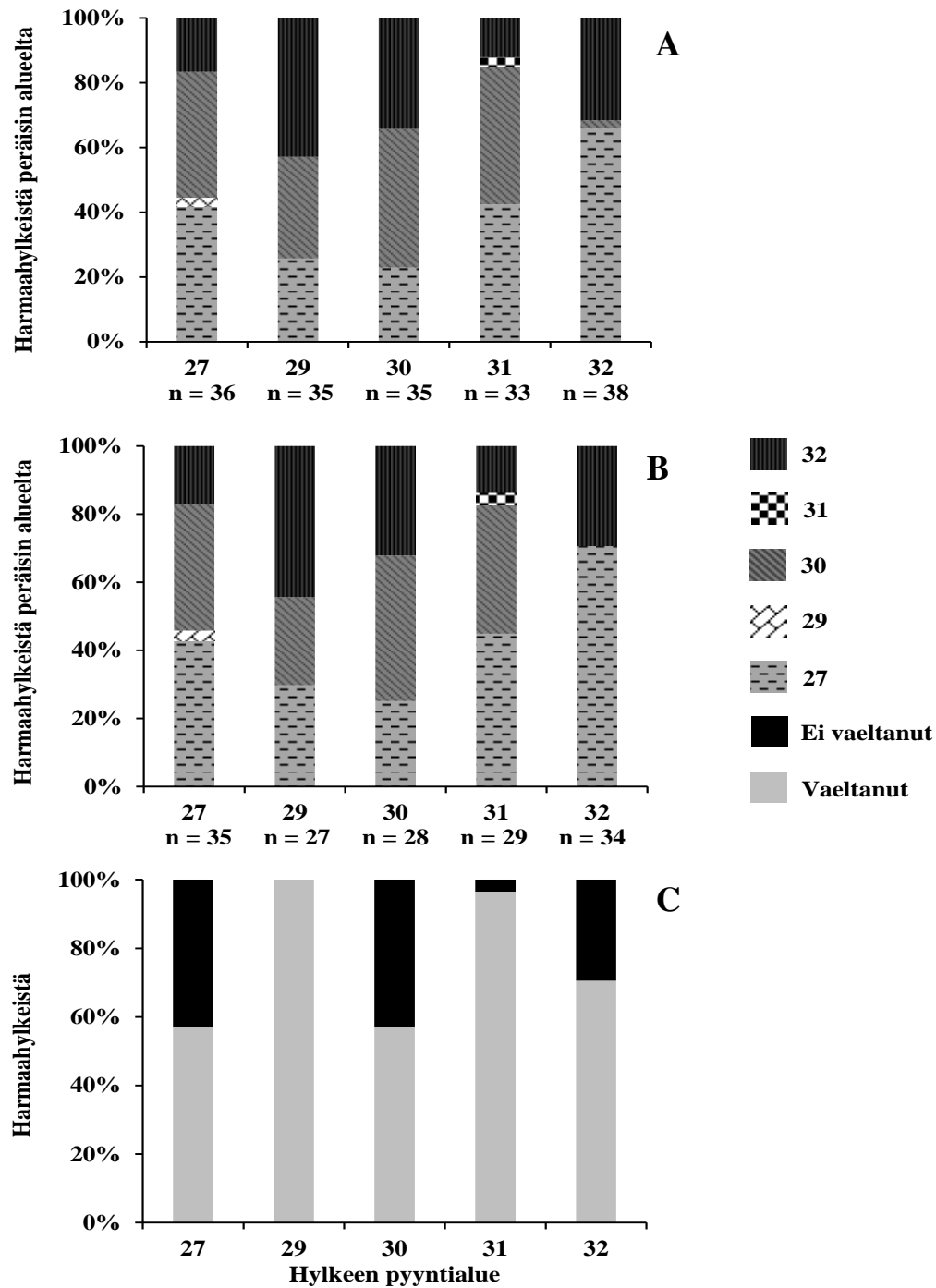
Taulukko 3. Opetusaineistolle tehdyn askeltavan erotteluanalyysin erottelufunktioiden (EF) standardoimattomat kertoimet vakaille isotoopeille ja vakiolle.

	Funktio	
	EF1	EF2
$\delta^{15}\text{N}$	-0,547	1,425
$\delta^{13}\text{C}$	1,336	-0,307
Vakio	35,509	-24,747

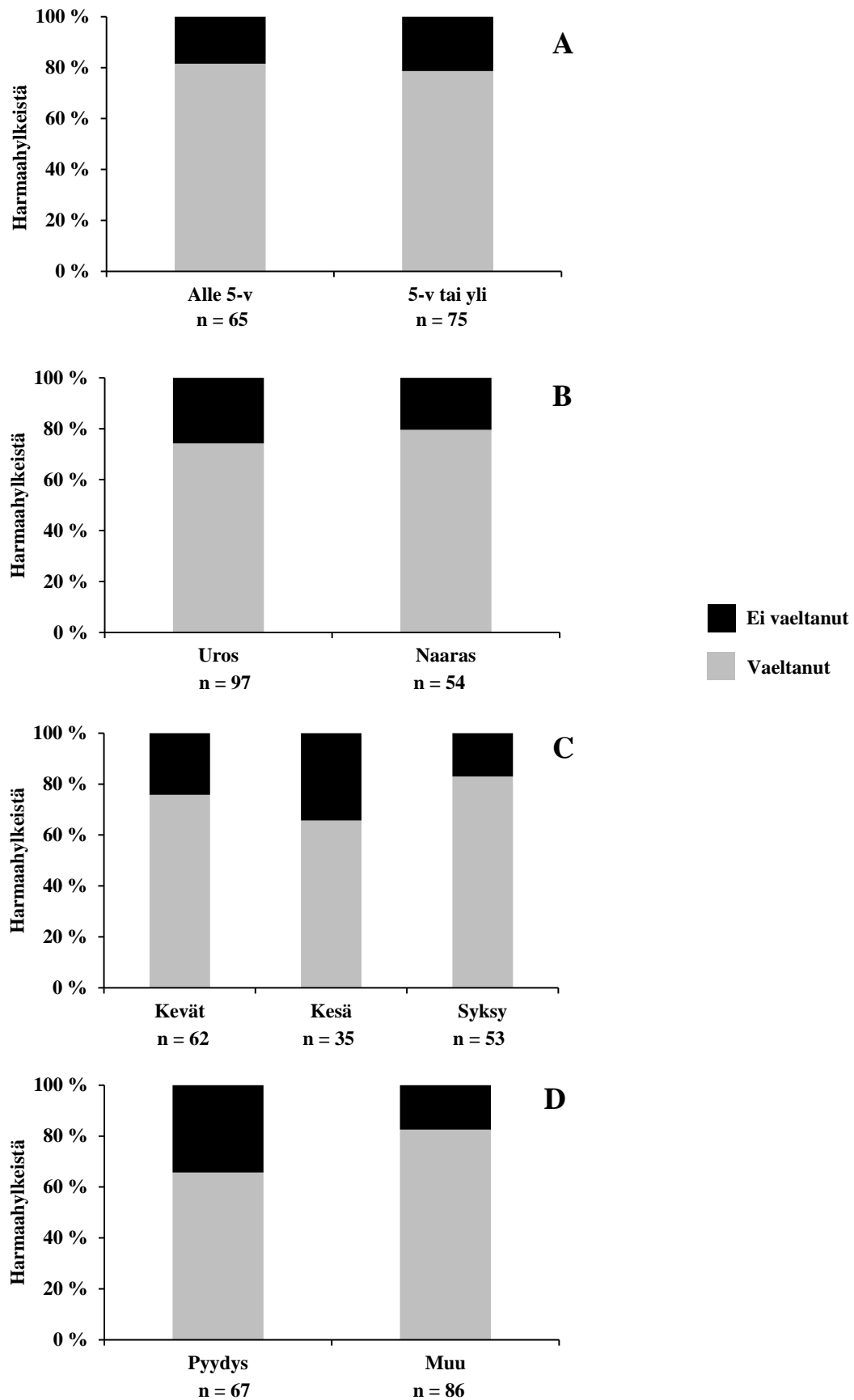
Harmaahylkeet luokiteltiin alkuperäisalueilleen harmaahylkeiden laskennallisista arvoista tehdyillä erottelufunktioilla. Erottelufunktioiden antaman tuloksen mukaan 24 % harmaahylkeistä oli peräisin alueelta, josta ne oli pyydystetty ja loput 76 % olivat siirtyneet pyyntialueelle joltain muulta alueelta (Kuva 4 A). Epävarman tuloksen (yksilön todennäköisyys kuuluu todennäköisimmälle alueelle $\leq 0,5$) analyysi antoi 14 %:lle harmaahylkeistä. Kyseiset epävarman tulokset saaneet yksilöt jätettiin pois aineistosta (Kuva 4 B). Kun aineistossa oli mukana vain analyysin varmasti sijoittamat yksilöt, vaeltaneiden osuus oli 75 % (Kuva 4 C).

4.4. Taustamuuttujien vaikutus harmaahylkeiden vaeltamiseen

Muualta metsästetyt harmaahylkeet olivat tehneet tilastollisesti merkitsevästi enemmän Itämeren osa-alueiden välisiä siirtymiä kuin pyydyskuolleet ja kalanpyydysten sekä kalanviljelylaitosten läheltä metsästetyt yksilöt (Kuva 5 D) (χ^2 : $p = 0,016$, $df = 1$, $\chi^2 = 5,75$). Ikäryhmä, sukupuoli tai pyyntivuodenaika ei vaikuttanut tilastollisesti merkitsevästi vaeltaneiden harmaahylkeiden osuuteen (Kuvat 5 A, B, C) (χ^2 ikäryhmä: $p = 0,215$, $df = 1$, $\chi^2 = 1,54$, sukupuoli: $p = 0,557$, $df = 1$, $\chi^2 = 0,35$, pyyntivuodenaika: $p = 0,555$, $df = 2$, $\chi^2 = 1,18$).



Kuva 4. Erottueluanalyysillä lasketut harmaahylkeiden alkuperäissijainnit (ICES-alueet) hylkeiden pyyntialueittain. Kuvassa A) on mukana kaikki yksilöt. B) Harmaahylkeiden alkuperäissijainnit hylkeiden pyyntialueittain, kun aineistosta on poistettu yksilöt, joita analyysi ei osannut sijoittaa luotettavasti millekään alueelle (yksilön todennäköisyys kuulua todennäköisimmälle alueelle $\leq 0,5$). C) Vaeltaneiden harmaahylkeiden osuudet pyyntialueittain, kun aineistosta on poistettu yksilöt, joita analyysi ei osannut sijoittaa luotettavasti millekään alueelle.



Kuva 5. Vaeltaneiden harmaahylkeiden osuus jaoteltuna ikäryhmän (A), sukupuolen (B), pyyntivuodenajan (C) ja pyydystyspaikan (D) mukaan. Aineistosta on poistettu yksilöt, joita analyysi ei osannut sijoittaa luotettavasti millekään alueelle.

5. TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimuksessani selvitin harmaahylkeiden liikkeitä Itämeren osa-alueiden välillä. Tutkimus kattoi harmaahylkeen oleellisen esiintymisalueen Itämerellä (Maa- ja metsätalousministeriö 2007) ja tutkittujen harmaahylkeiden määrä (n = 177) oli suurempi verrattuna aiempiin Itämeren harmaahylkeiden elinpiiritutkimuksiin (Dietz ym. 2003, Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014).

5.1. Vakaiden isotooppien suhteet

Harmaahylkeiden ja silakoiden lihaskudosten $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvot olivat samankaltaisia kuin aiemmin Itämeren vastaavilta alueilta pyydystetyistä harmaahylkeistä ja silakoista määritetyt arvot (Hansson ym. 1997, Sinisalo ym. 2006, Mänttari 2011, Myllylä 2013), joten isotooppianalyysien tuloksia voidaan pitää niiden osalta luotettavina. Vedyn vakaiden isotooppien suhteita ei ole aiemmin määritetty Itämeren harmaahylkeiden tai silakoiden kudoksista, joten vertailukohtaa tuloksille ei ole. Harmaahylkeiden lihasten $\delta^2\text{H}$ -arvot sijoittuivat kuitenkin meriveden ja silakoiden arvojen -eli ympäröivän veden ja ravinnon arvojen- väliin, kuten aiempien tutkimusten petokaloilla (Solomon ym. 2009, Soto ym. 2013, Graham ym. 2014). Harmaahylkeiden lihaskudoksen vety vaikuttaa siis olevan oletetusti peräisin sekä ravinnosta että ympäröivästä vedestä.

Tutkimusasetelman oletuksena oli, että silakat eivät olleet liikkuneet alueiden välillä ennen pyydystämistään, joten niiden vakaiden isotooppien arvoja voitiin käyttää harmaahylkeiden alueellisten odotettujen arvojen laskemisessa. Oletusta tarkkailtiin silakoiden ja meriveden $\delta^2\text{H}$ -arvojen korrelaation avulla. Koska meriveden ja silakoiden alueelliset $\delta^2\text{H}$ -arvot korreloivat vahvasti, silakoiden voidaan päätellä olleen ennen pyydystystään pyyntialueellaan eikä vaeltaneen sinne muilta Itämeren alueilta. Harmaahylkeistä 75 % sen sijaan oli liikkunut alueiden välillä, mitä tukee se, että harmaahylkeiden alueelliset $\delta^2\text{H}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvot eivät korreloineet vastaavien alueiden veden ja silakoiden $\delta^2\text{H}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen kanssa. Harmaahylkeiden ja silakoiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen vahvaa korrelaatiota on kuitenkin vaikeampi selittää.

Tässä tutkimuksessa käytettiin silakoiden vakaiden isotooppien arvoja laskettaessa harmaahylkeiden alueellisia odotettuja arvoja, koska aikaisemmissa mahan ja suolen sisältöön perustuvissa tutkimuksissa silakan on havaittu olevan harmaahylkeen yleisin ravintokohde (Lundström ym. 2007, 2010). Tutkimuksen teon aikana tutkimushylkeille ECOSEAL-hankkeen puitteissa tehdyt ravintoanalyysit on saatu valmiiksi (Lundström ym. 2015). Aikaisemmissa tutkimuksissa harmaahylkeiden pääasiallinen ravintokohde on ollut silakka lukuun ottamatta Perämeren aluetta, jossa ravinnosta yli 50 % on koostunut ylemmän ravintoverkkotason kaloista ja vain noin 16 % silakasta (Myllylä 2013, Lundström ym. 2015). Muilla merialueilla harmaahylkeiden ravinnosta keskimäärin noin 30–40 % on ollut silakkaa ja loppuosa ravinnosta on koostunut muista kalalajeista kuten ahvenkaloista (noin 25 %). Koska harmaahylkeet ovat käyttäneet ravinnokseen silakoiden lisäksi myös merkittäviä määriä muita ravintokohteita, eivät tutkimuksessa määritetyt vakaiden isotooppien laskennalliset arvot vastanne täysin eri alueiden harmaahylkeiden lihaskudoksen todellisia arvoja. Ylemmän ravintoverkkotason ravinto näkyi myös hylkeiden lihaskudoksen $\delta^{15}\text{N}$ -arvoissa. Silakoiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvoista harmaahylkeille estimoidut arvot jäivät yleisesti alueesta riippumatta alemmalle tasolle kuin analyyseissä havaitut harmaahylkeiden arvot. Koska tutkimuksen harmaahylkeet olivat käyttäneet ravinnokseen silakoiden lisäksi myös ylemmän trofiatason kaloja (Lundström ym. 2015), olivat niiden kudosten typpi-arvot fraktioitumisen myötä korkeammalla tasolla (Hobson 1996).

Kuluttajan ravinnon ja ympäröivän veden vedyn vakaiden isotooppiarvojen perusteella voidaan laskea kuluttajan kudoksen isotooppiarvot, kun tiedetään missä suhteessa kudoksen vety on peräisin ravinnosta ja vedestä (Hobson ym. 1996, Solomon ym. 2009, Soto ym. 2013, Graham ym. 2014). Tässä tutkimuksessa käytettiin harmaahylkeiden odotettujen $\delta^2\text{H}$ -arvojen laskennassa petokaloille määritettyä kaavaa (Solomon ym. 2009, Soto ym. 2013, Graham ym. 2014), koska vesinisäkkäille ei ole tehty vastaavia määrittämiä. Vakaiden isotooppisuhteiden siirtyminen kuluttajatasolta toiselle vaihtelee kuitenkin eri eläinlajien ja kudosten välillä (Hobson ym. 1999a, Solomon ym. 2009). Jatkossa tulisikin selvittää, missä määrin harmaahylkeiden kudosten vety on peräisin ravinnosta ja missä määrin ympäröivästä vedestä.

Vedyn vakaiden isotooppien määrittämisessä tulee ottaa huomioon, että kudoksenäytteiden vedystä noin 20 % vaihtuu ilmankehän vedyn kanssa (Wassenaar & Hobson 2000, Soto ym. 2013). Tämän tutkimuksen näytteiden annettiin seistä neljä vuorokautta huoneilmassa ennen näytteiden analysointia, jotta näytteiden vaihtuva vety saavuttaisi tasapainon ilman vedyn kanssa. Näytteiden vaihtuvan vedyn osuutta ei otettu kuitenkaan huomioon tuloksissa, minkä vuoksi tämän tutkimuksen tulokset eivät ole $\delta^2\text{H}$ -arvojen osalta vertailukelpoisia muualla tai muina ajankohtina määritettyjen arvojen kanssa. Tässä tutkimuksessa määritetyt harmaahylkeiden ja silakoiden $\delta^2\text{H}$ -arvot ovat kuitenkin keskenään vertailukelpoisia, sillä ne on määritetty samassa laboratorioissa samana ajankohtana käyttäen samoja menetelmiä.

5.2. Harmaahylkeiden vaellukset Itämerellä

Tässä tutkimuksessa harmaahylkeiden vaellusten selvittämisessä käytettiin lihaskudoksesta määritettyjä (Myllylä 2013) hiilen ja typen vakaiden isotooppien arvoja. Noin puolet lihaskudoksen vakaista isotoopeista uusiutuu kuukaudessa (Tieszen ym. 1983, Hilderbrand ym. 1996), joten tutkimus kuvaa hylkeiden sijaintia muutaman kuukauden ajalta ennen niiden pyydystämistä.

Harmaahylkeistä 75 % oli vaeltanut pyydystysalueelleen joltain muulta alueelta. Myös Dietz ym. (2003) saivat samankaltaisen tuloksen tutkiessaan harmaahylkeiden liikkeitä satelliittilähettimien avulla. Heidän tutkimuksessaan kuudesta seurattua yksilöstä viisi teki tutkimuksen aikana alueiden välisiä siirtoja. Pisin heidän havaitsemansa siirtymä oli 820 km vaellus Tanskan rannikolta Viron rannikolle 15 vuorokauden aikana. Muissa satelliittitelemetriatutkimuksissa on kuitenkin havaittu suuria siirtoja tekevien harmaahylkeiden osuudeksi vain noin 12 % (Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014). Aikaisemmissa tutkimuksissa harmaahylkeet on pyydystetty kalastukseen käytetyillä rysillä (Lehtonen ym. 2012, Oksanen ym. 2014), mutta Dietz ym. (2003) pyydystivät hylkeet satunnaisesti verkoilla. Rysäpyynti on voinut valikoida rysistä ravintoa hankkivia yksilöitä, jotka todennäköisemmin pysyttelevät paikoillaan pyydysten lähetyvillä. Lisäksi pyydysissä ruokailevien yksilöiden on havaittu olevan usein huonokuntoisia (Kauhala ym. 2015), mikä lisänee paikallaan pysyttelemisen todennäköisyyttä. Myös tämän tutkimuksen perusteella pyydyskuolleet harmaahylkeet ovat paikkauskollisempia kuin muualta pyydystetyt yksilöt. Tämä tutkimus vahvistaa siis käsitystä siitä, että harmaahylkeet liikkuvat laajasti Itämeren alueella, ja että kalanpyydysistä ravintoa hankkivat yksilöt ovat poikkeuksellisen paikkauskollisia.

On ehdotettu, että kalastuselinkeinoja haittaavia, kalanpyydysistä ruokailemaan erikoistuneita harmaahylkeyksilöitä voitaisiin metsästää kohdistetusti, jolloin metsästyksessä olisi enemmän hyötyä kuin valikoimalla hylkeitä satunnaisesti (Graham ym. 2011, Lehtonen ym. 2012). Tässä tutkimuksessa pyydyskuolleet tai pyydysten läheltä metsästetyt yksilöt olivat paikallisempia kuin muualta metsästetyt, mikä voi viitata

tiettyjen yksilöiden erikoistumiseen. Pitää kuitenkin huomioida, että pyydyskuolleista yksilöistäkin 66 % oli vaeltanut toiselta alueelta ennen kuolemaansa, joten tämän tutkimuksen perusteella ”ongelmahylkeisiin” kohdennetulla metsästyksellä ei välttämättä saada aikaan toivottuja tuloksia. Vaikka metsästys kohdennettaisiin ns. ongelmayksilöihin, olisi silti melko todennäköistä, että pyydykseen tulee ruokailemaan aina uusia yksilöitä.

Harmaahylkeet olivat liikkuneet runsaasti alueiden välillä, mutta erotteluanalyysi sijoitti eniten yksilöitä kolmelle alueelle: Läntinen Gotlannin allas (44 % hylkeistä), Selkämeri (43 %) ja Suomenlahti (27 %). Hylkeet ovat voineet vierailta ja viettää aikaansa näillä alueilla esimerkiksi ravinnonhankinnan vuoksi. Esimerkiksi niistä Ahvenanmereltä ja Saaristomereltä pyydystetyistä harmaahylkeistä, joiden alkuperäissijainti pystyttiin määrittämään (n = 27) 12 oli tullut alueelle Suomenlahdelta (ICES-alue 32) ja loput Läntiseltä Gotlannin altaalta (n = 8) ja Selkämereltä (n = 7) (ICES-alueet 27 ja 30). Harmaahylkeiden tiedetään kokoontuvan Ahvenanmeren ja Saaristomereren alueen luodoille keväisin karvanvaihdon aikaan (Helle 1983), joten keväällä alueelta pyydystetyt hylkeet ovat voineet vaeltaa alueelle tyypilliseen tapaan karvanvaihtoa varten. Puolet alueen hylkeistä oli kuitenkin pyydystetty syksyllä, joten karvanvaihtoon liittyvä vaellus ei selitä kaikkien yksilöiden liikkumista alueelta toiselle. Ahvenanmeren ja Saaristomereren alueella on paljon harmaahylkeiden suosimia lepokiviä hylkeiden suojelualueilla (Reunanen & Mellanoura 2013), joten on mahdollista, että yksilöt käyvät ruokailemassa muilla alueilla ja palaavat sitten Ahvenanmeren ja Saaristomereren luodoille lepäämään.

Harmaahylkeet tekevät vuodenaikaisia vaelluksia poikimisalueiden ja ravinnonhankinta-alueiden välillä (Helle 1983, Maa- ja metsätalousministeriö 2007). Tässä tutkimuksessa vaeltaneiden harmaahylkeiden määrässä ei kuitenkaan ollut eroa vuodenaikojen välillä. Tulokset siis viittaavat siihen, että harmaahylkeet liikkuvat paljon Itämeren osa-alueiden välillä myös aiemmin havaittujen vuodenaikoihin liittyvien vaellusten lisäksi. Runsas liikkuminen voi johtua esimerkiksi siitä, että yksilöt tekevät suuria siirtymiä paremmille ravinnonhankinta-alueille. Lisäksi on havaittu, että nuoret harmaahylkeet liikkuvat aikuisia yksilöitä enemmän ravinnonhankinnan yhteydessä (Sjöberg & Ball 2000). Myös vieroitetut kuutit tekevät pitkiä vaelluksia alueelta toiselle Itämerellä (Helle 1983). Edellisistä tutkimuksista poiketen tämän tutkimuksen nuoret ja täysikasvuiset harmaahylkeet liikkuvat yhtä paljon alueiden välillä, eikä ikäryhmien liikkeiden välillä ollut merkitsevää eroa. Toisaalta aikuisten yksilöidenkin on aiemmin tiedetty liikkuvan pitkiä matkoja esimerkiksi vuodenaikaisvaellusten yhteydessä, mutta myös niiden välillä (Helle 1983, Dietz ym. 2003, Oksanen ym. 2014).

Sukupuolten välillä ei tässä tutkimuksessa havaittu eroja harmaahylkeiden vaelluskäyttäytymisessä. Aiemmin ei ole tutkittu naaraiden ja koiraiden välisiä eroja vaelluskäyttäytymisessä, mutta Itämeren harmaahylkeen dimorfia (Maa- ja metsätalousministeriö 2007) ja Mänttärin (2011) havaitsemat erot ravinnonkäytössä osoittavat eroja harmaahylkeiden käyttäytymisessä sukupuolten välillä, ja voisivat siten viitata myös eroihin vaelluskäyttäytymisessä. Kuitenkaan muissa tutkimuksissa sukupuolten välillä ei ole havaittu eroja ravinnonkäytössä Itämerellä (Lundström ym. 2007, 2010), mikä voi osaltaan puoltaa sukupuolten samankaltaisuutta myös vaeltaneiden yksilöiden määrässä.

Tässä tutkimuksessa ei otettu lainkaan huomioon taustamuuttujien yhteisvaikutuksia, vaan jokaista taustamuuttujaa tarkasteltiin erikseen. Esimerkiksi Kernaléguen ym. (2012) havaitsivat naaraiden tehneen vuosittain huomattavasti vähemmän vaelluksia kuin koiraiden, minkä he päättelivät johtuvan siitä, että naaraat ovat pitkään samalla alueella imettäessään poikasiaan. Myös tämän tutkimuksen aineistossa voisi siis olla havaittavissa

eroja esimerkiksi naaraiden ja koiraiden vaellusten määrässä imetysaikaan helmikuuhun.

Harmaahylkeistä 14 %:n alkuperäissijaintia ei pystytty määrittämään luotettavasti, vaan erotteluanalyysi antoi kahdelle tai useammalle alueelle lähes yhtä suuren todennäköisyyden. Tämä voi johtua siitä, että hylkeet ovat liikkuneet tutkimusalueiden ulkopuolella tai niin laajasti eri tutkimusalueiden välillä, että niiden lihasten vakaiden isotooppien suhteet eivät muistuta minkään yksittäisen alueen vertailuarvoja. Kyseisten yksilöiden lihaskudokset voivat myös kuvastaa tutkimusalueiden välillä noin 0,5–2 kk ennen pyydystystä tapahtunutta siirtymää, jolloin niiden isotooppiarvot eivät muistuta selkeästi kummankaan alueen arvoja, vaan ovat jotain niiden väliltä. Toisaalta erotteluanalyysin tehottomuus voi johtua myös siitä, että kyseiset yksilöt ovat voineet käyttää ravinnokseen enimmäkseen jotain muuta ravintokohdetta kuin silakkaa, jolloin minkään alueen odotetut arvot eivät vastaa kyseisten yksilöiden kudosten arvoja.

5.3. Vakaat isotoopit Itämeren harmaahylkeiden vaellustutkimuksessa

Jotta eliöiden vaelluksia voidaan tutkia vakaiden isotooppien avulla, tulee tutkimusalueiden isotooppiarvojen välillä olla eroja perustuottajatasolta lähtien (Fry 2006). Tällöin vertaamalla eläimen kudosten isotooppiarvoja paikallisiin arvoihin voidaan tutkia eläimen viimeaikaista siirtymistä alueelta toiselle. Itämeren eri alueiden kuluttajien hiili- ja typpi-isotooppiarvoissa on aiemmissa tutkimuksissa havaittu ravinnosta riippumattomia eroja (Kiljunen ym. 2008, Myllylä 2008 ja Torniainen ym. 2014). Myös tässä tutkimuksessa Itämeren harmaahylkeet, silakat ja merivesi erosivat jossain määrin vakaiden isotooppien arvoiltaan ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$) eri Itämeren osa-alueiden välillä, mikä osoittaa vakaiden isotooppien menetelmän soveltuvan käytettäväksi vaellusten tutkimisessa Itämerellä.

Koska vedyn vakaat isotooppiarvot eivät lisänneet erotteluanalyysin erottelukykä, käytettiin kahta vakaata isotooppia ($\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$) harmaahylkeiden vaellusten selvittämisessä. Kahden tai useamman alkuaineen käyttö onkin ollut usein käytäntönä myös aiemmissa vaellustutkimuksissa (Smith ym. 1996, deHart 2006, Kernaléguen ym. 2012, Torniainen ym. 2014). Vaikka vedyn vakaita isotooppeja ei käytetty erottelufunktion muodostamisessa, Itämeren meriveden arvot kuitenkin erosivat tilastollisesti merkitsevästi lähes kaikkien alueiden välillä, mikä viittaisi vedyn soveltuvan hyvin erottelemaan alueet toisistaan. Lisäksi silakat ja merivesi korreloivat voimakkaasti $\delta^2\text{H}$ -arvoiltaan, mutta silakoiden arvoissa ei kuitenkaan ollut juurikaan alueellisia eroja. Pohjoisin ja eteläisin alue (alueet 27 ja 31) kuitenkin erosivat sekä harmaahylkeiden, silakoiden että veden $\delta^2\text{H}$ -arvoiltaan. Tämä viittaa siihen, että Itämeren veden vetyarvojen alueelliset erot todennäköisesti siirtyvät myös kuluttajatasolle. Tutkimuksen silakka-aineisto oli kuitenkin liian pieni, jotta eroavaisuudet olisi saatu luotettavasti esille ja hyödynnetyksi opetusaineistossa ja erotteluanalyysissä. Jatkossa täytyisi selvittää, onko Itämeren vetyarvoissa esiintyvä vaihtelu riittävän suurta, jotta vedyn vakaita isotooppeja voitaisiin käyttää Itämeren eliöiden vaellustutkimuksissa.

Tässä tutkimuksessa vedyn vakaiden isotooppien arvot määritettiin harmaahylkeiden lihaskudoksesta. Lihaskudos uusiutuu vähitellen ja sen vakaiden isotooppien suhteet kuvaavat yksilöiden sijaintia kuukausitasolla (Tieszen ym. 1983, Hilderbrand ym. 1996). Vaikka lihaskudoksen uusiutumisenopeus on hitaampi kuin esimerkiksi maksan tai veren, kuvaavat sen isotooppiarvot eläimen siirtymää luotettavasti vain melko lyhyen aikaa, kunnes ne alkavat muuttua uutta aluetta vastaavaksi. Jo kuukauden kuluttua noin puolet lihaskudoksesta on uusiutunut, jolloin sen isotooppiarvot ovat karkeasti keskiarvot uuden

ja vanhan alueen arvoista. Tämän vuoksi vaellustutkimuksessa muut kuin juuri ennen näytteenottoa tapahtuneet suoraviivaiset paikanvaihdot hankaloittavat tulosten tulkintaa.

Muilla vesinisäkkäillä on aiemmin tehty vaellustutkimuksia käyttäen biologisesti muuttumattomien kudosten, kuten hylkeen ja kaskelotin hampaan sekä hylkeen pääkallon luiden, vakaita isotooppeja (Burton & Koch 1999, Clementz & Koch 2001, Mendes ym. 2007). Myös kalojen kuuloluiden eli otoliittien vuosittaista biologisesti muuttumatonta kasvua on käytetty kalojen vaellustutkimuksissa (McMahon ym. 2011). Jatkossa tulisi selvittää soveltuisiko jokin vuosittain inertisti kasvava kudokseksi paremmin myös harmaahylkeiden vaellusten tutkimiseen. Esimerkiksi harmaahylkeen hampaasta voi erottaa vuosirenkaat (Frie ym. 2013), joten niiden avulla vaelluksia voitaisiin mahdollisesti selvittää vuositasolla analysoimalla esimerkiksi hiilen, typen ja vedyn vakaat isotoopit jokaisesta vuosirenkaasta erikseen.

Harmaahylkeiden alueelliset ennustetut arvot estimoitiin käyttäen silakan isotooppisuhteita. Vaikka silakka on harmaahylkeen tärkein ravintokohde, vaihtelee harmaahylkeiden ravinnonkäyttö Itämerellä vuodenaikasta ja sijainnista riippuen (Lundström ym. 2007, Suuronen & Lehtonen 2012). Lisäksi samalta alueelta pyydystettyjen harmaahylkeiden välillä on havaittu yksilöllisiä eroja ravinnonkäytössä (Mänttari 2011). Tutkimuksen harmaahylkeet olivat käyttäneet ravinnokseen muutakin ravintokohdetta kuin silakkaa (Lundström ym. 2015), minkä vuoksi estimoitu opetusaineisto lienee osittain huonosti vertailtavissa suhteessa havaittuihin harmaahylkeiden isotooppiarvoihin. Jatkossa harmaahylkeiden vaellustutkimuksissa tulisi ottaa paremmin huomioon kunkin harmaahylkeen yksilöllinen ravinnonkäyttö. Esimerkiksi laajan maantieteellisen alueen kattavien ravinnonkäyttötutkimusten yhteydessä vaellushistorian selvittäminen vakaiden isotooppien avulla voisi olla perusteltua, koska yksittäisten hylkeiden ravinnonkäyttö saadaan tarkasti selville (Mänttari 2011, Myllylä 2013). Lisäksi ravinnonkäyttötutkimuksissa määritetään myös saalisalojen vakaiden isotooppien arvot, joita voidaan käyttää vaellustutkimuksen alueellisten estimaattien muodostusta varten. Myös tämän tutkimuksen aineiston avulla vaellushistoriaa voitaisiin jatkossa tutkia soveltamalla jokaisen yksilön ravinnonkäytön perusteella muodostettua erotteluanalyysia.

Harmaahylkeet käyttävät Itämerellä ravinnokseen yli 20 eri saalisalajia (Lundström ym. 2007, 2010), mikä tuo haasteen vakaiden isotooppien käyttöön vaellustutkimuksissa. Jotta menetelmää voidaan käyttää, isotooppisuhteiden alueellisen vaihtelun tulisi olla suurempaa kuin ravinnonkäytön eroista johtuvan vaihtelun. Tämän tutkimuksen perusteella ei voida arvioida, mikä osuus harmaahylkeiden lihaskudosten isotooppiarvoissa havaitusta vaihtelusta on peräisin ravinnonkäytön eroista ja mikä osuus liikkumisesta eri osissa Itämeren. Vakaiden isotooppien suhteiden alueellista vaihtelua Itämerellä voidaan kuitenkin tarkastella tutkimalla silakoiden arvoja, koska niiden ravinto koostuu pääasiassa yhden trofiatason eliöistä (Möllmann ym. 2004), eivätkä erot saman alueen yksilöiden isotooppiarvoissa siten ole suuria. Lisäksi silakat ovat pysytelleet samalla Itämeren osialueella, sillä silakoiden alueelliset isotooppiarvot korreloivat voimakkaasti vastaavien alueiden vesi-arvojen kanssa.

5.4. Päätelmät

Tämän tutkimuksen perusteella harmaahylkeet liikkuvat Itämeren alueella enemmän kuin aikaisemmissa tutkimuksissa on saatu selville. Suurin osa hylkeistä tekee satojen kilometrien siirtymiä Itämeren osa-alueiden välillä vuodenaikasta tai yksilön sukupuolesta ja iästä riippumatta. Vaikka tutkimuksessa saatiin viitteitä pyydyksistä ruokailevien yksilöiden paikallisuudesta, ei tämän tutkimuksen perusteella voida perustella hylkeiden

valikoivan metsästyksen tehokkuutta kalastukselle aiheutuvien vahinkojen vähentämisessä. Tutkimuksessa saatiin viitteitä siitä, että vakaiden isotooppien menetelmä on lupaava keino harmaahylkeiden vaellusten selvittämiseen Itämerellä. Kyseessä on suhteellisen edullinen ja helppo menetelmä varsinkin, jos vaellushistorian määrittäminen tehdään ravinnonkäyttötutkimusten ohella. Kuitenkin jatkossa vastaavissa tutkimuksissa tulisi käyttää mahdollisesti muuta kudosta kuin jatkuvasti uusiutuvaa lihaskudosta. Jatkotutkimusta tulisikin tehdä esimerkiksi harmaahylkeiden hampaiden käytöstä vaellustutkimuksissa. Myös vedyn vakaiden isotooppien fraktioitumisesta harmaahylkeen kudoksiin tarvittaisiin lisätietoa, jotta voitaisiin arvioida alkuaineen soveltuvuutta vaellustutkimuksien menetelmäksi kyseisellä lajilla.

KIITOKSET

Tahdon lämpimästi kiittää ohjaajiani Tuula Sinisaloa ja Mikko Kiljusta asiantuntevasta ohjauksesta ja kärsivällisyydestä projektin aikana. Paljon kiitoksia myös Jari Syvärännälle ohjauksesta gradun teon eri vaiheissa. Kiitokset myös Jyrki Torniaiselle vesiaineistosta ja neuvoista useissa pulmatilanteissa. Kiitos ECOSEAL-projektin työntekijöille ja yhteistyökumppaneille mahdollisuudesta käyttää projektissa kerättyä aineistoa. Kiitokset gradussa käyttämästäni aineistosta ja neuvoista projektin alkuvaiheessa osoitan myös Sonja Myllylälle. Heikki Hämäläistä tahdon kiittää avusta tilastomenetelmien kanssa. Olen kiitollinen myös puolisoni, perheeni ja ystävieni antamasta tuesta, niin Jyväskylässä, Sulkavalla kuin Viitasaarellakin.

KIRJALLISUUS

- Beck C.A., Iverson S.J., Bowen W.D. & Blanchard W. 2007. Sex differences in grey seal diet reflect seasonal variation in foraging behavior and reproductive expenditure: evidence from quantitative fatty acid signature analysis. *J. Anim. Ecol.* 76: 490–502.
- Ben-David M. & Flaherty E.A. 2012. Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. *J. mammal.* 93: 312–328.
- Birchall J., O'Connell T., Heaton T.H.E., Hedges R.E.M. 2005. Hydrogen isotope ratios in animal body protein reflect trophic level. *J. Anim. Ecol.* 74: 877–881.
- Bowen G.J., Wassenaar L.I. & Hobson K.A. 2005. Global application of stable hydrogen and oxygen isotopes to wildlife forensics. *Oecol.* 143: 337–348.
- Burton R.K. & Koch P.L. 1999. Isotopic tracking of foraging and long-distance migration in northeastern Pacific pinnipeds. *Oecol.* 119: 578–585.
- Clementz M.T. & Koch P.L. 2001. Differentiating aquatic mammal habitat and foraging ecology with stable isotopes in tooth enamel. *Oecol.* 129: 461–472.
- Cunjak R.A., Roussel J.-M., Gray M.A., Dietrich J.P., Cartwright D.F., Munkittrick K.R. & Jardine T.D. 2005. Using stable isotope analysis with telemetry or mark-recapture data to identify fish movement and foraging. *Oecol.* 144: 636–646.
- Davies J.L. 1957. The geography of the grey seal. *J. mammal.* 38: 297–310.
- deHart P.A.P. 2006. *A multiple stable isotope study of steller sea lions and bowhead whales: Signals of a changing northern environment.* Väitöskirja. University of Alaska Fairbanks.
- Dietz R., Teilmann J., Henriksen O.D. & Laidre K. 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted offshore wind farm area to the seals. *National Environmental Research Institute, NERI technical report* 429: 1–44.
- Frie A.K., Hammill M.O., Hauksson E., Lind Y., Lockyer C., Stenman O. & Svetocheva O. 2013. Error patterns in age estimation and tooth readability assignment of grey seals (*Halichoerus*

- grypus*): results from a transatlantic, image-based, blind-reading study using known-age animals. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 418–430.
- Fjälling A. 2005. The estimation of hidden seal-inflicted losses in the Baltic Sea set-trap salmon fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 1630–1635.
- Fry B. 1981. Natural stable carbon isotope tag traces Texas shrimp migrations. *Fish. Bull.* 79: 337–345
- Fry B. 2006. *Stable isotope ecology*. Springer, LA.
- Frohlich K., Grabczak J., & Rozanski K. 1988. Deuterium and oxygen-18 in the Baltic Sea. *Chem. Geol.* 72: 77–83.
- Graham M., Harris R.N., Matejusová I & Middlemas S.J. 2011. Do 'rogue' seals exit? Implications for seal conservation in the UK. *Anim. Conserv.* 14: 587–598.
- Graham C.T., Harrison S.S.C. & Harrod C. 2014. Differences in the contributions of dietary water to the hydrogen stable isotope ratios of cultured Atlantic salmon and Arctic charr tissues. *Hydrobiologia* 721: 45–55.
- Hansson S., Hobbie J.E., Elmgren R., Larsson U., Fry B. & Johansson S. 1997. The stable nitrogen ratio as a marker of food-web interactions and fish migration. *Ecology* 78: 2249–2257.
- Helle E. 1983. *Hylkeiden elämää*. Vaasa Oy, Vaasa, 171 s.
- Hilderbrand G.V., Farley S.D., Robbins C.T., Hanley T.A., Titus K. & Servheen C. 1996. Use of stable isotopes to determine diets of living and extinct bears. *Can. J. Zool.* 74: 2080–2088.
- Hobson K.A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecol.* 120: 314–326.
- Hobson K.A. 2008. Applying isotopic methods to tracking animal movements. Teoksessa: Hobson K.A. & Wassenaar L.J. (toim.), *Tracking animal migration with stable isotopes*, Academic press, London, s. 1–19.
- Hobson K.A. & Norris D.R. 2008. Animal migration: A context for using new techniques and approaches. Teoksessa: Hobson K.A. & Wassenaar L.J. (toim.), *Tracking animal migration with stable isotopes*, Academic press, London, s. 1–19.
- Hobson K.A., Atwell L. & Wassenaar L.I. 1999a. Influence of drinking water and diet on the stable-hydrogen isotope ratios of animal tissues. *Pro. Natl. Acad. Sci. USA* 96: 8003–8006.
- Hobson K.A., Wassenaar L.I., Taylor O. 1999b. Stable isotopes ($\delta^2\text{H}$ and $\delta^{13}\text{C}$) are geographic indicators of monarch butterfly natal origins in eastern North America. *Oecol.* 120: 397–404.
- Hobson K.A., Barnett-Johnson R. & Cerling T. 2010. Using isoscapes to track animal migration. Teoksessa: West J., Bowen G.J., Dawson T.E. & Tu K.P. (toim.), *Isoscapes: Understanding movement, pattern, and process on Earth through isotope mapping*, Springer Netherlands, s. 273–298.
- Hobson K.A., Schell D.M., Renouf D. & Noseworthy E. 1996. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstructions involving marine mammals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 528–533.
- Hobson K.A., Bowen G.J., Wassenaar L.I., Ferrand Y. & Lormee H. 2004. Using stable hydrogen and oxygen isotope measurements of feathers to infer geographical origins of migrating European birds. *Oecol.* 141: 477–488.
- Hobson K.A., Soto D.X., Paulson D.R., Wassenaar L.I. & Matthews J.H. 2012. A dragonfly ($\delta^2\text{H}$) isoscape for North America: a new tool for determining natal origins of migratory aquatic emergent insects. *Methods Ecol. Evol.* 3: 766–772.

- Hook O. & Johnels A.G. 1972. The breeding and distribution of the grey seal (*Halichoerus grypus* Fab.) in the Baltic Sea, with observations on other seals of the area. *Proc. R. Soc. Lond., B.* 182: 37–58.
- Hooker S.K., Iverson S.J., Ostrom P. & Smith S.C. 2001 Diet of northern bottlenose whales inferred from fatty-acid and stable-isotope analyses of biopsy samples. *Can. J. Zoolog.* 79: 1442–1454.
- Jüssi M., Härkönen T., Helle E. & Jüssi I. 2008. Decreasing ice cover will reduce the breeding success of Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) females. *Ambio* 37: 80–85.
- Kauhala K., Ahola M.P. & Kunnasranta M. 2014. Decline in the pregnancy rate of Baltic grey seal females during the 2000s. *Ann. Zool. Fennici* 51: 313–324.
- Kauhala K., Kurkilahti M., Ahola M.P., Herrero A., Karlsson O., Kunnasranta M., Tiilikainen R. & Vetemaa M. 2015. Age, sex and body condition of Baltic grey seals: Are problem seals a random sample of the population? *Ann. Zool. Fennici* 52: 103–114.
- Kauppinen T., Siira A. & Suuronen P. 2005. Temporal and regional patterns in seal-induced catch and gear damage in the coastal trap-net fishery in the northern Baltic Sea: effect of netting material on damage. *Fish. Res.* 73: 99–109.
- Karlsson O., Hiby L., Lundberg T., Jüssi M., Jüssi I. & Helander B. 2005. Photo-identification, site fidelity, and movement of female gray seals (*Halichoerus grypus*) between haul-outs in the Baltic Sea. *Ambio* 34: 628–634.
- Kelly J.F., Atudorei V., Sharp Z.D. & Finch D.M. 2002. Insights into Wilson's warbler migration from analyses of hydrogen stable-isotope ratios. *Oecol.* 130: 216–221.
- Kernaléguen L., Cazelles B., Arnould J.P., Richard P., Guinet C. & Cherel Y. 2012. Long-term species, sexual and individual variations in foraging strategies of fur seals revealed by stable isotopes in whiskers. *PLoS ONE* 7(3): e32916. doi:10.1371/journal.pone.0032916.
- Kiljunen M., Grey J., Sinisalo T., Harrod C., Immonen H. & Jones R.I. 2006. A revised model for lipid-normalizing $\delta^{13}\text{C}$ values from aquatic organisms, with implications for isotope mixing models. *J. Appl. Ecol.* 43: 1213–1222.
- Kiljunen M., Peltonen H., Jones R.I., Kiviranta H., Vuorinen P.J., Verta M. & Karjalainen J. 2008. Coupling stable isotopes with bioenergetics to evaluate sources of variation in organochlorine concentrations in Baltic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2114–2126.
- Klimova A., Phillips C.D., Fietz K., Olsen M.T., Harwood J., Amos W. & Hoffman J.I. 2014. Global population structure and demographic history of the grey seal. *Mol. Ecol.* 23: 3999–4017.
- Kokko H., Helle E., Lindström J., Ranta E., Sipilä T. & Courchamp F. 1999. Backcasting population sizes of ringed and grey seals in the Baltic and Lake Saimaa during the 20th century. *Ann. Zool. Fennici* 36: 65–73.
- Kreivi P., Siira A., Ikonen E., Suuronen P., Helle E., Riikonen R. & Lehtonen E. 2002. Hylkeen aiheuttamat saalistappiot ja pyydysvahingot lohirsäkalastuksessa vuonna 2001. *Kalatalous- ja Fiskundersökningar* 185: 1–21.
- Lehtonen E., Oksanen S., Aalto N., Lappalainen A., Peuhkuri N. & Kunnasranta M. 2012. Rysillä Selkämereltä pyydystettyjen hallien satelliittiseuranta vuosina 2008–2009. *Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä* 2/2012: 1–40.
- Longmore C., Trueman C.N., Neat F., O’Gorman E.J., Milton J.A. & Mariani S. 2011. Otolith geochemistry indicates life-long spatial population structuring in a deep-sea fish, *Coryphaenoides rupestris*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 435: 209–224.

- Lundström K., Hjerne O., Alexandersson K. & Karlsson O. 2007. Estimation of grey seal (*Halichoerus grypus*) diet composition in the Baltic Sea. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 177–196.
- Lundström L., Hjerne O., Lunneryd S-G. & Karlsson O. 2010. Understanding the diet composition of marine mammals: grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 67: 1230–1239.
- Lundström K., Esparza-Salas R., Strömberg A., Herrero A. & Karlsson O. 2015. Grey seal short term feeding habits and prey consumption based on digestive tract contents. http://www.ecosealproject.eu/SiteFiles/seal_diet_LundstromKakela.pdf Luettu 17.6.2015.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2007. Itämeren hyljekantojen hoitosuunnitelma. *Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja* 4/2007: 1–93.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2014. Harmaahylkeen metsästyksen muutoksia. http://www.mmm.fi/fi/index/etusivu/tiedotteet/140605_halli.html Luettu 11.6.2015.
- McMahon K.W., Fogel M.L., Johnson B.J., Houghton L.A. & Thorrold S.R. 2011. A new method to reconstruct fish diet and movement patterns from $\delta^{13}\text{C}$ values in otolith amino acids. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 68: 1330–1340.
- Mendes S., Newton J., Reid R.J., Zuur A.F. & Pierce G.J. 2007. Stable carbon and nitrogen isotope ratio profiling of sperm whale teeth reveals ontogenetic movements and trophic ecology. *Oecol.* 151: 605–615.
- Myllylä S. 2013. *Harmaahylkeen (Halichoerus grypus) ravinto eri osissa pohjoista Itämeren*. Akvaattisten tieteiden Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, 46 s.
- Mänttari V. 2011. *Hallien (Halichoerus grypus) ja itämerennorppien (Phoca hispida botnica) ravinnonkäyttö Perämerellä*. Akvaattisten tieteiden Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, 38 s.
- Möllmann C., Kornilovs G., Fetter M. & Koster F.W. 2004 Feeding ecology of central Baltic Sea Herring and sprat. *J. Fish. Biol.* 65: 1563–1581.
- Nyman M., Koistinen J., Fant M.L., Vartiainen T. & Helle E. 2002. Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environ. Pollut.* 119: 399–412.
- Oksanen S.M., Ahola M.P., Lehtonen E. & Kunnasranta M. 2014. Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: implications for seal-fishery conflict mitigation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 507: 297–308.
- Peterson B.J. & Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 293–320
- Pilats V. 1991. A survey of Baltic grey seal pups in the West-Estonian Archipelago after the extremely mild winter in 1990. *ICES* 9: 1–8.
- Reunanen S. & Mellanoura J. 2013. Hylje – vahinkoeläin vai luontoelämys? *Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä* 8/2013: 1-20.
- Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2014. Itämeren hallikanta kasvaa edelleen. http://www.rkti.fi/tiedotteet/itaameren_hallikanta_kasvaa.html Luettu 2.10.2014.
- Rocque D.A., Ben-David M., Barry R.P. & Winker K. 2006. Assigning birds to wintering and breeding grounds using stable isotopes: lessons from two feather generations among three intercontinental migrants. *J. Ornithol.* 147: 395–404.
- Rolff C. & Elmgren R. 2000. Use of riverine organic matter in plankton food webs of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 197: 81–101.
- Savolainen R. & Moilanen P. 2014 Hylkeiden kalankasvatukselle aiheuttamat vahingot vuonna 2013. *RKTL:n työraportteja* 33: 1–8.

- Sellick M.J., Kyser T.K., Wunder M.B., Chipley D., & Norris R. 2009. Geographic variation of strontium and hydrogen isotopes in avian tissue: Implications for tracking migration and dispersal. *PLoS ONE* 4(3): e4735. doi:10.1371/journal.pone.0004735.
- Sinisalo T., Valtonen E.T., Helle E. & Jones R.I. 2006. Combining stable isotope and intestinal parasite information to evaluate dietary differences between individual ringed seals (*Phoca hispida botnica*). *Can. J. Zool.* 84: 823–831.
- Sjöberg M. & Ball J.P. 2000. Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? *Can. J. Zool.* 78: 1661–1667.
- Solomon C.T., Cole J.J., Doucett R.R., Pace M.L., Preston N.D., Smith L. E. & Weidel B.C. 2009. The influence of environmental water on the hydrogen stable isotope ratio in aquatic consumers. *Oecol.* 161: 313–324.
- Smith R.J., Hobson K.A., Koopman H.N. & Lavigne D.M. 1996. Distinguishing between populations of fresh- and saltwater harbor seals (*Phoca vitulina*) using stable-isotope ratios and fatty acid profiles. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 272–279.
- Soto D.X., Wassenaar L.I. & Hobson K.A. 2013. Stable hydrogen and oxygen isotopes in aquatic food webs are tracers of diet and provenance. *Funct. Ecol.* 27: 535–543
- Storm A., Routti H., Nyman M. & Kunnasranta M. 2007. Hyljepuhetta – Alueelliset ja kansalliset näkökulmat ja odotukset merihyljekantojen hoidossa. *Kala- ja riistaraportteja* 396: 1–65.
- Suuronen P. & Lehtonen E. 2012. The role of salmonids in the diet of grey and ringed seals in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea. *Fish. Res.* 125–126: 283–288.
- Söderkultalahti P. & Ahvonen A. 2014. Hylkeiden ammattikalastukselle aiheuttamat saalisvahingot vuonna 2013. *RKTL:n työraportteja* 32: 1–12.
- Tieszen L.L., Boutton T.W., Tesdahl K.G. & Slade N.A. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. *Oecol.* 57: 32–37.
- Todd S., Ostrom P., Lien J. & Abrajano J. 1997. Use of biopsy samples of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) skin for stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) determination. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 22: 71–76.
- Torniainen J. 2014. *Migratory connectivity amongst Baltic Sea salmon*. Väitöskirja. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Torniainen J., Vuorinen P.J., Jones R.I., Keinänen M., Palm S., Vuori K.A.M. & Kiljunen M. 2014. Migratory connectivity of two Baltic Sea salmon populations: retrospective analysis using stable isotopes of scales. *ICES J. Mar. Sci.* 71: 336–344.
- Wassenaar L.I. 2008. An introduction to light stable isotopes for use in terrestrial animal migration studies. Teoksessa: Hobson K.A. & Wassenaar L.J. (toim.), *Tracking animal migration with stable isotopes*, Academic press, London, s. 21–44.
- Wassenaar L.I. & Hobson K.A. 1998. Natal origins of migratory monarch butterflies at wintering colonies in Mexico: New isotopic evidence. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95: 15436–15439.
- Wassenaar L.I. & Hobson K.A. 2000. Improved method for determining the stable-hydrogen isotopic composition (δD) of complex organic materials of environmental interest. *Environ. Sci. Technol.* 34: 2354–2360.
- Yohannes E., Hobson K.A., Pearson D.J. & Wassenaar L.I. 2005. Stable isotope analyses of feathers help identify autumn stopover sites of three long-distance migrants in northeastern Africa. *J. Avian Biol.* 36: 235–241.

LIITTEET

Liite 1. Harmaahylje-, silakka- ja vesinäytteiden $\delta^2\text{H}$ -arvojen aluekohtaisten keskiarvojen parittaiset vertailut (Mann-Whitneyn U). Harmaahylkeiden lukumäärät ICES-alueilla: $n_{27} = 36$, $n_{29} = 35$, $n_{30} = 35$, $n_{31} = 33$, $n_{32} = 38$. Silakoiden lukumäärä kaikilla ICES-alueilla: $n = 5$. Vesinäytteiden lukumäärä ICES-alueilla: $n_{27} = 9$, $n_{29} = 89$, $n_{30} = 76$, $n_{31} = 31$, $n_{32} = 100$.

Harmaahylkeet		29	30	31	32
27	Z	-2,116	-2,783	-5,033	-3,385
	p	0,034	0,005	<0,001	0,001
29	Z		-0,623	-3,319	-1,347
	p		0,534	0,001	0,178
30	Z			-2,190	-0,248
	p			0,028	0,804
31	Z				-2,559
	p				0,010
Silakat					
27	U	11,000	5,000	0,000	8,000
	p	0,841	0,151	0,008	0,421
29	U		12,000	6,000	11,000
	p		1,000	0,222	0,841
30	U			3,000	3,000
	p			0,056	0,056
31	U				0,000
	p				0,008
Vesi					
27	Z	-0,129	-4,142	-4,519	-2,708
	p	0,897	<0,001	<0,001	0,007
29	Z		-9,994	-8,271	-6,361
	p		<0,001	<0,001	<0,001
30	Z			-7,856	-7,261
	p			<0,001	<0,001
31	Z				-8,394
	p				<0,001

Liite 2. Harmaaahylje- ja silakkanäytteiden $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen aluekohtaisten keskiarvojen parittaiset vertailut (Mann-Whitneyn U). Harmaaahylkeiden lukumäärät ICES-alueilla: $n_{27} = 36$, $n_{29} = 35$, $n_{30} = 35$, $n_{31} = 33$, $n_{32} = 38$. Silakoiden lukumäärä kaikilla ICES-alueilla: $n = 5$.

Harmaaahylkeet		29	30	31	32
27	Z	-0,316	-1,444	-1,784	-4,526
	p	0,752	0,149	0,074	<0,001
29	Z		-1,915	-2,367	-4,572
	p		0,056	0,018	<0,001
30	Z			-0,969	-5,930
	p			0,332	<0,001
31	Z				-5,932
	p				<0,001
Silakat					
27	Z	4,000	2,000	0,000	10,000
	p	0,095	0,032	0,008	0,690
29	Z		12,000	0,000	4,000
	p		1,000	0,008	0,095
30	Z			0,000	0,000
	p			0,008	0,008
31	Z				0,000
	p				0,008

Liite 3. Harmaaahyljenäytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen aluekohtaisten keskiarvojen parittaiset vertailut (Mann-Whitneyn U). Harmaaahylkeiden lukumäärät ICES-alueilla: $n_{27} = 36$, $n_{29} = 35$, $n_{30} = 35$, $n_{31} = 33$, $n_{32} = 38$.

Harmaaahylkeet		29	30	31	32
27	Z	-1,610	-0,713	-2,589	-3,894
	n_1/n_2	36/35	36/35	36/33	36/38
	p	0,107	0,476	0,010	<0,001
29	Z		-2,126	-3,994	-2,126
	n_1/n_2		35/35	35/33	35/38
	p		0,033	<0,001	0,034
30	Z			-2,375	-4,312
	n_1/n_2			35/33	35/38
	p			0,018	<0,001
31	Z				-5,632
	n_1/n_2				33/38
	p				<0,001

Liite 4. Harmaaahylkeiden taustatiedot, niille määritetyt $\delta^2\text{H}$ -, $\delta^{15}\text{N}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot sekä erotteluanalyysin antamat todennäköisyydet olla peräisin eri ICES-alueilta. Alueiden 27, 29, 30 ja 32 harmaaahylkeiden taustatiedot sekä $\delta^{15}\text{N}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot ovat peräisin ECOSEAL-hankkeesta (Malin Tverin, julkaisematon). Alueen 31 harmaaahylkeiden taustatiedot sekä $\delta^{15}\text{N}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot ovat peräisin Myllylän (2013) tutkimuksesta. (Ikäryhmä: 1 = alle 5-vuotiaat, 2 = 5-vuotiaat ja vanhemmat. Sukupuoli: 1 = uros, 2 = naaras. Pyyntivuodenaika: 1 = kevät (maalis-toukokuu), 2 = kesä (kesä-elokuu), 3 = syksy (syys-marraskuu), 4 = talvi (joulu-helmikuu). Kuolinsyy: 1 = pyydyskuollut tai kalanpyydyksen tai kalanviljelylaitoksen läheltä metsästetty, 2 = muualta metsästetty.)

Todennäköisyys olla peräisin alueelta													
Yksilö- koodi	Pyynti- alue	Ikäryhmä	Suku- puoli	Pyynti- vuoden- aika	Kuolin- syy	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	27	29	30	31	32
5097	27	1	1	4	1	-130,68	13,16	-19,78	0,0	0,1	0,7	0,0	0,1
5332	27	2	1	1	2	-81,96	16,71	-18,24	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5458	27	1	2	3	1	-105,76	13,90	-19,48	0,3	0,0	0,5	0,0	0,2
5459	27	2	1	3	2	-121,16	13,76	-17,89	0,0	0,4	0,0	0,0	0,6
5460	27	1	2	1	2	-93,01	16,46	-25,53	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5461	27	2	1	1	2	-96,00	15,47	-18,30	0,7	0,0	0,0	0,0	0,2
5462	27	1	2	3	1	-112,43	15,28	-18,63	0,8	0,0	0,0	0,0	0,1
5599	27	1	1	2	1	-128,77	13,68	-19,21	0,1	0,1	0,5	0,0	0,3
5600	27	1	2	2	1	-126,70	13,17	-19,84	0,1	0,1	0,7	0,0	0,1
5645	27	1	2	1	1	-127,03	14,58	-19,17	0,7	0,0	0,1	0,0	0,1
5660	27	1	1	2	1	-128,49	14,95	-18,21	0,2	0,1	0,1	0,0	0,7
5720	27	1	2	3	1	-125,75	13,45	-19,38	0,0	0,1	0,5	0,0	0,3
5735	27	2	1	2	2	-101,62	14,77	-18,59	0,3	0,0	0,1	0,0	0,5
5736	27	2	1	1	2	-95,39	16,33	-17,75	0,9	0,0	0,0	0,0	0,1
5740	27	1	1	3	1	-121,77	14,34	-17,98	0,0	0,2	0,1	0,0	0,7
5741	27	1	1	2	1	-129,43	13,79	-19,45	0,2	0,1	0,5	0,0	0,2
5754	27	1	1	3	1	-126,94	12,60	-19,66	0,0	0,2	0,6	0,0	0,1
5755	27	1	2	3	1	-129,09	13,19	-19,90	0,1	0,1	0,7	0,0	0,1
5756	27	1	1	3	1	-132,25	13,40	-19,40	0,0	0,1	0,6	0,0	0,3
5760	27	2	1	3	1	-130,78	13,15	-19,05	0,0	0,3	0,3	0,0	0,3
5765	27	2	1	3	1	-126,39	13,04	-19,51	0,0	0,2	0,6	0,0	0,2
5778	27	1	2	3	1	-127,15	13,13	-19,68	0,0	0,1	0,7	0,0	0,2
5787	27	2	1	2	1	-128,16	12,98	-16,97	0,0	0,8	0,0	0,0	0,2
5794	27	1	1	3	1	-133,63	12,75	-19,77	0,0	0,2	0,7	0,0	0,1

Todennäköisyys olla peräisin alueelta													
Yksilö- koodi	Pyynti- alue ¹	Ikäryhmä ²	Suku- puoli ³	Pyynti- vuoden- aika ⁴	Kuolin- syy ⁵	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	27	29	30	31	32
5799	27	1	1	3	1	-126,21	13,05	-19,83	0,0	0,1	0,7	0,0	0,1
5825	27	2	1	3	1	-119,88	14,64	-19,23	0,8	0,0	0,1	0,0	0,1
5827	27	2	1	3	1	-111,24	15,12	-18,12	0,2	0,1	0,1	0,0	0,7
5906	27	2	2	1	2	-103,66	14,43	-19,17	0,6	0,0	0,2	0,0	0,2
5907	27	1	2	1	2	-112,57	14,64	-19,27	0,8	0,0	0,1	0,0	0,1
5908	27	1	1	1	2	-81,83	15,82	-19,12	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5910	27	2	1	3	1	-110,15	14,09	-18,80	0,1	0,1	0,3	0,0	0,5
5921	27	2	2	2	2	-89,92	15,47	-19,08	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5927	27	1	1	2	2	-110,28	15,88	-18,56	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5928	27	1	1	2	2	-119,69	14,70	-19,46	0,9	0,0	0,1	0,0	0,0
5929	27	1	1	2	2	-124,85	15,35	-19,41	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5953	27	2	1	1	2	-87,45	16,44	-18,14	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1496	29	1	2	1	2	-115,50	13,97	-18,56	0,0	0,2	0,2	0,0	0,6
1499	29	2	2	1	2	-121,32	14,62	-19,07	0,7	0,0	0,1	0,0	0,2
1500	29	2	2	1	2	-131,47	13,86	-19,68	0,4	0,0	0,4	0,0	0,1
1501	29	1	2	1	2	-124,98	12,70	-20,08	0,0	0,1	0,7	0,1	0,1
1502	29	1	2	1	2	-128,88	13,87	-18,84	0,0	0,2	0,3	0,0	0,5
1503	29	2	2	1	2	-144,93	13,13	-19,43	0,0	0,2	0,6	0,0	0,2
1504	29	1	1	1	2	-120,97	13,07	-19,60	0,0	0,1	0,6	0,0	0,2
1505	29	1	1	1	2	-110,89	14,68	-19,33	0,9	0,0	0,1	0,0	0,1
1506	29	1	1	1	2	-127,28	13,33	-19,14	0,0	0,2	0,4	0,0	0,3
1508	29	2	2	1	2	-118,37	15,06	-18,33	0,3	0,0	0,1	0,0	0,5
1509	29	2	2	1	2	-121,05	14,51	-18,48	0,1	0,1	0,2	0,0	0,6
1512	29	2	0	1	2	-117,33	15,71	-17,43	0,1	0,0	0,0	0,0	0,8
1513	29	2	2	1	2	-116,37	15,61	-18,65	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1522	29	2	2	1	2	-114,38	14,91	-19,09	0,9	0,0	0,1	0,0	0,1
1561	29	2	1	2	2	-132,81	13,14	-19,90	0,1	0,1	0,7	0,0	0,1
1587	29	0	2	2	2	-130,56	14,84	-18,63	0,4	0,0	0,1	0,0	0,4
1598	29	2	1	3	1	-122,52	15,55	-17,90	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6
1599	29	1	2	3	2	-138,17	13,24	-18,99	0,0	0,3	0,3	0,0	0,4
1600	29	1	1	3	2	-130,63	15,19	-19,10	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1601	29	1	2	2	1	-134,93	14,67	-18,25	0,1	0,1	0,1	0,0	0,7

Todennäköisyys olla peräisin alueelta													
Yksilö- koodi	Pyynti- alue ¹	Ikäryhmä ²	Suku- puoli ³	Pyynti- vuoden- aika ⁴	Kuolin- syy ⁵	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	27	29	30	31	32
1602	29	1	1	3	2	-152,79	13,50	-20,00	0,3	0,0	0,6	0,0	0,1
1603	29	1	2	3	2	-133,53	12,37	-19,59	0,0	0,3	0,5	0,0	0,1
1604	29	1	2	3	2	-129,62	13,51	-18,86	0,0	0,3	0,3	0,0	0,4
1605	29	2	1	3	2	-128,21	15,49	-17,48	0,1	0,1	0,0	0,0	0,9
1609	29	2	2	3	2	-120,17	14,65	-17,26	0,0	0,2	0,0	0,0	0,8
1611	29	1	1	3	1	-118,44	15,12	-17,88	0,1	0,1	0,0	0,0	0,8
1612	29	2	2	3	2	-117,91	14,70	-17,15	0,0	0,2	0,0	0,0	0,8
1613	29	2	1	3	1	-141,44	13,51	-19,13	0,0	0,2	0,4	0,0	0,4
1614	29	2	2	3	1	-126,41	14,07	-19,11	0,2	0,1	0,4	0,0	0,4
1615	29	2	1	3	1	-125,06	15,38	-18,67	0,9	0,0	0,0	0,0	0,1
1616	29	2	1	3	1	-125,15	16,30	-17,85	0,9	0,0	0,0	0,0	0,1
1617	29	2	1	3	1	-127,70	14,04	-18,97	0,1	0,1	0,3	0,0	0,4
1618	29	2	1	3	1	-71,79	17,14	-17,64	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1619	29	2	1	3	1	-123,49	13,42	-19,55	0,1	0,1	0,6	0,0	0,2
1620	29	2	1	3	1	-117,64	15,29	-17,69	0,1	0,1	0,0	0,0	0,8
1497	30	2	1	1	1	-119,85	14,05	-18,70	0,0	0,2	0,2	0,0	0,6
1498	30	2	2	1	1	-74,55	15,37	-18,58	0,8	0,0	0,0	0,0	0,1
1507	30	2	0	1	2	-130,74	13,82	-18,99	0,0	0,2	0,4	0,0	0,4
1519	30	2	1	1	2	-127,60	14,90	-17,91	0,0	0,1	0,1	0,0	0,8
1534	30	1	1	1	1	-138,92	14,42	-20,12	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1535	30	1	2	1	1	-132,12	13,76	-19,49	0,2	0,1	0,5	0,0	0,2
1585	30	1	2	2	1	-145,97	13,21	-19,32	0,0	0,2	0,5	0,0	0,3
1588	30	2	1	1	1	-131,21	13,44	-18,62	0,0	0,4	0,2	0,0	0,5
1594	30	2	1	3	1	-122,89	15,31	-17,12	0,0	0,1	0,0	0,0	0,9
1597	30	1	1	2	2	-136,84	13,69	-19,09	0,0	0,2	0,4	0,0	0,4
1610	30	2	1	3	1	-114,28	13,89	-18,09	0,0	0,3	0,1	0,0	0,6
1625	30	2	1	4	1	-130,72	13,05	-20,03	0,1	0,1	0,7	0,1	0,1
1629	30	2	1	3	1	-125,89	13,81	-18,15	0,0	0,3	0,1	0,0	0,6
5083	30	2	1	3	1	-134,33	12,54	-20,29	0,0	0,1	0,7	0,2	0,0
5464	30	2	1	3	2	-109,74	16,28	-18,67	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5465	30	2	1	2	2	-137,80	15,59	-18,43	0,9	0,0	0,0	0,0	0,1
5467	30	2	1	2	2	-110,28	14,07	-19,14	0,2	0,1	0,4	0,0	0,3

Todennäköisyys olla peräisin alueelta

Yksilö- koodi	Pyynti- alue ¹	Ikäryhmä ²	Suku- puoli ³	Pyynti- vuoden- aika ⁴	Kuolin- syy ⁵	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	27	29	30	31	32
5514	30	1	1	1	2	-124,31	14,22	-18,84	0,1	0,1	0,3	0,0	0,5
5515	30	2	1	3	2	-126,70	14,09	-18,95	0,1	0,1	0,3	0,0	0,4
5516	30	2	2	2	2	-99,71	14,51	-19,10	0,6	0,0	0,2	0,0	0,2
5644	30	2	1	1	2	-116,37	14,34	-18,60	0,1	0,1	0,2	0,0	0,6
5650	30	1	1	2	1	-131,07	12,32	-19,75	0,0	0,3	0,6	0,0	0,1
5757	30	1	1	3	1	-138,06	13,04	-20,08	0,1	0,0	0,7	0,1	0,1
5797	30	2	1	3	2	-125,53	13,27	-18,87	0,0	0,3	0,3	0,0	0,4
5810	30	1	1	2	1	-145,17	12,99	-20,21	0,1	0,0	0,7	0,1	0,1
5812	30	2	1	2	2	-117,82	13,84	-19,74	0,4	0,0	0,4	0,0	0,1
5814	30	1	2	1	2	-129,88	12,95	-19,79	0,0	0,1	0,7	0,0	0,1
5902	30	2	1	3	2	-108,26	14,84	-18,36	0,2	0,1	0,1	0,0	0,6
5903	30	1	1	2	2	-122,32	14,43	-19,32	0,7	0,0	0,2	0,0	0,1
5904	30	1	2	2	2	-130,80	13,44	-19,86	0,2	0,0	0,6	0,0	0,1
5909	30	2	2	3	1	-115,03	14,74	-19,25	0,9	0,0	0,1	0,0	0,1
5916	30	1	2	3	1	-138,99	12,58	-20,15	0,0	0,1	0,7	0,1	0,1
5924	30	1	1	2	1	-135,97	13,45	-19,63	0,1	0,1	0,6	0,0	0,2
5925	30	1	1	1	1	-146,33	13,60	-19,95	0,3	0,0	0,5	0,0	0,1
5955	30	2	1	3	2	-113,75	13,71	-19,18	0,1	0,1	0,4	0,0	0,3
hm 109/03	31	1	1	1	2	-123,03	17,39	-17,77	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hm 112/03	31	2	1	1	2	-132,82	13,52	-19,72	0,2	0,1	0,6	0,0	0,1
hm 117/03	31	2	1	1	1	-126,08	15,13	-18,31	0,4	0,0	0,1	0,0	0,5
hm 135/03	31	2	1	1	1	-136,53	13,92	-20,61	0,9	0,0	0,1	0,0	0,0
hm 150/03	31	2	2	1	2	-136,24	13,72	-19,17	0,1	0,1	0,4	0,0	0,4
hm 160/05	31	2	2	1	1	-128,60	13,43	-19,34	0,0	0,2	0,5	0,0	0,3
hm 167 05	31	2	2	1	2	-134,26	13,91	-19,15	0,1	0,1	0,4	0,0	0,4
hm 19/07	31	0	2	3	2	-123,94	13,25	-20,74	0,5	0,0	0,4	0,1	0,0
hm 20/07	31	0	2	2	2	-134,70	13,01	-19,84	0,0	0,1	0,7	0,0	0,1
hm 21/07	31	0	2	2	2	-126,08	14,52	-20,75	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hm 22/07	31	0	1	2	2	-119,26	14,35	-20,62	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hm 23/07	31	0	1	2	2	-114,32	14,71	-19,13	0,8	0,0	0,1	0,0	0,1
hm 24/07	31	0	2	3	2	-122,30	16,16	-19,10	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hm 25/07	31	0	1	3	2	-138,96	13,03	-20,23	0,1	0,0	0,7	0,1	0,1

Todennäköisyys olla peräisin alueelta

Yksilö- koodi	Pyynti- alue ¹	Ikäryhmä ²	Suku- puoli ³	Pyynti- vuoden- aika ⁴	Kuolin- syy ⁵	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	27	29	30	31	32
hm 27/07	31	0	2	3	2	-131,00	14,03	-20,90	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hm 28/07	31	0	2	2	2	-134,09	13,08	-21,56	0,6	0,0	0,1	0,3	0,0
hm 53/03	31	2	1	1	2	-126,30	13,63	-20,79	0,8	0,0	0,1	0,0	0,0
hm 55/03	31	1	2	1	2	-139,32	13,23	-19,43	0,0	0,2	0,6	0,0	0,2
hm 56/03	31	2	2	1	2	-141,59	13,41	-21,48	0,9	0,0	0,1	0,1	0,0
hm 59/03	31	2	2	1	2	-137,38	13,44	-19,20	0,0	0,2	0,5	0,0	0,3
hm 60/03	31	1	2	1	2	-135,54	13,01	-20,81	0,3	0,0	0,5	0,2	0,0
hm 61/03	31	1	1	2	2	-137,86	13,07	-19,72	0,0	0,1	0,7	0,0	0,1
hm 64/03	31	2	2	1	2	-124,11	15,61	-18,23	0,8	0,0	0,0	0,0	0,2
hm 65/03	31	2	2	1	2	-138,50	13,66	-19,22	0,1	0,1	0,5	0,0	0,3
hm 66/03	31	2	2	1	2	-142,05	12,73	-21,24	0,2	0,0	0,3	0,5	0,0
hm 68/03	31	2	2	1	2	-139,79	13,16	-19,06	0,0	0,3	0,4	0,0	0,3
hm 70/03	31	2	1	1	2	-130,01	13,77	-19,09	0,1	0,1	0,4	0,0	0,4
hm 78/03	31	2	2	1	2	-133,74	13,69	-18,86	0,0	0,2	0,3	0,0	0,5
hm 79/03	31	2	1	1	2	-129,30	13,62	-18,67	0,0	0,3	0,2	0,0	0,5
hm 88/03	31	2	1	1	2	-131,23	13,75	-18,83	0,0	0,2	0,3	0,0	0,5
hm 90/03	31	2	1	1	2	-138,56	13,24	-20,72	0,4	0,0	0,4	0,1	0,0
hm 91/03	31	1	1	1	2	-139,87	13,39	-19,74	0,1	0,1	0,7	0,0	0,1
hm 92/03	31	2	1	1	2	-134,48	13,67	-20,01	0,5	0,0	0,5	0,0	0,1
1510	32	1	1	1	2	-131,56	17,60	-18,52	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1511	32	1	2	1	2	-142,45	16,95	-19,02	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1514	32	1	2	1	2	-125,89	16,46	-18,55	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1515	32	1	1	1	2	-165,95	16,96	-17,89	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1516	32	1	1	1	2	-128,46	16,89	-17,87	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1517	32	1	1	1	2	-134,65	16,84	-18,87	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1518	32	1	1	1	2	-137,19	17,41	-18,58	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1520	32	1	1	1	2	-137,48	16,43	-18,93	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1521	32	1	2	1	2	-132,07	17,20	-18,41	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1523	32	1	1	1	1	-125,80	16,29	-18,59	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1524	32	2	1	2	1	-115,30	15,54	-18,07	0,5	0,0	0,0	0,0	0,4
1526	32	2	1	2	1	-101,30	14,79	-18,68	0,5	0,0	0,1	0,0	0,4
1547	32	1	2	1	1	-129,54	15,29	-19,20	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Todennäköisyys olla peräisin alueelta

Yksilö- koodi	Pyynti- alue ¹	Ikäryhmä ²	Suku- puoli ³	Pyynti- vuoden- aika ⁴	Kuolin- syy ⁵	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	27	29	30	31	32
1548	32	1	1	1	1	-130,02	15,84	-18,91	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1550	32	1	1	2	1	-127,77	16,21	-18,78	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1551	32	1	2	2	1	-129,86	16,53	-18,42	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1552	32	1	1	2	2	-128,72	15,00	-19,33	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1553	32	2	1	2	1	-122,81	15,70	-17,87	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5
1555	32	1	1	2	1	-132,90	13,98	-19,09	0,1	0,1	0,4	0,0	0,4
1557	32	0	2	2	2	-120,50	16,83	-18,59	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1558	32	1	1	1	2	-137,34	15,08	-19,54	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1559	32	1	2	1	2	-135,20	15,60	-19,00	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1560	32	1	1	1	2	-131,96	18,22	-18,35	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1574	32	2	1	2	1	-123,38	15,60	-16,86	0,0	0,1	0,0	0,0	0,9
1575	32	0	1	2	1	-134,02	14,37	-19,08	0,4	0,0	0,3	0,0	0,3
1576	32	2	1	2	1	-121,03	15,53	-18,52	0,9	0,0	0,0	0,0	0,1
1586	32	2	1	3	1	-121,92	15,56	-17,42	0,1	0,1	0,0	0,0	0,9
1592	32	1	1	3	1	-127,52	14,08	-18,16	0,0	0,2	0,1	0,0	0,7
1593	32	2	1	3	1	-116,64	16,98	-17,83	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1595	32	2	1	3	1	-114,45	15,55	-17,77	0,2	0,0	0,0	0,0	0,7
1596	32	2	1	3	1	-125,51	15,57	-17,16	0,0	0,1	0,0	0,0	0,9
1606	32	2	1	3	1	-117,49	15,86	-17,90	0,6	0,0	0,0	0,0	0,3
1607	32	1	1	3	1	-134,99	13,83	-19,02	0,1	0,1	0,4	0,0	0,4
1608	32	1	1	3	1	-125,54	14,54	-18,06	0,0	0,1	0,1	0,0	0,8
1621	32	0	1	4	1	-127,97	14,97	-17,63	0,0	0,1	0,0	0,0	0,8
1622	32	1	1	3	1	-117,30	13,80	-18,29	0,0	0,3	0,1	0,0	0,6
1623	32	1	1	3	1	-125,36	14,52	-17,67	0,0	0,2	0,0	0,0	0,8
1624	32	2	1	3	1	-127,41	15,50	-17,56	0,1	0,1	0,0	0,0	0,8

Liite 5. Silakoiden pyyntialueet sekä niiden $\delta^2\text{H}$ -, $\delta^{15}\text{N}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot. Alueiden 27, 29, 30 ja 32 silakoiden taustatiedot sekä $\delta^{15}\text{N}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot ovat peräisin ECOSEAL-hankkeesta (Malin Tverin ym., julkaisematon). Alueen 31 silakoiden $\delta^{15}\text{N}$ - ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvot ovat peräisin Myllylän (2011) tutkimuksesta.

Yksilö- koodi	Pyynti- alue	$\delta^2\text{H}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
1	27	-153,338	14,185	-19,927
2	27	-141,139	12,581	-21,332
4	27	-137,912	10,498	-22,085
5	27	-131,806	10,513	-21,464
6	27	-145,118	12,143	-23,235
3a	29	-161,388	10,153	-19,407
4a	29	-116,567	10,491	-19,312
6a	29	-167,396	10,081	-21,273
2a	29	-122,912	11,710	-18,703
5a	29	-153,166	10,714	-19,513
1	30	-163,252	10,475	-21,934
2	30	-138,691	10,802	-20,340
3	30	-147,018	10,188	-21,624
4	30	-149,05	10,438	-20,961
6	30	-155,536	10,209	-21,241
28	31	-159,919	8,774	-24,477
29	31	-167,436	8,966	-23,904
67	31	-175,02	8,909	-23,046
69	31	-158,19	9,819	-22,032
70	31	-157,425	9,287	-22,346
1	32	-131,078	11,132	-19,507
2	32	-138,033	11,736	-19,378
4	32	-132,515	11,286	-19,274
5	32	-154,795	11,372	-19,822
6	32	-128,9	11,326	-19,306