

Turun yliopiston maantieteen ja geologian laitos

Maiju Ylönen

40 VUODEN AIKANA TAPAHTUNEET MUUTOKSET SAARISTON VESILINNUSTOSSA JA NIIDEN  
YHTEYS IHMISEN TOIMINTAAN

**Maantieteen pro gradu -tutkielma**

Asiasanat: vesilinnut, luonnon monimuotoisuus, ilmakuivat, ilmastonmuutos, rehevöityminen, saaristo

Turku 2019

*Turun yliopiston laatujärjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin  
OriginalityCheck -järjestelmällä.*

TURUN YLIOPISTO

Luonnontieteiden ja tekniikan tiedekunta  
Maantieteen ja geologian laitos

YLÖNEN, MAIJU: 40 vuoden aikana tapahtuneet muutokset saariston vesilinnustossa ja niiden yhteys ihmisen toimintaan

Pro gradu -tutkielma, 71 s., 4 liites.

30 op

Maantiede

Marraskuu 2019

---

Vesilintupopulaatiot ovat pienentyneet useiden, myös perinteisesti runsaiden lajien kohdalla. Kantojen pienentymisen on aiemmissa tutkimuksissa havaittu liittyvän vesistöjen ylitirehävöitymiseen, vieraslajeihin, elinympäristöjen yleisen tilan laskuun ja ilmastonmuutokseen. Syyt liittyvät usein ihmistoimintaan. Ilmiön taustojen tutkiminen on tärkeää, sillä vesilinnut kertovat vesiekosysteemien yleisestä tilasta ja ihmisen vaikutuksesta biodiversiteettiin.

Tämän tutkimus selvittää erilaisten ympäristössä tapahtuneiden muutoksien vaikutuksia vesilintuyhteisöön Naantalin Aaslaluodolla vuosina 1975–2015. Vesilintuaineisto on kerätty Aaslaluodolta koko tutkimuskauden ajan ja erityisesti siitä tarkastellaan neljän indikaattorilajin, telkän, silkkiuikun, tavin ja kyhmyjoutsenen kannoissa tapahtuneita muutoksia. Kevään sademääriä ja lämpötiloja sekä jääpäivien lukumäärää käytetään kuvaamaan keväiden ilmasto-olosuhteita, ja ilmakuvienv avulla tulkitaan Aaslaluodon maankäytössä tapahtuneita muutoksia. Visuaalisen havainnoinnin lisäksi syitä kannanvaihteluihin selvitetään yleisten lineaaristen mallien avulla.

Kokonaisuudessaan vesilintujen populaatiokoot ovat laskeneet Aaslaluodolla erityisesti 2000-luvun alun jälkeen. Telkän ja silkkiuikun kannat ovat laskeneet merkittävästi, mutta kyhmyjoutsenen kannat ovat vahvistuneet. Järvalueilta vesilinnut ovat kaikonneet lähes kokonaan. Keväät ovat kuivuneet ja aikaistuneet samaan aikaan jäätalvien lyhentyessä. 40 vuoden aikana merkittävin maankäytössä tapahtunut muutos on pihapiirien ja rakennetun pinta-alan lisääntyminen.

Maankäytön muutokset eivät selittäneet yksin vesilintukantojen pienentymistä, vaan syynä on oletettavasti samanaikaisesti vesistöjen rehevöityminen ja umpeenkasvu sekä muutokset ravintoverkon alemmilla tasoilla. Ilmaston lämpeneminen edesauttaa rehevöitymistä ja umpeenkasvua, mutta myös vähentää vesilintujen talvikuolleisuutta ja parantaa joidenkin lajien pesintämenestystä.

Asiasanat: vesilinnut, luonnon monimuotoisuus, ilmakuviot, ilmastonmuutos, rehevöityminen, saaristo

UNIVERSITY OF TURKU  
Faculty of Science and Engineering  
Department of Geography and Geology

YLÖNEN, MAIJU: Changes in the waterbird populations in the Finnish archipelago in relation to human activities during a 40 year time period

Master's Thesis, 71 pp., 4 app.  
30 ETCS  
Geography  
November 2019

---

Several waterbird populations have decreased even within generally abundant species. Previous studies suggest that the decreasing trends are due to over-eutrophication of water ecosystems, invasive species, general decrease of the habitat quality and climate change. The phenomena are often related to human activities. It is critical to identify the reasons for the decline, because waterbirds act as bioindicators for the general state of water ecosystems and the effect of human activity on the biodiversity.

This study identifies the relation between different environmental changes and waterbird populations in Aaslaluoto, an island in the Finnish Archipelago Sea between 1975-2015. The waterbird censuses have been carried out in Aaslaluoto during the entire study period. The study focuses on four indicator species: the mute swan, the common goldeneye, the common teal and the great crested grebe and their population patterns. Environmental data consists of the rainfall and temperatures of the springtime of the Turku region, ice cover data as well as land use data gathered from aerial photos. In addition to the visual interpretation, I examine the relations with general linear models.

Generally the waterbird populations have decreased in Aaslaluoto especially after the year 2000. The populations of the common goldeneye and the great crested grebe have decreased significantly, while the populations of mute swans have increased. The lakes of Aaslaluoto have become desolated of many waterbird species. The springtime weather has got drier during the study period, while also the ice coverage days have decreased. The most significant change in the land use of the past 40 years appears to be the increase of yards and human settlements. The warming climate increases the eutrophication processes and connives the reed overgrowth, but simultaneously decreases winter-time mortality and increases the breeding success of some waterbirds

The changes in the land use alone do not explain the decrease of waterbird populations. Therefore, the concurrent over-eutrophication of water areas and overgrowing of reed and changes in lower trophic levels of the ecosystem also have an impact.

Keywords: waterbirds, biodiversity, aerial photos, climate change, eutrophication, the Archipelago Sea

## Sisällysluettelo

<b>1. Johdanto</b> .....	1
<b>2. Tausta ja teoria</b> .....	3
2.1 Luonnon monimuotoisuus .....	3
2.2 Ihminen muokkaa elinympäristöjä .....	4
2.3 Elinympäristöjen tilan ja laadun arviointi.....	7
2.4 Vesilinnut bioindikaattoreina .....	9
2.5 Linnuston seuranta Suomessa.....	11
2.6 Ilmakuvaus .....	12
2.7 Paikkatiedon käyttö ekologisessa tutkimuksessa.....	13
<b>3. Tutkimusalue</b> .....	16
<b>4. Aineisto ja menetelmät</b> .....	19
4.1 Ilmakuvat.....	19
4.2 Ilmakuvien tulkinta.....	20
4.3 Sää- ja ilmastoaineisto .....	21
4.4 Lintuaineisto .....	22
4.4.1 Vesilintulaskennat ja indikaattorilajien valinta .....	22
4.4.2 Telkkä .....	23
4.4.3 Kyhmyjoutsen.....	24
4.4.4 Tavi.....	24
4.4.5 Silkkiuikku .....	24
4.5 Tilastolliset menetelmät.....	25
<b>5. Tulokset</b> .....	26
5.1 Koko saaren muutokset ja yleiset trendit.....	26
5.1.1 Sää ja ilmasto.....	26
5.1.2 Maankäytön muutokset.....	27
5.1.3 Lintukantojen muutokset .....	30
5.1.4 Lintujen kannanmuutokset suhteessa ympäristön ja maankäytön muutoksiin .....	33
5.2 Laskenta-alueiden muutokset .....	34
5.2.1 Lintukantojen muutokset .....	34
5.2.1 Maankäytön muutokset.....	40
5.2.3 Lintukantojen suhde laskenta-alueiden maankäytön muutoksiin .....	43
<b>6. Tulosten tarkastelu</b> .....	47
6.1 Muutokset linnustossa ja mahdolliset syyt niiden taustalla .....	47
6.1.1 Vesilintukantojen muutokset samankaltaisia myös muualla .....	47

6.1.2 Sääolosuhteet .....	48
6.1.3 Pellot ja rantojen avoimuus .....	49
6.1.4 Kyhmyjoutsenten kannannousu.....	52
6.1.5 Alueen vaikutus .....	54
6.1.6 Rehevöityminen.....	57
6.1.7 Mahdolliset muut syyt .....	58
6.2 Saaristomeren biodiversiteetin ja elinympäristöjen ylläpito ja tutkimus .....	59
<b>7. Johtopäätökset .....</b>	<b>62</b>
<b>8. Kiitokset.....</b>	<b>63</b>
<b>9. Lähteet.....</b>	<b>64</b>
<b>Liitteet.....</b>	<b>72</b>

## 1. Johdanto

Useiden vesilintulajien populaatiot ovat laskussa ympäri maailmaa, eikä ilmiön taustoja vielä täysin tunneta (esim. Wetlands international 2012; Lehikoinen *ym.* 2016; Laaksonen *ym.* 2019). Suomessa tavattavista sorsalajeista miltei puolet on luokiteltu uhanalaisiksi ja useiden perinteisesti runsaslukuisten vesilintujen, kuten telkän ja silkkiuikun, populaatiokoot ovat laskeneet (Hyvärinen *ym.* 2019). Vesilintujen lajikoostumus vaihtelee runsaasti erilaisissa ympäristöissä, mutta erityisesti selkärangattomia syövät sukeltaja- ja puolisukelajasorsat ovat vähentyneet isojen kasvinsyöjien lisääntyessä (Elmberg *ym.* 2019; Pöysä *ym.* 2019a). Vesiekosysteemeistä riippuvaiset vesilinnut kertovat omaa tarinaansa vesiekosysteemien tilasta, sillä ne sijaitsevat ravintoverkon ylemmillä tasoilla ja heijastelevat näin ollen alemmilla trofiatasoilla tapahtuvia muutoksia (Martínez Fernández *ym.* 2005).

Miksi etenkin sukeltavien vesilintujen määrä on laskenut? Muutoksen taustalla olevia syitä on yhtä monta, kuin lajekin. Suurimmiksi syiksi kantojen laskuun on kuitenkin arvioitu ilmastossa tapahtuneita muutoksia, metsästystä, vieraslajien leviämistä, saasteita sekä elinympäristöjen yleisen tilan heikentymistä joko lintujen pesimäseuduilla tai muuttoreittien varrella (Hyvärinen *ym.* 2019). Ilmaston lämpeneminen vaikuttaa vesilintuihin monella tavalla. Lämpimämmät kaudet muuttavat vesilintujen kevät- ja syysmuuttojen ajankohtia ja siirtävät levinneisyysalueita kohti pohjoista, minkä lisäksi useilla lajeilla talvehtiminen Suomessa lisääntyy (Lehikoinen *ym.* 2013; Lehikoinen & Väisänen 2013). Ilmastossa ja sääolosuhteissa tapahtuvat muutokset vaikuttavat myös lintujen elinympäristöihin. Erityisesti arktisissa ja boreaalisissa ympäristöissä ilmastonmuutoksen vaikutukset elinympäristöihin ovat merkittäviä, sillä alueiden ekosysteemit ja lajit ovat totuneet vuodenaikojen vaihteluun, lumeen ja jäähän (Luoto & Seppälä 2003; Björk & Molau 2007). Vesilinnuille tärkeiden vesistöjen osalta ilmastonmuutos lisää rehevöitymisriskiä, kun lisääntyneet sademäärät kasvattavat mantereelta valuvaa ravinnekuormitusta vesistöihin (HELCOM, 2013). Rehevöityminen, umpeenkasvu ja ojitus ovatkin suurimpia sisävesien ekologista tilaa uhkaavia tekijöitä, jotka osaltaan myös heikentävät vesilintujen elinympäristöjen laatua (Kontula & Raunio 2018). Vaikka ihmistoiminta onkin johtanut useiden elinympäristöjen tilan laskuun, voi ihminen myös ylläpitää monille eliöille tärkeitä elinympäristöjä, kuten hakamaita, nummia ja niittyjä (Vainio *ym.* 2001; Mussaari 2013). Tällaisissa perinnebiotoopeissa biodiversiteetti on usein runsasta ja alueiden laidunnus ja hoitotoimenpiteet parantavat myös lähialueiden vesistöjen ekologista tilaa.

Elinympäristöjen tilan arviointi on käytännössä mahdotonta toteuttaa ainoastaan maastohavainnoin, sillä alueet usein ovat laajoja ja hajanaisia. Ympäristön tilan arvioinnissa ja seurannassa voidaanakin hyödyntää kenttämittausten lisäksi erilaisia kaukokartoitusaineistoja ja paikkatietomenetelmiä (esim. Liukko & Raunio 2008; Pettorelli *ym.* 2014; Kontula & Raunio 2018). Yhdessä maastossa tehtyjen havaintojen kanssa kaukokartoitusaineistoilla onkin saatu hyviä tuloksia esimerkiksi Turun saariston lintujen habitaattien kartoituksessa (Rönkä *ym.* 2005; Rönkä *ym.* 2008). Erityisesti pitkäaikaisseuranta-

aineistojen avulla pystytään seuraamaan niin ympäristössä kuin biodiversiteetissakin tapahtuneita pitkän aikavälin ilmiöitä ja trendejä. Pitkäaikaisseurannassa hyödynnettäviä kaukokartoitusaineistoja ovat esimerkiksi ilmakuvat, joita on Suomessa saatavilla alueesta riippuen aina 1930-luvulle asti.

Tutkimus selvittää erilaisten ympäristössä tapahtuneiden muutoksien vaikutuksia Naantalin Aaslaluodon vesilintuyhteisöön vuosina 1975–2015. Erityisesti keskitytään ihmisen aiheuttamiin muutoksiin maankäytöstä ilmastonmuutokseen. Tutkimus perustuu vesilintujen ainutlaatuisen 40 vuoden pitkäaikaisseuranta-aineistoon, joka on kerätty läpi tutkimuskauden Lennart Saaren toimesta samaa menetelmää käyttäen. Lintulaskenta-aineiston rinnalla hyödynnetään alueen ilmakuvia ja sääaineistoa, jotka puolestaan kuvaavat samaan aikaan tapahtuneita muutoksia Saaristomeren ympäristöolosuhteissa. 40 vuoden aikana Turun saaristo on muuttunut paljon; merenlahtia kuroutuu umpeen luontaisen maankohoamisen myötä ja perinteinen saaristomaisema karjataloineen ja niittyineen metsittyy hiljalleen perinteisen karjatalouden vähentyessä. Vapaa-ajan asutus ja liikenne etenkin vesillä lisääntyy. Oman lisänsä tuovat myös muuttuvat ilmasto-olosuhteet, kun jääpeitteen määrä vähentyy ja mahdollisesti lisääntyvät sateet lisäävät vesistöjen kuormitusta.

Muutoksia ympäristössä tutkitaan seuraavien tutkimuskysymyksien avulla:

1. Miten sääolosuhteet ja talven pituus ovat muuttuneet 1975–2015 ja miten muutokset ovat vaikuttaneet lintuyhteisöihin?
2. Miten saaren maankäyttö on muuttunut vuodesta 1975 ja millaiset elinympäristöt ovat lintujen kannalta tärkeimpiä?
3. Millaisia muutoksia linnustossa on tapahtunut lajinsisäisesti ja lajien välillä? Millaiset tekijät ovat mahdollisesti vaikuttaneet muutoksiin?



## 2. Tausta ja teoria

### 2.1 Luonnon monimuotoisuus

Luonnon monimuotoisuus eli biodiversiteetti on yksi maapallon rikkauksista. Monimuotoisuus pitää sisällään lajirunsauden eli eliölajiston monipuolisuuden, geneettisen monimuotoisuuden sekä luonnon ekosysteemien monimuotoisuuden. Biodiversiteetin vähentyminen tarkoittaa luonnon köyhtymistä jollain näistä kolmesta alueesta. Sitä arvioidaan tyypillisesti seuraamalla populaatioiden tai yksittäisten lajien kannanmuutoksia ja spatiaalista levinneisyyttä, minkä lisäksi myös elinympäristöjen tilan arviointi kertoo alueen biologisesta monimuotoisuudesta. Sukupuutot ja biodiversiteetin köyhtyminen ovat kiihtyneet ihmisen toimien takia, joista merkittävimpinä voidaan pitää maankäytön muutoksia, ilmastonmuutosta, ympäristön saastumista sekä vieraslajien leviämistä (Dahiya 2006; Hyvärinen *ym.* 2019). Suomessa tavattavista eliölajeista noin 10 % on uhanalaisia, uhanalaisten lajien painottuen maan eteläisiin osiin, jossa biodiversiteetti on pohjoisen syrjäisempiä alueita suurempaa.

Monet ihmiselle elintärkeät ekosysteemipalvelut, kuten pölytys, siementen leviäminen ja biomassan tuotanto ovat joko suoraan riippuvaisia tai hyötyvät korkeasta biodiversiteetista (esim. Balvanera *ym.* 2006; Dahiya 2006; EASAC, 2009). Ekosysteemipalveluiden takaamiseksi erityisen tärkeitä ovat toiminnalliset funktionaaliset ryhmät, jotka ovat ryhmä samankaltaisesti toimivia lajeja, kuten esimerkiksi hajottajat. Myös vesilinnut tarjoavat monia ihmisiä tai biodiversiteettiä hyödyttäviä ekosysteemipalveluita, kuten parantavat vesistöjen tilaa, lisäävät perustuotantoa ja hajoamista sekä tarjoavat kulttuurillisia palveluita, kuten lintubongaus tai turismi (Green & Elmberg 2014). Useita vesilintulajeja myös metsästetään.

Luonnon monimuotoisuus on käsitteenä laaja ja pitää sisällään monia eri kokonaisuuksia, mutta sitä voidaan tarkastella esimerkiksi lajirikkauden (engl. *species richness*) tai lajikoostumuksen (engl. *species evenness*) avulla. Lajirikkaus tarkoittaa tarkasteltavan yhteisön lajimäärää ja lajikoostumus puolestaan kuvaa yhteisön suhteellista jakautumista eri lajien kesken (Tuomisto 2012). Lajirikkauden tarkasteluun riittää pelkästään tieto lajin olemassaolosta, mutta diversiteetin osalta tarvitaan myös tieto lajirunsaudesta. Diversiteetin kuvailemiseksi onkin kehitetty useita erilaisia indeksejä. Erilaisissa indekseissä on eroja niiden laskentatavan taustalla, mutta usein niihin sisältyy kuitenkin termi aito diversiteetti tai tehollinen diversiteetti ( $D$ ) (engl. *true diversity*), eli kuinka monta keskenään tasavertaisen runsasta lajia tarvittaisiin, jotta saataisiin tarkastellun diversiteetin keskimääräinen suhteellinen lajirunsaus (Hill 1973; Jost 2006; Tuomisto 2010). Sen laskemiseksi tarvitaan siis tieto yksilömääristä/laji sekä kaikkien lajien yksilöiden yhteismäärä. Yksi käytetyimmistä diversiteetti-indekseistä on nimeltään Shannonin indeksi ( $H'$ ), joka on aidon diversiteetin logaritmi. Mitä enemmän lajeja ja mitä samankaltaisempia niiden esiintymismäärät aineistossa ovat, sitä suurempi indeksin arvo on, ja arvot ovat tyypillisesti 1.5–3.5 (Margalef 1972). Toinen suosittu diversiteetti-indeksi on

nimeltään Simpsonin diversiteetti-indeksi, joka puolestaan saa arvoja 0-1 välillä (Simpson 1949). Se kuvaa todennäköisyyttä sille, että kaksi aineiston yksilöä kuuluu samaan lajiin ja pienempi arvo tarkoittaa lajien tasaista suhteellista jakautumista. Simpsonin indeksi ei ole yhtä herkkä lajikoostumuksen muutoksille, kuin Shannonin indeksi, jonka kokoon vaikuttavat helposti esimerkiksi yhden runsaan lajin lisääminen tai poistaminen (Magurran 2004). Indeksien käytössä on pidettävä mielessä niiden herkkyys aineiston muutoksille ja se, ettei niillä ole yksiköitä. Näin ollen esimerkiksi Shannonin indeksi arvolla 4 verrattuna arvoon 2 ei ole kaksi kertaa monimuotoisempi, vaan tulos riippuu näytteen laji- ja yksilömääristä. Arvoista pystyy ilman tilastollista analyysia toteamaan ainoastaan, että toinen on monimuotoisempi kuin toinen. Tämän vuoksi indeksit sopivat parhaiten saman populaation tai aineiston tarkasteluun, kuin populaatioiden väliseen havainnointiin.

## 2.2 Ihminen muokkaa elinympäristöjä

Ympäristökeskuksen ja Kontula & Rainion toimittamassa (2018) arviossa esitetään 25 erilaista syytä Suomen luontotyyppien uhanalaistumiselle. Luontotyyppi eli biotooppi on luonnontilainen maa- tai vesialue, jossa on sille ominainen eliölajisto. Luontotyyppi tarjoaa siinä eläville lajeille tyypillisen ja yhteneväisen elinympäristön. Erilaisten luontotyyppien vaarantumisen tai vähentymisen taustalla olevat uhat ovat kaikki tavalla tai toisella sidonnaisia suoraan ihmisen toimintaan, kuten soiden ojitukseen tai liikkakalastukseen, tai ihmistoiminnan kiihdyttämiin prosesseihin, kuten ilmaston lämpenemiseen tai rehevöitymiseen. Ilmastonmuutos luetellaan arviossa omaksi tekijäkseen, mutta se vaikuttaa osiltaan myös muihin uhanalaisuustekijöihin, kuten vieraslajien leviämiseen, niittyjen ja vesistöjen rehevöitymiseen ja umpeenkasvuun sekä lajistonmuutoksiin.

Ilmastossa tapahtuvat pitkän aikavälin muutokset ovat luonnollisia, ja ne johtuvat esimerkiksi tulivuorenpurkauksista, mannerliikunnoista, maapallon liikeradan tai auringon aktiivisuuden muutoksista. Muutokset tapahtuvat hitaasti ja maapallo on läpikäynyt historiansa aikana lukuisia jääkausia ja niiden välisiä interglasiaalikausia, jotka ovat kestoltaan kymmeniä tuhansia vuosia. Tällainen sykliisyys on siis maapallolle tyypillistä. Ihminen on toiminnallaan kuitenkin kiihdyttänyt ilmaston lämpenemistä ja muokannut ilmastollisia prosesseja (esim. Nevanlinna 2008; Santer *ym.* 2013; IPCC 2014). Tämänhetkisen IPCC:n arvion (2014) mukaan maapallon pintalämpötila nousee todennäköisesti 1.5 °C tämän vuosisadan loppuun mennessä suhteessa 1800-luvun lämpötiloihin. Se, kuinka paljon lämpötilat todellisuudessa nousevat riippuvat ihmiskunnan toimista kasvihuonekaasujen ja päästöjen vähentämiseksi. Lisäksi paikalliset olosuhteet vaikuttavat lämpötilan nousemiseen. Pohjoisilla alueilla ilmasto lämpenee koko maailman keskiarvoa nopeammin, sillä lumipeitteen määrän vähentyessä myös lumen heijastava vaikutus pienenee, eikä lämpöä heijastu takaisin avaruuteen yhtä paljon. Suomessa vuotuisen keskilämpötilan on ennustettu nousevan 2-6 °C vertailujaksosta 1971–2000 tämän vuosisadan loppuun (Jylhä *ym.* 2009). Talvikuukausien keskilämpötilat nousevat enemmän, kuin kesäkuukausien. Osittain tämä johtuu siitä, että tulevaisuudessa Jäämeren jääpeite pienenee ja sen

vaikutus pohjoisen ilmastoon kasvaa. Laajat lumi- ja jääalueet viilentävät ilmastoa, koska niillä on suuri heijastuskyky ja jääkansi eristää tehokkaasti meren ilmakehästä, jolloin lämpöenergiaa ei pääse siirtymään niiden välillä. Avoin meri vapauttaa ympäröivään ilmaan lämpöä. Jylhä *ym.* (2009) raportissa on esitetty arvio esimerkiksi siitä, että 2070-luvun jälkeen Lapin maakunnan lämpötilaolosuhteet vastaisivat nykyisen Etelä-Suomen lämpötiloja. Lapissa helmikuun lämpösaareke perusjaksolla 1971–2000 on ollut yli -10 °C, kun ennuste 2070–2099 aikajaksolle on suurimmillaan -8 °C. Pilvisyyden on ennustettu lisääntyvän talvikuukausina hidastaen näin yöaikaista lämpöhävikkiä avaruuteen, joka osaltaan myös lisää etenkin talviaikaista lämpötilannousua (Ruosteenoja *ym.* 2016).

Lämpenevä ilma pystyy sitomaan itsensä enemmän kosteutta kuin kylmä, joten korkeammat lämpötilat tarkoittavat lisääntyviä sademääriä. Samasta syystä johtuen veden hydrologinen kierto voimistuu ja sademäärien ääri-ilmiöt, kuten rankkasateet ja kuivuus, lisääntyvät (HELCOM, 2013: 30). Suomen vuotuisen sademäärän on arvioitu nousevan noin 10–15% 2000-luvun loppuun mennessä ja tässäkin ilmiössä korostuvat muutokset erityisesti talvikuukausissa (Ylhäisi *ym.* 2010; Ruuhela 2012). Sademäärät kasvavat kaikissa ilmastoennusteissa, mutta se, kuinka paljon, on vaikeampi ennustaa. Etenkin talvisaikaan suuri vaikutus on ilman lämpötilalla, sillä yhä suurempi osa aiemmin lumena maahan tulleesta sadannasta tulee tulevaisuudessa vetenä. Osittain tämän vuoksi sademäärien kasvu on voimakkaampaa Pohjois- kuin Etelä-Suomessa (Jylhä *ym.* 2009). Etelä-Suomen osalta kesäisiin sademääriin on ennustettu myös pidempiä kuivuusjaksoja ja sadepäivien harventumista. Vaikka sademäärien lisääntyminen ei kesäkuukausina olekaan yhtä voimakasta, kuin talvikuukausina, kesäisin sateet tulevat useammin intensiivisinä rankkasateina aiheuttaen esimerkiksi tulvia.

Ilmastonmuutoksen vuoksi maapallon nykyiset elinympäristöt muuttuvat ennennäkemättömän nopeasti ja samalla muuttuvat niissä elävät ekosysteemitkin. Tulevaisuudessa Suomen alueella nyt tavatut lajit ja luontotyypit voivat osin harvinaistua ja osin kadota rajojemme ulkopuolelle kokonaan, kun lämpötilat nousevat. Toisaalta uudet lajit leviävät eteläisemmiltä alueilta kohti pohjoista. Ilmastonmuutokselle herkimpiä elinympäristöjä ovat sellaiset alueet, jotka sijaitsevat jonkin ilmastollisesti kriittisen muuttujan reuna-alueilla, kuten esimerkiksi lämpötilaltaan tai sademäärältään äärirajoillaan sijaitsevat elinympäristöt. Monet lumipeitteiset tai vuoristossa sijaitsevat elinympäristöt muuttuvat lämpötilojen noustessa, mikä voi johtaa myös kokonaisten habitaattien, kuten tunturien kesäaikaisten lumikinosten tai palsasoiden, katoamiseen (Luoto & Seppälä 2003; Björk & Molau 2007). Keskilämpötilan noustessa lämpötilarajat kohoavat vuoristoisilla alueilla ylempäs vuorille, minkä myötä jotkin lajit siirtyvät parempien elinympäristöjen perässä korkeammalle (Forero-Medina *ym.* 2010). Usein uudet elinympäristöt eivät täysin vastaa ihanteellisia elinympäristöjä esimerkiksi maaperältään tai topografialtaan, mikä voi vaikuttaa populaatioiden menestymiseen uusilla elinalueilla. Myös merenpinnan noustessa erilaiset rantavyöhykkeiset elinympäristöt siirtyvät ja saattavat alueellisesti kadota. Ilmiötä kutsutaan nimellä *coastal squeeze*, vapaasti suomennettuna rantavyöhykkeen

kutistuminen (Pontee 2013). Clausen & Clausenin (2014) Tanskan rannikolla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin merenpinnan nousun aiheuttavan niin suuria muutoksia vuorovesivyöhykkeen elinympäristöön, että useiden kasveja syövien vesilintujen populaatiot ovat vaarassa taantua.

Vesilintujen kannalta olennaisia luontotyyppisiä ovat erilaiset vesistöt ja kosteikot. Sisävesien ja rantaluontotyyppien suurimmat uhkaavat tekijät liittyvät vesien rehevöitymiseen, rantalaidunnuksen ja -niiton vähentymiseen, sekä metsätaloudellisiin toimenpiteisiin, kuten ojitukseen ja avohakkuisiin (Kontula & Raunio 2018). Nämä ilmiöt ovat usein vuorovaikutussuhteessa sekä keskenään että ilmastonmuutoksen kanssa, sillä esimerkiksi rehevöityminen kiihdyttää ranta-alueiden umpeenkasvua yhdessä rantalaidunnuksen vähentymisen kanssa, mikä puolestaan johtaa ruovikoitumiseen. Ruovikoitumisen osasyynä oleva rehevöityminen puolestaan kiihtyy ilmastonmuutoksen myötä, kun ravinnekuormitus kasvaa ja jääpeitteen aiheuttama eroosio ja ruovikon juurakoiden tuhoutuminen vähentyy (Roosaluste 2007; HELCOM, 2013). Toisaalta ruovikoiden niitto tai poistaminen saattaa parantaa alueen rehevöitymistilannetta.

Vesien rehevöityminen uhkaa eritoten Itämeren vedenalaisia luontotyyppisiä ja yhdessä umpeenkasvun kanssa uhkaa myös sisäjärvien ja lampien luontotyyppisiä (Lundberg *ym.* 2012; Kontula & Raunio 2018). Rehevöityminen voimistuu ilmastonmuutoksen myötä, sillä lisääntyvän sademäärän on ennustettu myös lisäävän mantereelta valuvan ravinnekuorman määrää vesistöihin ja Itämereen (esim. HELCOM, 2013; BACC II 2015). Rehevöityminen voi hyödyttää joitain eutrofisissa järvissä viihtyviä lajeja, sillä vähäravinteisista oligotrofisista järvistä syntyy niille lisää reheviä elinympäristöjä. Rehevöitymisessä voidaan kuitenkin saavuttaa tietty piste, jolloin vesistö rehevöityy liikaa ja rehevöityminen alkaa haitata myös tavallisesti rehevissä järvissä viihtyviä lintulajeja, kuten Pöysä *ym.* (2013) esittivät. Samankaltaisesti Lehikoinen *ym.* (2016) huomasivat erityisesti rehevien järvien vesilintupopulaatioiden tilan huonontuneen verrattuna karumpien vesien vesilintukantoihin. Liikarehevöitymisen aiheuttama happikato johtaa vesistöjen eliöyhteisöjen muutoksiin ja lintujen ravintona käyttämien lajien vähentymiseen, sillä useat vesikasvit ja -eläimet eivät kykene elämään hapettomissa olosuhteissa. Tämän lisäksi eloperäisen aineksen lisääntyminen vesimassassa vähentää veden näkösyvyyttä ja pohjaan pääsevän valon määrää, jolloin vesikasvillisuus muuttuu tai jopa katoaa kokonaan näin vähentäen myös niissä elävien kalojen ja muiden eläinten kutu- ja ravinnonhankintapaikkoja. Näkösyvyyden vähentyminen ja pohjan vesikasvillisuuden katoaminen ovat useiden vesilintujen kannalta liikarehevöitymisen merkittävimmät ympäristönmuutokset (Rönkä *ym.* 2005).

Perinteisen laidunnuksen ja niiton synnyttämä niittymäinen maatalousmaisema on luontotyyppiltään lueteltu perinnebiotoopiksi, jotka ovat kaikki Suomessa uhanalaisia (Kontula & Raunio 2018). Syy näiden perinteisten avoimien maatalousmaisemien muutokseen on maatalouselinkeinon muutos, jossa karjatilojen ja laidunnuksen määrä ovat vähentyneet. Tällöin nämä alueet entiset laidunmaat sulkeutuvat

ja ranta-alueet alkavat pensoittua ja metsittyä, kun karjan aiheuttama laidunnuspaine ei enää pidä maisemaa avonaisena. Samalla ruovikot kasvavat pinta-alaltaan ja muuttuvat tukevammiksi. Saaristomerellä myös maankohoaminen muokkaa rantaviivaa hiljalleen mataloittaen lahtia. Ruovikot eivät itsessään ole huonoja elinympäristöjä, mutta niiden koon liiallinen kasvu ja yhtenäinen rakenne eivät täytä useiden vesilintulajien tarpeita. Ruovikot ovat tärkeitä elinympäristöjä esimerkiksi monille uikuille ja nokikanoille, mutta kun ruovikoiden pinta-ala kasvaa liikaa ja niiden mosaiikkimainen, kosteikkomainen rakenne häviää, pääsevät mantereen pienpedot helpommin käsiksi vesilintujen pesille (Below & Mikkola-Roos 2007). Lehikoinen *ym.* (2017) tarkastelivat erilaisten hoitotoimenpiteiden, kuten niittyjen laidunnuksen, ruovikon mekaanisen leikkauksen ja kosteikkojen ruoppaamisen vaikutusta kosteikkojen vesilintukantoihin. Erityisesti laidunnuksen huomattiin lisäävän vesilintupopulaatioiden kokoa merkittävästi.

Ilmastonmuutoksen ja siihen liittyvän rehevöitymisen lisäksi ihminen muokkaa elinympäristöjä myös monella muulla tavalla. Näistä tekijöistä Kontula & Raunio (2018) selvityksen mukaan luontotyypeille suurimmat uhkat ovat metsien uudistamis- ja hoitotoimet, ojitus, pellonraivaus sekä rakentaminen. Metsien uudistamis- ja hoitotoimet tarkoittavat käytännössä metsäelinympäristöjen kohdalla kuolleen puumassan vähenemistä, vanhojen puiden ja metsien vähenemistä sekä muutoksia metsien luonnollisissa puunlajisuhteissa. Metsäluontotyyppien lisäksi metsien uudistamis- ja hoitotoimet, kuten avoimien alueiden sulkeutuminen, uhkaavat soita, rannikkoluontotyyppisiä, kallioalueita sekä perinnebiotooppeja. Kaiken kaikkiaan hieman yli 30 % Suomen uhanalaisista eliölajeista elää ensisijaisesti metsäympäristöissä (Hyvärinen *ym.* 2019). Erityisen tärkeitä elinympäristöjä uhanalaisille lajeille ovat vanhat kangas- ja lehtometsät, joissa on tarpeeksi vanhaa puuainesta monille hajottajille. Hajottajat ovat ravinteiden kierrossa ensisijaisen tärkeitä ja ovat olennainen osa ekosysteemiä. Ojitus puolestaan tuhoaa erityisesti suo- ja kosteikkoalueita, kuten lettoja, reheviä korpia ja lehtoja, joita kuivatetaan pelloiksi tai metsämaiksi (Kontula & Raunio 2018). Soita kuivatetaan myös turpeentuotannon tarpeisiin. Tämä uhka ei kuitenkaan tulevaisuudessa ole enää yhtä merkittävä, kuin se on aiempina vuosikymmeninä ollut. Rakentaminen liittyy usein elinympäristöjen pirstoutumiseen ja ekologisten käytävien tuhoutumiseen, kun tieverkosto levittäytyy ja muuttuu. Myös konkreettinen rakentaminen erityisesti ranta-alueille aiheuttaa paikallista luontotyypin katoamista.

### 2.3 Elinympäristöjen tilan ja laadun arviointi

Puhuttaessa elinympäristön laadusta on usein vaikea määritellä, mitä termillä laatu tässä yhteydessä tarkoitetaan. Esimerkiksi pirstaloitunut maatalousmaisema metsäläntteineen voi olla laadultaan heikko elinympäristö linnulle, joka tarvitsee pesimisen onnistumiseksi laajoja metsäalueita ja lahopuita, kun taas toiselle, ihmisen läheisyydessä viihtyvälle lintulajille se voi olla hyvinkin laadukas ympäristö. Laadukkaan elinympäristön voidaan ajatella parantavan yksilön kelpoisuutta (engl. *fitness*) näin edesauttaen lajin lisääntymistä ja selviytymistä, sillä hyvälaatuisissa elinympäristöissä yksilön elinikä

ja syntyneiden jälkeläisten määrä on korkeampi (Johnson 2007). Toisaalta laadukkaissa elinympäristöissä myös lajinsisäinen kilpailu lisääntyy, mikä heikentää lisääntyvyyttä ja näin vähentää myös yksilön kelpoisuutta (Arcese & Smith 1988). Jotkin lajit puolestaan kokevat lajikumppaneidensa läheisyyden puoleensavetävänä tekijänä elinympäristöä valitessaan, minkä lisäksi suuri populaatiokoko voi tuoda suojaa petoja vastaan. Elinympäristön laatu riippuu myös siitä, tarkastellaanko sitä yksilö- vai yhteisötasolla (Johnson 2007; Boves *ym.* 2015). Yksilölle esimerkiksi ympäristö, joka tarjoaa rajoitetusti ensiluokkaista ravintoa, on parempi kuin laadultaan heikompaa ravintoa runsaasti tarjoava ympäristö. Jälkimmäinen puolestaan tarjoaa useammalle yksilölle kelpoisen elinympäristön, jolloin se on yhteisötasolla laadukkaampi. Yhteisöissä tapahtuvat kannanmuutokset johtuvat kuitenkin yksilöistä ja yksilön elinympäristön valinta saattaa perustua hyvin nopeisiin muutoksiin ympäristössä (Goss-Custard *ym.* 1995; Coulson *ym.* 2006).

Laatu voi tässä yhteydessä myös tarkoittaa elinympäristön kykyä ylläpitää mahdollisimman suurta populaatiota, mikä puolestaan suosii alueita, joilla elää mahdollisimman paljon yksilöitä. Tiheys itsessään on kuitenkin huono elinympäristön laadun mittari, sillä tiheä populaatio voi esimerkiksi johtua suuresta nuorten yksilöiden määrästä, joille ei vielä ole kertynyt kokemusta ja kykyä kilpailla paremmista elinympäristöistä (Van Horne 1984). Tiheys voi myös riippua ympäristön ajallisesta muutoksesta, kuten vuodenaajoista, tai habitaattien laukukkuudesta. Tiheys ei yksinään siis kuvaa elinympäristön laadukkuutta, mutta sitä voidaan käyttää siihen yhdessä yhteisörakennetta kuvaavien muuttujien, kuten lisääntymismenestyksen, kanssa. Eräs yhteisö- ja yksilötason yhdistävä laadukkuuden määritelmä on Wiensin (1989) kehittämä elinympäristön mahdollistama kelpoisuus (engl. *habitat fitness potential*), joka kuvaa elinympäristön kykyä parantaa yksilön mahdollisuuksia lisätä yhteisön kasvua. Käsitteessä yhdistyy yksilön kelpoisuuden parantaminen yhteisön kasvun edistämiseksi, minkä vuoksi käsitettä on sittemmin hyödynnetty yhteisöekologisissa tutkimuksissa (esim. Franklin *ym.* 2000).

Populaatioiden kasvun kannalta olennaisimmat elinympäristöt liittyvät ravinnonhankintaan ja lisääntymiseen, joten olennaisimmat ympäristöt riippuvat jokaisen lajin luontaisista tarpeista. Osa lintulajeista on generalisteja, joiden kriteerit pesintäympäristön suhteen ovat väljempää ja niitä tavataan laajoilla elinalueilla kun taas osa lajeista hyväksyy pesimisympäristökseen ainoastaan tietyn tyyllisiä ruovikoita tai peltomaisemia, jolloin näiden lajien esiintyvyys myöskin on rajoittunut kyseisille alueille. Suomen saariston voidaan katsoa jakautuvan kolmeen erilaiseen maisema-alueeseen riippuen siitä, kuinka suuri osa alueen pinta-alasta on maata: ulko-, väli- ja sisäsaaristoon (Jumppanen & Mattila 1994: 8–11). Nämä kolme vyöhykettä tarjoavat erilaisia elinympäristöjä suojaista lahdista ja niityistä karuihin ja kivikkoisiin luotoihin. Merensaariston ulko-osien karuissa ja meren hallitsemissa oloissa viihtyvät esimerkiksi ruokki ja räyskä (Hildén & Hario, 1993: 28). Ulkosaaristossa linnut ovat sopeutuneet avoimeen ympäristöön, minkä vuoksi muut vyöhykkeet ovat niiden kannalta liian

sulkeutuneita, vaikka ravintoa olisi tarjolla sielläkin. Tosin osa ulkosaariston lajeista tarvitsee ravinnonhankintaan erityisesti kirkkaita ja syviä vesiä, joita ei mantereen läheisyydestä enää löydy. Välisaariston, jossa maata ja merta on noin samassa suhteessa, tyyppilajeja ovat esimerkiksi pilkkasiipi ja kalatiira, joiden molempien esiintyminen painottuu välisaaristoon ja vähenee sisämaahan tai ulkosaaristoon päin liikuttaessa. Sisäsaaristo tarjoaa metsäisempiä ja suurempia saaria, kuin muut vyöhykkeet, minkä vuoksi seudulla tavataan paljon myös maalintuja. Sisäsaaristossa viihtyviä vesilintuja ovat esimerkiksi tavi, telkkä ja silkkiuikku. Nämä lajit viihtyvät suojaisissa, metsärantaisissa ympäristöissä, ja esimerkiksi telkkä pystyy elämään myös ulkosaariston maisemassa, mutta pesintä tapahtuu lähinnä suojaisammassa sisäsaaristossa.

#### 2.4 Vesilinnut bioindikaattoreina

Ympäristön tilaa voidaan seurata monella tapaa. Koska ympäristönmuutokset johtuvat monenlaisten tekijöiden vuorovaikutussuhteista, niiden havainnoiminen vaatii laaja-alaista tutkimusta ja ymmärrystä näiden suhteiden taustalla vaikuttavista ilmiöistä. Biologiset havainnointimenetelmät, kuten bioindikaattorit, ovat hyvä tapa havainnoida tällaisia ympäristönmuutoksia (Koskimies 1994). Bioindikaattorit ovat ekosysteemin tilaa hyvin kuvaavia lajeja, joiden kannan vaihteluita seuraamalla voidaan peilata ekosysteemin muutoksia niin hetkellisesti kuin pitkäaikaisestikin. Linnut ovat hyviä bioindikaattoreita, sillä ne elävät ravintoketjun ja -verkon korkeammilla tasoilla ja heijastavat näin ollen matalammilla tasoilla tapahtuvia muutoksia (Nudds 1983; Koskimies 1994; Furness & Camphuysen 1997). Erityisesti vesilintuja käytetään ilmentämään vesiekosysteemien yleistä tilaa ja niiden avulla on tutkittu esimerkiksi rehevöitymistä (Martínez Fernández *ym.* 2005). Osa vesilinnuista käyttää ravintonaan kaloja, joten lintujen lisääntyminen tai vähentyminen kielivät ravintokaloissa ja niiden alapuolisilla trofiatasoilla, kuten planktoneissa ja vesikasvillisuudessa, tapahtuneista muutoksista.

Vesilintujen käyttöä bioindikaattoreina suosii myös niiden suuri koko ja kiinnostavuus lintuharrastajien piirissä, minkä vuoksi vesilinnuista löytyy usein pitkäaikaisia seuranta-aineistoja. Linnuston seurantaan on Suomessa pitkät perinteet ja havainnointimenetelmät ovat kansallisesti yhtenäiset (Koskimies & Väisänen 1986). Erityisesti pitkäaikaisseurannat antavat hyvän kuvan ekosysteemien tilasta, sillä niiden avulla voidaan tulkita vuosittaisien muutoksien suhteita toisiinsa (Koskimies 1994). Käytettäessä bioindikaattoreita ympäristön tilan arviointiin on tunnettava tarkasteltavien lajien ekologia mahdollisimman hyvin, jotta laji kuvaisi tutkittavaa ilmiötä tarpeeksi luotettavasti (Amat & Green 2010). Ilmiöt ovat usein monimutkaisia ja onkin mielekäästä käyttää useampaa kuin yhtä lajia tai eliöryhmää parhaan mahdollisen havainnollistamisen takaamiseksi (Koskimies 1994).

Lintulajien kannoissa tapahtuu luonnollisia muutoksia ja kannanvaihtelut johtuvat usein muutoksista ravintoketjussa, sään ääriolosuhteista tai taudeista. Populaatioiden kannanvaihtelut perustuvat neljän päätekijän eli syntyvyyden, immigraation sekä kuolleisuuden ja emigraation suhteeseen. Tutkittaessa

kannan kehittymisen suuntaa aloitetaan tarkastelemalla ilmiöitä näiden neljän päätekijän taustalla. Ilmiöt eivät usein ole yksinkertaisia ja lisäksi hankaluuksia tuottavat aineistonkeruun haastavuus. Poikasten selviytyminen aikuisikään vaikuttaa olennaisesti populaatiokoon kasvuun. Syntyvyyttä ja poikasten selviytymistä sukukypsiksi tarkkaillaan vaihe vaiheelta. Ensin selvitetään tarpeeksi usean pesän perusteella, kuinka useasta munasta kuoriutuu poikasia ja mitkä tekijät kenties aiheuttavat munien tuhoutumisen (Hildén & Hario 1993:219). Sukukypsiksi varttuvien poikasten laskenta on usein hankalaa, sillä linnut viettävät paljon aikaa muuttomatalla ja mahdollisesti piileskellen. Aikuisten lintujen kuolleisuutta puolestaan seurataan rengastamalla, jolloin vuosittaisen ikäjakauman perusteella saadaan kokonaiskuva vuosikuolleisuudesta. Tähänkin menetelmään liittyy epävarmuustekijöitä, kuten renkaiden kuluminen tai tippuminen, mitkä vääristävät lopputulosta. Populaatioiden immigraatio ja emigraatio ovat kaikista hankalimpia tutkittavia tekijöitä. Kuitenkin pitkällä aikavälillä suuri populaation hajaantuminen muualle tai kasvaminen muista populaatioista kertovat paikallisista ympäristöolosuhteista, ovatko paikalliset elinympäristöt vetovoimaisia vai täytyykö lintujen vaihtaa elinpaikkaa heikentyneiden olosuhteiden vuoksi.

Punaisen kirjan 2019 mukaan Suomen lintulajien uhanalaisuuden suurimpia syitä ovat muuttoreittien varrella ja talvehtimisalueilla tapahtuneet muutokset, satunnaistekijät, metsästys, avoimien alueiden sulkeutuminen, häirintä, saastuminen, metsien ja maatalousympäristön muutokset, ja muiden lajien vaikutus (Hyvärinen *ym.* 2019). Monet uhanalaisuustekijät ovat yhteydessä luontotyyppien ja elinympäristöjen uhanalaistumiseen. Muuttomatkoillaan ja talvehtimisalueilla lintuja uhkaavat esimerkiksi yllättävät sääilmiöt kuten kuivuus, metsästys ja elinympäristöjen tuhoutuminen. Useat lintulajit viettävät mielellään aikaa kosteikoilla ja ranta-alueilla, jolloin erityisesti ojittamisella, patoamisella ja kuivattamisella ihminen tuhoaa näitä elinympäristöjä. Myös rehevöityminen, happikato ja ympäristömyrkyt uhkaavat kosteikkoja. Ilmastonmuutoksen aiheuttaman merenpinnan nousun myötä matalat rantakosteikot ja marskimaat jäävät veden alle näin pienentäen jäljelle jäävien kosteikkojen määrää, mikä osittain myös lisää kilpailua ravinnosta ja elintilasta. Ihmisen toiminta saattaa suosia joidenkin lajien pesintää tai leviämistä toisten lajien kustannuksella. Suojellun merikotkan kannan kasvun seurauksena haahkan kannat ovat laskeneet merkittävästi erityisesti ulkosaaristossa (Vösa *ym.* 2017). Harmaalokin kannan kasvu puolestaan selittyy ihmistoiminnan myötä lisääntyneenä ravinnon saantina, mikä on lisännyt syntyvyyttä ja vähentänyt talvella kuolleisuutta. Ihmisen toiminnan myötä vieraslajien leviäminen on lisääntynyt joko välillisesti ilmastollisten olosuhteiden muuttuessa tai konkreettisesti esimerkiksi tarhakarkulaisten tai tahallisten istutusten avulla. Esimerkiksi Saaristomeren ulkosaaristossa uudet tulokaslajit minkki ja supikoira ovat aiheuttaneet suurta vahinkoa siellä pesiville vesilinnuille, jotka eivät aiemmin ole tottuneet vastaavanlaisten pesärosvojen läsnäoloon (Nordström *ym.* 2003; Banks *ym.* 2008; Vösa *ym.* 2017). Pienpetojen poistotoimenpiteet ovat parantaneet vesilintukantojen tilaa.



## 2.5 Linnuston seuranta Suomessa

Lintubongausta harrastavat niin yksityishenkilöt, järjestöt kuin laitoksetkin ja lajilla on taustallaan suuri yhteisö. Nimenomaan tiede- ja harrastusyhteisöjen yhteistyön ansiosta on mahdollista suorittaa laajoja ja laadukkaita lintulaskentoja. Suomalaisen lintututkimuksen historia juontaa juurensa aina 1600-luvulle Turun Akatemian aikaan (Lehikoinen *ym.* 2003). Silloin tutkimuksen erityisenä mielenkiinnonkohteena oli kuitenkin lintujen hyötykäyttö ja haitallisuus kalastuselinkeinolle. Ajan myötä tutkimustyön motivaatio on muuttunut. Vuosittaiset pesivän maalinnuston seurannat aloitettiin Suomessa vuonna 1978, minkä jälkeen toiminta vakiintui ja 1980-luvulla vuotuiset seurannat kattoivat koko maan (Auvinen & Toivonen 2006). Nämä seurannat koostuvat linjalaskennoista ja osittain myös pistelaskennoista. Suomen ensimmäinen, laajempi pesimälinnuston levinneisyyden kartoitus aloitettiin vuonna 1974, kun ensimmäistä lintuatlasta ryhdyttiin tuottamaan. Lintuatlatkset ovat kartoituksia, joissa Suomen lintulajiston levinneisyyttä kartoitetaan 10x10km<sup>2</sup> ruudukkojen avulla (Valkama *ym.* 2011). Yhteensä Suomeen mahtuu ruutuja 3859. Lintuataslaskentoja on tehty kaksi lisää 1970-luvun jälkeen, toinen vuosina 1986–1989 ja tuorein vuosina 2006–2010. Valtakunnallista laskentaa koordinoivat Luonnontieteellinen keskusmuseo sekä BirdLife Suomi, joiden alla toimii kymmenittäin lintuharrastajien yhdistyksiä. Luonnontieteellisen keskusmuseon ja BirdLife Suomen lisäksi lintukantoja ja levinneisyyttä seurataan myös kansallisesti osana biodiversiteettiseurantaa, josta vastaavat edellä mainittujen lisäksi Metsähallitus, Metsäntutkimuslaitos, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, ELY-keskukset sekä Maailman luonnon säätiön Suomen rahasto WWF (Lajien seuranta, 2013).

Linnuston seuranta-aineistot ovat tieteellisesti merkittäviä, sillä linnuston seuranta on aloitettu esimerkiksi Varsinais-Suomessa jo 1920–30-luvuilla (Lehikoinen *ym.* 2003). Tällaiset pitkäaikaiset seuranta-aineistot ovat oleellisia tutkittaessa pitkän aikavälin muutoksia, kuten ilmastossa ja ympäristössä tapahtuneita muutoksia, sillä taustalla vaikuttavat ilmiöt ovat usein monimutkaisia ja tarvitsevat pitkän aikajakson muuttuakseen. On kuitenkin ymmärrettävä, etteivät esimerkiksi 100 vuotta vanhat aineistot välttämättä ole suoraan vertailukelpoisia uusien laskentojen kanssa johtuen erilaisista laskentamenetelmistä tai -käytännöistä. Lintuaineistoista näkyvät kannanvaihtelut ja muuttuneet levinneisyysalueet kertovat kuitenkin omaa tarinaansa lintujen elinolosuhteissa tapahtuneista muutoksista. Erityisen tärkeitä ovat uhanalaisten lajien kartoitus, joka tehdään Suomessa noin 10 vuoden välein, joista viimeisin on keväältä 2019 (Hyvärinen *ym.* 2019). Vuoden 2019 arvion mukaan tällä hetkellä joka kolmas Suomessa tavattava lintulaji on uhanalainen, määrä on pysynyt samankaltaisena aikaisempaan arvioon vuodelta 2015 verrattuna. Sorsalintujen osalta uhanalaisten lajien osuus on kuitenkin liki puolet, tosin uhanalaisten lajien määrä on laskenut noin 5 % vuodesta 2015, jolloin tehtiin aikaisempi uhanalaisten nisäkäs- ja lintulajien kartoitus (Tiainen *ym.* 2016).

## 2.6 Ilmakuvaus

Ilmakuva on lentokoneesta käsin otettu kuva maanpinnasta, eli lentokorkeus on huomattavasti matalampi verrattuna satelliittikuviin. Satelliittikuvat kattavatkin pinta-alaltaan huomattavasti laajempia alueita, kuin ilmakuvat, mutta toisaalta ilmakuvien avulla voidaan tutkia pienempiä ja pirstaloituneempia alueita, kuin satelliittikuvien avulla (Hyppänen 1999). Suomessa ilmakuvausta on perinteisesti käytetty paljon esimerkiksi metsän tutkimuksessa ja vesien tilan arvioinnissa (esim. Suikki 1999; Leka *ym.* 2003; Hyvönen & Anttila 2006; Alaluhta 2008). Nykyisin erilaisten paikkatietoon perustuvien sovellusten yleistyttyä ilmakuvien käyttö on laajentunut huomattavasti, ja niitä hyödynnetään esimerkiksi kansallisessa maastotietokannassa (KMTK), ympäristö- ja maatalouden suunnittelussa ja valvonnassa sekä tausta-aineistoina erilaisissa sovelluksissa (esim. Liukko & Raunio 2008; Kleemola 2013; Kontula & Raunio 2018). Maanmittauslaitoksella on saatavilla ilmakuvia Suomen alueelta aina 1930-luvulta alkaen. Lisäksi markkinoilla on paljon yrityksiä, jotka tarjoavat ilmakuvausta kuluttajien tarpeisiin.

Ilmakuvausjärjestelmä koostuu ilma-aluksesta, kuten lentokoneesta tai dronista, kamerasta sekä paikannusjärjestelmästä (Honkavaara *ym.* 2011). Tärkeä osa ilmakuvausta on itse ilmakuvausta edeltävä lentoreitin suunnittelu sekä ilmakuvien jälkikäsitely, kuten georeferointi, radiometrinen korjaus ja sävyjen kalibrointi, jolloin ilmakuvista saadaan mittatarkkoja ja niiden vääristymät saadaan mahdollisimman vähäisiksi. Ilmakuvauskamerat ovat peruseriaaltaan tavallista kameraa vastaavia, sillä tavallinen amatöörin pienkamerakin voi tallentaa kuvia ilmasta. Lisäksi teknologian kehittyessä erilaisten ilmakuvausvälineiden hinnat ovat laskeneet. Markkinoille on tullut paljon uusia kuluttajille suunnattuja välineitä, jotka ovat kasvattaneet suosiotaan, kuten esimerkiksi droneja (Koski 2018). Ammatti- ja tutkimuskäyttöön tarkoitetut kamerat ovat kuitenkin kuvakooltaan suurempia ja suorituskyvyltään parempia, kuin amatöörikäyttöön tarkoitetut laitteet (Honkavaara *ym.* 2011). Maanmittauslaitoksen tuottamat ilmakuvat on otettu filmikameralla ennen vuotta 2009, jonka jälkeen on siirrytty digikameroihin. Filmikameralla otetut kuvat on skannattava digitaaliseen muotoon, kun taas digitaalisella kameralla otetut kuvat saadaan esitetyksi neljällä eri värikanavalla (punainen, vihreä, sininen sekä lähi-infra). Lähi-infraa käytetään erityisesti tutkittaessa kasvillisuutta ja maanpeitettä, sillä erilaiset pinnat heijastavat lähi-infraa eri tavoin. Digitaalisen kuvauksen eduksi luettakoon myös jälkikäsitelyn helpottuminen aineiston ollessa jo valmiiksi luettavissa digitaalisessa muodossa.

Ilmakuvauksessa tärkeimpiä laatua kuvaavia käsitteitä ovat ilmakuvien spatiaalinen resoluutio, radiometrinen resoluutio sekä geometrinen tarkkuus (Holopainen *ym.* 2015). Nämä käsitteet kuvaavat myös laajemmin kaukokartoitusaineistojen erilaisia laatuominaisuuksia. Spatiaalinen resoluutio kertoo, minkä kokoisia kohteita aineistosta on mahdollista erottaa, radiometrinen resoluutio puolestaan kuvaa aineiston toistamien sävyjen skaalaa eli kirkkauseroja. Geometrinen tarkkuus on mahdollista saavuttaa myös jälkikäteen georeferoinnin yhteydessä, mutta geometrinen tarkkuus tarkoittaa kohteiden sijainnin

tarkkuutta aineistossa. Ilmakuvien kuvat ovat luonnostaan keskusprojektiossa, eli kaikki kameraan osuvat valonsäteet kulkevat yhden pisteen kautta, jolloin kuvan reunoilla olevat kohteet vaikuttavat pienemmiltä, kuin kuvan keskellä sijaitsevat kohteet. Ilmiöstä käytetään nimitystä maastovirhe. Tästä johtuen ilmakuvissa on aina jonkin verran geometrisiä vääristymiä, joita niin ikään jälkiprosessoinnin yhteydessä pystytään korjaamaan, näin syntyen karttaa vastaavia ortokuvia.

## 2.7 Paikkatiedon käyttö ekologisessa tutkimuksessa

Ekologisessa tutkimuksessa paikkatietoa voidaan hyödyntää moniin eri tarkoituksiin, kuten elinympäristöjen kartoitukseen tai suojelualueiden sijainnin optimointiin. Lintujen liikehdintää seurataan maastosta käsin, mutta kun tutkitaan paikallispopulaatioiden sijaan suuremman mittakaavan ilmiöitä, on helpompi käsitellä aineistoa paikkaan sidonnaisten ohjelmistojen avulla. Lintujen elinympäristöjen tutkimuksessa tulee ottaa huomioon lintujen liikkuminen vuodenaikojen mukaan sekä eri lajien erilaiset tarpeet elinympäristönsä suhteen.

Elinympäristöä kuvaavia parametrejä voidaan mitata kentällä, mikä on usein kallista ja aikaa vievää, eikä pitkäikäisempien aineistojen saatavuus välttämättä ole tutkimuksen kannalta relevantilla tasolla. Erilaiset paikkatietoaineistot tai GIS-aineistot (engl. *geographical information system*) ovat teknologian kehittymisen myötä tulleet hyödylliseksi ympäristön seurannan työvälineeksi (esim. Pettorelli *ym.* 2014). Aineistot pitävät sisällään paikkaan sidonnaista, geospaatialista tietoa, joka voi olla kvalitatiivista tai kvantitatiivista. Myös kaukokartoitusaineistot ilma- ja satelliittikuvista kuuluvat paikkatietoaineistoihin. Niiden avulla pystytään kustannustehokkaasti tutkimaan laajoja alueita, joilla kenttätutkimukset eivät kokonsa, saavutettavuutensa tai esimerkiksi turvallisuutensa puolesta ole relevantteja. Kun tutkimusalueena on hajanainen alue, kuten Saaristomeri, tällainen kaukokartoitusaineisto mahdollistaa myös saavuttamattomien ympäristöjen tutkimuksen. Aineistojen avulla pystytään esimerkiksi tarkkailemaan maankäytön, kasvillisuuden ja habitaattien muutoksia, minkä lisäksi kaukokartoitusaineistojen eli ilma- ja satelliittikuvien avulla voidaan tarkastella esimerkiksi luonnonsuojelualueiden ja niiden muodostaman verkoston rakennetta ja tehostaa alueiden suunnittelua sekä käyttöä ekosysteemiprosessien toimivuuden ja lajien hyvinvoinnin kannalta (esim. Kerr & Ostrovsky 2003; Rose *ym.* 2015). Aineistojen avulla voidaan myös havainnoida ympäristön tilan muutosta suhteessa sen suojeluun käytettyihin rahavaroihin, jolloin saadaan tietoa luonnonsuojelutoimien tehokkuudesta ja kyetään arvioida niiden kannattavuutta. Kasvillisuuden hiilidioksidivirtoja pystytään puolestaan arvioida 3D-mallinnuksen Lidar-sensoreilla (engl. *light detection and ranging*), sillä puuston korkeus ja tiheys kertovat kasvillisuuden kokonaismassasta ja hiilipitoisuudesta. Rönkä *ym.* (2005; 2008) ovat tutkineet Turun saariston lintujen erilaisia habitaatteja yhdistelemällä paikkatietoaineistosta kerättyä ympäristödataa, kuten maaston korkeusmallia, veden syvyyttä sekä saarten maapinta-alaa, kenttätutkimuksilla maastossa saatuihin tietoihin. Tulokset ovat olleet hyviä ja lintujen pesimäympäristöjen kartoitus onnistui hyvin. Luonnonsuojelun kannalta onkin

tärkeää kartoittaa, millaiset elinympäristöt ovat eliöyhteisöille ja biodiversiteetille merkityksellisimpiä eli millaiset elinympäristöt tarjoavat elinympäristön mahdollisimman usealle lajille.

Suomessa ympäristön tilaa kuvaavia aineistoja tuottavat sekä yksityiset että julkiset tahot, kuten Maanmittauslaitos, ELY-keskukset sekä erilaiset yritykset, kuten Ramboll oy. Suurin osa aineistoista on niin kutsuttua avointa dataa eli on internetissä jokaisen saatavilla. Esimerkiksi Suomen ympäristökeskus SYKE ylläpitää sivuillaan laajaa aineison latauspalvelua, josta kuka tahansa voi ladata käyttöönsä erilaisia paikkatieto-, ympäristö- ja kartta-aineistoja sekä satelliittihavaintoja. Palveluista löytyy esimerkiksi kattava arkisto vesien tilan seuranta-aseteilta sekä paikkatietoaineistoja alueellisesta kasvillisuudesta ja ympäristöriskeistä. Maanmittauslaitoksen tiedostopalvelusta voi puolestaan ladata esimerkiksi koko Suomen kattavan laserkeilausaineiston tai korkeusmallin. Suomen väestörekisterikeskuksen ylläpitämiltä avoindata.fi-sivustolta löytyy yhteensä 80 erilaista ympäristökategorian tietoaaineistoa, joista suurimman osan on tuottanut jokin valtion taho (Ympäristö ja luonto, s.a.). Usean eri julkishallinnon aineistontuottajien yhteinen latauspalvelu Paituli tarjoaa puolestaan usean eri tahon tuottamien aineistojen lataamisen yhdestä ja samasta paikasta. Useita aineistoja on käytettävissä pitkältä aikajaksolta, mikä on tärkeää, kun on tarkoituksena erottaa luonnollinen muutos ihmisen aikaansaamasta muutoksesta. Osasyynä kattavaan avoimen datan saatavuuteen Suomessa ovat Euroopan unionin direktiivit sekä vuonna 2011 annettu Suomen hallituksen periaatepäätös julkisen sektorin digitaalisten tietoaaineistojen saatavuuden parantamisesta ja uudelleenikäytön edistämisestä (Valtioneuvoston... 2011). Avointa dataa on paljon saatavilla, ja ongelmat liittyvät usein aineiston puutteellisiin metatietoihin tai tiedostotyyppiin. Usein aineistot on tuotettu siten, että niiden käyttöönotto on mahdollisimman helppoa, mutta joiltain osin esimerkiksi aikaisempien vuosien ympäristödata saattaa olla hankalasti dokumentoitu. Aineiston keruu ei myöskään ole aina ollut järjestelmällistä, joten pitkäaikaisten seuranta-aineistojen hyödyntämisessä datan löytäminen ja käsittely voivat viedä paljon aikaa. Lisäksi joissain tapauksissa, kuten Maanmittauslaitoksen omistamissa ilmakeinissa, ainoastaan tuorein aineisto on ilmaista ja arkistoista hankittu data puolestaan joko maksullista tai sitä ei ole saatavilla. Käytettäessä Suomen ulkopuolella tuotettuja paikkatietoaineistoja aineistojen hinta voi olla korkea esimerkiksi satelliittikuvien suhteen. On myös olemassa lukuisia kansainvälisiä avoimen ympäristödatan järjestelmiä, kuten Global biodiversity information facility GBIF ja Global Index of Vegetation-Plot Databases GIVD, joiden käyttämisessä haasteena on alkuperän ja metatietojen monipuolisuus ja se, että aineiston kattavuus vaihtelee.

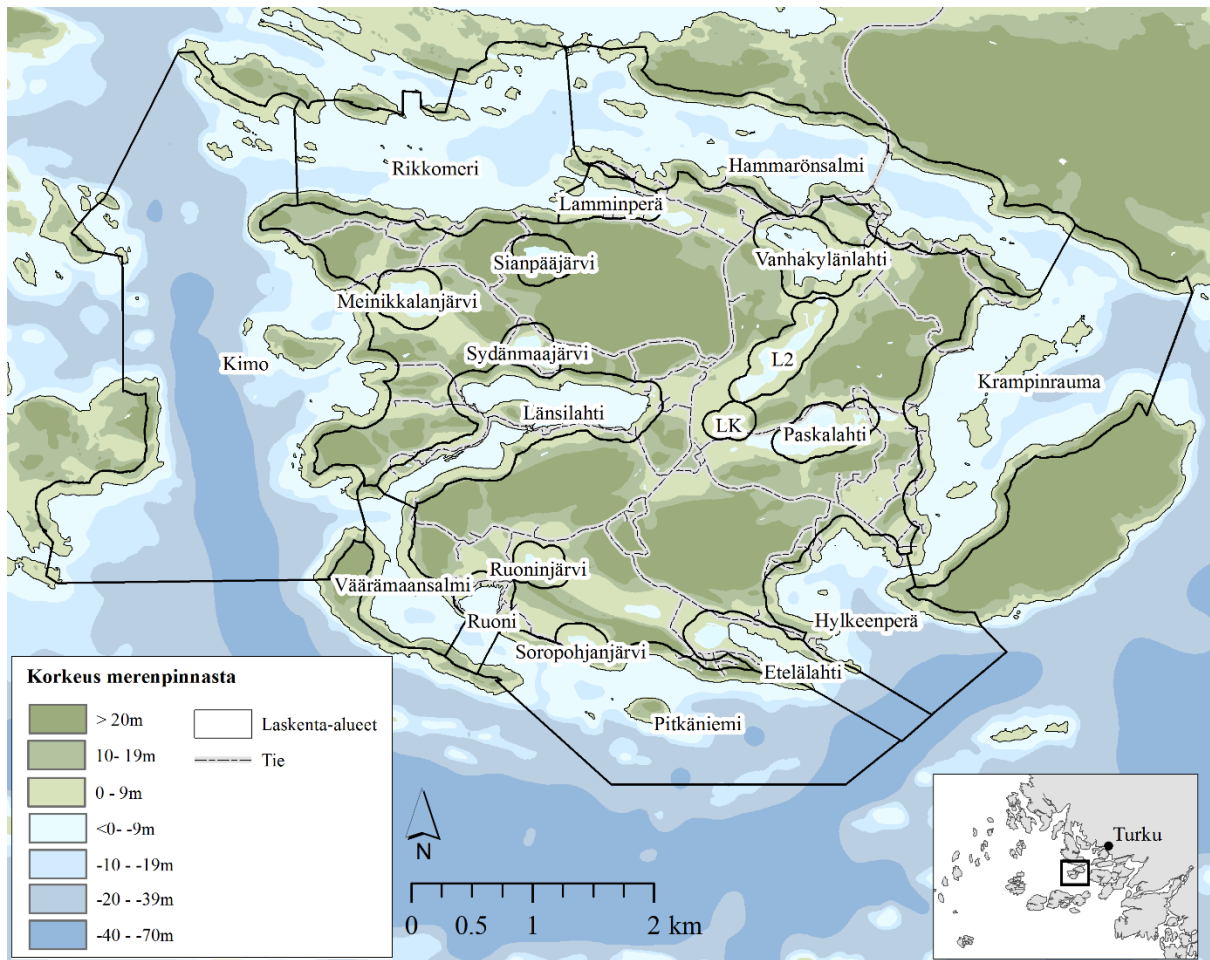
Paikkatieto-ohjelmistojen hyödyntämisessä ekologisessa tutkimuksessa ja elinympäristöjen arvioinnissa tutkijan on tunnettava hyvin tutkimuksen kohteena olevien lajien ekologia, jotta tarkasteltaisiin tapauskohtaisesti juuri oikeita muuttujia. Lisäksi on otettava huomioon joidenkin ilmiöiden, kuten populaatiokoon vaihtelun, kausittaisuus. Ongelmana on myös joidenkin tuotteiden

hinta, sillä kaikki aineistot etenkin kansainvälisellä tasolla eivät ole kaikkien saatavilla ja ohjelmistot niiden asianmukaiseen käsittelyyn voivat olla kalliita. Suomessa on kuitenkin paljon avointa paikkatietoa kaikkien saatavilla.

### 3. Tutkimusalue

Tutkimusalueena on Saaristomeren keskivaiheilla entisessä Rymättylän kunnassa, nykyisessä Naantalissa sijaitseva Aaslaluoto (60°17'38.2"N, 21°56'14.3"E). Aaslaluoto, myöhemmin Aasla, kuuluu osana tyypilliseen Saaristomeren maisemaan, jossa erikokoiset saaret muodostavat yhden maailman suurimmista saaristoista. Se rajautuu Suomen rannikolla Hankoniemen länsipuolelta Selkämeren vajoamalle Udestakaupungista lounaaseen. Lännessä se rajautuu Ahvenanmereen. Saaristomerellä on erotettavissa erilaisia vyöhykkeitä riippuen siitä, kuinka suuri osuus maisemasta on maata ja kuinka suuri vettä (Jumppanen & Mattila 1994: 8–11). Avomereltä rannikolle päin siirryttäessä veden lämpötila ja maapinta-alan osuus kasvavat, rannat muuttuvat suojaisemmiksi ja sedimenttipitoisemmiksi ja veden suolaisuus vähentyy (Furman *ym.* 2014). Sisäsaaristo sijaitsee nimensä mukaisesti lähimpänä rannikkoa, jossa vesi on matalinta ja sameinta, ja jossa saaret ovat suurempia ja metsäisempiä kuin ulompana saaristossa. Välisaaristo on seuraava vyöhyke avomerelle päin siirryttäessä, ja siellä maan ja veden suhde on tasapuoleinen, minkä jälkeen veden osuus pinta-alasta kasvaa ja siirrytään jo ulkosaaristoon, missä saaret ovat pienempiä ja kallioisempia. Maankohoamisen myötä saaristo myös muuttuu jatkuvasti, sillä Saaristomerellä maa kohoaa merestä noin 3-5mm vuodessa (Myrberg *ym.* 2006:44-45).

Aasla on kooltaan noin 16,1km<sup>2</sup> ja se sijaitsee väli- ja sisäsaariston rajavyöhykkeellä Airiston merenselän lounaisosassa (kuva 1). Aaslan ainoa tieyhteys muihin saariin käy pohjoisessa Hammarönsalmen lossin ja etelässä Hangan yhteysaluksen kautta (Lossi ja yhteysalukset, 2019.). Vaikka Aasla onkin saari vailla kiinteää yhteyttä mantereeseen, on ekologinen yhteys niin mantereeseen kuin lähialueen muihinkin saariin vahva, sillä jo Naantalin kaupunki itsessään koostuu noin 1000 eri saaresta ja Aaslan lähellä on lukuisia erikokoisia saaria ja luotoja (Saaristo, s.a.). Aaslan maisemaa halkovat muuta ympäristöä korkeammat avokallioselänteet. Niiden väliin on kasautunut ravinnepitoista maata, joista suuri osa on nykyisin viljelykäytössä. Puusto koostuu kuivemmilla kallioalueilla männyistä, joka on saaren valtapuu, minkä lisäksi saarelta löytyy esimerkiksi kuusi- ja koivumetsiä (Saari 1984). Joillain paikoilla esiintyy runsaasti tervaleppiä sekä haapoja. Maankohoamisen myötä saarelle on kuroutunut merenlahdista muutamia pieniä järviä ja lampia, joita ympäröivät soiset kosteikot. Merenpinnan ollessa korkealla nämä matalat kosteikot usein tulvivat ja jäävät tilapäisesti veden alle. Kosteikkojen läheisyydestä tavataan myös rantaniittyjä, jotka pysyvät avoimena rannan vedenkorkeuden vaihteluiden ja merijään vaikutuksen ansiosta. Rantaniityillä on aiemmin tyypillisesti laidunnettu myös karjaa, mikä on edesauttanut avoimena pysymistä, mutta laidunnuksen vähentyminen on paikoin johtanut rantaniittyjen vähentymiseen. Myös rehevöityminen ja sen myötä ruovikoiden kasvu on pienentänyt merenrantaniittyjä saaristossa (Pykälä 2007).



Kuva 1. Aaslaluoto ja sen 20 lintulaskenta-alueita. Aaslaluoto sijaitsee Saaristomerren sisä- ja välisaariston rajalla Airiston länsipuolella.

Aaslalla on tehty Varsinais-Suomen ELY-keskuksen toimesta vuonna 2010–2014 maatalousalueiden kartoituksia ja 2015 ranta-alueiden monikäytön yleissuunnittelua, joiden tarkoituksena on ollut etsiä mahdollisesta laidunnuksesta ja niitosta hyötyviä perinnemaisemia, kuten rantaniittyjä, ja ehkäistä ranta-alueiden ruovikoitumista (Ajosenpää *et. al.* 2015). Osa Aaslasta kuuluu Natura 2000-verkostoon, jonka tarkoituksena on turvata Euroopan unionin luonto- ja lintudirektiiveissä esiintyvien luontotyypien ja lajien elinympäristöjen säilyvyys (Aasla-Kramppi, 2013). Aasla-Krampin Natura-alueelta löytyvät suojellut luontotyypit kuuluvat ryhmään rannikon laguunit, humuspitoiset järvet ja lammet, vaihettumissuot ja rantasuot, silikaattikalliot, jalopuumetsät sekä puustoiset suot. Alueita ovat Paskalahti-Vanhankylänlahden lintuvesialue, joka edustaa merestä maankohoamisen myötä kuroutuneita fladoja ja kluuveja, jotka kuuluvat rannikon laguuneihin. Lintuvesialueeksi se on suotuisa rantojen ruovikoiden ja niittyjen ansiosta, jonka vuoksi ympäristöhallinto on maininnut myös sen merkityksen etenkin muuttoaikana. Sianpäänjärvi puolestaan kuuluu luontodirektiivissä humuspitoisiin järviin, jonka rannoilla esiintyy runsaasti happamissa vesistöissä viihtyviä sammalia ja Sianpäänjärvi soistuu. Isoluodon jalavalehto edustaa jalopuumetsiä, ja siellä esiintyykin vuorijalavia. Sen mainitaan olevan maisemallisesti arvokas ja eheä kokonaisuus. Kramppi on suurikokoinen ja ihmistoiminnoilta lähes säilynyt saari, joka kuuluu suurimmaksi osaksi rantojensuojeluohjelmaan.

Nämä Aaslalle tyypilliset elinympäristöt ja tarjoavat suotuisia pesimis- ja levähdyspaikkoja useille eri lintulajeille, minkä vuoksi se on hyvä esimerkki koko Saaristomeren lintujen habitaateista ja niissä tapahtuvista muutoksista. Aaslan eri vesialueiden ympärille on rajattu 20 laskenta-alueita, joilla vesilintuja on laskettu. Nämä 20 laskenta-alueita ovat muodostettu 100m bufferivyöhykkeelle kunkin vesialueen rantaviivasta (kuva 1).

Ilmasto- ja sääolosuhteet Aaslalla ovat mereiset, jolloin merivesi tasaa lämpötilaeroja talven ja kesän välillä tehden talvista tyypillisesti leudompia, kuin Manner-Suomessa. Saaristomeren ilmastossa on huomattavissa pieniä eroavaisuuksia saariston eri vyöhykkeiden välillä, mutta keskimääräisesti vuoden keskilämpötila vaihtelee ulkosaaristosta sisämaahan noin 6-5 asteen välillä (Kersalo & Pirinen 2009). Talvet ovat saaristossa Varsinais-Suomen mantereisia osia lämpimämpiä. Ilmatieteen tilastojen 2000–2019 mukaan talvella joului- maaliskuun keskimääräinen lämpötila Turun Rajakarilla Airiston keskiosissa on noin -1,5°C, kun taas touko-elokuun aikana keskilämpötila on noin 15,5°C. Kesät ovat ulkosaaristossa hieman viileämpiä kuin sisämaassa johtuen meren lämpöä sitovasta vaikutuksesta. Lämpimin kuukausi on heinäkuu (18°C) ja kylmin helmikuu (-3°C). Turun seudun keskimääräinen talviaikainen (joului-, tammi- ja helmikuu) sademäärä on ollut vuosina 1981–2010 noin 155 mm kun taas kesäisin sataa enemmän, noin 210 mm.

Aasla on kokonaan yksityisomistuksessa lukuun ottamatta Metsähallituksen hallinnoimaa Krampin saaren luonnonsuojelualuetta. Ihmisen vaikutusta saaren ympäristöön ja luontoon lisäävät esimerkiksi jatkuvasti kasvava kesäasuntojen määrä, jolloin etenkin kesäaikainen liikehdintä ja merenkulku lisäävät liikennettä saaristossa. Tilastokeskuksen mukaan kesäasuntojen määrä on ollut nousussa 1970-luvulta alkaen niin Naantalissa kuin sen naapurikunnissa Taivassalossa ja Paraisillakin (Rakennukset ja kesämökit, 2019). Kesämökkien määrä Naantalissa on yli kaksinkertaistunut vuodesta 1970. Varsinais-Suomeen kohdistuva matkailu on ollut nousujohteinen lähes koko 2000-luvun ajan ja sen suosio etenkin kotimaisten matkailijoiden keskuudessa on kasvanut, mutta toisaalta vuoden 2018 jälkeen koko maakunnan matkailu on Tilastokeskuksen mukaan kääntynyt laskuun (Majoitustilasto, 2018). Matkailun uskotaan kuitenkin lisääntyvän tulevaisuudessa, sillä kotimaan matkailun suosio on lisääntynyt ja alueelle on suunniteltu kattavampia matkailupalveluita (Varsinais-Suomen matkailuohjelma 2013–2020). Myös viereinen Seilin saari on vastikään avattu matkailukäyttöön (Turun Sanomat 27.1.2017). Aaslan lävitse kulkeva Luotojentie vie Hammarönsalmelta Hangan lautalle, josta kulkee suosittu Saariston pienempi rengastie.



## 4. Aineisto ja menetelmät

### 4.1 Ilmakuvat

Aikaisempien vuosien ilmakuvat hankittiin digitaalisessa muodossa cd-levyillä Maanmittauslaitokselta vuonna 2003 osana Jaakko Häkkilän Pro Gradu-tutkielmaa. Ilmakuvia oli saatavilla Aaslaluodolta vuosilta 1977, 1991 ja 2001, ja kuvat ovat mustavalkoisia 8-bittisiä vertikaali-ilmakuvia, jotka ovat kuvattu vaihtelevista korkeuksista huhti-toukokuussa (taulukko 1). Vanhat ilmakuvat ovat alunperin filmikameralla kuvattuja, joten niiden skannaus digitaaliseen muotoon on aiheuttanut vaihtelua pikselikokoihin, jolloin myös kuvien resoluutio vaihtelee vuosien välillä. Kuvien resoluutio on kuitenkin riittävän tarkka maisemallisten elementtien tulkittamiseen. Saaren nykytilaa kuvaavat ilmakuvat ovat vuodelta 2018 ja ne ladattiin Maanmittauslaitoksen avoimen datan Paituli-palvelusta. Uusimmat kuvat ovat jo valmiiksi ortokuvia pikselikooltaan 0.5x0.5m ja niiden mittakaava vastaa karttaa. Aikaisempien vuosien ilmakuvat tuli oikaista ja ne georeferoitiin vastaamaan todellista mittakaavaa ja ETRS-TM35FIN tasokoordinaattijärjestelmää ArcMap-ohjelmistolla eri vuosien vertailun mahdollistamiseksi. Georeferoinnin yhteydessä kuvien resoluutioksi vaihdettiin kaikkiin sama 0.5x0.5m.

Kuvien georeferointi tapahtuu tukipisteiden avulla, jotka ovat maastosta hyvin erottuvia pisteitä. Tutkimuksen referenssiaineistona toimi tässä tapauksessa vuoden 2018 orto-oikaistu ilmakekuva, sillä se vastaa geometrialtaan karttaa ja sisältää tarkkoja kohteita, joiden avulla vanhempien ilmakuvien oikaisu oli tarkempaa, kuin esimerkiksi käytettäessä yleiskarttaa. Jokaisesta oikaistavasta ilmakekuvasta etsittiin 12 tukipistettä (engl. *GCP, ground control point*), jotka sitovat pisteet referenssiaineiston vastaaviin pisteisiin. Aikaisempien ilmakuvien vaihteleva laatu ja vinoumat hankaloittivat oikaisua, minkä lisäksi osan kuvien reuna-alueilta oli mahdoton löytää tukipisteitä, sillä ne ovat merialueita. Parhaan oikaisutuloksen saamiseksi tukipisteitä tulisi sijoittaa mahdollisimman hajanaisesti ympäri oikaistavaa kuvaa. Lopullinen neliöllinen keskivirhe (*RMS-error*) vaihteli 0-10 välillä riippuen alkuperäisen kuvan laadusta.

Taulukko 1. Ilmakuvien metadata. Vuoden 2018 ilmakekuva oli valmiiksi jo orto-oikaistu, kun taas aikaisempien vuosien ilmakuvat tuli georeferoida, jolloin niidenkin pikselikooksi asetettiin 0.5m.

Vuosi	Mittakaava / resoluutio (m)	Kuvauspäivä
1977	1:31 000	19.5.1977
1991	1:31 000	9.5.1991
2001	1:16 000	30.4.2001
2018	0.5 x 0.5	24.5.2018

## 4.2 Ilmakuvien tulkinta

Vanhojen ilmakuvien saatavuuden puitteissa ilmakuvista tutkittiin maankäytön muutoksia noin 10 vuoden sykleissä. On kuitenkin huomioitavaa, että ilmakuvien saatavuuden vuoksi syklit eivät ole täysin identtisiä, vaan vaihtelevat 10 ja 17 vuoden välillä. Tutkimuksen kannalta olennaisimpien elinympäristöjen muutoksen tarkastelussa 10 vuotta on tarpeeksi pitkä aika havaita pitkän aikavälin muutoksia. Jokaisen vuoden ilmakuvasta tehtiin sen vuoden maankäyttöä kuvaava kokonaiskartta, josta luokiteltiin Aaslan maankäyttö yhteensä seitsemään luokkaan, jotka olivat: *pihat*, *pellot*, *metsät*, *ruovikot*, *avokalliot*, *vesialueet ja muut* (ks. liite 1). Vesialueet kuitenkin rajattiin varsinaisen maankäytön muutoksien tulkinnan ulkopuolelle, sillä vesi-pinta-alan muutokset eivät kuvaa maankäyttöä. Muutoksien tulkinta aloitettiin tuoreimmasta, vuoden 2018 ilmakuvasta, jolloin muutoksen seuraaminen oli selkeää siirryttäessä aina aikaisempaan ajanjaksoon. Maankäyttöluokkien pinta-alat laskettiin ilmakuvista koko Aaslan mittakaavassa ja sen jälkeen siitä jaettiin myös erikseen Aaslan 20 laskenta-alueen pinta-alat (kuva 1).

Pihat käsittävät rakennusten ja rakennelmien, kuten laitureiden, läheiset alueet. Pihapiirin rajaaminen pelkän ilmakuvan perusteella on mahdotonta, minkä vuoksi tulokset ovat suuntaa antavia ja kuvaavat enemmänkin vuosittaista muutosta, kuin pihapiirien absoluuttista neliöpinta-alaa. Myös tästä syystä ilmakuvien tulkinta aloitettiin uusimmasta, jolloin aikaisempia vuosia voidaan verrata kyseisen vuoden aineistoon. On myös mahdotonta erottaa eroavaisuuksia asuintalojen, kesämökkien ja esimerkiksi latojen ja huoltorakennusten välillä, joten ryhmä pihat käsittää kaikki ihmisen rakentamat kiinteistöt ja niitä ympäröivät alueet. Joitain rakennuksia voi sijaita kasvillisuuden seassa metsässä, jolloin ne eivät näy ilmakuvissa.

Peltojen suhteen rajaaminen oli huomattavasti helpompaa, sillä pellot erottuvat selkeästi ympäröivästä metsästä ja muista alueista. Pelto-luokkaan kuuluu niin maatalous- kuin laidunmaatkin, sillä luotettavaa tietoa peltojen käyttötarkoituksesta ei ole saatavilla koko tutkimusjaksolta. Vesilintujen kannalta merkityksellisimpiä tietoja olisivat olleet etenkin rannalla sijaitsevien laidunmaiden lukumäärä, sillä rantalaidunnus vaikuttaa oleellisesti rantojen avoimuuteen ja ruovikoitumiseen.

Metsien rajaamisessa pyrittiin rajaamaan erikseen yhtenäiset puita kasvavat alueet, joissa on selkeästi enemmän puita kuin kallioalueita. Peltoalueiden keskellä sijaitsevia pienehköjä puusarakkeita ei laskettu mukaan, vaan ne ovat luokiteltuina peltoihin. Metsien luokittelussa vaikeuksia tuottivat kuvien ottoajankohta ja mustavalkoisuus, minkä vuoksi oli ajoittain haastavaa päätellä, onko metsäalue esimerkiksi vasta hiirenkorvalla olevaa koivumetsää vai hakkuuaukeaa. Eri puolajien erottamiseksi tarvittaisiin vääräväriväriä, mutta vesilintujen elinympäristöjä tarkasteltaessa katsottiin, että metsä kattokäsitteenä on tarpeeksi yksityiskohtainen ja näin ollen kaikki metsäalueet ovat yhdessä luokassa.

Ruovikot käsittävät sekä rannikoiden kaislikot että sisälampien kosteikot ja suot, joilla ei kasva metsää. Ruovikot, jotka sijaitsevat selkeästi jonkin rantatontin välittömässä yhteydessä, ovat luokiteltuina piha-alueiksi, sillä oletetaan ihmisen vaikutuksen ruovikkoon niin suureksi. Ruovikkojen suhteen täytyy pitää mielessä, että ruovikko vetäytyy hieman jäiden tulon yhteydessä, joten ilmakuvien ottamisen ajankohdalla on vaikutusta ruovikoiden laajuuteen.

Avokallioalueiksi ovat luokiteltuina yhtenäiset kallioalueet, joilla kasvaa ympäristöönsä selkeästi vähemmän puita. Aaslalla suuri osa metsästä kasvaa kalliomailla, joten avokallioalueiden merkitys omana maankäyttöluokkana kuvaa lähinnä metsäalueiden maanpohjan laatua. Vesialueiksi laskettiin kaikki tutkimusalueen järvet ja merialueet. Jokia ja pieniä lammikoita kosteikkojen keskeltä ei ole luettu mukaan ryhmään.

Kuuteen muuhun ryhmään kuulumattomat maankäyttöalueet luokiteltiin ryhmään muut. Käytännössä ryhmä pitää sisällään muusta ympäristöstään selkeästi erottuvat, heterogeeniset alueet, jotka eivät kuitenkaan ole niin yleisiä, että niitä varten luotaisiin oma maankäyttöluokkansa. Tällaisia alueita Aaslalla ovat esimerkiksi metsähakkuuaukot, satama-alueet ja veneensäilytyspaikat, käänköpaikat sekä pienet niityt ja kedot. Myös pihapiirien väliin jäävät avoalueet ovat luokiteltu tähän ryhmään.

Maankäyttöluokkien jaottelu manuaalisesti ilmakuvien avulla perustuu aina tulkitsijan näkemykseen, minkä vuoksi käytettiin pohjana vuoden 2018 ilmakuvien luokittelua, jota muokattiin muiden vuosien perusteella, jolloin muutoksen suhteellinen osuus tulee esille parhaiten. Saaren tiestö on luokiteltu kuuluvaksi sen lähialueen hallitsevaan maankäyttöluokkaan, esimerkiksi peltoalueen halkaiseva tie on luokiteltu pelloksi. Kahden maankäyttöluokan rajan muodostava tie kuuluu suuremman alueen maankäyttöluokkaan, esimerkiksi yksittäistä pihaa metsässä sivuava tie on luokiteltu metsäksi. Tiestön vaikutus koko saaren (16km<sup>2</sup>) pinta-alan muutokseen on hyvin vähäinen.

#### 4.3 Sää- ja ilmastoaineisto

Sääolosuhteissa ja ilmastossa tapahtuvia muutoksia varten tutkimuksessa käytettiin Turun seudun kevätkuukausien keskilämpötiloja ja sademääriä. Kevätkuukaudet ovat Ilmatieteenlaitoksen mukaan maaliskuu, huhtikuu ja toukokuu, jotka kuvaavat parhaiten myös lintujen kevätmuuton ajankohtaa. Ne ovat peräisin Ilmatieteenlaitoksen HILA-aineistosta, joka on interpoloitu 10x10km havaintoruuduista. HILA-aineiston mittauspisteenä käytettiin Turun mittauspistettä. Arvot eivät interpoloinnista johtuen vastaa täydellisesti Aaslaluodon sääolosuhteita, mutta vuotuisella tasolla tarkasteltuna antavat kuitenkin tarpeeksi tarkan kuvan Turun seudun suhteellisista sääolosuhteista verrattuna muihin vuosiin. Lämpötilan suhteen alueelliset erot ovat tasaisempia, kuin sademäärien suhteen, jolloin aineisto kuvaa paremmin Aaslan todellisia olosuhteita.

Jääpäivien lukumäärä on laskettu Aaslaluodon viereiseltä Orhisaarelta (60°16'29.0"N, 21°59'40.3"E) Ilmatieteenlaitoksen toimesta. Jääpäivien lukumäärä kuvaa koko talven aikana jääkannen peittämien päivien lukumäärää havaintopaikalla.

NAO-indeksit ovat jokaisen vuoden talvikuukausien keskiarvoja, jotka on ladattu Yhdysvaltojen sää- ja valtamertentutkimusorganisaation NOAA:n aineistoista (North Atlantic oscillation, 2019). Talvikuukausien, eli joulun-, tammun- ja helmikuun lisäksi tässä tutkimuksessa talvikuukausiksi on luettu myös maaliskuu, joka Suomessa Ilmatieteen laitoksen tilastojen mukaan on vielä tyypillisesti talvinen (Talvisään tilastoja, s.a.). Talvikuukausien NAO-indeksit kuvaavat talven sääolosuhteita koko vuoden keskiarvoja paremmin (The north Atlantic oscillation, s.a.).

#### 4.4 Lintuaineisto

##### 4.4.1 Vesilintulaskennat ja indikaattorilajien valinta

Vesilintuaineisto koostuu poikkeuksellisen laajasta lintulaskenta-aineistosta, joka alkaa 1970-luvun puolivälistä. Laskennat on tehty Lennart Saaren toimesta Aaslalla ja laskentametoodeissa on hyödynnetty reitti- ja pistelaskentojen yhdistelmää (Koskimies 1994). Lintulaskennat on suoritettu kulkemalla sama reitti rantoja myöten pysähtyen samaan kohtaan suorittamaan laskenta. Reitit on laadittu siten, että niiltä voitaisiin mahdollisimman hyvin saada lasketuksi kaikki laskenta-alueen linnut kiikaria ja kaukoputkea käyttäen. Laskenta-alueita Aaslalla on yhteensä 20 (kuva 1). Laskennat on suoritettu yhdeksän kertaa vuodessa, joista kolme kertaa keväällä (huhti-, touko- ja kesäkuussa), kolme loppukesällä (heinä-, elokuu- ja syyskuussa) sekä kolmesti talvikaudella marraskuusta tammikuuhun. Kevätlaskennoissa lasketaan pesimispopulaation koko sekä parimäärät, kesällä tehdyt laskennat kuvaavat pesimisen onnistumista sekä talvilaskennat kertovat talvehtivien lintujen määrästä. Tässä tutkimuksessa talvella laskettua aineistoa ei hyödynnetä, vaan keskitytään kevään vesilintulaskentoihin, kevään parimääriin ja pesimisen onnistumiseen kesäkuukausina. Kevään laskennoissa lasketaan parimäärät kullekin lajille optimaaliseen aikaan. Varhain pesivät lajit huhti- toukokuun vaihteen laskennoissa ja myöhään pesivät lajit touko- kesäkuun vaihteessa Linkolan (1959) suosituksia soveltaen. Aineisto myös kattaa 40 eri vesilintulajia. Tutkimuksessa ei tarkastella näitä kaikkia, vaan ympäristön tilaa on valittu kuvaamaan kyhmyjoutsen (*Cygnus olor*), telkkä (*Bucephala clangula*), silkkiuikku (*Podiceps cristatus*) sekä tavi (*Anas crecca*). Joidenkin lajien kohdalla parimäärien määrittäminen on yksinkertaista, sillä koiraat ja naaraat poikkeavat ulkonäöltään toisistaan. Telkän kohdalla parimäärät on arvioitu aikuisten koiraiden perusteella huhti- toukokuun laskennassa, tavin kohdalla koiraiden perusteella toukokuun puolenvälin laskennoissa. Kyhmyjoutsenen kohdalla sukupuolen määrittäminen on maasto-olosuhteissa vaikeaa, minkä lisäksi nuoret, pesimättömät linnut hankaloittavat määrittämistä, ja silkkiuikun kohdalla sukupuolen määrittäminen maastossa on lähes mahdotonta. Tämän vuoksi silkkiuikun ja kyhmyjoutsenen kohdalla käytetään parimäärien sijaan toukokuun laskentojen yksilömääriä. Pesimismenestystä kuvaava

poikasten lukumäärä on laskettu heinäkuun poikuelaskennoissa, paitsi kyhmyjoutsenen osalta, jonka poikasmäärät lasketaan syyskuussa. Neljän indikaattorilajin lisäksi tarkastellaan vesilintulaskentojen kokonaisuuttamäärä keväällä eli 2., 3. ja 4. vesilintulaskennoissa, jotka kuvaavat Aaslalla kokonaisuudessaan laskettujen vesilintujen määriä kaikkien lajien osalta.

Lajit on valittu tarkempaan tarkasteluun siten, että ne ovat tarpeeksi runsaslukuisia tilastollisten menetelmien käyttöä ajatellen sekä siten, että ne ovat ekologiaaltaan erilaisia. Lajit esimerkiksi pesivät keskenään erilaisissa elinympäristöissä sekä syövät erilaista ravintoa. Tavi on generalistilaji, joka syö enimmäkseen kasviravintoa, kun taas silkkiuikku on pääosin kalansyöjä. Telkkä puolestaan pesii useimmiten ihmisten rakentamissa pöntöissä ja syö selkärangattomia. Sen kanta saarella on kuitenkin romahtanut. Kyhmyjoutsenen kannat ovat vaihdelleet huomattavasti, sillä alkuaikoina joutsenten määrä oli hyvin vähäinen, kunnes se alkoi 1990-luvulla kasvaa saavuttaen huippulukemansa 2000-luvun alussa. Tämän jälkeen kanta on jälleen taantumaan päin, minkä vuoksi on mielenkiintoista tarkastella elinympäristössä tapahtuneita muutoksia samaan aikaan.

#### 4.4.2 Telkkä

Telkkä (*Bucephala clangula*) on kokosukeltaja, joka käyttää ravinnokseen vedestä sukeltamiensa äyriäisiä, hyönteisiä ja nilviäisiä. Suomessa se on yleinen ja sitä tavataan koko maassa. Euroopassa se pesii Itämeren rannikolla sekä paikoitellen myös Keski-Euroopassa, minkä lisäksi sitä tavataan myös Venäjällä ja Pohjois-Amerikan pohjoisosissa. Telkät talvehtivat tyypillisesti Pohjanmeren rannikolla, Länsi-Euroopassa sekä Välimeren alueella, jonne se muuttaa myöhään syksyllä, noin lokamarraskuussa (Bergman 1969:114–116). Talvehtimisalueiltaan telkät palaavat maaliskuun huhtikuun aikana, tosin etenkin leutoina talvina telkkiä jää myös Suomeen sulapaikoille talvehtimaan. Talvehtimispopulaatiot ovat kasvaneet ilmastonmuutoksen myötä (Lehikoinen & Väisänen 2013). Telkkä pesii ihmisen rakentamissa pöntöissä tai onttojen puiden koloissa, jonne se munii 6-11 munaa huhti-toukokuussa. Riistakeskuksen mukaan vuosittainen telkkien metsästysaalis on 40 000 – 75 000 yksilöä ja metsästysaika 20.8–31.12 (Telkkä, 2019). Telkkä pesii monenlaisissa elinympäristöissä, eikä ole erityisen tarkka pesimisympäristönsä suhteen. Se viihtyy parhaiten metsä- ja suolampien sekä muiden hitaasti virtaavien, pienempien vesistöjen läheisyydessä, mutta sitä tavataan myös saariston suojaisammassa osissa. Telkkäkanta on pysynyt suhteellisen vakaana ja sen koko on viimeisimmän lintuatlaksen laskentojen mukaan noin 170 000 – 220 000 paria. Aaslalla tavataan vuosittain keskimäärin 215 pesivää paria (1975–2014), mutta 2005–2014 pesivien parien määrä on pudonnut 140 pariin.

#### 4.4.3 Kyhmyjoutsen

Rauhoitettu kyhmyjoutsen (*Cygnus olor*) on levittäytynyt Suomeen alun perin Ahvenanmaalla tarhasta karanneiden lintujen jälkeläisistä 1930-luvulla, tosin joissain lähteissä esitetään kyhmyjoutsenen myös olevan alun perin kotoperäinen laji (Lampolahti 2009; Valkama *ym.* 2011). Lajin ensipesintä Aaslalla todettiin vuonna 1976 (Saari 2015b). Se pesii mielellään joko runsasravinteisissa, ruovikkoisissa merenlahdissa ja järvissä esimerkiksi silkkiuikun naapurina, mutta viihtyy toisaalta myös ulkosaariston karuilla puuttomilla luodoilla, mikäli sieltä löytyy kuitenkin tarpeeksi tuulelta suojaisa kohta pesän rakentamiselle. Se on kooltaan suuri ja siipiväli on yli 2m. Kyhmyjoutsen munii huhtikuun lopulla rannalle tai sen tuntumaan kellumaan rakentamaansa pesään 4-8 munaa, jonka jälkeen se hautoo noin 36 vuorokautta (Saari 2015b). Poikaset ovat pitkään lentokyvttömiä ja pystyvät lentämään vasta noin 4,5 kuukauden kuluttua. Kyhmyjoutsen on kasvinsyöjä ja käyttää ravinnokseen vesi- ja rantakasvien osia, joita se kurkottelee pitkän kaulansa avulla. Laji talvehtii leutoina talvina Suomessa, osa kannasta muuttaa talveksi esimerkiksi Tanskaan ja Itämeren eteläisiin osiin. Lajin uskotaan hyötyvän ilmastonmuutoksen myötä lämpenevistä talvista. Pohjolan lisäksi kyhmyjoutsenia tavataan Keski- ja Kaakkois-Euroopasta sekä paikoin Turkista (Lokki & Palmgren 1989). Suomessa nykyinen kanta on noin 6000–10 000 paria. 1975–2014 Aaslalla pesi vuosittain keskimäärin 11 kyhmyjoutsenparia (Saari 2015b). Eniten kyhmyjoutsenia laskettiin vuosituhannen vaihteessa, kun vuosittain havaittuja pesiviä pareja kertyi 1995–2005 keskimäärin 20.

#### 4.4.4 Tavi

Tavi (*Anas crecca*) on pienin Suomessa tavattava sorsalaji. Se on puolisukeltaja, joka syö ravinnokseen vesikasveja, niiden siemeniä sekä hyönteisiä ja pieneläimiä (Lokki & Palmgren 1989). Se viihtyy telkän tavoin hyvin monipuolisissa vesiympäristöissä koko maassa, mutta karuimmista ja vähäravinteisimmista vesistöistä se puuttuu (Valkama *ym.* 2011). Saaristossa tavi viihtyy sisäsaariston suurten saarien lammikoissa, eikä sitä tyypillisesti tavata kauempaa väli- tai ulkosaaristossa (Bergman 1969:126). Talvehtimisalueiltaan Lounais- ja Länsi-Euroopasta se palaa heti jäiden lähdettyä, jonka jälkeen huhti-toukokuussa se aloittaa pesintänsä. Tavi pesii tyypillisesti ruoikossa tai heinän suojassa pesässä, jonne se munii 7-11 munaa. Lajin metsästysaika on 20.8–31.12, ja vuotuinen saalismäärä vaihtelee 110 000 – 145 000 yksilön välillä (Tavi, 2019). Lintuatlaskartoitusten mukaan nykyinen Suomen pesimäkanta on noin 200 000 paria. Aaslalla vuosittain lasketaan noin 13 paria, ja määrä vaihtelee luontaisesti sykleittäin ollen kuitenkin laskusuhdanteinen.

#### 4.4.5 Silkkiuikku

Rauhoitettu silkkiuikku (*Podiceps cristatus*) on uikku, joka sukeltaa ravinnokseen pääasiallisesti kalaa, mutta myös äyriäisiä, nilviäisiä, hyönteisiä ja sammakkoeläinten toukkia. Se pesii veteen rakennetussa kelluvassa pesässä, joka on kiinnitetty muuhun vesikasvillisuuteen (Hildén & Hario 1993). Lajia

tavataan pääosin Oulun seudulta etelään, useimmiten rehevämmissä ja ruovikkoisemmissa vesistöissä ja merenlahdissa, joissa on kuitenkin vähintään kahden hehtaaria avointa vesialaa (Lokki & Palmgren 1989). Se munii pesäänsä toukokuussa 3-5 munaa ja muuttaa syksyllä lokakuun paikkeilla talvehtimaan Länsi-Euroopan rannikolle, Mustan meren tai Välimeren alueelle (Bergman 1969: 144–146). Sen kanta on nykyisin noin 25 000 – 35 000 paria, mikä on merkki lajin taantumisesta sen huippuvuosista 1980-luvulla, kun laskennoissa tavattiin noin 50 000 paria. Sama ilmiö on havaittavissa myös Aaslalla, jossa kanta on laskenut 1980-luvulta eteenpäin. Vuosittain saarella on tavattu 120 pesivää silkkiuikkua toukokuussa (1975–2015), mutta 2005–2015 välillä tavattujen silkkiuikkujen määrä on laskenut keskimäärin 73 vuotuisen pesivään yksilöön..

#### 4.5 Tilastolliset menetelmät

Maankäytön ja sääolosuhteiden vaikutusta vesilintupopulaatioihin tarkasteltiin tilastollisesti RStudio-ohjelmistossa. RStudio on R-ohjelmointikielellä toimiva ohjelmointiympäristö, jonka avulla tilastollisia malleja voi rakentaa. Aluksi aineistosta tarkastettiin mahdolliset poikkeavat havainnot, jakauman muoto, aineiston varianssi sekä korrelaatiot eri muuttujien välillä Zuur *ym.* (2010) ohjeistuksen mukaan. Koska normaalijakauman oletus ei toteutunut lintuaineiston osalta, oli mallissa käytettävä yleisiä lineaarisia malleja (*GLM*), jotka sallivat mallissa käytettävän myös normaalista poikkeavia jakaumia, kuten Poissonin jakauman tai negatiivisen binomijakauman. Poissonin jakaumaa käytetään tyypillisesti mallinnettaessa lukumääräaineistoa, jossa ei ole negatiivisia arvoja. Koska vesilintuaineistossa esiintyi lisäksi ylihajontaa, tutkimuksen malleissa käytettiin Poissonin regressioanalyysia, jonka keskivirheet korjattiin quasipoissonin virherakenteella. Sitä käytetään lukumääräaineiston lineaarisissa malleissa, joissa esiintyy ylihajontaa (Zuur *ym.* 2009:226). Quasipoissonin virherakenteella korjatuista regressiomalleista ei kuitenkaan voida tehdä varianssianalyysijä tai malleja voida vertailla keskenään Akaiken informaatiokriteerin avulla mallin matemaattisen olemuksen vuoksi. Tähän suositeltuna ratkaisuna tulisi käyttää niin kutsuttuja *zero inflated*-malleja (Zuur *ym.* 2009:261). Edistyneempien mallien käyttö tämän tutkimuksen puitteissa ei kuitenkaan olisi ollut tarkoituksenmukaista. Tuloksia tulkittaessa täytyy ottaa huomioon nämä mallien epäsopivuudet ja yksinkertaisuudet, sillä erilaisia malleja ei vertailtu mitenkään, vaan niistä tarkasteltiin ainoastaan tilastollisesti merkitseviä tekijöitä.

## 5. Tulokset

### 5.1 Koko saaren muutokset ja yleiset trendit

#### 5.1.1 Sää ja ilmasto

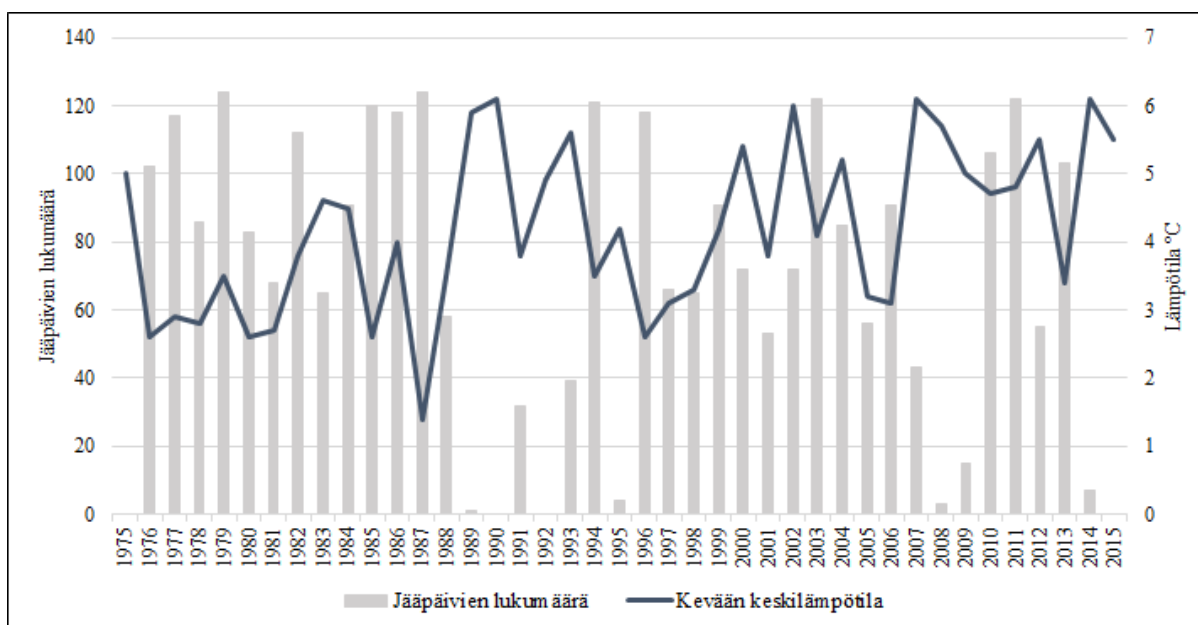
Kevään (maaliskuu, huhtikuu, toukokuu) keskilämpötilat ovat nousseet Turun seudulla hieman yli 1 °C seurantajaksolta 1975–1984 (3.5 °C) jaksoon 2005–2014 (4.8 °C) (taulukko 2). Kevätkuukausien lisäksi myös koko vuoden keskilämpötila on noussut noin 1.5 °C seurantajaksolta 1975–1984 (5 °C) jaksoon 2005–2014 (6.5 °C) verrattuna. Keskilämpötilojen noustessa myös Orhisaaren vuotuisten jääpäivien määrä on vähentynyt keskimääräisestä 80 jääpäivästä (1975–1984) 65 vuotuisen jääpäivään (2005–2014). Talven ankaruudesta riippuva jääpäivien lukumäärä on laskenut ja joinain talvina meri on pysynyt avoimena läpi talven, erityisesti vuosina 1989–1992 oli neljän vuoden leudompi jakso, jolloin kolmen kevään keskilämpötila oli noin 5–6 °C ja kahtena talvena meri ei jäänyt lainkaan (kuva 2). Samaan aikaan 1985–1994 myös Pohjois-Atlantin oskillaatiota kuvaava NAO-indeksi talvikuukausien keskiarvo oli korkeimmillaan koko seurantajakson aikana 0.59 (taulukko 2), jolloin länsituulet ovat voimakkaampia ja tuovat Atlantilta mukanaan lämpimämpää, mereistä ilmassa. Lyhyemmät jäätalvet tarkoittavat aikaisempia keväisiä jäidenlähtöjä ja syksyisin jääpeitteen myöhäisempää syntymistä.

Kevätkuukausina Turun seudulla sataa keskimäärin 108mm (1975–2015). Keskisademäärät ovat kevään osalta laskeneet noin 10mm vertailujaksolta 1975–1984 jaksoon 2005–2014, mutta koko vuoden sademäärien keskiarvo on noussut samaan aikaan noin 35mm, mikä kertoo sateiden keskittymisestä muihin vuodenaikoihin (taulukko 2). Sademäärissä on myös havaittavissa syklisyyttä, jolloin kuivemmat ja kosteimmat kaudet vuorottelevat, toisin kuin lämpötilassa, joka on noussut jokaisella vuosikymmenellä (kuva 3). Kevään sademäärät olivat alhaisimmillaan 2005–2014, jolloin myös kevään lämpötilat olivat korkeimmillaan (4.8 °C), mikä kertoo keväiden keskimääräisestä lämpenemisestä ja kuivumisesta. Kosteimmat keväät olivat jaksolla 1985–1994, jolloin vettä satoi noin 120mm ja samaan aikaan talvikuukausien NAO-indeksi oli korkealla (0.59). Viimeisimmällä tutkimusjaksolla (2005–2014) talvikuukausien NAO-indeksit ovat laskeneet, kuten keväiset sademäärätkin (kuva 3). 2009–2010 talvi oli erityisen ankara ja indeksi koko tutkimuskauden matalin (-1.5).

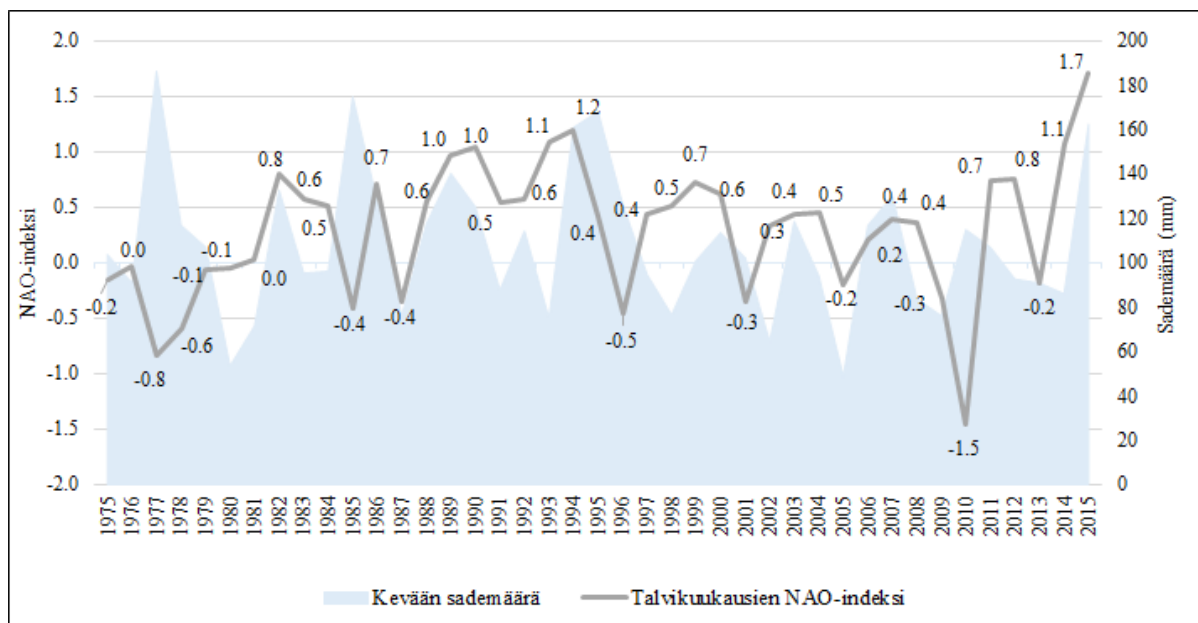
Taulukko 2. Turun seudun vuotuiset sekä kevätkuukausien keskilämpötilat ja -sademäärät, talvikuukausien NAO-indeksit sekä Orhisaaren jääpäivät eri vuosikymmeninä. Muissa muuttujissa on huomattavissa vaihtelua vuosikymmenien välillä, mutta keskilämpötila on noussut jatkuvasti noin 0.5 °C joka vuosikymmen niin koko vuoden kuin kevätkuukausienkin osalta.

Jakso	Lämpötila (°C)		Sademäärä (mm)		Talvikuukausien NAO-indeksi	Jääpäivät (lkm)
	vuosi	kevät	vuosi	kevät		
1975-1984	5	3.5	658	105	0.01	85
1985-1994	5.3	4.1	682	120	0.59	61
1995-2004	6	4.2	671	106	0.31	75
2005-2014	6.5	4.8	694	95	0.13	60





Kuva 2. Jääpäivien lukumäärä Orhisaassa ja kevätkuukausien keskilämpötila Turun seudulla 1975–2015. Jääpäivien lukumäärä on riippuvainen talven ankaruudesta ja vuoden keskilämpötilan noustessa myös jääpäivien määrä on vähentynyt.



Kuva 3. Turun seudun keväiset kevätkuukausien sademäärät ja talvikuukausien NAO-indeksit 1975–2015. NAO-indeksin ollessa korkealla, sääolosuhteet ovat lämpimämmät ja kosteammät, kuin indeksin ollessa matalalla.

### 5.1.2 Maankäytön muutokset

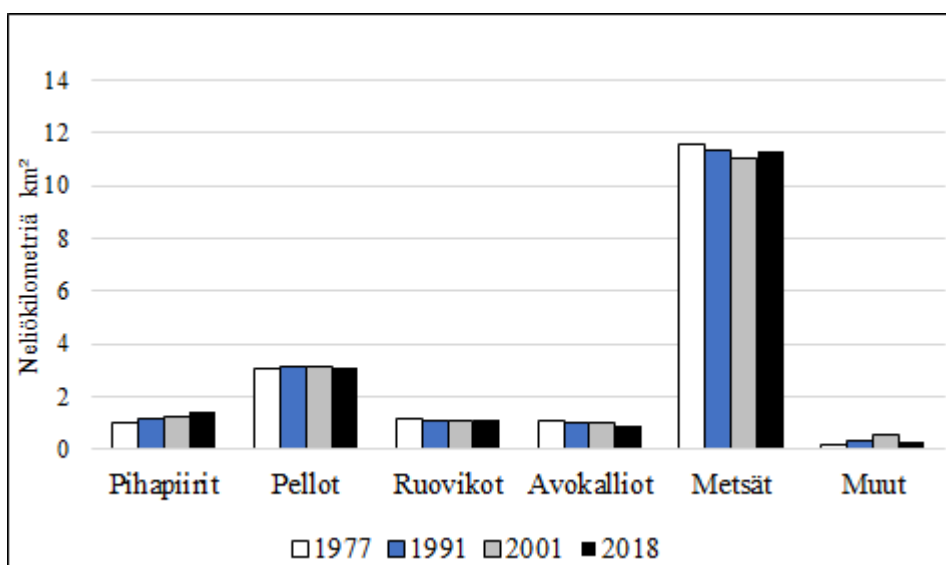
Koko Aaslan maankäytössä tapahtuneet vuosikymmenten väliset prosentuaaliset muutokset ovat maltillisia ja suurin osa muutoksesta on tapahtunut metsien, pihapiirien ja muut-ryhmän pinta-aloissa (taulukko 3). Vähiten muutosta on tapahtunut peltojen ja ruovikoiden pinta-aloissa. Ryhmässä muut suurin osa muutoksesta liittyy Aaslalla tapahtuneisiin metsähakkuisiin, minkä vuoksi esimerkiksi

vuonna 2001 muut-ryhmän pinta-ala kasvoi 50 % (kuva 4). Vaikka prosentuaaliset muutokset ovat pieniä, käytännössä 1 % Aaslan pinta-alasta vastaa noin 0.2km<sup>2</sup>, jolloin prosentuaalisesti pienetkin muutokset voivat olla maisemassa merkittäviä. Kartat jokaisesta ilmakuvasta tehdyistä maankäyttökartoista ovat liitteenä (liite 1).

Pihapiirien koko on kasvanut Aaslalla jatkuvasti, sillä saarelle on rakennettu uusia asuntoja ja kesämökkejä. Etenkin vuosituhannen jälkeen määrä on kasvanut (taulukko 3). Peltojen osuus Aaslan maapinta-alasta on hieman pienentynyt 1977 vuodesta. Niiden pinta-ala tosin nousi vuosien 1977 ja 1991 välillä, jonka jälkeen se on uudelleen pienentynyt alle 1977 vuoden tason. Peltoja kasvaa umpeen ja niille rakennetaan. Myös ruovikoiden osuus on pienentynyt. Viimeisimmässä ilmakuvassa vuodelta 2018 ruovikoiden määrä nousi hieman verrattuna vuosiin 1991 ja 2001, mutta jäi silti 1977 tasoa matalammalle. Ranta-alueiden osalta on havaittavissa, että peltoalan kasvaessa rannan läheisyydessä ruovikot pienentyvät ja päinvastoin, mutta koko Aaslan mittakaavassa muutoksia ei ole huomattavissa yhtä selkeästi. Ruovikoiden pinta-ala tosin vaihtelee vuodenaikojen mukaan, tosin kuin muut maankäyttöluokat, sillä jääpeite pienentää keväällä merenrantojen ja järvien ruovikoita. Tällöin kuvanottoajankohta saattaa vaikuttaa absoluuttiseen ruovikoiden pinta-alaan (taulukko 1).

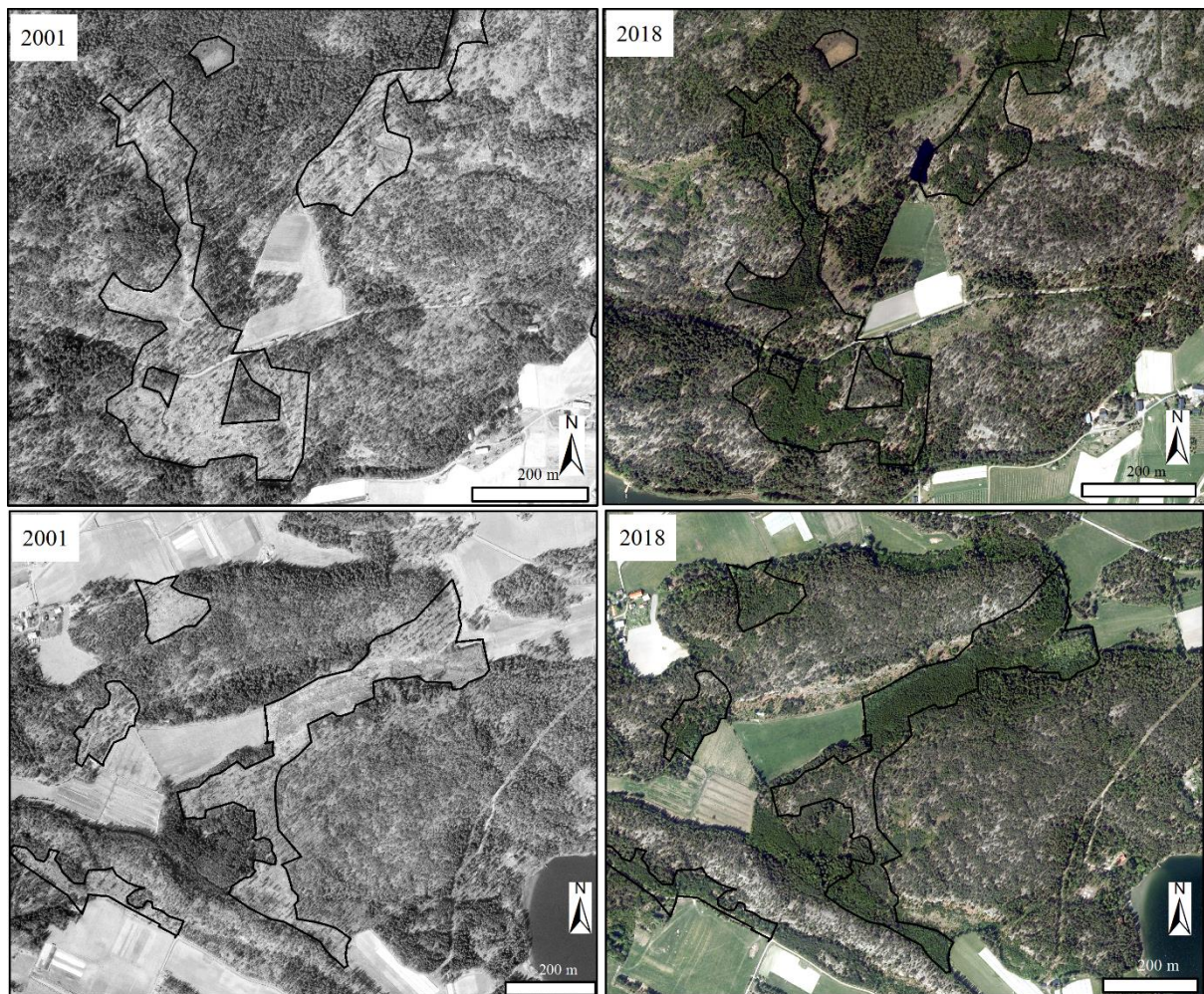
Taulukko 3. Eri maankäyttöluokkien %-osuudet Aaslan maapinta-alasta eri ilmakuvissa.

Maankäyttöluokka	1977	1991	2001	2018
Avokalliot	6	5.7	6	5
Metsät	64.1	62.6	61	62.2
Muut	0.8	1.9	3.2	1.5
Pellot	17.1	17.3	17.2	17
Pihapiirit	5.6	6.3	6.9	8
Ruovikot	6.5	6.2	6.2	6.3



Kuva 4. Koko Aaslan maankäyttöluokkien koot neliökilometreinä eri ilmakuvissa. Muutoksia on tapahtunut erityisesti pihapiirien ja metsien koossa.

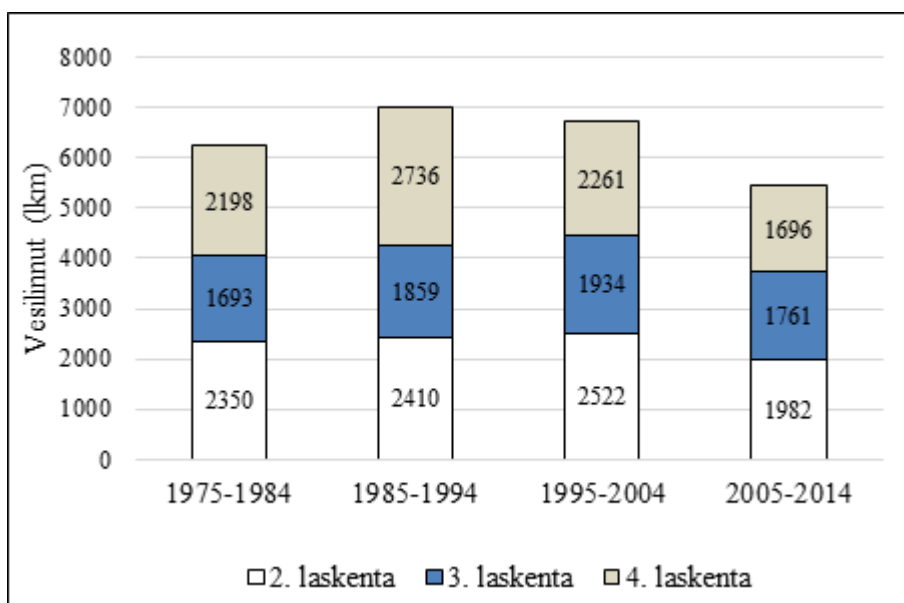
Avokallioiden osuus on vaihdellut, mutta virhemarginaali tässä ryhmässä on muita suurempi, sillä avokallioiden havaitseminen ilmakuvista riippuu esimerkiksi kuvanottoajankohdasta ja resoluutiosta. Avokallioiden pinta-alaa siirtyy tyypillisesti pihapiirien ryhmään, kun sinne rakennetaan. Metsien pinta-ala kutistui eniten vuosien 1977 ja 1991 välillä, jolloin samanaikaisesti peltojen pinta-ala kasvoi. Vuoden 2001 ilmakuvissa oli havaittavissa metsien avohakkuuta, jotka vaikuttivat metsien pinta-alan pienentymiseen. Sittemmin peltomaita ja hakkuuaukeita on metsittyntynyt uudelleen ja metsien pinta-ala on kasvanut hieman, jääden kuitenkin alle vuoden 1991 tason. Metsät ovat yhä kuitenkin Aaslan suurin maankäyttöryhmä kattaen yli 60 % saaren pinta-alasta. Metsiä raivataan peltojen lisäksi myös rakennusten tieltä. Muut maankäyttöluokat pitävät sisällään metsähakkuualueita ja tunnistamattomia joutomaita, joiden määrä oli suurimmillaan (3.2 %) vuonna 2001, jolloin Aaslalla suoritettiin lukuisia metsähakkuuta. Sittemmin metsien uudelleenkasvun myötä vuoden 2018 ilmakuvissa muiden alueiden pinta-ala oli pienentynyt yli 50 % (kuva 5).



Kuva 5. Aaslan metsähakkuualueet vuosilta 2001 ja 2018 Meinikkalantien varresta (yllä) ja Karhuvuoren alueelta (alla). Aukeat kasvavat vuonna 2018 koivu- ja koivusekametsää.

### 5.1.3 Lintukantojen muutokset

Neljän vuosikymmenen välillä tapahtuneet muutokset vesilintulaskennoissa laskettujen vesilintujen kokonaismäärissä ovat kääntyneet laskuun 1985–1994 jälkeen, joka oli vesilintukantojen runsain vuosikymmen (kuva 6). Sen jälkeen 4. laskennan eli pesimispopulaation laskennan lukumäärät laskivat niin paljon, että vaikka alkuvuoden laskentojen vesilintumäärät nousivatkin, riitti tämä loppukevään kantojen pienentyminen koko vuosikymmenen 1995–2004 keskiarvon laskuun. 2005–2014 jokaisen kevätlaskennan vesilintumäärät olivat laskeneet. Vuosikymmenten väliset erot vesilintulaskentojen lukumäärissä testattiin parametrittomalla Kruskal-Wallis testillä, mikä tuloksena eri vuosikymmenten väliset erot olivat tilastollisesti merkitseviä ( $P < 0.05$ ) 4. ja 2. laskennan osalta. 3. laskennan lintumäärät ovat siis pysytelleet vuosikymmenien välillä tilastollisesti tasaisempina, kuin kevään 2. ja 4. laskenta. Eri vuosikymmenien välisten erojen tilastollinen merkitsevyys testattiin vielä Wilcoxin testillä. Wilcoxin testin mukaan kuitenkin 2. laskennan keskiarvot vuosien välillä eivät poikenneet tilastollisesti merkitsevästi keskenään (taulukko 4). Suurin ero oli kuitenkin viimeisellä vuosikymmenellä 2005–2014. 4. laskennan osalta tilastollisesti merkitsevästi poikkesivat toisistaan kaukaisimmat vuosikymmenet, mikä on luonnollista. Peräkkäiset vuosikymmenet eivät siis eronneet tilastollisesti merkitsevästi, mutta 4. laskennan viimeisimmällä vuosikymmenellä 2005–2014 vesilintujen määrä oli laskenut tilastollisesti merkitsevästi verrattuna tutkimusjakson alkuaikoihin.



Kuva 6. Kaikkien vesilintujen kevätlaskentojen kokonaismäärien keskiarvot eri vuosikymmenillä.



Taulukko 4. Wilcoxin testin p-arvot eri vuosikymmenten välisistä eroista lintujen kevätlaskentojen suhteen.

<b>2.laskenta</b>			
	1975-1984	1985-1994	1995-2004
1985-1994	1	-	-
1995-2004	0.608	0.821	-
2005-2014	0.106	0.126	0.054
<b>4.laskenta</b>			
	1975-1984	1985-1994	1995-2004
1985-1994	0.461	-	-
1995-2004	1	0.472	-
2005-2014	0.022*	0.027*	0.071

Telkän kannat ovat laskeneet voimakkaasti (taulukko 5). Telkän poikastuotto laski romahdusmaisesti 1990-luvulla ja parimäärien suhteen lasku on ollut tasaisempaa (7a). 2010-luvun taitteessa kannat kohentuivat, mutta nousu ei ole jatkunut vaan kannat romahtivat sen jälkeen edellisvuosia enemmän. Ensimmäisellä vuosikymmenellä 1975–1984 Aaslalla laskettiin keväisin keskimäärin 262 telkkäparia, mutta 2005–2014 liki puolet vähemmän, 141 paria.

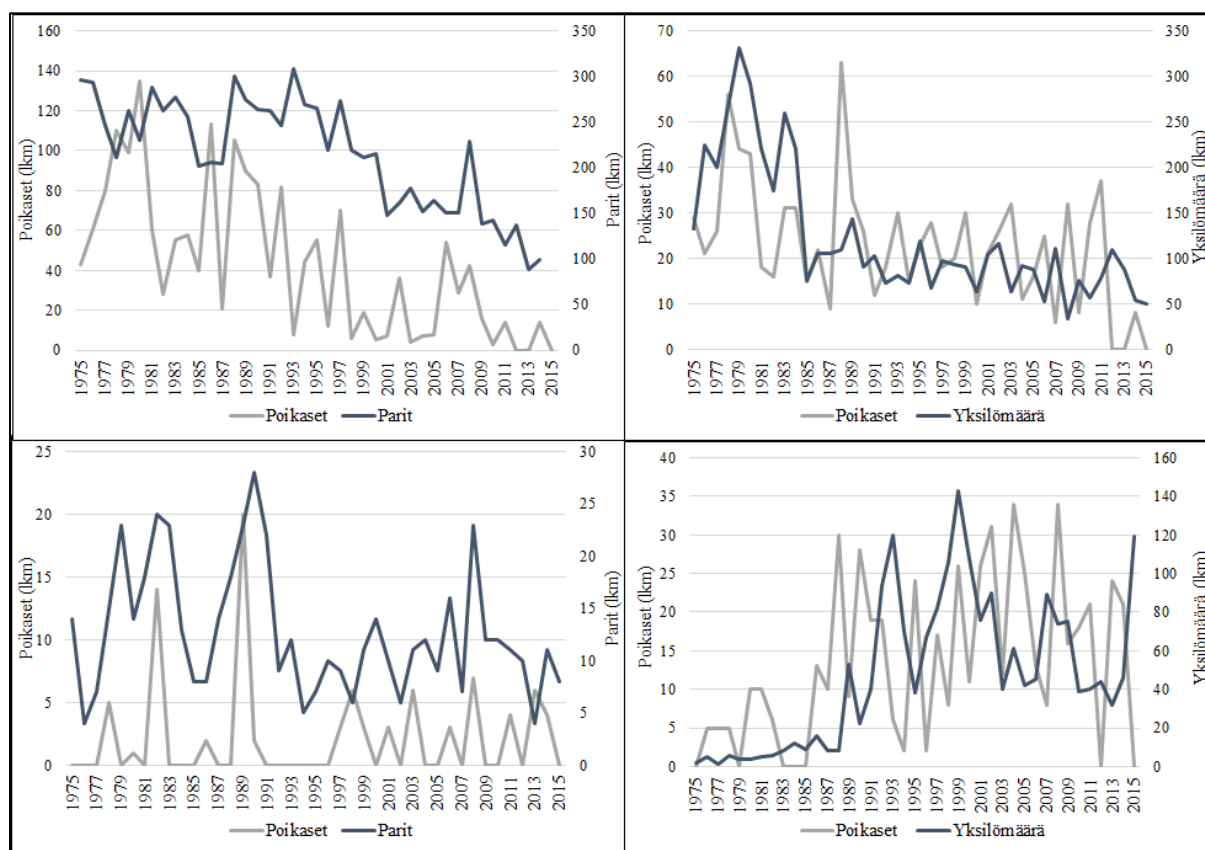
Silkkiuikun pesiät yksilömäärät ja poikasmäärät ovat telkän tapaan laskeneet 1975–2015, ollen alhaisimmillaan 1990-luvulta eteenpäin (kuva 7b). 2010-luvun taitteessa kannat nousivat hetkellisesti, mutta ovat sen jälkeen taantuneet. 1975–1984 välillä Aaslalla pesi keskimäärin 232 silkkiuikkua, kun taas 2005–2014 Aaslan laskennoissa havaittiin keskimäärin 75 silkkiuikkua vuodessa. Silkkiuikkujen pesivien yksilöiden määrät nousivat 1970-luvun lopulla, mutta romahtivat 1985 jääden pysyvästi hieman alle 100 vuotuisen yksilöön. Kannan lasku on tilastollisesti merkitsevää (taulukko 5).

Tavin kannat ovat pysytelleet vakaina tutkintajaksolla, joskin sen kanta on pienempi verrattuna muihin tutkimuksen lajeihin (kuva 7c). Pari- ja poikasmäärissä ei ole tapahtunut tilastollisesti merkitsevää muutosta vuosien suhteen (taulukko 5). 1975–1984 Aaslalla laskettiin vuosittain keskimäärin 16 taviparia ja 2005–2014 12 taviparia. Tavikannat olivat kuitenkin alhaisimmillaan 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun taitteessa, jonka jälkeen niiden tila on hieman kohentunut.

Kyhmyjoutsenen poikasmäärät ovat puolestaan kasvaneet 1970-luvun lopulta, jolloin Aaslalta tavattiin 0-5 poikasta vuodessa, kun taas 2010-luvun poikaslaskennoissa on havaittu tyypillisesti yli 10 poikasta. Kyhmyjoutsenen pesivien yksilöiden huippuaikajakso oli vuosituhannen vaihde, jolloin Aaslalla pesi 30–40 kyhmyjoutsenta vuosittain. Sittemmin määrät ovat taantuneet noin 20 vuosittain tavattavan yksilön tasolle, mikä on kuitenkin kymmenen kertaa enemmän kuin 1975–1984 aikajaksolla tavatut keskimääräiset 5 kyhmyjoutsenta. Kyhmyjoutsenen pesivien yksilömäärien ja vuosien välinen korrelaatio on suurempi kuin poikasten, ollen kuitenkin molemmissa tapauksissa tilastollisesti merkitsevä (taulukko 5).

Taulukko 5. Lintulajien pari- tai yksilömäärien ja poikasmäärien sekä vuosien välinen korrelaatio.

	Spearmanin korrelaatio/vuosi (r)	Merkitsevyys (P)
Telkkäparit	-0.17	0.000
Telkkäpoikueet	-0.27	0.000
Taviparit	-0.06	0.106
Tavipoikueet	0.00	0.998
Silkkiuikkuyksilöt	-0.24	0.000
Silkkiuikkupoikueet	-0.18	0.000
Kyhmyjoutsenyksilöt	0.37	0.000
Kyhmyjoutsenpoikueet	0.15	0.000



Kuvat 7a. Telkän poikas- ja parimäärät; b. Silkkiuikun poikasmäärät ja toukokuun yksilömäärät; c. Tavin poikas- ja parimäärät; d. Kyhmyjoutsenen poikasmäärät ja toukokuun yksilömäärät. Y-akselin asteikot vaihtelevat lajeittain.

Aaslan loppilajeja ovat harmaalokki (*Larus argentanus*), kalalokki (*Larus canus*), naurulokki (*Larus ridibundus*), merilokki (*Larus marinus*) sekä selkälokki (*Larus fuscus*). Lokkikantojen muutoksia alkukesällä lintujen pesintäaikaan (toukokuun loppu – kesäkuu) tarkasteltiin spearmanin korrelaatiokertoimen avulla kannan kehityksen vuosittaisen suunnan ja voimakkuuden selvittämiseksi. Aineisto kattaa muiden lajien osalta vuodet 1979–1998, paitsi kalalokin 1987–2015. Lokkikannat ovat selkälokkia lukuun ottamatta nousussa, joista eniten on lisääntynyt merilokki ( $r=0.66$ ,  $P<0,005$ ). Harmaalokin ( $r=0.24$ ,  $P<0,005$ ) ja kalalokin ( $r=0.24$ ,  $P<0,005$ ) vuotuinen kasvu on ollut heikkoa. Naurulokin kannat ovat vakaat ( $P>0.05$ ). Selkälokkeja tavataan Aaslalla vuosittain vähemmän ja vähemmän ( $r= -0.13$ ,  $P<0,005$ ).

#### 5.1.4 Lintujen kannanmuutokset suhteessa ympäristön ja maankäytön muutoksiin

Lintujen lukumäärissä tapahtuneita vaihteluita selitettiin ympäristö- ja säämuuttujilla. Selittävien muuttujien suhteen tarkastettiin ensin muuttujien välinen korrelaatio, sillä voimakkaasti keskenään korreloivien muuttujien käyttö samassa mallissa ei ole suotavaa. Korrelaatio testattiin Pearsonin korrelaatiokertoimella. Koko Aaslan maankäyttöluokkien pinta-alojen suhteen kaikista malleista pudotettiin metsät pois, koska se korreloi erittäin voimakkaasti lähes kaikkien muuttujien kanssa, mutta ei testattaessa toiminut merkitsevästi tekijänä missään mallissa. Säämuuttujien (kevään keskilämpötila, kevään sademäärä, talven NAO-indeksi, jääpäivien lukumäärä) osalta tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio ilmeni kevätkauden keskilämpötilan ja jääpäivien lukumäärän välillä ( $r=-0.61$ ), jolloin mallista pudotettiin pois kevätkuukausien keskilämpötila. Jääpeitteen sulamisajankohdan tiedetään vaikuttavan lintujen pesintäajankohtaan, jolloin jääpäivien mukana pitäminen mallissa on perusteltua (Oja & Pöysä 2007; Arzel *ym.* 2014). Tämän lisäksi Orhisaaresta mitatut jääpäivät antavat paremman kuvan sääolosuhteista, kuin keväinen lämpötilan keskiarvo Turun seudulta. Keväällä vesilintulaskentoja on suoritettu kolme kertaa (2., 3. & 4. laskenta), joten niille kaikille laskettiin omat mallinsa, joissa selittävinä muuttujina olivat joko maankäyttömuuttujat tai säämuuttujat. Lisäksi jokaisen indikaattorilajin pari- tai yksilömäärät ja poikasmäärät testattiin samanlaisella mallilla.

Koko Aaslan maankäyttöluokkien osalta neljännen laskennan vesilintujen määrää selitti eniten pellot positiivisesti ( $t=3.68$ ,  $P<0.005$ ) ja pihat negatiivisesti ( $t=-3.36$ ,  $P<0.005$ ). Kolmannessa laskennassa ainoastaan pellot selittivät tilastollisesti merkitsevästi positiivisesti ( $t=1.89$ ,  $P=0.06$ ), kun taas toisessa laskennassa ainoastaan pihat negatiivisesti ( $t=-2.12$ ,  $P=0.034$ ). Pellot ja pihat vaikuttavat eniten lintujen lukumääriin kevätlaskennoissa, joskin ruovikot ja avokalliot eivät olleet mallin p-arvoissa mukana, sillä niiden arvot vaihtelivat vuosien välillä niin vähän ja ne korreloivat voimakkaasti peltojen ja pihojen kanssa.

Indikaattorilajien osalta huomattiin sama trendi, kuin vesilintujen kokonaismäärissäkin. Pihat osoittautuivat useimmiten merkitseväksi selittäjäksi, mutta koska malleissa ei otettu huomioon autokorrelaatiota, voi se selittää myös osittain tuloksen voimakkuutta. Koko Aaslan pihapiirien pinta-ala vaikutti negatiivisesti kaikkiin muihin lajeihin, paitsi kyhmyjoutseniin, joiden pesivien yksilöiden suhteen pihapiirien pinta-alalla oli positiivinen vaikutus ( $t=3.41$ ,  $P<0.005$ ). Pihat selittivät telkän parimääriä ( $t=-3.56$ ,  $P<0.005$ ) ja poikasmääriä ( $t=-3.34$ ,  $P<0.005$ ), silkkiuikun yksilömääriä ( $t=-2.32$ ,  $P=0.02$ ) ja poikasmääriä ( $t=-2.54$ ,  $P=0.011$ ). Tavien osalta pihat olivat parimäärien ainoa tilastollisesti merkitsevä selittäjä ( $t=-2.05$ ,  $P=0.041$ ). Peltojen pinta-alan muutokset koko Aaslalla vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi silkkiuikkuihin sekä kyhmyjoutseniin. Peltojen pinta-alalla oli silkkiuikkujen pesiviin yksilöihin negatiivinen vaikutus ( $t=-2.04$ ,  $P=0.0413$ ), kun taas kyhmyjoutsenten yksilömääriin ( $t=3.89$ ,  $P<0.005$ ) ja poikasmääriin ( $t=2.62$ ,  $P<0.008$ ) pelloilla oli positiivinen vaikutus.

Avokallioiden pinta-alalla oli koko Aaslan kohdalla positiivinen vaikutus kyhmyjoutseniin. Vaikutus pesiviin yksilöihin ( $t=4.54, P<0.005$ ) ja poikasmääriin ( $t=2.75, P=0.006$ ) oli tilastollisesti merkitsevä.

Säämuuttujienkin osalta parhaiten selittävät tekijät vaihtelivat merkitsevyyksiltään eri laskennoissa. Jääpäivien lukumäärä oli tilastollisesti merkitsevä selittäjä neljännessä vesilintulaskennassa ( $t=-3.84, P<0.005$ ), eli jääpäivien lukumäärällä on pesimispopulaatioon negatiivinen vaikutus. Kolmannen ja toisen kevätlaskennan mallissa mikään säämuuttuja ei selittänyt vesilintujen lukumääriä merkitsevästi, eli aikaisemmin keväällä laskettavien vesilintujen lukumääriä ei pystytty mallilla selittämään.

Kevään sademäärä selitti parhaiten kyhmyjoutsenten poikasmääriä parimäärää ( $t=-2.17, P=0.03$ ), mutta muihin lajeihin sillä ei ollut merkitsevää vaikutusta. Talvikuukausien korkea NAO-indeksi vaikutti merkitsevästi positiivisesti kyhmyjoutsenten pesiviin yksilöihin ( $t=2.96, P<0.005$ ). Sää ei selittänyt tilastollisesti merkitsevästi tavon, telkän ja silkkiuikun pesiviä yksilöitä/pareja tai poikasmääriä, eikä jääpäivillä ollut mallissa merkitystä minkään lajin pari- tai yksilömääriin tai poikasmääriin.

## 5.2 Laskenta-alueiden muutokset

### 5.2.1 Lintukantojen muutokset

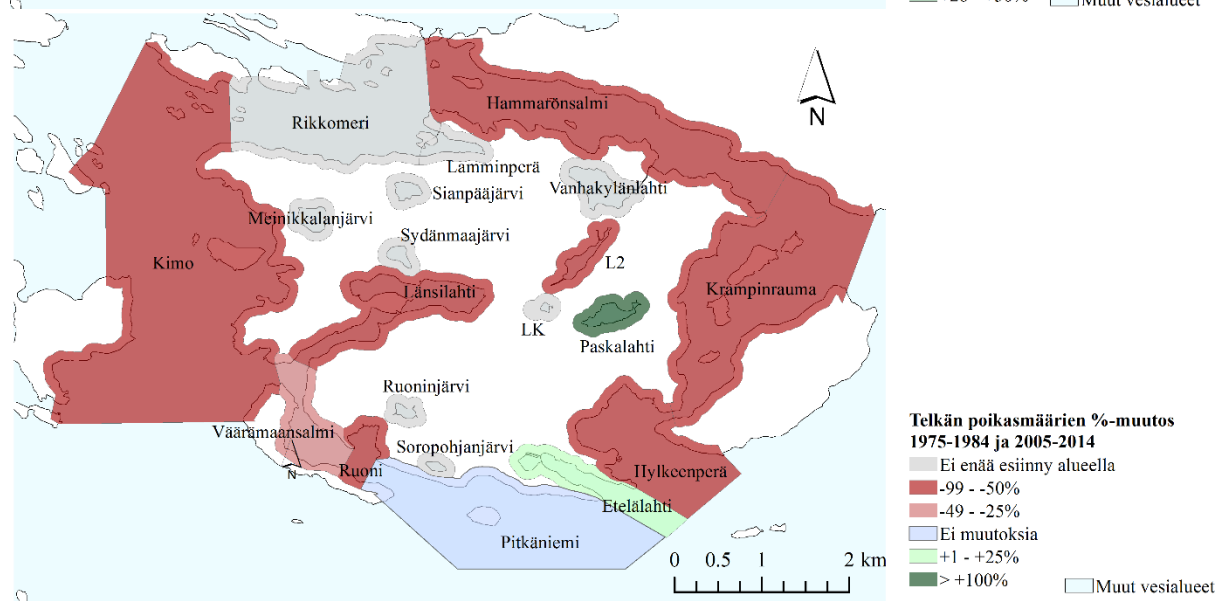
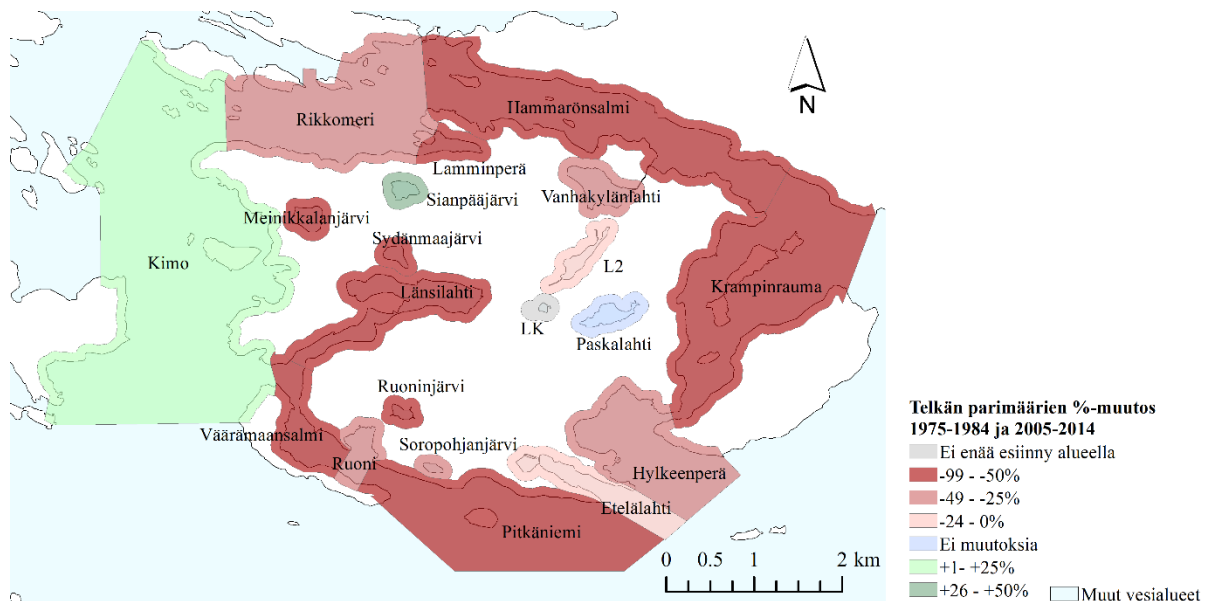
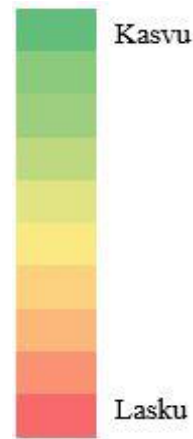
Vesilintulaskentojen laskenta-aluekohtaisia muutoksia Aaslalla tarkasteltiin vertailemalla 2005–2014 aikajakson keväisten vesilintumäärien keskiarvoja vuosien 1975–1984 tasoon. Vesilintujen lukumäärä on kasvanut Kimossa enemmän kuin muualla (taulukko 6). Erityisesti alkukevään eli 2. ja 3. laskennan lintumäärät ovat yli kaksinkertaistuneet 1975–1984 kauteen verrattuna. Sianpääjärvellä muutos on ollut alkukevään kannalta laskussa, kun taas pesimispopulaation laskennoissa (4. laskenta) lintujen määrä on kaksinkertaistunut. Muilla laskenta-alueilla muutos on ollut laskusuhdanteista kaikissa laskennoissa, joista eniten vesilintujen määrät ovat laskeneet Lamminperällä, Vanhakylänlahdella ja Soropohjanjärvellä. Lamminperä on suhteellisen suljettu pieni merenlahti, sekä Vanhakylänlahti ja Soropohjanjärvi ovat järviä, jotka ovat kooltaan pienempiä, kuin Aaslan suuremmat merialueet, kuten Kimo. Pienestä koosta johtuen siellä tapahtuvat ravinnetasapainon ja ympäristön muutokset voivat vaikuttaa konkreettisemmin lintuihin kuin suuremmilla alueilla.

Myös indikaattorilajien parimääriä/pesivien yksilöiden määriä ja poikasmääriä vertailtiin laskenta-alueittain tarkastelemalla prosentuaalista muutosta vuosikymmenten 1975–1984 ja 2005–2014 välillä. Kaikkien lajien kantojen vaihtelu oli tilastollisesti merkitsevää Tukeyn testin perusteella, joten tarkastelua ei pystytty testin perusteella kohdistamaan. Telkkäparien määrä on lisääntynyt ainoastaan Kimossa, jossa 1975–1984 ja 2005–2014 välillä parimäärä on noussut 28:sta 35 vuosittain tavattuun pariin sekä Sianpääjärvellä, jolla 1975–1984 tavattiin keskimäärin 1 telkkäpari ja 2005–2014 siellä tavattiin keskimäärin 1-2 paria (kuva 8).



Taulukko 6. Vesilintulaskentojen keskiarvojen % -muutos vuosien 1975–1984 ja 2005–2014 välillä. Taulukossa on esitetty 10 laskenta-alueita, joilla muutos on ollut suurinta. Värikoodina vihreä merkitsee kasvua ja punainen laskua.

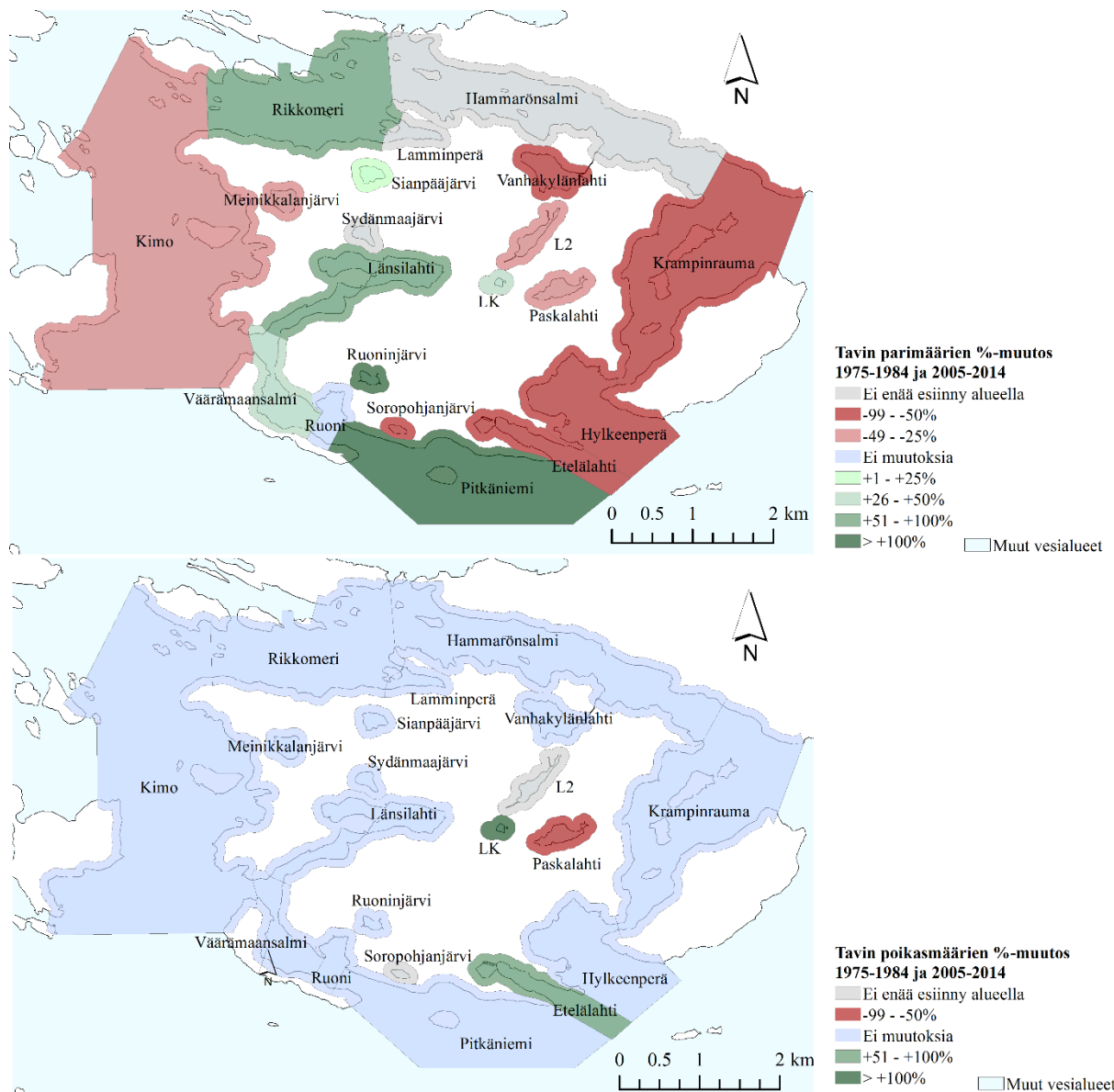
Alue	Tyyppi	2. laskenta	3. laskenta	4. laskenta	Ka.
Kimo	merialue	135.9	173.3	14.8	108.0
Lamminperä	merenlahti	-79.7	-81.0	-61.4	-74.0
Vanhakylänlahti	järvi	-69.2	-78.4	-70.5	-72.7
Soropohjanjärvi	järvi	-73.5	-62.6	-73.3	-69.8
Sianpääjärvi	järvi	-4.7	-50.4	257.9	67.6
Ruoni	merenlahti	-65.8	-68.4	-63.8	-66.0
Länsilahti	merenlahti	-54.7	-70.1	-72.7	-65.9
Väärämaansalmi	merenlahti	-52.4	-64.7	-71.9	-63.0
LK	järvi	-44.1	-76.8	-68.0	-63.0
Ruoninjärvi	järvi	-49.5	-82.2	-56.6	-62.8



Kuva 8. Telkän primäärien (yllä) ja poikasmäärien (alla) muutokset 1975–1984 ja 2005–2014 välisenä aikana eri laskenta-alueilla.

Poikasten suhteen telkkien määrä on kasvanut Paskalahdella, jossa 1975–1984 ei tavattu telkkäpoikueita, mutta 2005–2014 keskimäärin 2 poikasta vuodessa. Myös Etelälahdella poikasmäärät ovat hieman lisääntyneet. Parimäärät ovat laskeneet eniten Lamminperällä, jossa tavattiin 1975–1984 5 paria ja 2005–2014 keskimäärin vain 1 pari sekä Länsilahdella, jossa 1975–1984 keskimäärin tavattiin 17 paria ja 2005–2014 enää 5. Aaslan järviltä telkkäpoikueet ovat kadonneet lähes kokonaan. Ainoastaan L2-järvellä tavattiin 2005–2014 keskimäärin 1 poikanen vuodessa. Myös merialueilla poikasmäärät ovat laskeneet kauttaaltaan, suurin lasku on tapahtunut Ruonissa ja Länsilahdella, jossa 1975–1984 tavattiin 6 poikasta ja 2005–2014 ei keskimäärin tavattu poikasia lainkaan. Yleisesti koko Aaslalla telkkäpareja tavataan eniten Krampinraumalla, jossa vuosittain tavataan keskimäärin 62 paria ja 15 poikasta. Krampinrauman jälkeen eniten telkkiä tavataan Kimossa, jossa lasketaan tyypillisesti 32 paria ja neljä poikasta vuodessa sekä Hammarönsalmella, 23 paria ja neljä poikasta. Vähiten telkkäpareja on LK-järvellä, Ruoninjärvellä sekä Soropohjanjärvellä. Poikasia puolestaan tavataan vähiten Pitkäniemessä ja Lamminperällä. Keskiarvot eri laskenta-alueilla lasketuista linnuista ovat liitteenä (liite 2).

Taveja tavataan tasaisemmin eri Aaslan laskenta-alueilla eivätkä aluekohtaiset erot vaihtelee yhtä paljon, sillä kannat ovat muihin tutkimuksen indikaattorilajeihin verrattuna niin pieniä (ks. liite 2). Tavien kannat parimäärien osalta ovat kasvaneet eniten Pitkäniemessä, Ruoninjärvellä sekä Länsilahdella ollen jokaisella niistä kuitenkin keskimääräisesti noin 1-2 vuosittain tavattua paria (kuva 9). Poikasia syntyy hyvin pienellä osalla Aaslan vesistöistä, tyypillisesti tavipoikueita ylipäätään tavataan LK-järvellä, Etelälahdella ja Paskalahdella. LK-järvellä poikasmäärät ovat lisääntyneet 1975–1984-kaudelta, jolloin siellä tavattiin keskimäärin 1 poikanen joka toinen vuosi ja 2005–2014 1-2 poikasta vuosittain. Myös Etelälahdella poikasmäärät ovat kohentuneet. Parimäärät ovat laskeneet eniten Vanhakylälahdella, jossa 1975–1984 tavattiin keskimäärin 2 ja 2005–2014 0-1 taviparia. Myös Soropohjanjärvellä, Etelälahdella, Hylkeenperällä sekä Krampinraumalla parimäärät ovat laskeneet yli 50 %, jolloin 2005–2014 on tyypillisesti tavattu keskimäärin 0-1 taviparia. Poikasten määrät ovat laskeneet eniten Paskalahdella, L2-järvellä ja Soropohjanjärvellä, joista poikaset ovat kadonneet 2005–2014 lähes kokonaan. Eniten tavipoikueita ja pareja tavataan koko Aaslalla keskimäärin Paskalahdella ja LK-järvellä, joissa tavataan tyypillisesti 1-2 taviparia, minkä lisäksi pareja tavataan suhteellisesti muita laskenta-alueita enemmän myös Vanhakylänlahdella. Tavien osalta havaittiin myös, että pari- ja poikasmäärät korreloivat negatiivisesti tilastollisesti merkitsevästi laskenta-alueen koon kanssa ( $r=-0.142$ ,  $P<0.005$ ), kun muut lajit korreloivat laskenta-alueen koon kanssa positiivisesti.

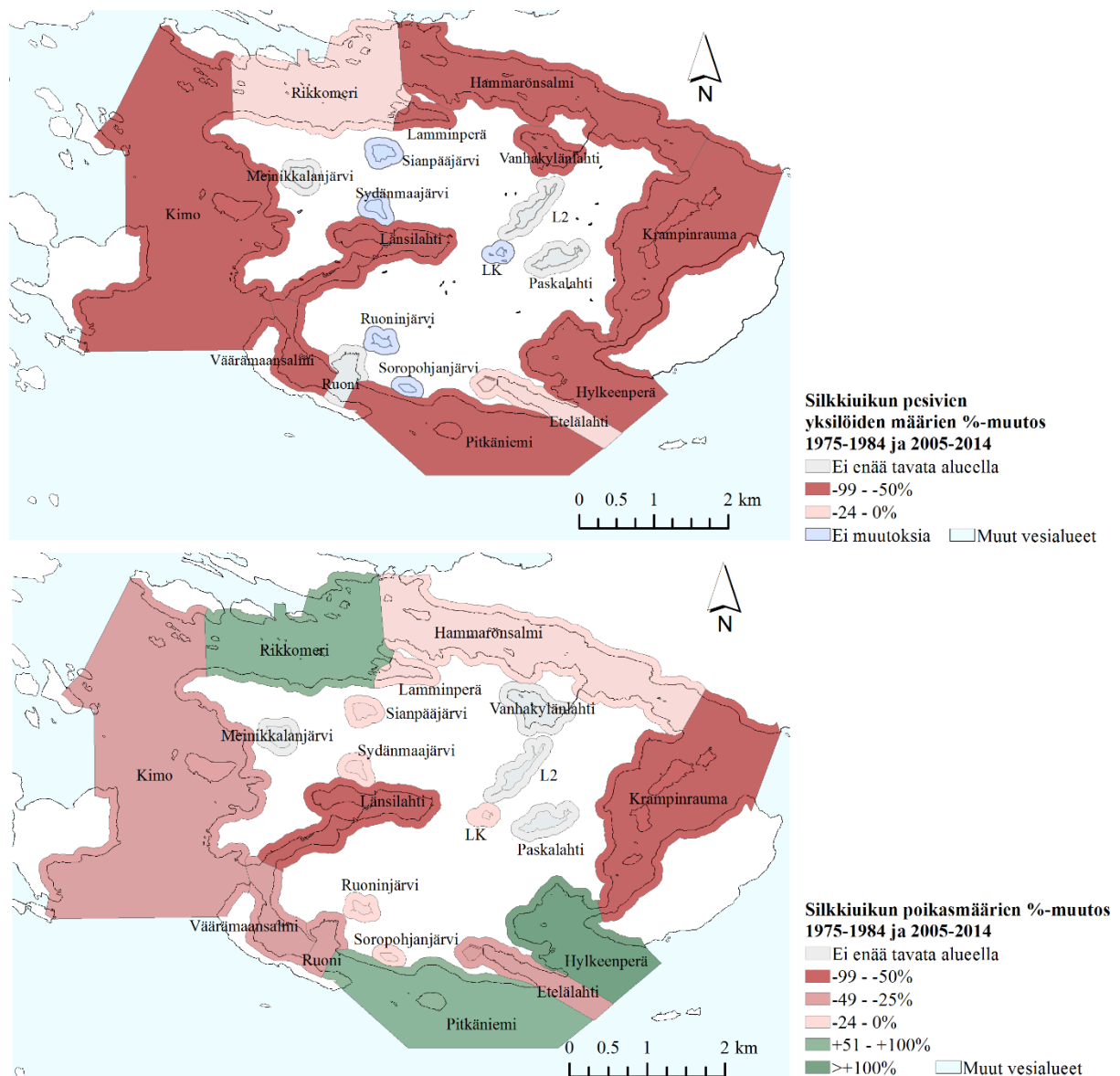


Kuva 9. Tavin parimäärien (yllä) ja poikasmäärien (alla) muutokset 1975–1984 ja 2005–2014 välisenä aikana eri laskenta-alueilla.

Silkkiuikkujen pesivien yksilöiden määrät ovat laskeneet jokaisella Aaslan laskenta-alueella (kuva 10). Suurinta lasku on ollut Vanhakylänlahdella, josta laji on kadonnut lähes kokonaan sekä aikuisten yksilöiden että poikasten osalta, kun 1975–1984 siellä vielä tavattiin keskimäärin 10 yksilöä ja 3 poikasta vuosittain. Myös Lamminperällä ja Hylkeenperällä lasku on ollut suurta. Aaslan järvillä pesiviä silkkiuikkuyksilöitä ei vuosina 2005–2014 tavattu lähes lainkaan. Poikasmäärät ovat nousseet hieman Hylkeenperällä, 1975–1984 tavatuista 2 poikasta nousu 2005–2014 jakson 4 poikaseen, ja Pitkäniemellä, jossa ensimmäisellä vuosikymmenellä tavattiin keskimäärin 0 poikasta ja 2005–2014 1 poikanen vuodessa. Muilla Aaslan laskenta-alueilla poikasmäärät ovat laskeneet. Poikasmäärien lasku on ollut suurinta Vanhakylänlahden lisäksi Länsilahdella, jossa 4 poikasta on laskenut vuotuisen 1 poikaseen, sekä Krampinraumalla, jossa 10 poikasta ensimmäisellä vuosikymmenellä on laskenut 5 vuosittain tavattuun poikaseen viimeisimmällä vuosikymmenellä. Silkkiuikun poikasia ja pesiviä

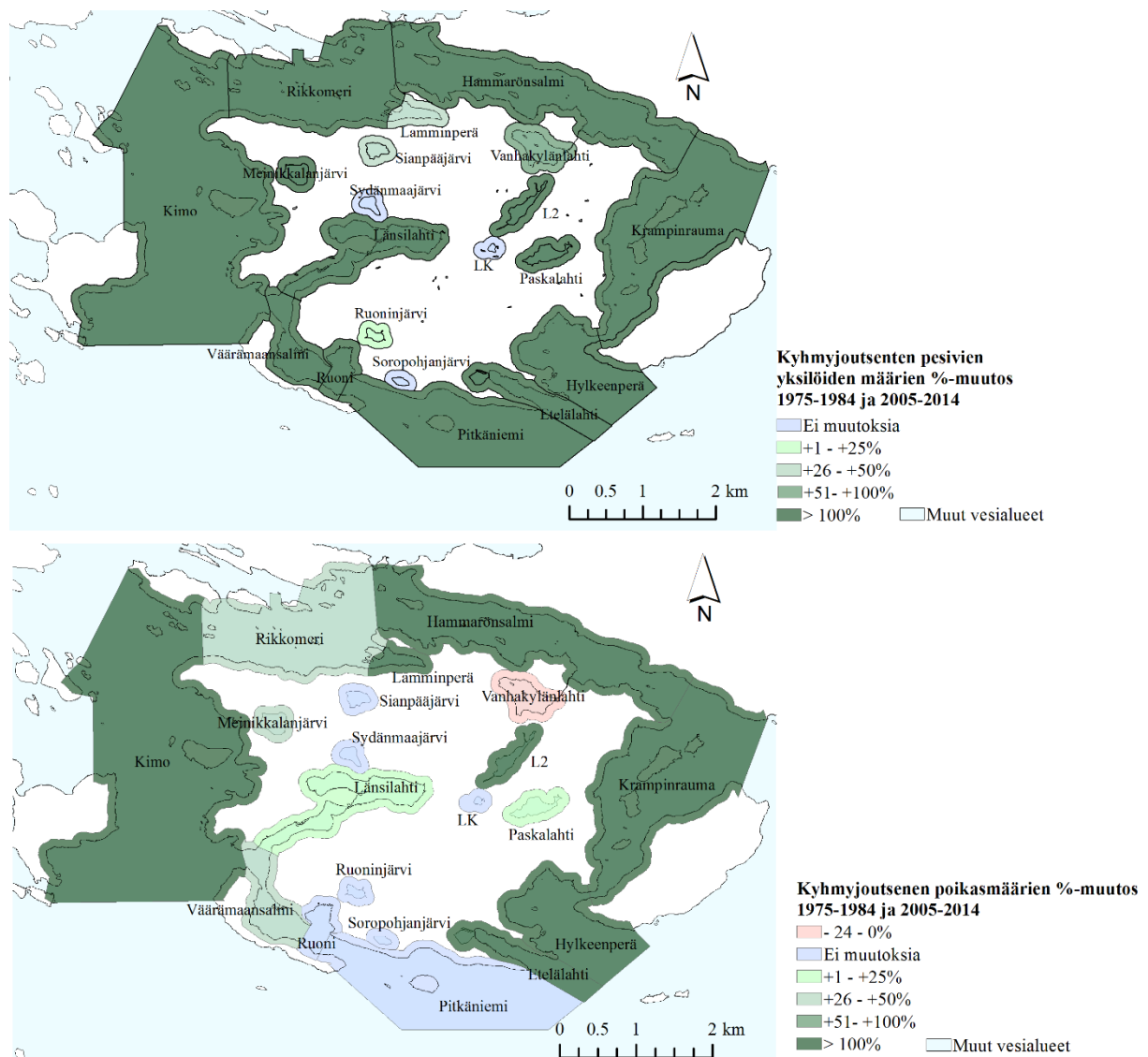
yksilöitä tavataan eniten Krampinraumalla, jossa koko tutkintajaksolla on tavattu keskimääräisesti 71 pesivää silkkiuikkua ja 7 poikasta vuodessa. Poikasia syntyy paljon myös Hammarönsalmella ja Hylkeenperällä, joissa keskimäärin tavataan 2-3 poikasta vuodessa. Kyseisillä laskenta-alueilla pesivien silkkiuikkujen määrät ovat matalammat, kuin suosituimmilla laskenta-alueilla Kimossa ja Länsilahdessa. Vähiten silkkiuikkuja tavataan Lamminperällä sekä Aaslan pienillä järvillä kuten Sianpää-, Sydänmaa- ja Soropohjanjärvellä.

Kyhmyjoutsenen kannat ovat puolestaan nousseet jokaisella laskenta-alueella. Suurin kasvu on tapahtunut Kimossa, jossa 1975–1984 ei tyypillisesti laskettu yhtäkään kyhmyjoutsenta, kun taas 2005–2014 15 kyhmyjoutsenta vuosittain. Kimolla myös poikasmäärät ovat nousseet nolasta vuotuisesta havainnosta neljään. Kyhmyjoutsenten määrä on noussut runsaasti myös, Krampinraumalla, jossa kannat ovat nelinkertaistuneet.



Kuva 10. Silkkiuikun pesivien yksilöiden määrien (yllä) ja poikasmäärien (alla) muutokset 1975–1984 ja 2005–2014 välisenä aikana eri laskenta-alueilla.

Krampinraumalla 1975–1984 keskimäärin tavatut 2 pesivää kyhmyjoutsenta ovat kasvaneet 10 tavattuun yksilöön ja poikasmäärät nolosta vuotuisesta keskimäärin neljään poikaseen. Poikasten osalta nousu on ollut suurta samoilla laskenta-alueilla, kuin yksilömäärienkin. Poikasmäärät ovat laskeneet ainoastaan Vanhakylänlahdella, jossa 1975–1984 tavattiin 4 poikasta vuosittain ja 2005–2014 3 poikasta. Yleisesti eniten kyhmyjoutsenia lasketaan Aaslalla Kimossa, jossa vuosittain tavataan keskimäärin 16 pesivää kyhmyjoutsenta, toiseksi eniten Krampinraumalla 7 kyhmyjoutsenta. Vanhakylänlahdella syntyy eniten poikasia, sillä vuosittain tavataan noin 3 poikasta ja 4-6 pesivää yksilöä. Kyhmyjoutsenia tavataan vähiten Soropohjanjärvellä ja Sydänmaajärvellä.



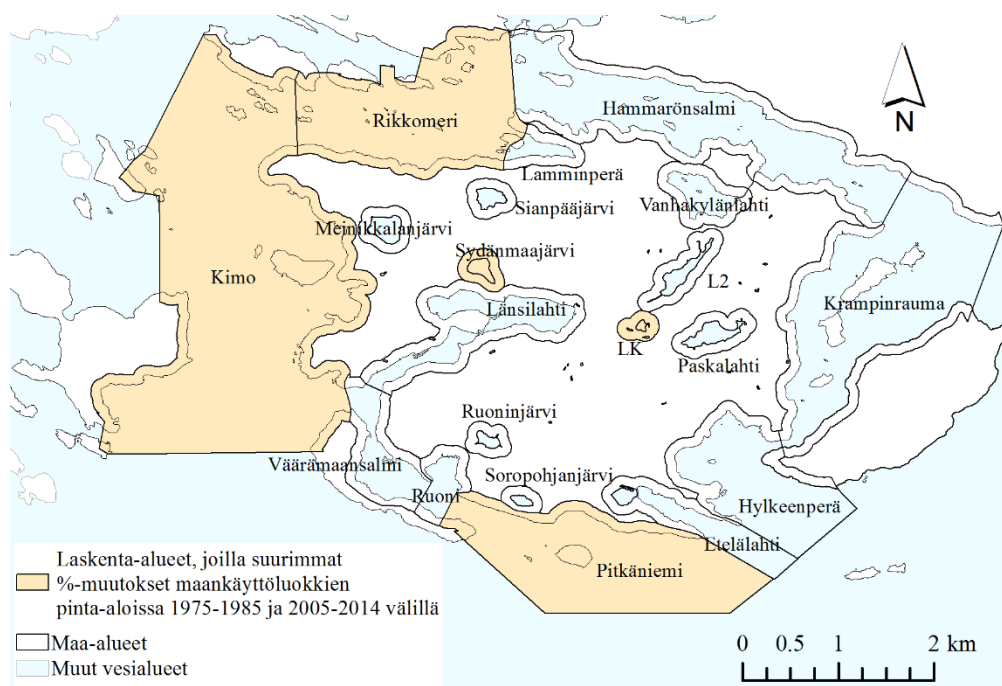
Kuva 11. Kyhmyjoutsenen pesivien yksilöiden määrien (yllä) ja poikasmäärien (alla) muutokset 1975–1984 ja 2005–2014 välisenä aikana eri laskenta-alueilla

## 5.2.1 Maankäytön muutokset

20 vesistöalueen ympärille muodostetut laskenta-alueet kuvaavat maankäytön muutoksia lintuvesistöjen läheisyydessä. Taulukossa 7 on esitetty Aaslan laskenta-alueet, jotka ovat läpikäyneet prosentuaalisesti suurimmat maankäytön muutokset vuosien 1977 ja 2018 ilmakuvien välillä. Eniten muutoksia on tapahtunut Aaslan länsi- ja etelärannoilla sekä pienillä järvillä (kuva 12). Suuret merialueet, kuten Hammarönsalmi ja Krampinrauma eivät ole läpikäyneet yhtä suuria muutoksia.

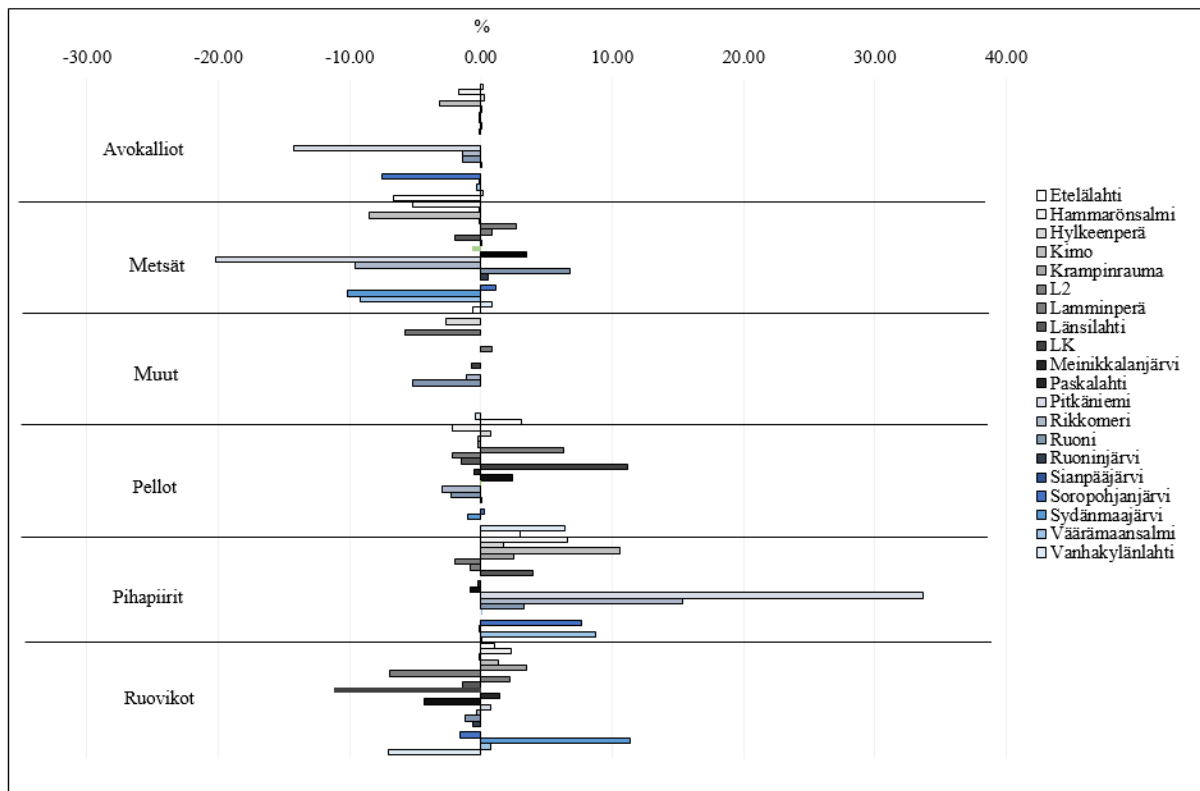
Taulukko 7. Suurimmat maankäyttöluokkien pinta-alojen %-muutokset vuosien 1977 ja 2018 ilmakuvien välillä. %-osuudet kuvaavat muutosta suhteessa laskenta-alueen pinta-alaan.

	Alue	1977 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	%-muutos
Pihapiirit	Pitkänieniemi	0.03	0.15	+33.65
Metsät	Pitkänieniemi	0.19	0.12	-20.16
Pihapiirit	Rikkomeri	0.04	0.09	+15.37
Avokalliot	Pitkänieniemi	0.13	0.08	-14.24
Ruovikot	Sydänmaajärvi	0.00	0.02	+11.34
Ruovikot	LK	0.05	0.04	-11.20
Pellot	LK	0.03	0.04	+11.20
Pihapiirit	Kimo	0.03	0.11	+10.57
Metsät	Sydänmaajärvi	0.112	0.108	-10.18
Metsät	Rikkomeri	0.23	0.20	-9.59



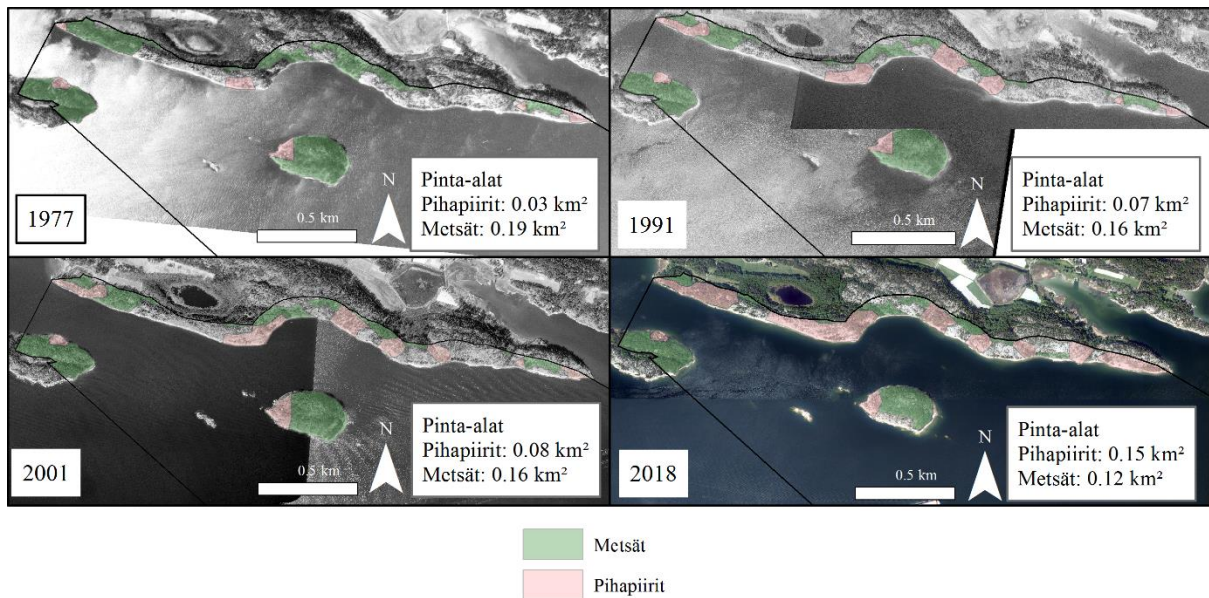
Kuva 12. Aaslan laskenta-alueet, joiden maankäytössä on tapahtunut suurimmat muutokset vuosien 1977 ja 2018 ilmakuvien välillä. Alueilla vähintään yhden maankäyttöluokan pinta-ala on muuttunut yli 10 %.

Kuten koko Aaslan mittakaavassa, myös laskenta-alueilla vuosien 1977 ja 2018 välillä suurimmat maankäytön muutokset ovat tapahtuneet pihapiirien lisääntymisessä (kuva 13). Aaslan 20 laskenta-alueita sijaitsevat vesistöjen ympärillä, joten rakentaminen on keskittynyt ranta-alueille sekä erityisesti Aaslan länsi- ja etelärannoille. Suurimmat maankäytön muutokset vuosien 1977 ja 2018 välillä ovat tapahtuneet Pitkäniemellä, jossa intensiivinen rakentaminen on kutistanut metsien ja avokallioiden pinta-aloja (kuva 14). Pitkäniemi on kalliainen ja jyrkkä ranta-alue Aaslan eteläisellä rannalla, mikä tekee siitä suosittuun rakennuskohteen. Myös muilla merenranta-alueilla, kuten Rikkomerellä ja Kimossa on rakennettu uusia kiinteistöjä, mikä on kutistanut erityisesti avokallioiden ja metsien kokoa. Ruovikoiden pinta-alassa on myös tapahtunut muutoksia erityisesti pienillä järvillä, kuten Sydänmaa- ja LK-järvillä (kuva 15). LK-järven lounaisnurkassa on karjatila, joka otettiin uudelleen käyttöön 2000-luvulla, ja lehmien laidunnus ympäröivillä pelloilla on kutistanut ruovikoiden määrää. Ruovikoiden määrä on osaltaan lisääntynyt Sydänmaajärvellä yli 10 %, ja vuoden 2018 ilmakuvassa ruovikko ympäröi jo koko järveä, kun se 1977 ilmakuvassa oli keskittynyt järven länsiosiin. Ruovikoituminen johtuu oletettavasti rantojen ojituksesta. Laskenta-alueiden maankäytön muutosten tulkinnassa tulee ottaa huomioon, että prosentuaaliset muutokset korostuvat pienemmillä alueilla, sillä alueiden koot vaihtelevat keskenään suuresti.

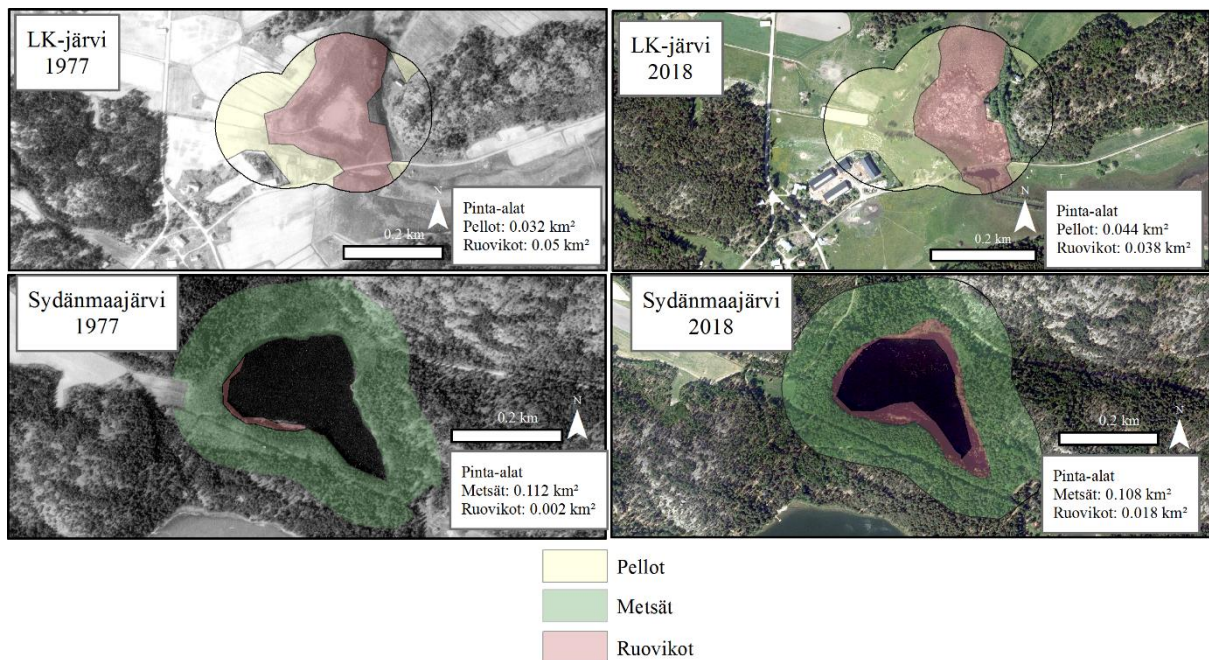


Kuva 13. Eri laskenta-alueiden prosentuaalinen maankäytön muutos vuosien 1977 ja 2018 ilmakuvien välillä.





Kuva 14. Pitkäniemen metsien ja pihapiirien välisen suhteen muutokset eri ilmakuvien välillä.



Kuva 15. LK-järven (yllä) ja Sydänmaajärven (alla) ruovikoissa ja ympäröivillä alueilla tapahtuneet muutokset vuosien 1977 ja 2018 ilmakuvien välillä.

Maankäyttöluokkien muutokset laskenta-alueittain vesistöjen ympärillä heijastelevat samankaltaisia muutoksia kuin koko Aaslan maankäytössä tapahtuneet muutokset. Pihapiirien sekä peltojen koko on kasvanut, minkä lisäksi metsien pinta-ala on pienentynyt.

Kevään vesilintulaskennoissa 10 suurimman prosentuaalisen muutoksen laskenta-alueita ovat esitettyinä taulukossa 5. Kimossa kevatlaskennoissa laskettujen vesilintujen kokonaismäärät ovat nousseet, minkä lisäksi indikaattorilajeista telkkä ja kyhmyjoutsen ovat lisääntyneet alueella. Kimossa ruovikoiden määrä on kasvanut joka ilmakuvassa, ollen vuonna 1977 43 700m<sup>2</sup> ja vuonna 2018 jo 55



500m<sup>2</sup>. Peltojen pinta-ala Kimossa on päinvastoin pienentynyt ollen suurimmillaan 1977 (9900m<sup>2</sup>) ja pienimmillään vuonna 2018 (8247m<sup>2</sup>). Myös metsien määrä sekä avokallioiden määrä on pienentynyt, kun pihapiirien koko puolestaan on kasvanut.

Lamminperällä keväisin laskettujen vesilintujen kokonaismäärät ovat pienentyneet vuosien 1975–1984 ja 2005–2014 välillä 74 %. Lamminperän metsien koko on lisääntynyt samalla, kun pihapiirien koko on pienentynyt, toisin kuin monilla muilla laskenta-alueilla joissa pihapiirien määrä on kasvanut metsäisille alueille. Lamminperällä kyseessä saattaa olla autiotalojen ja tonttien metsittyminen. Lamminperän pellot ovat kutistuneet vuodesta 1977, jolloin peltoja oli 41 100m<sup>2</sup>. Peltojen pienentyminen tapahtui 1991 ilmakuvasa, jonka jälkeen peltojen määrä on pysynyt vakaasti 38 200m<sup>2</sup>. Peltojen pienentyminen ja metsien lisääntymisen lisäksi ruovikoiden määrä on kasvanut. Lamminperä on alueena pieni lahdenpoukama ja siksi maankohoamisen myötä ruovikoituminen on muita alueita nopeampaa. Ruovikoiden pinta-ala on kasvanut vuodesta 1977 vuoteen 2018 noin 6600m<sup>2</sup>.

Myös Vanhakylänlahdella vesilintulaskennoissa havaittujen kevätmuuttajien määrä oli laskenut 72 % ensimmäisen ja viimeisen vuosikymmenen välillä. Samoin tavit, silkkiuikut sekä kyhmyjoutsenpoikaset ovat vähentyneet. Vanhakylänlahdella maankäytössä tapahtuneet muutokset ovat olleet suurinta vuosien 1977 ja 1991 välillä. Suurin muutos tapahtui ruovikoiden määrässä, joka putosi vuoden 1977 (103 200m<sup>2</sup>) ja 1991 (79 200m<sup>2</sup>) ilmakuvioiden välillä eli yli 20000m<sup>2</sup>. Samalla metsien pinta-ala pienentyi noin 6400m<sup>2</sup> ja pellot kasvoivat lähes saman verran, kuin ruovikot pienentyivät (18 900m<sup>2</sup>). Vuoden 1991 jälkeen pinta-aloissa on tapahtunut vain pientä muutosta.

### 5.2.3 Lintukantojen suhde laskenta-alueiden maankäytön muutoksiin

Indikaattorilajien suhdetta 20 laskenta-alueen maankäyttöön tarkasteltiin myös yleisten lineaaristen mallien avulla. Laskenta-aluekohtaiset maankäytön muutokset kuvaavat erityisesti muutoksia vesistöjen läheisyydessä rannoilla, kun taas Aaslan saaren maankäyttöluokat kokonaisuudessaan kuvaavat paremmin yleisiä saaren olosuhteita. Mallina käytettiin Poissonin regressiomallia, joka oli korjattu quasipoissonin virherakenteella, sillä vesilintuaineisto ei ole normaalisti jakautunut ja siinä on ylihajontaa. Selitettäviä muuttujia oli kahdeksan, silkkiuikkujen, telkkien, kyhmyjoutsenten ja tavien parimäärät/yksilömäärät keväällä sekä poikasmäärät. Selitettäviä muuttujia selitettiin laskenta-alueiden maankäyttöluokkien pinta-aloilla, joiden suhteen tarkasteltiin aluksi niiden keskinäinen korrelaatio. Yli 0.6 korrelaatio löytyi avokallioiden ja metsien, avokallioiden ja ruovikoiden sekä metsien ja ruovikoiden välillä. Tämän vuoksi avokalliot pudotettiin mallista pois, jolloin selittäviksi tekijöiksi jäivät kunkin laskenta-alueen peltojen, ruovikoiden, metsien, pihapiirien sekä muut-ryhmän pinta-alat.

Pihapiirien pinta-alat vaikuttivat positiivisesti telkän parimääriin ( $t=4.43$ ,  $P<0.005$ ) sekä kyhmyjoutsenten ( $t=2.68$ ,  $P=0.007$ ) ja silkkiuikkujen ( $t=2.88$ ,  $P<0.005$ ) poikasmääriin. Vaikutus oli

negatiivinen taviparien ( $t=-2.17$ ,  $P=0.03$ ,) ja silkkiuikkujen yksilömäärien osalta ( $t=-2.09$ ,  $P=0.037$ ). Pihapiirien osuus laskenta-alueiden pinta-alasta on kasvanut eniten Pitkäniemessä, jossa vuonna 2018 hieman yli 40 % alueen pinta-alasta oli pihoja (kuva 14). Pihojen osuus laskenta-alueen kokonaispinta-alasta on kasvanut Pitkäniemen lisäksi myös Rikkomerellä ja Kimossa. Vaikka pihapiirit vaikuttivat telkän parimääriin mallin mukaan positiivisesti, on niiden määrä kuitenkin laskenut Pitkäniemessä sekä Rikkomerellä. Samoin ristiriitaisesti tavipareja on tavattu hieman useammin Pitkäniemessä 2005–2014, kuin aikaisempina vuosikymmeninä, vaikka pihat ovat kasvaneet. Silkkiuikkupoikueet ovat lisääntyneet hieman Rikkomerellä ja Pitkäniemessä, tosin kyse on noin yhden poikasen lisäyksestä vuosikymmenen keskimäärään. Kimossa silkkiuikkupoikueet ovat vähentyneet. Kyhmyjoutsenpoikueiden määrät alueilla ovat pysytelleet vakaina tai nousseet, paitsi että Pitkäniemessä kyhmyjoutsen ei ole pesinyt lainkaan.

Peltojen pinta-ala laskenta-alueilla vaikutti positiivisesti tavipoikasten määrään ( $t=2.2$ ,  $P=0.03$ ). Silkkiuikkujen yksilömääriin peltojen pinta-alalla oli voimakas negatiivinen vaikutus ( $t=-6.23$ ,  $P<0.005$ ). Peltojen pinta-ala on kasvanut laskenta-alueista eniten LK-järvellä, jossa peltojen pinta-ala kattoi vuonna 2018 42 % pinta-alasta. Vanhakylänlahdella ja L2-järvellä peltojen pinta-alat ovat myös nousseet enemmän, kuin muilla laskenta-alueilla. Tavipoikasten määrät ovat pysytelleet melko tasaisina L2-järvellä ja Vanhakylänlahdella tavipoikasia ei tavata tyypillisesti lainkaan. LK-järvellä tavipoikasten määrä on kuitenkin lisääntynyt kaudesta 1975–1984 kauteen 2005–2014, tosin eniten poikasia tavattiin kaudella 1985–1994, jolloin siellä tavattiin tyypillisesti 2 poikasta. Peltojen pinta-ala puolestaan kasvoi eniten vasta ilmakuviin 2001 ja 2018 välillä. Silkkiuikkua ei tavata LK-järvellä, mutta ne ovat lähes kadonneet Vanhakylänlahdelta ja L2-järveltä, jossa niitä kuitenkin tavattiin 1975–1984. Etenkin Vanhakylänlahdella muutos on ollut suurta, sillä 1975–1984 siellä laskettiin keskimäärin 10 silkkiuikkua joka kevät, mutta 2005–2014 vain yksi joka viides vuosi (0.2 silkkiuikkua/kevät).

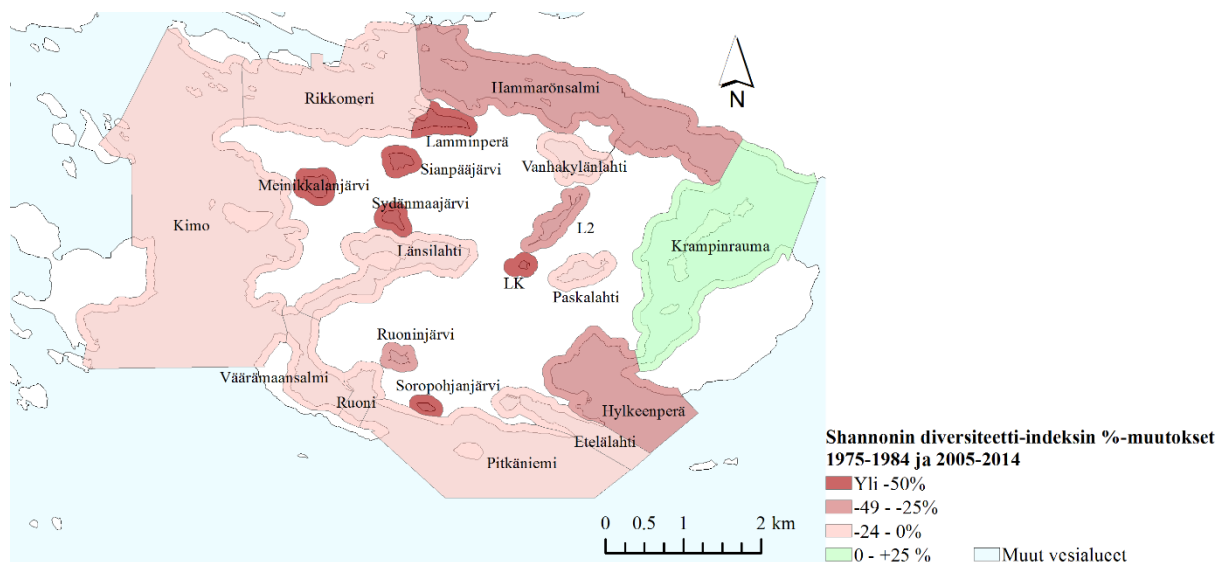
Metsät vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi lähes jokaisen indikaattorilajiin. Tavin osalta metsien pinta-ala vesistöjen läheisyydessä vaikutti negatiivisesti pareihin ( $P=-5.38$ ,  $P<0.005$ ) ja poikasiin ( $t=-5.87$ ,  $P<0.005$ ), kun taas muilla lajeilla metsien pinta-alalla oli positiivinen vaikutus. Metsien pinta-ala pienentyy alueilla tyypillisesti, kun sinne rakennetaan. Tästä syystä suurimmat muutokset metsien pinta-aloissa ovat tapahtuneet alueilla, joilla pihapiirien pinta-alat ovat kasvaneet, eli Pitkäniemessä ja Rikkomerellä, kuten myös Sydänmaajärvellä. Tavin osalta metsien pinta-alan pienentymisellä Sydänmaajärvellä ei ole ollut kantoihin vaikutusta, sillä se ei pesi järvellä, ja parienkin määrä on ollut alhainen jokaisella vuosikymmenellä. 2005–2014 tavipareja ei tavattu siellä enää lainkaan. Toisaalta taviparien määrä on lisääntynyt hieman Pitkäniemessä, jossa metsiä on hakattu rakennusten tieltä. Laskenta-alueen metsäisyydellä oli mallissa positiivinen vaikutus telkän pari- ja poikasmääriin, joka voi osiltaan selittää telkän parimäärien putoamista kaikilla kolmella laskenta-alueella, joissa metsien määrä on vähentynyt eniten. Kannat ovat laskeneet tasaisesti joka vuosi, lukumäärällisesti eniten

telkkäparit ovat vähentyneet Pitkäniemessä ja Rikkomerellä, joissa laskettiin keskimäärin 6 telkkäparia vähemmän 2005–2014 kuin 1975–1984. Silkkiuikun yksilömäärät ovat telkän tavoin laskeneet näillä alueilla. Kyhmyjoutsenet eivät pesi Sydänmaajärvellä, mutta Rikkomerellä ja Pitkäniemessä niiden määrät ovat lisääntyneet tasaisesti joka vuosikymmen.

Ruovikoiden pinta-ala selitti tavien ( $t=5.59$ ,  $P<0.005$ ) ja silkkiuikkujen ( $t=8.43$ ,  $P<0.005$ ) parimääriä tilastollisesti merkitsevästi. Vaikutus oli positiivinen myös kyhmyjoutsenpoikasilla ( $t=4.33$ ,  $P<0.005$ ). Ruovikoiden määrä vaikutti negatiivisesti telkkien ( $t=-4.16$ ,  $P<0.005$ ) ja kyhmyjoutsenten ( $t=-2.16$ ,  $P=0.031$ ) parimääriin. Ruovikoiden määrä on lisääntynyt eniten Sydänmaajärvellä, joka kasvaa hitaasti umpeen (kuva 15). Ruovikot kattoivat 1977 vain 2 % Sydänmaanjärvestä, mutta vuonna 2018 määrä oli jo 14 %. Sydänmaajärvellä ei juuri tavata silkkiuikkuja, taveja tai kyhmyjoutsenia, mutta telkkien parimäärät ja poikasmäärät ovat laskeneet. Sekä pareja että poikasia tavattiin vielä 1975–1984 noin 3 vuodessa, mutta 2005–2014 määrät ovat laskeneet lähelle nollaa. Telkkien määrän pientyminen voi osin liittyä runsaaseen umpeenkasvuun ja ruovikoitumiseen järvellä. Muilla laskenta-alueilla ruovikoiden määrä liittyy vahvasti ympäröivien peltojen pinta-aloihin. Ruovikoiden määrä on pientynyt eniten alueilla, jossa peltojen pinta-alat ovat kasvaneet, eli LK-järvellä ja Vanhakylänlahdella. Vanhakylänlahdella kaikkien lajien, paitsi kyhmyjoutsenen, pari- ja poikasmäärät ovat laskeneet tasaisesti joka vuosikymmen, vaikka ruovikoiden vaikutus mallissa oli erilainen esimerkiksi telkkä- ja silkkiuikkuparien osalta. Kyhmyjoutsenpoikasten määrä on pysynyt tasaisena tai noussut kaikilla muilla laskenta-alueilla, paitsi Vanhakylänlahdella, jossa kyhmyjoutsenpoikasten määrä on laskenut. Mallin mukaan ruovikoiden määrän lisääntymisen tulisi edesauttaa kyhmyjoutsenten poikastuottoa, mikä voi osaltaan selittää poikasmäärien laskemista Vanhakylänlahdella. Tavit ovat lisääntyneet LK-järvellä, vaikka ruovikoiden määrä onkin pientynyt. Tavipoikaset hyötyivätkin peltojen pinta-alan kasvamisesta.

Muut-ryhmä selitti pääosin positiivisesti lajien parimääriä/yksilömääriä ja poikasmääriä. Eniten se selitti silkkiuikkujen yksilömääriä ( $t=17.96$ ,  $P<0.005$ ) ja telkkäparien ( $t=8.55$ ,  $P<0.005$ ) määrää. Myös telkkäpoikasten ( $t=6.16$ ,  $P<0.005$ ), silkkiuikkupoikasten ( $t=4.86$ ,  $P<0.005$ ) ja taviparien ( $t=2.8$ ,  $P=0.005$ ) mallissa muut-ryhmän pinta-ala toimi merkitsevästi tekijänä. Negatiivinen vaikutus muut-ryhmällä oli kyhmyjoutsenten yksilöihin ( $t=-2.17$ ,  $P=0.03$ ). Muut maankäyttöluokat tarkoittavat tyypillisesti hakkuuaukeita tai muuten aukeita alueita, kuten niittyjä tai joutomaita. Niiden muutokset laskenta-alueilla ovat suhteellisen vähäisiä. Krampinraumalla ja Ruonissa muut alueet ovat vähentyneet noin 5 % 1975–1984 ja 2005–2014 välillä. Ruonissa ei tyypillisesti tavata taveja, mutta silkkiuikkujen ja telkkien määrät ovat laskeneet sekä aikuisten yksilöiden että poikasten osalta. Krampinraumalla kaikkien muiden lajien, paitsi kyhmyjoutsenen, määrät ovat pudonneet. Malli onnistui selittämään kantojen muutoksia, mutta todellisuudessa alueiden pinta-ala on maisemassa suhteellisen pieni.

Shannonin diversiteetti-indeksit ovat laskeneet jokaisella Aaslan laskenta-alueella, paitsi Krampinraumalla (kuva 16). Krampinrauman alueella on monipuolisin vesilintujen lajiversiteetti, sillä Shannonin indeksi kevään vesilintulaskentojen osalta vaihtelee 1975–2015 1.6–1.9. Shannonin diversiteetti-indeksi oli Krampinraumalla korkeimmillaan tutkintajaksolla 2005–2014 ja matalimmillaan 1985–1994, mikä kertoo alueella esiintyvän useampia lajeja, kuin aikaisempina vuosikymmeninä. Matalimmat Shannonin diversiteetti-indeksit ovat Sianpää- ja Sydänmaajärvillä. Sianpääjärvellä Shannonin indeksi vaihteli 1975–2015 arvojen 0.1-1.1 välillä. Sydänmaajärvellä Shannonin indeksi oli puolestaan 0-0.9. Useilla Aaslan järvillä on huomattavissa diversiteettien laskua 1975–1984 ja viimeisimmän 2005–2014 kausien välillä, kun useilla merialueilla lasku on ollut vähäisempää.



Kuva 16. Shannonin diversiteetti-indeksin muutokset 1975–1984 ja 2005–2014 välisenä aikana eri laskenta-alueilla. Indeksien muutokset kuvaavat paremmin muutoksia samalla laskenta-alueella, kuin eri alueiden välisiä eroja.

## 6. Tulosten tarkastelu

### 6.1 Muutokset linnustossa ja mahdolliset syyt niiden taustalla

#### 6.1.1 Vesilintukantojen muutokset samankaltaisia myös muualla

Tutkimuksessa tarkasteltavien neljän indikaattorilajin suhteen telkän, silkkiuikun ja tavin kannat ovat laskussa. Koko 40-vuotisen tarkastelujakson aikana kantojen lasku tavia lukuun ottamatta on ollut tilastollisesti merkitsevää ja trendi on laskeva, kuten monissa muissakin pohjoisia vesilintuja koskevissa tutkimuksissa on havaittu (esim. Lehikoinen *ym.* 2016; Saari & Arzel 2018; Laaksonen *ym.* 2019). Silkkiuikun ja telkän kannat ovat laskeneet jyrkemmin, kuin tavin, jonka kannat ovat pienempiä. Silkkiuikun kannat ovat pienentyneet Suomessa niin paljon, että sen uhanalaisuusluokitus vaihdettiin vuonna 2015 elinvoimaisesta silmälläpidettäväksi (Tiainen *ym.* 2016; Hyvärinen *ym.* 2019). Silkkiuikun suurimmiksi uhanalaistumisen syiksi Tiainen *ym.* (2016) mainitsivat vesirakentamisen ja vieraslajit. Samankaltainen laskusuhdanteinen trendi on havaittavissa monilla muillakin vesilinnuilla. Vuonna 2015 elinvoimaisista populaatioista alempiin luokkiin siirtyneitä vesilintuja ovat haapana ja alli, minkä lisäksi usean jo aiemmin vaarantuneen tai silmälläpidettävän lajin luokitus alentui. Telkän kokonaismäärien laskusta huolimatta sen talvehtimiskannat Suomessa ovat yli 70-kertaistuneet 1950–1960-luvuilta (Korpinen *ym.* 2018). Yksinomaan talvehtimispopulaatioiden koon kasvu Suomessa ei kuitenkaan kerro koko kannan kehityssuunnasta, vaan enemmän siitä, että telkän populaatiot ovat siirtymässä kohti pohjoista. Laaksonen *ym.* (2019) mukaan sisävesillä runsastuneita vesilintulajeja ovat laulujoutsen, sinisorsa ja kuikka. Aaslalla kyhmyjoutsenkannat ovat nousseet läpi tutkimuskauden, ollen huipussaan 2000-luvun vaihteessa. Joutsenet, valkoposkihanhi sekä merimetso ovatkin Suomen merialueilla eniten runsastuneita lajeja. Joutsenten ja valkoposkihanhi runsastuminen on osa yleistä trendiä pohjoisilla vesialueilla, joilla on huomattu isojen kasvinsyöjälintujen lajimäärien nousseen (Elmberg *ym.* 2019; Pöysä *ym.* 2019a). Samaan aikaan havaittiin etenkin selkärangattomia syövien sukeltaja- ja puolisuikeltajasorsien vähentyneen.

Kaikkien vesilintulajien kevätlaskennoissa vesilintujen määrä tutkimuskaudella nousi aluksi ollen korkeimmillaan 1985–1994. Sen jälkeen loppukevään ja alkukesän 4. vesilintulaskentojen eli Aaslalle todennäköisesti pesimään jääneiden lintujen määrä alkoi laskea. 2. ja 3. vesilintulaskennoissa laskettujen vesilintujen kokonaismäärät nousivat vielä 2000-luvun vaihteessa, mutta myös niiden määrät ovat laskeneet jyrkästi 2005–2014. Vesilintukato Aaslalla on siis kiihtynyt ensin pesimispopulaatioiden osalta ja myöhemmin myös muiden laskentojen määrien osalta. 2. ja 3. vesilintulaskennassa laskettavat linnut ovat tyypillisesti muuttomatalla pesimäseuduilleen tai ovat muodostamassa pareja pesintää varten. Jos kevät on ollut kylmä, vesilintujen muutto tapahtuu hieman myöhemmin, sillä osa vesilinnuista seuraa jääpeitteen väistymistä palatessaan pesimäseuduilleen (Pöysä 2019). Suomessa talvehtivien lintupopulaatioiden koko on kasvanut monien lajien osalta, mikä

voi myös selittää keväisten vesilintulaskentojen lintumäärien huippujen ajoittumista aikaisemmin keväälle (Korpinen *ym.* 2018; Laaksonen *ym.* 2019). Vesilintujen määrät ovat kuitenkin laskeneet kokonaisuudessaan, mikä ei selity pelkästään kevään aikaistumisella tai levinneisyysalueiden siirtymisellä pohjoiseen. Syitä ilmiön taustalla on monia ja osa lajeista on herkempiä ympäristössä tapahtuville muutoksille.

### 6.1.2 Sääolosuhteet

Turun seudulla kevätsateiden määrä on laskenut, mutta koko vuoden sademäärät lisääntyneet tutkimusjakson 1975–2015 aikana. Samaan aikaan keväät ovat myös lämmenneet noin 1 °C verran, eli keväät ovat muuttuneet kuivemmiksi ja lämpimämmiksi. Talven keskimääräinen jääpäivien lukumäärä Orhisaassa myös vähentyi 84 keskimääräisestä jääpäivästä 60 jääpäivään kausien 1975–1984 ja 2005–2014 välillä. Samaan aikaan, kun jääpäivien määrä on laskenut, on talvikuukausien NAO-indeksi kuitenkin pysytellyt myös viimeisellä vuosikymmenellä 2005–2014 lähellä nollaa, minkä tulisi tarkoittaa ankarampia ja kuivempia talvia (The north Atlantic oscillation, s.a.). Tutkimuksen perusteella talvikuukausien NAO-indeksit eivät kuvaa täydellisesti ainakaan Saaristomeren talvisia sääolosuhteita, sillä korkeinkin NAO-indeksin talvina Orhisaassa on saatettu päästä yli 100 jääpäivän lukemiin. NAO-indeksit kuvaavatkin kenties paremmin yleisiä Euroopan olosuhteita lintujen talvehtimisalueilla ja vaikuttavat Suomessa enemmän esimerkiksi sateisiin. Koko vuoden sademäärien nousu ja talven NAO-indeksien mataluus saattavat puolestaan tarkoittaa sateiden osumista kesäkuukausille tai syksyyn, sillä samaan aikaan keväiset sateet ovat vähentyneet. Sademäärien vaikutusta suomen vesilintujen muuttoliikkeisiin ei ole liiammin tutkittu, mutta esimerkiksi Australiassa kuivissa olosuhteissa vesisateilla on osoitettu olevan merkittävä vaikutus vesilintujen muuttoliikkeisiin (Loyn *ym.* 1994; McEvoy *ym.* 2015). Vesilintujen määrät esimerkiksi olivat korkeimmillaan sadekausien jälkeen, kun tulvavesialueet ja kosteikot kuivuivat. Vesilinnut myös liikkivat vesisateiden myötä syntyville kosteikoille. Tutkimuksen lajeille ja Suomen ilmasto-olosuhteissa vastaus sademääriin voi olla erilainen. Kyhmyjoutsenten poikasmäärien osalta kuitenkin huomattiin, että kevään sademäärä vaikutti poikasmääriin negatiivisesti. Kyhmyjoutsenten poikasten ja vesisateiden yhteys voi perustua kuivempien keväiden parempaan ravintotilanteeseen tai aikaisempaan pesinnän aloitukseen. Runsaiden sateiden myötä syntyvät kosteikot voivat houkuttaa pesien läheisyyteen muita lintuja, mikä puolestaan voi häiritä reviiritietoista kyhmyjoutsenta. Toisaalta vedenpinnan äkillinen nouseminen rankkasateiden myötä voi tuhota kelluvia pesiä. Yksittäiset tulvat voivat tuhota esimerkiksi kerralla koko vesialueen silkkiuikkujen pesät (Sarvanne 2015). Myös joutsenen pesät kelluvat, joten tulvat voivat uhata niidenkin pesiä.

Keväisten vesilintulaskentojen suhteen laskettujen vesilintujen lukumäärissä on havaittavissa muutosta aikaisempaan päin. Laskentojen suhteen on muutos ollut suurinta ja merkitsevintä myöhäisimmässä neljännessä laskennassa toukokuun lopulla, jolloin vesilintujen määrät ovat laskeneet enemmän kuin

muissa laskennoissa. Syynä saattaa olla kevään aikaistuminen ja kuivuminen, mikä tarkoittaisi muuttolintujen aikaisempaa saapumista ja muuttopiikkien sattumista aikaisemmalle ajanjaksolle. Esimerkiksi kolmannen laskennan osalta vesilintuja laskettiin 2005–2014 enemmän kuin 1975–1984, tosin näiden kausien välissä vesilintuja tavattiin vielä enemmän ja lukumäärät ovat sittemmin laskeneet uudelleen. Samaan aikaan jääpäivien vähentyminen ja keskilämpötilan nousu tarkoittavat mahdollisesti keväiden lämpenemistä. Neljännen vesilintulaskennan suhteen huomattiin myös negatiivinen suhde edellistalven jääpäivien määrään, jolloin pidempien jäätalvien jälkeen pesimispopulaatiot jäivät pienemmiksi. Osa vesilinnuista hyötyy keväiden lämpenemisestä ja sopeutuvatkin muita lajeja paremmin levinneisyysalueiden siirtymiseen kohti koillista. Elmberg *ym.* (2019) mukaan ilmaston lämpenemisestä hyötyvät muita enemmän vesilinnut, jotka pesivät aikaisemmin keväällä ja joiden pesueet ovat kooltaan pieniä. Aikaisemmin aloitettu pesintä kasvattaa pesintämenestystä. Keväisten muuttolintujen on aiemmissa tutkimuksissa huomattu seuraavan jääpeitteen väistymistä palatessaan kohti pohjoisia pesimäseutujaan (Pöysä 2019). Tässä tutkimuksessa tarkasteltavista lajeista etenkin telkän parimäärät olivat korkeimmillaan, noin 300 vuotuista havaintoa, samanaikaisesti lyhyiden jäätalvien ja korkean NAO-indeksin talvien aikana 1989–1993 (kuva 7a). Tuolloin myös kevään keskilämpötila oli aikaisempia vuosia korkeammalla, mikä suosi talvehtimaan jääneitä lintuja ja esimerkiksi kyhmyjoutsenten kannat vahvistuivat. Talvikuukausien korkeat NAO-indeksit vaikuttivatkin positiivisesti Aaslalla keväällä pesivien kyhmyjoutsenten määrään.

Useat vesilinnut ovat alkaneet talvehtia useammin Suomessa, kun talvet ovat leudontuneet (Korpinen *ym.* 2018; Mikkola-Roos *ym.* 2018). Lehikoinen *ym.* (2013) mukaan runsaslukuisten sorsalintujen talvehtimista ohjaa erityisesti talven keskilämpötila eikä niinkään eroavaisuudet peräkkäisten vuosien lämpötiloissa. Lisäksi eri lintulajeilla uskotaan olevan omat kynnsarvonsa sen suhteen, milloin lämpötila on kyllin korkea talvehtimiseen. Myös osittain tästä syystä alkukevään muuttolintujen määrät ovat saattaneet pudota. Tyypillisimmät talvehtimaan jäävät lintulajit ovat populaatiokooltaan runsaita, niillä on monipuolinen ruokavalio ja ne talvehtivat lähellä pesimäseutujaan (Bókony *ym.* 2019). Telkkä on hyvä esimerkki tällaisesta lajista, ja telkkien talvehtiminen Suomessa onkin huomattavasti lisääntynyt (Lehikoinen & Väisänen 2013).

### 6.1.3 Pellot ja rantojen avoimuus

Peltojen pinta-alojen muutokset ilmakuvista tulkittuina eivät kerro, ovatko pellot kesannolla, viljelykäytössä vai karjatalouden käytössä, joten peltojen käyttötarkoitukset ovat vuosien välillä voineet muuttua enemmän, kuin pinta-alasta voi päätellä. Karjanlaidunnus kuitenkin loppui Aaslalla lähes kokonaan 1970-luvulla alkaen jälleen uudelleen vuoden 2005 jälkeen (Saari & Arzel 2018). Karjanlaidunnus vesialueiden ympärillä on vähentänyt ruovikoiden määrää, mikä on nähtävissä Aaslan ilmakuvista ja peltojen määrän kasvu korreloikin voimakkaasti ruovikoiden määrän vähenemisen kanssa. Myös pihapiirit korreloivat negatiivisesti ruovikoiden kanssa, sillä ruovikoita usein niitetään

ranta-asutuksen lähetyiltä. Rantojen ruovikoituminen on tyypillisesti seurausta vähentyneestä karjanlaidunnuksesta ja niitosta ranta-alueilla, lämpimien talvien vuoksi vähentyneestä jääpeitteen eroosiosta, sillä jääpeite tuhoaa ruovikoiden juurakoita sekä veden lämpötilan noususta (Roosaluste 2007). Neljännen vesilintulaskennan eli pesimispopulaatiota parhaiten kuvaavan laskennan lintumääriin huomattiin peltojen pinta-alalla olevan positiivinen yhteys. Keväiset pellot kenties tarjoavat vesilinnuille avoimia ranta-alueita ja ravinnonhankinta-alueita. Pellot myös houkuttelevat lokkeja, jotka saattavat toimia suojelijoina niiden läheisyydessä pesiville linnuille (esim. Pöysä *ym.* 2019b). Ranta-alueiden laidunnus on alkanut Aaslalla uudelleen 2001 ilmakuvaan jälkeen LK-järven ja Paskalahden alueella, jotka molemmat ovat lähes kauttaaltaan peltoaukeiden ympäröimiä vuoden 2018 ilmakuvasa. Ilmakuvien kuvausajankohdat tosin vaihtelevat runsaasti, sillä vuoden 2001 ilmakuva on otettu 30.4 ja vuoden 2018 lähes kuukautta myöhemmin 24.5, jolloin ruovikoiden koon vaihtelu saattaa osin selittyä kuvausajankohtien erolla. Peltoala LK-järven ja Paskalahden ympärillä on kuitenkin lisääntynyt karjanlaidunnuksen myötä, jolloin myös vesistöjen ruovikot ovat pienentyneet, mistä kertoo myös rannan läheisyydessä sijaitsevilla pelloilla ja rannan ruovikon pinta-alalla havaittu negatiivinen korrelaatio. Pellot ja karjanlaidunnus siis vaikuttavat rantavesien ravinnepitoisuuksiin sekä laiduntajat saattavat konkreettisesti syödä ja talloa ruovikoita näin pienentäen niiden kokoa ja ehkäisten leviämistä (kuva 17). Tavi viihtyy Aaslalla hyvin kyseisillä kosteikoilla. LK-järvellä tavin parimäärät ovat lisääntyneet karjanlaidunnuksen alettua ja poikasmäärissäkin on havaittavissa nousua erityisesti 2010 jälkeen, sillä 2000–2010 järvellä ei tavattu yhtäkään tavipoikasta, mutta 2011 ja 2014 niitä tavattiin neljä ja 2013 jo kuusi. Paskalahdella tavin poikasmäärät eivät ole peltoalan lisääntymisen myötä nousseet samalla lailla, mutta telkän poikasmäärä on lisääntynyt 1975–1984 kaudelta, tosin nousu ei välttämättä liity Paskalahden laiduntamiseen, sillä telkän poikasia tavattiin Paskalahdella kuitenkin eniten kaudella 1985–1994. Yleisesti keväisten vesilintulaskennoissa laskettujen vesilintujen määrät ovat kuitenkin laskeneet LK-järvellä 60 % ja Paskalahdellakin liki 50 % vuosien 1975–1984 ja 2005–2014 välillä, jolloin laidunnuksen uudelleen alkamisella ei näyttäisi olevan ainakaan positiivista vaikutusta lintukantoihin. Onkin mahdollista, että vaikka LK-järvellä laskettujen lintujen määrä on kokonaisuudessaan laskenut, yksittäisten lajien kohdalla muutos on voinut olla positiivista, oletettavasti muiden tavin kaltaisten puolisukeltajasorsien. Telkkiä tai silkkiuikkuja ei kyseisellä järvellä tavata lainkaan.

Tutkimuksessa tavit ja silkkiuikut osoittivat hyötyvänsä ruovikoiden määrästä, kun taas kyhmyjoutsenet ja telkät viihtyvät paremmin karummilla, mahdollisesti syvemmillä rannoilla. Ruovikoiden määrä on vähentynyt esimerkiksi Vanhakylänlahdella ja LK-järvellä, joissa molemmissa alueen peltojen pinta-ala on kasvanut. Vanhakylänlahdella silkkiuikkukannat ovatkin lähes kadonneet. Toisaalta silkkiuikkujen määrä on laskenut myös Lamminperällä sekä Länsilahdella, joissa molemmissa ruovikoiden määrä on lisääntynyt.





Kuva 17. Laidunnus pienentää rantojen ruovikoita. LK-järven läheisyydessä alkanut karjanlaidunnus on pienentänyt alueen ruovikoiden määrää, kun lehmät talloivat ja syöivät sitä. Kuva: Maiju Ylönen 2018.

Myös kyhmyjoutsenten poikaset hyötyivät ruovikoiden määrän kasvusta, mutta myös niiden määrä oli hieman laskenut Vanhakylänlahdella. Ruovikoiden suhteen onkin tärkeää, että niiden koko ja rakenne pysyvät mosaiikkimaisena eivätkä ne valtaa liian suuria alueita, mikä johtaa rantojen pensoittumiseen, vaan ruovikoiden tulisi vesilintujen kannalta pysyä kosteikkomaisina (Below & Mikkola-Roos 2007).

Arzel *ym.* (2015) huomasivat tutkimuksessaan vesistöjen reunamilla olevien tiheiden metsiköiden myös vaikuttavan negatiivisesti vesilintujen parimääriin. Syynä tähän saattaa olla esimerkiksi alueen sulkeutuneisuus tai petoeläinten lisääntynyt uhka metsän läheisyydessä. Saaristossa esimerkiksi varikset ja minkit viihtyvät metsäisillä saarilla. Metsien koko vaikuttaa maaperän ravinnekierron nopeuteen, mikä puolestaan saattaa kiihdyttää tai hidastaa vesistöjen rehevöitymistä ja ruskettumista. Metsien pinta-ala korreloikin positiivisesti ruovikoiden määrän kanssa, mikä viittaa metsäisten ranta-alueiden umpeenkasvun ja metsittymisen väliseen yhteyteen. Telkkä kuitenkin tarvitsee puita vesialueen läheisyydessä, jonne se voi rakentaa pesänsä, jolloin sille olennaisimmat vesistöt ovat Aaslallakin metsäalueiden ympäröimiä. Telkän kannat osoittivat tässäkin tutkimuksessa hyötyvänsä metsien pinta-alan kasvusta vesistöjen ympärillä, kuten myös silkkiuikku ja kyhmyjoutsen. Tavi oli ainoa indikaattorilaji, joka karttoi metsäisiä rantoja. Tavi pesii ruovikkoon tai heinikkoon, toisin kuin kyhmyjoutsen ja silkkiuikku, jotka voivat rakentaa pesänsä hieman kauemmas rannasta. Tällöin metsän läheisyys voi tarjota pesärosvoille ja pedoille mahdollisuuden päästä helpommin tavin pesälle. Metsien

pinta-ala on laskenut Aaslalla 0,3km<sup>2</sup> ilmakuvioiden 1977 ja 2018 välillä, joten metsien pinta-alan kutistuminen tuskin pystyy selittämään silkkiuikku- ja telkkäkantojen pienentymistä. Niiden merkitys saaren vesilintujen pesimä- ja ravinnonhankintaympäristöjen kannalta on lähinnä välillinen.

#### 6.1.4 Kyhmyjoutsenten kannannousu

Kyhmyjoutsen on tutkimuksen ainoa indikaattorilaji, jonka kannat ovat nousseet läpi tutkimuskauden. Kyhmyjoutsenkantojen lisääntyminen on ollut voimakkainta 1990-luvulla ja lajin huippuvuodet olivat 2000-luvun taitteessa, kun vuonna 2000 Aaslalla laskettiin 9. vesilintulaskennan yhteydessä yhteensä 827 kyhmyjoutsenta ja vuonna 2001 pesiä 29 kappaletta (Saari 2015b). Sitten lajin kannat ovat laskeneet etenkin ankarien talvien jälkeen 1990-luvun alun tasolle eli noin 20 pesään, ja 2010-luvun ankarammat talvet ovat verottaneet poikasten henkiinjäämistä. Kyhmyjoutsenet eivät ole yhtä herkkiä rehevöitymiselle, kuin kokosukeltajat, sillä niiden pääasiallinen ravinnonhankinta tapahtuu niiden pitkän kaulan avulla matalilla vesistöalueilla, jossa pohjakasvillisuutta vielä esiintyy, toisin kuin syvemmillä vesipatsaissa. Niiden kannat ovat kasvaneet erityisesti Aaslan suurilla merialueilla, kuten Krampinraumalla ja Kimossa.

Krampinraumalla tapahtunut yleinen vesilintupopulaatioiden lasku ei ole vaikuttanut samalla lailla kyhmyjoutseniin. Kyhmyjoutsenten kannat ovat vuosikymmenten varrella vain vahvistuneet lähes kaikilla Aaslan laskenta-alueilla, joskin alueilla on havaittavissa pientä kantojen laskua verrattaessa kyhmyjoutsenen huippuvuosiin 2000-luvun vaihteessa. Kannat ovat nousseet läpi Suomen lisäksi myös muualla Euroopassa etenkin 1980-luvun jälkeen, jolloin Euroopassa tavattiin noin 30000 pesivää kyhmyjoutsenparia (Wieloch 1991). 2000–2013 Euroopan populaatiokooksi arvioitiin jo 173 000–243 000 kyhmyjoutsenta (Wetlands international, 2019). Suomessakin kyhmyjoutsenten määrä on kasvanut jokaisessa lintuatlaslaskennassa ja laji on levittäytynyt asteittain Suomen rannikkoa myöten pohjoiseen, jossa nykyisin tavataan kyhmyjoutsenia jo Perämeren pohjoisosia myöten (Valkama *ym.* 2011). Kyhmyjoutsenen nopeaan kannannousuun on monia syitä. Laji on rauhoitettu, sillä ei ole juuri luontaisia saalistajia, se on pitkäikäinen ja suurikokoinen, minkä lisäksi laji on hyötynyt leudontuneista talvista, vesistöjen rehevöitymisestä sekä levittäytynyt tehokkaasti myös ihmisasutuksen läheisyyteen (Wieloch 1991). Levinneisyysalue kasvaa ilmastonmuutoksen myötä pohjoisemmaksi, kun talvet lyhentyvät. Tässä tutkimuksessa kyhmyjoutsenten parimäärää selittivätkin parhaiten talvikuukausien korkea NAO-indeksi, jolloin myös seuraavan vuoden parimäärät olivat korkeammat. Leudommat talvet luultavasti vähentävät kyhmyjoutsenten kuolleisuutta ja tarjoavat keväisin aikaisempia avovesiä ravinnonhankintaan. Aikaisemmin alkanut pesintä edesauttaa poikasten selviämistä lentokykyisiksi, sillä poikaset oppivat lentämään vasta noin 4,5 kuukauden ikäisinä. Poikaset myös hyötyivät kuivista keväistä, mutta syitä tähän voi olla useita. Esimerkiksi tutkimuksen jääpäivät kuvaavat aina pesintää edeltävän talven jääpäivien lukumäärää, jolloin jääpäivät vaikuttavat enemmän kevään olosuhteisiin. Kyhmyjoutsenpoikasten kannalta olennaisempaa on jäiden myöhäinen tuleminen syksyllä, jotta ne

ennättävät kasvaa lentokykyisiksi, mikä kestää suhteellisen kauan, noin kolme kuukautta. Kyhmyjoutsenet tarvitsevatkin vähintään 180 jäätöntä päivää vuodessa (Väisänen *ym.* 1998; 60–61). Orhisaareissa tämä raja ei ole alittunut kertaakaan 1975–2015, mutta pohjoisemmissa olosuhteissa tämä asettaa maantieteellisen rajan kyhmyjoutsenen leviämislle. Aikaisemmat jäidenlähöt mahdollistavat kyhmyjoutsenten pesinnän ajoittumisen aikaisemmin keväälle, kun taas pitkien jäätalvien jälkeen kyhmyjoutsenten muuttoaalto saapuu myöhemmin näin lyhentäen pesintäaika. Esimerkiksi 2008–2009 leudot talvet kasvattivat poikastuottoa. Aaslalla tämä raja ei ole alittunut kertaakaan tutkimusjaksolla, mutta Suomen pohjoisilla merialueilla se määrittää rajat kyhmyjoutsenen leviämislle. Kyhmyjoutsenkannat ovat myös toipuneet kylmien talvien jälkeisistä kannanheilahteluista esimerkiksi silkkiuikkua paremmin.

Kyhmyjoutsen ilmaantuminen Suomen vesiekosysteemeihin on merkittävää jo populaatioiden koon puolesta, mutta myös koska kyhmyjoutsen on kooltaan ja kulutukseltaan huomattavasti muita vesilintuja suurempi. Erityisesti pesimäaikaan kyhmyjoutsenet puolustavat reviiriään aggressiivisesti muita eläimiä kohtaan ja esimerkiksi hättistelevät ja jahtaavat muita vesilintuja läheisyydestään (Lind 1984; Conover & Kania 1994). Conover & Kania (1994) tutkimuksessa huomattiin kyhmyjoutsenten hättistelevän muita vesilintuja tyypillisesti muutaman metrin päähän, mutta suurempikokoisia lintuja, kuten hanhia, kyhmyjoutsenet jahtasivat pidempään. Tutkimuksissa ei ole kuitenkaan osoitettu kyhmyjoutsenen vaikutusta muiden vesilintujen pesinnän onnistumiseen tai pesintäympäristön valintaan. Aaslallakaan kyhmyjoutsenten suuri määrän kasvu laskenta-alueilla ei ole suoraan vaikuttanut negatiivisesti ainakaan telkän, silkkiuikun tai tavin määriin, sillä esimerkiksi Hylkeenperällä kyhmyjoutsenten ilmestymisen jälkeen 1990-luvulla silkkiuikkupoikasten määrä on lisääntynyt ja muiden lajien kantojen lasku on ollut muiden laskenta-alueiden tasolla. Myös Pitkäniemessä kyhmyjoutsenen levittäytymisen myötä muiden vesilintujen määrät ovat jatkaneet omaa trendiään, tavin poikasmäärät ovat myös hieman lisääntyneet. Vanhakylänlahdella kyhmyjoutsenia on tavattu läpi koko 40-vuotisen laskentahistorian, mutta muiden vesilintujen määrät ovat pudonneet siellä tasaisesti joka vuosikymmen. Kyhmyjoutsenella ei siis välttämättä ole havaittavissa negatiivisia vaikutuksia tämän tutkimuksen lajeihin, vaan se saattaa aggressiivisuudellaan jopa edesauttaa joidenkin muiden lintujen pesinnän onnistumista pitäen tunkeilijat ja pesärosvot loitolla. Kyhmyjoutsenet syövät suuren kokonsa vuoksi paljon kasvibiomassaa, ja tutkimuksissa on huomattu vedenalaisten kasvien määrän vähentyneen vesistöillä, joilla kyhmyjoutsenia on paljon (esim. O’Hare *ym.* 2007; Gyimesi *ym.* 2011). Kyhmyjoutsenten suuri määrä matalalla vesialueella voi täten lisätä kilpailua muiden vesikasvillisuutta syövien vesilintujen kanssa, mikäli ravintoa on muutenkin rajallisesti, kuten voi olla esimerkiksi käynyt Vanhakylänlahdella.

### 6.1.5 Alueen vaikutus

Telkät, silkkiuikut ja kyhmyjoutsenet korreloivat positiivisesti alueen koon kanssa eli pareja ja poikasia tavataan enemmän suurilla laskenta-alueilla. Suurin korrelaatio löytyi silkkiuikuilla ja telkillä. Suuremmilta laskenta-alueilta löytyy useampia erilaisia elinympäristöjä ja rantoja, kuin pienemmiltä ja suuret alueet myös mahdollistavat suurempien populaatiokokojen ylläpidon, jolloin muiden lintulajien läsnäolo voi toimia vetovoimatekijänä (Hildén 1965; Rönkä *ym.* 2008). Telkkä ja silkkiuikku ovat sukeltajia, jolloin ne pystyvät hankkimaan ravintonsa syvästäkin vedestä, kun taas tavi on pienikokoinen puolisuikeltaja ja suosii matalampia ja pieniä vesistöjä. Tavien tiedetään viihtyvän pienemmissä ja karummissa vesistöissä ja olevan harvalukuisempia asutuksen läheisyydessä olevissa rehevissä, ruovikkoisissa järvissä (Väisänen *ym.* 1998; 76–77).

Aaslan järvillä vesilinnut ovat kaikonneet merialueille. Merialueista yksi jyrkimmistä vesilintupopulaatioiden laskuista on tapahtunut Aaslan itäpuoleisella Krampinraumalla, jossa on tyypillisesti laskettu kevään vesilintulaskennoissa Aaslan suurimmat kokonaisvesilintumäärät ja myös korkein Shannonin diversiteetti. Krampinrauman kokonaisvesilintumäärät ovat vähentyneet yli 40 % 1975–1984 ja 2005–2014 välillä ja myös telkkien, silkkiuikkujen ja tavien osalta kannat ovat pudonneet yli 50 %. 1975–1984 alueella tavattiin tyypillisesti lähes 90 telkkäparia ja 130 pesivää silkkiuikkua vuosittain, kun 2005–2014 jaksolla enää noin 40 telkkäparia ja 40 silkkiuikkuyksilöä. Krampinrauman maankäyttö on kuitenkin pysytellyt kohtuullisen muuttumattomana, ainoastaan ruovikot ovat hieman lisääntyneet ja rannoille on rakennettu kiinteistöjä. Alue on suojaisa, jyrkkien kallioreunamien ympäröimä merialue Aaslan Airiston puoleisella laidalla. Toiseksi runsaiten vesilintuja tavataan Aaslan vastakkaisella puolella Kimossa, joka on myös suuri ja syvä merialue. Kimolla tavattujen vesilintujen kokonaismäärä on jopa noussut vuosikymmenien 1975–1984 ja 2005–2014 välillä, kun useilla muilla Aaslan alueilla se on laskenut. Krampinrauman puolelta linnut ovat kenties siirtyneet läntiselle Kimon puolelle. Tosin Kimon alueella Shannonin diversiteetti-indeksi on laskenut 1975–1984 ja 2005–2014 välisenä aikana, kun se puolestaan Krampinraumalla on hieman lisääntynyt. Mitä enemmän lajeja ja mitä samankaltaisempia niiden esiintymismäärät aineistossa ovat, sitä suurempi indeksin arvo, jolloin syynä Kimon lintumäärien nousuun saattaisi olla esimerkiksi suurten yhdyskuntien, kuten merimetsojen tai valkoposkihanhien ilmestyminen alueelle. Krampinrauma on muodoltaan sulkeutuneempi kuin Kimo, jolloin vesiliikenteen vaikutus sen rantavyöhykkeeseen ja virtausdynamiikkaan on myös suurempi, minkä lisäksi Krampinrauma sijaitsee Airiston vilkkaan veneväylän reunalla. Laivojen kulkeminen Airistolla aiheuttaa vedenpinnan korkeuden vaihtelua, aallokkoa sekä voimakkaampia virtauksia, minkä lisäksi laivaliikenteestä aiheutuu melua (Pajala 2012; Sydänoja *ym.* 2012). Lisääntynyt rantavyöhykkeen eroosio pienentää esimerkiksi vedenalaisten kasvien biomassaa, mikä vaikuttaa kasveja syöviin vesilintuihin. Kasvibiomassan vähentyminen heikentää kaloille sopivien kutupaikkojen ja suojapaikkojen laatua, jolloin alueen kalakannat saattavat häiriintyä. Vesiliikenne myös aiheuttaa vedenalaista melua, jonka on todettu häiritsevän kaloja (Slabbekoorn *ym.* 2010).

Pohjasedimenttien sekoittuminen lisääntyneen vesiliikenteen myötä myös samentaa vettä ja vähentää sen näkösyvyyttä, mikä vaikuttaa sukeltajasorsien ravinnonhankintaan (Rönkä *ym.* 2005). Sedimenttien sekoittuminen vapauttaa pohjaan kertyneet ravinteet takaisin vesimassaan, mikä osaltaan pahentaa alueellista rehevöitymistilannetta. Krampinraumalla osasyynä vesilintujen vähentymiseen saattaa olla vesiliikenteen aiheuttaman eroosion myötä pienentyneet tai muuttuneet kalakannat, näkösyvyyden huonontuminen, rehevöitynyt vesi sekä vesikasvillisuuden vähentyminen. Myös liikenteestä syntyvä melu itsessään saattaa häiritä lintuja etenkin pesimäaikana, tosin esimerkiksi Arabianrannan rakennusprojektin yhteydessä teetetyn selvityksen mukaan linnut eivät yleisesti häiriinny melusta, vaan saattavat lähteä lentoon äkillisen, voimakkaan äänen seurauksena (Hirvonen & Mikkola-Roos 1996). Vesiliikenteen aiheuttama melu on usein kuitenkin tasaisempaa, eikä suoraan vaikuttane vesilintujen pesintään.

2000-luvun taitteen jälkeen Aaslan pihapiirien koko on kasvanut, mikä on huomattavissa erityisesti ranta-alueilla. Pihapiirien koon lisääntyminen liittyy kesämökkien rakentamiseen, mikä on ollut intensiivisintä Pitkäniemessä Aaslan etelärannalla. Pihapiirit vaikuttivat kevään lintulaskentojen lukumääriin negatiivisesti, mikä kertoo pihapiirien koon kasvun mahdollisesti selittävän osan lintukantojen vähentymisestä. Myös silkkiuikun ja tavin parimäärät vähentyivät pihapiirien lisääntyessä. Pihapiirien koon kasvu ei kuitenkaan yksin selitä lintukantojen pientymistä, sillä vaikka tavin parimäärällä ja pihojen pinta-alalla havaittiin olevan negatiivinen yhteys, taveja on tavattu 2005–2014 enemmän verrattuna 1975–1984 väliseen aikajaksoon esimerkiksi Pitkäniemellä, jossa rantarakentaminen on ollut erityisen intensiivistä ja ihmisen vaikutus alueella kasvanut. Osa lintulajeista voi myös hyötyä ihmisen läsnäolosta. Telkkäparit osoittivat tutkimuksessa hyötävänsä pihapiirien pinta-alan kasvusta. Telkkien ja pihapiirien yhteys saattaa liittyä esimerkiksi ihmisten rakentamiin telkkäpönttöihin (kuva 18). Telkkä vaatii pesintään puussa olevan kolon tai ihmisen rakentaman pöntön, jolloin ranta-asutuksen lisääntyessä myös pesäpönttöjen määrän lisääntyminen voi edesauttaa kannan nousua. Pönttöjen määrän lisääntyminen ei ole huomattavissa kantojen nousuna Aaslalla, mutta voi osittain selittää sitä, miksi telkkäkannat eivät ole laskeneet yhtä jyrkästi kuin silkkiuikun, joka puolestaan pesii ruovikkoon rakentamassaan kelluvassa pesässä. Myös silkkiuikun ja kyhmyjoutsenen poikaset hyötyvät pihapiirien pinta-alan kasvusta, mikä saattaa osittain selittää esimerkiksi muuten vähentyneen silkkiuikun poikastuoton kohentumista Pitkäniemellä. Ihmiskasutuksen läsnäolo voi esimerkiksi karkottaa pesiviä pareja, mutta suojella poikasia pesärosvoilta.





Kuva 18. Telkän pönttö Aaslalla. Ihmiset voivat myös parantaa toimillaan elinympäristön laatua esimerkiksi lisäämällä pesimispaikkoja. Kuva: Maiju Ylönen 2019.

Kun tarkasteltiin muutoksia kevään vesilintulaskentojen määrissä eri laskenta-alueiden välillä, huomattiin esimerkiksi 70 % laskua lintumäärissä sekä Lamminperällä että Vanhakylänlahdella. Lamminperällä ja Vanhakylänlahdella tapahtuneita maankäytön muutoksia tarkasteltaessa huomattiin kuitenkin muutosten olevan täysin vastakohtaisia, sillä kun peltojen pinta-ala lisääntyi Vanhakylänlahdella, pienentyi se Lamminperällä ja ruovikoiden osalta pinta-alat vuorostaan kasvoivat Lamminperällä ja pienentyivät Vanhakylänlahdella. Pihapiirien määrissä ei kummallakaan alueella ollut tapahtunut kovin suuria muutoksia. Myös se, että suurimmat maankäytön muutokset ovat tapahtuneet Pitkäniemen lisäksi Rikkomerellä ja Sydänmaanjärvellä, joissa kummassakaan ei ole tapahtunut yhtä suurta muutosta vesilintukannoissa verrattuna muihin laskenta-alueisiin, kertoo mahdollisesti maankäytön vähäisestä merkityksestä vesilintumääriin kokonaisuutena. Tuloksista voi ymmärtää sen, että kokonaislintumäärät eivät välttämättä ole riippuvaisia yksittäisen alueen maankäytöstä, vaikka se yksittäiselle lajille voikin olla merkityksellistä. Yleisesti laskeneet lintukannat eivät välttämättä selity maankäytön alueellisilla muutoksilla.

### 6.1.6 Rehevöityminen

Silkkiuikkukantojen arvioidaan Aaslalla olleen huipussaan 1970-luvun alkupuolella, jonka jälkeen ne romahtivat 1980-luvun puolivälissä, eivätkä enää ole nousseet romahdusta edeltävälle tasolle (Saari 2015a). 1980-luvun ankarat talvet Euroopassa 1984–85 sekä 1986–87 romahduttivat silkkiuikkujen kantoja niiden talvehtimisalueilla, mikä huomataan kyseisten talvien jälkeisissä pari- ja poikasmäärien laskussa. Myös talvi 2009–2010 oli erityisen kylmä. Syitä siihen, miksi kannat jäivät 1980-luvun jälkeen alhaiselle tasolle ja ovat yhä sen jälkeinkin laskeneet, voi olla monia. Esimerkiksi liikarehevöitymisen tiedetään vaikuttavan negatiivisesti useisiin erityisesti eutrofisissa vesistöissä viihtyviin vesilintulajeihin, kuten silkkiuikkuihin ja telkkiin (esim. Rönkä *ym.* 2005; Pöysä *ym.* 2013; Lehikoinen *ym.* 2016). Rehevissä vesistöissä viihtyvien vesilintujen kannat ovat laskeneet vähäravinteisia vesistöjä suosivia lintulajeja enemmän, ja rehevien vesistöjen lintupopulaatiot ovat vähentyneet noin puoleen 1990-luvulta. Telkkä on perinteisesti tunnettu oligotrofisten, karujen järvien lintuna, mutta on levittäytynyt tehokkaasti myös rehevöityneisiin järviin (Väisänen *ym.* 1998; 100–101). Kuitenkin rehevöitymisen kynnsarvon ylityttyä myös niiden kannat laskevat silkkiuikun tavoin. Liikarehevöitymisen myötä veden näkösyvyys huonontuu, rantakasvillisuus lisääntyy ja pienemmät vesialueet kasvavat umpeen, jolloin vesilintujen uiminen ja pesiminen hankaloituu (Rönkä *ym.* 2005). Liikarehevöitymisestä johtuen valomäärä vesipatsaassa vähentyy, mikä vaikuttaa vesiekosysteemeihin ja vesikasvillisuuden koostumukseen, kuten uposkasvien määrään. Uposkasvit puolestaan ovat useiden sukeltajasorsien ravintoa ja ylläpitävät elinympäristöjä vedenalaisille eliöille, kuten kotiloille. Vesistöjen rehevöityessä särkikalojen määrä vesistöissä lisääntyy (Särki, s.a.). Särkikalojen määrän kasvu puolestaan voi lisätä kilpailua ravinnosta, sillä särjet syövät monien vesilintujen tapaan pohjaeläimiä ja uposlehtisiä kasveja. Kilpailun lisäksi esimerkiksi Sammalkorpi *ym.* (2013) havaitsivat suurien särkikalopopulaatioiden vaikuttavan erityisen negatiivisesti pohjakasvillisuutta ja pohjaeläimiä syövien sukeltajasorsien pari- ja poikasmääriin johtuen särkikalojen yhteydestä vesistön yleiseen heikkoon happitilanteeseen, umpeenkasvuun ja pohjakasvillisuuden vähentymiseen. Kalojen kokonaisuudessa ja tavien poikasmäärillä huomattiin olevan negatiivinen korrelaatio, ja kilpailu ravinnosta etenkin ahvenien kanssa voi lajista riippuen vaikuttaa sukeltajasorsien menestymiseen (Väänänen *ym.* 2012).

Kalojen sekä rehevöitymisen vaikutus vesilinnustoon korostuu järviolueilla, jotka ovat kooltaan pienempiä ja suljetumpia kuin merialueet, jossa vesipatsas sekoittuu tehokkaammin ja esimerkiksi happikadon syntyminen kestää kauemmin. Aaslan järvillä vesilintujen biodiversiteetti on yksipuolistunut merialueita enemmän 40-vuoden aikana. Sekä telkän että silkkiuikun kannat ovat laskeneet olemattomiin, esimerkiksi telkkäpoikueita ei ole kaudella 2005–2014 tavattu L2-järveä ja Paskalahtea lukuun ottamatta millään Aaslan järvistä, vaikka 1975–1984 poikasia tavattiin myös esimerkiksi Sydänmaajärvellä ja LK-järvellä. Silkkiuikkupoikueita ei kaudella 2005–2014 tavattu enää millään Aaslan järviolueista, kuten myös Saari (2015a) on havainnut. Vaikka tavin ja telkän kannat ovat

laskeneet, muutos silkkiuikkujen kohdalla on ollut jyrkempää ja laji on käytännössä kokonaan siirtynyt järviltä merialueille. Tämä kertoo yleisestä järvien ja kosteikkojen tilan laskusta saaristossa, johon saattaa rehevöitymisen ja kalalajiston yksipuolistumisen lisäksi liittyä myös umpeenkasvu ja vesien ruskettuminen. Esimerkiksi soiden ojituksen jälkeen ruovikoitumaan alkanut Sydänmaanjärvi on tyystin tyhjentynyt silkkiuikuista, minkä lisäksi sen Shannonin diversiteetti on myös laskenut lähelle nollaa 2005–2014 aikajaksolla. Myös Meinikkalanjärvellä ja L2-järvellä silkkiuikkujen, telkkien ja tavien määrät ovat laskeneet. L2-järvellä ruovikot ovat alkaneet metsittymään reunoiltaan, jolloin vapaan veden ala pienentyy ja mosaiikkimainen, kosteikkomainen rantaruovikko pienentyy.

Saaristomeren rehevöitymisen myötä ilmiö on ajankohtainen myös merialueilla, joissa lajistonmuutokset niin kala- kuin vesikasvilajeissakin saattavat johtaa samankaltaisiin muutoksiin etenkin matalammilla alueilla ja sisäsaaristossa. Silkkiuikkujen, telkän ja tavien kantojen muutoksissa Aaslalla rehevöityminen saattaa olla yksi suurimmista yksittäisistä tekijöistä, joka sekin saa alkunsa monien tekijöiden yhteisvaikutuksesta, kuten maankäytön muutoksista ja maatalouden kuormituksesta.

#### 6.1.7 Mahdolliset muut syyt

Vesilintujen pesintämenestykseen vaikuttavat myös pienpedot ja niiden leviäminen uusille elinalueille. Esimerkiksi ulkosaaristossa, jossa jotkut vastaavanlaisiin saalistajiin tottumattomat linnut pesivät esimerkiksi helposti saavutettavissa olevilla kallioilla ja rannoilla, pienpetojen aiheuttamat pesätappiot ovat osoittautuneet yhdeksi suurimmista syistä populaatioiden laskulle (Vösa *ym.* 2017). Tällaisia vieraslajeja saaristossa ovat esimerkiksi minkki ja supikoiria. Minkki syö pääasiassa kalaa, mutta etenkin maassa pesivät linnut ja niiden munat ovat minkille helppoa ravintoa (Salo 2009). Näin ollen minkin läsnäolo saarella voi laskea lintukantoja suoraan pesärosvoamisella tai välillisesti kilpailemalla niiden kanssa samasta ravinnosta, kuten sammakoista, pikkunisäkkäistä ja selkärangattomista. Minkkien poistotoimenpiteet saaristossa ovat nostaneet useiden vesilintujen, kuten karikukkojen, sotkien ja kalalokkien määriä, mikä kertoo minkin merkittävästä vaikutuksesta linnustoon (Nordström *ym.* 2003; Banks *ym.* 2008). Minkki vaikuttaa saariston ekosysteemeihin niin petona kuin kilpailijanakin. Aaslalla tavataan minkkejä, supikoiria, oravia sekä kettuja, jotka kaikki osaltaan saalistavat pesiviä lintuja, mutta niiden kannat ovat pieniä ja pysytelleet tasaisina, joten niiden aiheuttamat muutokset lintukantoihin tuskin ovat olleet koko ilmiön taustalla (Rönkä *ym.* 2005). 2000-luvulla Aaslalle on ilmestynyt kuitenkin näätä, jotka ovat voineet rosvota telkänpönttöjä ja laskea näin telkän pesintämenestystä saarella (Saari, suullinen tiedonanto 1.11.2019).

Lokkikannat saattavat vaikuttaa alueen muuhun linnustoon, sillä ne saattavat joko hyödyttää pesinnän onnistumista toimimalla niin kutsuttuina sateenvarjolajeina (engl. *umbrella species*) tai lokit saattavat syödä muiden lajien poikasia. Useat vesilintujen kannat ovat korkeampia vesialueilla, joilla pesii runsaasti lokkeja (Väänänen 2001; Arzel *ym.* 2015; Kurvinen *ym.* 2016, Pöysä *ym.* 2019b). Lokit pesivät



suurina yhdyskuntina, jotka reagoivat pienpetoihin ja petolintuihin aggressiivisesti, jolloin myös ruovikossa tai lähistöllä pesivät vesilinnut havaitsevat saalistajan ajoissa eikä niillä kulu yhtä paljon energiaa ympäristön tarkkailuun kuin pesittäessä ilman lokkiyhdyskuntaa. Näin enemmän poikasia jää henkiin. Pöysä *ym.* (2019b) korostaa erityisesti naurulokkiyhdyskuntien merkitystä niitä ympäröiville lintuyhteisöille. Toisaalta osa lokkilajeista, erityisesti harmaalokki, myös syö nuoria linnunpoikasia ja munia, jolloin suuri harmaalokkiyhdyskunta voi myös laskea pesintämenestystä. Aaslan naurulokki-, harmaalokki-, kalalokki- ja merilokkipopulaatiot ovat tasaisia tai kasvavat, tosin aineisto päättyy 2000-luvun alkuun muiden lajien, paitsi kalalokin osalta. Naurulokkien on huomattu kadonneen Euroopassa monin paikoin, syinä pidetään esimerkiksi maatalouden muutoksia, ympäristömyrkyjä sekä petojen lisääntymistä (esim. Poprach *ym.* 2016). Puolisukeltajasorsien on huomattu erityisesti pesivän pienien lokkien yhdyskuntien lähetyvillä (Väänänen *ym.* 2016; Pöysä *ym.* 2019b). Tavit eivät tosin pysty valitsemaan pesänsä sijaintia ruovikossa lokkiyhdyskunnan sijainnin mukaan, sillä niiden hautomisaika on huomattavasti lokkeja aikaisemmin. Telkkien ei Pöysä *ym.* (2019b) tutkimuksessa huomattu hyötyvän lokkiyhdyskuntien läsnäolosta, mikä johtunee telkkien pesinnästä pönttöön tai puunkoloon. Tavit ovat alttiimpia maapedoille, joten lokkiyhdyskunnat pesän lähetyvillä luultavasti kuitenkin edesauttavat poikastuottoa. Kokosukeltajat, kuten silkkiuikku, puolestaan tarvitsevat syvempiä vesiä ylipäättään eivätkä välttämättä löydä tarpeeksi ravintoa lokkien suosimista vesiympäristöistä. Lokkien vaikutus tämän tutkimuksen vesilintulajeihin ei välttämättä ole merkittävä, mutta lokkiyhdyskuntien vaikutusta vesilintujen yleisiin määriin ja muihin maalla tai ruovikossa pesiviin vesilintuihin niiden määrä on yhteydessä.

## 6.2 Saaristomeren biodiversiteetin ja elinympäristöjen ylläpito ja tutkimus

Aasla edustaa tarjoamiltaan elinympäristöiltä ja olosuhteiltaan tyypillistä Saaristomeren sisäosien saarta, minkä lisäksi sen ympärillä sijaitsevat pienemmät saaret ja karummat kallioiset osat tarjoavat elinympäristöjä myös välisaaristossa viihtyville vesilinnuille. Muutokset saarella kuvaavat yleisesti hyvin myös muualla Saaristomerellä tapahtuvia muutoksia maankäytössä, ilmastossa ja ympäristön yleisessä tilassa. Aasla ei ole siltayhteyden puuttumisesta huolimatta täysin eristynyt mantereesta ja ihmistoiminnasta, mutta toisaalta siellä ei myöskään ole taajamia tai palvelukeskittyviä, jolloin olosuhteet vastaavat tyypillistä asutuskeskusten ulkopuolella sijaitsevaa, kuitenkin asuttua Saaristomeren saarta.

Itämeren rehevöitymisestä on puhuttu jo kauan ja asian eteen on tehty niin Suomessa kuin kansainvälisestikin paljon (HELCOM, 2018; Korpinen *ym.* 2019). Pitkäjänteisen merenhoidon ja -tutkimuksen tulokset näkyvät Itämeren tilassa hitaasti, mutta jo nyt on havaittavissa ravinnekuorman vähentymisestä johtuvaa paikoittaista parantumista esimerkiksi Merenkurkussa, Selkämerellä ja Ahvenanmaalla. Yhtä lailla pitkäjänteistä työskentelyä vesistöjen tilan parantamiseksi tarvitaan myös merialueiden ulkopuolella, eli saariston ja rannikkoseutujen järvillä ja kosteikoilla. Aaslan sisävesien

tilan lasku näkyy niiden yleisen biodiversiteetin vähenemisenä ja erityisesti sukeltavien vesilintujen katoamisena järviolueilta ja kosteikoilta lähes kokonaan. Tällaisten pienempien vesistökohteiden tilan parantamiseksi ei välttämättä tarvita laajoja kansainvälisiä hankkeita, vaan jo pienempimuotoisella, mutta systemaattisella hoidolla alueiden luonnon monimuotoisuutta ja hyvinvointia voidaan parantaa.

Luonnonsuojelualueet mielletään usein ihmistoiminnalta suljetuiksi, rauhoitetuiksi alueiksi. Luonnonsuojelu voi kuitenkin tapauksesta riippuen myös hyötyä ihmisen läsnäolosta ja toiminnasta alueella. On eri asia suojella vanhoja lehto- ja kangasmetsiä ja niiden lahpuusta riippuvaisia ekosysteemejä, kuin ihmistoiminnasta riippuvaisten luontotyyppien lajeja ja ekosysteemejä. Esimerkiksi perinnebiotoopeissa elävät, avoimissa maisemissa ja rantaniityillä viihtyvät lajit hyötyvät merkittävästi pienimuotoisesta karjanlaidunnuksesta ja niitosta, minkä lisäksi kyseiset hoitotoimenpiteet parantavat tyypillisesti niiden läheisyydessä sijaitsevien vesistöjen ekologista tilaa (Mussaari 2013; Lehikoinen *ym.* 2017). Rantalaidunnuksella on Saaristomerelläkin pitkät kulttuurihistorialliset juuret, jolloin ihminen itsessään on jo osa elinympäristöjä. Kulttuurihistoriallisten maisemien hoito ja luonnonsuojelu hyödyttävät tällaisissa elinympäristöissä toisiaan. Vesistöjen tilan kohentumisen ja rantojen avoimuuden lisääntyminen lisäävät biodiversiteettia vesistöalueilla, minkä lisäksi perinnebiotooppien hoito lisää myös kasvillisuuden monimuotoisuutta ja (esim. Lindgren 2001). Tässäkin tutkimuksessa havaittiin, ettei ihmisasutuksen lisääntyminen saariston ranta-alueilla välttämättä ole syy vesilintukantojen romahduksen taustalla, vaan ihminen saattaa toiminnallaan edesauttaa vesilintujen lisääntymistä esimerkiksi lisäämällä pesimispönttöjä, pyydystämällä pienpetoja sekä pitämällä alueita avoimina. Vaikka ihmisellä on väestönkasvun myötä lisääntyvä vaikutus luonnontilaisten elinympäristöjen tilaan ja ratkaiseva asema näiden elinympäristöjen säilyttämisen ja tulevaisuuden kannalta, on ihmisellä myös mahdollisuus luoda ja mahdollistaa uusien elinympäristöjen syntymistä ja ylläpitää ihmistoiminnasta riippuvaisten elinympäristöjen tilaa. Saaristomeren alueella perinnebiotooppien hoitoa harjoittavat esimerkiksi Metsähallitus, Arkipelagia-seura, WWF sekä Suomen luonnonsuojeluliitto (Saaristomeren luonto, 2019).

Ilmaston lämpeneminen siirtää useiden lajien levinneisyysalueita kohti pohjoista ja lisää Suomessa talvehtivien lintujen määrää (Brommer *ym.* 2012; Mikkola-Roos *ym.* 2018). Saaristomeri sijaitsee eteläisessä osassa Suomea, jolloin talvien lämpenemisen myötä alueella talvehtivien lintujen kannat tulevat nousemaan luultavasti koko maan mittakaavassa ensimmäisten joukossa. Kun talvehtimispopulaatioiden määrä kasvaa, on ensisijaisen tärkeää varmistaa niille tarjolla olevien elinympäristöjen hyvä laatu (Lehikoinen *ym.* 2013). Kun entistä useammat, aiemmin esimerkiksi Tanskan, Saksan tai Ranskan rannikolla talvehtineet vesilinnut viettävät talviaikansa Suomessa, on todennäköistä että kannoissa tapahtuu muutoksia. Jo muuttomatkoihin kuluvan energian säästyminen luultavasti edesauttaa lintujen lisääntymispotentiaalia, toisaalta talvehtiminen heikkolaatuisissa ja tyypillisiä talvehtimisalueita vastaamattomissa vesistöissä voi puolestaan laskea lisääntymismenestystä

ja nostaa kuolleisuutta sekä yksilö- että yhteisötasolla. Mikäli Suomessa ja Saaristomerellä tavattavien vesistöjen tila on parempi kuin se on ollut aikaisemmillä talvehtimisalueilla, voitaisiin arvioida vesilintukantojen nousevan. Nyt tapahtunut muutos 2000-luvun taitteen jälkeen on kuitenkin ollut laskusuhdanteinen puolisuikelta- ja sukeltajasorsien kohdalla, jolloin tarjolla olevien elinympäristöjen tila ei luultavasti ole tyydyttänyt vesilintujen ravinnonhankinta- ja pesimistarpeita. Toisin on kuitenkin tapahtunut esimerkiksi joutsenien ja hanhien saralla, joiden määrät ovat nousseet tai pysytelleet vakaina (Vösä *ym.* 2017). Tällöin vesilintujen kokonaismäärissä ei välttämättä tapahdu muutosta, mutta luonnon monimuotoisuus ja vesilintujen biodiversiteetti pienentyy (Pöysä *ym.* 2019a). Siksi olisikin tärkeää kiinnittää erityistä huomiota sukeltavien lintujen suosimiin pienvesistöihin, niiden rehevöitymistilanteeseen ja umpeenkasvuun.

Ilmakuvien käyttö yhdessä muiden biologisten havaintoaineistojen kanssa antaa kattavan kuvan koko ilmiöstä verrattuna tilanteeseen, jossa käytettäisiin ainoastaan ilmakuvia tai ainoastaan kenttätutkimuksilla kerättyä aineistoa (esim. Mussaari 2013). Ilmakuvien avulla tässäkin tutkimuksessa pystyttiin havainnoimaan maankäytössä tapahtuneita muutoksia, joiden mittaaminen kentällä näin suuressa mittakaavassa olisi ollut käytännössä mahdotonta. Toisaalta ilma kuva edustaa täydellisesti ainoastaan hetkeä, jolloin kuva on otettu, minkä vuoksi nopeat muutokset ympäristössä saattavat jäädä huomaamatta, ellei ilmakuvausta toisteta säännöllisesti. Ilmakuvauksen hintojen lasku teknologian kehittymisen myötä ja ilmakuvauksen kasvava suosio myös harrastepiireissä luovat kuitenkin kehitysmahdollisuuksia ilmakuvien käytölle tutkimuksessa ja ympäristön seurannassa. Esimerkiksi vesivarojen mittaus ja seuranta on helpottunut, kun droneilla ja aikaisempaa edullisemmillä mittauslaitteilla aineiston tuottaminen ei ole yhtä kallista ja hidasta, kuin aiemmin (Vesivarojen... 2019). Ilmakuvien lisäksi monien seurantamenetelmien automatisointi on tehnyt ympäristön laadun ja tilan seurannasta entistä tehokkaampaa, kun aineistoa pystytään keräämään aiempaa tarkemmin ja tiheämmin, minkä lisäksi aineisto on usein heti käytettävissä (Huttula *ym.* 2009). On kuitenkin tärkeää tunnistaa myös perinteisten, kenttätutkimuksiin ja maastohavaintoihin perustuvien aineistojen merkitys. Ilman vuosikymmenten aikana manuaalisesti kerättyä vesilintuaineistoa meillä olisi ainoastaan karkeita arvioita vesilintujen todellisista määristä, eikä kaikkea maastotyötä pysty korvaamaan kaukokartoituksella. Kaukokartoitusaineistot ja kenttäaineistot täydentävät toinen toisiaan ja niiden hyödyntäminen yhdessä antavatkin tutkimukselle laajemman perspektiivin. Ympäristön tilan tutkimuksessa ilmiöt eivät usein ole lineaarisia, jolloin on tärkeää ymmärtää kokonaisuuksia ilmiöiden takana.

## 7. Johtopäätökset

Vesilintujen kannat ovat laskeneet Aaslalla kiihtyen etenkin 2000-luvun vaihteen jälkeen. Poikkeuksen tekee kyhmyjoutsen, jonka kannat kasvavat edelleen. Suurin muutos on tapahtunut silkkiuikkujen ja telkkien kannoissa, jotka ovat molemmat kokosukeltajia ja näin ollen kärsivät puolisukeltajia enemmän esimerkiksi vesistön näkösyvyyden heikentymisestä ja ruovikoitumisesta. Vesilinnut ovat siirtyneet järviltä merialueille ja Aaslan itäpuolelta länsipuolelle, minkä taustalla saattaa olla rehevöitymisen ja muutokset lintujen ravintona käyttämien eliöiden määrissä.

Aaslan maankäytössä tapahtuneet muutokset liittyvät lisääntyneeseen asutukseen ja kesämökkien määrän kasvuun. Myös joitain peltoja on otettu uudelleen viljely- ja laidunnuskäyttöön, mikä on nähtävissä alueen ruovikoiden pinta-alan vähenemisenä. Maankäytön muutokset eivät kuitenkaan yksin riitä selittämään vesilintupopulaatioiden muutoksia, sillä laskenta-alueiden väliset muutokset saattavat olla ristiriidassa keskenään ja silti kärsiä yhtä lailla vesilintukadosta.

Jääpäivien lukumäärä on vähentynyt ja vuoden keskilämpötila noussut noin 0.5 °C/vuosikymmen. Myös vuosien sademäärät ovat nousussa. Talvikausien lämpeneminen hyödyttää kaikkia sorsalajeja vähentämällä talvikuolleisuutta, mutta erityisesti kyhmyjoutsenten poikastuotto kasvoi vähentyneiden jääpäivien myötä. Ilmaston lämpenemisellä on positiivinen vaikutus poikastuottoon, mutta saattaa toisaalta kiihdyttää muita negatiivisia ilmiöitä, kuten vieraslajien leviämistä ja liikarehevöitymistä.

Luonnon monimuotoisuuden kannalta on hälyttävää, että sukeltaja- ja puolisukeltajasorsien suosimien elinympäristöjen laatu on huomattavasti laskenut. Tällöin kyseisten lajien määrä laskee joidenkin muiden lajien määrien kasvaessa, jolloin biodiversiteetti köyhtyy. Ihmistoiminnalla voidaan sekä edesauttaa- että huonontaa sukeltaja- ja puolisukeltajasorsien suosimien vesistöjen tilaa. Karjanlaidunnus, niitto ja rantaniittyjen ylläpito ovat osoittautuneet vesistöjen tilaa parantaviksi tekijöiksi. Ilmastonmuutoksen myötä kiihtynyt rehevöityminen yhdessä umpeenkasvun ja ruovikoitumisen kanssa puolestaan heikentävät elinympäristöjen tilaa.

## **8. Kiitokset**

Haluan kiittää erityisesti Lennart Saarta kaikesta avusta tutkimuksen teossa, lukuisista mielenkiintoisista keskusteluista ja mukavista kenttäpäivistä Aaslaluodolla.

Suuri kiitos myös Suomen luonnonsuojelun Säätiön myöntämästä apurahasta. Tutkimukseni on saanut apurahan Suomen luonnonsuojelun säätiön Rafael Kuusakosken muistorahastosta.

## 9. Lähteet

- Aasla-Kramppi (2013). Natura 2000 tietolomake koodi FI0200038. *Ympäristöhallinto*. <[https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura\\_2000\\_alueet/AaslaKramppi\(5265\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura_2000_alueet/AaslaKramppi(5265))> Luettu 21.10.2019.
- Ajosenpää, T., R-L. Petterson, K. Salminen & E. Strandman (2015). Rymättylän ja Maskun yleissuunnitelma. *Raportteja* 822015. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 100s.
- Arzel, C., L. Dessborn, H. Pöysä, J. Elmberg, P. Nummi & K. Sjöberg (2014). Early springs and breeding performance in two sympatric duck species with different migration strategies. *Ibis* 156, 288–298.
- Arzel, C., M. Rönkä, H. Tolvanen, N. Aarras, M. Kamppinen & P. Vihervaara (2015). Species diversity, abundance and brood numbers of breeding waterbirds in relation to habitat properties in agricultural watershed. *Annales zoologici fennici* 52:1-2, 17–32.
- Alaluhta, J. (2008). Selkämeren rannikkovesien tila, vesikasvillisuus ja kuormitus – rehevöitymistarkastelu. *Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 9. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 111 s.
- Amat, J. & A. Green (2010). Waterbirds as bioindicators of environmental conditions. *Teoksessa* Hurford, C., M. Schneider, & I. Cowx. (toim.): *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies*, 45-52. Springer Netherlands.
- Arcese, P. & J. Smith (1988). Effects of population density and supplemental food on reproduction in song sparrows. *Journal of animal ecology* 57, 119–136.
- Auvinen, A-P. & H. Toivonen (2006). Biodiversiteetin seuranta ja indikaattorit. *Suomen ympäristö* 33. Suomen ympäristökeskus, 77 s.
- Balvanera, P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J-S He, N. Tohru, D. Raffaelli & B. Schmid (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters* 9, 1146-1156.
- BACC II (2015). *Second assessment of climate change for the Baltic sea basin*. Springer Cham, 501 s.
- Banks, P. B., M. Nordström, M. Ahola, P. Salo, K. Fey & E. Korpimäki (2008). Impacts of alien mink predation on island vertebrate communities of the Baltic Sea Archipelago: review of a long-term experimental study. *Boreal environmental research* 13: 3-16.
- Below, A. & M. Mikkola-Roos (2007). Reed bed birds. *Teoksessa*: Ikonen, I. & E. Hagelberg (toim.): *Read up on reed!* Lounais-Suomen ympäristökeskus, 40–45.
- Bergman, G. (1969). Linnut ja saaristomme. Söderström & C:o, Helsinki. 241 s.
- Björk, R. G. & U. Molau (2007). Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. *Arctic, Antarctic, and Alpine research* 39:1, 34-43.
- Bókony, V., Z. Barta & Z. Végvári (2019). Changing migratory behaviors and climatic responsiveness in birds. *Frontiers in ecology and evolution* 7:89.
- Boves, T., A. Rodewald, D. Buehler, J. Larkin, T. B. Wigley, P. D. Keyser (2015). Habitat quality from individual- and population-level perspectives and implications for management. *Wildlife society bulletin* 39:2, 443-447.
- Brommer, J-E., A. Lehikoinen & J. Valkama (2012). The breeding ranges of central European and arctic bird species move poleward. *Plos one* 7:9, 1-7.
- Clausen, K. & P. Clausen (2014). Forecasting future drowning of coastal waterbird habitats reveals a major conservation concern. *Biological conservation* 171, 177-185.

- Conover, M. R. & G. S. Kania (1994). Impact of interspecific aggression and herbivory by mute swans on native waterfowl and aquatic vegetation in New England. *The auk* 11: 744-748.
- Coulson, T., T. G. Benton, P. Lundberg, S. R. X. Dall, B. E. Kendall & J.-M. Gaillard (2006). Estimating individual contributions to population growth: evolutionary fitness in ecological time. *Proceedings of the royal society B* 273, 547-555.
- Dahiya, M. P. (2005). Biodiversity Conservation. Pragn publications, New Delhi. 272 s.
- EASAC (2009) Ecosystem services and biodiversity in Europe. *EASAC policy report*. The Royal Society. 69 s.
- Elmberg, J., C. Arzel, G. Gunnarsson, S. Holopainen, P. Nummi, H. Pöysä & K. Sjöberg (2019). Population change in breeding boreal waterbirds in a 25-year perspective: what characterises winners and losers? *Freshwater biology* 2019:00, 1-11.
- Forero-Medina, G., L. Joppa & S.L. Pimm (2010). Constraints to species' elevational range shifts as climate changes. *Conservation biology* 25:1, 163–171.
- Franklin, A., D. Anderson, R. J. Gutiérrez & K. Burnham (2000). Climate, habitat quality, and fitness in northern spotted owl populations in northwestern California. *Ecological monographs* 74:4, 539–590.
- Furman, E., M. Pihlajamäki, P. Välipakka & K. Myrberg (2014; toim.) *Itämeri – ympäristö ja ekologia*. Suomen ympäristökeskus. < <http://hdl.handle.net/10138/45077> >
- Furness, R.W. & C. J. Camphuysen (1997). Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of marine science* 54, 726–737.
- Goss-Custars, J. D., R. W. G. Caldow, R. T. Clarke & A. D. West (1995). Deriving population parameters from individual variations in foraging behaviour. II. Model tests and population parameters. *Journal of animal ecology* 64, 277-289.
- Green, A. & J. Elmberg (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological reviews* 89, 105-122.
- Gyimesi, A., P. P. de Vries, T. de Boer & B. A. Nolet (2011). Reduced tuber banks of fennel pondweed due to summer grazing by waterfowl. *Aquatic botany* 94: 24–28.
- HELCOM (2013). Climate change in the Baltic Sea Area: HELCOM thematic assessment in 2013. *Baltic sea environment proceedings* 137. 66 s.
- HELCOM (2018). State of the Baltic Sea – second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic sea environment proceedings* 155. 155 s.
- Hildén, O. (1965). Habitat selection in birds. A review. *Annales zoologici fennici* 2, 53–75.
- Hildén, O. & M. Hario (1993). *Muuttuva saaristolinnusto*. Forssan kirjapaino. 317 s.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427–432.
- Hirvonen, H. & M. Mikkola-Roos (1996). Toukolanranta: rakentamisen ympäristövaikutukset. Ekologinen näkökulma II. *Helsingin kaupunginsuunnitteluviraston julkaisuja* 20. 49 s.
- Honkavaara, E., L. Markelin & K. Nurminen (2011). Digitaalinen ilmakuvaus ja sen mahdollisuudet. *The photogrammetric journal of Finland* 22:3, 68–81.
- Holopainen, M., T. Tokola, M. Vastaranta, J. Heikkilä, H. Huitu, R. Laamanen & P. Alho (2015). Geoinformatiikka luonnonvarojen hallinnassa. *Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen julkaisuja* 7: 1–152.

- Huttula, T., E. Bilaletdin, P. Härmä, K. Kallio, J. Linjama, K. Lehtinen, H. Luotonen, O. Malve, B. Vehviläinen & L. Villa (2009). Ympäristön seurannan menetelmien kehittäminen. Automatisointi ja muut uudet mahdollisuudet. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 13/2009. Suomen ympäristökeskus. 73 s.
- Hyppänen, H. (1999). Eriaikaiset ilmakuvat metsäkuvioiden muutosten tunnistamisessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2, 155–166.
- Hyvärinen, E., A. Juslén, E. Kemppainen, A. Uddström & U-M. Liukko (2019; toim.). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. *Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus*. Helsinki. 704 s.
- Hyvönen, P. & P. Anttila (2006). Change detection in boreal forests using bi-temporal aerial photographs. *Silvia fennica* 40: 2, 303–314.
- IPCC (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment. *Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Genova, Sveitsi. 151 s.
- Johnson, M. (2007). Measuring habitat quality: a review. *The condor: ornithological applications* 109: 3, 489-504.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Jumppanen, K. & J. Mattila (1994). Saaristomeren tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät. *Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y:n julkaisuja* 82. 213 s.
- Jylhä, K., K. Ruosteenoja, Räisänen, J. A. Venäläinen, H. Tuomenvirta, L. Ruokolainen, S. Saku & T. Seitola (2009). Arvioita Suomen muuttuvasta ilmastosta sopeutumistutkimuksia varten. *Raportteja* 2009:4. Ilmatieteen laitos, Helsinki. 102 s.
- Kerr, J. T & M. Ostrovsky (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in ecology & evolution* 18:6, 299–305.
- Kersalo, J. & P. Pirinen (2009). Suomen maakuntien ilmasto. *Raportteja* 2009:8. Ilmatieteen laitos, Helsinki. 185 s.
- Kleemola, J. (2013). Ilmakuvien käyttö viljelysuunnittelussa. *Satakunnan ELY-keskus*. 4 s.
- Kontula, T. & A. Raunio (2018; toim.). *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018*. Suomen ympäristö 5. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö, Helsinki. 388 s.
- Korpinen, S., M. Laamanen, J. Suomela, P. Paavilainen, T. Lahtinen & J. Ekeboom (2018; toim.). *Suomen meriympäristön tila 2018*. Suomen ympäristökeskus. Grano, Helsinki. 248 s.
- Koski, O. (2018). Lomakuvat otetaan nyt ilmasta – pieni kuvauskooperi yhä useamman mukana lomareissuilla. YLE-uutiset 19.1.2018. <<https://yle.fi/uutiset/3-10032137>> Luettu 5.7.2019.
- Koskimies, P. (1994). Linnuston seuranta ympäristöhallinnon hankkeissa. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* B 18. 82 s.
- Koskimies, P. & R. A. Väisänen (1986). *Linnustonseurannan havainnointiohjeet*. Helsingin yliopiston eläinmuseo, Helsinki. 56 s.
- Kurvinen, L., M. Kilpi, M. Nordström & M. Öst (2016). Drivers of decline and changed nest-site preference of the Baltic eider: an island-level analysis from south-western Finland. *Ornis fennica* 93: 55–66.
- Laaksonen, T., A. Lehikoinen, H. Pöysä, P. Sirkkiä & K. Ikonen (2019). Sisävesien vesilintujen kannanvaihtelut 1986–2018. *Linnut-vuosikirja 2018*, 46–55.
- Lajien seuranta (2013.). Ympäristöhallinto. <[https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Lajit/Lajien\\_seuranta](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Lajit/Lajien_seuranta)> Luettu 20.9.2019.
- Lampolahti, J. (2009). Ornintologian myytinmurtaajat, osa 2: Kyhmyjoutsen ei ole villiintynyt puistolintu. *Linnut* 44:17–24.



- Lehikoinen, E., E. Gustafsson, T. Aalto, P. Alho, J. Laine, H. Klemola, J. Normaja, T. Numminen & K. Rainio (2003). *Varsinais-Suomen linnut*. Turun lintutieteellinen yhdistys r.y., Turku. 416 s.
- Lehikoinen, A., K. Jaatinen, A. V. Vähätalo, P. Clausen, O. Crowe, B. Deceuninck, R. Hearn, C. A. Holt, M. Hornman, V. Keller, L. Nilsson, T. Langendoen, I. A. Tománková, J. Wahl & A. D. Fox (2013). Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global change biology* 19, 2071–2081.
- Lehikoinen, A. & R. A. Väisänen (2013). Suomen talvilinnuston muutokset eri elinympäristöissä 1987–2014. *Linnut-vuosikirja*, 78–93.
- Lehikoinen, A., J. Rintala, E. Lammi & H. Pöysä (2016). Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal conservation* 19, 88–95.
- Lehikoinen, P., A. Lehikoinen, M. Mikkola-Roos & K. Jaatinen (2017). Counteracting wetland overgrowth increases breeding and staging bird abundances. *Scientific reports* 7:41391, 1-11.
- Leka, J., K. Valta-Hulkkonen, A. Kanninen, S. Partanen, S. Hellsten, A. Ustinov, R. Ilvonen & O. Airaksinen (2003). Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 312. Etelä-Savon ympäristökeskus, Mikkeli. 96 s.
- Lind, H. (1984). The rotation display of the mute swan *Cygnus olor*: synchronised neighbour responses as instrument in the territorial defence strategy. *Ornis Scandinavia* 15: 98–104.
- Lindgren, L. (2001). Perinnebiotooppien kasvien ja kasvillisuuden seuranta Saaristomeren kansallispuistossa. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja* A 127. Metsähallitus. 228 s.
- Linkola, P. (1959). Zur Methodik der quantitativen Vogelforschung in den Binnengewässern. *Ornis Fennica*. 36: 66–78
- Liukko, U-M. & A. Raunio (2008; toim.). Luontotyyppeiden ja lajien seuranta luonto- ja lintudirektiivissä. *Suomen ympäristö* 14. Suomen ympäristökeskus. 429 s.
- Lokki, J. & J. Palmgren (1989; toim.). *Suomen ja Pohjolan linnut*. WSOY, Helsinki. 495 s.
- Lossi ja yhteysalukset (2019). Naantalin kaupunki. <<https://www.naantali.fi/fi/asuminen-ja-ymparisto/liikenne-ja-veneily/joukkoliikenne/lossit-ja-yhteysohjelmat>> Luettu 14.2.2019.
- Lundberg, C., J. Ögård, M. Ek & M. Snickars (2012; toim.) Pohjois-Itämeren vedenalainen luonto. *Raportteja* 83. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 54 s.
- Luoto, M. & M. Seppälä (2003). Thermokarst ponds as indicators of the former distribution of palsas in Finnish Lapland. *Permafrost and periglacial processes* 14, 19-27.
- Loyn, R. H., P. Dann & P. Bingham (1994) Ten years of waterbird counts in Western Port, Victoria, 1973-83. I. Waterfowl and large wading birds. *Australian bird watcher* 15, 333-350.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring ecological diversity*. Blackwell publishing, Malden. 264 s.
- Majoitustilasto (2018). Tilastokeskus, Helsinki. Luettu 30.7.2019.
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut academy of arts and sciences* 44, 211-235.
- Martínez Fernández, J., M. A. Esteve Selma, F. Robledano Aymerich, M. T. Pardo Sáez, & M. F. Carreño Fructuoso (2005). Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550, 221-235.

- McEvoy, J. F., D. A. Roshier, R. F. H. Ribot & A. T. D. Bennett (2015). Proximate cues to phases of movement in a highly dispersive waterfowl, *Anas superciliosa*. *Movement ecology* 3:21, 1-13.
- Mikkola-Roos, M., A. Below, A. Lehikoinen & J. Rintala (2018). Merilinnut. *Teoksessa*: Korpinen, S., M. Laamanen, J. Suomela, P. Paavilainen, T. Lahtinen & J. Ekeboom (toim.): *Suomen meriympäristön tila 2018*. SYKE:n julkaisuja, 198–207.
- Mussaari, M. (2013; toim.). *Luonnonhoito kulttuurimaisemissa – Natureship-hankkeen tuloksia*. Metsähallitus, Vantaa. 19 s.
- Myrberg, K., Leppäranta, M. ja Kuosa, H. (2006). Itämeren fysiikka, tila ja tulevaisuus. Yliopistopaino, Helsinki. 202 s.
- Nordström, M., J. Högmander, J. Laine, J. Nummelin, N. Laanetu & E. Korpimäki (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological conservation* 109: 359-368.
- North Atlantic oscillation (2019). NOAA Climate prediction center. <<https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/pna/nao.shtml>> Luettu 30.7.2019.
- Nevanlinna, H. (2008; toim.). *Muutamme ilmastoa*. Karttakeskus. 232 s.
- Nudds, T. (1983). Niche dynamics and organization of waterfowl guilds in variable environments. *Ecology* 64:2, 319-330.
- O'Hare, M., R. A. Stillman, J. McDonnell & L. R. Wood (2007). Effects of mute swan grazing on a keystone macrophyte. *Freshwater biology* 52: 2463-2475.
- Oja, H. & H. Pöysä (2007). Spring phenology, latitude, and the timing of breeding in two migratory ducks: implications of climate change impacts. *Annales zoologici fennici* 44, 475–485.
- Pajala, J. (2012). Vedenalainen melu. *Teoksessa* Leppänen, J-M., E. Rantajärvi, J-E. Bruun & J. Salojärvi (toim.): *Meriympäristön nykytilan arvio. D. Ihmistoiminnan aiheuttamat paineet - osa 1*. 273–280.
- Pettorelli, N., W. F. Laurance, T. G. O'Brien, M. Wegmann, H. Nagendra & W. Turner (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of applied ecology* 51, 839-848.
- Pontee, N. (2013). Defining coastal squeeze: a discussion. *Ocean & coastal management* 84, 204-207.
- Poprach, K., I. Machar & K. Maton (2016). Long-term decline in breeding abundance of black-headed gull (*Chroicocephalus ridibundus*) in the Czech Republic: a case study of a population trend at the Chomoutov lake. *Ecológia (Bratislava)* 35: 350–358.
- Pykälä, J. (2007). Laidunnuksen ja niiton vaikutukset merenrantaniittyjen kasvilajikoostumukseen. *Teoksessa* Ikonen, I. & E. Hagelberg (toim.): *Ruovikot ja merenrantaniityt. Suomen ympäristö 37*, 59–63. Lounais-Suomen ympäristökeskus. 99 s.
- Pöysä, H., J. Rintala, A. Lehikoinen & R. A. Väisänen (2013). The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. *European journal of wildlife research* 52:2, 245-256.
- Pöysä, H. (2019). Tracking ice phenology by migratory waterbirds: settling phenology and breeding success of species with divergent population trends. *Journal of avian biology*.
- Pöysä, H., S. Holopainen, J. Elmberg, G. Gunnarsson, P. Nummi & K. Sjöberg (2019a). Changes in species richness and composition of boreal waterbird communities: a comparison between two time periods 25 years apart. *Scientific reports* 9:1725, 1-10.
- Pöysä, H., E. Lammi, S. Pöysä & V-M. Väänänen (2019b). Collapse of a protector species drives secondary endangerment in waterbird communities. *Biological conservation* 230: 75–81.
- Rakennukset ja kesämökkit (2019). Tilastokeskus, Helsinki. Luettu 30.7.2019.

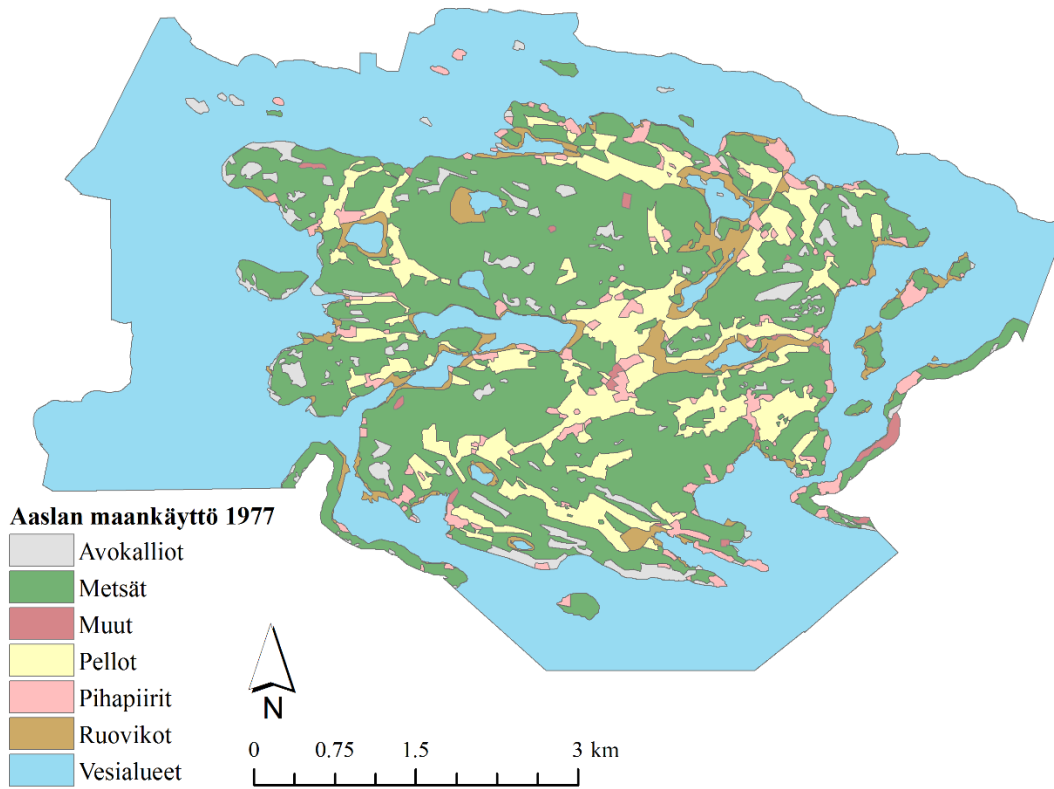
- Roosaluste, E. (2007). The reed itself - *Phragmites australis*. *Teoksessa*: Ikonen, I. & E. Hagelberg (toim.): *Read up on reed!* Lounais-Suomen ympäristökeskus, 8-10.
- Rose, R. A., D. Bylerm J. R. Eastman, E. Fleishman, G. Geller, S. Goetz, L. Guild, H. Hamilton, M. Hansen, R. Headley, J. Hewson, N. Horning, B. A. Kaplin, N. Laporte, A. Leidner, P. Leimgruber, J. Morissette, J. Musinsky, L. Pintea, A. Prados, V. C. Radeloff, M. Rowen, S. Saatchi, S. Schill, K. Tabor, W. Turner, A. Vodacek, J. Vogelmann, M. Wegmann, D. Wilkie & C. Wilson (2015). Ten ways remote sensing can contribute to conservation. *Conservation biology* 29:2, 350-359.
- Ruosteenoja, K., K. Jylhä & M. Kämäräinen (2016). Climate projections for Finland under the RCP forcing scenarios. *Geophysica*, 51:1, 17–50.
- Ruuhela, R. (2012; toim.). Miten väistämättömään ilmastonmuutokseen voidaan varautua? – yhteenveto suomalaisesta sopeutumistutkimuksesta eri toimialoilla. *Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu* 6. 177 s.
- Rönkä, M., L. Saari, E. Lehikoinen, J. Suomela & K. Häkkinen (2005). Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annales zoologici fennici* 42, 587–602.
- Rönkä, M., H. Tolvanen, E. Lehikoinen, M. von Numers & M. Rautkari (2008). Breeding habitat preferences of 15 bird species on south-western Finnish archipelago coast: applicability of digital spatial data archives to habitat assessment. *Biological conservation* 141: 402-416.
- Saari, L. (1984). The ecology of wood pigeon (*Columba palubus* L.) and stock dove (*C. oenas* L.) populations on an island in the SW Finnish archipelago. *Finnish game research* 43, 13–67.
- Saari, L. (2015a). Silkkiuikun kannankehityksestä Rymättylän Aaslalla vuosina 1975–2014. *Ukuli* 3, 17- 29.
- Saari, L. (2015b). Kyhmyjoutsen Saaristomerellä: onko joutsenkanta saavuttanut kantokyvyn? *Suomen riista* 61: 43–55.
- Saari, L. & C. Arzel (2018). Vesilintukantojen kehitys Rymättylän Aaslaluodolla vuosina 1975–2015. *Suomen Riista* 64: 35–46.
- Saari, L. (2019). Suullinen tiedonanto. 1.11.2019.
- Saaristo (s.a.) Naantalin kaupunki. < <https://www.naantali.fi/fi/asuminen-ja-ymparisto/asuminen/saaristo>> Luettu 20.10.2019.
- Saaristomeren luonto (2019). Metsähallitus. < <https://www.luontoon.fi/saaristomeri/luonto#perinnemaisemat> > Luettu 30.10.2019.
- Salo, P. (2009). On lethal and non-lethal impacts of native, alien and intraguild predators – evidence of top-down control. *Annales Universitatis Turkuensis AII*:240. 102 s.
- Sammalkorpi, I., M. Mikkola-Roos, E. Lammi & T. Aalto (2013). Ravintoketjukuriosuus lintuvesien hoidossa. *Linnut-vuosikirja*, 154–163.
- Santer, B. D., J. F. Painter, C. A. Mears, C. Doutriaux, P. Caldwell, J. M. Arblaster, P. J. Cameron-Smith, N. P. Gillett, P. J. Gleckler, J. Lanzante, J. Perlwitz, S. Solomon, P. A. Stott, K. E. Taylor, L. Terray, P. W. Thorne, M. F. Wehner, F. J. Wentz, T. M. L. Wigley, L. J. Wilcox & C-Z. Zou (2013). Identifying human influences on atmospheric temperature. *Proceedings of the national academy of sciences* 110:1, 26-33.
- Sarvanne, H. (2015). Poimintoja Helsingin Vanhankaupunginlahden v. 2015 pesimälinnuston seurantalaskennan tuloksista. *Helsingin kaupunki kaupunki*. 17 s. <<https://www.hel.fi/static/yymk/esitteet/vanhankaupunginlahden-linnusto-2015.pdf>>
- Slabbekoorn, H., N. Bouton, I. van Opzeeland, A. Coers, C. ten Cate & A. N. Popper (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in ecology and evolution* 25:7, 419-427.

- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Suikki, A. (1999). Linnasaaren kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A* 106. Metsähallitus. 51 s.
- Sydänoja, A. & P. Paavilainen (2012). Kuluminen. *Teoksessa* Leppänen, J-M., E. Rantajärvi, J-E. Bruun & J. Salojärvi (toim.): *Meriympäristön nykytilan arvio. D. Ihmistoiminnan aiheuttamat paineet - osa 1.* 257–261.
- Särki (s.a.). Luontoportti. <<http://www.luontoportti.com/suomi/fi/kalat/sarki>> Luettu 30.9.2019.
- Talvisään tilastoja (s.a.). Ilmatieteenlaitos. <<https://ilmatieteenlaitos.fi/talvitilastot>> Luettu 30.9.2019.
- Tavi (2019). Suomen riistakeskus. < <https://riista.fi/game/tavi/>> Luettu 20.9.2019.
- Telkkä (2019). Suomen riistakeskus. < <https://riista.fi/game/telkka/>> Luettu 20.9.2019.
- The north Atlantic oscillation (s.a.). Met office. <<https://www.metoffice.gov.uk/research/climate/seasonal-to-decadal/gpc-outputs/ens-mean/nao-description>> Luettu 19.10.2019.
- Tiainen, J., M. Mikkola-Roos, A. Below, A. Jukarainen, A. Lehikoinen, T. Lehtiniemi, J. Pessa, A. Rajasärkkä, J. Rintala, P. Sirkiä, & J. Valkama (2016). Suomen lintujen uhanalaisuus 2015 – The 2015 Red List of Finnish Bird Species. *Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus.* 49 s.
- Tuomisto, H. (2010). A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22.
- Tuomisto, H. (2012). An updated consumer's guide to evenness and related indices. *Oikos* 121: 1203–1218.
- Turun sanomat 21.7.2017 (2017). Seilin matkailua kehitetään - saari avataan matkailijamassoille jo keväällä. <<https://www.ts.fi/uutiset/paikalliset/3258610/Seilin+matkailua+kehitetaan++saari+avataan+matkailijamassoille+jo+kevaalla>> Luettu 21.10.2019.
- Ylhäisi, J. S., H. Tietäväinen, P. Peltonen-Sainio, A. Venäläinen, J. Eklund, J. Räisänen & K. Jylhä (2010). Growing season precipitation in Finland under recent and projected climate. *Natural hazards and earth system sciences* 10, 1563–1574.
- Valtioneuvoston periaatepäätös julkisen sektorin digitaalisten tietoaineistojen saatavuuden parantamisesta ja uudelleenkäytön edistämisestä (2011). Suomen valtioneuvosto 3.3.2011.
- Valkama, J., V. Vepsäläinen & A. Lehikoinen (2011). Suomen III Lintuatlas. Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. <<http://atlas3.lintuatlas.fi>> Luettu 13.2.2019.
- Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *The journal of wildlife management* 47:4, 893–901.
- Vainio, M., H. Kekäläinen, A. Alanen & J. Pykälä (2001). Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. *Suomen ympäristö* 527. Suomen ympäristökeskus. 163 s.
- Varsinais-Suomen matkailuohjelma 2013–2020 (2012). Visit Turku & Varsinais-Suomen liitto. 18 s.
- Vesivarojen mittausten ja havainnoinin digitalisaatio – uusien mittausteknologioiden älykäs hallinta (2019). Suomen ympäristökeskus. <[https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus\\_kehittaminen/Tutkimus\\_ja\\_kehittamishankkeet/Hankkeet/Vesivarojen\\_mittausten\\_ja\\_havaoinnin\\_digitalisaatio\\_VEMIDI](https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Vesivarojen_mittausten_ja_havaoinnin_digitalisaatio_VEMIDI)> Luettu 30.10.2019.
- Väisänen, R., E. Lammi & P. Koskimies (1998). *Muuttuva pesimälinnusto.* 567 s. Otava, Keuruu.

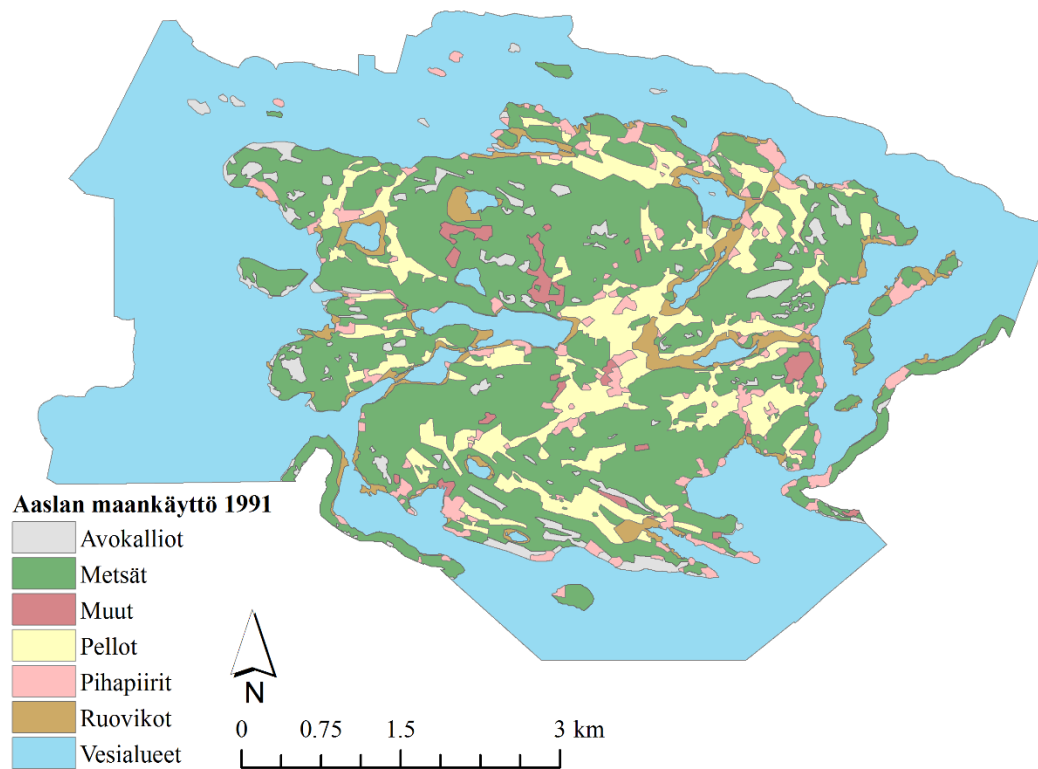
- Väänänen, V-M. (2001). Predation risk associated with nesting in gull colonies by two *Aythya* species: observations and an experimental test. *Journal of avian biology* 31: 31-35.
- Väänänen, V-M., P. Nummi, H. Pöysä, M. Rask & K. Nyberg (2012). Fish-duck interactions in boreal lakes in Finland as reflected by abundance correlations. *Hydrobiologia* 697: 85-93.
- Väänänen, V-M., H. Pöysä & P. Runko (2016). Nest and brood stage association between ducks and small colonial gulls in boreal wetlands. *Ornis fennica* 93, 47-54.
- Vösä, R., J. Högmander, M. Nordström, E. Kosonen, J. Laine, M. Rönkä & M. von Numers (2017). Saaristolinnuston historia, kannankehitys ja nykytila Turun saaristossa. *Metsähallituksen luonnonnsuojelujulkaisuja A* 226. 210 s.
- Wetlands international (2012). *Waterbird population estimates, fifth edition. Summary report*. Wetlands international, Wageningen, Alankomaat. 24 s.
- Wetlands international (2019). Waterbird population estimates. <[wpe.wetlands.org](http://wpe.wetlands.org)>. 19.10.2019.
- Wieloch, M. (1991). Population trends of the mute swan *Cygnus olor* in the Palearctic. *Teoksessa* Sears, J. & P. J. Bacon (toim.): Proceedings of 3rd International Swan Symposium. *Wildfowl Special Supplement* 1: 22–32.
- Wiens, J. (1989). *The ecology of bird communities. Volume 1. Foundations and patterns*. Cambridge University Press. 539 s.
- Ympäristö ja luonto (s.a.). Väestökisterikeskus.< <https://www.avoindata.fi/data/fi/group/ymparisto-ja-luonto>> Luettu 10.10.2019.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev & G. M. Smith (2009). *Mixed effects models and extension in ecology with R*. 574 s. Springer-Verlag New York.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno & C. S. Elphick (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution* 1: 3-14.

## Liitteet

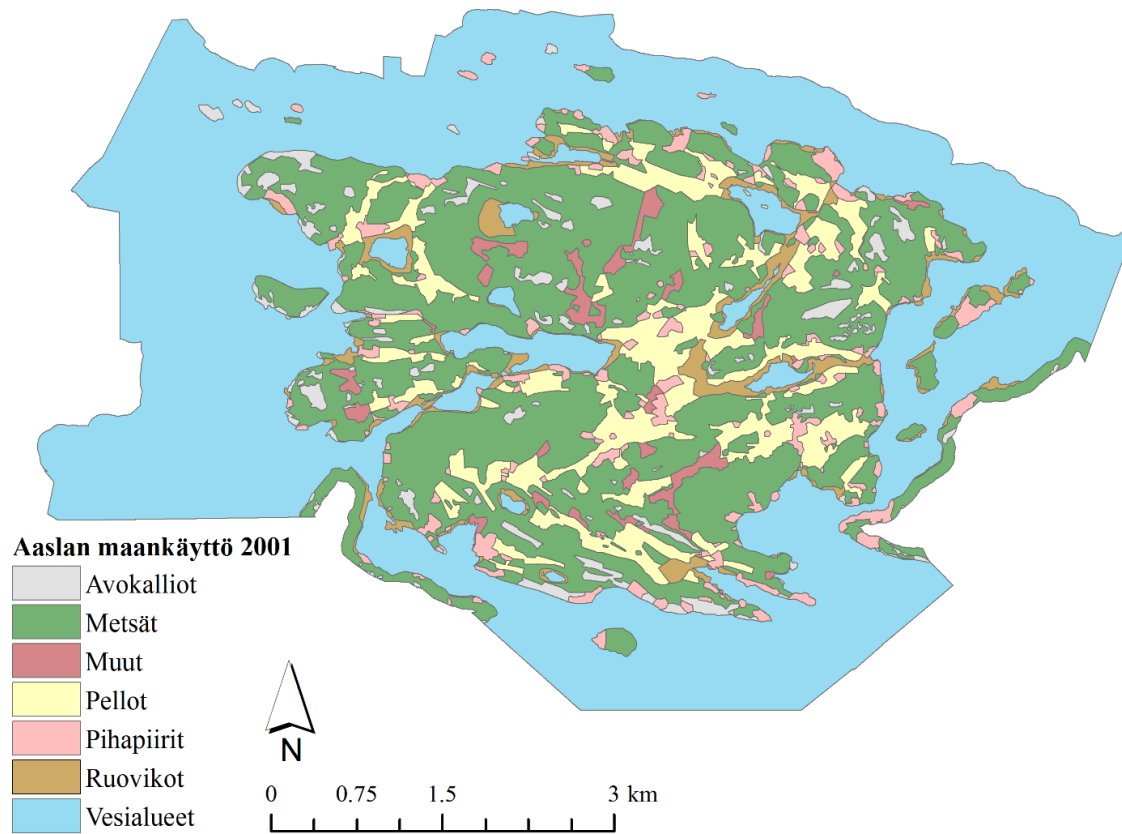
### Liite 1 – Maankäyttökartat



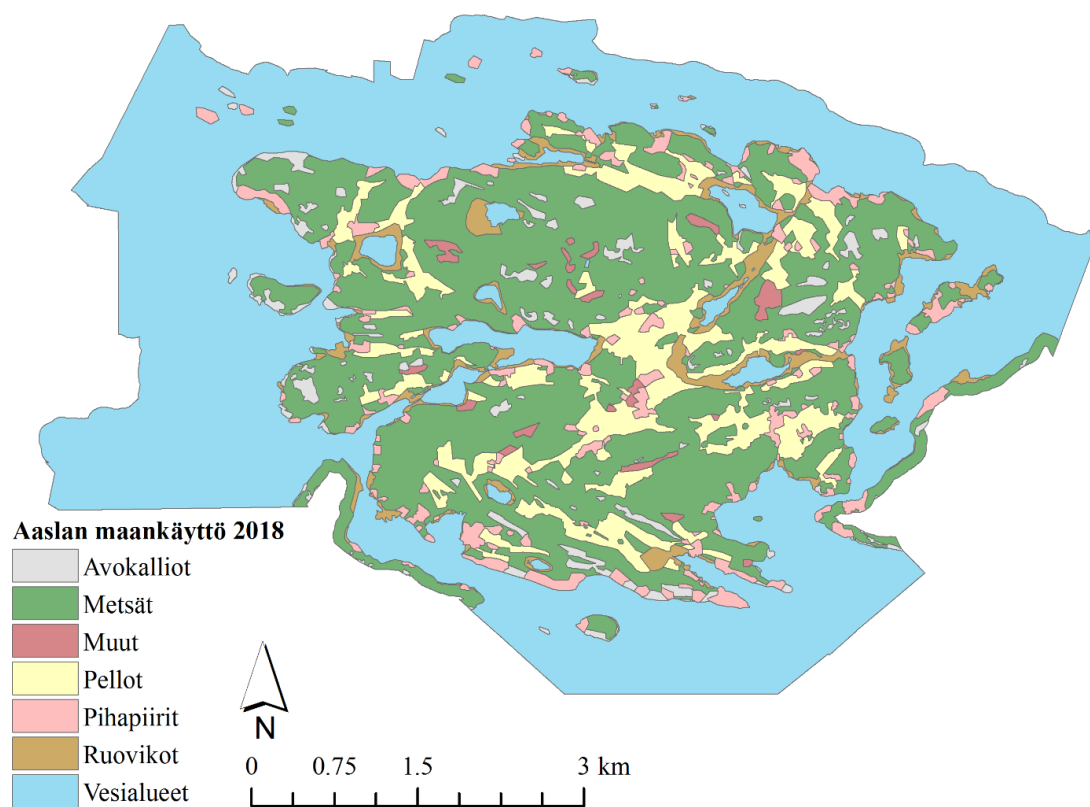
Kuva 1. Aaslan luodon maankäyttö vuoden 1977 ilmakuvista digitoituna



Kuva 2. Aaslan luodon maankäyttö vuoden 1991 ilmakuvista digitoituna



Kuva 3. Aaslaluodon maankäyttö vuoden 2001 ilmakuvista digitoituna.



Kuva 4. Aaslaluodon maankäyttö vuoden 2018 ilmakuvista digitoituna.

Liite 2 – Laskenta-alueilla laskettujen lintujen keskimäärät (parimäärät/pesivät yksilöt ja poikasmäärät)

Taulukko 1. Lintumäärien keskiarvot alueet 1-10.

Alueet (1-10)	Lamminperä	Hammarönsalmi	Krampinrauma	Hylkeenperä	Etelälahti	Pitkänie mi	Ruoni	Väärämaansalmi	Länsilahti	Kimo
<b>Telkkäparit</b>										
1975-1984	5	28	89	16	7	9	6	21	17	28
1985-1994	2	31	69	16	5	8	8	20	13	36
1995-2004	3	19	56	14	5	5	6	13	10	28
2005-2014	1	14	34	9	5	3	3	9	5	35
<b>Telkkäpoikaset</b>										
1975-1984	0	7	28	2	6	0	6	5	3	3
1985-1994	0	8	17	4	3	0	5	2	2	9
1995-2004	0	1	10	1	2	0	0	1	2	2
2005-2014	0	1	3	0	6	0	0	3	0	1
<b>Taviparit</b>										
1975-1984	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0
1985-1994	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
1995-2004	0	0	2	0	1	0	0	0	0	1
2005-2014	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<b>Tavipoikaset</b>										
1975-1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1985-1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1995-2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005-2014	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<b>Silkkiuikku pesivät yksilöt</b>										
1975-1984	7	9	131	9	2	1	1	11	21	17
1985-1994	1	4	57	2	2	0	1	3	6	9
1995-2004	0	4	52	4	2	0	0	4	4	13
2005-2014	1	3	49	2	2	0	0	4	2	7
<b>Silkkiuikkupoikaset</b>										
1975-1984	0	2	10	2	1	0	1	1	4	3
1985-1994	0	4	8	1	1	0	0	2	2	2
1995-2004	0	3	7	3	1	0	1	2	0	3
2005-2014	0	2	5	4	1	1	0	1	1	2
<b>Kyhmyjoutsen pesivät yksilöt</b>										
1975-1984	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
1985-1994	1	3	4	2	1	0	0	1	2	16
1995-2004	1	4	12	2	1	2	0	2	4	32
2005-2014	1	4	10	3	1	3	1	2	2	15
<b>Kyhmyjoutsenpoikaset</b>										
1975-1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1985-1994	1	1	4	0	0	0	0	0	1	1
1995-2004	0	2	3	1	2	0	1	0	0	1
2005-2014	0	1	4	1	2	0	0	0	0	4



Taulukko 2. Lintumäärien keskiarvot alueet 11–20.

Alueet (11-20)	Rikkomeeri	Paskalahti	LK	L2	Vanhakylänlahti	Sianpääjärvi	Sydänmaa järvi	Meinikkalanjärvi	Ruoninjärvi	Soropohjanjärvi
<b>Telkkäparit</b>										
1975-1984	16	5	0	4	5	1	3	3	1	1
1985-1994	19	8	0	3	8	1	1	2	2	3
1995-2004	15	9	0	3	12	1	1	3	2	1
2005-2014	10	5	0	3	3	1	1	1	0	1
<b>Telkkäpoikaset</b>										
1975-1984	2	0	2	3	0	1	3	1	0	0
1985-1994	3	5	0	0	0	0	1	1	1	0
1995-2004	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0
2005-2014	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
<b>Taviparit</b>										
1975-1984	0	3	1	1	2	1	0	0	1	1
1985-1994	0	2	2	2	1	1	0	1	1	0
1995-2004	0	3	1	1	1	0	1	0	0	0
2005-2014	0	2	2	1	0	1	0	0	2	0
<b>Tavipoikaset</b>										
1975-1984	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
1985-1994	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
1995-2004	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
2005-2014	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Silkkiuikku pesivät yksilöt</b>										
1975-1984	6	3	0	1	10	0	0	3	0	0
1985-1994	3	1	0	1	5	0	0	1	0	0
1995-2004	4	0	0	0	3	0	0	0	0	0
2005-2014	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Silkkiuikkupoikaset</b>										
1975-1984	1	2	0	1	3	0	0	2	0	0
1985-1994	1	1	0	0	3	0	0	0	0	0
1995-2004	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2005-2014	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Kyhmyjoutsen pesivät yksilöt</b>										
1975-1984	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0
1985-1994	3	1	0	1	8	0	0	0	0	0
1995-2004	4	2	0	2	9	0	0	2	1	0
2005-2014	5	2	0	2	3	1	0	1	0	0
<b>Kyhmyjoutsenpoikaset</b>										
1975-1984	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0
1985-1994	1	2	0	0	3	0	0	0	0	0
1995-2004	1	1	0	1	5	0	0	1	1	0
2005-2014	1	1	0	1	3	0	0	0	0	0