

Merihanhen (*Anser anser*) pesinnän jälkeinen habitaatin valinta ja metsästyksen vaikutus siihen

Noora Metsäranta

Biologia (ekologia ja evoluutiobiologia)

Pro gradu -tutkielma

Laajuus: 30 op

14.12.2025

Turku

Turun yliopiston laatu järjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu

Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä.

Pro gradu -tutkielma

Pääaine: Biologia (ekologia ja evoluutiobiologia)

Tekijä: Noora Metsäranta

Otsikko: Merihanhen (*Anser anser*) pesinnän jälkeinen habitaatin valinta ja metsästyksen vaikutus siihen

Ohjaajat: Antti Piironen, Toni Laaksonen

Sivumäärä: 53 sivua

Päivämäärä: 14.12.2025

Habitaatin käyttö kuvaa sitä, missä suhteessa eri habitaatteja käytetään, kun taas habitaatin valinta vertaa habitaatin käyttöä suhteessa habitaattien saatavuuteen. Tutkimuksessani analysoin 47 GPS-lähettimellä merkityn merihanhen maisematason habitaatin käyttöä ja valintaa sekä metsästyksen vaikutuksia niihin. Eriyisen kiinnostuksen kohteena olivat, siirtyvätkö merihanhet pois pelloilta niille suunnatun aikaistetun peltometsästyksen aikana, kuten tavoitteena on, sekä miten yleinen vesilintujen metsästyksen aloitus vaikuttaa niiden habitaattien käyttöön. Valintaa analysoitiin Jacobin indeksin avulla. Metsästyksen vaikutusten tunnistamiseksi analysoin habitaatin valintaa erikseen kolmelle jaksolle: 1) ei metsästystä, 2) peltometsästysjakso ja 3) vesilintujen yleisen metsästyksen aloituksen jälkeinen jakso. Lisäksi tarkastelin jakso- sekä päiväkohtaisesti, vaikuttaako metsästyksen merihanhen pitkän matkan siirtymisiin, sillä pelkän habitaatin valinnan tarkastelulla tämä mahdollinen vaikutus jäisi huomioimatta. Keskimäärin 71 % koko syksyn aikaisista paikannuksista sijoittui pellolle ja merelle. Tulosta selittää se, että pelloilla on paljon hanhille soveltuvaa energiarikasta ravintoa, ja merta käytetään lepoalueena sen tuoman suojan takia. Pelto oli ainut habitaatti, johon kohdistui selkeää valintaa usealla tarkastelujaksolla. Vaikka merta käytettiin paljon, oli sitä myös saatavilla paljon, mistä syystä siihen ei kohdistunut analyyseissä valintaa. Tulokseni osoittivat, että päiväkohtaisessa analyysissä Pohjois-Suomen merihanhilla oli suurempi todennäköisyys tehdä pitkän matkan siirtymä metsästysjaksojen aikana kuin Etelä-Suomen merihanhilla. Tämä selittyy parhaiten alueiden välisellä metsästyspaineerolla, sillä Pohjois-Suomessa saalistihedellä mitattu metsästyspaine oli Etelä-Suomea suurempi. Lisäksi edellisen viiden päivän aikana tehty pitkän matkan siirtymä laski todennäköisyyttä uudelle siirtymälle. Tämä saattaa selittyä joko sillä, että merihanhet eivät tee uutta siirtymää ennen kuin ne palautuvat edellisen aiheuttamasta energiavajeesta, tai merihanhen käyttäytymisellä, jossa ne välttelevät useamman päivän alueita, joissa ovat aikaisemmin kokeneet häirintää. Peltoja suosittiin vähemmän metsästyksen alettua, ja selkeintä ero oli ei metsästystä - ja peltometsästysjakson välillä. Merta puolestaan suosittiin enemmän metsästyksen alettua. Näitä tuloksia todennäköisesti selittää metsästysalueiden välttäminen. Aikaistettu peltometsästyksesi vaikuttaa siten peltojen käyttöasteeseen halutulla tavalla, ja todennäköisesti vähentää myös maatalousvahinkoja ja konflikteja maatalouden ja kasvavien hanhipopulaatioiden välillä.

Avainsanat: habitaatin valinta, metsästyksesi, *Anser anser*

Sisällys

1 Johdanto.....	1
1.1 Habitaatin valinnan taustaa ja määritelmät.....	1
1.2 Hanhien habitaatin valintaan vaikuttavia tekijöitä.....	2
1.2.1 Ruokavalio	2
1.2.2 Kilpailu	3
1.2.3 Saalistus ja häirintä.....	4
1.2.4 Vuodenaikaisrytmi	5
1.3 Ihmisen vaikutus riistaeläimiin.....	7
1.4 Tutkimuskysymykset	8
2 Aineisto ja menetelmät	9
2.1 Tutkimuslaji	9
2.2 Maastomenetelmät	10
2.3 Tilastolliset menetelmät	12
2.3.1 Habitaatin käyttö ja valinta	13
2.3.2 Metsästyksen vaikutus	15
3 Tulokset.....	17
3.1 Merihanhen pesinnän jälkeinen habitaatin käyttö ja valinta	17
3.2 Metsästyskausien vaikutus habitaatin valintaan ja pitkän matkan siirtymiin	21
3.2.1 Vaikutukset habitaatin valintaan	21
3.2.2 Siirtymäanalyysi: jaksokohtainen tarkastelu.....	23
3.2.3 Siirtymäanalyysi: päiväkohtainen tarkastelu.....	29
4 Tulosten tarkastelu	32
4.1 Merihanhien pesinnän jälkeinen habitaatin käyttö ja valinta	32
4.2 Metsästyksen vaikutus habitaatin valintaan	36
4.3 Metsästyksen vaikutus merihanhen pitkän matkan siirtymiin	38
4.4 Virhelähteet	41

1 Johdanto

1.1 Habitaatin valinnan taustaa ja määritelmät

Eliön habitaatin käytön ja resurssien valinnan tutkiminen on oleellista monien ekologisten ja evolutiivisten prosessien ymmärtämiseksi ja useiden konkreettisten toimien optimoimiseksi esimerkiksi lajien suojelutyössä. Habitaatin käytön ja valinnan tutkimisella on pitkät perinteet, mutta tästä huolimatta terminologia on epäselvää. Tästä syystä onkin ensiarvoisen tärkeää määritellä termit johdonmukaisesti ja aiempaan tutkimukseen pohjaten. Tässä työssä käytän seuraavia määritelmiä:

Habitaatti eli elinympäristö koostuu niin biottisista kuin abiottisistakin tekijöistä, jotka vaikuttavat siihen, käyttääkö tietty eliö aluetta vai ei (Montgomery & Roloff 2017). Tietystä habitaatista puhuttaessa viitataan kaikkiin ympäristöllisiltä muuttujiltaan samankaltaisiin habitaattilaikkuihin (esim. pelto, metsä tai meri).

Habitaatin käyttö: Tapa, jolla eliö tai laji käyttää habitaatteja elinkiertonsa tarpeiden täyttämiseksi (Block & Brennan 1993). Yksinkertaistetusti, millaisia habitaatteja eliön tai lajin havaitaan käyttävän ja missä suhteessa.

Habitaatin valinta: Prosessi, jossa saatavilla olevien abiottisten ja biottisten resurssien yhdistelmiä (habitaatteja) valitaan elinkierron tarpeiden täyttämiseksi, mistä seuraa, että habitaatteja ei käytetä suoraan suhteessa saatavuuteensa (Block & Brennan 1993; Montgomery & Roloff 2017). Jos siis jotain habitaattia käytetään enemmän kuin suhteessa sen esiintymiseen olisi odotettavissa, voidaan puhua tämän habitaatin suosimisesta suhteessa muihin käytettävissä oleviin habitaatteihin (Aebischer ym. 1993). Habitaatin valintaan liittyy käyttäytymis- ja ympäristöprosessien ymmärtäminen, jota habitaatin käytössä ei huomioida – habitaatin käyttö on vain habitaatin valinta -prosessien lopputuote (Jones 2001).

Habitaatin valintaa ilmenee monella eri tasolla. Johnson (1980) määritteli neljä tällaista tarkastelutasoa, jotka vaihtuvat makrohabitaateista mikrohabitaatteihin. Näitä ovat lajin maantieteellinen levinneisyys (ensimmäinen taso), levinneisyysalueen sisäinen yksilön tai sosiaalisen ryhmän elinpiiri (toinen taso), elinpiirin sisäiset erilaiset habitaattikomponentit (kolmas taso) ja yksittäiset ravintokohteet (neljäs taso). Fox ym. (2017) mainitsevat myös sorsia (Anatidae) koskien, että habitaatin valintaa voidaan tarkastella esimerkiksi maa-, alue-, maisema- tai peltotasolla ja lisäksi yhä tarkempaa ravinnonvalintaa voi kohdistua yksittäisiin

kasveihin ja kasvinosiin. Tarkastelutasosta riippuen tulokset voivat myös erota toisistaan (Aebischer ym. 1993). Tässä tutkimuksessa merihanhien habitaatin valintaa tarkastellaan Johnsonin (1980) määrittelemällä tasolla kolme eli yksilöiden elinpiirien sisäisten habitaattikomponenttien valintana.

Habitaatin valinnassa on oleellista, että se heijastaa yksilön sen hetkisiä tarpeita. Näiden tarpeiden optimaalinen täyttäminen ja siten kelpoisuuden (engl. fitness) lisääminen vaatii usein erilaisten habitaattien valintaa eri aikoina (Block & Brennan 1993; Rappole 2013 s. 25–197). Kelpoisuudella tarkoitetaan yksilön suhteellista onnistumista muihin populaation yksilöihin verrattuna siirtää omia geenejään seuraaville sukupolville (Lovette & Fitzpatrick 2016 s. 646). Etenkin muuttolintujen habitaatin valintaa ohjaavien tekijöiden tunnistaminen voi olla vaikeaa, sillä vuodenaikaistasolla tarkasteltavien tarpeiden täyttämiset voivat olla jopa ristiriidassa keskenään (Kaminski & Elmberg 2014). Näin ollen habitaatin valintaa tutkiessa ja tuloksia tulkittaessa on tärkeä punnita myös erilaisten ajallisten tasojen merkitystä käyttäytymisen taustalla.

1.2 Hanhien habitaatin valintaan vaikuttavia tekijöitä

Hanhien liikkuvat maalla, vedessä ja ilmassa (Kaminski & Elmberg 2014). Hanhien esiintyminen kytkeytyy vahvasti vesiympäristöihin, kuten järviin, soihin, virtaaviin vesistöihin tai erilaisiin allasrakenteisiin (Hoyo ym. 1992 s. 546–547). Hanhiet käyttävät vesiympäristöjä ruokailuun, juomiseen, nukkumiseen, lepäämiseen ja höyhenpeitteen hoitamiseen (Block & Brennan 1993; Amat 1986).

1.2.1 Ruokavalio

Ravinnon jakautuminen, runsaus ja laatu on yksi tärkeimmistä lintujen habitaatin käyttöön vaikuttavista tekijöistä (Block & Brennan 1993). Monet hanhiet, mukaan lukien merihanhi, syövät pääosin kasviravintoa, ja vain pienet poikaset käyttävät selkärangattomia ravintonaan (Hoyo ym. 1992 s. 550–554, 582; Koskimies 2019 s. 50). Hanhien ruuansulatuskanava on suhteellisen lyhyt, eikä sovellu runsaasti kuitua sisältävän ravinnon sulattamiseen (Sedinger 1997). Näin ollen ne suosivat ravintoa, jossa on korkea proteiinipitoisuus (typpipitoisuus) ja matala kuitupitoisuus (Durant ym. 2004; Van Liere ym. 2009). Merihanhi tyypillinen ravinto koostuu rannoilla kasvavista heinä- ja ruohokasvien lehdistä, varsista ja juurista sekä etenkin

syksyisin ja talvisin myös viljakasveista; viljoista, perunasta, herneestä, vihanneksista ja rapsista (Nilsson & Persson 1992; Hoyo ym. 1992 s. 582; Koskimies 2019 s. 50). Heinä- ja ruohokasveista merihanhi suosii erityisesti keskipitkiä ja pitkiä kasvustoja (Durant ym. 2004). Pääasiassa merihanhi hankkii ravintonsa maalta laiduntamalla ja kaivamalla, mutta myös vedestä puolisuokeltamalla (Hoyo ym. 1992 s. 582). Ruokailutottumuksissa on huomattu kuitenkin myös populaatiotason eroavaisuuksia. Esimerkiksi läntisen Itämeren merihanhien on havaittu käyttävän enemmän kasvien maanalaisia osia, kuten juurimukuloita, ravintonaan syksyllä ja talvella, kun taas puolestaan norjalaiset yksilöt ovat selkeästi laiduntajia (Andersson ym. 2001).

Maatalouden tehostuminen ja peltopinta-alan lisääntyminen ovat vaikuttaneet hanhien habitaatin valintaan ja ruokavalioon (Fox ym. 2005; Fox & Abraham 2017). Usean eri hanhilajin on todettu siirtyneen ruokailemaan maatalousmaille luontaisten ruokailualueiden (esimerkiksi rantakosteikot ja muut kosteikkoalueet) sijaan niiltä saatavan paremman ravinnon vuoksi (Fox ym. 2005; Van Eerden ym. 2005; Gauthier ym. 2005). Hanhet suosivat maatalousalueita, koska viljelykasvit ovat ravintokoostumukseltaan parempilaatuisia (korkeampi proteiini-, rasva- ja energiapitoisuus), kuitupitoisuudeltaan matalampia ja helpompia hanhien ruuansulatukselle käsitellä kuin monet luonnonkasvit (Fox & Abraham 2017). Lisäksi maatalousmailla kasvillisuus on tiheää ja yhtenäistä, jolloin lintujen tarvitsee käyttää vähemmän aikaa sopivien ravintokasvien etsimiseen (Fox & Abraham 2017).

1.2.2 Kilpailu

Yksilön habitaatin valintaan vaikuttaa myös kilpailu resursseista. Kilpailu resursseista voi olla lajinsisäistä tai lajien välistä. (Dhondt 2012 s.13; Lovette & Fitzpatrick 2016 s. 649). Kilpailu voi olla häirintäkilpailua tai epäsuoraa resurssikilpailua (Cain ym. 2011). Häirintäkilpailussa yksilöt kilpailevat suoraan, usein aggressiivisella käytöksellä, molempien käyttämästä rajallisesta resurssista, kuten ruuasta tai reviiristä (Cain ym. 2011 s. 246; Lovette & Fitzpatrick 2016 s. 648). Resurssikilpailussa yksilöt kilpailevat epäsuorasti vaikuttamalla molempien käyttämän rajallisen resurssin saatavuuteen (Cain ym. 2011 s. 246; Lovette & Fitzpatrick 2016 s. 648). Esimerkiksi tietyllä alueella öisin ruokailevan lajin yksilö kilpailee epäsuorasti saman ruokalähteen tarjoamista resursseista sellaisen lajin yksilön kanssa, joka ruokailee samalla rajallisella resurssilla päiväaikaan, vaikka lajit eivät ikinä varsinaisesti kohtaisikaan (Dhondt 2012 s. 13).

Hanhilla yksilöiden hierarkialla on tärkeä rooli lajin sisäisessä kilpailussa. Etenkin häirintäkilpailussa vahvimmilla ovat hierarkiassa korkeimmat vanhat, perheelliset koiraat, joilla on useita poikasia. Heikoimmilla taas ovat pariutumattomat yksilöt (Kotrschal ym. 1993; Koskimies 2019 s. 50). Resurssikilpailussa tilanne on käänteinen (Kotrschal ym. 1993). Häirintäkilpailua saattaa myös ilmetä vasta tietyn kynnyksarvon jälkeen, esimerkiksi ruokailevan parven sisällä vasta, kun ravinnon määrä alueella pienenee tarpeeksi (Kotrschal ym. 1993).

Hanhilajien välisen kilpailun vaikutuksista habitaatin käyttöön on useita esimerkkejä (mm. Madsen 1985; Madsen & Mortensen 1987; Zhao ym. 2015). Madsen (1985) osoitti lajien välisen kilpailun vaikuttavan siihen, millaisia peltoja hanhet suosivat ruokailuun syysaikaan. Merihanhi ja lyhytnokkahanhi (*Anser brachyrhynchus*) huomattiin suosivan aluskylvettyjä sänkipeltoja ollessaan yksin tietyllä alueella, mutta lyhytnokkahanhi (*Anser brachyrhynchus*) saapuessa samoille ruokailualueille, merihanhet alkoivat välttää näitä peltoja lyhytnokkahanhi edelleen suosissa niitä. Merihanhet siis muuttivat habitaatin käyttöönsä välttääkseen kilpailua samaa peltotyyppiä suosivan lajin kanssa (Madsen 1985). Lajien välisen kilpailun on osoitettu vaikuttavan myös laajemmin habitaatin valintaan hanhilajien välillä. Esimerkiksi Madsen ja Mortensen (1987) havaitsivat valkuposkihanhi käyttävän sulkasadon aikaan sulkeutuneempia alueita (joilla saalistajien havaitseminen on vaikeampaa) suojapaikkoinaan välttääkseen kilpailua lyhytnokkahanhi kanssa. Lyhytnokkahanhet käyttävät puolestaan vahvempana kilpailijana avonaisempia suojapaikkoja (Madsen & Mortensen 1987). Lajienvälinen kilpailu ei myöskään vaikuta ainoastaan siihen, mitä habitatteja käytetään, vaan saattaa vaikuttaa myös siihen, minä vuorokauden aikana eri lajit käyttävät näitä yhteisiä resursseja (Zhao ym. 2015).

1.2.3 Saalistus ja häirintä

Peto–saalis-suhteet vaikuttavat monella tapaa sekä petojen että saaliseläinten käyttäytymiseen (Cain ym. 2011 s. 266–267). Saaliseläimet voivat muokata käyttäytymistään välttääkseen saaliiksi joutumisen, vaikka tämä pakottaisikin käyttämään ravinnonhankinnassa alueita tai tapoja, jotka vähentävät pitkällä tähtäimellä eloonjääntä tai lisääntymistä (Cresswell 2008). Petojen aiheuttama suora kuolleisuus ei yleensä olekaan merkittävin saaliseläinten populaatiodynamiikkaan vaikuttava tekijä, vaan erilaisilla saalistusuhan aikaansaamilla käyttäytymismalleilla on usein suurempi merkitys (Cresswell 2008). Tällaisia saalistusuhan

aikaansaamia käyttäytymisiä ovat muun muassa ryhmittäytyminen, valppauden lisääntyminen, pakeneminen, varoitussäenät, puolustautuminen petoja vastaan ja petojen välttely, jotka vaikuttavat suoraan habitaatin valintaan (Cresswell 2008).

Saalistusta välttävän käytöksen on todettu useassa tutkimuksessa vaikuttavan myös hanhien habitaatin valintaan (mm. Conover & Kania 1991; Nilsson & Persson 1992; Kahlert 2003). Hanhet lepäävät yleensä avovesialueilla, joilla ne ovat suojassa maapedoilta, mutta myös ruokailualueiden valinnassa suositaan alueita, joista on hyvä näkyvyys ja helppo lähteä lentoon, kun mahdollinen saalistaja havaitaan (Conover & Kania 1991; Nilsson & Persson 1992; Olsson ym. 2017). Siipisulkasadon aikana, hanhien ollessa lentokyvyttömiä, petoja välttelevän käytöksen on huomattu selittävän parhaiten hanhien habitaatin valintaa (Kahlert 2003). Hanhet ruokailivat sulkasadon aikaan vain noin 150 metrin etäisyydellä vesistöistä, joka tarjoaa pakenemismahdollisuuden ja turvapaikan lentokyvyttömille linnuille (Kahlert 2003). Myös valppaana olon ja tarkkaavaisuuden huomattiin kasvavan hieman kauempana vesistöistä (Kahlert 2003).

1.2.4 Vuodenaikaisrytmi

Vuodenaikaisrytmi vaikuttaa merkittävästi eliöiden habitaatin käyttöön ja valintaan (Fox ym. 2017). Erilaisten habitaattien saatavuudessa ja niiden tarjoamissa resursseissa saattaa olla suurta vaihtelua vuodenajasta riippuen. Näiden muutosten hyödyntäminen korostuu etenkin muuttolinnuilla, jotka muuttavat pitkiäkin matkoja vuosittain seuratessaan vuodenaikaismuutoksia alueiden tuottavuudessa (Van Eerden ym. 2005; Lovette & Fitzpatrick 2016 s. 453). Muuton perustarkoitus on hyödyntää kahta tai useampaa ympäristöä, joiden suhteellinen soveltuvuus eloonjäännin tai lisääntymisen kannalta muuttuu ajan myötä, yleensä vuodenaikojen mukaan (Rappole 2013 s. 1). Toisin sanoen muutto on kannattavaa, sillä kesällä pohjoisten pesimäalueiden tarjoamat hyödyt ja resurssit talvehtimisalueeseen nähden ylittävät muuttoon käytetyt resurssit ja riskit. Talvella tilanne on käänteinen. Rappole (2013) jakaa muuttolintujen vuodenaikaisrytmin viiteen jaksoon, joita ovat kevätmuutto, pesimäaika, pesinnän jälkeinen aika, syysmuutto ja talvehtiminen. Kaikilla näillä jaksoilla on niille ominaiset toimintonsa, kuten muninta, haudonta, sulkiminen ym., joiden asettamat tarpeet ohjaavat osaltaan lintujen habitaatin valintaa.

Kevät- ja syysmuutto ovat talvehtimis- ja pesimäalueiden väliseen siirtymään painottuneita jaksoja, mutta kelpoisuuden kannalta niiden syyt ovat päinvastaiset: kevätmuutolla korostuu

tulevaan lisääntymiseen valmistautuminen, ja syysmuutolla selviytyminen syksystä ja talvesta (Rappole 2013 s. 171). Pesinnän jälkeisenä aikana hanhet läpikäyvät sulkasadon (vaihtavat siipisulkansa) ja valmistautuvat syysmuuttoon (Rappole 2013, s. 55). Niiden tarpeet saalistuksen välttelyyn, lämmönsäätelyyn ja ravinnon suhteen eroavat tällä jaksolla usein selkeästi pesimäajan tarpeista, joka johtaa yleensä erilaisten habitaattien valintaan (Rappole 2013, s. 63). Merihanhiin sulkasato ajoittuu Suomessa kesäkuulle-elokuulle, jolloin sulkivat yksilöt ovat lentokyvyttömiä noin 3–4 viikon ajan (Madsen & Mortensen 1987; Kahlert 2003; Fox ym. 1995; Suomen riistakeskus 2020). Pesivät merihanhi sulkivat poikasten ollessa edelleen lentokyvyttömiä ja vahvasti riippuvaisia emoistaan (Hoyo ym. 1992 s. 582; Koskimies 2019 s. 50). Sulkasato altistaa hanhi saalistukselle, joka heijastuu niiden habitaatin valintaan (Madsen & Mortensen 1987; Kahlert 2003; Fox ym. 1995). Sulkasadon aikaan hanhi valitsevat habitaatteja, jotka tarjoavat riittävän ruokalähteen lisäksi suojaa ja pakenemismahdollisuuksia saalistajilta (Kahlert 2003). Käytännössä tämä näkyy hanhiin korostuneena oleskeluna vesistöjen läheisyydessä. Pesimättömillä merihanhiyksilöillä (esiakuiset, pesinnässään epäonnistuneet tai pesinnän väliin jättäneet pesimättömät) sulkasatoon liittyy yleensä myös sulkasatomuutto, jolloin hanhi siirtyvät synnyin- tai pesimäalueidensa ulkopuolelle (Olsson ym. 2017). Usein merihanhi palaavat sulkasatoalueiltaan vielä pesimäalueilleen ennen syysmuuttoa (Fox ym. 1995).

Merihanhiin syysmuutolle valmistautuminen ajoittuu loppukesään ja syksyyn. Tällöin linnut kasvattavat energiavarastojaan syysmuutolle valmistautumiseksi ja sulkasadosta palautumiseksi (Andersson ym. 2001). Yksilöt suosivatkin hiilihydraatti- ja rasvapitoisempaa ruokaa verrattuna kesän proteiini-rikkaaseen ruokavalioon (Sedinger 1997). Poikueelliset merihanhi saavuttavat sulkasadon jälkeen lentokykynsä suunnilleen poikasten tullessa lentokykyisiksi, joka mahdollistaa vapaamman habitaatin valinnan. Lentokyvyn saavutettuaan hanhi-perheet siirtyvätkin tavallisesti ruokailemaan kauemmas varsinaisilta pesimäalueiltaan, vaikkakin käyttävät niitä yhä lepäämiseen (Nilsson & Persson 1998; Nilsson ym. 2002). Perhekuntina tai muutamien perhekuntien parvina pesimäaikansa viettäneet merihanhi alkavat muodostaa yhä suurempia parvia (Nilsson & Persson 1998; Andersson ym. 2001). Hanhi ovat lisääntyvissä määrin hylänneet luontaisia syysajan ruokailuhabitaattejaan ja siirtyneet hyödyntämään viljelysmaiden sadonkorjuun jälkeisiä jäämäresursseja (Olsson ym. 2017). Tämä tutkimus keskittyy tälle pesinnän jälkeiselle ajalle, johon sisältyy niin poikasten kasvatus kuin syysmuutolle valmistautuminenkin.

Suomessa pesivät merihanhet muuttavat talvehtimaan kahdelle eri alueelle: Suomenlahdella ja Saaristomerellä pesivät linnut muuttavat Itämeren itäpuolella talvehtimaan Keski- ja Etelä-Eurooppaan. Merenkurkussa ja Perämerellä pesivät linnut muuttavat Ruotsin kautta talvehtimaan Länsi- ja Luoteis-Eurooppaan (Piironen & Laaksonen 2023). Talvehtimisalueilla yksilöt elävät vahvasti parvissa, joissa ne myös pariutuvat 2–3 vuoden iässä (Scheiber ym. 2005; Koskimies 2019 s. 50). Talven edetessä ja kevätmuuttoon valmistautuessa merihanhien vahva parvirakenne sekä perhesiteet alkavat löystyä (Scheiber ym. 2005). Syksyn tavoin hanhet suosivat talvella hiilihydraatti- ja rasvapitoisempaa ruokavaliota kuin kesällä (Sedinger 1997). Etenkin talven rajoittuneessa ravintotilanteessa hanhet käyttävät nykyisin vahvasti maatalousmaita ravinnonhankintaan (Fox ym. 2005, Gauthier ym. 2005; Van Eerden 2005). Merihanhet jättävät talvehtimisalueensa tammikuun jälkimmäisen puoliskon ja maaliskuun alun välisenä aikana ja suuntaavat kohti pohjoisia pesimäalueitaan (Andersson ym. 2001; Fouquet ym. 2013).

1.3 Ihmisen vaikutus riistaeläimiin

Kasvava ihmistoiminta aiheuttaa jatkuvaa painetta luonnolle monella eri tapaa (Primack 2010 s. 173–214). Laajalla tasolla tarkasteltuna ihmistoiminta vaikuttaa globaalisti muun muassa ilmastonmuutoksen sekä habitaattien tuhoamisen, laadun heikentämisen ja pirstoutumisen kautta kaikkiin eliöryhmiin (Primack 2010 s. 174; Cain ym. 2011 s. 133). Riistaeläimet ovat eläinryhmä, johon kohdistuu niiden aseman takia myös erityisen paljon suoria vaikutuksia ihmistoiminnan seurauksena. Koska riistaeläinten kannanvaihteluihin pystytään vaikuttamaan metsästysrajoituksilla, on tärkeää, että näitä lajeja koskevien päätösten tukena on riittävästi tutkittua tietoa ja suunnittelua. Ihmistoiminta vaikuttaa monella tapaa kielteisesti riistalajeihin, mutta etenkin metsästyskulttuuriin liittyy vahvasti myös erilaiset riistanhoitotoimenpiteet. Riistanhoitoa on muun muassa riistapeltojen perustaminen, talviruokinnan ylläpitäminen, pienpetopyynti, valikoiva metsästys ja riistaeläinten tarhakasvatus (Nummi & Malinen 2000; Metsästäjäliitto 2024).

Metsästyksen takia riistaeläimiin kohdistuu kuitenkin paljon kielteisiä vaikutuksia, joista kuolleisuuden lisääminen on yksi selkein. Suoran kuolleisuuden lisäksi metsästyksellä on myös monia epäsuoria vaikutuksia riista- ja muihin lajeihin. Yksi merkittävä epäsuora vaikutus on metsästyksen aikaansaama häirintä (mm. Madsen & Fox 1995; Béchet ym. 2003; Adam ym. 2016). Metsästyksen aikaansaama häirintä (esimerkiksi laukausäänet tai metsästäjien läsnäolo) ja saaliiksi joutumisen uhka voivat lisätä yksilöiden valppaana oloa ja pakenemista, ja vähentää

aikaa muilta toimilta, kuten ruokailulta (Madsen & Fox 1995; Béchet ym. 2003; Klaassen ym. 2006; Adam ym. 2016). Mikäli yksilöt eivät pysty kompensoimaan pakenemisen aikaansaamaa lisäkulutusta ja keskeytyneiden ruokailujen vaikeuttamaa energiansaantia, voi häirinnällä olla suoria vaikutuksia yksilöiden kuntoon ja lisääntymismenestykseen (Mainguy 2002; Nolet ym. 2016).

Ihmistoiminnan seurauksena tapahtunut luontaisten elinympäristöjen muokkaus tehostuneen metsä- ja maatalouden tarpeisiin on vaikuttanut negatiivisesti moniin lajeihin (Fox & Abraham 2017; BirdLife Suomi 2021), mutta jotkin lajiryhmät ovat myös hyötynet tästä muutoksesta (Gauthier ym. 2005; Fox ym. 2005; Fox & Abraham 2017). Esimerkkinä tällaisista uusista ympäristöjä käyttämään oppineista lajeista ovat useat eri hanhilajit, jotka ovat alkaneet suosia maatalousmaita luontaisten ruokailualueiden sijaan (Fox ym. 2005; Van Eerden ym. 2005; Gauthier ym. 2005). Tämän siirtymisen maatalousmaiden hyödyntämiseen on havaittu olevan yhteydessä myös useiden hanhilajien runsastumiseen (Gauthier ym. 2005; Fox ym. 2005). Tosin Ramo ym. (2015) havaitsivat tuloksissaan, että maatalousalueiden käytöllä ja hanhipopulaatioiden kasvulla ei olisikaan niin selvää yhteyttä, mitä monissa muissa tutkimuksissa esitetään.

1.4 Tutkimuskysymykset

Suuri osa merihanhen habitaatin käytön ja valinnan tutkimuksista on keskittynyt hanhien talvehtimisalueille (REF) tai sulkasatoaikaan (Madsen & Mortensen 1987; Fox ym. 1995; Kahlert 2003). Syysmuutolle valmistautuvien lintujen habitataatin käyttöä ja valintaa on tutkittu pienillä alueilla, joilla hanhia pystytään tarkkailemaan kaukoputkin (mm. Nilsson & Persson 1992; Van Liere ym. 2009; Olsson ym. 2017). Nykyiset satelliittiseurantamenetelmät mahdollistavat yksilöiden liikkumisen sekä habitaatin käytön ja valinnan tutkimisen laajoilla alueilla. Suomessa metsästyslainsäädäntö luo aivan erityisen tutkimusasetelman metsästyksen vaikutusten tutkimiseen: Merihanhen metsästysajan ensimmäiset kymmenen päivää (10.8.–20.8. alkaen klo 12.00) metsästyks on sallittu vain pelloilla. Tämä asetelma on uniikki ja poikkeaa aikaisemmista metsästyksen ja habitaatin käytön tai valinnan yhteyttä analysoineista tutkimuksista.

Pro gradu -tutkielmassani tarkastelen 47 Suomessa pesivän GPS-lähettimeillä merkityn merihanhen maisematason habitaatin käyttöä ja valintaa sekä metsästyksen mahdollisia vaikutuksia habitaatin valintaan. Tarkasteltava ajanjakso alkaa yksilökohtaisesti siitä, kun

poikaset ja emo ovat pesinnän ja sulkasadon jälkeen saavuttaneet lentokyvyn ja päättyy siihen, kun nämä poistuvat Suomen valtiorajojen ulkopuolelle syysmuuton yhteydessä. Tarkastelujakso voi päättyä myös merkityn linnun kuolemaan. Tarkoitukseni on selvittää,

1. missä suhteessa merihanhet käyttävät eri habitaatteja (habitaatin käyttö),
2. valitaanko tai vältetäänkö tiettyjä habitaatteja enemmän kuin niiden esiintymisen perusteella ympäristössä voisi olettaa (habitaatin valinta),
3. aiheuttaako metsästyksen (peltopyynti 10.8. ja yleinen vesilintujen metsästys 20.8. klo 12.00) alkaminen muutoksia merihanhiin habitaatin valintaan ja pitkän matkan siirtymien määrään.

Habitaatin valintaa on tärkeä tutkia, sillä sen avulla voidaan nähdä esimerkiksi merihanhiin maatalousalueiden käyttöaste ja edistää suunnittelua, jolla vähennetään ihmisten ja yhä kasvavan hanhipopulaation välisiä konflikteja. Lisäksi on mielenkiintoista nähdä, kuinka suuri vaikutus aikaistetulla peltopyynnillä on hanhiin käyttäytymiseen ja heijastuuko aikaistetun peltopyynnin sallimisen perusteluina esitetty maatalousvahinkojen torjumisen tavoittelu habitaatin valintaan (MMM 2018). Toisin sanoen, on mielenkiintoista ja tarpeellista tarkastella, näkyykö peltopyynnin aloitus hanhiin habitaatin valinnassa peltojen välttelyä.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimuslaji

Suomessa pesivät merihanhet talvehtivat kahdella eri alueella: Suomenlahdella ja Saaristomerellä pesivät linnut muuttavat Itämeren itäpuolelle talvehtimaan Keski- ja Etelä-Eurooppaan. Merenkurkussa ja Perämerellä pesivät linnut muuttavat Ruotsin kautta talvehtimaan Länsi- ja Luoteis-Eurooppaan (Piironen & Laaksonen 2023). Ne saapuvat Suomen pesimäalueilleen maaliskuu–toukokuussa, päämuuton sijoittuessa aikavälille 25.3.–20.4. (Koskimies 2019 s. 50). Naaraat munivat 3–7 munaa huhti–toukokuussa ja hautovat näitä 27–29 vuorokautta (Koskimies 2019 s. 50). Kuoriuduttuaan poikasilta menee noin kaksi kuukautta lentokyvyn saavuttamiseen (Hoyo ym. 1992 s. 582; Koskimies 2019 s. 50). Perämereltä merihanhet lähtevät Suomesta syysmuutolle elokuun lopussa ja syyskuun alussa, muualla Suomessa syys–lokakuussa (Piironen & Laaksonen 2023).

Monien muiden hanhilajien tapaan myös merihanhet ovat yleistyneet merkittävästi Euroopassa muutamien viime vuosikymmenten aikana (Ramo ym. 2005; Fox & Leafloor 2018). Suomessa

merihanhet ovat lisääntyneet 1800-luvulla tapahtuneen kannanromahduksen jälkeen (Koskimies 2019 s. 50; Fox & Leafloor 2018). Vuonna 2019 havaittiin merihanhien vähentyneen tärkeimmillä sulkimisalueilla Perämerellä (BirdLife Suomi 2019). Lintudirektiivin raportoinnissa vuonna 2019 Suomen kannan arvioitiin olevan 3550–10064 paria, keskikannan ollessa 6600 paria (Euroopan ympäristökeskus 2019), ja Koskimiehen teoksessa 7000–9000 paria (Koskimies 2019 s. 50). Lajia esiintyy Suomessa pääsääntöisesti rannikkoalueella, mutta se on pikkuhiljaa levittäytymässä myös sisämaahan (maa- ja metsätalousministeriö 2019).

Suomessa merihanhea saa metsästää yleisen rauhoitusajan ulkopuolella 20.8. klo 12–31.12. (metsästysasetus 666/1993) ja lisäksi vuodesta 2018 lähtien myös aikaistetusti pelloilta aikavälillä 10.8.–20.8 klo. 12.00 (valtioneuvoston asetus metsästysasetuksen muuttamisesta 392/2018). Metsästys on kuitenkin kiellettyä muissa kuin rannikkomaakunnissa (maa- ja metsätalousministeriö 2019). Lisäksi vuoden 2020 metsästyskauden aloituksesta eteenpäin peltometsästyksessä kiellettiin ravintohoukuttimien käyttö ja koko metsästyskauden ajalle asetettiin kahden merihanhen metsästäjäkohtainen saaliskiintiö (maa- ja metsätalousministeriön asetus merihanhen metsästyksen kieltämisestä metsästysvuosina 2020–2023, 531/2020).

2.2 Maastomenetelmät

Aineiston keräämiseksi yhteensä 48 aurinkopaneeleista virtansa saavaa GPS-lähetintä (OrniTrack-N44, paino: n. 45 g, Kuva 1) asennettiin pesiville merihanhille pitkin Suomen rannikkoa kesinä 2019 ja 2020. Vuonna 2019 lähettimien asennus tapahtui 5.5.–2.7. ja painottui Selkämeren rannikolta Suomenlahden rannikolle. Vuoden 2019 aikana asennettiin yhteensä 28 GPS-lähetintä. Neljä vuonna 2019 lähettimillä merkittyä merihanhea kuoli ennen kesää 2020. Vuonna 2020 lähettimet asennettiin 26.4.–6.8. välisenä aikana Perämeren alueella. Vuoden 2020 aikana asennettiin yhteensä 23 GPS-lähetintä. Näin ollen vuoden 2020 tutkimusjakson alussa oli elossa yhteensä 47 GPS-lähettimellä merkittyä hanhea.

Lähettimet ja niihin lisätyt tunnistuskoodit asennettiin hanhien kaulaan, jolloin ne toimivat tavallisen kaularenkaan tavoin myös yksilöntunnistuksessa. Lähettimien yksilölliset koodit (yksi kirjain ja kaksi numeroa) pystytään lukemaan etäältä kiikareilla tai kaukoputkella, jolloin yksilön tunnistukseen ei tarvita kiinniotta. Perussääntönä on pidetty, ettei asennettavan lähettimen kokonaispaino saisi ylittää 3–5 %:n osuutta linnun painosta, mikä huomioitiin

tutkimuksessamme (Macdonald & Amlaner 1980 s. 149): lähettimen paino oli keskimäärin 1,4 % merkittyjen hanhien ruumiinpainosta merkitsemishetkellä, jolloin hanhien ruumiinpaino oli usein tavanomaista alhaisempi haudonnasta aiheutuneen energiavajeen johdosta. GPS-lähettimekset asennettiin tallentamaan dataa kymmenen minuutin välein (paikannustietojen lisäksi tietoa muun muassa nopeudesta, lämpötilasta, korkeudesta, satelliittiyhteydestä ja lähettimen asennosta) ja lähettämään sitä kerran vuorokaudessa.



Kuva 1. Vasemmassa kuvassa GPS-kaulurilla vuonna 2020 merkitty aikuinen merihanhinaaras ja oikeassa kuvassa vuonna 2020 muovisella kaulalukurenkaalla merkitty aikuinen merihanhikoiras. Kuva: Antti Piironen ja Noora Metsäranta.

Lähettimekset asentamiseksi merihanhet houkuteltiin sopiville kohteille ruokinnan avulla ja pyydystettiin 20 x 20 m kokoisella etäältä laukaistavalla kanuunaverkolla (Kuva 2). Hanhet pyydystettiin poikueineen. Verkosta irrotuksen jälkeen aikuiset yksilöt ja myöhemmin kesästä myös kookkaammat poikaset laitettiin yksilöittäin hengittäviin juuttisäkkeihin odottamaan käsittelyä; pienet poikaset odottivat ilmarei'in varustelluissa laatikoissa. GPS-lähettimekset asennettiin ensisijaisesti poikueellisille naaraille. Tähän päädyttiin siksi, että pesivien naaraiden tiedetään palaavan takaisin pesimäalueelleen seuraavinakin vuosina, mikä on hyödyllistä Suomen populaatioiden muuttoreittien tutkimisessa; koiraat saattavat puolison kuoltua pariutua uudelleen ja seurata uutta kumppaniaan eri pesimäalueelle (Cooke ym 1975; Lessells 1985; Anderson ym. 2001). Muille riittävän suurille yksilöille asennettiin muoviset kaulalukurenkaat, jotka mahdollistavat yksilöntunnistuksen etäältä. Jokainen yksilö, pienimpiä poikasia lukuun ottamatta, rengastettiin myös metallisella nilkkarenkaalla. Kaikki rengastetut yksilöt punnittiin ja niiden sukupuoli sekä ikä (samana kesänä syntynyt, edellisenä kesänä syntynyt tai sitä vanhempi) määritettiin. Lisäksi hanhien nilkka, nokka, nokan ja pään yhteismitta, nokan korkeus ja siiven pituus mitattiin ja rengastuksessa irronneista höyhenistä kerättiin DNA-näyte

mahdollisia lisätutkimuksia varten. Aikuiset yksilöt ja poikaset vapautettiin yhtäaikaaisesti kaikkien sen pyydystyskerran lintujen käsittelyn valmistuttua.

Pyydystämisen, lähettimien asennuksen ja rengastamisen molempina vuosina toteutti Turun yliopiston projektitutkija Antti Piironen paikallisten metsästäjien avustuksella. Itse toimin Luonnon- ja riistanhoitosäätiön rahoituksella Piironen avustajana kesällä 2020. Antti Piironella oli maastotöiden toteuttamiseksi Suomen riistakeskuksen myöntämä lupa pyydystää ja merkitä merihanhia GPS- ja lukurenkain (lupnumero 2019-5-600-01158-8) sekä rengastuslupa teräksisten nilkkarenkaiden asentamiseksi. Ruokintojen ylläpitämisestä huolehtivat paikalliset metsästäjät.



Kuva 2. Vasemmassa kuvassa heinätupoilla maastoon naamioitu tykki ("kanuuna"), jollaisten avulla kanuunaverkko laukaistaan ja lennätetään lintujen yli pyydystettäessä. Oikeassa kuvassa ohuella heinäpeitteellä maastoon naamioitu viritetty kanuunaverkko linnut paikalle houkuttelevan viljaruokinnan edessä. Kuva: Noora Metsäranta.

2.3 Tilastolliset menetelmät

Suurin osa analyyseistä toteutettiin R-ohjelmointiympäristön ohjelmaversiolla 4.0.4. RStudiota käyttäen. Karttakuvien luonti ja joidenkin R:ään tuotavien aineistojen alustava muokkaus tapahtui QGIS 3.16.4 paikkatieto-ohjelmistolla. Lisäksi GPS-pisteiden visuaaliseen tarkasteluun ja sen avulla tehtäviin pohja-aineistojen keräämiseen käytettiin satelliitti.laji.fi-sivustoa, jossa lintujen GPS-paikannuksia pystyy tarkastelemaan tätä tarkoitusta varten luodussa karttanäkymässä. Pohjatietoja tallennettiin Microsoft Excel -taulukko-ohjelmistoon, jossa myös toteutettiin osa yksinkertaisimmista analyyseistä.

Analyyseissä olivat lähtökohtaisesti mukana kaikki syksyllä 2020 hengissä olleet GPS-lähettimeillä varustetut hanhet (N=48), mutta analyysijaksosta riippuen, osa hanhista saattoi puuttua, koska ne olivat joko vielä lentokyvyttömiä kyseisen jakson aikana tai ne olivat jo siirtyneet pois Suomesta tai kuolleet ennen kyseistä jaksoa. Lisäksi GPS-paikannusten visuaalisessa tarkastelussa huomattiin, että lähettimin F33 ja F25 varustellut yksilöt ovat pari keskenään ja näin ollen niiden paikannukset ovat toisistaan riippuvaisia. Tästä syystä vain toista kyseisistä linnuista pystyttiin käyttämään analyyseissä. Valitsin tähän parin naarasyksilön (F33), sillä tutkimuksessa on suosittu naaraita GPS-lähettimeiden asennuksessa ja näin ollen aineisto on vertailukelpoisempaa yksilöiden välillä (tämän jälkeen N = 47).

2.3.1 Habitaatin käyttö ja valinta

Analysoitava jakso määritettiin kullekin hanhelle yksilökohtaisesti. Jakso alkoi linnun lentokyvyn saavuttamisesta sulkasadon jälkeen ja päättyi kyseisen yksilön poistumiseen Suomesta syysmuuton yhteydessä tai kuolemaan. Rajaus perustuu siihen, että ennen poikueen ja emon lentokykyisyyttä emojen habitaatin käyttö on hyvin keskittynyttä pesimäpaikan ympäristöön eli merkkapaikan sijainnin valinta korostuisi analyyseissä suuresti. Sulkasadon päättymiseksi katsottiin se hetki, jolloin hanhiyksilön paikannuksissa ilmeni ensimmäinen lentohavainto pitkän lentämättömän jakson jälkeen. Jotta varmistuttaisiin siitä, että hanhi on varmasti lentokykyinen ja kykenevä laajempaan habitaatin valintaan, analysoitava jakso aloitettiin vasta viiden päivän kuluttua tästä sulkasadon päättymispäivästä. Muutamaa eri raja-arvoa testaamalla lentohavainnoiksi määritettiin paikannukset, joiden nopeus oli vähintään 10 km/h. GPS-lähettimeiden tuottaman nopeustiedon lisäksi lentohavainnoita tarkasteltiin myös visuaalisesti satelliittilajin sivustolla, jotta voitaisiin havaita mahdolliset havaintopisteiden välissä tapahtuneet lentotapahtumat (havaintopisteiden väli 10 min). Nämä lentotapahtumat erottuivat paikannuksista kahden peräkkäisen havaintopisteen välisenä välimatkana, jonka eteneminen edellyttäisi hanhiyksilöltä laskennallisesti vähintään 10 km/h nopeutta. Jotta varmistuttaisiin sulkasadon päättymisestä, laskettiin se loppuneeksi vasta, kun molemmilla tavoilla tarkasteltuna aineistossa oli ilmentynyt lentohavainto. Muutama yksilö merkattiin GPS-lähettimeillä sulkasadon päättymisen jälkeen. Näissä tapauksissa analyysit aloitettiin merkitsemispäivästä seuraavana päivänä. Analysoitavan jakson päättymiseksi puolestaan määritettiin ensimmäinen meren päälle asettava lentopaikannus Suomesta poistumisen yhteydessä tai kuolinhetki (visuaalisella tarkastelulla pääteltynä), mikäli yksilö kuoli ennen Suomesta poistumistaan.

Analyyseissä kunkin hanhityksilön paikannukset asetettiin CORINE 2018 -maanpeiteaineistoon pohjautuvan uudelleenluokitellun karttatason päälle. CORINE maanpeite 2018 rasterimuotoinen paikkatietoaineisto koostuu 20 x 20 m pikseleistä ja se on tuotettu SYKEssä olemassa oleviin paikkatietoaineistoihin sekä satelliittikuvatulkintaan perustuen (SYKE 2021). Alkujaan 49 maanpeiteluokasta koostuva aineisto luokiteltiin uudelleen kahdeksaan luokkaan: ”rakennetut alueet”, ”metsät”, ”laidunmaat ja niityt”, ”pellot”, ”makean veden vesialueet ja kosteikot”, ”merenrantakosteikot”, ”meri” ja ”muut”. Luokka ”muut” koostui CORINEn alkuperäistasoista ”hedelmäpuu- ja marjapensasviljelmät”, ”varvikot ja nummet”, ”rantahietikot ja dyynialueet”, ”kalliomaat”, ”niukkakasvustoiset kangasmaat” sekä ”avosuot ja ”turvetuotantoalueet”. Uudelleenluokittelussa huomioitiin merihanhien ekologia erittelemällä tarkemmin ne habitaatit, joita merihanhien tiedetään käyttävän, ja karkeammin ne, joiden käyttöaste on tyypillisesti pieni. GPS-lähettimien tuottamista paikannuksista poistettiin virhepaikannukset ($N = 0^\circ$ ja $E = 0^\circ$) ja kaikki lentohavainnot. Analyysin laskennalliseksi keventämiseksi jäljelle jäävistä paikannuksista valittiin analyysiin joka kolmas havainto (yksi havainto 30 minuutin välein). Kullekin hanhelle laskettiin sen käyttämien habitaattien prosentuaalinen jakauma tarkastelemalla, mihin habitaattiluokkaan GPS-paikannukset asettuivat. Koska habitaatin käytön tarkastelu tapahtuu prosentuaalisesti, ei autokorrelaatiolla ole vaikutusta (mitä tiheämpää paikannustietoa saadaan, sitä todenmukaisemmin aineisto heijastaa todellista prosentuaalista habitaatin käyttöä). Lisäksi voidaan olettaa, että mahdolliset paikannusten epätarkkuudet tasaantuvat eri habitaattien välillä vääristämättä tuloksia, sillä tiheään paikannusvälin aineistossa havaintopisteitä on runsaasti ja tuloksia tarkastellaan prosentuaalisesti.

Habitaatin valintaa tutkittaessa tätä toteutunutta habitaatin käyttöä verrattiin mahdolliseen habitaatin käyttöön. Tässä tapauksessa oli siis tärkeää huomioida alueen erilaisten habitaattien esiintyvyys. Tämän toteuttamiseksi jokaisen paikannuksen ympärille muodostettiin puskurialue, jolta laskettiin eri habitaattiluokkien suhteelliset peittävyudet. Muutamaa eri sädekokoja testaamalla lopulliseksi puskurialueen sädekooksi valikoitui 500 metriä. Habitaattiluokkiin kohdistuvan valinnan tai välttelyn määrittämiseksi käytettiin Jacobin indeksiä $D = (r-p)/(r+p-2rp)$, jossa p on habitaattiluokan osuus saatavilla olevista habitaateista ja r on paikannusten osuus kyseisessä habitaattiluokassa. Jacobin indeksin arvot vaihtelevat välillä -1 ja 1. Negatiiviset arvot osoittavat habitaattiluokan välttelyä ja positiiviset arvot osoittavat suosimista. Lähellä nollaa olevat arvot kertovat, että habitaattia käytetään samassa suhteessa sen esiintyvyyteen nähden, eikä sitä suosita tai vältellä. Jacobin indeksin

tulosten tilastollisen merkitsevyyden testaamiseen käytettiin yhden otoksen t-testiä normaalisti jakautuneille arvoille ja Wilcoxonin testiä ei-normaalisti jakautuneille arvoille.

2.3.2 Metsästyksen vaikutus

Metsästyksen vaikutusta merihanhiin habitaatin valintaan ja käyttäytymiseen tutkittiin vertaamalla kolmea viiden päivän jaksoa keskenään: ei metsästystä (5.–9.8.2020), pelkkä peltometsästys (10.–14.8.2020) ja yleinen vesilintujen metsästys (20.–24.8.2020). Jaksoilta verrattiin muutoksia habitaatin valinnassa ja yksilöiden pitkien matkojen liikkuvuudessa. Yksilön liikkuvuutta oli mielekästä tutkia habitaatin valinnan lisänä, sillä pitkätkään siirtymät eivät välttämättä heijastu habitaatin valinnan tuloksiin ja näin voitaisiin syyllistyä herkemmin tyyppin II -virheeseen metsästyksen vaikutuksia analysoidessa. Toisin sanoen, jos pitkän matkan siirtymän jälkeen hanhi yhä valitsisi saman tyyppisiä habitaatteja samassa suhteessa, ei mahdollisesti metsästyksen aikaansaama siirtymä näkyisi pelkissä habitaatinvalinta -analyyseissä.

Metsästyspaineen vaihtelua eri alueilla kuvattiin eri alueilta Oma riista -palveluun ilmoitettujen, saaliiksi saatujen merihanhiin ja kanadanhanhiin (jakso 10.8.–20.8. klo 12.00) ja kaikkien vesilintujen (jakso 20.8. klo 12.00 alkaen) määrällä. Päiväkohtaiset saalismäärät saatiin riistanhoitoyhdistyksittäin (jäljempänä myös RHY) Suomen riistakeskukselta erillispyynnöllä. Saalismäärät suhteutettiin riistanhoitoyhdistysten pinta-alaan eli analyyseissä metsästyspaineen vaihtelua kuvattiin saalistihedellä (yksilöä/vrk/km²). Riistanhoitoyhdistysten pinta-alat ovat avoimesti ladattavissa Suomen riistakeskuksen sivuilta. Oma riistaan ilmoittaminen perustuu suurella osalla lajeista vapaaehtoiseen ilmoitukseen, joten ne eivät kerro absoluuttista saalismäärää, mutta heijastelevat saadun saaliin suhteellista jakautumista riistanhoitoyhdistysten välillä (ilmoitusaktiivisuudessa ei ole syytä olettaa olevan huomattavia eroja riistanhoitoyhdistysten välillä). Siirtymät kaikkien kolmen jakson ajalta etsittiin aineistosta visuaalisella karttatarkastelulla. Siirtymä määritettiin pysähtymispaikkojen avulla. Pysähtymispaikaksi tulkittiin, jos merihanhiyksilö oli pysytellyt säteeltään 30 km alueella vähintään 48 tuntia. Jos yksilö siirtyi tällaiselta alueelta yli kahdeksan tunnin ajaksi, katsottiin sen tehneen siirtymän. Kyseistä rajausta on käytetty myös muissa hanhitutkimuksissa (van Wijk ym. 2012; Boos ym. 2019; Kölzsch ym. 2019). Rajaus pohjautuu aikaisempaan tutkimukseen hanhiin käyttäytymisestä: 30 km on todettu olevan pisin matka, jonka hanhet saattavat kulkea päivittäisissä siirtymissään ruokailu- ja levähtämispaiikkojen välillä ja 48 tuntia on aika, jonka

hanhet tarvitsevat levähtämiseen ja energiavarojen keräämiseen (Drent ym. 2007; van Wijk ym. 2012).

Pitkän matkan siirtymiä analysoitiin sekä jaksokohtaisesti että päiväkohtaisesti. Jaksokohtaista siirtymää tarkasteltiin logistisella regressiolla. Metsästyksen vaikutusta pitkän matkan siirtymiin jaksokohtaisesti pystyttiin tarkastelemaan vain niillä jaksoilla, joissa metsästystä tapahtui eli peltometsästysjaksolla (10.–14.8.) ja yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (20.–24.8.). Logistisessa regressiossa vastemuuttujana oli siirtymä jakson aikana (siirtyi/ei siirtynyt), ja selittävinä muuttujina olivat jakson saalistiheys, alue (pohjoinen/etelä) sekä siirtymä edellisen viiden päivän jakson aikana (kyllä/ei). Jaksokohtainen saalistiheys muodostettiin keskiarvona päiväkohtaisista saalistiheyksistä päiviltä ennen mahdollista ensimmäistä jakson sisäistä siirtymää. Siirtymän jälkeisten päivien saalistiheys ei huomioitu, jotta analyysi ei vääristyisi. Saalistiheden selvittämiseksi tutkittiin visuaalisella tarkastelulla, minkä riistanhoitoyhdistyksen/-yhdistyksien alueella kukin yksilö on liikkunut päiväkohtaisesti. Analyysissä ei käytetty ainoastaan merihanhiensa saalistietoja, sillä riistavesilintujen kokonaissaalis antaa paremmin viitteitä alueen metsästyspaineesta vesilintujen metsästyskaudella (20.8. klo 12.00 alkaen). Mikäli hanhiyksilö oli liikkunut useamman RHY:n alueella samana päivänä, otettiin näistä keskiarvo jakamalla ensin kunkin alueen saalismäärät alueen pinta-alalla ja muodostaen sitten näistä keskiarvon. Keskiarvo muodostettiin kyseisellä tavalla, jotta alueelliset saalistiheddet painottuisivat enemmän. Alue-muuttujan jako pohjoiseen ja etelään tapahtui käyttäen rajana Satakunnan ja Rannikko-Pohjanmaan riistakeskusalueiden rajaa (Piironen & Laaksonen 2023). Siirtymä edellisen viiden päivän jaksolta valittiin selittäväksi tekijäksi, jotta yksilöiden yleinen liikkuvuusaktiivisuus ja siinä mahdollisesti tavattavat eroavaisuudet huomioitaisiin myös analyyseissä.

Pitkän matkan siirtymien analysointi päiväkohtaisesti tapahtui myös logistisella regressiolla. Erona jaksokohtaiseen tarkasteluun oli, että nyt jokaista analysoitavaa hanhiyksilöä kohden tuli useampi havainto; yksi jokaista Suomessa vietettyä päivää kohden jaksolla 10.–19.8.2020. Siirtymää (kyllä/ei) selittävässä mallissa potentiaalisina selittävinä tekijöinä olivat päiväkohtainen saalistiheys, alue ja siirtymä edellisen viiden päivän aikana (kyllä/ei). Lisäksi mallissa yksilö lisättiin satunnaistekijäksi.

Metsästyksen vaikutusta tutkittiin kolmella eri vertailujaksolla myös habitaatin valinnan suhteen. Eri habitaattiluokkien Jacobin-indeksien arvoja (valintaa tai välttelyä ilmentävä

indeksi-arvo) verrattiin eri jaksojen välillä ei-parametrisella Mann-Whitneyn U-testillä, sillä parametrisen testin oletukset eivät täyttyneet.

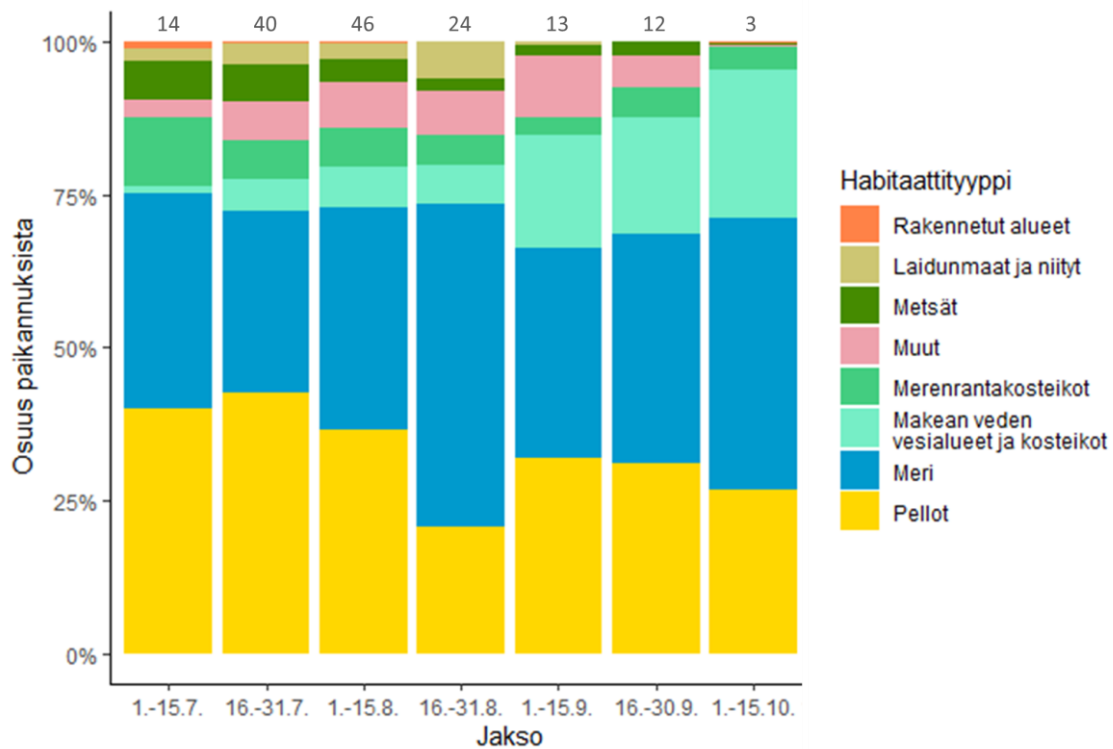
3 Tulokset

3.1 Merihanhen pesinnän jälkeinen habitaatin käyttö ja valinta

Kaikkien tutkimuksessa mukana olleiden merihanhien pesinnän jälkeiset jaksot osuivat kahden viikon tarkastelujaksoissa aikavälille 1.7.–31.10. Viimeisellä tarkastelujaksolla (16.–31.10.) elossa olevista hanhiyksilöistä oli Suomessa enää vain yksi, joten tämä jakso jätettiin analyysistä pois. Pesinnän jälkeisen jakson aloituspäivän (ensimmäinen lentohavainto + 5 päivää) keskiarvo oli tutkimuksen GPS-lähettimillä merkityillä hanhilla 21.7. (keskihajonta 8,83 päivää) ja päättämispäivä 26.8. (keskihajonta 22,13 päivää).

Keskimäärin 71 % (keskihajonta 3 %) koko syksyn aikaisista paikannuksista sijoittui pellolle ja merelle (yhteenlaskettu habitaatin käyttö näissä habitaateissa, Kuva 3). Jaksolla 16.–31.8. merta käytettiin enemmän (53 %) ja peltoja vähemmän (22 %) muihin jaksoihin verrattuna. Kuitenkin kyseisellä jaksolla pelto- ja merihabitaatin yhteiskäyttöosuus pysyi tästä huolimatta likimain yhtä suurena (75 %) muihin jaksoihin nähden.

Makean veden vesialueiden ja kosteikoiden käyttö kasvoi syksyn edetessä jokaisella tarkastelujaksolla. Kasvu oli suurinta siirryttäessä jaksolta 16.–31.8. jaksolle 1.–15.9., jolloin kyseisen habitaatin käyttö lähes kolminkertaistui seitsemästä prosentista 18 %:iin.

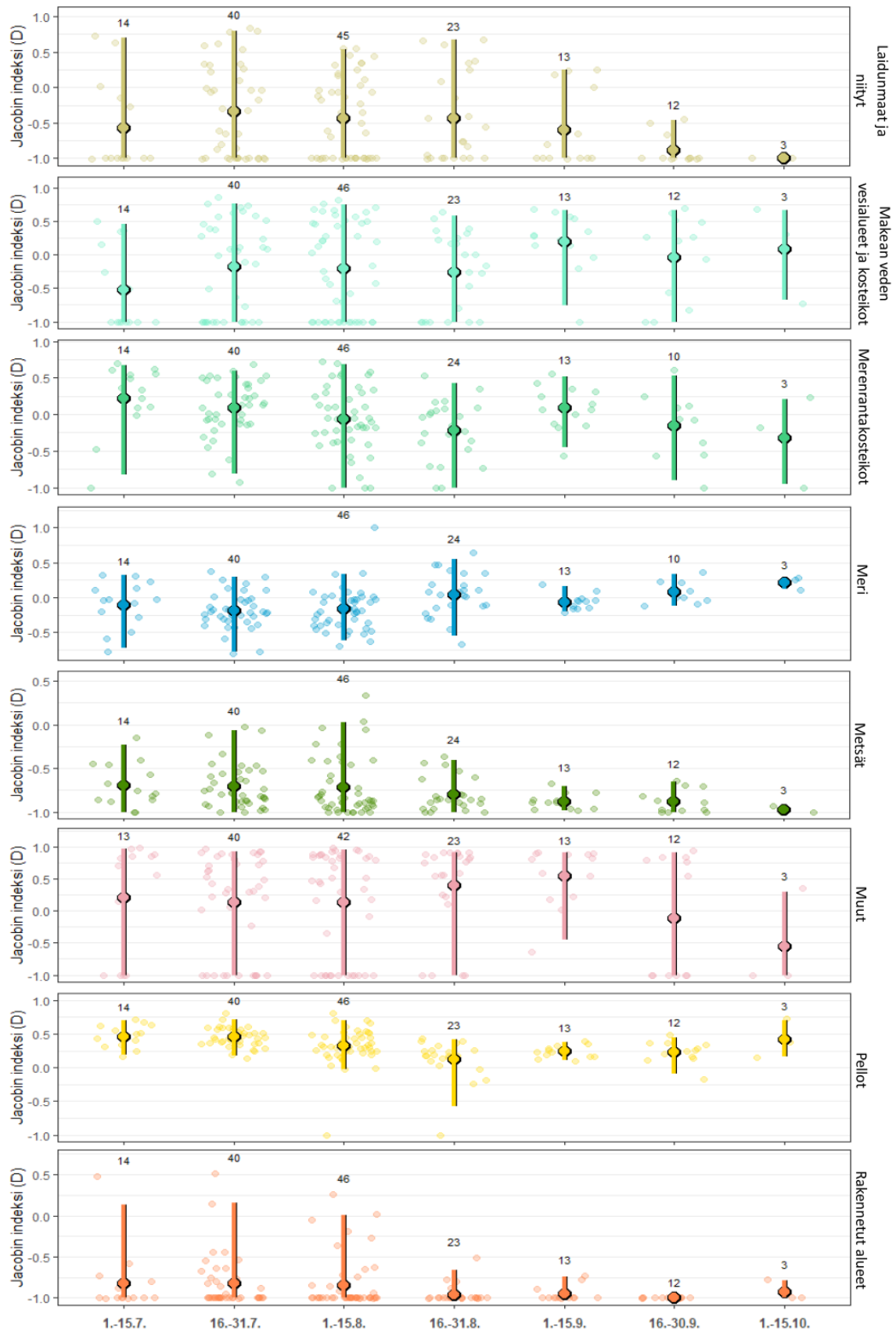


Kuva 3. Pinottu pylväskaavio merihanhiin paikannusten keskiarvoisesta jakautumisesta eri habitaatteihin kahden viikon jaksoissa. Jaksokohtaiset otoskoot (GPS-lähetimillä seurattujen hanhiin lukumäärät) on esitetty pylväiden yläpuolella. Otoskoot vaihtelevat jaksokohtaisesti, sillä otokseen on otettu jokaiselta hanhiyksilöltä vain havaintojaksolle osuvat paikannukset (havaintojakso = lentokyvyn saavuttaminen sulka-alueen jälkeen – poistuminen Suomesta syysmuuton yhteydessä tai kuolema). Suurimmat otoskoot ovat keskivaiheen jaksoissa, sillä aikaisimpien havaintojaksojen kohdalla kaikki yksilöt eivät ole vielä lentokäyviä ja puolestaan myöhäisimmillä jaksoilla osa yksilöistä on jo poistunut Suomesta tai kuollut metsästyksen yhteydessä.

Useimpiin habitaatteihin ei selkeästi kohdistunut valintaa tai välttelyä eri tarkastelujaksoilla, sillä hajonta eri hanhiyksilöiden välisessä habitaatin valinnassa oli suurta (Kuva 4). Tilastollisesti merkitsevää välttelyä kohdistui laidunmaihin ja niittyihin, metsiin ja rakennettuihin alueisiin. Laidunmaita ja niittyjä vältettiin kahdella viimeisellä tarkastelujaksolla (95 % havainnoista välillä -1; -0,459 ja -1; -1). Metsiä vältettiin yhtä jaksoa lukuun ottamatta kaikilla jaksoilla. Ainoastaan jaksolla 1.–15.8. välttely ei ollut aivan tilastollisesti merkitsevää (95 % havainnoista välillä -1; 0,026), mutta metsiin kohdistuva välttely oli vahvasti suuntaa antavaa myös tällä jaksolla. Rakennettuihin alueisiin kohdistui selkeää tilastollisesti merkitsevää välttelyä neljällä viimeisellä tarkastelujaksolla. Myös kolmannella jaksolla (1.–15.8) rakennettuihin alueisiin kohdistuva välttely oli suuntaa antavaa (95 % havainnoista välillä -1; 0,006).

Tilastollisesti merkitsevää positiivista valintaa puolestaan kohdistui ainoastaan peltoihin ja mereen. Mereen kohdistui valintaa (95 % havainnoista välillä 0,112; 0,275) ainoastaan

viimeisellä jaksolla, jolloin otoskoko on hyvin pieni. Muilla jaksoilla Jacobin indeksin arvot merihabitaatissa eri jaksoilla olivat habitaateista eniten nollan lähetyillä. Tämä viittaa siihen, että merta käytettiin eniten samassa suhteessa sen esiintymiseen alueella, vaikkakin Jacobin indeksin arvoissa esiintyi silti melko paljon hajontaa neljällä ensimmäisellä tarkastelujaksolla. Peltoihin kohdistui valintaa neljällä jaksolla, jotka olivat jaksot 1.–15.7. (95 % havainnoista välillä 0,185; 0,702), 16.–31.7. 95 % havainnoista välillä 0,183; 0,712), 1.–15.9. (95 % havainnoista välillä 0,104; 0,382) ja 1.–15.10. (95 % havainnoista välillä 0,157; 0,706). Tämän lisäksi peltoihin kohdistuu suuntaa antavaa valintaa jaksolla 1.–15.8. (95 % havainnoista välillä -0,023; 0,702) ja jaksolla 16.–30.9. (95 % havainnoista välillä -0,093; 0,450). Ainoastaan jaksolla 16.–31.8. ei havaittu edes suuntaa antavaa peltoihin kohdistuvaa valintaa tai välttelyä (95 % havainnoista välillä -0,582; 0,414).



Kuva 4. Koko pesinnän jälkeisen ajan kuvaajat Jacobin indeksin arvoista hanhiyksilöiden välillä eri habitaateissa. Jacobin indeksin arvot kuvaavat habitaatin valintaa kahden viikon jaksoissa. Kahden viikon jaksojen otoskoot (pylväiden yläpuoliset numerot) vaihtelevat, sillä otokseen on otettu jokaiselta hanhiyksilöltä vain havaintojaksolle osuvat paikannukset (havaintojakso = lentokyvyn saavuttaminen sulkasadon jälkeen – poistuminen Suomesta

syysmuuton yhteydessä tai kuolema). Lisäksi osalla hanhista kaikkia habitaattiluokkia ei esiintynyt paikannusten puskurialueilla kyseisellä jaksolla ja näin ollen niistä habitaateista ei pystynyt laskemaan Jacobin indeksiä kyseisten hanhien kohdalla, joten saman jakson otoskoot vaihtelevat eri habitaattien välillä. Aikaisimpien havaintojaksojen kohdalla kaikki yksilöt eivät ole vielä lentokykyisiä ja puolestaan myöhäisimmillä jaksoilla osa yksilöistä on jo poistunut Suomesta tai kuollut metsästyksen yhteydessä. Positiiviset arvot kuvaavat habitaattiin kohdistuvaa valintaa ja negatiiviset välttelyä. Jacobin indeksin arvolla nolla habitaattia käytetään samassa suhteessa sen esiintyvyyteen nähden. Pylväät kuvaavat väliä, jolle 95 % Jacobin indeksin arvoista sijoittuu. Pylväiden päälle sijoittuvat täytetyt pallot kuvaavat habitaatin Jacobin indeksin keskiarvoa. Osin läpinäkyvät pisteet kuvaavat kunkin hanhiyksilön habitaattikohtaisia Jacobin indeksin arvoja kullakin tarkastelujaksolla.

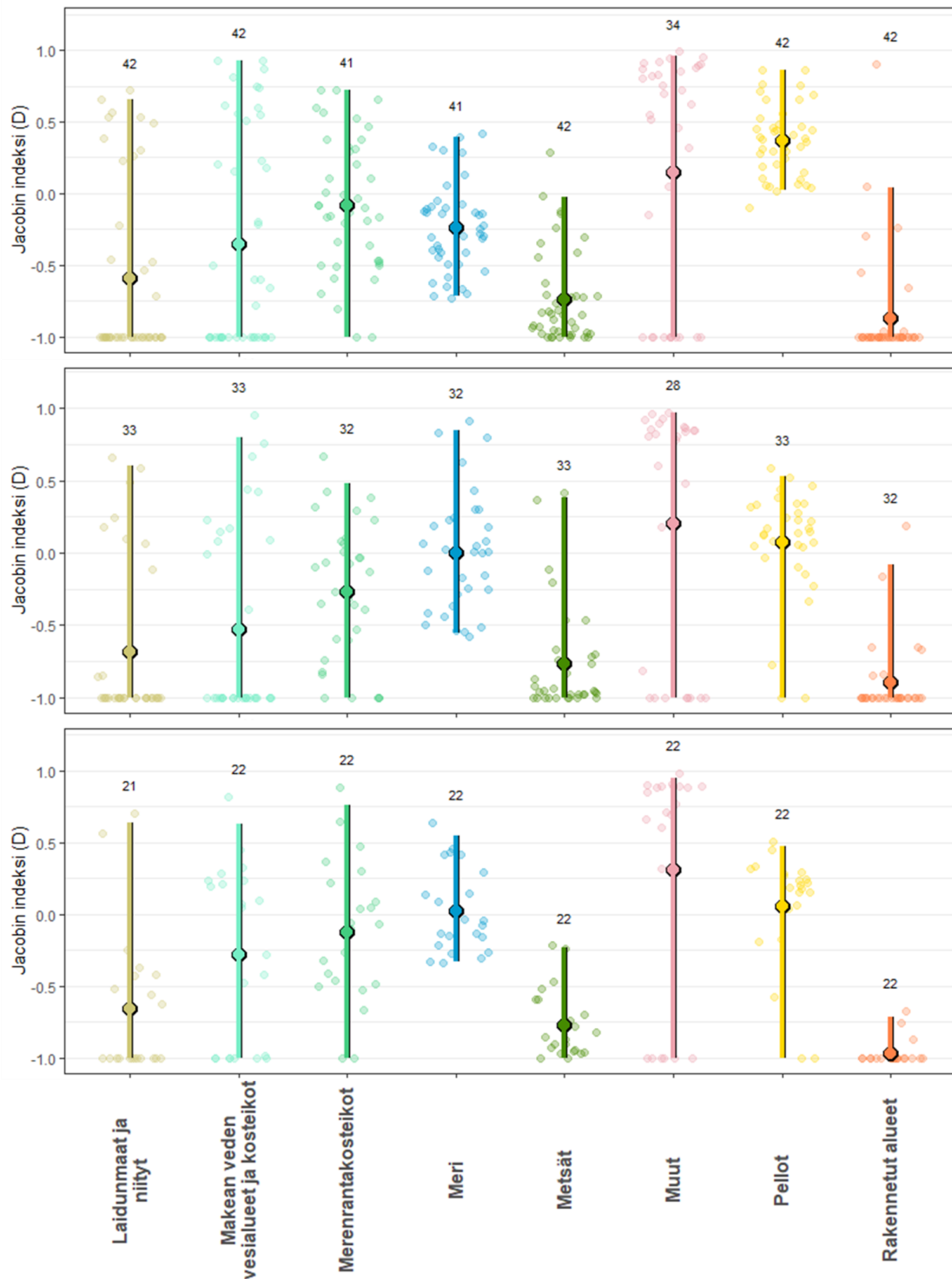
3.2 Metsästyskausien vaikutus habitaatin valintaan ja pitkän matkan siirtymiin

3.2.1 Vaikutukset habitaatin valintaan

Eri metsästysjaksoilla (ei metsästystä-, peltometsästys- ja yleinen vesilintujen metsästysjakso) useimpiin habitaatteihin ei kohdistunut selkeää suosimista tai välttelyä, sillä hajonta eri hanhiyksilöiden välisessä habitaatin valinnassa oli suurta (Kuva 5). Viiden prosentin riskitasolla tilastollisesti merkitsevää välttelyä kohdistui osalla metsästysjaksoista metsiin ja rakennettuihin alueisiin ja tilastollisesti merkitsevää suosimista ainoastaan peltoihin. Näillä jaksoilla 95 % havainnoista sai Jacobin indeksin arvoina joko ainoastaan positiivisia tai negatiivisia arvoja.

Tilastollisesti merkitsevää välttelyä kohdistui metsiin ei metsästystä -jaksolla (5.–9.8.) (95 % arvoista välillä -1; -0,022) sekä yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (20.–24.8.) (95 % arvoista välillä -1; -0,233). Peltometsästysjaksolla (10.–14.8.) metsiin kohdistuvassa välttelystä ja suosimisessa oli suurempaa hajontaa hanhiyksilöiden välillä, eikä viiden prosentin riskitasolla metsiin kohdistu välttelyä tai suosimista tällä jaksolla. Toinen habitaatti, johon metsästysjaksokohtaisessa tarkastelussa kohdistui tilastollisesti merkitsevää välttelyä, oli rakennetut alueet. Tätä habitaattia välteltiin peltometsästysjaksolla (95 % arvoista välillä -1; -0,086) ja yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (95 % arvoista välillä -1; -0,718). Ei metsästystä -jaksolla välttely ei ollut aivan tilastollisesti merkitsevää, mutta rakennettujen alueiden välttely oli myös tällä jaksolla suuntaa antavaa (95 % havainnoista välillä -1; 0,040).

Metsästysjaksokohtaisella tarkastelulla tilastollisesti merkitsevää suosimista kohdistui ainoastaan peltoihin ja tämä ajoittui vain ei metsästystä -jaksolle. Kahdella muulla metsästysjaksolla peltoihin kohdistui hanhikohtaisesti sekä välttelyä että suosimista.



Kuva 5. Tarkastelujaksojen kuvaajat Jacobin indeksin arvoista hanhiyksilöiden välillä habitaattikohtaisesti. Ylimmässä kuvaajassa on esitetty ei metsästystä -jakson (5.–9.8.) tulokset, keskimmaisessa peltometsästysjakson (10.–14.8.) tulokset ja alimmaisessa yleisen vesilintujen metsästysjakson (20.–24.8.) tulokset. Positiiviset arvot kuvaavat habitaattiin kohdistuvaa valintaa ja negatiiviset välttelyä. Jacobin indeksin arvolla nolla habitaattia käytetään samassa suhteessa sen esiintyvyyteen nähden. Osalla hanhista kaikkia habitaatteja ei esiintynyt paikannusten puskurialueilla kyseisellä jaksolla ja näin ollen niistä habitaateista ei pystytty laskemaan Jacobin indeksiä kyseisten hanhien kohdalla (habitaattien otoskoot vaihtelevat tarkastelujakson sisällä). Pylväät kuvaavat väliä, jolle 95 % havainnoista sijoittuu. Pylväiden päälle sijoittuvat täytetyt pallot kuvaavat habitaatin Jacobin indeksin keskiarvoa. Pienemmät, osittain läpinäkyvät, pallot kuvaavat kunkin hanhiyksilön habitaattikohtaisia Jacobin indeksin arvoja. Pylväiden yläpuoliset numerot kuvaavat habitaattien sisäisiä otoskokoja (GPS-lähettimillä merkittyjen hanhien lukumäärää).

Tarkasteltaessa metsästyksen vaikutusta eri habitaattien valintaan metsästysjaksojen välillä, merkitsevä ero havaittiin meren ja pellon valinnassa (Taulukko 1). Merta välteltiin enemmän ei metsästystä -jaksolla kuin peltometsästysjaksolla (p-arvo 0,0056). Ero merihabitaatin välttelystä oli selkeä myös ei metsästystä -jakson ja yleisen vesilintujen metsästysjakson välillä (p-arvo 0,0030). Ei metsästystä -jaksolla merta käytettiin siis vähemmän suhteessa sen esiintyvyyteen hanhien lähiympäristössä kuin mitä peltometsästysjaksolla tai yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (Kuva 5).

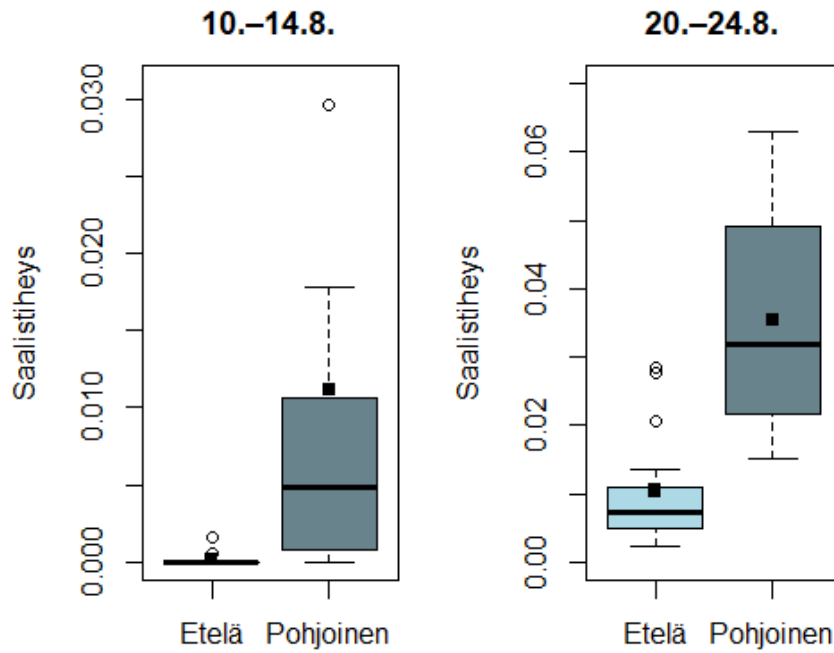
Peltojen valintaan metsästyksellä oli päinvastainen vaikutus. Peltoja valittiin enemmän ei metsästystä -jaksolla kuin kummallakaan varsinaisella metsästysjaksolla (Taulukko 1). Selkein ero peltojen valinnassa oli ei metsästystä -jakson ja peltometsästysjakson välillä (p-arvo 0,0004). Myös ei metsästystä -jakson ja yleisen vesilintujen metsästysjakson välillä oli selkeä ero peltojen valinnassa (p-arvo 0,0013). Ei metsästystä -jaksolla peltoja käytettiin siis enemmän suhteessa niiden esiintyvyyteen hanhien lähiympäristössä kuin mitä peltometsästysjaksolla tai yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (Kuva 5).

Taulukko 1. Mann-Whitneyn U-testin tulosten p-arvot eri habitaattien Jacobin indeksin arvojen vertailulle metsästysjaksojen välillä.

Vertailtavat jaksot	Laidun- maat ja niityt	Makean veden vesialueet ja kosteikot	Merenranta- kosteikot	Meri	Metsät	Muut	Pellot	Rakennetut alueet
Ei metsästystä Peltometsästys	0,5247	0,1854	0,1498	0,0156*	0,2556	0,6931	0,00036***	0,8097
Ei metsästystä Vesilintumetsästys	0,8609	0,6019	0,7786	0,0030**	0,8485	0,4801	0,0013**	0,5119
Peltometsästys Vesilintumetsästys	0,5327	0,0831	0,3735	0,7051	0,1598	0,5868	0,8032	0,3632

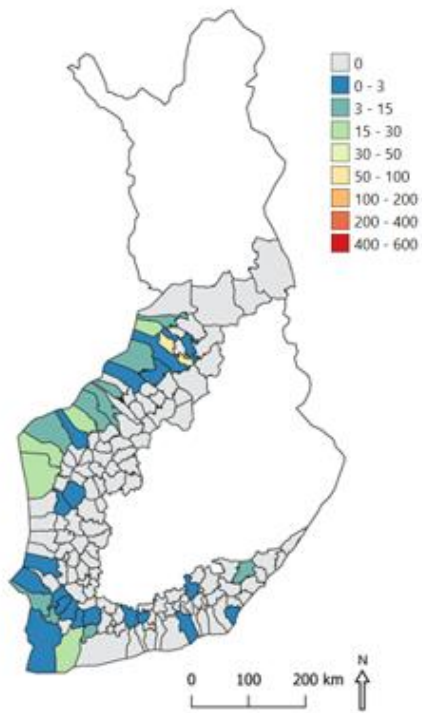
3.2.2 Siirtymäanalyysi: jaksokohtainen tarkastelu

Pitkän matkan siirtymien jaksokohtaisessa tarkastelussa saalistiheys- ja aluemuuttuja korreloivat keskenään, saalistiheyden ollessa molemmilla tarkastelujaksoilla suurempi pohjoisessa (Kuvat 6 ja 7). Tästä syystä molempia muuttujia ei voida käyttää samassa mallissa selittävinä tekijöinä.

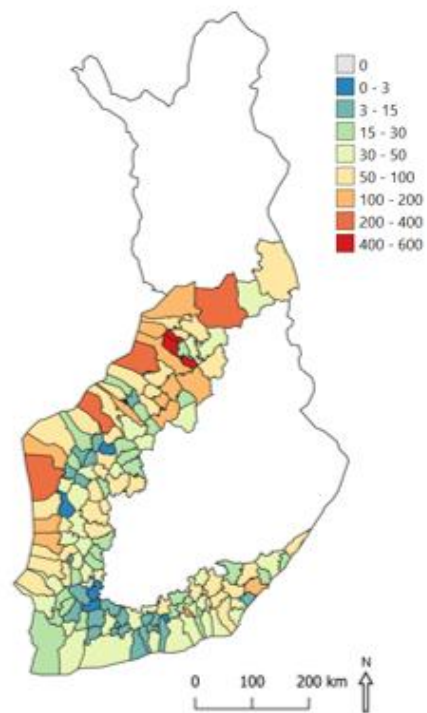


Kuva 6. Saalistiheys (saalismäärä/RHY:n pinta-ala km²) GPS-lähettimillä merkittyjen merihanhiin elinpiireillä eri alueiden (etelä/pohjoinen) peltometsästys- ja yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla. Laatikoiden rajat kuvaavat ala- ja yläkvartiileja (25 % ja 75 %), poikkiviivat mediaaneja (50 %), viikset jakauman perusteella arvioituja minimi- ja maksimiarvoja, ympyrät poikkeavia havaintoja (outliers) ja neliöt keskiarvoja. Peltometsästysjakso: N = 15 (E) ja N = 18 (P), yleinen vesilintujen metsästysjakso: N = 15 (E) ja N = 4 (P).

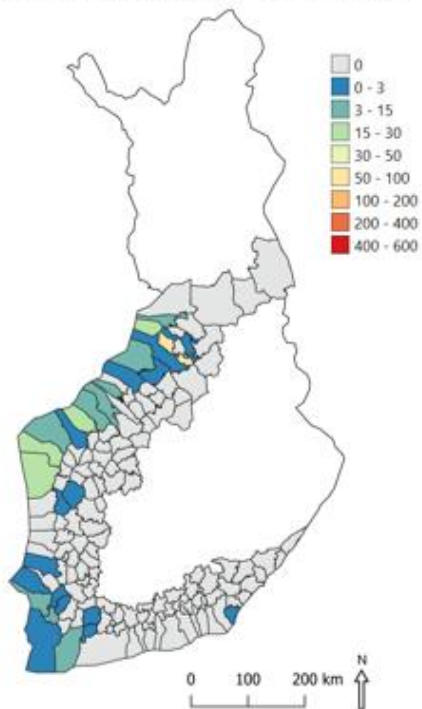
Kokonaissaalis 10.- 14.8.2020



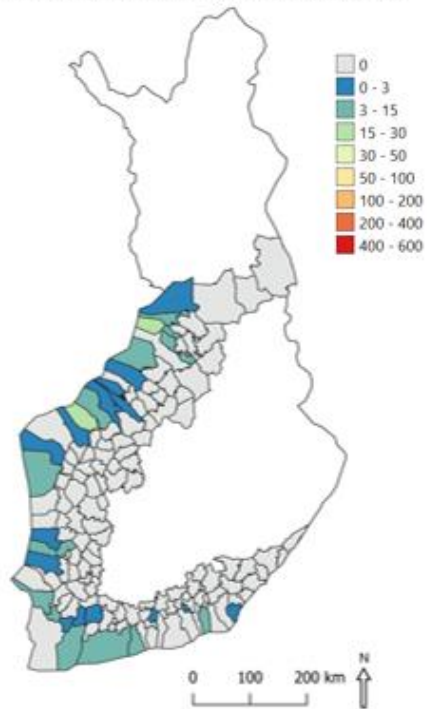
Kokonaissaalis 20.- 24.8.2020



Merihanhisalis 10.- 14.8.2020



Merihanhisalis 20.- 24.8.2020



Kuva 7. Riistavesilintujen Oma riista -saalisilmoitusten määrät riistanhoitoyhdistyksittäin peltometsästysjaksolla ja yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla kaikille vesilinnuille (ylärivi) ja vain merihanhille (alarivi).

Siirtymän todennäköisyyttä jaksokohtaisella tarkastelulla parhaiten selittävä malli AICc-arvon (Akaiken informaatiokriteeri korjauksella pienelle otannalle) avulla määriteltynä sisälsi ainoastaan saalistiheden peltometsästysjaksolla ja alueen yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (Taulukot 2 ja 3).

Taulukko 2. AICc-arvot (Akaiken informaatiokriteeri korjauksella pienelle otannalle) jaksokohtaista siirtymää selittäville logistisen regression malleille peltometsästysjaksolla.

Vastemuuttuja	Selittävät mallit ja niiden muuttujat	AICc-arvo
	Saalistiheys	45,266
	Saalistiheys, siirtymä edel. 5 pv aikana	47,375
	Saalistiheys, siirtymä edel. 5 pv aikana, saalistiheys*siirtymä edel. 5 pv aikana	47,548
Siirtymä (0/1)	Alue	49,321
	Siirtymä edel. 5 pv aikana	49,808
	Alue, siirtymä edel. 5 pv aikana, alue*siirtymä edel. 5 pv aikana	50,882
	Alue, siirtymä edel. 5 pv aikana	51,550

Taulukko 3. AICc-arvot (Akaiken informaatiokriteeri korjauksella pienelle otannalle) jaksokohtaista siirtymää selittäville logistisen regression malleille yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla.

Vastemuuttuja	Selittävät mallit ja niiden muuttujat	AICc-arvo
Siirtymä (0/1)	Alue	17,643
	Saalistiheys	17,688
	Alue, siirtymä edel. 5 pv aikana	20,322
	Saalistiheys, siirtymä edel. 5 pv aikana	20,495
	Siirtymä edel. 5 pv aikana	21,319
	Alue, siirtymä edel. 5 pv aikana, alue*siirtymä edel. 5 pv aikana	23,104
	Saalistiheys, siirtymä edel. 5 pv aikana, saalistiheys*siirtymä edel. 5 pv aikana	23,627

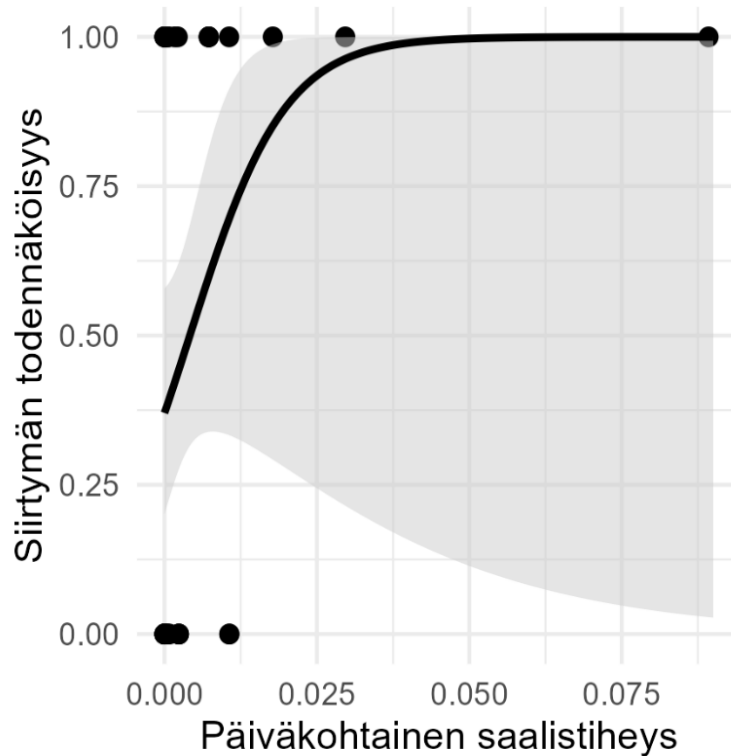
Saalistiheys ei selittänyt siirtymien todennäköisyyttä jaksokohtaisessa tarkastelussa tilastollisesti merkitsevästi peltometsästysjaksolla (Taulukko 4 ja Kuva 8). Alue (etelä/pohjoinen) selitti siirtymiä suuntaa antavasti yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (P-arvo 0,067; Taulukko 5 ja Kuva 9).

Taulukko 4. Logistisen regression tulokset mallille, jossa saalistiheys selittää siirtymän todennäköisyyttä peltometsästysjaksolla (vapausasteet= 2, 31).

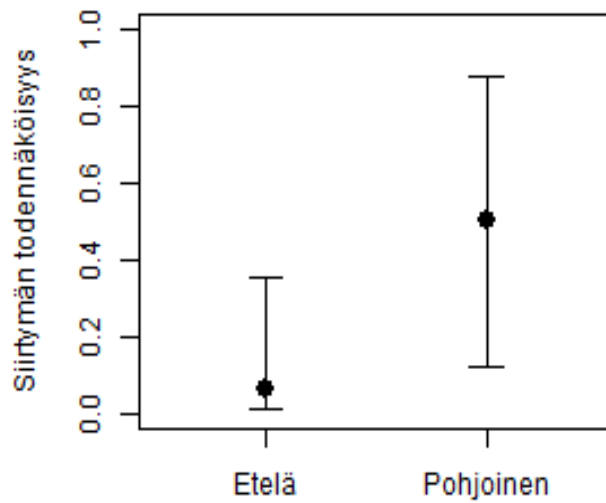
Muuttuja	Estimaatti	Keskivirhe	Z-arvo	P-arvo
Vakiotermi	-0,5313	0.4325	-1,228	0,219
Saalistiheys	127,9661	84.8014	1,509	0,131

Taulukko 5. Logistisen regression tulokset mallille, jossa alue (etelä/pohjoinen) selittää siirtymän todennäköisyyttä yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla (vapausasteet= 2, 17).

Muuttuja	Estimaatti	Keskivirhe	Z-arvo	P-arvo
Vakiotermi	-2,639	1,035	-2,550	0,0108 *
Alue, pohjoinen	2,639	1,439	1,834	0,0667



Kuva 8. Logistisen regression estimaatit todennäköisyydelle siirtyä peltometsästysjakson aikana saalistiheyden (saalismäärä/RHY:n pinta-alalla km²) vaihdellessa jaksokohtaisella tarkastelulla. Mustat pisteet kuvaavat hanhikohtaisia siirtymiä (siirtymä tapahtunut jakson aikana = 1, siirtymää ei ole tapahtunut jakson aikana = 0), viiva logistisen regression estimaattia ja harmaa alue estimaatin 95 % luottamusväliä. N=17 (ei siirtymää) ja N=16 (siirtymä tapahtunut). Näkyvän mustan pisteen kohdalla voi olla useita havaintoja.

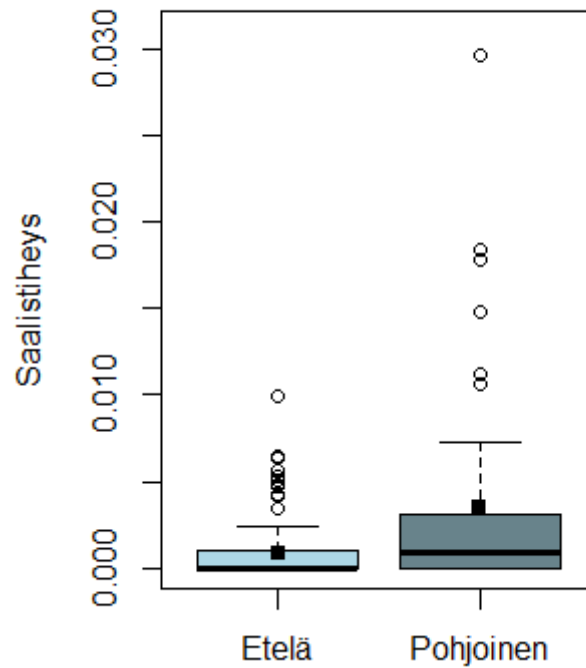


Kuva 9. Logistisen regression estimaatit todennäköisyydelle siirtyä yleisen vesilintujen metsästysjakson aikana eri alueilla (etelä tai pohjoinen) jaksokohtaisella tarkastelulla. Mustat pisteet kuvaavat hanhiyksilöiden keskimääräistä todennäköisyyttä tehdä pitkän matkan siirtymä (siirtymä tapahtunut jakson aikana = 1, siirtymää ei ole tapahtunut jakson aikana = 0) ja viikset estimaattien 95 % luottamusvälejä. N=16 (ei siirtymää) ja N=3 (siirtymä tapahtunut).

3.2.3 Siirtymäanalyysi: päiväkohtainen tarkastelu

Myös päiväkohtaisessa tarkastelussa saalistiheys- ja aluemuuttuja korreloivat keskenään, saalistiheyden ollessa suurempi pohjoisessa (Kuva 10). Toisin sanoen saalistiheyksien keskiarvot eroavat tilastollisesti merkitsevästi aluemuuttujan suhteen (Mann-Whitneyn U-testi: $W = 5799$, $p\text{-arvo} = 2,176e^{-6}$). Tästä syystä molempia muuttujia ei voida käyttää samassa mallissa selittävinä tekijöinä.

Siirtymän todennäköisyyttä päiväkohtaisella tarkastelulla parhaiten selittävä malli AICc-arvojen (Akaiken informaatiokriteeri korjauksella pienelle otannalle) avulla määriteltynä sisälsi selittävinä muuttujina alueen ja siirtymän edellisen 5 päivän aikana (AICc=168,365) (Taulukko 6).



Kuva 10. Box plot -kuvaaja hanhien elinpiirien saalistiheyksistä (saalismäärä/RHY:n pinta-ala km²) alue muuttujan (etelä/pohjoinen) suhteen päiväkohtaisesti tarkasteltuna aikavälillä 10.8.–19.8. Laatikoiden rajat kuvaavat ala- ja yläkvartiileja (25 % ja 75 %), poikkiviivat mediaaneja (50 %), viikset minimi- ja maksimiarvoja, ympyrät poikkeavia havaintoja (outliers) ja neliöt keskiarvoja. N=16 (E) ja N=21 (P) hanhiyksilöä.

Taulukko 6. AICc-arvot (Akaiken informaatiokriteeri korjauksella pienelle otannalle) päiväkohtaista siirtymää selittäville binomiaalisille sekamalleille (yleistetty lineaarinen sekamalli binomiaalisella jakaumalla) jaksolla 10.–19.8.

Vastemuuttuja	Selittävät mallit ja niiden muuttujat	AICc-arvo
	Alue, siirtymä edel. 5 pv aikana	168,365
	Saalistiheys, siirtymä edel. 5 pv aikana	168,423
	Alue, siirtymä edel. 5 pv aikana, alue*siirtymä edel. 5 pv aikana	169,545
Siirtymä (0/1)	Saalistiheys, siirtymä edel. 5 pv aikana, saalistiheys*siirtymä edel. 5 pv aikana	170,462
	Siirtymä edel. 5 pv aikana	173,409
	Saalistiheys	173,730
	Alue	176,736

Alue vaikutti siirtymien todennäköisyyteen eli pohjoisen hanhilla oli suurempi todennäköisyys pitkään siirtymään kuin etelän hanhilla (Taulukko 7). Myös siirtymä edellisen viiden päivän aikana (efekti, p-arvo; Taulukko 7) vaikutti siirtymien todennäköisyyteen: Pitkä siirtymä oli epätodennäköisempää hanhilla, jotka olivat siirtyneet edellisen viiden päivän aikana.

Taulukko 7. Logistisen regression tulokset sekamallille, jossa siirtymän todennäköisyyttä selittäviä muuttujia ovat alue (etelä/pohjoinen) ja siirtymä edellisen viiden päivän aikana. Hanhiyksilö on mallissa satunnaisvaikutuksena (vapausasteet= 261, 259).

Kiinteä muuttuja	Estimaatti	Keskivirhe	Z-arvo	P-arvo
Vakiotermi	-2,639	1,035	-3,941	8,1e-05 ***
Alue, Pohjoinen	2,3440	1,1235	2,086	0,0370 *
Siirtymä edellisen 5 päivän aikana	-2,4297	0,8595	-2,827	0,0047 **
Satunnaismuuttuja	Varianssi	Keskihajonta		
Hanhiyksilö (vakiotermi)	3,886	1,971		

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Merihanhien pesinnän jälkeinen habitaatin käyttö ja valinta

Merihanhien habitaatin käytössä ja valinnassa on nähtävillä odotetusti metsien ja rakennettujen alueiden vähäinen käyttö ja valinta (Kuvat 3 ja 4). Hanhet hakevat suojaa avoimilta alueilta, jolla ne näkevät lähestyvät pedot (Conover & Kania 1991; Nilsson & Persson 1992; Olsson ym. 2017), joten metsien käyttö ei ole niille luontaista. Rakennetuilla alueilla häirintä on puolestaan ihmisaralle merihanhelle liian suurta. Näille habitaateille, etenkin metsiin, sijoittui kuitenkin pieni määrä GPS-hanhien paikannuksista. Koska merihanhien ei tiedetä käyttävän metsiä, on kyse todennäköisesti paikannusvirheitä tai pohja-aineiston virheitä, kuten pikselikoon aiheuttamasta epätarkkuudesta habitaattien luokittelussa tai maankäytön muutoksista, jotka eivät ole päivittyneet aineistoon.

Tutkimukseni tulokset osoittavat, että merihanhet käyttävät pesinnän jälkeisenä aikana pääasiassa merta ja peltoja (Kuva 3). Tämä oli aikaisemman tutkimustiedon valossa odotettu tulos. Merihanhet käyttävät vesialueita, tässä tapauksessa merta, lepäämiseen, sillä vesistö tarjoaa suojaa maapedoilta (mm. Jankowiak ym. 2015; Olsson ym. 2017; Kleinhenz & Koenig 2018; Clausen ym. 2025). Vesistöjen runsas käyttö heijastanee siis saalistuksen ja häirinnän vaikutuksia habitaatin käyttöön (ks. luku 1.2.3). Hanhien on todettu suosivan laajoja vesistöjä lepoalueinaan, mikä osin selittää meren runsasta käyttöä suhteessa makean veden vesialueisiin ja kosteikkoihin (Jankowiak ym. 2015, Kuva 3). Tarkasteltaessa meren valintaa havaittiin sen käytön olleen kuitenkin kaikista habitaateista eniten suhteessa sen saatavuuteen ympäristössä (Jacobin indeksin arvot lähimpänä nollaa, Kuva 4). Tulos on ymmärrettävä, sillä kun merihanhet siirtyvät merelle, koostuu silloin myös näiden tarkasteltava, säteeltään 500 metrin kokoinen, puskurialue valtaosin merestä, koska se on laaja ja yhtenäinen alue (vertaa esimerkiksi peltoihin ja merenrantakosteikkoihin, jotka esiintyvät usein maisemassa pienempinä kokonaisuuksina). Toisin sanoen, vaikka merihanhet käyttävät paljon merta, on sitä myös tarjolla paljon näiden elinympäristössä.

Myös peltojen runsas käyttö oli odotettu tulos, kun huomioidaan tarkastelujaksojen ajoittuminen merihanhen vuodenaikaisrytmiin ja merihanhen ruokailualueiden valinnassa viimeisten vuosikymmenten aikana tapahtunut muutos (Fox ym. 2005; Gauthier ym. 2005; Van Eerden ym. 2005). Sulkasadon jälkeisellä ajanjaksolla, jolle tutkimukseni sijoittuu, merihanhet palautuvat sulkasadon aikaansaamasta energiavajeesta ja valmistautuvat syysmuuttoon

(Rappole 2013, s. 55; Andersson ym. 2001). Tämä todennäköisesti näkyy tutkimieni merihanhien päivittäiskäyttäytymisessä paitsi peltojen runsaana käyttönä, myös niihin kohdistuvana valintana useimmilla kahden viikon tarkastelujaksoilla (Kuva 4). Peltojen suosiminen energiavarastojen kerryttämiseen tähtäävällä jaksolla selittynee peltojen tiheällä kasvillisuudella ja viljakasvien paremmalla ravintokoostumuksella merihanhiin luontaisten ruokailualueiden kasvillisuuteen verrattuna (Krebs & Kacelnik 1991; Fox & Abraham 2017). Merihanhiin viimeisten vuosikymmenten aikana tapahtuneen maatalousmaiden suosimisen lisääntymisen ja luontaisten habitaattien vähentyneen käytön on nähty olevan seurausta joko luontaisten habitaattien vähenemisestä tai maatalousmaiden tarjoamien kelpoisuushyötyjen takia (Fox ym. 2017). Tutkimuksessani peltoihin kohdistui selvää valintaa useimmilla tarkastelujaksoilla, kun taas luontaisiin ruokailuhabitaatteihin, kuten merenrantakosteikkoihin tai makean veden vesialueisiin ja kosteikkoihin, ei kohdistunut valintaa. Mikäli luontaisten habitaattien käytön vähentyminen (ja peltojen käytön lisääntyminen) selittyisi luontaisten habitaattien vähenemisellä, tarjolla oleviin luontaisiin habitaatteihin todennäköisesti kohdistuisi valintaa maatalousmaiden tapaan. Luontaisia habitaatteja ei kuitenkaan suosittu millään tarkastelujaksolla, vaikka niitä olikin saatavilla ympäristössä (Kuva 4). Tästä syystä tulokseni tukevat näkemystä, jonka mukaan hanhiin maatalousmaiden lisääntynyt käyttö viimeisten vuosikymmenten aikana on seurausta niiden tarjoamista hyödyistä, eikä luontaisten habitaattien vähentymisestä (Fox ym. 2005, Fox ym. 2017).

Pesinnän jälkeisen ajan energiavarastojen kerryttämisen tarve ei näy ainoastaan peltoihin kohdistuvassa valinnassa, vaan myös ruokailuun käytetyn ajan on todettu lisääntyneen kohti syysmuuttoa siirryttäessä. Nilsson ja Persson (1992) havaitsivat, että merihanhet viettivät keskimäärin 200 minuuttia päivässä ruokailualueillaan elokuun puolivälissä ja lokakuun alkuun mennessä tämä aika oli lisääntynyt keskimäärin 400 minuuttiin päivässä. Tämä tarkoittaa, että Nilssonin ja Perssonin tutkimat merihanhet viettivät elokuun puolivälissä keskimäärin 14 % vuorokaudestaan ruokailualueillaan ja lokakuun alkuun mennessä tämä aika oli keskimäärin 28 % vuorokaudesta. Kyseisessä tutkimuksessa tarkastellut ruokailualueet koostuivat erilaisista pelloista (nurmi, viljat, rapsi ja herneet). Nilssonin ja Perssonin (1992) tulos poikkesi tutkimuksessani havaituista tuloksista. Tuloksissani peltojen käyttöaste oli selvästi suurempi elokuun puolenvälin tienoilla (36 % jaksolla 1.–15.8. ja 22 % jaksolla 16.–31.8.), vaikka elokuun jälkimmäisellä puoliskolla peltojen käyttöaste olikin keskimääräisesti koko syksyn kattavan tarkastelujakson alhaisin. Lisäksi peltojen käyttöasteen ero elokuun puolenvälin ja lokakuun alun välillä oli tuloksissani päinvastainen. Nilsson ja Persson (1992) havaitsivat, että

merihanhien ruokailualueillaan käyttämä aika kasvoi noin 200 minuutilla eli noin 14 prosenttiyksiköllä kyseisellä aikajaksolla, kun taas tutkimukseni tuloksissa peltojen käyttöasteessa havaittiin laskeva trendi syksyn edetessä. Yhtenä osittaisena selittävänä tekijänä voi olla muutos päivänpituudessa. Suomessa elokuun ja lokakuun välillä päivänpituus, ja tätä kautta ruokailuun soveltuva aika, lyhenee enemmän kuin vertailututkimuksen tutkimusalueella Etelä-Ruotsissa.

Vaikka peltojen käyttö vähenee syksyn mittaan (Kuva 3), eroavat tulokset silti merkittävästi riippuen siitä, kumpaa elokuun jaksoa (alku- vai loppupuolisko) käytetään vertailussa lokakuun alun peltojen käyttöasteeseen. Jos vertailujaksona käytetään elokuun alkupuoliskon jaksoa (1.–15.8.), peltojen käyttöaste laski keskimäärin lokakuun alkujaksolle (1.–15.10.) kymmenen prosenttiyksikköä. Jos vertailu tehdään elokuun loppupuoliskon jakson (16.–31.8.) ja lokakuun alun välillä, kasvaa peltojen käyttöaste neljä prosenttiyksikköä. Vaikka vertailu tehtäisiin ainoastaan elokuun loppupuoliskon ja lokakuun alun välillä, on nousu silti pientä verraten Nilssonin ja Perssonin (1992) tuloksiin, jossa peltojen käyttöaste tuplaantui vastaavassa tarkastelujaksossa. Vaikka Nilssonin ja Perssonin havainnot osoittavat, että hanhien pelloilla käytetty aika kasvoi selkeästi syksyn edetessä, myös heidän tuloksissaan näkyy poikkeuksena elokuun puolenvälin jälkimmäinen puolisko, jolloin pelloilla vietetty aika laski hieman. Tutkimuksestani poiketen Nilssonin ja Perssonin (1992) tutkimuksessa ei analysoitu metsästyksen vaikutuksia ruokailualueilla käytettyyn aikaan. Kyseisen tutkimuksen aikaan 1985–1987 Ruotsissa oli sallittua metsästää merihanhea tutkimusalueella elokuun puolessa välissä (Lag om rätt till jakt 1938:274; Jakttidsförordning 1976:432; Jaktförordning 1987:905). Metsästyksellä on voinut olla vaikutusta kyseisessä tutkimuksessa havaittuihin tuloksiin, mutta sen mahdollista vaikutusta ei voida tuloksista todentaa.

Tutkimukseni tulokset viittaavat siihen, että merihanhet kasvattavat luontaisilla ruokailualueillaan viettämäänsä aikaa syksyn mittaan. Sulkasadon aikaansaamasta energiavajeesta (Andersson ym. 2001) palautumiseksi merihanhet käyttivät siis selvemmin ihmisen aikaansaamia ruokailualueita, kuin taas loppusyksyä ja syysmuuttoa kohti edetessä myös luontaisia ruokailualueita käytetään näiden rinnalla enemmän. Tässä tutkimuksessani etenkin habitaattiluokat “merenrantakosteikot” sekä “makean veden vesialueet ja kosteikot” muodostavat merihanhien luontaisten ruokailuhabitaattien kokonaisuuden, kun taas pellot, mutta myös osittain laidunmaat ja niityt, muodostavat ihmisen aikaansaamien ruokailualueiden kokonaisuuden. Tutkimuksessani mukana olleet merihanhiyksilöt käyttivät heinäkuun alusta elokuun puoliväliin asti keskiarvoisesti noin 30 prosenttiyksikköä enemmän ihmisen

aikaansaamia ruokailuhabitaatteja kuin luontaisia ruokailuhabitaatteja. Luontaisten ruokailuhabitaattien käyttö kuitenkin lisääntyi loppusyksyn ja syysmuuton lähestyessä. Jaksolla 16.–30.9. peltoja sekä laidunmaita ja niittyjä käytettiin enää noin seitsemän prosenttiyksikköä enemmän kuin makean veden vesialueita ja kosteikkoja sekä merenrantakosteikkoja. Kokonaisuudessaan tutkittujen merihanhiyksilöiden ruokailualueiden (luontaiset + ihmisen aikaansaamat) käyttöaste ei merkittävästi muuttunut syksyn edetessä. Heinäkuun alusta elokuun puoliväliin ulottuvalla ajanjaksolla merihanhet viettivät ajastaan keskimäärin noin 55 % erilaisilla ruokailualueilla, ja myös syyskuun loppupuoliskolla vastaava prosenttiluku oli noin 55 %. Habitaattien jaottelun takia ei tiedetä, onko makean veden vesialueilla ja kosteikoilla vietetty aika ollut ruokailuun soveltumattomissa syvemmissä vesistöissä vietettyä aikaa vai ruokailuun soveltuvilla matalilla vesialueilla ja kosteikkoalueilla vietettyä aikaa. Lisäksi ei tiedetä, ovatko alueet olleet enemmän lepo- vai ruokailukäytössä. Makean veden vesialueiden ja kosteikkojen sekä merenrantakosteikkojen lisääntynyt käyttö syksyä kohti voi selittyä sillä, että metsästyspaineen takia peltoja käytetään vähemmän ja ravinnonhakua siirretään näin ollen enemmässä määrin luontaisille ruokailuhabitaateille. Etenkin laajemmat merenrantakosteikot ovat lisäksi usein suojeltuja lintualueita, joilla metsästys on usein kiellettyä, jolloin näiden habitaattien lisääntynyt käyttö selittyy metsästyspaineen välttelynä. Metsästyksen vaikutuksia habitaatin valintaan tarkastellaan tarkemmin luvussa 4.2. Makean veden vesialueiden ja merenrantakosteikkojen lisääntynyt käyttö voi siis liittyä joko rauhallisten levähdysalueiden etsimiseen, ruokailukäyttäytymisen muuttamiseen tai molempiin.

Tulokseni antavat viitteitä, että metsästyspaine vähentää peltojen käyttöä ja valintaa pesinnän jälkeisellä jaksolla yli sadonkorjuusta tiettävästi aiheutuvien positiivisten valintatekijöiden. Sadonkorjuu lisää merihanhiin ravinnon saatavuutta, kun pelloille varisee jyviä ja pinnalle nousseita perunoita (mm. Tennfors 2013, Fox & Abraham 2017). Koko pesinnän jälkeisellä jaksolla peltojen käyttö ja valinta oli suurinta jaksolla, jolloin viljelyspeltojen satoa ei ollut vielä korjattu, eikä myöskään metsästys ollut vielä alkanut (Kuvat 3 ja 4). Lisäksi loppusyksystä, kun sadonkorjuun seurauksena pelloilta saatavilla oleva ravintomäärä todennäköisesti kasvoi, luontaisten ruokailuhabitaattien käyttö lisääntyi odotusten vastaisesti. Kuten yllä on kuvattu, aikaisemman tutkimustiedon valossa peltojen suosimisen tulisi lisääntyä syksyn edetessä syysmuutolle valmistautumisen ja toisaalta puinnin seurauksena (Nilsson ja Persson 1992; Rappole 2013). Vaikka peltojen käyttö on runsasta koko pesinnän jälkeisellä jaksolla myös aineistossani, niiden käyttö vähenee syksyn edetessä. On mahdollista, että peltojen vähentynyt käyttö ja valinta metsästyksen seurauksena (tarkemmin luvussa 4.2) osaltaan kompensoituu

myöhemmillä syksyn tarkastelujaksoilla peltojen tarjoamilla positiivisilla tekijöillä, jolloin peltojen käytössä ja valinnassa näkyvät vähenemiset ovat näillä myöhemmillä jaksoilla melko pieniä. Lisäksi voi olla mahdollista, että sadonkorjuusta huolimatta peltojen käytössä ja valinnassa havaittu pieni väheneminen heijastaa osaltaan myös sitä, että pelloilla käytetyn ajan tarve vähenee lisääntyneen ravinnon saatavuuden seurauksena. Onkin todennäköistä hanhien vuodenaikaisrytmin tarpeet huomioiden, että ilman sadonkorjuun lisäämää ravinnon saatavuutta, merihanhiyksilöt joutuisivat metsästyspaineesta huolimatta käyttämään viljelyspelloja havaittua pidemmän aikaan (joka näkyy suurempana peltojen käyttönä) saavuttaakseen syysmuuton asettamat energiatarpeensa. Tutkimukseni varsinaisten kysymysten selvittämiseksi valittujen menetelmien sekä tutkimuksen alueellisen laajuuden takia, näistä sadonkorjuun mahdollisista kompensoivista vaikutuksista ei voida saada tässä tutkimuksessa selvää kuvaa. Mikäli asiaa haluttaisiin selvittää, tulisi aihetta tutkia lisätutkimuksissa, joissa pystytään tarkastelemaan tarkemmin myös puintiin liittyviä muuttujia metsästyksen ohella.

4.2 Metsästyksen vaikutus habitaatin valintaan

Metsästyksellä oli vaikutusta peltojen ja meren valintaan (Taulukko 1). Aikaistetun peltometsästyksen alettua peltoja valittiin vähemmän kuin peltometsästystä edeltävällä ei metsästystä -jaksolla (Kuva 9). Aikaistetun peltopyynnin aloittamisen perusteluna oli maatalousvahinkojen ehkäiseminen (maa- ja metsätalousministeriö 2018). Aikaistettu peltometsästys tarjoaa myös keinon lievittää maatalouden ja kasvavien hanhipopulaatioiden välistä konfliktia (Fox ym. 2017). Tulokseni osoittavat, että merihanhet muuttivat metsästyksen seurauksesta habitaatin valintaansa nimenomaan peltoja koskien ja tämä muutos tapahtui selkeimmin ei metsästystä- ja peltometsästysjakson välillä (Taulukko 1). Varsinaisten metsästysjaksojen eli pelto- ja yleisen vesilintujen metsästysjakson välillä erot habitaatin käytössä eivät olleet merkitseviä millään habitaatilla. Tämä osoittaa sen, että pelloilla tapahtuva metsästys on halutulla tavalla riittänyt vaikuttamaan nimenomaan peltojen valinnan muutokseen. Tuloksista ei voida kuitenkaan nähdä, onko vähentynyt peltojen käyttö kohdistunut enemmän puiduille vai puimattomille pelloille, sillä peltojen puintia ei pystytty analyysissä ottamaan huomioon puuttuvan tiedon takia. Jotta maatalousvahingoilta ja niiden tuomalta taloudelliselta haitalta vältyttäisiin, tulisi vähentyneen peltojen valinnan kohdistua puimattomiin peltoihin. Metsästyslaki ohjaa osaltaan metsästystä puiduille pelloille, sillä metsästys puimattomilla pelloilla on käytännössä kiellettyä ilman alueen omistajan tai haltijan

nimenomaista lupaa, sillä viljelyksillä ei saa kulkea ennen sadon korjuuta tai koontia ilman tätä erillistä lupaa (Metsästyslaki 615/1993, 3 luku 25 §). Toisaalta olisi odotettavaa, että innokkaimmat aikaistetun peltometsästyksen kannattajat olisivat nimenomaan maatalousvahinkoja välttelevät maanomistajat (Fox ym. 2017), jolloin he myös myöntäisivät metsästäjille lupia liikkua pelloillaan tai vaihtoehtoisesti metsästäisivät näillä pelloilla itse.

Koko pesinnän jälkeisellä jaksolla peltojen käyttö ja valinta oli suurinta jaksolla, jolloin viljelyspeltojen satoa ei ollut vielä korjattu, eikä myöskään metsästys ollut vielä alkanut (Kuvat 3 ja 4). Tämä osoittaa, että hanhet suosivat niin puituja kuin puimattomiakin peltoja, vaikka puitujen peltojen on todettu tarjoavan hanhille enemmän helposti saatavaa ravintoa (Nilsson ja Persson 1992). Tästä syystä ei ole syytä olettaa, että tutkimuksessani metsästyksen seurauksena havaittu peltojen vähentynyt käyttö olisi kohdistunut vain puituihin tai puimattomiin peltoihin. Lisäksi kymmenellä päivällä aikaistettu peltoihin kohdistuva metsästys vähentää todennäköisesti maatalousvahinkoja myös siksi, että aikaisempaan ajankohtana myös puunteja ja muita sadonkorjuutoimia on ehditty tehdä vähemmän, jolloin metsästettävien hanhien populaation valinnan muutoksilla ehditään paremmin välttää maatalousvahinkojen syntymistä.

Ainoastaan pelloille kohdistettu metsästys (10.–15.8.) on riittävää peltojen suosimisen vähentämiseksi, eikä yleisen vesilintujen metsästyskauden alkaminen lisää tätä vaikutusta metsästysjaksokohtaisessa analyysissä (Taulukko 1). Syksyn kahden viikon jaksojen populaation käytön ja valinnan tuloksissa peltojen vähentynyt käyttö näkyy erityisesti jaksolla 16.–31.8., jolloin yleinen vesilintujen metsästyskausi alkaa, eikä paljoakaan jaksolla 1.–15.8. Ero analyysissä johtuu todennäköisesti siitä, että kyseisissä kahden viikon tarkastelujaksoissa 1.–15.8. -jaksolla on mukana myös metsästystä edeltäviä päiviä, jolloin peltoja on käytetty metsästyspaineen puuttuessa enemmän. Näin ollen kahden viikon jaottelulla metsästyksen vaikutus ei ole yhtä selvästi havaittavissa kuin metsästysjaksokohtaisessa tarkastelussa.

Vaikka metsästyslain säädösten takia sadoltaan korjatuilla pelloilla metsästäminen on helpompaa, voi myös näillä metsästäminen auttaa lähialueiden satojen suojelussa. Korkeamman metsästyspaineen havaittiin lisäävän todennäköisyyttä sille, että merihanhi tekee pitkän matkan siirtymän (katso luku 4.3). Lisäksi tutkimukseni tuloksista voidaan nähdä, että todennäköisyys merihanhen palaamiselle suoraan häiriöalueelle pitkän matkan siirtymän jälkeen, on vähäisempää seuraavan viiden vuorokauden aikana (Taulukko 7, luku 4.3). Tämä ei kuitenkaan poista ongelmaa laajemmalla tasolla. Vaikka hanhet siirtyisivät yhdeltä alueelta pitkiäkin matkoja metsästyksen aiheuttaman häirinnän takia, voivat ne kuitenkin aiheuttaa

maatalousvahinkoja myös alueella, jonne ne siirtyvät (Jensen ym. 2008). Tästä syystä olisi tärkeää säilyttää metsästykseltä vapaita alueita, jolle hanhet voivat siirtyä (Jensen ym. 2008). Peltometsästysjaksolla hanhien luontaiset lepäämis- ja ruokailuhabitaatit, kuten meri ja merenrantakosteikot, ovatkin tällaisia metsästykseltä vapaita alueita. Jotta välttyttäisiin pelottamasta hanhet viereisille sadoille, olisi tehokkainta rauhoittaa myös sadoltaan korjatut pellot metsästyksen ulkopuolelle. Tällöin kyseiset alueet säilyisivät hanhille suotuisina ruokailualueina peltojen jäämäresurssien takia, mutta maatalousvahingot ja taloudelliset tappiot eivät lisääntyisi. Yleiselle vesilintujen metsästysjaksolla metsästykseltä vapaita suojapaikkoja on merihanhille paljon vähemmän tarjolla, mikä nostaa esiin tarpeen sadonkorjuun loppuun asti metsästykseltä suojattujen alueiden tasaiselle olemassaololle ympäri Rannikko-Suomen.

Toinen merihanhien habitaatin valinnassa havaittu muutos, johon metsästyksellä oli merkittävästi vaikutusta, oli meren suosimisen lisääntyminen (Taulukko 1). Selitys tälle on todennäköisesti sama kuin mitä syksyn habitaatin valintaa tarkasteltaessa luvussa 4.1: Merihanhet hakevat laajoilta vesistöalueilta, kuten mereltä, suojaa välttääkseen saalistuksen (tässä tapauksessa metsästyksen) ja/tai sen aiheuttaman häirinnän (mm. Jankowiak ym. 2015; Olsson ym. 2017; Kleinhenz & Koenig 2018; Clausen ym. 2025). Koska meren käyttö lisääntyi samalla, kun peltojen käyttö väheni, on merta ja sen ranta-alueita saatettu käyttää myös ruokailuun kompensoimaan peltojen vähentyneen käytön. Meren suosiminen lisääntyi merkittävästi jo aikaisemman ei metsästystä - ja peltometsästysjakson välillä, mutta vielä selkeämpää suosiminen oli verratessa ei metsästystä -jaksoa yleiseen vesilintujen metsästysjaksoon (Taulukko 1). Tulos on odotettu, sillä yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla metsästykseltä vapaita alueita on selkeästi peltometsästysjaksoa vähemmän tarjolla, jolloin meri tarjoaa tärkeän suojan merihanhiyksilöille.

4.3 Metsästyksen vaikutus merihanhen pitkän matkan siirtymiin

Niin jaksokohtaisessa kuin päiväkohtaisessakin tarkastelussa alue- ja saalistiheysmuuttujat korreloivat keskenään. Molemmissa tapauksissa Suomen rannikkoalueiden pohjoisosassa saalistiheys oli suurempi eteläiseen osaan nähden. Ei ole syytä olettaa, että käytetyn Etelä-Suomi /Pohjois-Suomi-jaon tasolla olisi merkittäviä eroja merihanhille soveltuvien habitaattien määrissä, joten saalistiheden erot Etelä-Suomen ja Pohjois-Suomen välillä todennäköisesti heijastelevat eroja saalismäärissä. Säälismääriin puolestaan vaikuttavat metsästettävien vesilintujen yksilömäärät alueella, metsästystehokkuus ja metsästyksen määrä (pyyntiponnistus). Pohjois-Suomessa, Perämeren saarilla, sijaitsee merihanhille tärkeät

sulkimisaalueet, Isomatala ja Iin Krunnit. Perämeren alueella elää runsaasti merihanhia (Herva 2014, Pohjois-Pohjanmaan lintutieteellinen yhdistys ry 2019), mutta alueellisia eroja merihanhiensa runsaudessa ei tunneta. Myös metsästysaktiivisuuden suuruudesta on viitteitä etenkin eteläisen Oulun alueella (Luonnonvarakeskus 2020). Riistanhoitomaksun maksaneita metsästäjiä oli Suomessa vuonna 2020 yhteensä 310 074, joista suuri osa sijoittui Uudellemaalle (10 % kaikista), mutta jo toiseksi eniten eteläiseen Ouluun (9 % kaikista, Luonnonvarakeskus 2020). Uudenmaan asutuskeskuksiin nähden eteläisen Oulun metsästäjämäärä on verrattain hyvin suuri. Riistanhoitomaksun maksaneiden metsästäjien määrä ei kuitenkaan kerro vesilintumetsästyksen aktiivisuudesta alueella, mutta se voi kuvata alueiden yleistä metsästysaktiivisuutta. Lisäksi saatuihin saalistietoihin vaikuttaa saalisilmoitusaktiivisuus, sillä vain osasta vesilintuja oli saalisilmoitusvelvollisuus tutkimuksen ajankohtana. Saalisilmoitusaktiivisuudesta ei ole saatavilla tietoa, mutta ei ole syytä olettaa sen eroavan merkittävästi Pohjois- ja Etelä-Suomen välillä.

Jaksokohtaisessa pitkien matkojen siirtymien tarkastelussa parhaiden selittävien mallien muuttujat, saalistiheys (peltometsästysjaksolla) ja alue (yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla), eivät merkitsevästi vaikuttaneet siirtymien todennäköisyyteen. Yleisellä vesilintujen metsästysjaksolla siirtymän todennäköisyys oli pohjoisessa suuntaa antavasti todennäköisempää kuin Etelä-Suomessa. Vastaava, mutta tilastollisesti merkitsevä, tulos saatiin pitkän matkan siirtymien päiväkohtaisessa tarkastelussa (tarkastellut päivät 10.–19.8.). Tämän lisäksi päiväkohtaisessa tarkastelussa siirtymä edellisen viiden päivän aikana vähensi todennäköisyyttä siirtymälle. Aluejakoon liittyviä maantieteellisiä muuttujia, jotka voisivat vaikuttaa siirtymiin, ovat erot päivänpituudessa, kasvukaudessa ja sääolosuhteissa. Pohjois-Suomessa päivän pituus on kesällä eteläistä Suomea pidempi, jolloin merihanhillä on enemmän valoisa-aikaa ruokailuun ja tätä kautta mahdollisuus nopeampaan sulkasadosta palautumiseen. Sulkasadosta palautuminen mahdollistaa pidempien siirtymien tekemisen häirintätilanteissa. Etelä-Suomen pidempi kasvukausi saattaa puolestaan kompensoida tätä valoisan ajan tuomaa etua, sillä pidempi kasvukausi mahdollistaa muun muassa aikaisemmat puinnit, joka puolestaan lisää energiarikkaan ravinnon saatavuutta. Näillä tekijöillä arvioidaan olevan melko pieni vaikutus laajojen rannikkoalueiden eroihin metsästyskauden aikaisessa liikehdinnässä, sillä tässä vaiheessa merihanhet ovat yleensä jo palautuneet sulkasadosta niin, että pidemmätkin lentomatkat ovat mahdollisia. Sääolosuhteilla on vaikutusta hanhiensa pitkän matkan siirtymiin, mutta vaikutus näkyy tilanteissa, joissa alueen olosuhteet muuttuvat hanhille soveltumattomiksi, esimerkiksi vesistöjen jäätyessä (Rappole 2013 s. 25–197). Elokuussa

pohjoisen Rannikko-Suomen sää on vielä niin leuto, ettei sen nähdä olevan syy havaitulle siirtymien todennäköisyyserolle. Tutkimuksessani käytetyn aluejaon on todettu jakavan Suomessa pesivät hanhet kahteen osapopulaatioon, jotka eroavat muuttoreittiensä ja muuton aikaisten pysähdysjaksojensa suhteen (Piironen & Laaksonen 2023). Alue saattaa selittää pitkän matkan siirtymien todennäköisyyttä osapopulaatioiden käyttäytymismallien eroavaisuuksien takia.

Koska alue korreloi saalistihyden kanssa (Pohjois-Suomessa suurempi saalistiheys), voi siirtymän suurempi todennäköisyys Pohjois-Suomessa selittyä siellä koetulla suuremmalla metsästyksen aiheuttamalla häiriöllä. Saalistihyden vaikutus siirtymiin on nähtävissä myös mallin valinnassa, sillä mallit, joissa vain saalistiheys ja alue vaihtuvat keskenään, olivat AICc-arvoiltaan hyvin lähellä toisiaan (Taulukko 2). Merihanhi on todettu kasvattavan käyttämänsä alueen kokoa sekä lepäämisalueiden ja ruokailualueiden välisten lentojen pituutta metsästyksen alettua (Adam ym. 2016). Lisäksi häiriön aiheuttamien pakolentojen pituuden on todettu jopa tuplaantuvan hanhilla metsästyksen aiheuttaman häirinnän vuoksi (Madsen & Fox 1995). Norjalaisissa merihanhipopulaatioissa hanhien myös huomattiin siirtyvän eteläisille muuton pysähtymisalueilleen joko ennen metsästyksen alkamista tai ensimmäisenä metsästyspäivänä (Lorentsen 1988, Follestad 1994). Tämä muuton ajoitus yhdistettiin metsästyksen aikaansaaman häirintään (Lorentsen 1988, Follestad 1994).

Erot pohjoisen ja eteläisen Suomen päiväkohtaisissa pitkän matkan siirtymissä selittyvät aikaisemman tutkimuksen valossa todennäköisemmin saalistihyden eroina alueiden välillä, eivätkä alueen muutoksina Etelä- ja Pohjois-Suomen välillä. Maantieteellisesti pohjois-eteläsuuntaisesti vaihtuvat erot ovat elokuun havaintojaksolla niin pieniä, ettei niillä arvioida olevan suurta vaikutusta siirtymien runsaanpaan määrään. Saalistihyden ja tätä kautta metsästyspaineen puolestaan on todettu vaikuttavan hanhien liikendintään useammassa tutkimuksessa (Lorentsen 1988, Follestad 1994; Adam ym. 2016).

Myös siirtymä edellisen viiden päivän aikana selitti pidempien siirtymien todennäköisyyttä. Koska todennäköisyys siirtymälle pieneni, mikäli yksilö oli tehnyt pidemmän matkan siirtymän edellisen viiden päivän aikana, ei tulosta voi selittää eroavaisuuksilla yksilöiden siirtymäaktiivisuudessa tai -herkkyydessä. Odotettavaa olisi, että mikäli siirtymätodennäköisyys liittyisi eroavaisuuksiin yksilöiden liikkumisaktiivisuudessa, näkyisi tämä päinvastaisena tuloksena: aktiiviset yksilöt siirtyvät enemmän, jolloin siirtymän edellisen viiden päivän aikana olisi odotettavaa lisätä todennäköisyyttä uudelle siirtymälle. Saatu tulos

saattaa selittyä sillä, että pidemmät siirtymät kuluttavat energiaa (Madsen & Fox 1995), jolloin uutta pidempää siirtymää ei tyypillisesti tehdä ennen edellisestä siirtymästä palautumista. Lyhytnokkahanhilla (*Anser brachyrhynchus*) tehdyssä tutkimuksessa huomattiin, että hanhiyksilöillä meni muutama vuorokausi palata alueille, joilla ne olivat kokeneet metsästyksen aikaansaamaa häirintää (Jensen ym. 2016). Tämä saattaa liittyä myös hanhien metsästystä välttelevään käytökseen, eikä niinkään lentomatkojen energiakulutukseen.

4.4 Virhelähteet

Tutkimukseni virhelähteet liittyvät analyysien tausta-aineistoihin ja tulosten tulkintaan liittyviin taustatietoihin, joita ei tutkimukseni laajuuden tai puhtaan tiedonpuutteen takia pystytty huomioimaan. Analyysini habitaatin käytöstä ja valinnasta pohjautuvat CORINE 2018 -maanpeiteaineistoon. Kyseinen rasteriaineisto koostuu 20 x 20 metrin kokoisista pikseleistä. Tästä syystä kaikkein pienimmät habitaattilaikut yhdistyvät herkästi viereisiin habitaatteihin, mikäli nämä koostavat suurimman osan pikselin alueesta. Pikselikoko aikaansaa vääristymää alueilla, joissa eri habitaatit esiintyvät mosaiikkimaisesti toistensa seassa. Lisäksi vääristymää syntyy eri habitaattien reuna-alueilla. Joskus habitaatit vaihtuvat keskenään vähitellen, mutta aineistossa tätä ei pystytä huomioimaan, sillä pikseli voi edustaa vain yhtä habitaattityyppiä. Lisäksi niissäkin tapauksissa, joissa viereiset habitaatit rajautuvat selkeästi toisiinsa, karkeistaa pikselikoko luontaisia habitaattirajoja, aiheuttaen osaltaan vääristymää pohja-aineistoon. Merihanhitutkimuksessa oleellista tämä pikselikoon aikaansaama virhelähde on etenkin kapeiden rantahabitaattien tapauksessa. Rantahabitaateissa virhelähteitä aiheuttaa myös vedenpinnan laskut ja nousut, joita ei pystytä CORINE-aineistossa huomioimaan. Kapeilla habitaateilla riski sille, että GPS-paikannus sijoittuu analyysissä väärään habitaattiin, on yllä mainituista syistä suurempi.

Oman virhelähteensä luo myös CORINE-aineistolle tässä tutkimuksessa tehty uudelleenluokittelu. Osa habitaateista oli helpompi jakaa uusiin, pääosin useita alkuperäisiä habitaatteja sisältäviin, kokoomahabitaatteihin kuin toiset. Vaikka luokittelussa huomioitiin merihanhen ekologia ja tutkimuskysymyksen kannalta oleelliset habitaatit jakamalla nämä tarkempiin luokkiin, on silti uudesti luokiteltuihin luokkiin saattanut sisältyä habitaatteja, joita olisi tulosten kannalta ollut mielekästä tarkastella erikseen tai eri tavalla yhdistetyissä luokissa.

Tutkimusajankohtana käytetty CORINE-aineisto oli lisäksi kaksi vuotta vanhaa. CORINE-paikkatietoaineiston päivittäminen tapahtuu harvoin, kuuden vuoden välein, sillä CORINE-hankkeissa tuotetaan koko Euroopan laajuinen paikkatietoaineisto (Suomen ympäristökeskus

2025). Päivittämissaikaväliin nähden käytetty aineisto oli melko tuoretta. Tästä huolimatta tarkastellulla koko Suomen rannikkoalueiden tasolla on oletettavasti tapahtunut maankäytön muutoksia useilla alueilla kahden vuoden aikana. Tällaisia muutoksia liittyy muun muassa metsien hakkuisiin, rakennettujen alueiden laajentamiseen tai peltojen käyttömuotojen muuttamiseen (esimerkiksi laitumista viljellyiksi pelloiksi tai päinvastoin). Näitä mahdollisia ja todennäköisiä muutoksia ei voida käytetyllä aineistolla huomioida analyyseissä eikä niiden osuutta aineistosta myöskään tiedetä. Olettavaa on, että suurimmat virhelähteet liittyvät habitaatteihin, joihin kohdistuu jatkuvaa ihmisvaikutusta. Näitä ovat etenkin rakennetut alueet ja viljelysmaat.

Yksi tulosten kannalta oleellinen puute liittyy pelloilta puuttuviin tarkempiin tietoihin. Analyyseissä ei ollut mahdollista ottaa huomioon, mitä viljelykasveja milläkin pellolla viljeltiin. Viljelykasvilla on todettu olevan vaikutusta hanhien peltojen valintaan (mm. Olsson ym. 2017). Lisäksi analyyseissä ei voitu huomioida yksittäisten peltojen puintiajankohtaa ja sen vaikutuksia havaittuihin tuloksiin. Etenkin puinnin huomioiminen analyyseissä on erittäin vaikeaa näin laajan tason habitaatin käytön tarkastelussa, sillä puinti voi vaikuttaa merihanhien käyttäytymiseen jopa tuntitasolla, ei vain vuorokausitasolla.

Maankäyttöaineistoihin liittyvien virhelähteiden lisäksi myös metsästyksen liittyviin pohja-aineistoihin liittyy epävarmuuksia. Tutkimuksessani ei huomioitu erikseen alueita, joilla metsästyks on kiellettyä. Tähän päädyttiin, koska luonnonsuojelualueilla ja muilla suojelualueilla metsästysrajoitukset vaihtelevat kohdekohtaisesti, joka olisi vaatinut kaikkien suojelukohteiden erillisen läpikäymisen koko Suomen rannikkoalueelta. GPS-lähettimein varustettujen hanhien todellisuudessa kokemaa metsästyspainetta tai metsästyksen aiheuttaman häirinnän määrää ei tarkalleen tiedetä, eikä tähän päästäisi kiinni myöskään metsästykseltä vapaiden alueiden huomioimisella, sillä metsästyksen aiheuttama häirintä ylettyy osin myös metsästykseltä vapaiden alueiden sisäpuolelle (Madsen 1980). Analyyseissä metsästyspaineesta parhaiten viitteitä antava muuttuja oli saalistiheys. Saalistiheys saatiin Oma riista -sovelluksen kautta ilmoitettujen vesilintusaaliiden avulla. Kaikilla metsästetyillä vesilinnuilla ei kuitenkaan ole saalisilmoitusvelvollisuutta (myös merihanhi lukeutui tähän vuonna 2020), joten saalistietoihin vaikuttaa myös metsästäjien ilmoitusaktiivisuus. Myös tämä aiheuttaa oman virhelähteensä tutkimukseen.

Analyyseissä Suomen rannikko jaettiin eteläiseen ja pohjoiseen osaan laajempien trendien havaitsemiseksi. Olettavaa kuitenkin on, että myös näiden kahden aluekokonaisuuden sisälle

mahtuu paikallisesti paljon vaihtelua etenkin metsästyksen liittyvissä tekijöissä. Analyyseissä ei huomioitu esimerkiksi merihanhikantojen, metsästysaktiivisuuden ja riistarukinnan alueellisia eroja. Esimerkiksi Pohjois-Pohjanmaalla on saatujen saalistietojen valossa hyvin aktiivista metsästystä, verrattuna esimerkiksi aluejakoni pohjoisen osan eteläisiin rannikkoalueisiin. Nyt analyysit huomioivat erot vain pohjois- ja eteläjaolla, joka toisaalta lisää alueiden vertailukelpoisuutta ja mahdollistaa analyysien riittävät otoskoot, mutta joka samalla myös saattaa vaikeuttaa metsästyspaineen vaikutusten selkeämpää havaitsemista. Alueiden väliset erot selittävät todennäköisesti myös osaltaan habitaatin valinnassa havaittua suurta merihanhyksilöiden välistä vaihtelua (Kuvat 4 ja 5).

Koska tutkimuksieni aineistot koostuvat vain yhden lajin GPS-paikannuksista ja selvityksessä tarkkailtiin GPS-paikantimin varustettuja yksilöitä ympäri Suomen rannikkoalueita, ei tutkittujen hanhyksilöiden kokemista kilpailutilanteista ja kilpailupaineesta ole saatavilla tietoa. On todennäköistä, että tutkimuksen hanhyksilöt kokivat niin lajinsisäistä kuin lajien välistäkin kilpailua, mutta sitä ei pystytä tarkemmin tarkastelemaan tässä tutkimuksessa. Tutkimukseen valikoitiin kuitenkin pesiviä tai jo poikueellisia yksilöitä, painottuen selkeästi naaraiden valintaan. Merihanhilla lajinsisäisessä häirintäkilpailussa tiedetään vaikuttavan vahvasti yksilön hierarkia (Kotrschal ym. 1993; Koskimies 2019 s. 50). Pariutuneet yksilöt, joilla on useita poikasia ovat vahvoilla häirintäkilpailussa, kun taas heikoimmilla ovat yksinäiset pariutumattomat yksilöt (Kotrschal ym. 1993; Koskimies 2019 s. 50). Pariutuneet vanhat koiraat ovat kaikkein vahvimpia häirintäkilpailussa, joka mahdollistaa myös parin naaraan ja poikasten vapaamman habitaatin valinnan ja käytön (Kotrschal ym. 1993). Tästä syystä tutkimukseen valittujen yksilöiden voidaan olettaa olevan yleisesti vahvoilla häirintäkilpailussa ja näin ollen niiden habitaatin valintaan vaikuttaa mahdollisimman vähän lajinsisäinen kilpailu. Lajien välisen kilpailun vaikutuksen oletetaan olevan melko pientä etenkin metsästyksen vaikutuksen analyyseissä, koska Suomen rannikolla esiintyy alkusyksystä melko vähän muita hanhilajeja. Paikallisesti kilpailua voi esiintyä kanadanhanhien ja valkoposkihanhien kanssa (suullinen tiedonanto Antti Piironen 9.12.2025).

4.5 Yhteenveto

Metsästyksellä todettiin olevan vaikutusta merihanhien habitaatin käyttöön. Tämä näkyi peltojen vähentyneenä suosimisena, meren lisääntyneenä suosimisena ja lisääntyneenä todennäköisyytenä sille, että merihanhi tekee pitkän matkan siirtymän metsästyksen alettua (Taulukot 1 ja 7).

Aikaistetulla peltometsästyksellä oli metsästysjaksoista selvin vaikutus pellon suosimisen vähenemiseen. On todennäköistä, että peltometsästyksen aikaistamisella onnistutaan myös vähentämään maatalousvahinkoja ja taloudellisia tappioita, sillä mitä aikaisemmin metsästys aloitetaan, sitä vähemmän peltoja on ehditty vielä puida. Tämä vähentää maatalouden ja kasvavan hanhipopulaation välistä konfliktia. Tutkimuksessani ei kuitenkaan pystytty todentamaan, kuinka paljon peltojen vähentynyt suosiminen kohdistui puituihin tai puimattomiin peltoihin. Maatalousvahinkojen ehkäisemiseksi on tärkeää, että vähentynyt suosiminen kohdistuu nimenomaan puimattomiin peltoihin. Peltometsästysjaksolla voisi olla hyödyllistä rauhoittaa jo puidut pellot metsästykseltä, jolloin merihanhet eivät siirtyisi häirinnän seurauksesta puimattomille pelloille.

Meren lisääntynyt suosiminen aiheutuu metsästyksen häirinnän välttelystä. Selkein ero meren valinnassa havaittiin yleisen vesilintujen metsästysjakson ja ei metsästystä -jakson välillä, jolloin metsästykseltä vapaita alueita on peltometsästysjaksoon nähden vähemmän tarjolla. Pitkän matkan siirtymien todennäköisin selittävä tekijä on metsästyspaine, jota tutkimuksessa mitattiin saalistihyden avulla, vaikka alue valikoituikin näistä kahdesta korreloivasta muuttujasta parhaimpaan malliin. Metsästyspaine lisäsi merihanhen todennäköisyyttä pitkän siirtymän tekemiselle. Merihanhet todennäköisesti siirtyvät suojaisille alueille tai palautuvat siirtymän aiheuttamasta energiankulutuksesta, sillä mikäli hanhiyksilö oli tehnyt pitkän matkan siirtymän edellisen viiden päivän aikana, pieneni todennäköisyys uudelle siirtymälle merkittävästi.

Vaikka tutkimuksessa ei pystytty huomioimaan lähtötietojen puutteen takia esimerkiksi alueita, joilla metsästys oli kiellettyä, sadonkorjuuta tai viljelykasveja, osoittavat tulokset silti selkeästi metsästyksellä olevan vaikutusta hanhien habitaatin valintaan.

Kiitokset

Kiitos erityisesti ohjaajilleni Antti Piroselle ja Toni Laaksoselle ohjaamisesta, kommentoinnista, kannustamisesta ja kärsivällisyydestä. Kiitos Antti Piroselle myös aineiston jakamisesta kanssani ja siitä, että sain avustaa usean kuukauden ajan GPS-lähettimien asentamisessa maastossa. Erityiskiitos Luonnon- ja riistanhoitosäätiölle, jonka minulle myöntämä apuraha mahdollisti taloudellisesti osallistumiseni maastotöihin. Lisäksi työskentelyn tämän tutkimuksen parissa mahdollisti Luonnon- ja riistanhoitosäätiön Antti Piroselle myöntämä apuraha. Haluan kiittää myös merihanhien GPS-lähettimien hankinnan rahoittamisesta Suomen riistakeskusta, Luonnonvarakeskusta (Luke), Suomen

Metsästäjäliittoa, Uittokalusto Oy:tä, Swarovski Optikia, Kartanon Riista Oy:tä, G2 Invest Oy:tä, Raaseporin kaupunkia ja Jaana Ylösen sukulaisia. Kiitos myös kaikille maastotöissä avustaneille ja majoittumisia tarjonneille. Lisäksi haluan kiittää puolisoani Eero Metsärantaa tukemisestani sekä ystäviäni Minna Kivimäkeä ja Lotta Hollménia, joiden kanssa tuimme toinen toisiamme pro gradu -tutkielmiemme kirjoittamisessa.

Lähteet

Adam, M., Podhrázský, M. & Musil, P. (2016). Effect of start of hunting season on behaviour of Greylag Geese *Anser anser*. *Ardea*, 104, 63–68. <https://doi.org/10.5253/arde.v104i1.a5>

Aebischer, N. J., Robertson, P. A. & Kenward, R. E. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74, 1313–1325. <https://doi.org/10.2307/1940062>

Amat, J. A. (1986). Numerical trends, habitat use, and activity of Greylag Geese wintering in southwestern Spain. *Wildfowl*, 37, 35–45. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/724>

Anderson, Å., Follestad, A., Nilsson, L. & Persson, H. (2001). Migration patterns of Nordic Greylag Geese *Anser anser*. *Ornis Svecica*, 11, 19–58. <https://doi.org/10.34080/os.v11.22859>

Béchet, A., Giroux, J.-F., Gauthier, G., Nichols, J. D. & Hines, J. E. (2003). Spring hunting changes the regional movements of migrating Greater Snow Geese. *Journal of Applied Ecology*, 40, 553–564. <https://doi.org/10.1046/j.1365%E2%80%912664.2003.00819.x>

BirdLife Suomi. (2019). *Merihanhikantaa uhkaa jyrkkä väheneminen – metsästysrajoituksia tarvitaan*. Saatavilla: <https://www.birdlife.fi/tiedote-20190717/> [Viitattu 23.2.2024].

BirdLife Suomi. (2021). *Linnuston tila Suomessa*. Saatavilla: <https://tiedostot.birdlife.fi/julkaisut/linnuston-tila-suomessa-verkkoversio.pdf> [Viitattu 20.2.2024].

Block, W. M. & Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11, 35–91. https://doi.org/10.1007/978%E2%80%911%E2%80%9114757%E2%80%9119919%E2%80%9111_2

Cain, M. L., Bowman, W. D. & Hacker, S. D. (2011). *Ecology*. 2. painos. Sinauer Associates. ISBN 9780878934454.

Clausen, K. K., Dalby, L., Heldbjerg, H., Cao, L. & Fox, A. D. (2025). Using tracking data to assess seasonal habitat use and conflict potential of Greylag Geese in Danish intensive agricultural landscapes. *European Journal of Wildlife Research*, 71, 6. <https://doi.org/10.1007/s10344-024-01884-2>

Conover, M. R. & Kania, G. S. (1991). Characteristics of feeding sites used by urban-suburban flocks of Canada geese in Connecticut. *Wildlife Society Bulletin*, 19, 36-38. <https://www.jstor.org/stable/3782413>

Cooke, F., MacInnes, C. D. & Prevedt, J. P. (1975). Gene flow between breeding populations of the Lesser Snow Goose. *The auk*, 92, 493–510. <https://doi.org/10.2307/4084603>

Cresswell, W. (2008). Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis*, 150, 3–17. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00805.x>

Dhondt, A. A. (2012). *Interspecific competition in birds*. Oxford University Press. ISBN 978-0-19-955116-8.

Durant, D., Fritz, H. & Duncan, P. (2004). Feeding patch selection by herbivorous Anatidae: The influence of body size, and plant quantity and quality. *Journal of Avian Biology*, 25, 144–152. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2004.03166.x>

Euroopan ympäristökeskus. (2019). *Article 12 national summary dashboards*. Saatavilla: <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-12-national-summary-dashboards> [Viitattu 22.11.2019].

Fenberg, P. B. & Roy, K. (2008). Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: How much do we know? *Molecular Ecology*, 17, 209–220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03522.x>

Follestad, A. (1994). Innspill til en forvaltningsplan for gjess i Norge. *Norsk Institutt for Naturforskning*, NINA Utredning 65, 1–78. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/Utredning/065.pdf>

Fouquet, M. H., Schricke, V. & Fouque, C. (2013). Greylag Geese Anser anser depart earlier in spring: an analysis of goose migration from western France over the years 1980-2005. *Wildfowl*, 59, 143-151.

<https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/viewFile/1219/1219>

Fox, A. D. & Abraham, K. F. (2017). Why geese benefit from the transition from natural vegetation to agriculture. *Ambio*, 46, 188–197. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0879-1>

Fox, A. D., Elmberg, J., Tombre, I. M. & Hessel, R. (2017). Agriculture and herbivorous waterfowl: A review of the scientific basis for improved management. *Biological Reviews*, 92, 854–877. <https://doi.org/10.1111/brv.12258>

Fox, A. D., Kahlert, J., Ettrup, H., Nilsson, L. & Hounisen, J. P. (1995). Moulting Greylag Geese on the Danish Island of Saltholm; Numbers, Phenology, Status and Origins. *Wildfowl*, 46, 16–30. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/963>

Fox, A. D. & Leafloor, J. O. (toim.) 2018. A global audit of the status and trends of Arctic and Northern Hemisphere goose populations. *Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat*, Akureyri, Iceland. ISBN 978-9935-431-66-0.

Fox, A. D., Eide, N. E., Madsen, J., Boyd, H., Kuijken, E., Norriss, D. W., Tombre, I. M. & Stroud, D. A. (2005). Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology*, 11, 881–893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00941.x>

Gauthier, G., Giroux, J.-F., Reed, A., Béchet, A. & Bélanger, L. (2005). Interactions between land use, habitat use, and population increase in Greater Snow Geese: Consequences for natural wetlands? *Écoscience*, 12, 333–343. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-333.1>

Herva, E. (2014). Iin Kruunien luonnonsuojelualueen merihanhien runsastuminen ja käyttäytymisen muutos 50 vuoden (1959–2009) aikana. *Aureola*, 35, 27–36. https://www.pply.fi/Aureola/sahkoinen/Aureola_vsk35.pdf

Hoyo, J. del, Elliott, A. & Sargatal, J. (1992). *Handbook of the birds of the world. Vol. 1, Ostrich to ducks*. Barcelona: Lynx. ISBN 9788487334108

Jankowiak, Ł., Skórka, P., Ławicki, Ł., Wylegała, P., Polakowski, M., Wuczyński, A. & Tryjanowski, P. (2015). Patterns of occurrence and abundance of roosting geese: The role of spatial scale for site selection and consequences for conservation. *Ecological Research*, 30, 833–842. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1284-6>

Jakttidsförordning 1976:432. Saatavilla: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/jakttidsforordning-1976432_sfs-1976-432/ [Viitattu 25.4.2025].

Jaktförordning 1987:905. Saatavilla: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/jaktforordning-1987905_sfs-1987-905/ [Viitattu 25.4.2025].

Jensen, R. A., Wisz, M. S. & Madsen, J. (2008). Prioritizing refuge sites for migratory geese to alleviate conflicts with agriculture. *Biological Conservation*, 141, 1806–1818. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.027>

Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61, 65–71. <https://doi.org/10.2307/1937156>

Jones, J. (2001). Habitat selection studies in avian ecology: A critical review. *The auk*, 118, 557–562. <https://doi.org/10.1093/auk/118.2.557>

Kahlert, J. (2003). The constraint on habitat use in wing-moulting Greylag Geese *Anser anser* caused by anti-predator displacements. *Ibis*, 145, E45–E52. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00165.x>

Kaminski, R. M. & Elmberg, J. (2014). An introduction to habitat use and selection by waterfowl in the northern hemisphere. *Wildfowl*, 9–16. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/2601/1719>

Klaassen, M., Bauer, S., Madsen, J. & Tombre, I. (2006). Modelling behavioural and fitness consequences of disturbance for geese along their spring flyway. *Journal of Applied Ecology*, 43, 92–100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01110.x>

Kleinhenz, A. & Koenig, A. (2018). Home ranges and movements of resident Greylag Geese (*Anser anser*) in breeding and winter habitats in Bavaria, South Germany. *Plos one*, 13, e0202443. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202443>

Koskimies, P. (2019). *Suomen linnut: suuri lintukirja*. 6. painos. Readme.fi, Helsinki. ISBN 9789527751091

Kotrschal, K., Hemetsberger, J. & Dittami, J. (1993). Food exploitation by a winter flock of Greylag Geese: Behavioural dynamics, competition and social status. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 33, 289–295. <https://doi.org/10.1007/BF02027121>

Krebs, J. R. & Kacelnik, A. (1991). Decision-making. Teoksessa J. R. Krebs & N. B. Davies (toim.), *Behavioural ecology: An evolutionary approach* (s. 105–136). Blackwell. ISBN 978-0-632-02702-6

Lag om rätt till jakt 1938:274. Saatavilla: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-1938274-om-ratt-till-jakt_sfs-1938-274/ [Viitattu 25.4.2025].

Lessells, C. M. (1985). Natal and breeding dispersal of Canada Geese *Branta canadensis*. *Ibis*, 127, 31–41. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1985.tb05037.x>

Lorentsen, Ø. (1988). Tidlig jakt på grågås. Erfaringer fra forsøk på Smøla 1982–1984. *DN-rapport 5, Norsk Direktorat for Naturforvaltning*, 15 s. <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-more-og-romsdal/dokument-fmmr/miljo-og-klima/naturmangfald/kartleggingsrapportar/kommunale/smola-2004.pdf>

Lovette, I. J. & Fitzpatrick, J. W. (2016). *Handbook of Bird Biology*. Wiley-Blackwell. ISBN 9781118291023

Luonnonvarakeskus. (2020). Number of hunters who paid game management fees by Information, Year, Game management region and Gender. Statistics database. Saatavilla: https://statdb.luke.fi/PxWeb/pxweb/en/LUKE/LUKE_kal_mets/0100_mets.px/table/tableViewLayout2/ [Viitattu 9.12.2025].

Maa- ja metsätalousministeriö. (2018). *Valtioneuvoston asetus metsästysasetuksen muuttamisesta*. Saatavilla:

https://mmm.fi/documents/1410837/2042546/Muistio_13.2.2018.pdf [Viitattu 22.2.2024].

Maa- ja metsätalousministeriö. (2019). *Maa- ja metsätalousministeriön asetus merihanhen metsästyksen kieltämisestä metsästysvuonna 2019–2020*. Muistio Dnro 884/01.03/2019. Saatavilla:

https://mmm.fi/documents/1410837/14959750/Muistio_MMMa_merihanhen_mets%C3%A4styksen_kielt%C3%A4minen_mets%C3%A4stysvuonna_2019-2020.pdf/22e576b1-d2e3-6ccb-e451-eab60fee1606/Muistio_MMMa_merihanhen_mets%C3%A4styksen_kielt%C3%A4minen_mets%C3%A4stysvuonna_2019-2020.pdf [Viitattu 3.11.2019].

Maa- ja metsätalousministeriön asetus merihanhen metsästyksen kieltämisestä metsästysvuosina 2020–2023 531/2020.

MacDonald, D. W. & Amlaner, C. J. (1980). A practical guide to radio tracking. Teoksessa C. J. Amlaner & D. W. MacDonald (toim.), *A handbook on biotelemetry and radio tracking* (s. 143–160). Pergamon Press. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-05926-9>

Madsen, J. (1980). Occurrence, habitat selection and roosting by Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus* at Tip perne, 1972-1978. *Dansk ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 74, 45-58. <https://pub.dof.dk/artikler/544/download/doft-74-1980-45-58-forekomst-habitatvalg-og-overnatning-hos-kortnaebbet-gaas-anser-brachyrhynchus-paa-tipperne-1972-1978>

Madsen, J. (1985). Habitat selection of farmland feeding geese in West Jutland, Denmark: An example of a niche shift. *Ornis Scandinavica*, 16, 140–144. <https://doi.org/10.2307/3676496>

Madsen, J. & Mortensen, C. E. (1987). Habitat exploitation and interspecific competition of moulting geese in east Greenland. *Ibis*, 129, 25–44. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1987.tb01922.x>

Madsen, J. & Fox, A. D. (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds – A review. *Wildlife Biology*, 1(4), 193–207. <https://doi.org/10.2981/wlb.1995.025>

Mainguy, J., Bêty, J., Gauthier, G. & Giroux, J.-F. (2002). Are body condition and reproductive effort of laying Greater Snow Geese affected by the spring hunt? *Condor*, 104, 156–161. <https://doi.org/10.1093/condor/104.1.156>

Metsästysasetus 666/1993.

Metsästyslaki 615/1993.

Metsästäjäliitto. (2024). *Riistanhoito*. Saatavilla; <https://metsastajaliitto.fi/riistanhoito> [Viitattu 20.2.2024].

Montgomery R. A. & Roloff, G. J. (2017), Habitat Selection. *Reference Module in Life Sciences*, Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02383-9>

Nilsson, L. & Persson, H. (1992). Feeding areas and local movement patterns of post-breeding Greylag Geese in south Sweden. *Ornis Svecica*, 2, 77–90. <https://doi.org/10.34080/os.v2.23060>

Nilsson, L. & Persson, H. (1998). Field choice of staging Greylag Geese *Anser anser* in relation to changes in agriculture in South Sweden. *Ornis Svecica*, 8, 1–14. <https://doi.org/10.34080/os.v8.22958>

Nilsson, L. Green, M. & Persson, H. (2002). Field choice in spring and breeding performance of Greylag Geese in southern Sweden. *Wildfowl*, 53, 7–25. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/viewFile/1114/1114>

Nolet, B. A., Kölzsch, A., Elderenbosch, M. & van Noordwijk, A. J. (2016). Scaring waterfowl as a management tool: how much more do geese forage after disturbance?. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1413–1421. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12674>

Nummi, P. & Malinen, J. (2000). Riistanhoidon historia. Teoksessa P. Nummi & V.-M. Väänänen (toim.), *Riistanhoito* (s. 10–15). Metsälehti Kustannus, Helsinki. ISBN 952-5118-29-0

Olsson, C., Gunnarsson, G. & Elmberg, J. (2017). Field preference of grazing Greylag Geese *Anser anser* during the autumn migration in South Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 63, 28. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1085-4>

Piironen, A. & Laaksonen, T. (2023). A gradual migratory divide determines not only the direction of migration but also migration strategy of a social migrant bird. *Proceedings of the Royal Society B*, 290, 20231528. <https://doi.org/10.1098/rspb.2023.1528>

Pohjois-Pohjanmaan lintutieteellinen yhdistys ry. (2019). *Merihanhikannan romahdus vaatii nopeita toimia*. Saatavilla: <https://www.pply.fi/wp-content/uploads/2019/07/tausta-aineisto-ja-tilastot.pdf> [Viitattu 9.12.2025].

Primack, R. B. (2010). *Essentials of conservation biology*. 5. painos. Mass: Sinauer Associates, Sunderland. ISBN 9780878938524

Ramo, C., Amat, J. A., Nilsson, L., Schricke, V., Rodríguez-Alonso, M., Gómez-Crespo, E. & Green, A. J. (2015). Latitudinal-related variation in wintering population trends of greylag geese (*Anser Anser*) along the atlantic flyway: A response to climate change?. *Plos one*, 10, e0140181. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140181>

Rappole, J. H. (2013). *The Avian Migrant: The Biology of Bird Migration*. Columbia University Press. <https://doi.org/10.7312/columbia/9780231146784.003.0001>

Scheiber, I. B. R. (toim.). (2013). *The social life of greylag geese : patterns, mechanisms and evolutionary function in an avian model system*. 1. painos. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN 9781107038926

Sedinger, J. S. (1997). Adaptations to and consequences of an herbivorous diet in grouse and waterfowl. *The Condor*, 99, 314-326. <https://doi.org/10.2307/1369937>

Suomen ympäristökeskus. (2025) *Maankäyttö- ja maanpeiteaineistojen tuottaminen CORINE Land Cover 2024 -hankkeessa*. Saatavilla: <https://www.syke.fi/fi/projektit/maankaytto-ja-maanpeiteaineistojen-tuottaminen-corine-land-cover-2024-hankkeessa> [Viitattu 12.12.2025].

Tennfors, C. (2013). Greylag geese (*Anser anser*) — crop selection and spatial distribution around Sörfjärden, Södermanland (Pro gradu -tutkielma). *Swedish University of Agricultural Sciences*, 14. https://stud.epsilon.slu.se/6291/1/tennfors_c_131125.pdf

Van Eerden, M. R., Drent, R. H., Stahl, J. & Bakker, J. P. (2005). Connecting seas: western Palaearctic continental flyway for water birds in the perspective of changing land use and

climate. *Global Change Biology*, 11, 894-908. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00940.x>

Van Liere, D. W., Van Eekeren, N. J. & Loonen, M. J. (2009). Feeding preferences in greylag geese and the effect of activated charcoal. *The Journal of Wildlife Management*, 73, 924-931. <https://doi.org/10.2193/2008-157>

Zhao, M., Cao, L., Klaassen, M., Zhang, Y. & Fox, A. D. (2015). Avoiding competition? Site use, diet and foraging behaviours in two similarly sized geese wintering in China. *Ardea*, 103, 27-38. <https://doi.org/10.5253/arde.v103i1.a3>