
RKTL:n työraportteja 1/2013

Ruokkilinnut Itämeren tilan indikaattoreina

Eevi Suleva ja Jukka Rintala

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki
2013



Julkaisija:
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Helsinki 2013

ISBN 978-951-776-945-7 (Verkkójulkaisu)

ISSN 1799-4756 (Verkkójulkaisu)

RKTL 2013

Kuvailulehti

| | | | |
|---|------------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| Tekijät Eevi Suleva ja Jukka Rintala | | | |
| Nimeke Ruokkilinnut Itämeren tilan indikaattoreina | | | |
| Vuosi 2013 | Sivumäärä 26 | ISBN 978-951-776-945-7 | ISSN 1799-4756 (PDF) |
| Yksikkö/tutkimusohjelma Itämeren tutkimusohjelma | | | |
| Hyväksynyt Tutkimuspäällikkö Nina Peuhkuri, Tutkimus- ja asiantuntijapalvelut, Elinympäristöt ja monimuotoisuus - tutkimusalue | | | |
| Tiivistelmä EU:n meristrategiadirektiivi (MSD) edellyttää, että myös merilintuja käytetään tulevaisuudessa merialueiden tilan seurannoissa. Tässä työssä tutkimme itäisellä Suomenlahdella viime aikoina havaittujen ruokkilintujen joukkokuolemien esiintymisen soveltuvuutta merialueen tilan yhdeksi indikaattoriksi. Mallinsimme lintuyksilöiden keskimääräistä vuotuista todennäköisyyttä säilyä elossa (selviytyvyys) pesimäkaudesta toiseen rengastus- ja löytötietokannoista johdettujen yksilöiden tapaamishistorioiden perusteella. Joukkokuolemia on todettu ruokilla (<i>Alca torda</i>) vuosina 1992, 2000, 2006 ja 2010 sekä etelänkiislalla (<i>Uria aalge</i>) vuosina 1992 ja 2010. Riskilä (<i>Cephus grylle</i>) oli tutkimuksessa verrokkilajina, koska sitä joukkokuolemat eivät ole koskettaneet. Joukkokuolemien perimmäinen syy on vain ounasteltavissa, mutta varteen otettava tekijä on myrkyllisten leväkukintojen tuottama hermomyrky, jonka linnut saavat ravinnostaan, lähinnä silakasta. Aikuisena rengastettujen etelänkiislayksilöiden aineisto soveltui eloonjäävyyden mallinnukseen parhaiten. Voimakkaan joukkokuoleman vuonna 1992 eloonjäävyys oli vain 40 %, kun se normaalivuonna on yli 90 %. Ruokkien vuosittain rengastettujen poikasten lukumäärien notkahdukset ja kuolleiden yksilöiden lukumäärien nousut osuivat yksiin joukkokuoleman vuosien kanssa. Tämän tutkimuksen perusteella ruokkilinnuista etelänkiisla ja ruokki näyttäisivät soveltuvan Itämeren tilan indikaattorilajeiksi. | | | |
| Asiasanat Indikaattori, Itämeri, ruokkilinnut, selviytyvyysanalyysi, kuolleisuus | | | |
| Julkaisun verkko-osoite http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/uudet%20julkaisut/tyoraportit/ruokkilinnut.pdf | | | |
| Yhteydenotot Jukka Rintala, jukka.rintala@rktl.fi | | | |
| Muita tietoja | | | |

Sisällys

| | |
|--|-----------|
| Kuvailulehti | 3 |
| 1. Johdanto | 5 |
| 2. Aineisto ja menetelmät | 6 |
| 2.1. Rengastettujen poikasten ja kuolleena löydettyjen yksilöiden lukumäärät | 10 |
| 2.2. Merkintä-takaisinpyyntiaineiston mallintaminen | 10 |
| 3. Tulokset | 12 |
| 3.1. Rengastusten ja kuolleena löydettyjen vuosittaiset muutokset | 12 |
| 3.2. Kuolinsyyt | 14 |
| 3.3. Selviytyvyysanalyysit | 16 |
| 3.3.1. Riskilä: aikuisaineisto | 17 |
| 3.3.2. Riskilä: poikasaineisto | 17 |
| 3.3.3. Ruokki: aikuisaineisto | 17 |
| 3.3.4. Ruokki: poikasaineisto | 19 |
| 3.3.5. Etelänkiisla: aikuisaineisto | 19 |
| 3.3.6. Etelänkiisla: poikasaineisto | 21 |
| 4. Pohdinta | 22 |
| 5. Kiitokset | 24 |
| Viitteet | 24 |

1. Johdanto

Indikaattorien kehittämistyö perustuu Euroopan unionin meristrategiadirektiiviin (European Parliament and Council 2008), jonka tavoitteeksi on asetettu meriympäristön hyvä tila vuoteen 2020 mennessä. Meristrategiadirektiivin liitteen 3 mukaan merilinnusto sopii ympäristön biologisten ominaisuuksien indikaattoriksi. Merilinnuista tulisi kuvata populaatiodynamiikkaa, luonnollista ja toteutunutta levinneisyyttä sekä lajin tilaa. Meristrategiadirektiivin mukaan meren tilasta tehdään arvio kuuden vuoden välein.

Merens tilaa voidaan kuvata erilaisilla bioindikaattoreilla, kuten esimerkiksi ympäristömyrkköjen fysiologisilla vaikutuksilla kaloihin ja pohjaeläimiin (Lehtonen ym. 2006, Barsiene ym. 2006, Schiedek ym. 2006); yksilö- ja populaatiotason parametrit merilinnuista voivat niin ikään toimia indikaattorina (Franson ym. 2000, Hario & Rintala 2006). Suomenlahdella tapahtuneiden ruokkien ja etelänkiislojen joukkokuolemien (Hokkanen 2012) perusteella ruokkilinnut voisivat toimia indikaattorina Itämeren tilan muutoksille. Ruokkilintuihin kuuluvat meillä etelänkiisla (*Uria aalge*), ruokki (*Alca torda*) ja riskilä (*Cephus grylle*). Erityisesti itäisellä Suomenlahdella on ilmennyt ruokin ja etelänkiislan joukkokuolemia (ks. esim. Hokkanen 2012). Kuolinsyyksi epäillään myrkyllisiä levälajeja, mutta sairastuneista linnuista ei ole saatu kuolinsyyntä osoittamiseen sopivia näytteitä: ruoansulatuskanavan sisältöä tai ravinto-oksennusta, ”viimeistä ateriaa” (ks. Hario ym. 1993). Vaikka kuolinsyytä ei ole täyttä varmuutta, on kuitenkin selvää, että tilaltaan hyvässä meressä kyseisenkaltaisia joukkokuolemia ei pitäisi esiintyä.

Riskilää joukkokuolemat eivät ole koskettaneet lajin muista ruokkilinnuista poikkeavan ravinnonvalinnan takia (Hokkanen 2012); tästä syystä riskilä soveltunee seurantatutkimuksen verrokkilajiksi. Ruokkilintujen ravintokohteena ovat kalat. Ruokki ja etelänkiisla saalistavat ulkomerellä erityisesti silakkaa (*Clupea harengus membras*) (Hokkanen 2012) ja kilohailia (*Sprattus sprattus*) (Lyngs & Durinck 1998). Riskilä kalastaa Suomenlahdella enimmäkseen kivinilkkää (*Zoarces viviparus*) pesimäluotojen lähietäisyydeltä (Hario 2001).

Joukkokuolemavuosia ovat olleet 1992, 2000, 2006 ja 2010. Vuoden 1992 joukkokuolemassa Itäisen Suomenlahden kansallispuiston ruokin populaatiokoossa tapahtui huomattavan suuri lasku: 2500 yksilöstä 770 yksilöön (Hokkanen & Ruhkanen 1994). Joukkokuolemat ajoittuivat vuonna 1992 huhtikuusta kesäkuuhun (Hokkanen & Ruhkanen 1994), eli fenologisesti ennen kuin pesivillä pareilla on poikaset rengastettavissa kesä-heinäkuun taitteesta alkaen Suomenlahdella (HY, Luonnontieteellinen keskusmuseo, rengastustoimisto); täten rengastettujen poikasten määrän vuosittainen vaihtelu voi heijastaa pesimäpopulaation muutoksia. Kuolleita ruokkiyksilöitä ei vuonna 1992 löydetty niin paljon kuin populaatiokoon lasku olisi antanut odottaa. Myrkykuolemien laajuutta voi olla vaikea arvioida suoraan maastossa, sillä merellä kuolleita yksilöitä ei usein pystytä löytämään.

Myös ruokin poikastuotto laski huomattavasti vuonna 1992 (Hokkanen & Ruhkanen 1994). Hokkasen (2012) raportissa saaristolintujen kannan kehityksistä Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa on tietoa myös muilta vuosilta, jolloin joukkokuolema on kohdannut populaatioita. Ruokin poikastuotto ja parimäärä ovat itäisellä Suomenlahdella pienentyneet jokaisen joukkokuoleman yhteydessä. Kahden ensimmäisen joukkokuoleman aikaan pesimättömien, luultavasti nuorten, ruokkiyksilöiden osuus oli suuri. Sittemmin pesimättömien lintujen osuus Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa on laskenut, ja sen ajatellaan osittain johtuvan vapautuneiden pesäkolojen määrän kasvusta aikuisten yksilöiden kuolleisuuden kasvuttua äkillisesti. Etelänkiislalla joukkokuolemia on havaittu vain vuosina 1992 ja 2010.

Levämyrkköjen massaesiintymiset voivat yleistyä ihmisen toiminnan aiheuttaman meren rehevöitymisen takia; myrkyllisten kukintojen esiintymisen todennäköisyys vuosittain voi kasvaa sekä kertakukinnan alueellinen kattavuus voi laajentua (Rönneberg & Bonsdorff 2004). Leväkukinnoille suunnitellaan myös omia indikaattoreita koskien sinilevä- ja panssarisiimaleväkukintojen määrää, lajistoa ja sen laatua sekä näiden tuottamien haitallisten aineiden pitoisuuksia (Merenhoidon nykytilan ja hyvän tilan arvion kuulemisasiakirja 2012). Ihminen voi aiheuttaa paineita ruokkilintujen kantoille lisäksi kalastuksella. Ruokkilintujen kantoihin vaikuttaa myös saalistajana minkki (*Neovison vison*), joka on ihmisen vaikutuksesta alun perin levinnyt vieraslaji.

Tässä työssä analysoimme ruokin, etelänkiislan ja riskilän vuosittaista selviytyvyyttä — ts. yksilön keskimääräistä todennäköisyyttä säilyä hengissä vuoden yli — pesimäkaudesta toiseen. Tarkoituksena on selvittää, poikkeavatko Suomenlahdella havaittujen joukkokuolemavuosien aikaiset selviytyvydet normaalivuosista etelänkiislalla ja ruokilla. Kontrollilajina tutkimme riskilää, jolla merkittäviä joukkokuolemia ei ole esiintynyt. Erityisesti aikuisten lintujen selviytyvyys on populaation elinvoimaisuuden kannalta tärkeää pitkäikäisillä, myöhään lisääntyvillä ja vähän jälkeläisiä tuottavilla merilinnuilla (Olsson ym. 2000). Kuvaamme aineistokokojen vuosivaihtelut ja lintujen kuolinsyyt sekä tutkimme, voiko rengastusten lukumäärävaihtelun perusteella tehdä päätelmiä pesimäpopulaation koon vaihteluista. Pohdimme mahdollisuuksia käyttää ruokkilintuja Itämeren tilan indikaattoreina.

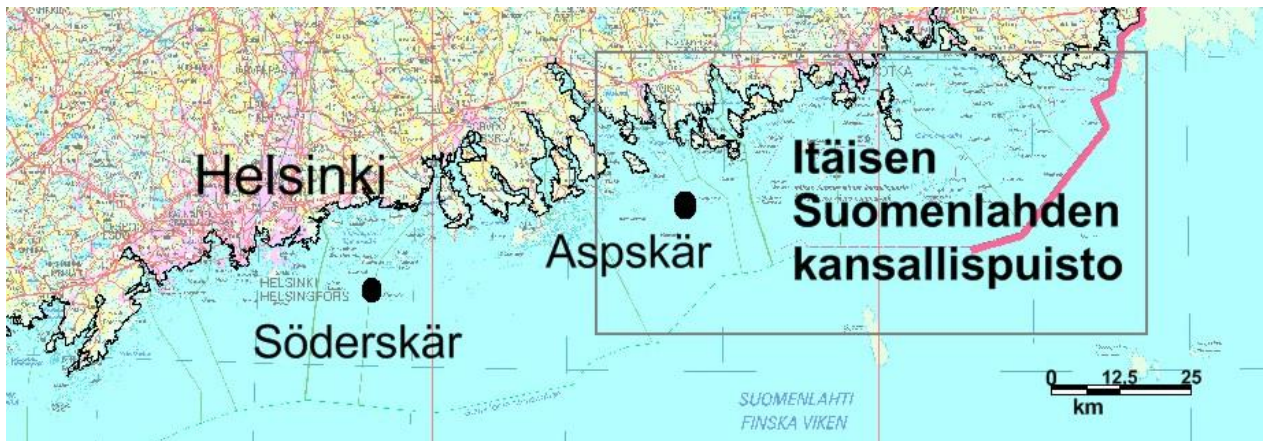
2. Aineisto ja menetelmät

Tutkimuksessa käytimme ruokin, riskilän ja etelänkiislan rengastus- sekä löytöaineistoja (HY, Luonnontieteellinen keskusmuseo, rengastustoimisto). Kuvissa 2-4 ovat rengastuspaikat. Ruokit rengastettiin Itäisen Suomenlahden kansallispuiston alueella, etelänkiislat Aspskärin luonnonsuojelualueella ja riskilät RKTL:n Söderskärin tutkimusalueella (kuva 1). Yhdistimme rengastus- ja löytöaineistot ja jaoimme aineistot poikasena merkittyjen yksilöiden sekä aikuisena merkittyjen yksilöiden aineistoiksi. Taulukosta 1 käy ilmi rengastettujen lintujen määrä, tutkimuksessa mukana olevat tutkimusvuodet, sekä kuinka usein lintuja on tavattu uudelleen rengastustapahtuman jälkeen. Riskilältä otimme varsinaiseen mallinnukseen mukaan havainnot vain vuoteen 2007 asti, koska sen jälkeen Söderskärin tutkimustoiminta lopetettiin.

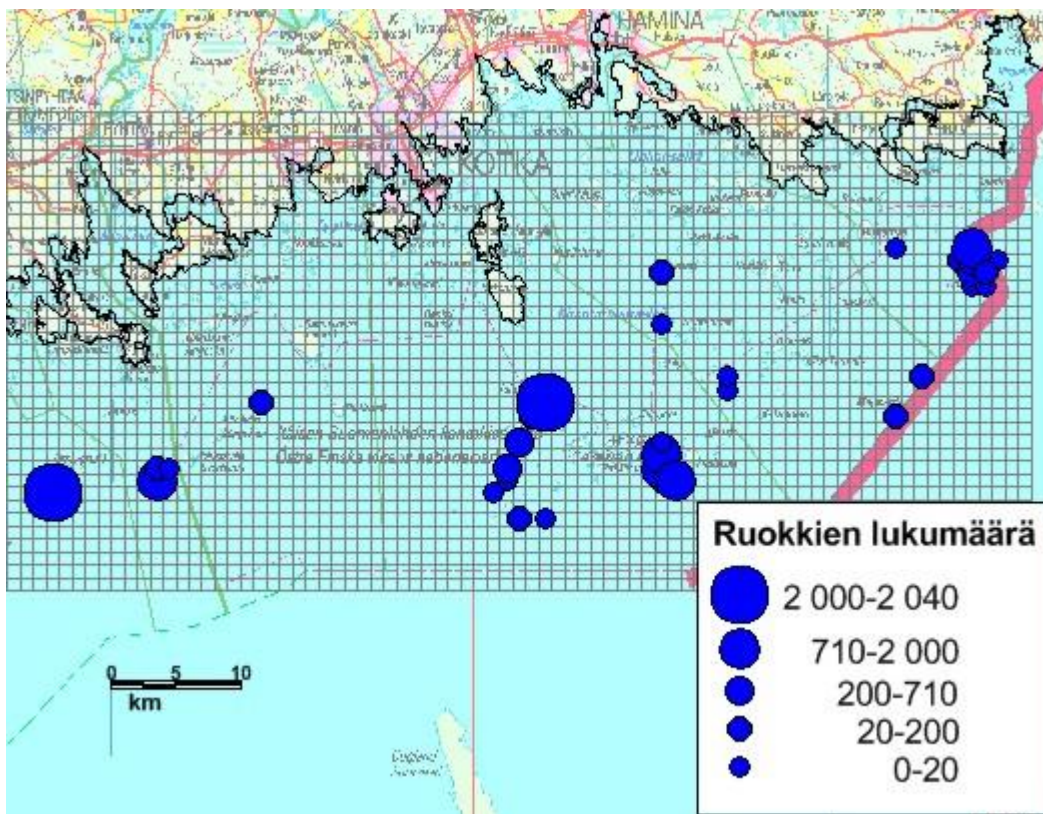
Taulukko 1. Riskilä-, etelänkiisla- ja ruokkiaineistojen koostumus.

| Aineisto | Rengastetut yksilöt | Uudelleenkohtaamiskertoja | | Tutkimusvuodet |
|----------------------------------|---------------------|---------------------------|-----------|----------------|
| | | Elossa | Kuolleena | |
| Riskilä: aikuisena merkityt | 122 | 5 | 13 | 1973-2012 |
| Riskilä: poikasena merkityt | 6912 | 53 | 467 | 1973-2012 |
| Etelänkiisla: aikuisena merkityt | 281 | 361 | 21 | 1975-2011 |
| Etelänkiisla: poikasena merkityt | 190 | 6 | 11 | 1975-2011 |
| Ruokki: aikuisena merkityt | 92 | 3 | 8 | 1973-2011 |
| Ruokki: poikasena merkityt | 10864 | 47 | 369 | 1973-2011 |

MapInfo Professional-ohjelmalla (versio 11.0) tutkimme rengastus- ja löytöpaikkojen sijaintia. Kuvissa 5 ja 6 ovat uudelleentapaamispaikat. Ruokki- ja etelänkiislayksilöitä oli uudelleentavattu Perämerellä asti, kun taas riskilää ei niiltä leveysasteilta ollut löydetty.



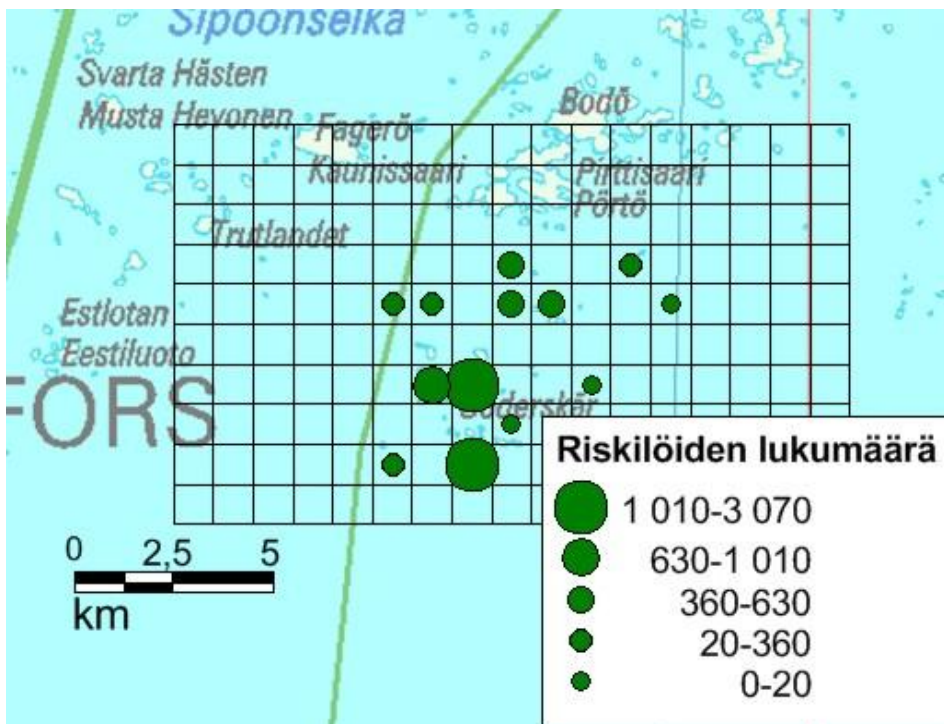
Kuva 1. Ruokit rengastettiin Itäisen Suomenlahden kansallispuiston alueella (ruutu), etelänkiislat Aspskärillä ja riskilät Söderskärillä.



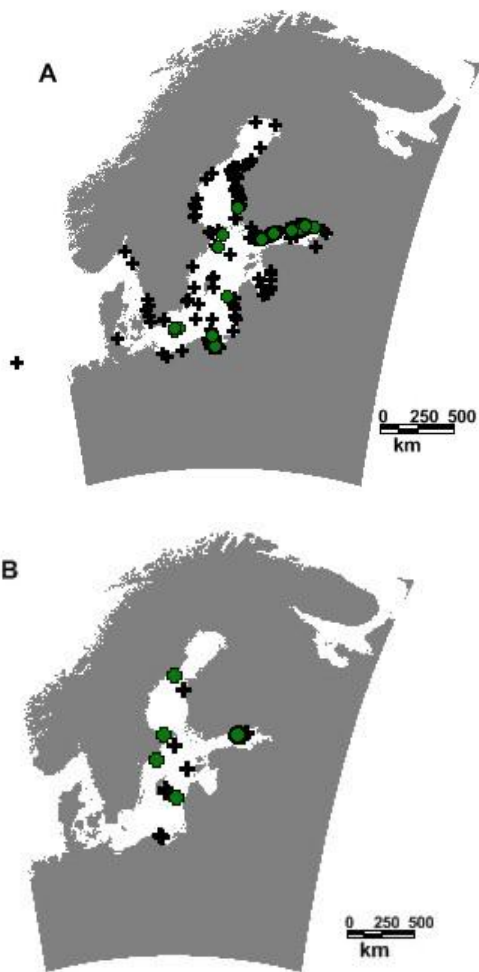
Kuva 2. Ruokkien rengastuspaikat. Ympyrät kuvaavat riskilöiden lukumäärää yhtenäiskoordinaatiston mukaisissa 1 km x 1 km -ruuduissa.



Kuva 3. Etelänkiislojen rengastukset yhtenäiskoordinaatiston mukaisissa 1 km x 1 km -ruuduissa.



Kuva 4. Riskilöiden rengastuspaikat. Ympyrät kuvaavat riskilöiden lukumäärää yhtenäiskoordinaatiston mukaisissa 1 km x 1 km -ruuduissa.



Kuva 5. Ruokin (A) ja etelänkiislan (B) uudelleentapaamispaikat. Elävän linnun tapaamispaikat on merkitty vihreällä ympyrällä ja kuolleen linnun tapaamispaikat mustalla ristillä. Samasta pisteestä on voitu löytää useita lintuja.



Kuva 6. Riskilän uudelleentapaamispaikat. Elävän linnun tapaamispaikat on merkitty vihreällä ympyrällä ja kuolleen linnun tapaamispaikat mustalla ristillä. Samasta pisteestä on voitu tehdä useita löytöjä.

2.1. Rengastettujen poikasten ja kuolleena löydettyjen yksilöiden lukumäärät

Luokittelimme rengaslöytöaineiston uudelleentavatut yksilöt sen mukaan, oliko yksilö viimeisellä tapaamiskerralla elossa vai kuollut. Joukkokuolemassa kuolleiden yksilöiden oletettiin kuuluvan luokkaan ”löydetty kuolleena, ei tietoa kuolinsyystä”. Rengastetuista ja kuolleena löydettyistä linnuista (kuvat 7–9) mukana ovat vain Suomenlahden havainnot, koska joukkokuolemat ovat koskettaneet nimenomaan Suomenlahtea.

Rengastettujen poikasten lukumäärän vuosittainen vaihtelu (esim. kuva 7) kuvaa pesäpoikasvaiheeseen päässeiden pesijöiden populaation suhteellista muutosta. On kuitenkin huomattava, että rengastusmääriin vaikuttaa myös rengastusaktiivisuuden vuotuiset muutokset.

2.2. Merkintä-takaisinpyyntiaineiston mallintaminen

Mallintamiseen käytimme Mark-ohjelmistoa (versio 6.2.). Koska aineistossa on tavattu uudelleen sekä kuolleita että eläviä yksilöitä, teimme mallinnuksen Burnhamin (1993) kehittämän menetelmän avulla.

Aineisto koostui yksilön tapaamishistoriatiedoista. Havaintojen koodauksessa vuosittain, yksilöittäin ja elävä/kuollut-luokittain binäärinen muuttuja (1=tapaaminen, 0=ei tapaamista) osoittaa yksilön tapaamishistorian. Asetimme seurantajakson alun toukokuun alkuun (pesimäkauden alku), joten merkitsimme tammi–huhtikuussa uudelleentavatut linnut edellisen kalenterivuoden havainnoiksi. Muutaman yksilön kohdalla viimeisestä tapaamisesta puuttui tieto siitä, oliko yksilö ollut elossa. Tällöin poistimme yksilön analyysistä kokonaan tai, jos havaintoja oli enemmän, poistimme viimeisen havainnon analyysistä. Koodasimme yksilön poistamisen aineistosta viimeistä edellisestä havainnosta lähtien niin, että yksilön vaikutus poiston jälkeisiin selviytyvyysestimaatteihin mitätöityi.

Aineiston pohjalta mallinsimme selviytyvyyden (S) sekä kiinnijäämis- (p), raportointi- (r) ja paikallaanpysymistodennäköisyydet (F) (taulukko 2). Selviytyvyys (S) tarkoittaa yksilön todennäköisyyttä säilyä hengissä aikavälin ajan. Aikaväli tarkoittaa perättäisten pesimäajankohtien välistä aikaeroa (noin 1 vuosi). Tekijä p määrittää todennäköisyyden, että yksilö uudelleentavataan seuraavana pesimäajankohtana, ehdolla että yksilö on hengissä ja tutkimusalueella. Tekijä r tarkoittaa todennäköisyyttä, että kuollut yksilö löydetään ja tieto siitä raportoidaan. F määrittää hengissä olevan yksilön vuosittaisen todennäköisyyden saapua tutkimusalueelle.

Taulukko 2. Selviytyvyysanalyysissä mallinnetut parametrit

| Lyhenne | Parametri |
|---------|---------------------------------|
| S | selviytyvyys |
| p | kiinnijäämistodennäköisyys |
| r | raportointitodennäköisyys |
| F | paikallaanpysymistodennäköisyys |

Mallin tilastollinen optimointi perustuu suurimman todennäköisyyden (maximum likelihood) menetelmään (Edwards 1992), jolla määritetään selittävän muuttujan vaikutuskertoimen arvo, joka suurimmalla todennäköisyydellä tuottaisi havaitun kaltaisen vaihtelun vuosittaisessa selviytyvydessä; samalla kerralla voidaan estimoida useiden tekijöiden arvot. Eri tekijäkombinaatioilla estimoitujen mallien paremmuutta arvioimme pienelle otoskoolle korjatun Akaiken informaatiokriteerin AICc:n avulla (Akaike 1973, Hurvich & Tsai 1989). AICc-arvon pienentyessä mallin informaatio kasvaa, eli malli paranee. Ohjelma tulostaa mallien välisen eron AICc-arvoissa ($\Delta AICc$). $\Delta AICc$ -arvot kuvaavat eroa parhaimpaan malliin, eli parhaan mallin $\Delta AICc$ -arvo on nolla (ja sitä huonompien mallien $\Delta AICc > 0$). Käytännön mukaan: jos mallin $\Delta AICc < 2$, sitä voidaan pitää lähes yhtä hyvänä kuin parasta mallia. Jos $\Delta AICc > 2$, voidaan ajatella, että tekijöiden vaikutus (tekijän poisto tai lisäys) parantaa mallin informaatioarvoa oleellisesti suhteessa vertailtavaan malliin (Burnham & Anderson 2002).

Aloitimme mallinnuksen tutkimalla, kuinka hyvin ns. globaalimalli kuvaa aineistoa. Globaalimalli muodostetaan mahdollisimman monen selittävän muuttujan perusteella ottaen huomioon myös estimointiin käytettävissä oleva laskenta-aika. Jos globaalimalli kuvaa havaintoaineiston vaihtelua riittävän hyvin, voidaan ajatella, että informaatioarvoltaan hyvä malli on tuotettavissa poistamalla globaalimallista ei-merkitsevät tekijät tai lisäämällä malliin AIC:ta parantavia tekijöitä. Globaalimallina pyrimme käyttämään ajan vaikutusta sisältäviä malleja ja poikasaineistoissa myös iän vaikutusta sisältäviä malleja. Eräissä tapauksissa jouduimme tyytymään globaalimallissa vain vähän parametreja sisältävään vakiomalliin, jossa parametrien odotettiin säilyvän vakiona koko tutkimusjakson ajan.

Testasimme globaalimallin sopivuuden bootstrap-simulaatiolla. Simulaatiossa tuotetaan globaalimallin parametristimaateilla useita keinotekoisia aineistoja, jotka täyttävät mallin odotukset täydellisesti. Vertasimme simuloitujen mallien deviansseja alkuperäisen mallin devianssiin ja tutkimme, kuinka todennäköistä oli saada alkuperäisessä mallissa havaittu devianssi. Sen jälkeen laskimme \hat{c} :n, joka korjaa ylihajontaa. Kun $\hat{c} = 1$, globaalimalli kuvaa havaitussa aineistossa olevaa vaihtelua täydellisesti tilastollisten oletusten mukaan (White & Burnham 1999). Laskimme \hat{c} :n kahdella eri kaavalla: (1) havaittu devianssi / simulaation devianssien keskiarvo ja (2) (havaittu devianssi / havaitun devianssin vapausasteet) / simulaatioiden \hat{c} :n keskiarvo. Määritimme parametrin \hat{c} suuremman arvon antaneen laskutoimituksen mukaisesti; \hat{c} :n asettamisen jälkeen arvioimme havaintoaineistoon sovitettujen mallien paremmuuden QAICc-arvojen perusteella (Burnham & Anderson 2002).

Aloitimme p :n mallintamisen globaalimallin pohjalta. Pidimme muut parametrit samanlaisina kuin globaalimallissa ja testasimme p :hen vaikuttavat tekijät. Katsoimme, saiko eniten tukea ajan (t) vaikutus p :hen [$p(t)$] vai p :n säilyminen koko tutkimusjakson ajan vakiona $p(\cdot)$. Poikasaineistoissa kokeiltiin myös, vaikuttiko ikä (a_2 : kaksi ikäluokkaa: poikaset 0-1v. ja aikuiset) p :hen [$p(a_2)$]. Pidimme p :n tämän jälkeen jatkossa samana eniten tukea saaneen mallin mukaisena. Parametri r :n mallinnus aloitettiin vakiona $r(\cdot)$, koska kuolleisuushavaintoja oli melko vähän. Mallinsimme myös joukkokuoleman vaikutusta r -parametriin [$r(\text{myrkky})$] parhaaksi mallinnettavaksi osoittautuneessa etelänkiislan aikuisaineistossa, koska joukkokuoleman vuosina kuolleiden lintujen etsintöjä on voitu tehostaa. Tämän takia r saattaisi olla suurempi joukkokuoleman vuosina kuin tavallisina vuosina. Tekijää $r(\text{myrkky})$ emme kuitenkaan ottaneet huomioon globaalimallin muodostamisessa, mikä on voinut jonkin verran yliarvioida \hat{c} -parametria (lisää konservatiivisuutta vaikutusten tilastollisessa testauksessa).

Aloitimme S :n mallinnuksen aikuisaineistoissa mahdollisuuksien mukaan ajasta (t) riippuvalla mallilla [$S(t)$]. Ajasta riippuvassa mallissa S vaihtelee vuosittain. Poikasaineistoissa aloitimme S :n mallinnuksen ajasta (t) ja iästä (a_2 , kaksi ikäluokkaa: poikaset 0-1v. ja aikuiset) riippuvalla mallilla

[$S(t,a_2)$]. Tässä mallissa S voi vaihdella ajassa ja eri tasoilla poikas- ja aikuiskohorttien välillä. Aikamallit olivat usein liian monimutkaisia pienellä aineistolla mallinnettaviksi. Seuraavaksi kokeilimme vaihtomallia $S(\cdot)$, jossa S pysyi koko tutkimusjakson ajan samana. Poikasaineistoilla kokeilimme pelkän iän vaikutusta $S(a_2)$ (kaksi ikäluokkaa: poikaset 0–1v. ja aikuiset), mikä mahdollisti ikäluokittain poikkeavan mutta vuosittain vakion S -parametrin. S :n mallintamiseen otimme mukaan kovariaatteja, joiden oletettiin selittävän S :n vuosivaihteluja. Kovariaattimallit perustuivat logistiseen (logit-linkki) funktioon.

Eryyisesti olimme kiinnostuneita joukkokuoleman vuosien vaikutuksista S :ään. Näitä vuosia olivat 1992, 2000, 2006 ja 2010. Joukkokuoleman malleissa S :ään vaikutti parametri $S(\text{myrkky})$. Myrkyntymisen tuli malliin, koska joukkokuolemien syyksi on epäilty levämyrkyä. Myrkyparametrilla mallinsimme joukkokuoleman vaikutusta ajanjaksoille (selviytyvyysjakso) 1992–1993, 2000–2001, 2006–2007 ja 2010–2011. Lisäksi mallinsimme joukkokuoleman vaikutusta erillisellä myrkyymuuttujalla ajanjaksolle 1992–1993, joka oli raportoitu poikkeuksellisen voimakkaaksi massakuoleman ajankohdaksi (1992) ruokilla, jonka populaatiokoko pieneni hyvin voimakkaasti Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa (Hokkanen & Ruhkanen 1994). Näihin malleihin tuli siis kaksi myrkyparametria ja siitä nimitys $S(\text{myrkky}2)$.

Mahdollisena kuolleisuuden vaikuttavana taustamuuttujana mallinsimme Pohjois-Atlantin oskillaation (NAO) vaikutuksia selviytyvyyteen. Tässä käytimme Hurrellin PC-pohjaista NAO-indeksiä (<http://climatedataguide.ucar.edu/guidance/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-pc-based>). Pohjois-Atlantin oskillaatio kuvaa merentason ilmanpaineen eroa arktisen ja subtrooppisen Atlantin välillä, ja se on havaittavissa parhaiten talvella (Hurrell ym. 2003). Negatiivisen NAO-indeksin aikaan Euroopassa vallitsevat tavallista kylmemmät talvet. Positiivinen NAO-indeksi kytkeytyy normaalia suurempaan sadantaan Skandinaviassa ja Pohjois-Euroopassa sekä lauhoihin, tuulisiin talviin Euroopassa (Hurrell & van Loon 1997). Kovat talvet mahdollisesti voivat alentaa selviytyvyyttä ravinnon saatavuuden vähenemisen vuoksi tai ajamalla linnut kauemmas talvehtimaan. Pohjois-Atlantin oskillaation vaikutusta malleissa merkitsimme termillä $S(\text{NAO})$. Tekijällä mallinnettiin selviytyvyysjakson (ks. yllä) jälkimmäisen vuoden NAO-indeksin arvon vaikutusta, koska jälkimmäisen vuoden NAO-indeksin arvo kuvaa säätilaa ajanjakson talviaikana. Mallinsimme myös joukkokuoleman (myrkky tai $\text{myrkky}2$) ja NAO:n additiivista vaikutusta.

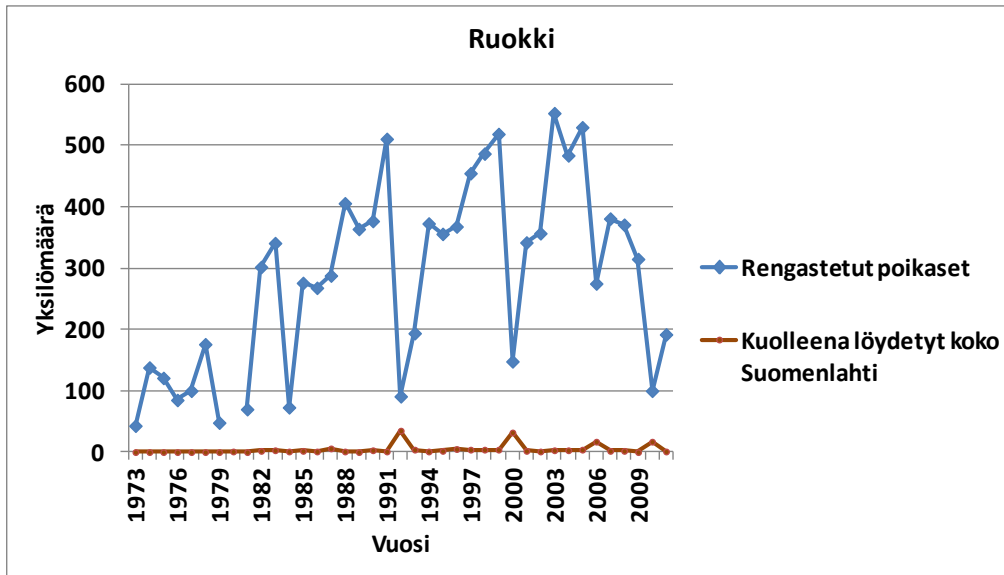
Tutkimme myös erilaisia trendivaikutuksia S -parametriin. Kokeilimme lineaarista $S(\text{linear_trend})$ tai kvadraattista trendiä $S(\text{linear_power}2)$. Trendimallit kuvaavat ajallista vaihtelua, mutta deterministisen vasteen takia varsinkin kvadraattinen malli voi tuottaa ajanjakson ääripäihin epäuskottavia S -arvoja, jos aineisto on hatara. Siksi pidimme trendimalleja luotettavina vain sellaisten mallien osalta, joissa aikamalli $S(t)$ oli määritettävissä.

3. Tulokset

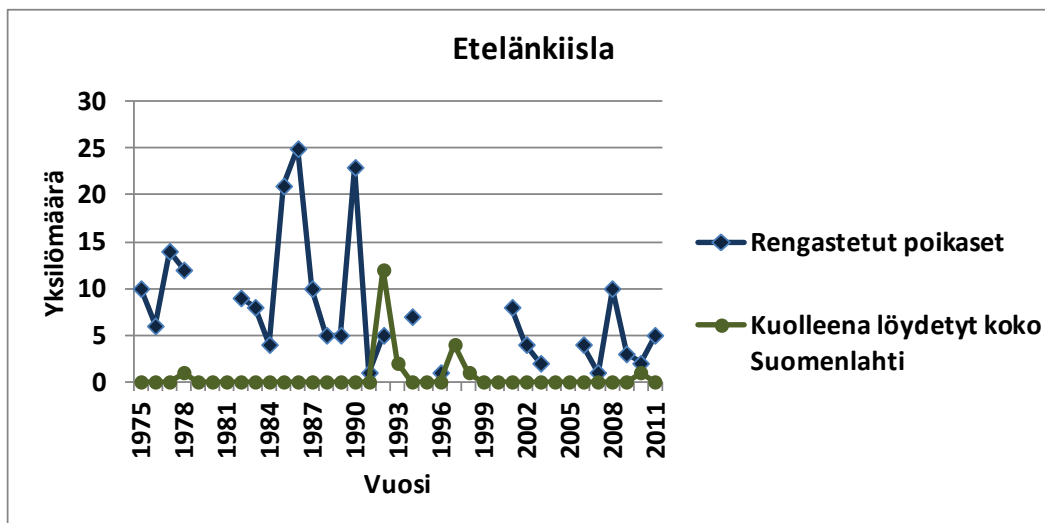
3.1. Rengastusten ja kuolleena löydettyjen vuosittaiset muutokset

Ruokilla (kuva 7) Suomenlahdelta kuolleena löydettyjen rengastettujen yksilöiden lukumäärien huiput osuivat joukkokuoleman vuosiin, samoina vuosina rengastettujen poikasten lukumäärät putosivat ja lukumäärän palautuminen joukkokuoleman vuotta edeltävälle tasolle on vaatinut aikaa. Etelänkiislalla (kuva 8) kuolleena löydettyjen rengastettujen yksilöiden lukumäärässä oli selvä huippu vuonna 1992. Etelänkiislalla rengastettujen yksilöiden lukumäärät olivat alhaisempia kuin ruokilla ja

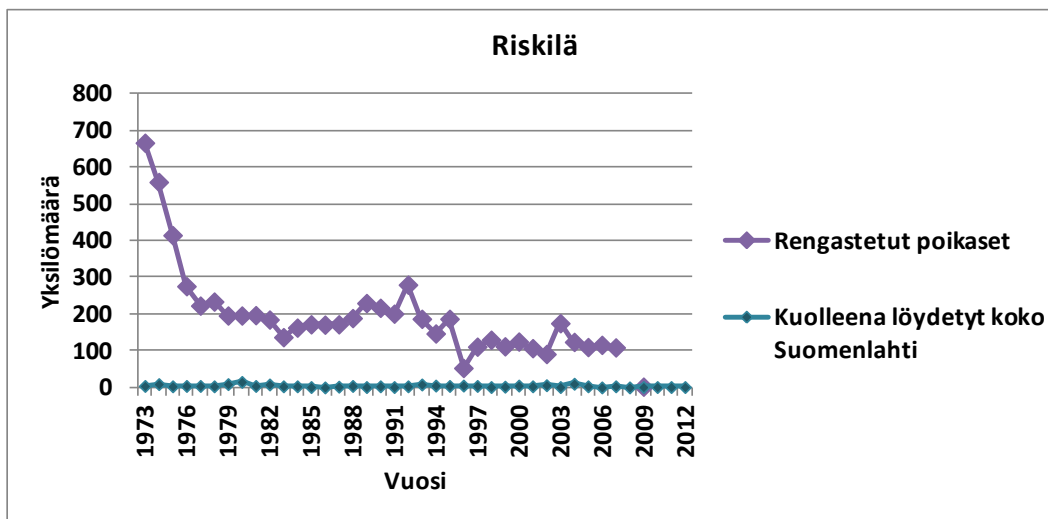
riskilällä. Riskilöillä (kuva 9) kuolleena löydettyjen lukumäärissä ei ole nähtävissä selviä huippuja ja rengastettujen poikasten määrä on laskenut koko jakson aikana.



Kuva 7. Ruokin rengastettujen poikasten yksilömäärä ja Suomenlahdelta kuolleena löydettyjen rengastettujen ruokkien yksilömäärä vuodesta 1973 vuoteen 2011. Yksi poikanen tarkoittaa yhtä pesintää (poikuekoko: 1 poikanen per pesä).



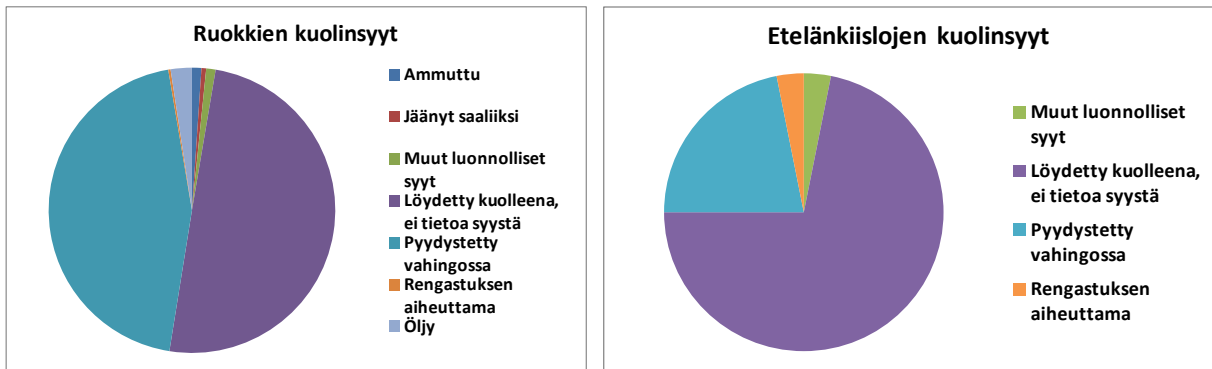
Kuva 8. Etelänkiislan rengastettujen poikasten yksilömäärä ja Suomenlahdelta kuolleena löydettyjen rengastettujen etelänkiislojen yksilömäärä vuodesta 1975 vuoteen 2011. Yksi poikanen tarkoittaa yhtä pesintää (poikuekoko: 1 poikanen per pesä).



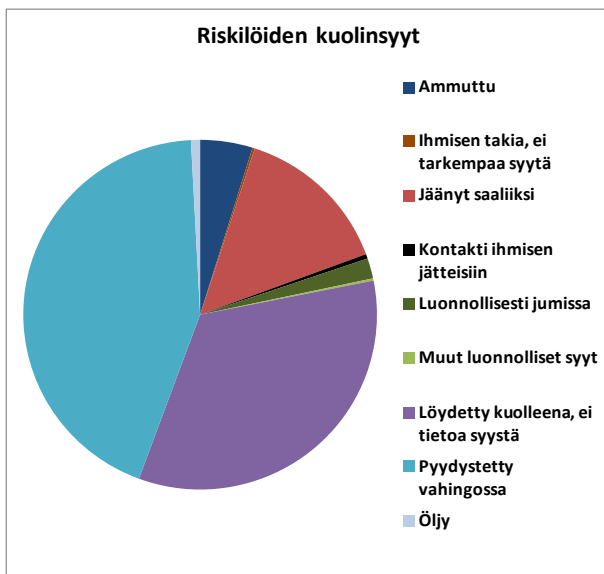
Kuva 9. Riskilän rengastettujen poikasten yksilömäärät ja Suomenlahdelta kuolleena löydettyjen rengastettujen riskilöiden yksilömäärät vuodesta 1973 vuoteen 2012. Riskilällä poikuekoko on 1–2 poikasta per pesä.

3.2. Kuolinsyyt

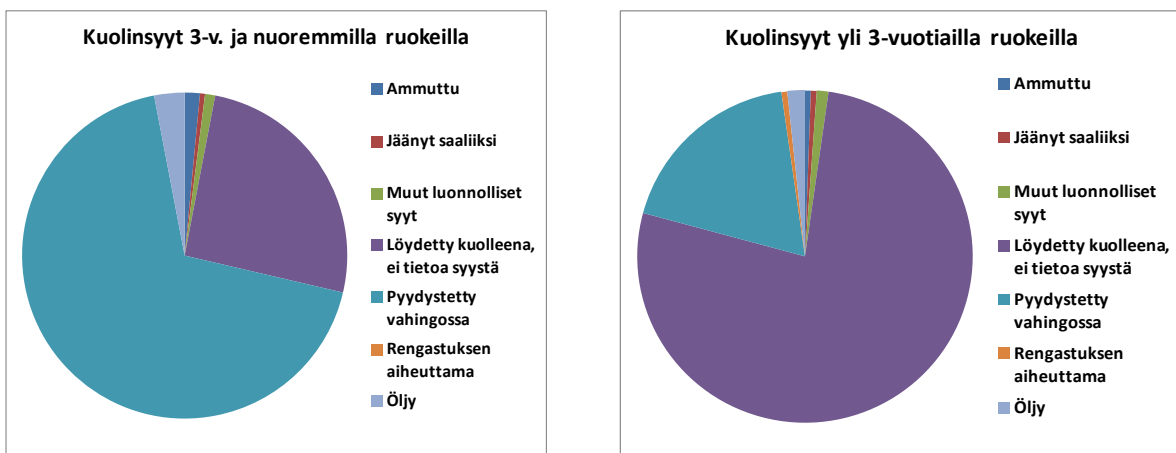
Tarkastelimme kuolleena löydettyjen yksilöiden lukumäärien jakautumista eri kuolinsyylokkiiin lajeittain (kuvat 10 ja 11) sekä ikäluokittain (kuvat 12–14). Ikäluokittelussa oli kaksi luokkaa: nuoret enintään 4. kalenterivuoden (3 v. täyttäneet) yksilöt ja tätä vanhemmat yksilöt. Eniten lintuja löytyi kuolleena ilman tarkkaa tietoa kuolinsyystä sekä vahingossa pyydystettynä. Etelänkiislalla ja ruokilla tuntemattoman kuolinsyyn luokkaan kertyi eniten yksilöitä (kuva 10), riskilöitä sen sijaan osui eniten vahingossa pyydystettyjen luokkaan (kuva 11). Vahingossa pyydystetyt yksilöt ovat luultavasti jääneet kalanpyydyksiin. Kaikkiaan ruokkeja (kuva 10) ja erityisesti nuoria yksilöitä (kuva 12) löytyi suhteellisen paljon kalanpyydyksistä. Etelänkiisloilla vanhempien yksilöiden kuolinsyystä ei useimmiten ollut tietoa ja nuoremmilla yksilöillä oli enemmän vaihtelua kuolinsyissä (kuva 13). Riskilöillä nuoremmat yksilöt löytyivät vanhoja useammin kalanpyydyksistä tai olivat tulleet ammutuiksi, kun taas vanhemmat yksilöt olivat suhteessa useammin joutuneet jonkin pedon saaliiksi (kuva 14).



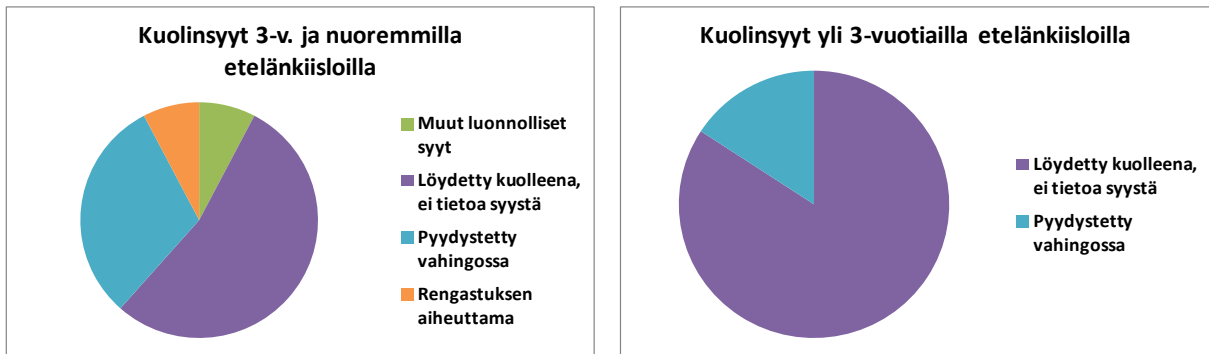
Kuva 10. Ruokkien ja etelänkiislojen kuolinsyyt. Aineistossa oli kuolleita ruokkiyksilöitä yhteensä 377 ja kuolleita etelänkiisloja yhteensä 32.



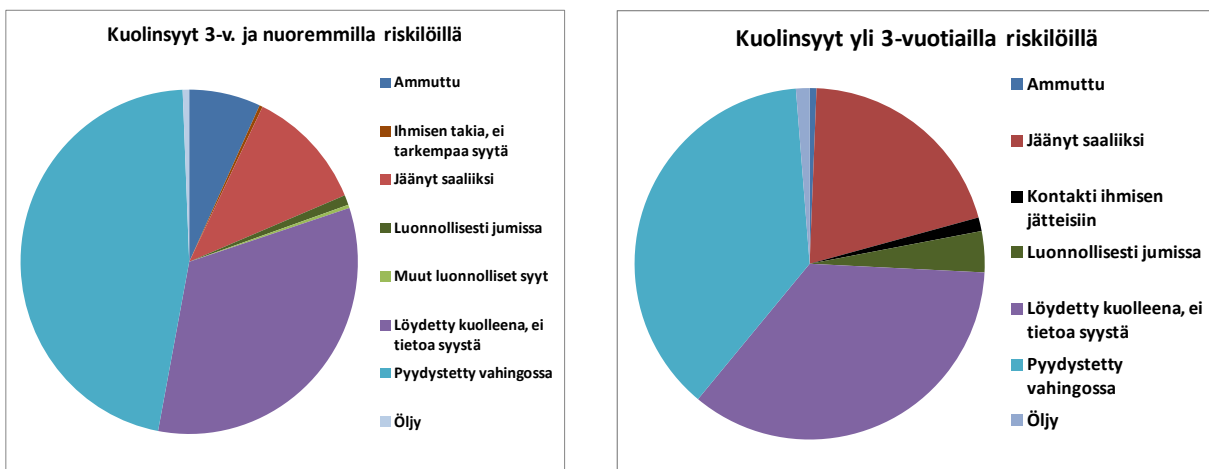
Kuva 11. Riskilöiden kuolinsyyt. Aineistossa oli kuolleita riskilöitä yhteensä 480.



Kuva 12. Ruokkien kuolinsyyt ikäluokittain. Nuorina kuolleiden yksilömäärä oli 199 ja yli 3-vuotiaiden 178.



Kuva 13. Etelänkiislojen kuolinsyyt ikäluokittain. Nuorina kuolleita yksilöitä oli 13 ja yli 3-vuotiaina kuolleita 19.



Kuva 14. Riskilöiden kuolinsyyt ikäluokittain. Nuorina kuolleita yksilöitä oli 321 ja yli 3-vuotiaina kuolleita 159.

3.3. Selviytyvyysanalyysit

Tutkittavista lajeista selviytyvyysanalyysin mahdollisti parhaiten etelänkiislan aikuisaineisto, jossa yksilöitä oli tavattu uudelleen riittävän useasti. Riskilän ja ruokin poikasaineistoilla globaalimallin sopivuuden testaaminen osoittautui hyvin aikaa vieväksi eivätkä mallit konvergoituneet useamman vuorokauden ajon jälkeen, joten niiden analysointiin meillä ei ollut mahdollisuuksia. Ruokin ja riskilän aikuisaineistoissa globaalimalliksi soveltui vain vakiomalli. Myös etelänkiislan poikasaineistossa globaalimalli oli hyvin yksinkertainen. Liian monimutkaisissa malleissa parametrien estimoinnissa oli ongelmia, esim. mallin vapausasteet muodostuivat negatiivisiksi, mikä osoittaa aineiston käyttökeltavuuden kyseiseen analyysiin. Poikasena ja aikuisena merkittyjen selviytyvyyskäsitteiden soveltaminen mallinnettavaksi myös yhtenäisellä aineistolla, mutta luovuimme tästä koska parametrimäärä kasvoi liian suureksi suhteessa aineiston kattavuuteen.

Etelänkiislan aikuisaineisto oli koostumukseltaan hyväksyttävä merkintä-takaisinpyyntiaineisto. Tämänkaltaiset aineistot olisivat toivottavia selviytyvyysmallintamista ajatellen. Valitettavasti ruokista ja riskilästä ei ole tuotettu samanlaista aineistoa, siitäkään huolimatta, että lajit ovat etelänkiislan tavoin hyvin pesimäpaikkauskollisia (parametri F) eli palaavat vuosittain pesimään samoille pesimäluodoille. Emot eivät kuitenkaan jää pesään ihmisen noustessa maihin vaan pakenevat veteen. Jonkin verran ruokkiemoja on sattumoisin saatu kiinni pesäonkaloista, mutta muutoin ruokin ja riski-

län renkaiden lukeminen perustuu työlääseen ja aikaa vievään piilokojutarkkailuun pesillä. Seuraavassa esittelemme eri mallinnuksien tuloksia lajeittain eri aineistoista.

3.3.1. Riskilä: aikuisaineisto

Riskilän aikuisaineistossa globaalimalliksi saatu vakiomalli $S(.)p(.)r(.)F(.)$ kuvasi havaittua vaihtelua sadan bootstrap-simulaation perusteella tilastollisesti hyvin: $p=0,15$; $\hat{c} = 1,183$. Mallin perusteella riskilän aikuisten selviytyvyys (S) oli melko korkea ja paikallaanpysymistodennäköisyys (F) hyvin suuri; kiinnijäämis- (p) ja raportointitodennäköisyydet (r) saivat pienet arvot (taulukko 3). Muut mallit sisälsivät enemmän parametreja kuin globaalimalli, joten niiden estimaateista oli vaikea saada luotettavia tuloksia pienen aineiston takia.

Taulukko 3. Riskilän aikuisten selviytyvyys (S), kiinnijäämistodennäköisyys (p), raportointitodennäköisyys (r) ja paikallaanpysymistodennäköisyys (F) vakiomallin $S(.)p(.)r(.)F(.)$ mukaan.

| Parametri | Estimaatti | Keskivirhe | 95%-alaraja | 95%-yläraja |
|-----------|------------|------------|-------------|-------------|
| 1:S | 0,764 | 0,063 | 0,620 | 0,865 |
| 2:p | 0,015 | 0,011 | 0,003 | 0,062 |
| 3:r | 0,107 | 0,031 | 0,060 | 0,184 |
| 4:F | 0,965 | 0,165 | 0,002 | 1,000 |

3.3.2. Riskilä: poikasaineisto

Emme löytäneet riskilän poikasaineistolle sopivaa mallia sadan bootstrap-simulaation ajoilla. Yksittäinenkin tuhat bootstrap-simulaation ajo olisi vienyt hyvin paljon aikaa, eikä mallien konvergoitumisesta ollut takeita, joten luovuimme tämän aineiston analysoinnista.

3.3.3. Ruokki: aikuisaineisto

Ruokin aikuisaineiston analyysissä oli samanlaisia ongelmia kuin riskilän aikuisaineistossa. Globaalimalliksi (taulukko 4) kelpasi vakiomalli $S(.)p(.)r(.)F(.)$. Sadan bootstrap-simulaation perusteella malli kuvasi vaihtelua tilastollisesti juuri hyväksyttävästi: $p=0,05$; $\hat{c} = 2,469$. S oli korkeampi kuin riskilän vakiomallissa. F oli lähes 60 %; p ja r olivat alhaisia. Tällä aineistolla seuraaviin tuloksiin (taulukko 5) pitää suhtautua varauksella, koska estimaatit perustuvat malleihin, joissa on enemmän parametreja kuin globaalimallissa.

Eniten tukea sai malli $S(\text{myrkky})p(.)r(.)F(.)$, jossa joukkokuoleman vuosilla oli negatiivinen vaikutus S:ään (taulukko 5). Myös malli $S(\text{myrkky}2)p(.)r(.)F(.)$ (ks. menetelmät) sai tukea, mutta ajanjakson 1992–1993 vaikutusta ei aineiston rajallisuuden takia voitu laskea.

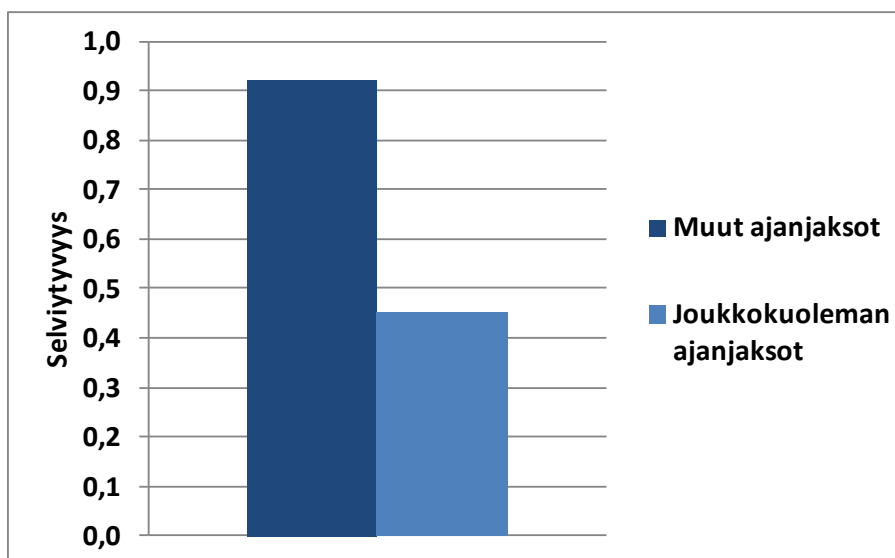
Taulukko 4. Ruokin aikuisaineiston vakioimallin parametriarvot: selviytyvyys (S), kiinnijäämistodennäköisyys (p), raportointitodennäköisyys (r) ja paikallaanpysymistodennäköisyys (F).

| Parametri | Estimaatti | Keskivirhe | 95% alaraja | 95% yläraja |
|-----------|------------|------------|-------------|-------------|
| 1:S | 0,893 | 0,090 | 0,567 | 0,982 |
| 2:p | 0,030 | 0,046 | 0,001 | 0,402 |
| 3:r | 0,106 | 0,062 | 0,032 | 0,301 |
| 4:F | 0,589 | 0,361 | 0,072 | 0,964 |

Taulukko 5. Ruokin aikuisaineiston mallinnukset. Parhaassa mallissa joukkokuoleman vaikutus oli mallinnettu ajanjaksoille 1992–1993, 2000–2001, 2006–2007 ja 2010–2011. $\hat{c} = 2,469$. Mallien suhteellinen todennäköisyys on laskettu painotetun QAICc:n perusteella. Parametrit-sarake osoittaa estimoitujen tekijöiden lukumäärän linkki-funktiossa. Qdevianssi on korjattu devianssi.

| Malli | QAICc | Δ QAICc | QAICc Painotettu | Mallin todennäköisyys | Parametrit | Qdevianssi |
|------------------------------|--------|----------------|------------------|-----------------------|------------|------------|
| {S(myrkky)p(.)r(.)F(.)} | 60,912 | 0,000 | 0,397 | 1,000 | 5 | 40,831 |
| {S(myrkky2)p(.)r(.)F(.)} | 61,843 | 0,931 | 0,250 | 0,628 | 6 | 39,482 |
| {S(.)p(.)r(.)F(.)} | 61,919 | 1,007 | 0,240 | 0,604 | 4 | 44,068 |
| {S(NAO_myrkky)p(.)r(.)F(.)} | 64,324 | 3,411 | 0,072 | 0,182 | 6 | 41,962 |
| {S(NAO_myrkky2)p(.)r(.)F(.)} | 66,642 | 5,730 | 0,023 | 0,057 | 7 | 41,948 |
| {S(NAO)p(.)r(.)F(.)} | 67,878 | 6,965 | 0,012 | 0,031 | 5 | 47,797 |

Ruokkien aikuisaineistossa S oli noin puolet pienempi joukkokuoleman ajanjaksoina kuin muina ajanjaksoina (kuva 15). Mallin yhtälö S:n osalta oli: $\text{logit } S = 2,468 \text{ (vakiotermei)} - 2,658x \text{ (joukkokuolema} = 1 \text{ joukkokuoleman ajanjaksolla tai } = 0 \text{ muulla ajanjaksolla)}$. S:n 95 %:n vaihteluväli joukkokuoleman ajanjaksoille oli kuitenkin hyvin laaja.



Kuva 15. Todennäköisimmässä mallissa S(myrkky)p(.)r(.)F(.) ruokkien aikuisten selviytyvyyteen vaikuttivat jouk-

kokuoleman ajanjaksot. 95 %:n vaihteluvälit S (muut ajanjaksot): 0,690–0,984 ja S (joukkokuoleman ajanjaksot): 0,05–0,927. Mallissa $p = 0,029$, $r = 0,092$ ja paikallaanpysymistodennäköisyys $F = 0,632$.

3.3.4. Ruokki: poikasaineisto

Emme löytäneet ruokki-poikasaineistolle sadalla bootstrap-simulaatioilla sopivaa globaalimallia (vrt. riskilän poikasaineisto yllä).

3.3.5. Etelänkiisla: aikuisaineisto

Etelänkiislan aikuisaineistossa globaalimalliksi (taulukko 6) muodostui $S(t)p(t)r(.)F(.)$. Globaalimalli sopi sadan bootstrap-simulaation perusteella aineistoon tilastollisessa mielessä hyvin $p=0,07$; $\hat{c} = 1,528$. Parametrin p muuttuminen ajassa paransi mallin selitysvoimaa oleellisesti (taulukko 6).

Taulukko 6. Etelänkiislan aikuisaineiston selviytyvyysanalyysi. Parametri p :n vaihteli ajassa (t); $\hat{c} = 1,528$. Mallien suhteellinen todennäköisyys on laskettu painotetun QAICc:n perusteella. Parametrit-sarake osoittaa estimoitujen tekijöiden lukumäärän linkki-funktiossa. Qdevianssi on korjattu devianssi.

| Malli | QAICc | Δ QAICc | QAICc Painotettu | Mallin todennäköisyys | Parametrit | Qdevianssi |
|------------------------|----------|----------------|------------------|-----------------------|------------|------------|
| $\{S(t)p(t)r(.)F(.)\}$ | 1325,883 | 0,000 | 1,000 | 1,000 | 75 | 725,095 |
| $\{S(t)p(.)r(.)F(.)\}$ | 1353,060 | 27,177 | 0,000 | 0,000 | 40 | 836,903 |

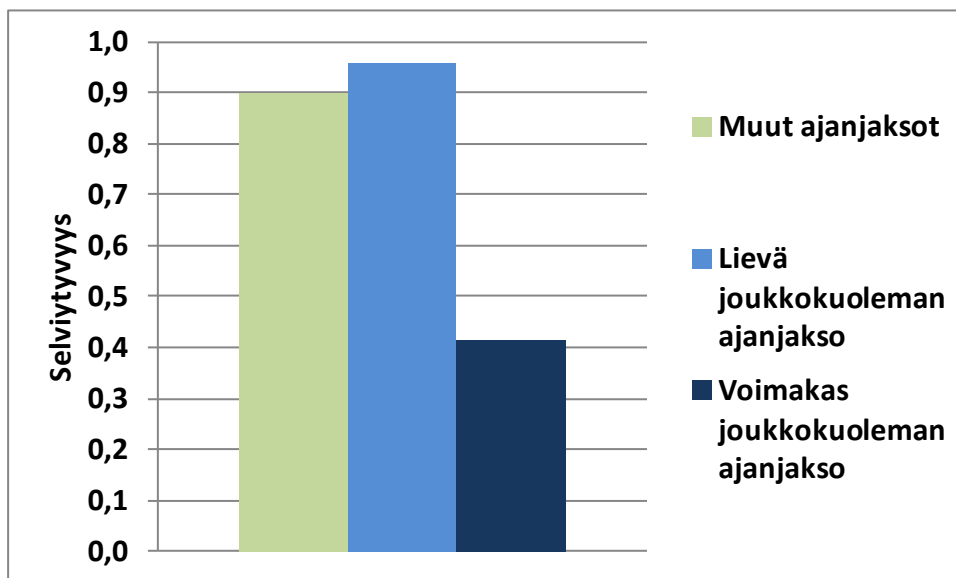
Parametrin r kaksi eri arvoa, joukkokuoleman ajanjaksoille ja muille ajanjaksoille $r(\text{myrkky})$, sai enemmän tukea kuin sen säilyminen vakiona $r(.)$ (taulukko 7). Joukkokuoleman vuosien vaikutuksen mallintamisessa S :ään eniten tukea sai malli $S(\text{myrkky}_2)p(t)r(\text{myrkky})F(.)$ (taulukko 7). Mallin yhtälö S :n osalta oli $\logit S = 2,203(\text{vakiotermin}) + 0,954 \times \text{myrkky_lievä} - 2,554 \times \text{myrkky_voimakas}$. Tekijä $\text{myrkky_lievä}=1$, kun kyseessä on lievemmät joukkokuoleman vuodet ajanjaksoilla 2000–2001, 2006–2007 ja 2010–2011; muina vuosina $\text{myrkky_lievä}=0$; $\text{myrkky_voimakas}=1$, kun kyseessä on erityisen voimakas joukkokuolemanvuosi ajanjaksolla 1992–1993, muulloin $\text{myrkky_voimakas}=0$.

Joukkokuoleman ajanjaksolla 1992–1993 oli huomattavan negatiivinen vaikutus selviytyvyyteen (kuva 16). Ajanjaksolla 1992–1993 $S (= 0,41)$ oli selvästi pienempi kuin muina aikoina ($S > 0,9$) Lievillä joukkokuoleman vuosilla ei ollut suuresti alentavaa vaikutusta selviytyvyyteen, mikä käy yksiin sen kanssa, ettei etelänkiislalla vuosina 2000 ja 2006 ollut havaittu joukkokuolemia. Parametri p vaihteli ajassa (kuva 17), mutta kaikille vuosille p :n arvoa ei pystytty arvioimaan. Joukkokuoleman ajanjaksoina r oli suurempi ($= 0,30$) kuin muina ajanjaksoina ($r=0,06$) ja tämä lienee ollut seurausta tehostetusta myrkkyn kuolleiden yksilöiden etsinnöistä. $F (=0,99)$ oli odotetun korkea paikkauskolliselle lajille.

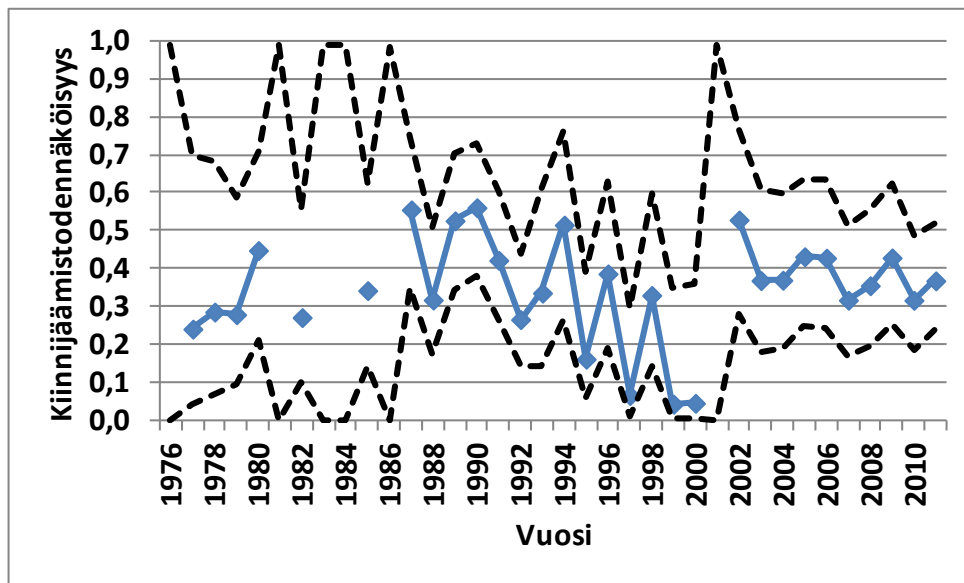
NAO-indeksin vaikutuksen sisältäneet mallit eivät saaneet tukea, mikä tarkoittaa, että laajoilla talvisilla sääolojen vaihtelulla ei ole tilastollisesti merkitsevästi vaikutusta etelänkiislan selviytyvyyteen.

Taulukko 7. Etelänkiislan aikuisten selviytyvyysanalyysin mallit. Eniten tukea sai malli $S(\text{myrkky}_2)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)$, $\hat{c} = 1,528$. Mallien suhteellinen todennäköisyys on laskettu painotetun QAICc:n perusteella. Parametrit-sarake osoittaa estimoitujen tekijöiden lukumäärän linkki-funktiossa. Qdevianssi on korjattu devianssi.

| Malli | QAICc | Δ QAICc | QAICc Painotettu | Mallin todennäköisyys | Parametrit | Qdevianssi |
|--|----------|----------------|------------------|-----------------------|------------|------------|
| $\{S(\text{myrkky}_2)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1265,373 | 0,000 | 0,774 | 1,000 | 43 | 742,349 |
| $\{S(\text{myrkky}_2)p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1268,237 | 2,864 | 0,185 | 0,239 | 42 | 747,509 |
| $\{S(\text{NAO_myrkky}_2)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1271,890 | 6,517 | 0,030 | 0,038 | 44 | 746,562 |
| $\{S(\text{linear_trend_power}_2)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1275,979 | 10,606 | 0,004 | 0,005 | 43 | 752,955 |
| $\{S(\text{NAO})p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1276,314 | 10,941 | 0,003 | 0,004 | 42 | 755,587 |
| $\{S(\text{NAO_myrkky})p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1276,321 | 10,948 | 0,003 | 0,004 | 43 | 753,297 |
| $\{S(\text{NAO_myrkky})p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1282,995 | 17,622 | 0,000 | 0,000 | 42 | 762,267 |
| $\{S(\text{NAO_myrkky}_2)p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1283,646 | 18,273 | 0,000 | 0,000 | 43 | 760,622 |
| $\{S(\text{myrkky})p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1283,656 | 18,283 | 0,000 | 0,000 | 42 | 762,929 |
| $\{S(\cdot)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1284,012 | 18,639 | 0,000 | 0,000 | 41 | 765,574 |
| $\{S(\text{myrkky})p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1284,382 | 19,009 | 0,000 | 0,000 | 41 | 765,944 |
| $\{S(\text{linear_trend})p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1285,887 | 20,514 | 0,000 | 0,000 | 42 | 765,160 |
| $\{S(\text{NAO})p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1288,898 | 23,525 | 0,000 | 0,000 | 41 | 770,460 |
| $\{S(\text{linear_trend_power}_2)p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1292,937 | 27,564 | 0,000 | 0,000 | 42 | 772,210 |
| $\{S(\text{linear_trend})p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1299,408 | 34,035 | 0,000 | 0,000 | 41 | 780,970 |
| $\{S(t)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)\}$ | 1319,823 | 54,450 | 0,000 | 0,000 | 76 | 716,464 |
| $\{S(t)p(t)r(\cdot)F(\cdot)\}$ | 1325,883 | 60,510 | 0,000 | 0,000 | 75 | 725,095 |



Kuva 16. Etelänkiislan aikuisena merkittyjen yksilöiden S eniten tukea saaneissa mallissa, jossa selviytyvyteen vaikutti kaksi myrkkyparametria. S oli alhaisimmillaan voimakkaan joukkokuoleman ajanjaksolla 1992–1993. Lievempinä joukkokuoleman ajanjaksoina 2000–2001, 2006–2007 ja 2010–2011 S oli hieman tavallista korkeampi. 95 %:n vaihteluvälit: S(muut ajanjakso): 0,836–0,942, S(lievä joukkokuoleman jakso): 0,779–0,994 ja S(voimakas joukkokuoleman jakso): 0,232–0,621.



Kuva 17. Etelänkiislan aikuisena merkittyjen yksilöiden kiinnijäämistodennäköisyyden (p; sininen viiva symboloin) vuosittainen vaihtelu eniten tukea saaneessa mallissa $S(\text{myrkky}^2)p(t)r(\text{myrkky})F(\cdot)$. 95 %:n luottamusrajat on merkitty mustalla katkoviivalla. Kaikki p:n parametrit eivät olleet estimoitavissa.

3.3.6. Etelänkiisla: poikasaineisto

Globaalimalli $S(a_2)p(a_2)r(\cdot)F(\cdot)$ (taulukko 8) sopi aineistoon tilastollisessa mielessä hyvin ($p=0,62$); \hat{c} :n arvo oli pienempi kuin 1, mikä kuvaa alihajontaa. Vaihtelun määrä oli odotettua vähäisempää, joten (vaikutusten ylitulkinnan välttämiseksi testituloksista) \hat{c} :n arvon annettiin olla 1. Luultavasti alihajontaan vaikuttivat aineiston vähälukuiset uudelleentapaamiset rengastustapahtuman jälkeen. Parametrien p ja S pysyminen vakiona saivat hieman enemmän tukea kuin iän vaikutuksen mittaavat mallit. Myrkkyparametrien estimoinnissa ilmeni ongelmia, eikä ajan vaikutusta pystytty mallintamaan aineiston vajavaisuuden vuoksi. Globaalimallissa poikasilla oli alhaisempi S ja p kuin aikuisilla (taulukko 8).

Taulukko 8. Globaalimalli etelänkiislan poikasten merkintäaineiston perusteella. 1 ja 3 viittaavat 0–1 vuoden ikäisiin yksilöihin, 2 ja 4 viittaavat yli 1-vuotiaiden arvoihin.

| Parametri | Estimaatti | Keskivirhe | 95%-alaraja | 95%-yläraja |
|-----------|------------|------------|-------------|-------------|
| 1:S | 0,767 | 0,119 | 0,471 | 0,924 |
| 2:S | 0,872 | 0,041 | 0,767 | 0,933 |
| 3:p | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| 4:p | 0,007 | 0,004 | 0,003 | 0,020 |
| 5:r | 0,065 | 0,019 | 0,036 | 0,115 |
| 6:F | 1,000 | 0,000 | 1,000 | 1,000 |

4. Pohdinta

Ruokkilinnuista ruokki ja etelänkiisla näyttivät indikoivan Itämeren tilan vaihtelua, mitä tulee myrkyllisten leväkukintojen esiintymiseen Suomenlahdella. Tosin kuolleisuuden kasvun ja myrkyllisten levälajien esiintymisellä oli toistaiseksi osoitettavissa vain korrelatiivinen yhteys. Vaikutus kuolleisuuden kasvuun osoittautui voimakkaaksi, joten usein toistuessaan joukkokuolemat voivat madaltaa populaatioiden elinvoimaisuutta. Jotta ympäristömuutosten vaikutuksista saataisiin luotettavampi kuva, lajien seuranta kannattaisi tehostaa. Seuranta on suunniteltu indikaattoriksi merenhoitosuunnitelman (Merenhoidon nykytilan ja hyvän tilan arvion kuulemisasiakirja 2012) tavoitteen ”Haitallisten aineiden pitoisuudet ovat tasolla, joka ei aiheuta haitallisia biologisia vaikutuksia millään ravintoverkon tasolla ja meren eliöstön terveys ei vaarannu” toteutumiseksi.

Joukkokuolemien syyksi arvellaan levämyrkyjä (Hokkanen & Ruhkanen 1994), mutta vaikutusten mekanismeja yksilötasolla ei nykyisen tiedon perusteella voida osoittaa. On myös epäselvää, mitkä nimenomaiset levämyrkyt voisivat olla joukkokuolemien syynä ja mitkä ovat myrkyjä tuottavien leväkukintojen edellytykset. Leväkukintoja on toki tutkittu paljon. Keväiset leväkukinnat tuottavat yleensä eniten organohalogeeneja myrky-yhdisteitä ja kesäiset peptidifykotoksiineja (Kankaanpää 2010). Muun muassa *Dinophysis*-suvun levät (Setälä ym. 2011) ja syanobakteerit (Sivonen ym. 1989) voivat tuottaa myrkyllisiä yhdisteitä.

Melko helposti toteutettavalla tehostetulla poikastuoton ja populaatiokoon seurannalla (saaristolintuseuranta) sekä kohdennetuilla rengastus- ja uudelleenpyyntiprojekteilla (mahdollisesti rengastustoimiston koordinoimana) voidaan jatkossa saada kattavampi ja tarkempi kuva ruokkilintukantojen tilasta. Selviytyvyysien mallintaminen antaa hyödyllistä lisätietoa populaatioiden tilasta. Tarvitavan aineiston tuottamiseksi tarvittaisiin vuosittain samaan aikaan samalla paikalla toistuvaa lintujen merkintää ja havainnointia, jolla pyrittäisiin havaitsemaan kaikki paikalla olevat rengastetut yksilöt. Olisi tärkeää merkitä poikasten lisäksi myös aikuisia lintuja, jotta selviytyvyysien estimointi olisi luotettavaa. Kohdennetun seurannan puitteissa ja mahdollisuuksien mukaan kannattaa samalla seurata useampia lajeja, jotka mahdollisesti voisivat jatkossa ilmetä tärkeiksi indikaattorilajeiksi.

Ruokilla havaittiin voimakasta kuolleisuutta vuosina 1992, 2000, 2006 ja 2010, jolloin myös pesintöjen määrä rengastusten perusteella laski. Etelänkiislalla joukkokuoleman vuosia olivat 1992 ja 2010. Etelänkiislan joukkokuoleman ajanjakso 1992–1993 näytti laskeneen etelänkiislan selviytyvyysien alle puoleen. Jos kyseisen kaltaisten joukkokuolemien esiintymisen todennäköisyys kasvaa tulevaisuudessa, populaatioiden elinvoimaisuus voi laskea rajusti.

Mallinnus tuottaa aina vain malleja todellisuudesta, ja parhain malli on paras vain siinä mallijoukossa, joka on tuotettu. On hyvin mahdollista, että malleistamme puuttuu oleellisia tekijöitä, kuten esimerkiksi selviytyvyysien vaikuttavat tekijät pesimäkauden ulkopuolella — näistä kuitenkin talvi-aikainen NAO ei selittänyt tuloksia.

Etelänkiislan aikuisaineiston globaalimalli on aikamalli, jonka perusoletuksiin kuuluu (1) kaikkien populaatiossa ajankohtana t olevien yksilöiden samansuuruinen p , (2) kaikkien populaatiossa hetkellä t olevien yksilöiden samansuuruinen todennäköisyys selviytyä ajankohtaan $t+1$, (3) merkkien säilyminen (merkit eivät irtoa eivätkä kulu) ja (4) otannan tapahtuminen hetkellisesti ja tasaisin aikavälein suhteessa ajankohtiin t ja $t+1$ sekä kaikkien yksilöiden vapauttaminen välittömästi merkinnän jälkeen (Cormack-Jolly-Seber -oletukset; Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965). Esimerkiksi etelänkiislan mallissa oli ylihajontaa, joten jotkin näistä oletuksista eivät täysin toteutuneet. Esimerkiksi merkit voivat kuluä lukemiskelvottomiksi tai lähteä irti iän myötä (ks. Reynolds ym. 2009 renkaiden häviämi-

sen ottaminen huomioon mallinnuksessa). Merkkien häviäminen voi vaikuttaa myös p:n alhaisuuteen. Renkaiden häviämistä on todettu ruokilla, mikä on voinut olla osasyynä siihen, että ruokin aineisto osoittautui puutteelliseksi verrattuna esimerkiksi etelänkiislaan. Ruokeilla käytetyt merkit eivät ole pysyneet samoina koko tutkimusjakson ajan ja niiden pysyvyydessä on ollut vaihtelua (HY, Luonnontieteellinen keskusmuseo, rengastustoimisto kirj. ilm.). Suuret vaihtelut selviytyvyydessä voidaan todennäköisesti silti havaita, vaikka merkkien häviämistä tapahtuisi. Etelänkiislalla merkkien kulumiseen on aktiivisesti kiinnitetty huomiota, ja kuluneet merkit on Aspskärillä systemaattisesti vaihdettu uusiin.

Merkintäajankohta aikuisilla linnuilla vaihteli noin parin kuukauden sisällä. Samoin kontrolloinneissa oli ajallista vaihtelua kauden sisällä. Tämän takia kaikilla linnuilla jakson pituus t:stä t+1:een ei ollut täsmälleen sama. Tosin tällä ei liene oleellista vaikutusta populaatiotason estimaattiin, jos satunnaisesti eri lintuyskilöt voivat tulla rengastetuksi tai kontrolloiduksi hieman aikaisemmin tai myöhemmin.

Raportoinnissa voi myös olla eroja yksilöiden välillä, koska merellä kuolleita lintuja ei välttämättä löydetä yhtä suurella todennäköisyydellä kuin maalla kuolleita. Toisaalta, jos tietyllä alueella on havaittu normaalista poikkeavalla tavalla mahdollisesti myrkkyyneen kuolleita yksilöitä, tehostettu etsintä saattaa johtaa samasta syystä kuolleiden yksilöiden todennäköisempään raportointiin verrattuna kuolleen yksilön keskimääräiseen todennäköisyyteen tulla raportoiduksi. Tämä saattaa johtaa siihen, että koko tutkimusajanjaksolle arvioitu r olisi aliarvioinut raportointitodennäköisyyttä joukkokuoleman vuosina, ja tästä syystä näinä vuosina kuolleisuus (1-S) vastaavasti olisi yliarvioitu. Yliarvioinnin välttämiseksi päätimme mallintaa joukkokuoleman vaikutuksen r-parametriin etelänkiislan aikuisai-neistossa.

Ylihajonnan vaikutusta korjaavan \hat{c} :n ollessa $\gg 1$ suure QAICc todennäköisemmin puoltaa yksinkertaisempaa mallia kuin tilanteessa että $\hat{c} = 1$. Muiden kuin etelänkiislan aikuisena merkittyjen yksilöiden mallinnuksessa aineistot olivat hyvin rajoittuneita, minkä vuoksi näiden mallinnusten tuloksiin täytyy suhtautua erityisen kriittisesti. Merilintututkimus on tärkeä osa meriekosysteemin tilan seurannassa (Piatt ym. 2007). Ravintoketjussa portaalta toiselle rikastuvien haitallisten aineiden vaikutuksien lisäksi merilintukantojen muutokset voivat indikoida esim. kalakantojen muutoksia sekä ilmastonmuutoksen välittömiä ja välillisiä vaikutuksia eliöihin (Piatt ym. 2007).

Emme havainneet oleellista ilmaston vaikutusta etelänkiislan selviytyvyydelle. Voi olla että laaja-alaisten sääilmiöiden vaihtelua kuvaava NAO-indeksi ei ole riittävän spesifinen osoittamaan sääteki-jöiden vaikutusta esimerkiksi etelänkiislaan (ICES 2004). NAO-indeksin vaikutuksia etelänkiislan nuorten lintujen selviytyvyyteen on tutkittu myös Skotlannissa ja merkittävää vaikutusta ei havaittu sielläkään (Harris ym. 2007). Sandvikin (2005) tutkimuksessa Barentsin merellä positiivinen NAO-indeksin arvo vaikutti selviytyvyyteen negatiivisesti, ja tämän pääteltiin selittyvän korkean NAO-indeksin aikaan esiintyvien voimakkaiden länsituulten haitallisesta vaikutuksesta etelänkiislapopulaatioihin. Samassa tutkimuksessa meren pintalämpötilan laskut osuivat yksin selviytyvyyden kasvun kanssa. Vaikutuksen arveltiin kulkeutuvan ravintoketjun eri tekijöiden kautta (Sandvik 2005).

Ruotsissa havaittiin etelänkiislojen hyötyvän merimetsokolonioiden tarjoamasta suojasta (Björkman ym. 2011). Ruotsissa merimetsokanta on huomattavan tiheä verrattuna esim. Suomeen, joten suojavaikutus saattaa olla etelänkiislan kannalta merkittävä. Myös Suomessa vastaava ilmiö havaittiin Aspskärillä niinä vuosina, jolloin paikalla pesi merimetsoyhdyksunta: enimmillään 32 % etelänkiisloista pesi vuonna 2005 avoimesti keskellä merimetsoyhdyksuntaa. Kuoriutumismenestys jäi kuitenkin heikoksi voimistuvan varispredaation takia. Aspskärin satelliittiyhdyksunta on ollut jat-

kuvasti muualta tulevan täydennyksen varassa, erityisesti Ruotsin Karlsöstä (ks. Hario 1982). Rengastusaineistoista voidaan arvioida pesivän populaatiokoon suhteellisia muutoksia. Ruokilla ja riskilällä saaristolintuseuranta perustuu aikuisten yksilöiden lukumääriin pesimäluodoilla (Hario & Rintala 2011); etelänkiislat on laskettu munapesien perusteella. Pesäpoikasten rengastusaineisto kuvaa pesäpoikasvaiheeseen päässeiden pesijöiden määrää ja ilmentää näin poikastuoton lisäksi myös lisääntyvän populaation vuosittaista vaihtelua, jos rengastusaktiivisuus ei ole vaihdellut oleellisesti. Tuloksemme osoittavat, että suunnitelmallisella rengastustoiminnalla olisi potentiaalia ruokkilintujen kantojen seurannassa ja osoittamaan — kuten varsinkin ruokin tulosten perusteella voi nähdä — massakuolemien ilmenemistä erityisesti lisääntyvien yksilöiden populaatiossa.

Löytöaineiston perusteella ruokkilintujen kuolinsyy oli usein tuntematon. Tuntemattomien kuolinsyiden selvittäminen on tärkeää, jotta voidaan paremmin perustella ja suunnitella toimia ruokkilintukantojen säilyttämiseksi elinvoimaisena. Myös kalastuksen vaikutuksia ruokkilintuihin olisi hyvä seurata. Sivusaaliksi kalastuspyydyksiin jääminen oli toinen merkittävä kuolinsyy ruokkilinnuille. Syvälle sukeltavat ruokkilinnut ovat erityisen alttiita jäämään verkkoon (Tasker ym. 2000, Sonntag ym. 2012). Aineistossamme kalanpyydyksiin kuolleita ruokkeja ja riskilöitä oli suhteellisen paljon. Myös Sonntag ym. (2012) havaitsivat riskilän olevan erityisen altis kalanpyydyskuolemille ja ruokkikin oli haavoittuvainen. Ruotsissa 1912–1998 rengastetuista etelänkiisloista 6 % nähtiin myöhemmin uudelleen elävänä tai kuolleena ja näistä jopa 50 % oli jäänyt kalanpyydyksiin. (Olsson ym. 2000). Kuolleisuuden vuosivaihteluiden arvioitiin osuvan yhteen kaupallisen lohenkalastuksen aktiivisuuden kanssa. Kuolleisuus kalastuksen sivusaaliina voi olla vielä suurempikin, jos tällaista sivusaalista ei vaivauduta ilmoittamaan (Olsson ym. 2000). Zydalis ym. (2009) arvioivat, että etelänkiislan sivusaalimäärät Itämerellä ovat ylittäneet populaation sietokyvyn tason. Sonntag ym. (2012) mallinsivat merilintukantojen alueellista jakaumaa ja haavoittuvuutta suhteessa verkkokalastuksen alueelliseen vaihteluun ja totesivat, että kehitetyllä menetelmällä voidaan osoittaa konfliktialueet ja keskeiset mahdollisesti suojeltavat alueet kantojen säilymisen turvaamiseksi.

Nyt aloittamaamme tutkimusta merilinnuista indikaattoreina voidaan jatkaa ainakin kuuden vuoden välein. Mikäli osoitusta uusista joukkokuolemista ilmenee, käyttämäämme selviytyvyysanalyysia voidaan soveltaa uuteen tilanteeseen. Seurannan perusteella ja mallia soveltamalla ja sitä kehittämällä voidaan jatkossa osoittaa myös pitkän aikavälin muutoksia ruokkilintujen selviytyvyyydessä ja meren tilassa.

5. Kiitokset

Kiitokset Martti Hariolle parannuksista käsikirjoitukseen. Seppo Niiranen toimitti nopealla aikataululla rengastus- ja löytöaineistot, mistä suuri kiitos.

Viitteet

- Akaike, H. (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. International Symposium on Information Theory, 2nd, Tsahkadsor, Armenian SSR, Hungary, 2-8 syyskuuta 1971. s.267–281.
- Barsiene, J., Lehtonen, K. K., Koehler, A., et al. (2006) Biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and mussel (*Mytilus edulis*) in the Klaipeda-Butinge area (Baltic Sea). Marine Pollution Bulletin 53: 422–436.

- Björkman, A., Strandfager, K., Wibjörn, C. & Palmblad, U. (2011) Levande Skärgårdsnatur 2011. Skärgårdsstiftelsen 2011, Litografia Alfaprint 2011. 20 s.
- Burnham, K. (1993) A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. Teoksessa: Lebreton, J. & North, P. (toim.) Marked Individuals in the Study of Bird Population. s.199-213. Birkhäuser Verlag Basel, Sveitsi.
- Burnham, K. & Anderson, D. (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science + Business Media Inc, Yhdysvallat. 454 s.
- Cormack, R. (1964) Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51: 429–438.
- Edwards, A. (1992) Likelihood. Baltimore. Johns Hopkins University Press. 296 s.
- European Parliament and Council (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union L 164 25.6.2008. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:EN:PDF> (lukupäivä 14.1.2013).
- Franson, J. C., Hollmén, T., Hario, M. & Kilpi, M. (2000) Metal and trace elements in tissues of common eiders *Somateria mollissima* from the Finnish archipelago. *Ornis Fennica* 77: 57–63.
- Hario, M. (1982) On the size and recruitment of a peripheral breeding colony of the Guillemot *Uria aalge*. *Ornis Fennica* 59: 193–194.
- Hario, M. (2001) Chick growth and nest departure in Baltic Black Guillemots *Cephus grylle*. *Ornis Fennica* 78: 97–108.
- Hario, M., Hokkanen, T. & Malkio, H. (1993) Itäisen Suomenlahden lintukuolemat. *Suomen Riista* 39: 7–20.
- Hario, M. & Rintala, J. (2006) Fledgling production and population trends in Finnish common eiders (*Somateria mollissima mollissima*) — evidence for density dependence. *Canadian Journal of Zoology* 84: 1038–1046.
- Hario M. & Rintala J. (2011) Saaristolintukantojen kehitys Suomessa 1986–2010. *Linnut-vuosikirja 2010*: 40–51.
- Harris, M., Fredriksen, M. & Wanless, S. (2007) Within- and between-year variation in the juvenile survival of Common Guillemots *Uria aalge*. *Ibis* 149: 472–481.
- Hokkanen, T. (2012) Itäisen Suomenlahden saaristolinnuston pitkäaikaismuutokset — erityisesti vuosina 1992–2011. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 195. 174 s.
- Hokkanen, T. & Ruhkanen, M. (1994) Lintukuolemien vaikutus ruokki- ja tiirakantoihin Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa vuonna 1992. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* No 4. Vantaa. 41 s. 2. painos.
- Hurrell, J., Kushnir, Y., Ottersen, G. & Visbeck, M. (toim.) (2003) The North Atlantic Oscillation: Climatic significance and environmental impact. *Geophysical Monographs Series* 134. 279s.
- Hurrell, J. & van Loon, H. (1997) Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climatic change* 36: 301–326.
- Hurvich, C. & Tsai, C. (1989) Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297–307.
- ICES (2004) Report of the Working Group on Seabird Ecology (WGSE). 53 s.
- Jolly, G. (1965) Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration—Stochastic model. *Biometrika* 52: 225–247.
- Kankaanpää, H. (2010) Broadening our view on chemical diversity in the Baltic Sea. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6:308-317.
- Lehtonen, K. K., Leiniö, S., Schneider, R., & Leivuori, M. (2006) Biomarkers of pollution effects in the bivalves *Mytilus edulis* and *Macoma balthica* collected from the southern coast of Finland (Baltic Sea). *Marine Ecology Progress Series* 322: 155–168 .
- Lyngs, P. & Durinck, J. (1998) Diet of Guillemots *Uria aalge* in the central Baltic Sea. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 92: 197–200.
- Merenhoidon nykytilan ja hyvän tilan arvion kuulemisasiakirja (2012) Itämeren tila yhdessä paremmaksi. Ympäristöministeriö ja Varsinais-Suomen elinkeino- liikenne ja ympäristökeskus. 101 s.
- Olsson, O., Nilsson, T. & Fransson, T. (2000) Long-term study of the mortality in the Common Guillemot in the Baltic Sea. Swedish Environmental Protection Agency. Report 5057. Tukholma, Ruotsi. 45 s.
- Piatt, J., Sydeman, W. & Wiece, F. (2007) Introduction: a modern role for seabirds as indicators. *Marine Ecology Progress Series* 352: 199–204. Teemanumero: Seabird as indicators of marine ecosystems.

- Reynolds, T., King, R., Harwood, J., et al. (2009) Integrated data analysis in the presence of emigration and mark loss. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14: 411–431.
- Rönnberg, C. & Bonsdorff, E. (2004) Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514: 227–241.
- Sandvik, H., Erikstad, K., Barrett, R. & Yoccoz, N. (2005) The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. *Journal of Animal Ecology* 74: 817–831.
- Seber, G. (1965) A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 52: 249–259.
- Setälä, O., Sopanen, S., Autio, R., Kankaanpää, H. & Erler, K. (2011) Dinoflagellate toxins in northern Baltic Sea phytoplankton and zooplankton assemblages. *Boreal Environment Research* 16: 509–520.
- Schiedek, D., Broeg, K., Barsiene, et al. (2006) Biomarker responses as indication of contaminant effects in blue mussel (*Mytilus edulis*) and female eelpout (*Zoarces viviparus*) from the southwestern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*: 53: 387–405.
- Sivonen, K., Kononen, K., Carmichael, W., et al. (1989) Occurrence of the hepatotoxic cyanobacterium *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea and the structure of the toxin. *Applied and Environmental Microbiology* 55: 1990–1995.
- Sonntag, N., Schwemmer, H., Fock, H., et al. (2012) Seabirds, set-nets, and conservation management: assessment of conflict potential and vulnerability of birds to bycatch in gillnets. *ICES Journal of Marine Science* 69: 578–589.
- Tasker, M., Camphuysen, C., Cooper, J., et al. (2000) The impact of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531–547.
- White, G. & Burnham, K. (1999) Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–139.
- Zydalis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., et al. (2009) Bycatch in gillnet fisheries — An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation* 142: 1269–1281.