

Suomen metsähanhikannan hoitosuunnitelma

Luonnos

26.5.2014

Sisällys

Tiivistelmä 4

1. Johdanto 4

1.1 Hankkeen tausta 4

1.2 Hoitosuunnitelman valmistelu 5

1.3 Hoitosuunnitelman tavoitteet ja toimenpiteet 5

OSA 1. METSÄHANHIKANNAN HOIDON JA SUOJELUN TAUSTA 7

2. Metsähanhien kannat ja biologia 7

2.1 Taksonomia ja pesimislevinneisyys 7

2.2 Elämänkierto ja elinympäristöt 8

2.2.1 Pesintä ja pesimisympäristöt 8

2.2.2 Poikaskausi ja poikueympäristöt 10

2.3 Poikastuotto ja siihen vaikuttavat tekijät 11

2.4 Säilyvyys ja kuolinsyyt 12

2.5 Talvehtiminen, muutto ja paikkauskollisuus 13

2.5.1 Rengastus 13

2.5.2 Talvehtiminen 14

2.5.3 Kevätmuutto 14

2.5.4 Sulkasatomuutto 15

2.5.5 Syysmuutto 16

2.5.6 Paikkauskollisuus 19

2.6 Metsähanhikantojen koko ja muutokset 20

2.6.1 Suomen metsähanhikanta 20

2.6.2 Suomen lähialueiden pesimäkannat 25

2.6.3 Metsähanhien kokonaiskannat 26

3. Metsähanhen metsästys ja riistanhoito 27

3.1 Metsähanhen perinteiset metsästystavat ja metsästäjien määrä 27

3.2 Saalistilastot 27

3.3 Saaliin ajalliset ja alueelliset muutokset 28

3.4 Saaliin koostumus 29

3.5 Metsästyksen säätely ja sen vaikutukset 31

3.6 Metsästys muissa maissa 33

3.7 Metsästyspaine, verotusaste ja vaikutus kokonaiskuolevuuteen 35

3.8 Metsähanhen riistanhoito 36

3.8.1 Elinympäristöjen hoito 36

3.8.2 Tarhaus ja istutus 37

3.8.3 Ruokinta 37

4. Hanhikantojen hoito muissa maissa 38

4.1 Tapaustutkimuksia 38

4.2 Vesilintukantojen hoito Pohjois-Amerikassa 41

5. Mahdolliset syyt taigametsähanhen taantumiseen 42

5.1 Säilyvyyden ja poikastuoton vaikutus hanhikantojen muutoksiin 42

5.2 Metsästys 44

5.3 Maankäyttö 46

5.4 Vesilintulajien välinen kilpailu 47

5.4.1 Laulujoutsenen runsastuminen 47

5.4.2 Muiden hanhien runsastuminen Ruotsin levähdys- ja talvehtimisalueilla 49

- 5.5 Petojen vaikutus 50
- 6. Tulevaisuuden uhkatekijät 52
- 7. Metsähanhen seuranta ja tutkimus 54
 - 7.1 Kansainvälinen seurantayhteistyö 54
 - 7.2 Viimeaikainen seuranta ja tutkimus lähialueilla 55
 - 7.3 Viimeaikainen seuranta ja tutkimus Suomessa 56
- 8. Metsähanhen suojeluluokitus ja asema sopimuksissa, säädöksissä ja strategioissa 56
 - 8.1 Metsähanhen suojeluluokitus 56
 - 8.2 Bernin sopimus 57
 - 8.3 Ramsarin kosteikkosopimus 57
 - 8.4 Bonnin sopimus (CMS) ja Sopimus Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta (AEWA) 58
 - 8.5 EU:n lintudirektiivi ja luontodirektiivi 59
 - 8.6 Metsästyslaki ja metsästysasetus 60
 - 8.7 Riistahallintolaki 61
 - 8.8 Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön strategia vuosiksi 2012–2020 ja toimintaohjelma 2013–2020 61
 - 8.9 Soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansallinen strategia 62

Osan 1 yhteenveto ja päätelmät 64

OSA 2. TAVOITTEET JA TOIMENPITEET 69

- 9. Sidosryhmien odotukset ja näkemykset 69
 - 9.1 Lapin seminaari (Rovaniemi) 70
 - 9.2 Länsi-Suomen seminaari (Seinäjoki) 71
 - 9.3 Itä-Suomen seminaari (Kontiolahti) 72
 - 9.4 Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun seminaari (Utajärvi) 74
 - 9.5 Loppuyhteenveto seminaarien tuloksista 75
- 10. Metsähanhen kannanhoidon lähtökohdat ja tavoitteet 75
- 11. Metsästyksen säätely ja kehittäminen 77
 - 11.1 Saaliin koon säätely 78
 - 11.2 Saaliin koostumuksen säätely 83
- 12. Seuranta ja tutkimus 83
 - 12.1 Pesimäkannan ja poikastuoton seuranta 83
 - 12.2 Saalistiedon keruun uudistaminen 85
 - 12.3 Populaatioekologinen tutkimus 85
 - 12.4 Metsästystutkimus 87
- 13. Elinympäristöjen hoito 88
 - 13.1 Pesimäympäristöjen hoito 88
 - 13.2 Muutonaikaisten levähdysalueiden hoito 91
 - 13.3 Maankäytön suunnittelun kehittäminen 91
- 14. Muut hoitotoimet 92
 - 14.1 Tarhaus ja istutus 92
 - 14.2 Kevätruokinta 92
 - 14.3 Pienpetojen pyynti 93
- 15. Kansainvälinen yhteistyö 93
 - 15.1 Kannanhoidoyhteistyö ja kansainvälinen hoitosuunnitelma 95
 - 15.2 Seuranta- ja tutkimusyhteistyön lisääminen 95

- 16. Tiedotus, neuvonta ja koulutus 96**
 - 17. Vahinkojen ja konfliktien hallinta 97**
 - 18. Metsähanhen kannanhoidon hyvinvointivaikutukset 97**
 - 19. Kansallinen yhteistyö, työnjako ja vastuut 98**
 - 20. Hoitosuunnitelman toteutumisen arviointi ja päivittäminen 100**
- Kirjallisuus *101*

Tiivistelmä

Suomessa esiintyy kahta metsähanhen alalajia. Suurin osa metsähanhikannastamme on taigametsähanhia, joiden pesimäympäristö koostuu rimpinevoista reunarämeineen ja -metsineen. Tundrametsähanhet ovat lähinnä läpimuuttajia, mutta niitä myös pesii ilmeisesti vähäinen määrä Ylä-Lapissa.

Lintuatlaskartoitukset ja talvehtimisalueilla tehdyt laskennat osoittavat taigametsähanhikannan taantuneen merkittävästi 1990-luvulta lähtien. Taantumisen syitä ei tunneta, mutta mahdollisia syitä voivat olla elinympäristöjen muutokset, liikametsästys tai pyynnin kohdistuminen liiaksi emolintuihin ja kilpailevien lajien ja metsähanhia saalistavien petojen runsastuminen.

Suomen metsähanhikannan hoitosuunnitelma laadittiin soveltaen Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristöjen suojelua koskevan yleissopimuksen Pysyvän Neuvoston suosituksia Nro 59 (1997). Hoitosuunnitelma on kaksiosainen. Ensimmäinen osa, metsähanhikannan hoidon ja suojelun tausta, on katsaus metsähanhea koskevaan nykytietämykseen Suomessa ja muualla taigametsähanhen levinneisyysalueella. Siinä kuvataan metsähanhen biologiaa, kannan kehitystä ja tilaa, metsästystä sekä tähänastista hanhikantojen hoitoa. Lisäksi tarkastellaan mahdollisia syitä kannanmuutoksiin, metsähanheen vaikuttavia tekijöitä tulevaisuudessa, kannanseurantaa ja tutkimusta sekä metsähanheen liittyviä kansainvälisiä sitoumuksia ja kansainvälistä ja kansallista lainsäädäntöä.

Hoitosuunnitelman toisessa osassa esitetään metsähanhen kannanhoidon tavoitteet ja toimenpiteet. Pää tavoitteena on hoitaa ja suojella taigametsähanhen kanta ja elinympäristöjä niin, että kanta elpyy ja säilyy elinvoimaisena ja arvostettuna, kestävästä käytön mukaisesti metsästettävänä riistavarana. Tärkeimmät toimenpiteet liittyvät metsästyksen säätelyyn ja kehittämiseen, pesimäkannan ja poikastuoton seurantaan ja tutkimukseen, pesimäympäristöjen ja muutonaikaisten levähdysalueiden hoitoon, kansainväliseen yhteistyöhön ja metsästyksen kestävyyttä, vastuullisuutta ja eettisyyttä koskevan tiedon levittämiseen. Toimenpiteissä otetaan huomioon taloudelliset ja sosiaaliset vaatimukset sekä alueelliset erityispiirteet. Hoitosuunnitelman toteuttamista ja vaikuttavuutta seurataan, ja tarvittaessa suunnitelmaa päivitetään.

1. Johdanto

1.1 Hankkeen tausta

Metsästys- ja riistanhoitotoimen ylin johto ja valvonta kuuluvat Suomessa maa- ja metsätalousministeriölle. Ministeriön johtamaan julkiseen riistakonserniin kuuluvat Suomen riistakeskus, riistahoitoyhdistykset, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsähallituksen eräpalvelut, Metsäntutkimuslaitos ja Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. Riistakonsernin toiminta-ajatuksena on vastata riistakantojen elinvoimaisuudesta, turvata riistavaran monipuolinen ja kestävä käyttö ja sovittaa yhteen riistatalouteen liittyviä erilaisia odotuksia. Riistakonsernin strategiassa on suomalaisen riistatalouden visioksi asetettu: *Suomi on riistavaran kestävästä käytön, hoidon ja suojelun edelläkävijä.*

Julkisen riistakonsernin strategiaprosessi muodostaa maa- ja metsätalousministeriön johtaman riistapolitiikan perustan. Strategiaprosessissa riistapolitiikalle on määritelty seuraavat yhteiskunnalliset vaikuttavuustavoitteet: 1) *Riistakannat säilyvät elinvoimaisina*; 2) *Metsästys ja riistanhoito on eettistä ja vastuullista*; 3) *Riistavahingot ja -konfliktit ovat hallinnassa*; 4) *Riistatalous luo hyvinvointia*.

Riistapolitiikan yhteiskunnallisten vaikuttavuustavoitteiden saavuttamista tukevat seuraavat strategiset päämäärät: 1) *Vahvistamme riistataloutta osana ekosysteemipalveluja ja luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä*; 2) *Edistämme riistatalouden moninaisten hyvinvointivaikutusten tunnistamista ja arvostusta*; 3) *Turvaamme luotettavan, ajantasaisen ja yhteiskäyttöisen riistatiedon riistatalouden perustaksi*; 4) *Toimimme avoimesti ja aktiivisesti kansallisten ja kansainvälisten kumppaneiden ja sidosryhmien kanssa*; 5) *Toimintatapamme ovat vaikuttavia, taloudellisia, asiakaslähtöisiä ja ennakoivia, ja huolehdimme omasta jatkuvasta kehitymisestämme*.

Suomen metsähanhikannan hoitosuunnitelma kuuluu julkisen riistakonsernin keskeisiin strategisiin hankkeisiin, joiden avulla riistapolitiikan strategiaa pannaan käytännössä toimeen.

Hoitosuunnitelmassa määritellään riistakonsernin tavoitteet ja toimenpiteet Suomen metsähanhikannan ja metsäanhien elinympäristöjen hoitamiseksi. Suunnitelma kohdistuu metsähanhen alalajeista pääasiassa taigametsähanheen, koska lähes koko Suomen pesimäkanta on taigametsähanhia. Hoitosuunnitelman tavoitteet ja toimenpiteet linjaavat maa- ja metsätalousministeriön metsähanheen liittyvää tulos- ja resurssiohjausta ja lainvalmistelua. Hoitosuunnitelma on samalla yhteenvedo metsähanhea koskevasta nykytietämyksestä. Suunnitelman toteuttamista ja vaikuttavuutta seurataan, ja tarvittaessa sitä päivitetään ja tarkistetaan.

1.2 Hoitosuunnitelman valmistelu

Maa- ja metsätalousministeriön toimintasuunnitelmassa vuodelle 2012 oli metsähanhikannan kansallisen hoitosuunnitelman laadinta, jonka ministeriö antoi Suomen riistakeskukselle tulostavoitteeksi. Hoitosuunnitelmien valmistelu kuuluu riistahallintolain (18.2.2011/158) mukaan Suomen riistakeskuksen tehtäviin. Hanke toteutettiin 1.1.2012–30.6.2013. Suunnitelman valmisteluun osallistui ja hankkeen yhteydessä kuultiin lukuisia eri alojen ja sidosryhmien kuten riistantutkimuksen, riistahallinnon, metsätalouden, metsästäjäkunnan ja lintujen suojelun asiantuntijoita ja edustajia. Eri alueiden toimijoita osallistettiin neljässä alueellisessa seminaarissa ja niiden työpajoissa sekä alueellisten riistaneuvostojen puheenjohtajien ja esittelijöiden työpajassa. Yhteistyöverkostoon kuului myös joukko ulkomaisia hanhiasiantuntijoita. Suunnitelman toimenpideoiota valmisteltaessa pyrittiin sovittamaan yhteen eri sidosryhmien näkemyksiä siten, että sen avulla taigametsähanhen kanta ja elinympäristöjä voidaan hoitaa tavoitteellisesti ja pitkäjänteisesti ja säilyttää kanta kestävästi metsästettävänä.

1.3 Hoitosuunnitelman tavoitteet ja toimenpiteet

Kannanhoidon kannalta oleellinen taustatieto on koottu hoitosuunnitelman ensimmäiseen osaan. Siinä tarkastellaan laajasti muun muassa metsähanhikantojen muutoksia, niiden mahdollisia syitä, kantojen ja kannanhoidotoimien nykytilaa ja metsästystä Suomessa ja muualla taigametsähanhen levinneisyysalueella sekä arvioidaan tietämyksen tasoa. Ensimmäinen osa luo pohjan toiselle osalle, jossa määritellään kannanhoidon tavoitteet lähitulevaisuudessa sekä tarvittavat toimenpiteet.

Päätavoitteena on hoitaa ja suojella taigametsähanhen kantaa ja elinympäristöjä niin, että kanta elpyy ja säilyy elinvoimaisena ja arvostettuna, kestävän käytön mukaisesti metsästettävänä riistavarana. Tärkeimpiin toimenpiteisiin kuuluu:

- kehittää metsästyksen säätelyä
- lisätä tietämystä kestävästä ja vastuullisesta metsästyksestä
- järjestää pesimäkannan ja poikastuoton seuranta ja turvata riittävä tutkimus
- tehostaa pesimäympäristöjen ja muutonaikaisten levähdysalueiden hoitoa
- lisätä kansainvälistä yhteistyötä.

Metsästystä on kannan elvytysvaiheessa välttämätöntä rajoittaa, koska metsästyskuolevuuden vähentäminen on ainoa nopea keino parantaa aikuisten säilyvyyttä. Metsästyksen säätelypäätöksiä varten tarvitaan nykyistä tarkempaa tietoa metsähanhen pesimäkannasta, poikastuotosta ja metsästyssaaliista. Metsähanhet ovat kansainvälinen luonnon- ja riistavara, ja Suomi edistää aktiivisesti metsähanhen kansainvälistä kannanhoito-yhteistyötä.

OSA 1. METSÄHANHIKANNAN HOIDON JA SUOJELUN TAUSTA

2. Metsähanhien kannat ja biologia

2.1 Taksonomia ja pesimislevinneisyys

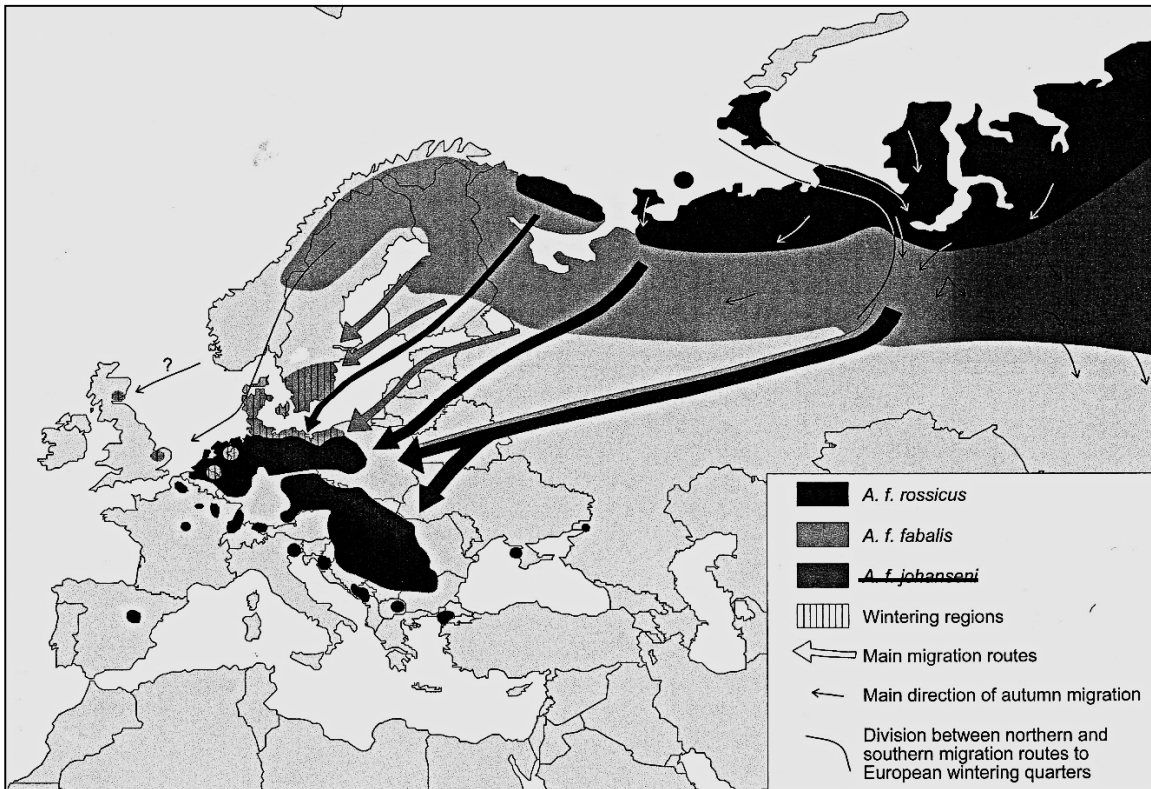
Metsähanhen (*Anser fabalis*) taksonomia ja luokittelu alalajeihin ovat pitkään olleet sekavia ja kiistanalaisia (Delacour 1951, van den Bergh 1999, Pessa ym. 2004a, Ruokonen ym. 2008, Ruokonen & Aarvak 2011). 1900-luvun loppupuolella vallinneen käsityksen mukaan metsähanhesta oli erotettavissa ulkonäön ja rakenteen perusteella kaksi alalajiryhmää ja neljä alalajia: läntinen (*A. f. fabalis*) ja itäsiperialainen taigametsähanhi (*A. f. middendorffii*) sekä läntinen (*A. f. rossicus*) ja itäinen (*A. f. serrirostris*) tundrametsähanhi (Delacour 1951, van den Bergh 1999, Pessa ym. 2004a). Aiemmin oli kuvattu myös Länsi-Siperiassa pesivä *johanseni*-alalajin taigametsähanhi, ja myös lyhytnokkahanhi (*Anser brachyrhynchus*) luettiin metsähanhen alalajiksi (Delacour 1951). Alalajin *johanseni* hyväksyttävyyys on sittemmin kyseenalaistettu ja lyhytnokkahanhi tulkittu omaksi lajikseen (Burgers ym. 1991, Pessa ym. 2004a, Ruokonen ym. 2008). Toisaalta on esitetty taiga- ja tundrametsähanhien luokittelemista erillisiksi lajeiksi *Anser fabalis* ja *A. serrirostris* (Sangster ym. 1999). Uudemman, molekyylogeneettisen tutkimuksen perusteella *fabalis*, *rossicus* ja *serrirostris* voidaan kuitenkin tulkita kuuluvan samaan lajiin *Anser fabalis*, kun taas *middendorffii* on tulkittavissa omaksi lajikseen (Ruokonen ym. 2008).

Euroopassa tavataan ainoastaan *fabalis*- ja *rossicus* -alalajien metsähanhia (van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999), ja jäljempänä tässä hoitosuunnitelmassa taigametsähanhella tarkoitetaan *fabalis*-alalajia ja tundrametsähanhella *rossicus*-alalajia. Alalajien tunnistaminen maastossa vaatii harjaantuneisuutta, koska ulkonäköerot ovat suhteellisia. Tundrametsähanhen pää on suhteellisesti hieman isompi, pyöreämpi ja tummempi ja kaula lyhyempi ja paksumpi kuin taigametsähanhen (Lindholm & Tolvanen 2003, Heinicke 2010a). Tundrametsähanhen nokka on lyhyempi ja tyveltä paksumpi kuin taigametsähanhen, ja tundrametsähanhen muuten mustassa nokassa on useimmiten vain kapea oranssi rengas. Taigametsähanhella nokan oranssi alue ulottuu yleensä sierainaukkojen taakse, joten nokka on pääosin oranssinvärinen (Lindholm & Tolvanen 2003, Heinicke 2010a). Alalajien tunnistus pelkästään nokan värien perusteella on kuitenkin epävarmaa, koska oranssin määrä voi vaihdella varsinkin taigametsähanhella. Laajassa hollantilaisessa aineistossa kymmenesosalla taigametsähanhista oli nokassaan vain kapea oranssi rengas kuten tyypillisellä tundrametsähanhella (Burgers ym. 1991).

VALOKUVA TAIGA- JA TUNDRAMETSÄHANHESTA

Taigametsähanhen pesimislevinneisyys noudattelee pohjoisen havumetsävyöhykkeen aapasoiden levinneisyyttä ja ulottuu läntisestä Fennoskandiasta Länsi-Siperian alankoalueelle (Pirkola & Kalinainen 1984a, Burgers ym. 1991, van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999, Critical Site Network Tool 2012; kuva 1). Levinneisyyden itälaidalla Ob-joen laakso on taigametsähanhen tärkeää pesimäaluetta (Lebedeva 1979). Tundrametsähanhi pesii Pohjois-Fennoskandiasta Taimyrin niemimaalle Keski-Siperian pohjoisosiin ulottuvalla arktisella tundralla (van den Bergh 1999). Suomessa pesivät metsähanhet ovat lähes yksinomaan taigametsähanhia. Pesimislevinneisyys painottuu pohjoiseen; etelässä pesimäalue on karkeasti kaksijakoinen haarautuen lännessä Suomenselkää pitkin Etelä-Pohjanmaan, Satakunnan ja Pirkanmaan rajoille, idässä Kainuusta ja

Pohjois-Savosta Pohjois-Karjalaan (Valkama ym. 2011). Levinneisyys noudattelee ojittamattomien soiden esiintymistä (kuva 6D). Uusi tieto on, että Pohjois-Norjan Finnmarkissa pesivän tundrametsähanhikannan levinneisyysalue näyttää ulottuvan myös Suomen puoleiselle tundralle Ylä-Lapissa (Heinicke 2010a, Nilsson ym. 2010). Tundrametsähanhen tyyppisiä yksilöitä on tosin aiemminkin tavattu pesimä- ja sulkasatoaikaan Utsjoen ja Inarin Lapin paljakka-alueilla (Lindholm & Tolvanen 2003), ja Käsivarressa havaittiin vuonna 2010 tundrametsähanhen poikue (A. Lehtikoinen, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Suomen pesivien tundrametsähanhien parimäärä on todennäköisesti kuitenkin hyvin pieni. Merkitteä pantavaa on, että metsähanhien pesimislevinneisyys Suomessa noudattelee pääpiirteissään valtion maiden sijaintia.



Kuva 1. Taigametsähanhen (*A.f. fabalis*) ja tundrametsähanhen (*A.f. rossicus*) muuttotiet eli pesimäalueet, päämuuttoreitit ja talvehtimisalueet (van den Bergh 1999). Alalajin *johanseni* olemassaolo on nykyään kyseenalaistettu.

2.2 Elämänkierto ja elinympäristöt

2.2.1 Pesintä ja pesimisympäristöt

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen vuosina 1976–1980 tekemässä kenttätutkimuksessa kerättiin havaintoja mm. taigametsähanhen pesinnästä ja elinympäristöjen käytöstä lisääntymiskauden aikana (Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Tutkimuksessa ei kuitenkaan suhteutettu eri elinympäristötyyppien käyttöä niiden osuuteen maastossa, joten tulokset eivät välttämättä ilmennä elinympäristöjen valintaa. Lisäksi tutkimuksesta on aikaa, ja ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset elinympäristöissä viimeisen 30 vuoden aikana ja luonnolliset muutokset kuten laulujoutsenen (*Cygnus cygnus*) pesimäkannan runsastuminen ovat voineet vaikuttaa metsähanhen tilankäyttöön pesimäaikaan. Siksi taigametsähanhen pesinnästä, liikkuvuudesta ja

elinympäristöjen käytöstä pesintä- ja poikueaikana tarvittaisiin tuoretta, nykyaikaisin menetelmin kerättyä tietoa.

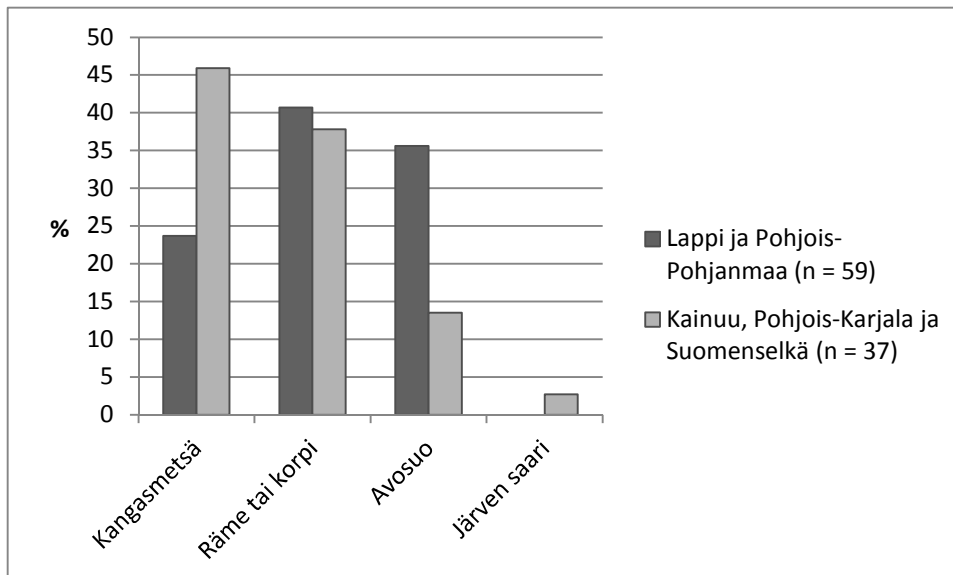
Grönlannissa pesivät tundrahanhet (*Anser albifrons flavirostris*) pariutuivat aikaisintaan toisena, viimeistään viidentenä ja useimmiten kolmantena elinvuonnaan (Warren ym. 1992). Metsähanhen pariutumisesta ei ole tietoa, mutta lisääntymisen metsähanhi aloittaa useimmiten kolmivuotiaana eli neljäntenä kalenterivuonna, joskus mahdollisesti jo kaksivuotiaana (Cramp & Simmons 1977). Pesivän taigametsähanhiparin koiras ja naaras solmivat elinikäisen parisuhteen, joka katkeaa vasta toisen kuollessa (Väyrynen 1996). Parin elinpiiri koostuu tyypillisesti minerotrofisesta saroja, heiniä ja ruohoja kasvavasta avosuosta sekä metsäisistä suotyypeistä ja avosuon ympärillä ja sisällä olevista kangasmaista (Pirkola & Kalinainen 1984b, Eriksson & Henricsson 1990). Metsähanhen pesimämaastoja luonnehtii yleensä runsas suolinnusto (Eriksson & Henricsson 1990). Elinpiirin kooksi arvioitiin muutamia tuhansia tai useita tuhansia hehtaareja (Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Samoin uudessa satelliittilähettimellä merkittyjen yksilöiden seurantaan perustuvassa tutkimuksessa elinpiirin kooksi arvioitiin n. 2 000 hehtaaria (Paasivaara 2012). Samalla suoalueella pesivien parien pesät olivat tavallisesti 1–2 kilometrin päässä toisistaan (Pirkola & Kalinainen 1984a). Parit eivät kuitenkaan ole territoriaalisia, sillä niiden elinpiirit voivat olla osittain tai kokonaan päällekkäisiä, ja joskus kaksi pesää voi sijaita alle 100 metrin etäisyydellä toisistaan (von Haartman ym. 1963, Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Lisäksi parin koiras tai molemmat puoliset voivat liittyä tilapäisesti muiden parien tai pesimättömien yksilöiden seuraan (Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Ruotsissa satelliittilähettimellä merkityillä aikuisilla koirailta havaittiin pesimäkauden alussa jopa kymmenien kilometrien paikallisia liikuntoja (Nilsson ym. 2010). Muuten pesivät parit viettävät hyvin piileskelevää elämää.

Metsähanhen asuttamat aapasuot ovat tyypillisesti rimpinevoja, joita on eniten Lapissa, Koillismaalla ja Pohjanmaan pohjoisosissa (Kaakinen ym. 2008a). Rimpinevojen pesivät paikallispopulaatiot voivat parhaimmillaan käsittää yli 20 paria (von Haartman ym. 1963, Pirkola & Kalinainen 1984b). Arviot pesivän metsähanhikannan tiheydestä vaihtelevat suuresti. Kemissä ja Tornionseudulla Luoteis-Lapissa tiheys oli 1960- ja 1970-luvuilla tehtyjen linjalaskentojen mukaan avosoilla 1 pari/km² ja vuosina 1983–1991 0,7 paria/km² (Rauhala 1980, 1994). Pohjoispohjalaisella suolla parimäärä oli vuosina 1978–1982 tehtyjen linjalaskentojen mukaan 4,5 paria/km² (Lähdesmäki & Rautiokoski 1983). Pohjois-Savossa pesiviä metsähanhia oli avosoilla tehtyjen koealalaskentojen mukaan keskimäärin 0,3 paria/km² (Tuomainen 1987). Vuosina 1983–1986 Västerbottenissa Ruotsin Lapin eteläosien soilla metsähanhikannan tiheydeksi arvioitiin 0,08 paria/km² (Eriksson & Henricsson 1990). Arvioiden suuret keskinäiset erot kuvastanevat sekä todellisia eroja eri alueiden tiheyksissä että eroja laskentamenetelmien tehokkuudessa ja ennen kaikkea parimäärien arvioinnin vaikeutta.

Taigametsähanhen pesät voivat sijaita hyvin monenlaisissa paikoissa (von Haartman ym. 1963, Waaramäki 1970). Vuosina 1971–1980 kerätyistä 96 pesäpaikan aineistosta paljastui alueellisia eroja pesimäympäristöjen käytössä (Pirkola & Kalinainen 1984a). Lapissa ja Pohjois-Pohjanmaalla runsas kolmannes pesistä sijaitsi avosuolla; sitä vastoin Kainuussa, Pohjois-Karjalassa ja Suomenselällä vain 14 % pesistä löytyi avosuolta (kuva 2). Ero voitaneen selittää siten, että maan keskiosissa avosoita on vähemmän ja ne ovat pienempiä kuin pohjoisessa (Pirkola & Kalinainen 1984a). Merkillä pantavaa kuitenkin on, että molemmilla alueilla valtaosa pesistä löytyi peitteisestä

maastosta. Metsässä sijaitseva pesä oli enimmillään 400 metrin päässä lähimmästä avosuosta ja 1,4 kilometrin päässä lähimmästä lammesta. Lounais-Lapissa pesiä löydettiin avosoilta, rämeiltä, suon metsäsaarekkeista ja hakkuuaukealta (Rauhala 2009). Yhteistä pesäpaikoille on, että ne paljastuvat aikaisin lumesta ja ovat turvassa tulvavesiltä (von Haartman ym. 1963, Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984a, b).

Pesinnän ajoittumisesta on niukasti tietoja. Vanhempien lähteiden mukaan haudonta on alkanut levinneisyysalueen eteläosissa toukokuun alussa, ja poikaset ovat kuoriutuneet kesäkuun alussa, Kuusamossa viikkoa myöhemmin (von Haartman ym. 1963, Waaramäki 1970). Munamäärä on useimmiten viisi tai kuusi vaihteluvälin ollessa 2–8 (von Haartman ym. 1963, Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984a). Vuosina 1971–1980 kerätyssä 53 pesyeen aineistossa keskimääräinen munamäärä oli 5,2 (Pirkola & Kalinainen 1984a). Vain naaras hautoo (von Haartman ym. 1963), ja koiras vartioi useimmiten avosuolla tai joskus lammella, myös silloin kun pesä sijaitsee metsässä (Pirkola & Kalinainen 1984a). Tietoja pesien säilyvyydestä ja pesätappioiden syistä ei juuri ole (Pirkola & Kalinainen 1984a). Uusintapesintään viittaavia myöhäisiä pesälöytöjä on vähän (von Haartman ym. 1963, Pirkola & Kalinainen 1984a), joten se lienee metsähanhella harvinaista.



Kuva 2. Metsähanhen pesimisympäristöt Suomessa vuosina 1971–1980 löydettyjen 96 pesän perusteella (Pirkola & Kalinainen 1984a).

2.2.2 Poikaskausi ja poikueympäristöt

Poikaskausi voidaan Pirkolan & Kalinaisen (1984a, b) tutkimuksen perusteella jakaa elinympäristöjen käytön mukaan kolmeen vaiheeseen. Ensimmäisten elinviikkojen aikana kesäkuussa poikueet oleskelevat pääasiassa peitteisessä maastossa: 23 havaitusta poikueesta 13 tavattiin puron varresta tavallisesti keskeltä korpea, kahdeksan poikuetta korvesta, jossa ei ollut avovettä, yksi metsäjärven rannalta ja vain yksi poikue suuren avosuon rimmestä. Eteläisessä Ruotsin Lapissa myös metsälammet ja niiden rannat olivat tärkeitä varhaisen poikuevaiheen elinympäristöjä (Eriksson & Henricsson 1990). Poikueet voivat liikkua jalkapatikassa monen kilometrin matkoja. Heinäkuussa emojen sulkasadon alettua poikueet hakeutuvat avosoille, erityisesti avovesirimmille ja lammille. Tässä toisessa vaiheessa pääasiallisia ravintokohteita ovat

sarat (*Carex* spp.), suoleväkkö (*Scheuchzeria palustris*) ja raate (*Menyanthes trifoliata*) (Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Emoien kaikki siipisulat vaihtuvat kerralla heinäkuussa, joten ne ovat heinäkuun jälkipuoliskon lentokyvyttömiä. Sulkasato kestää noin 22 vuorokautta (van den Bergh 1999). Elokuussa, kun sekä emot että poikaset ovat lentokykyisiä, poikueet kulkevat metsissä ja metsäisillä soilla syömässä mustikoita ja variksenmarjoja (Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Kaiken kaikkiaan metsähanhi näyttää käyttävän pesä- ja poikasaikana suureksi osaksi samoja elinympäristötyyppejä kuin metsäkanalinnut, erityisesti teeri ja riekko.

Jo untuvapoikasaikaan kesäkuussa saman pesimäsuon metsähanhipoikueita voi kerääntyä ainakin tilapäisesti muutaman poikueen parviksi (Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Yleisimpiä poikueparvet ovat kuitenkin heinäkuun avosuokaudella, jolloin sekä poikaset että emot ovat lentokyvyttömiä. Suurimmissa poikueparvissa on ollut yli sata yksilöä (Pirkola & Kalinainen 1984b). Myös elokuulta on havaintoja suurista poikueparvista (Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984b). Poikueparvet eivät useinkaan ole pysyviä (Pirkola & Kalinainen 1984a, b).

Emojen ja poikasten suhde on pitkäaikainen. Metsähanhiperheet muuttavat yhdessä ja pysyvät koossa myös talvehtimisalueilla (von Haartman ym. 1963). Vielä toisellakin talvehtimismatkallaan nuoret linnut saattavat liittyä emojensa seuraan (Väyrynen 1996).

2.3 Poikastuotto ja siihen vaikuttavat tekijät

Hanhien lisääntyminen on monivaiheinen tapahtumaketju, johon useat välittömät ja taustalla olevat tekijät voivat vaikuttaa. Ensinnäkään kaikki lisääntymisikäiset parit eivät välttämättä yritä joka vuosi pesiä. Vuosittain jopa neljännes Huippuvuorilla pesivän valkoposkihanhen (*Branta leucopsis*) lisääntymisikäisistä pareista jätti pesimättä (Owen & Black 1989). Poikastuottoon vaikuttavat myös muna-, pesä- ja poikastappioiden suuruus ja emojen kuolevuus pesintä- ja poikasaikana. Yksi tärkeä tekijä lisääntymismenestyksen taustalla voi olla talvehtimisalueilta ja kevätmuuton aikaisilta levähdysalueilta saatavan ravinnon määrä ja laatu, jotka vaikuttavat naaraiden pesimäkuntoon ja sitä kautta munamäärään ja mahdollisesti munien ja poikasten elinvoimaisuuteen (Fox & Madsen 1999, Fox ym. 2006). Emoien kunto voi vaikuttaa myös siihen, kuinka hyvin ne pystyvät varjelemaan pesäänsä ja poikuettaan saalistajilta. Lisäksi puolison vaihtuminen heikentää poikastuottoa merkittävästi ainakin uudelleenpariutumista seuraavana vuonna, kuten valkoposkihanhella on havaittu (Owen & Black 1989).

Tiedot metsähanhen poikastuotosta ja siihen vaikuttavista tekijöistä ovat hyvin vaillinaisia. Suomalaisessa 103 pesän aineistossa kahdeksan pesän tiedettiin varmasti tuhoutuneen, mutta tuhoutuneiden pesien todellinen lukumäärä lienee ollut suurempi, koska useimpia pesiä ei tarkastettu toistamiseen (Pirkola & Kalinainen 1984a). Yhden pesyeen tuhosi tulva, yhden naaras joutui pedon saaliiksi, kahdessa tapauksessa naaras katosi ja neljästä muusta pesästä munat oli viety. Petoista ainakin maakotkan (*Aquila chrysaetos*), merikotkan (*Haliaeetus albicilla*), ketun (*Vulpes vulpes*), supikoiran (*Nyctereutes procyonoides*), karhun (*Ursus arctos*) ja minkin (*Neovison vison*) on havaittu saalistavan emoja tai poikasia tai molempia (Pirkola & Kalinainen 1984a, E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011, Saurola ym. 2013).

Vuosina 1977–1980 pesimäalueilta saadun metsästyssaaliin koostumuksen perusteella keskimääräinen poikastuotto oli kolme lentopoikasta paria kohti vuosien välisen vaihtelun ollessa

2,4–4,5 poikasta/pari (Pirkola & Kalinainen 1984a). Arvio perustuu oletukseen, että emojen ja poikasten todennäköisyys tulla ammutuksi on sama, mikä ei välttämättä pidä paikkaansa. Poikuettaan vartioivien ja johtavien emojen riski joutua ammutuksi saattaa olla suurempi kuin poikasten (Väyrynen 1992, Väänänen 2010). Ainakin pesimäalueilla vartijat ovat lähes poikkeuksetta aikuisia (Pirkola & Kalinainen 1984a). Pirkolan & Kalinaisen (1984a) laskelmassa ei myöskään ole mukana pesänsä tai poikueensa menettäneitä pareja, joista ainakin osa siirtyy sulkimaan muualle, pois pesimäalueilla metsästettävän kannan piiristä (Väyrynen 1996, Paasivaara 2012, 2013). Niiden osuus on otettava huomioon laskettaessa keskimääräistä poikastuottoa pesinnän aloittanutta paria kohden. Siten Pirkolan & Kalinaisen (1984a) laskelma kuvaa lähinnä keskimääräistä poikuekokoa onnistunutta paria kohden. Keski-Ruotsissa syksyllä 2009 ja 2010 tehtyjen laskentojen mukaan metsähanhen keskimääräinen poikuekoko oli 2,5 (Heinicke 2011). Koko pesimäkannan keskimääräiseksi vuotuiseksi poikastuotoksi, ottaen huomioon epäonnistuneet ja pesimättä jättäneet parit, on esitetty alle yksi lentopoikanen paria kohden (Pessa 2001).

Poikaslintujen osuutta syksyisessä kannassa käytetään yleisesti hanhien poikastuoton mittarina (Hestbeck 1994, van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999, Frederiksen ym. 2004, Fox ym. 2006, 2010). Poikasten osuus taigametsähanhen parvissa on useimmiten ollut runsaat 20 % (Nilsson ym. 1999, Heinicke 2011).

Hanhet ovat suhteellisen pitkäikäisiä osan aikuisista ollessa pitkälti yli kymmenvuotiaita. Suomessa rengastettujen metsähanhien ikäennätys on vähintään 19 vuotta ja Euroopan ennätys 25 vuotta (Saurola ym. 2013). Välitön vuotuinen poikastuotto että lisääntymisikään selviytyvien jälkeläisten lukumäärä voivat vaihdella emojen iän mukaan (Raveling 1981, Ratcliffe ym. 1988, Owen & Black 1989, Francis ym. 1992a, Black & Owen 1995). Huippuvuorilla pesivien valkoposkihanhen poikastuotto huipentui 11. ikävuonna (Black & Owen 1995). Aineiston vanhimmat lisääntyvät yksilöt olivat yli 16-vuotiaita. Heikohko poikastuotto ensimmäisinä lisääntymisvuosina johtui pääasiassa valkoposkihanhiparin naaraasta, myöhäisinä lisääntymisvuosina pääasiassa koiraasta (Black & Owen 1995). Koko elinaikanaan valkoposkihanhen koiraat tuottivat keskimäärin 2,6 ja naaraat 1,5 poikasta (Owen & Black 1989). Manitobassa Kanadassa pesivät lumihanhen (*Chen caerulescens caerulescens*) naaraat tuottivat eniten lisääntymisikään selviytyviä jälkeläisiä 5–7 vuoden iässä (Ratcliffe ym. 1988).

Metsähanhien poikastuoton iänmukaista vaihtelua tai elinikäistä poikastuottoa ei tunneta. Samaan hanhisukuun kuuluvan Grönlannin tundrahanhen yhdessä paikallispopulaatiossa mahdollisesti vain 15 % yksilöistä onnistui edes kerran koko elinaikanaan tuottamaan lentopoikasia (Fox ym. 2006).

2.4 Säilyvyys ja kuolinsyyt

Tiedot metsähanhien säilyvyydestä perustuvat rengastetuista yksilöistä tehtyihin havaintoihin. Pohjois-Norjan Finnmarkissa esiaikuisina merkittyjen metsähanhien vuotuiseksi säilyvyydeksi arvioitiin rengaspalautusten perusteella 77 % (Tveit 1984). Pohjois-Suomessa merkittiin vuosina 1980–1993 kaularenkaalla 359 aikuista metsähanhea, ja niistä 72 % nähtiin merkintää seuraavana vuonna. Koska jotkin merkityt yksilöt olivat voineet jäädä huomaamatta, aikuisten vuotuiseksi säilyvyydeksi arvioitiin vähintään 75–80 % (Nilsson ym. 1999). Nuorten metsähanhien säilyvyys oli alhaisempi kuin aikuisten. Ero voi johtua ennen kaikkea nuorten suuremmasta luontaisesta kuolevuudesta. Esimerkiksi lumihanhen ensimmäisen ikävuoden säilyvyys oli n. 40 %, ja kaksi

kolmasosaa kuolevuudesta johtui muista syistä kuin metsästyksestä (Francis ym. 1992a). Rengaslöytöjen ikäjakauman perusteella 57 % Suomessa poikasena merkityistä metsähanhista kuoli ensimmäisen elinvuotensa aikana (Saurola ym. 2013). Laskelmassa ovat mukana kaikki 1950-luvun lopulta lähtien vuoteen 2001 poikasina rengastetut yksilöt (n = 114).

Tarkempi säilyvyysanalyysi Pohjois-Pohjanmaalla vuosina 1981–1994 kaula- ja nilkkarenkaalla merkittyjen 430 metsähanhen aineistosta tuotti aikuisille alhaisempia säilyvyyksiä (taulukko 1). Yksi huomionarvoinen piirre taulukossa 1 on todennäköisten ensipesijöiden alhainen säilyvyys, joka voi johtua niiden kokemattomuudesta. Myös lumihanhen todennäköisillä ensipesijöillä oli alhaisempi säilyvyys kuin kokeneilla pesijöillä (Francis ym. 1992a). Ruotsissa keväällä 2007–2009 merkittyjen taigametsähanhien vuotuinen säilyvyys oli 67–86 % (Heinicke 2011). Aikuisten *Anser*-hanhien vuotuinen säilyvyys on yleisesti 75–86 % (Ebbinge 1991, Schmutz & Ely 1999, Lampila 2001, Frederiksen ym. 2004, Fox ym. 2010).

Norjassa esiaikuisina merkittyjen metsähanhien merkittävin kuolinsyy 1960- ja 1970-luvuilla oli metsästys (Tveit 1984). Muiden kuolinsyiden merkityksestä ei ole tietoa, mutta säilyvyyslukujen valossa aikuisten hanhien luontainen kuolevuus on yleisesti sekä melko vähäistä (Francis ym. 1992a, Frederiksen ym. 2004) että tasaista ympäri vuoden (Gauthier ym. 2001). Esimerkiksi Länsi-Euroopassa talvehtivien Pohjois-Venäjän tundrahamhien (*Anser albifrons albifrons*) luontaiseksi kuolevuudeksi arvioitiin 6 % (Ebbinge 1991) ja Gotlannissa pesivien aikuisten valkoposkianhien kuolevuudeksi 5 % vuodessa (Larsson ym. 1988).

Taulukko 1. Utajärven, Pudasjärven ja Puolangan rajamailla vuosina 1981–1994 sulkasatoaikaan pyydystettyjen ja merkittyjen metsähanhien vuotuinen säilyvyys heinäkuusta seuraavan vuoden heinäkuuhun. 1-vuotiaat on merkitty poikasina, 2-vuotiaat ovat pesimättömiä esiaikuisia, 3-vuotiaat todennäköisesti ensipesijöitä ja 4-vuotiaat ja vanhemmat todennäköisesti kokeneita pesijöitä. 95 prosentin luottamusväli tarkoittaa, että säilyvyys on 95 prosentin todennäköisyydellä annetuissa rajoissa (A. Paasivaara, julkaisematon).

Ikäluokka	Vuotuinen säilyvyys %	95 %:n luottamusväli
1-vuotiaat	48	41–55
2-vuotiaat	83	67–92
3-vuotiaat	53	41–65
≥ 4-vuotiaat	66	61–71

2.5 Talvehtiminen, muutto ja paikkauskollisuus

2.5.1 Rengastus

Tietämys Euroopan metsähanhikantojen liikunnoista on paranemassa, sillä 2000-luvulla on ollut tai on yhä meneillään useita taiga- ja tundrametsähanhien merkintähankkeita Saksassa, Hollannissa, Ruotsissa, Norjassa, Suomessa ja Venäjällä (Heinicke 2010b). Mittavan rengastusaineiston ansiosta Fennoskandian ja erityisesti Suomen taigametsähanhien muuttoreitit ja -aikataulut sekä levähdys- ja talvehtimisalueet tunnetaan melko hyvin (Nilsson & Pirkola 1991, Nilsson ym. 1999, Pessa ym. 2004b). Suomessa on merkitty vuodesta 1979 lähtien kaularenkain yhteensä yli tuhat metsähanhea, joiden yksilölliset tunnuksot voidaan lukea matkan päästä (Pessa ym. 2004b). Yksistään Riista- ja

kalatalouden tutkimuslaitoksen hankkeessa 1978–1994 merkittiin 905 metsähanhea Pohjois-Pohjanmaalla ja Lapissa sekä Birdlife Suomen koordinoimassa projektissa 2001–2005 yhteensä 205 taigametsähanhea Pohjois-Pohjanmaalla ja Itä-Lapissa (Heinicke 2010b, J. Pessa & E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Kaikkiaan Suomessa on merkitty vuosina 1978–2012 lähes 1 200 metsähanhea (Pessa ym. 2004b, J. Pessa, M. Tolvanen & E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Vuosina 1982–2004 merkityistä hanhista kertyi vuoteen 2004 mennessä yli 6 000 havaintoa, ja kukin hanhiyksilö kontrolloitiin keskimäärin kahdeksan kertaa (Pessa ym. 2004b). Satelliittilähettimellä merkittyjen yksilöiden seuranta on viime vuosina antanut täydentävää tietoa Fennoskandian metsähanhien liikunnoista (Nilsson ym. 2010, Paasivaara 2012, 2013).

2.5.2 Talvehtiminen

Luoteis-Euroopassa talvehtivat taigametsähanhet jakautuvat rengastetuista yksilöistä tehtyjen havaintojen perusteella kahteen osakantaan. Fennoskandiassa pesivät metsähanhet talvehtivat pääasiassa Etelä-Ruotsissa ja Tanskassa ja vähäisessä määrin muissa maissa (van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999, Heinicke 2010b; kuva 1). Esimerkiksi Isossa-Britanniassa talvehtii muutama sata todennäköisesti pääasiassa Ruotsin pesimäkantaan kuuluvaa taigametsähanhea (Parslow-Otsu 1991, Mitchell ym. 2010), kun taas Suomessa merkityistä metsähanhista on muuton ja talvikauden aikaisia ulkomaisia havaintoja ylivoimaisesti eniten Etelä-Ruotsista, Tukholman seudulta Skånen eteläosiin ulottuvalta alueelta (Nilsson 1984, 2011, Nilsson & Pirkola 1991, Pessa ym. 2004b). Idempänä, Luoteis-Venäjän pohjoisosissa ja Länsi-Siperiassa pesivä osakanta talvehtii enimmäkseen Luoteis-Puolassa, Koillis-Saksassa ja Hollannissa. Taigametsähanhien koko talvehtimisalue on suhteellisen suppea, kun taas tundrametsähanhet talvehtivat laajalla alueella Länsi- ja Keski-Euroopassa (van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999, Heinicke 2010b; kuva 1).

Viime vuosina taigametsähanhet ovat alkaneet talvehtia aiempaa pohjoisempana. Aiemmin pääosa metsähanhista talvehti leutoina talvina Skånessa ja pieni osa Tanskassa ja Saksan pohjoisosissa (Nilsson 1984, Nilsson & Pirkola 1991, Pessa ym. 2004b, Nilsson 2011). Ankarina talvina suurin osa hanhista siirtyi talvehtimaan Tanskaan ja Pohjanmeren rannikolle Hollantiin (Nilsson 1984, 2000, Nilsson & Pirkola 1991, Pessa ym. 2004b). Sen sijaan 2000-luvulla Suomen pesimäalueilla merkityt metsähanhet eivät ole siirtyneet edes kylminä talvina Hollantiin tai läntiseen Saksaan (Nilsson 2011). Vuosina 2008 ja 2009 metsähanhia talvehti aiempaa enemmän myös Skånen pohjoispuolella Etelä-Ruotsissa (Nilsson 2009). Etelä-Ruotsissa lepäilee tai talvehtii paitsi Suomessa myös Ruotsin Lapissa sekä Venäjän länsi- ja luoteisosissa pesiviä taigametsähanhia sekä tundrametsähanhia (Nilsson & Pirkola 1991). Tundrametsähanhia tavataan Ruotsissa lähinnä Skånessa, nykyään tuhansia yksilöitä (Nilsson 2000, Nilsson & Månsson 2010, T. Heinicke & A. de Jong, henkilökohtainen tiedonanto 2012), ja tämän uskotaan olevan melko uusi ilmiö (L. Nilsson, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Liki kaikki talvehtimishavainnot Norjan Finnmarkissa merkityistä tundrametsähanhista on tehty Skånessa (Heinicke 2010b).

2.5.3 Kevätmuutto

Taigametsähanhet noudattavat keväällä kolmea päämuuttoreittiä Luoteis-Euroopan talvehtimisalueilta pesimäalueille (Skjyllberg ym. 2009). Läntinen muuttoreitti kulkee pohjoiseen pitkin Pohjanlahden Ruotsin puoleista rannikkoa, kun taas keskimmäistä reittiä noudattavat hanhet lentävät Ruotsista Selkämeren yli Suomen länsirannikolle. Itäinen, huonoiten tunnettu reitti

suuntautuu Puolan ja itäisen Saksan talvehtimisalueilta Suomenlahden itäpuolitse pääasiassa Venäjällä sijaitseville pesimäalueille (Skjellberg ym. 2009).

Kevätmuutto alkaa pääosin maaliskuussa, jolloin metsähanhia kerääntyy Etelä-Ruotsin koillisosiin Tukholman korkeudelle (Pessa ym. 2004b, Nilsson 2011). Maaliskuun lopun ja huhtikuun aikana keskimmäistä reittiä käyttävät hanhet siirtyvät Selkämeren yli Ahvenanmaan pohjoispuolitse Länsi-Suomen rannikolle. Kevätmuuton pääväylä kulkee Suomessa pitkin länsirannikkoa, missä on useita tuhansien metsähanhien kerääntymisalueita Satakunnasta Oulun seudulle (Lampio 1961, 1984, Nilsson & Pirkola 1991, Pessa ym. 2004b). Tärkeimpiä levähdysalueita ovat Oulunsalon, Kempeleen, Limingan ja Tyrnävän lakeuden pellot, Lumijoen ja Siikajoen peltoaukeat, Kristiinankaupungin, Närpiön ja Kauhajoen alue sekä Köyliön, Euran ja Porin alue (Pessa ym. 2004a; kuva 3). Osa hanhista kuitenkin jatkaa länsirannikolta sisämaahan kohti itää ja koillista. Säännöllisiä kevätmuuton aikaisia levähdysalueita on useita kymmeniä, selvästi enemmän kuin 1970- ja 1980-luvuilla (Pessa ym. 2004b).

Metsähanhen kevätmuutto on aikaistunut 1900-luvun loppupuolelta 2000-luvulle, mikä johtunee ilmaston ja etenkin keväiden lämpenemisestä. Esimerkiksi Suomessa keväät lämpenivät keskimäärin 1,8 °C ajanjaksolla 1908–2011 (Ilmatieteen laitos 2012). Etelä-Ruotsissa kevätmuuton alkaminen aikaistui selvästi ajanjaksojen 1978–1994 ja 2002–2009 välillä (Nilsson 2011). Pohjois-Pohjanmaalla kevätmuuton päävaihe aikaistui keskimäärin kymmenellä vuorokaudella 1970-luvulta vuosituhannen taitteeseen (Pessa 2002, Pessa ym. 2004b). Myös Pohjois-Ruotsiin metsähanhet saapuvat nykyään huomattavasti aikaisemmin kuin 30 vuotta sitten (Nilsson ym. 2008).

Viimeaikainen tutkimus viittaa siihen, että myös Ruotsin puoleista rannikkoa myöten muuttavia taigametsähanhia voi pesiä Suomessa tai muuttaa Suomen poikki Venäjälle. Ruotsin rannikolla Merenkurkun ja Perämeren alueella merkittiin kevätmuuton aikaisilla levähdysalueilla vuosina 2008 ja 2009 yhteensä seitsemän taigametsähanhen koirasta satelliittilähettimellä (Nilsson ym. 2010). Niistä yksi vietti pesimäkauden Suomen Keski-Lapissa ja yksi Venäjällä Vienan Karjalassa.

Tundrametsähanhi esiintyy keväisin säännöllisenä mutta harvalukuisena läpimuuttajana Suomen länsirannikolla (Pessa ym. 2004b). Se muuttaa toukokuun alussa eli myöhemmin kuin taigametsähanhi. Viime vuosina on paljastunut, että jopa tuhansia tundrametsähanhia muuttaa keväisin Pohjanlahden Ruotsin puoleista rannikkoa pitkin pesimäalueille Norjan Finnmarkiin, Suomen Ylä-Lappiin ja mahdollisesti Kuolan niemimaalle Venäjälle (Heinicke 2010a, Nilsson ym. 2010). Niinpä osa Suomen Länsi- ja Pohjois-Lapissa kevätmuutolla havaittavista metsähanhista voi olla tundrametsähanhia. Itäisessä ja eteläisessä Suomessa tundrametsähanhia muuttaa kuitenkin enemmän, ja usein tundrahanhimuuton yhteydessä (Lindholm & Tolvanen 2003). Metsähanhien itäinen muuttoreitti kulkee Itämeren itäpuolitse sivuten Kaakkois- ja Itä-Suomea, missä huhtikuussa levähtävät metsähanhet ovat enimmäkseen taigametsähanhia ja toukokuussa muuttavat todennäköisesti pääasiassa tundrametsähanhia (Lindholm & Tolvanen 2003, Pessa ym. 2004b, Birdlife Suomi 2011). Keväällä 2011 lintuharrastajia pyydettiin määrittämään ja ilmoittamaan metsähanhivhavainnot alalajilleen. Havainnot vahvistivat tundrametsähanhien muuton painottuvan Kaakkois-Suomeen (Birdlife Suomi 2011).

2.5.4 Sulkasatomuutto

Esiakuiset eli yksi- ja kaksivuotiaat metsähanhet, jotka eivät vielä pesi, ilmestyvät pesimäsoille toukokuussa, pesiviä pareja myöhemmin (Pirkola & Kalinainen 1984b). Esiakuisten parvet ovat hyvin näkyviä, ja parvissa oli menneinä vuosikymmeninä yleensä 3–15 yksilöä, joskus kuitenkin useita kymmeniä (Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984a). Esiakuiset lähtevät sulkasatomuutolle kesäkuun puolimaissa (Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984b). Merkintätietojen perusteella sulkasatomuutolle lähtee esiakuisten seurassa myös pesänsä tai poikueensa menettäneitä aikuisia (Väyrynen 1992, 1996). Sama ilmiö on havaittu tundrametsähanhella (van den Bergh 1999).

Taigametsähanhen sulkimisaluiden on aiemmin arveltu sijaitsevan Kuolan niemimaalla Venäjällä ja Pohjois-Norjan Finnmarkissa, joissa molemmissa on havaittu jopa useiden satojen yksilöiden kerääntymiä (Pirkola 1983, Pirkola & Kalinainen 1984a, b, Tveit 1984, Nilsson ym. 1999, Väyrynen 2002a). Esiakuisten vähäisyys pesimäalueilta saadussa metsästyssaaliissa (Pirkola & Kalinainen 1984a) tukee käsitystä etäällä sijaitsevista sulkimisaluidista. Elokuussa 1996 Pohjoisella jäämerellä sijaitsevalla Novaja Zemljalla ammuttiin taigametsähanhi, joka oli merkitty poikasena Utajärvellä kesällä 1985 (E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Lisäksi kolme taigametsähanhen koirasta, jotka oli merkitty satelliittilähettimin kevätmuuton aikaisilla levähdysalueilla Ruotsin rannikolla Merenkurkun ja Perämeren alueella, lensi Novaja Zemljalle asti sulkimaan (Nilsson ym. 2010). Samoin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen tutkimuksessa kesällä 2011 satelliittilähettimellä merkityt aikuinen naaras ja koiras, jotka joko eivät pesineet tai joiden pesintä oli epäonnistunut 2012, siirtyivät kesäkuun 2012 puolimaissa muutaman päivän välein Pohjois-Pohjanmaalta Novaja Zemljalle (Paasivaara 2012, 2013). Siten Fennoskandian taigametsähanhien sulkasatomuutto Novaja Zemljalle lienee pikemminkin tavanomaista kuin poikkeuksellista (Nilsson ym. 2010). Eteläinen Novaja Zemlja on tunnettu pitkään metsähanhien tärkeänä sulkimiskeskuksena (Cramp & Simmons 1977), mutta sulkivien hanhien maantieteellisestä alkuperästä ei ole ollut mitään tietoa. Toinen 2011 satelliittilähettimellä merkitty koiras siirtyi kesäkuussa 2012 Kuolaan (Paasivaara 2012, 2013). Pesimä- ja sulkimisaluiden eriytyminen vähentää kilpailua elintilasta ja ravinnosta pesimäalueilla (Nilsson ym. 2008). Mielenkiintoinen uusi tieto on, että Ruotsin Lapin eteläosista löydettiin helikopterietsinnässä kesällä 2008 yhteensä 14 sulkimisparvea, joista kolmessa oli yli sata metsähanhea (Nilsson ym. 2008).

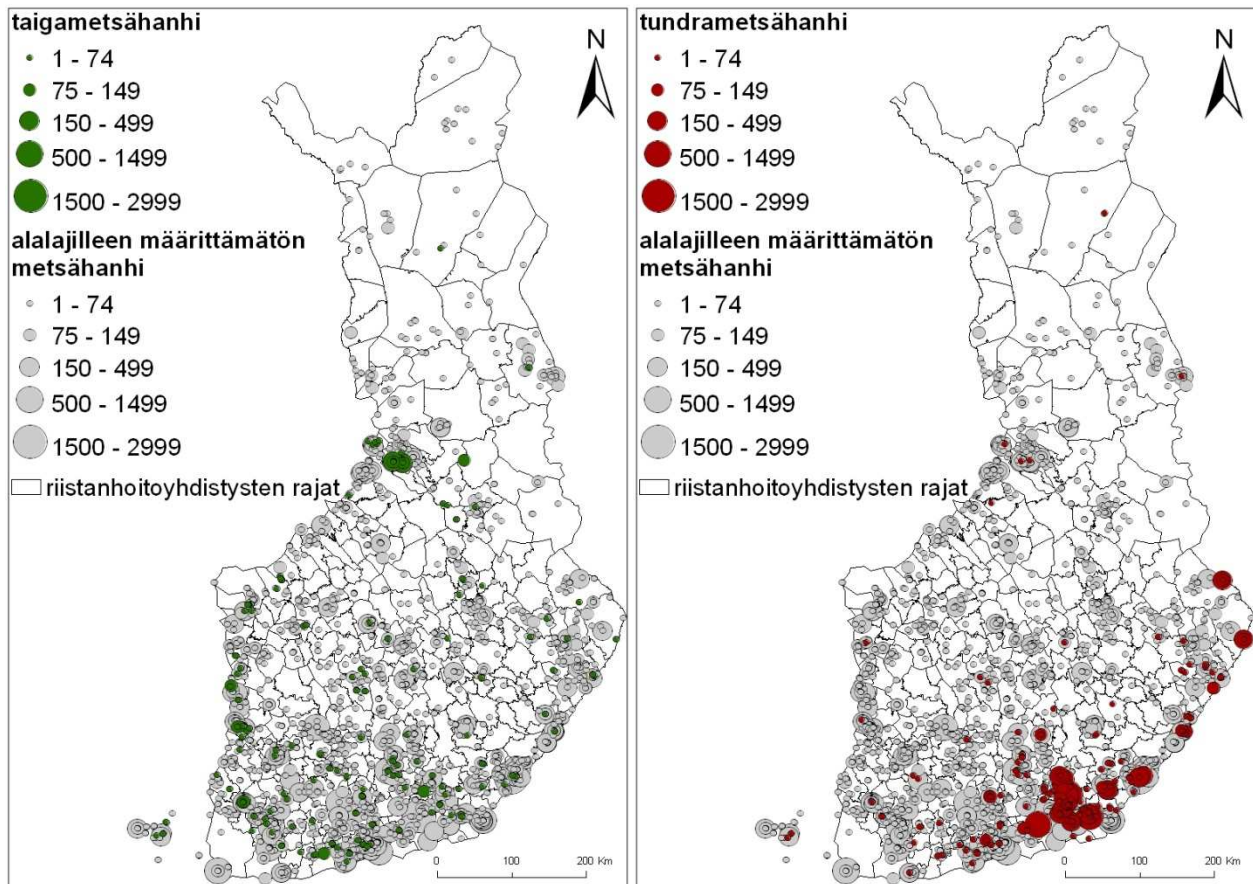
2.5.5 Syysmuutto

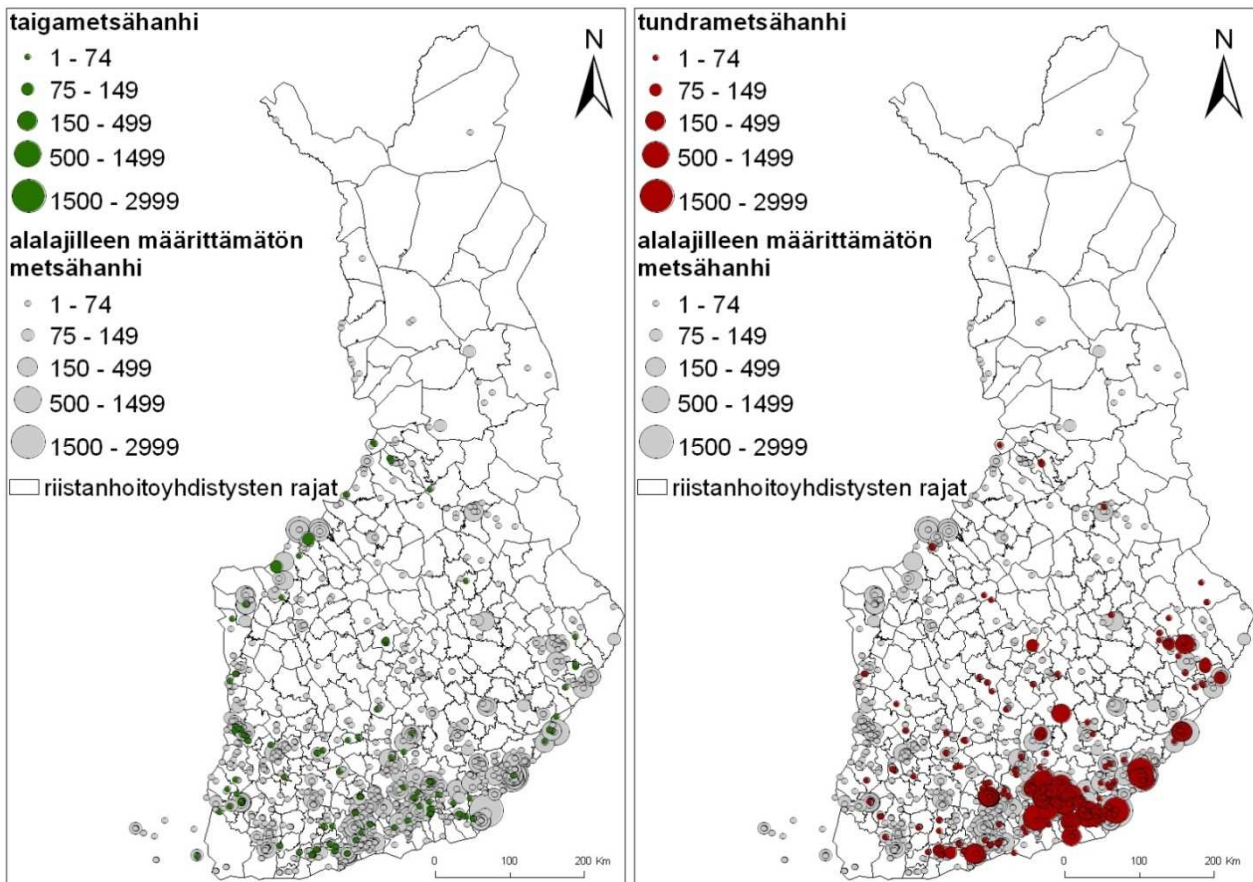
Syysmuutolla havaitaan sekä metsähanhia että niiden levähdysalueita vähemmän kuin keväällä (Pessa ym. 2004b). Syiksi vähäisempään havaittuun hanhimäärään on esitetty metsästystä, muutoksia syyslevähdysalueiden maankäytössä sekä sitä, että syysmuutto jakaantuu pitemmälle ajanjaksolle kuin kevätmuutto (Pessa 2001, 2002, Pessa ym. 2004b, Hario 2006). Satelliittiseurannassa olleista taigametsähanhista tehtyjen havaintojen perusteella yksi syy lienee se, että hanhet pysähtelevät syysmuutolla vähemmän kuin kevätmuutolla (Paasivaara 2012, 2013). Lisäksi yömuutto on syksyllä säännöllistä (Pöyhönen 1995). Syysmuutto ei myöskään noudattele länsirannikkoa yhtä selvästi kuin kevätmuutto (Lampio 1961, Pessa ym. 2004b). Syksyisiä levähdysalueita on mm. Perämeren pohjukassa, Etelä-Pohjanmaalla, Merenkurkun alueella ja Varsinais-Suomessa (Pessa ym. 2004b). Vallitseva käsitys syysmuuton ajoittumisesta on ollut, että pesimäalueiden poikueparvet lähtevät muutolle yleensä jo elokuussa tai ennen metsästyksen alkua (Väyrynen 2002a, Pessa ym. 2004b, Väyrynen ym. 2011, Karppinen 2012), ja Lapin ja Pohjois-

Pohjanmaan suot tyhjenevät hanhista tavallisesti syyskuun alkuun mennessä (Pessa ym. 2004b). Lintuharrastajien havainnot eivät tätä tue, vaan metsähanhien muutto on ollut elokuussa vähäistä ja päämuutto ajoittunut syyskuun loppupuolelle (Pöyhönen 1995, Lehtiniemi 2012). Samoin useimmat vuosina 2011 ja 2012 satelliittiseurannassa olleet taigametsähanhet muuttivat aikaisintaan syyskuun puolivälissä (Paasivaara 2012, 2013). Tosin metsähanhen metsästys on vuodesta 2010 alkanut tavallista myöhemmin, suurelta osin vasta syyskuussa (kuva 9), mikä on voinut myöhästyttää syysmuuton alkamista.

Toinen muuttoaalto tulee syys- ja lokakuun vaihteessa, jolloin Suomen kautta muuttaa Venäjän kantaan kuuluvia sekä Venäjällä sulkineita suomalaisia taigametsähanhia (Pessa ym. 2004b) sekä tundrametsähanhia (kuva 3). Itäisten hanhien massamuutot liittyvät kylmään säärintamaan ja voimakkaisiin pohjoisen ja koillisen välisiin tuuliin (Pessa 2002). Samoin Lapin pesimäkanta muuttaa myöhemmin kuin Pohjois-Pohjanmaan kanta (Väänänen 2007, Väyrynen ym. 2011). Ensimmäiset Suomessa merkityt taigametsähanhet ilmestyvät Etelä-Ruotsin levähdyskeskuksiin useimmiten syyskuun alussa ja pääjoukot syyskuun loppupuolella tai lokakuun alussa (Nilsson & Pirkola 1991, Nilsson 2011, Väyrynen ym. 2011). Lisäksi varsinkin Kaakkois-Suomen kautta muuttaa Luoteis-Venäjän kantaan kuuluvia tundrametsähanhia (van den Bergh 1999, Heinicke 2010b; kuva 3). Mielenkiintoinen on myös havainto, että Norjan Finnmarkissa sulkasatoaikaan 1969–1972 merkityt esiaikuiset metsähanhet muuttivat Suomen kautta Skandinavian eteläosiin (Tveit 1984). Näistä hanhista Suomessa tehdyistä havainnoista viisi tehtiin Lapissa elokuun lopussa, kuusi Pohjanmaalla ja Satakunnassa syyskuussa ja kaksi Pohjanmaalla lokakuun alussa. Finnmarkissa 2000-luvulla merkityistä sulkivista esiaikuisista yli 90 % on todettu tundrametsähanhiksi (Øien & Aarvak 2010a). Tundrametsähanhien epäillään kuitenkin olevan melko uusi ilmiö Finnmarkissa (T. Aarvak, henkilökohtainen tiedonanto 2011), joten Tveitin (1984) tutkimat linnut ovat saattaneet olla taigametsähanhia.

Itä- ja Länsi-Lapissa sekä Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Pohjois-Karjalassa rengastetut metsähanhet käyttävät samoja muuttoreittejä ja talvehtimisalueita, ja ennen vuotta 1994 ja vuosina 2002–2004 rengastettujen hanhien muuttoreitit olivat samat (Pessa ym. 2004b). Vättern-järven itäpuolella sijaitsevan Tåkern-järven alue oli aiemmin Fennoskandian metsähanhien tärkein syksyinen kerääntymiskeskus Etelä-Ruotsissa (Nilsson 1984, Nilsson & Persson 1984, Nilsson & Pirkola 1991). 1980-luvulta lähtien metsähanhet ovat alkaneet suosia uusia syksyisiä levähdysalueita kuten Östen-järven, Kvismaren-järven, Segersjön ja Hjälvstavikenin seutuja Etelä-Ruotsin pohjoisosissa, samalla kun Skånen levähdysalueiden käyttö on vähentynyt (Nilsson 2000, 2009, 2011). Alueellisen jakautumisen muutokseen voi olla ainakin kaksi syytä. Syysviljan oras on metsähanhille tärkeää ravintoa, ja sen viljelyala on lisääntynyt erityisesti Etelä-Ruotsin pohjoisosissa. Toiseksi metsähanhea saa metsästää vain Skånessa ja Blekingessä, mutta muualla Etelä-Ruotsissa ainoastaan pyynti viljelysten varjelemiseksi on sallittu. On mahdollista, että metsähanhet ovat oppineet välttelemään metsästystä viivyttelämällä pohjoisempaan entistä pitempään (Nilsson 2000).





Kuva 3. Tiira-lintutietopalveluun ilmoitetut havainnot taiga- ja tundrametsähanhien ja alalajilleen määrittämättömien metsähanhien lukumääristä syysmuutolla vuosina 2010–2012. Ylärivissä syyskuun ja alarivissä lokakuun havainnot (A. Piironen, julkaisematon).

2.5.6 Paikkauskollisuus

Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin pesimäalueilla merkittiin vuosina 1979–1994 kaularenkaalla yhteensä 500 metsähanhen poikasta (Väyrynen ym. 2011). Vuoteen 2002 saakka kertyneen havaintoaineiston perusteella noin kolmasosa palaa sukukypsäksi tultuaan pesimään synnyinalueelleen tai sen lähistölle. Sekä naaraat että koiraat näyttävät olevan uskollisia synnyinalueelleen (Väyrynen ym. 2011). Aikuiset ovat uskollisia pesimäalueelleen, ja leskien on havaittu pariutuvan uudestaan oman pesimäalueensa yksilöiden kanssa (E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Uudelleenpariutumista koskeva aineisto on kuitenkin pieni.

Hanhilla on havaittu paikkauskollisuutta tietyille muutonaikaisille levähdysalueille ja talvehtimisalueille ja usein siten, että pesivät paikalliskannat suosivat eri levähdys- ja talvehtimisalueita (Raveling 1979, Anderson & Joyner 1985, A. Reed ym. 1989, Wilson ym. 1991, Schmutz ym. 1997, E. T. Reed ym. 1998). Sama ilmiö havaittiin metsähanhella Skånen lounaisosien levähdys- ja talvehtimisalueilla tehdyssä tutkimuksessa (Nilsson & Persson 1991). Esimerkiksi Suomessa merkityistä ja kahtena peräkkäisenä vuonna havaituista metsähanhiyksilöistä 67 % havaittiin jälkimmäisenä vuonna samassa paikassa. Kun otetaan huomioon vuotuinen metsästys- ja muu kuolevuus sekä kaularenkaiden muutaman prosentin vuotuinen hävikki

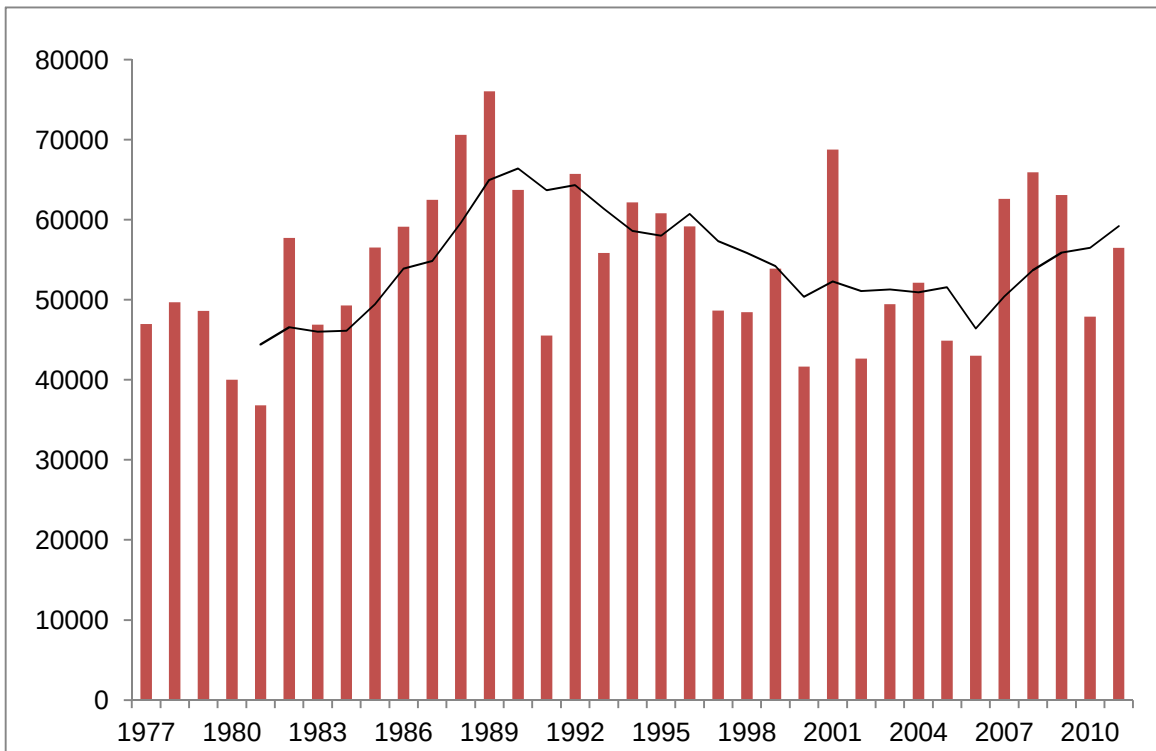
(Hestbeck 1994, Schmutz & Ely 1999, Gauthier ym. 2001, Frederiksen ym. 2004), todellinen paikkauskollisuuden aste oli vähintään 80 %. Lisäksi kukin yksilö havaittiin useimmiten vain yhdessä tai parissa yöpymispaikassa. Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan pesimäalueilla merkittyjä hanhia havaittiin samoissa osissa tutkimusaluetta mutta hieman eri suhteissa (Nilsson & Pirkola 1991), ja vielä selvempi ero alueiden käytössä havaittiin Suomessa ja Ruotsissa merkittyjen metsähanhien välillä (Nilsson & Persson 1991). Alueiden käytön traditio siirtyy tehokkaasti hanhisukupolvelta toiselle, koska nuoret yksilöt pysyttelevät vajaan vuoden ikäisiksi emojensa seurassa.

2.6 Metsähanhikantojen koko ja muutokset

2.6.1 Suomen metsähanhikanta

Pesivän taigametsähanhikannan koon arviointi on vaikeaa. Pesiviä pareja on parhaimmillaankin melko harvassa, emot ovat arkoja ja piileskeleviä, niiden elinpiirit ovat laajoja ja usein vaikeakulkuisia ja pesiä löytyy vain satunnaisesti. Lisäksi pesimättömien esiäikuisten näkyvä esiintyminen pesimäalueilla vaikeuttaa pesinnän toteamista varmaksi (Pirkola 1983, Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Näistä syistä metsähanhi ei kuulu minkään käytössä olevan riista- tai lintulaskennan piiriin. Kysely- ja muiden epäsuorien havaintoaineistojen perusteella pesimäkannan arvioitiin vähentyneen huomattavasti 1930-luvulta ainakin 1950-luvulle (Merikallio 1958, Lampio 1961, von Haartman ym. 1963). Samalla hävisi suurin osa maan etelä- ja keskiosien paikalliskannoista, joista monet sijaitsivat erillään yhtenäisen levinneisyyden alueesta (Lampio 1961). Ensimmäinen, vuosina 1941–1956 tehtyihin maallinnuston linjalaskentoihin perustuva arvio pesimäkannan koosta oli 1 000 paria (Merikallio 1958). Samoin Lampio (1961) arvioi riistantutkimuksen havainnoitsijoilta saatujen ilmoitusten perusteella, että Suomessa pesi 1950-luvulla ainakin 1 000 metsähanhiparia.

Pesimä-, levähdys- ja talvehtimisalueilla tehtyjen havaintojen sekä saalistietojen perusteella metsähanhikanta oli 1970-luvulla selvästi runsastumassa (Pirkola 1983, Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Parimääräarviota ei 1970-luvulta ole, mutta vuosien 1970–1981 havaintoaineiston mukaan metsähanhen levinneisyys oli Suomessa laajempi kuin 1950-luvulla (Pirkola 1983, Pirkola & Kalinainen 1984a). Metsähanhen metsästystä rajoitettiin 1960-luvulla eri puolilla Fennoskandiaa, mikä saattoi olla yksi syy runsastumiseen. Neuvostoliitossa lopetettiin metsähanhen kevät- ja kesäaikainen metsästys vuonna 1969 (Pirkola & Kalinainen 1984b). Suuri osa esiäikuisista metsähanhista käy sulkimassa itärajan takana, ja ennen vuotta 1969 sulkasatoisia lentokyvyyttömiä hanhia metsästettiin ankarasti.



Kuva 4. Lepäilevien metsähanhien lukumäärä Etelä-Ruotsissa lokakuussa 1977–2011 tehdyissä laskennoissa (Nilsson & Månsson 2012). Murtoviiva kuvaa viiden vuoden liukuvaa keskiarvoa.

Etelä-Ruotsissa on laskettu hanhia syksyisin ja talvisin yhtäjaksoisesti vuodesta 1977 (kuva 4). Paras laskenta-ajankohta on lokakuu, jolloin Etelä-Ruotsiin on kerääntynyt suurin osa taigametsähanhen kokonaiskannasta ja luultavasti koko Fennoskandian kanta (Nilsson 2000, Nilsson 2009, Nilsson & Månsson 2010). Niinpä Etelä-Ruotsin lokakuiset laskentatulokset voivat kuvata nimenomaan Fennoskandiassa ja siten myös Suomessa pesivän kannan muutoksia (Nilsson ym. 1999). Toisaalta on epäselvää, missä määrin levähdysalueiden muuttajamääriä voi käyttää kannanmuutosten arviointiin. Hanhimäärien muutokset voivat johtua osaksi myös muutoksista muuttoreittien ja levähdysalueiden käytössä (L. Nilsson, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Joka tapauksessa Ruotsissa myöhäissyksyllä lepäilevien metsähanhien lukumäärä kasvoi 1960-luvun alun 20 000:sta 40 000–60 000:een vuosina 1977–1980 (Nilsson & Persson 1984), ja 1980-luvun lopussa metsähanhia laskettiin Etelä-Ruotsissa lokakuussa lähes 80 000 yksilöä (Madsen 1991, Nilsson 2000). Sen sijaan marras- ja varsinkin tammikuussa sää vaikuttaa merkittävästi hanhien lukumäärään Etelä-Ruotsissa, ja erityisesti lumipeite saa osan hanhista muuttamaan etelämmäksi.

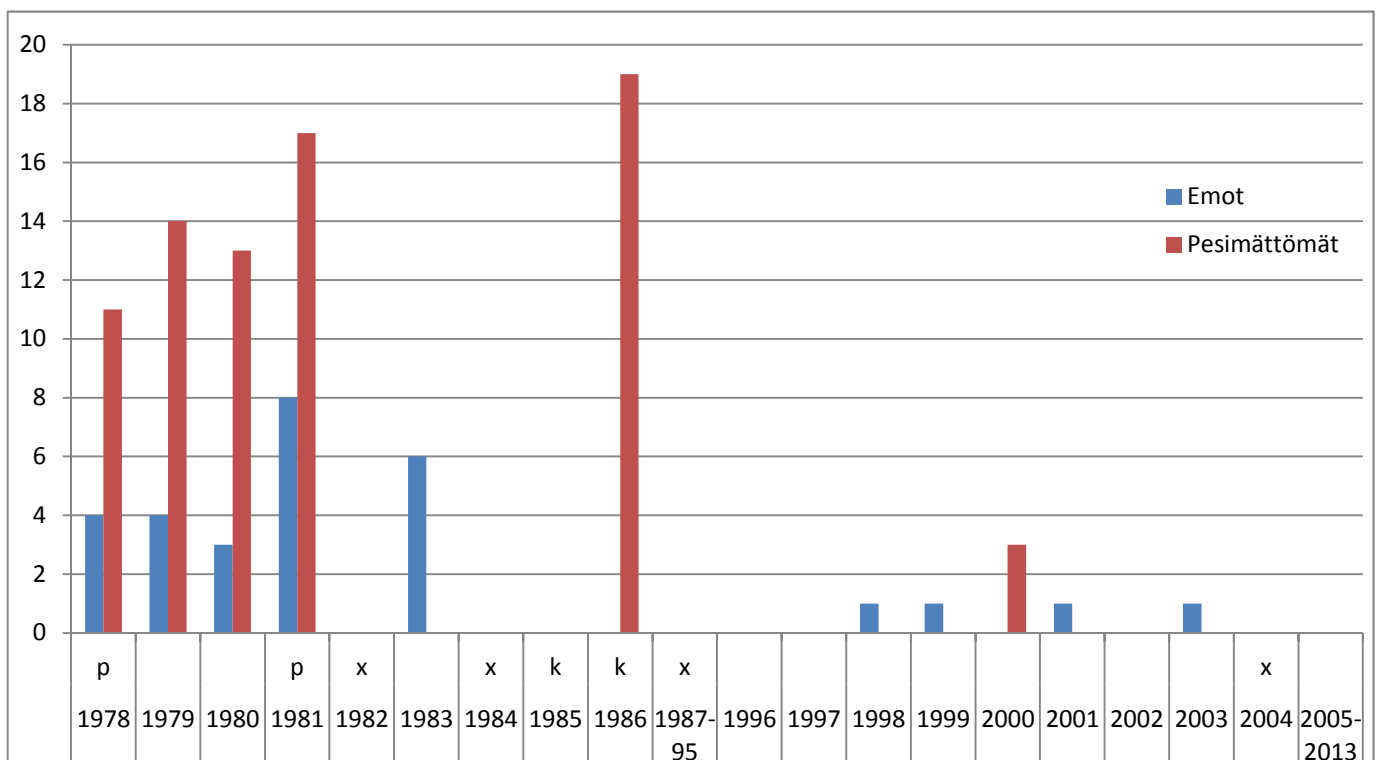
Metsähanhen kanta alkoi ilmeisesti taantua 1990-luvun alussa. Lokakuussa Etelä-Ruotsissa levähtävien metsähanhien lukumäärä oli vuosikymmenen loppuun mennessä vähentynyt n. 50 000:een (Nilsson 2000; kuva 4). 2000-luvun alkupuolella metsähanhien lukumäärä jäi lokakuun laskennoissa useimpina vuosina alle 50 000:n, mutta vuosina 2007–2009 havaittiin yllättäen 62 000–65 000 metsähanhea (Nilsson & Månsson 2010). Lukumäärien kasvu voi johtua tundrametsähanhista, jotka ovat viime vuosina mahdollisesti runsastuneet Ruotsissa muuttoaikoina. Kaiken kaikkiaan Etelä-Ruotsissa lokakuussa tehtyjen laskentojen perusteella metsähanhen kokonaiskannan ei kuitenkaan voi todeta taantuneen pitkällä aikavälillä (kuva 4), eikä aikasarjan perusteella sinänsä voi päätellä mitään taigametsähanhikannan muutoksista. Lokakuussa 2009

tehtyjen alalajikohtaisten laskentojen perusteella taigametsähanhia oli n. 52 000 ja tundrametsähanhia yli 9 000 (Nilsson & Månsson 2010). Lisäksi Pohjois-Saksassa ja Puolassa 2000-luvulla tehdyt laskennat viittaavat lepäilevien taigametsähanhien vähenemiseen (Nilsson 2009). Skånessa tammikuussa 2012 tehdyssä tundrametsähanhien laskennassa niitä havaittiin lähes 5 000 (T. Heinicke & A. de Jong, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

Taigametsähanhikannan taantuminen on havaittu myös pesimäalueilla. Pelkosenniellä, Suomen metsähanhikannan yhdellä ydinalueella, arvioitiin pesineen parhaimmilla hanhisoilla 1990-luvun alussa yhteensä runsaat 200 paria, isoimmilla soilla jopa kymmeniä pareja, mutta nykyään kokonaisparimäärä yltäneet tuskin kahteenkymmeneen (Nyman 2011). Nämä arviot eivät perustu järjestelmällisiin laskentoihin ja ovat siksi enintään suuntaa-antavia. Pelkosenniemen kenties parhaalla hanhisoilla, Kilpiaavalla, havaittiin 1990-luvun puolivälissä parhaimmillaan 220-päinen sulkivien metsähanhien poikueparvi, mutta viime vuosina sulkimisparvi on kutistunut noin kymmeneen yksilöön.

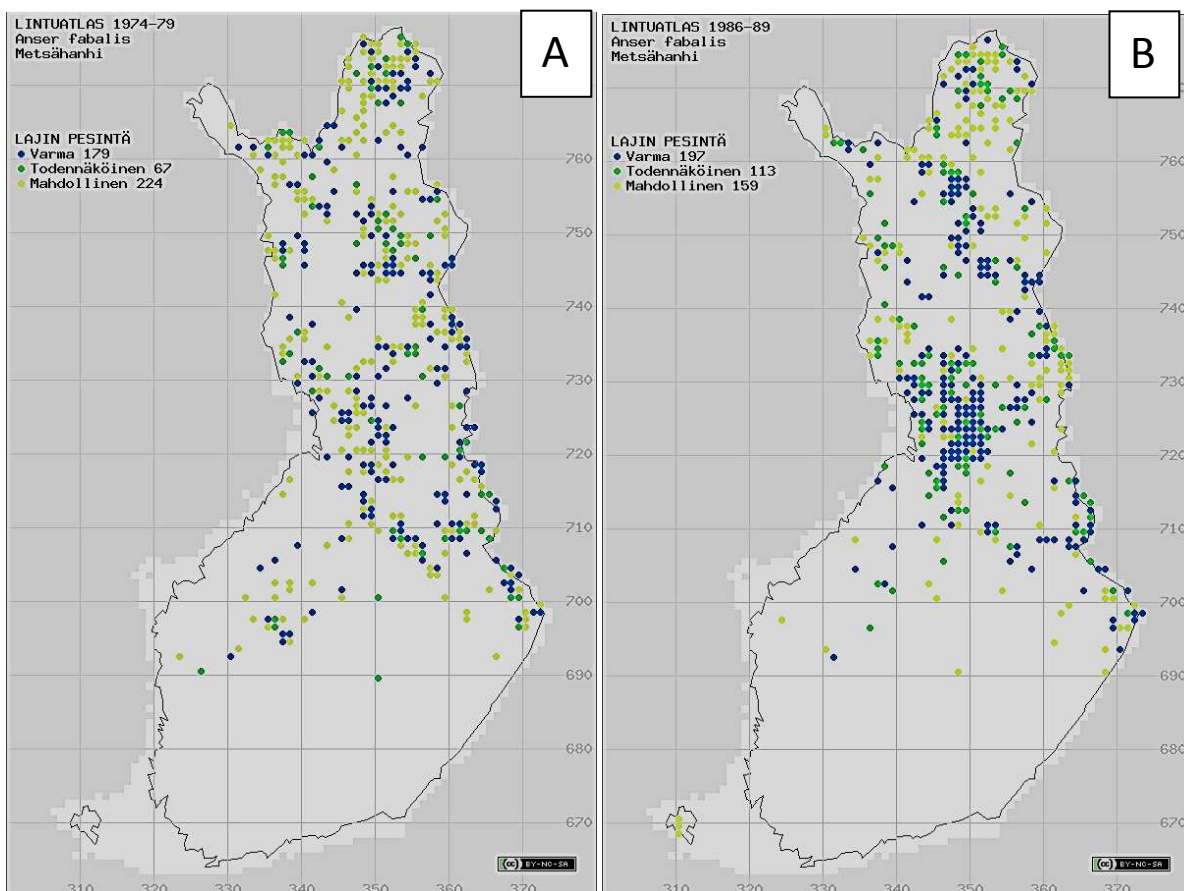
Rauhala (2009) tutki Lounais-Lapin soiden pesimälinnustoa kartoitus- ja linjalaskennoin vuosina 1976–2009. Metsähanhipareja havaittiin 2000-luvun toistolaskennoissa 78 % 1980-luvun parimääristä.

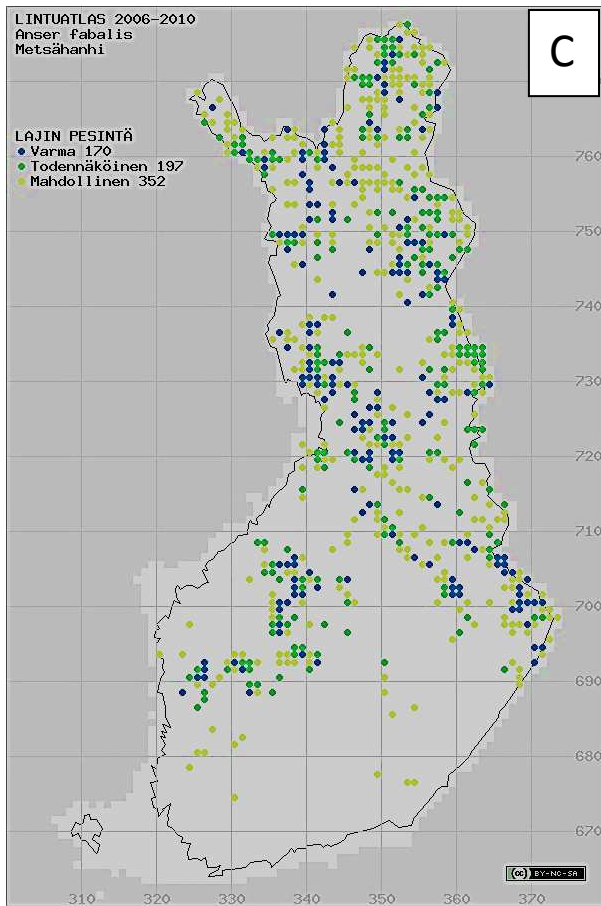
Levinneisyysalueen reunaosissa kannan yleinen taantuminen johtaa usein lajin häviämiseen alueen pesimälinnustosta, kuten esimerkki Sievissä sijaitsevalta Pesänevalta osoittaa (kuva 5). Pesänevan alueella pesi 1970-luvun lopussa ja 1980-luvun alussa todennäköisesti useita hanhipareja, ja esiakuisia ”luppohanhia” oli useana vuonna kesäkuussa yli kymmenen yksilön parvi. Seurantaan tuli valitettava tauko vuosiksi 1987–1995, mutta vuodesta 1996 pesintään viittaavia havaintoja on tehty vain muutamana vuonna, viimeksi 2003. Pesinnän loputtua myöskään pesimättömien hanhien paikallisista parvista ei ole tehty havaintoja.

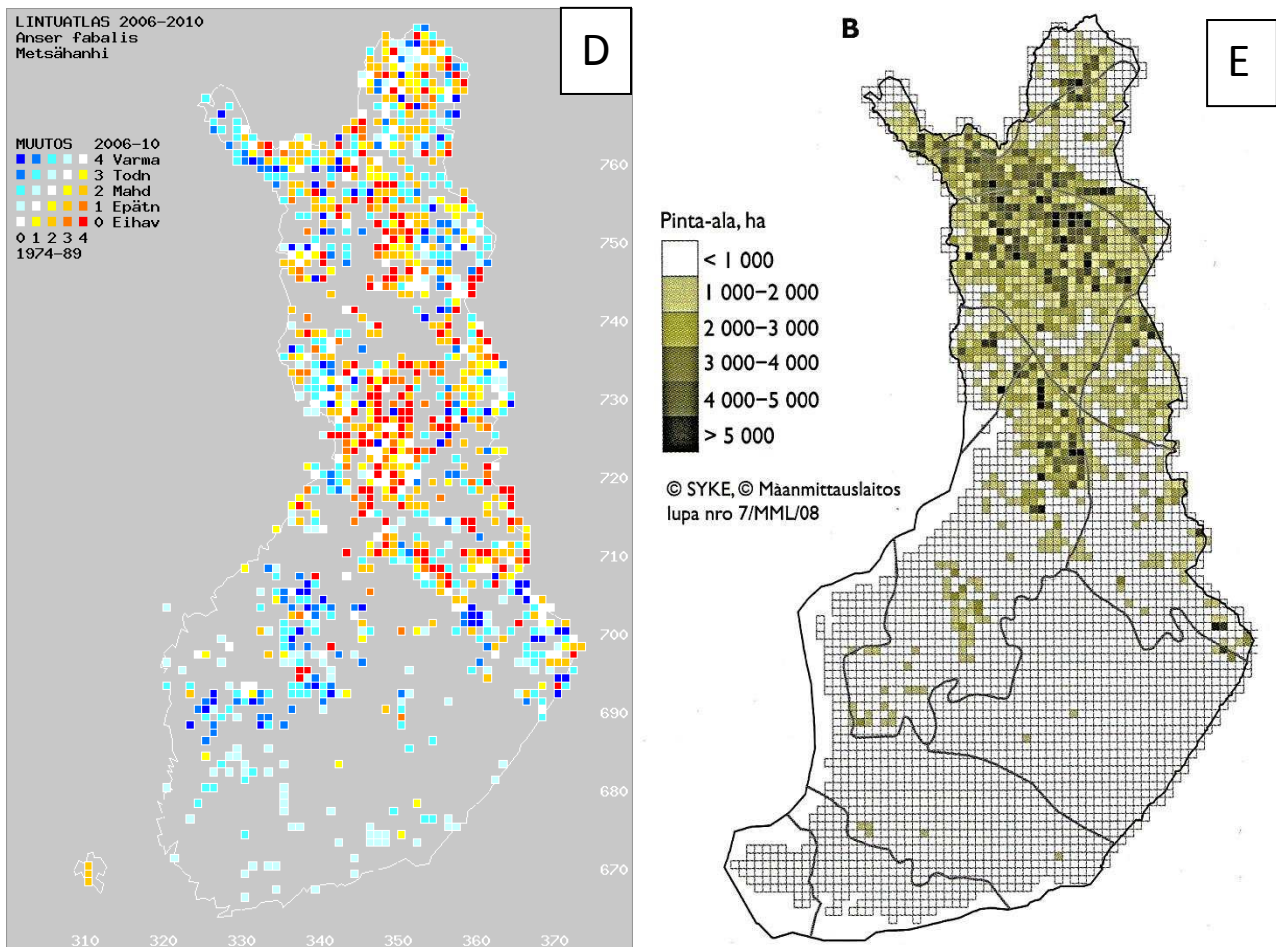


Kuva 5. Metsähanhiemojen ja pesimättömien hanhien lukumäärä Sievin Pesänevalla (161 ha) keväällä ja alkukesästä 1978–2013. Emoiksi on tulkittu toukokuussa vartioivat ja varoittelevat aikuiset ja pesimättömiksi paikalliset vähintään kolmen yksilön parvet (useimmiten kesäkuussa). x = suolla ei käyty, k = käynti vain kesäkuussa, p = yksi tai useampi poikue havaittu kesäkuussa (A. Marjakangas, julkaisematon).

Vuonna 2011 Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos arvioi eri tietolähteiden perusteella, että koko maan pesivä taigametsähanhikanta oli vähentynyt 1990-luvulta vähintään puoleen (Pitkänen 2011). Sen sijaan metsähanhen levinneisyys ei Suomessa juuri ole muuttunut, ja levinneisyysalueen eteläosissa havaittiin vuosien 2006–2010 lintuatlaskartoituksessa jopa enemmän varmoja ja todennäköisiä pesimäruutuja kuin vuosina 1986–1989 (Valkama ym. 2011; kuva 6). On kuitenkin huomattava, että atlasruutujen (10 x 10 km) selvitysaste oli 2006–2010 selvästi parempi kuin 1986–1989, toisin sanoen ruudut tutkittiin 2006–2010 perusteellisemmin. Lisäksi varmojen pesimäruutujen lukumäärä väheni 1970- ja 1980-luvuilta 2000-luvulle. Huolestuttavinta on, että metsähanhen ydinalueilla Peräpohjolassa ja Pohjois-Pohjanmaalla tehtiin 2006–2010 vähemmän varmoja pesimähavaintoja kuin 1986–1989, ja pesimäruutujen kato näyttää olleen kaikkein suurin Pohjois-Pohjanmaalla (kuva 6). Sen sijaan Lounais-Lapissa pesimisvarmuudet eivät juuri näytä muuttuneen. Vuosien 1986–1989 lintuatlashankkeen yhteydessä pesimäkannan kooksi arvioitiin 1 700 paria (Väisänen ym. 1998). Pesimäkannan nykykooksi arvioidaan 1 700–2 500 paria (Valkama ym. 2011). Tämäkään parimääräarvio ei perustu järjestelmällisiin laskentoihin vaan lienee tulkittavissa valistuneeksi arvaukseksi.







Kuva 6. Metsähanhen levinneisyys ja pesimisvarmuus lintuatlaskartoitusten mukaan yhtenäiskoordinaatiston 10 x 10 kilometrin ruuduissa vuosina 1974–79, 1986–1989 ja 2006–2010 (kartat A–C) sekä pesimisvarmuuden muutokset ajanjaksosta 1974–1989 ajanjaksoon 2006–2010 (kartta D). Kartoissa A–C sininen = varma pesintä, vihreä = todennäköinen pesintä, keltainen = mahdollinen pesintä kyseisessä ruudussa. Kartassa D tummansininen = metsähanhen varma pesintä 2006–2010 ruudussa, jossa ei aiemmin ollut havaittu metsähanhea, vaaleansininen = lievempi pesimisvarmuuden parantuminen, tummanpunainen = entisessä varmassa pesimäruudussa ei metsähanhea 2006–2010, oranssi ja keltainen = lievempi pesimisvarmuuden huonontuminen, valkoinen = ei muutosta. Pesintöjen lukumääriä atlasruuduissa ei tunneta (Valkama ym. 2011). Kartassa E vertailun vuoksi ojittamattomien soiden kokonaispinta-ala yhtenäiskoordinaatiston 10 x 10 kilometrin ruuduissa (Kaakinen ym. 2008b).

Metsähanhen pesimäkannan väheneminen on osa suolinnuston yleistä taantumista Suomessa viime vuosikymmeninä (esim. Rauhala 2009). Useimpien soilla pesivien kahlaajien kannat ovat vähentyneet, ja jänkäsirriäisen (*Limicola falcinellus*), jänkäkurpan (*Lymnocyrtes minimus*) ja osittain mustaviklon (*Tringa erythropus*) pesimisvarmuudet ovat aivan kuten metsähanhellakin heikentyneet erityisesti Pohjois-Pohjanmaalla ja Keski-Lapissa (Valkama ym. 2011). Täsmällisiä syitä eri lajien vähenemiseen ei tunneta.

2.6.2 Suomen lähialueiden pesimäkannat

Taigametsähanhia pesii Suomen lisäksi ainoastaan Venäjällä, Ruotsissa ja Norjassa. Suurin osa maailman taigametsähanhista pesii Venäjän luoteisosista Länsi-Siperiaan ulottuvalla alueella (Critical Site Network Tool 2012). Suomen rajan tuntumassa niitä pesii alueella, joka ulottuu Kuolan niemimaalta Karjalaan Äänisen korkeudelle (Nilsson ym. 1999). Kuolan niemimaan eteläosissa oli 1980-luvulla ilmeisesti vahva pesimäkanta, mutta Venäjän Karjalassa metsähanhi arvioitiin harvalukuiseksi pesimälinnuksi (Väisänen ym. 1998). Kuten Finnmarkissa myös Kuolassa pesii sekä taiga- että tundrametsähanhia (van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999; kuva 1). Venäjän läntisimmissä osissa sekä Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa pesivät taigametsähanhet muodostavat Fennoskandian osakannan, joka talvehtii pääasiassa Itämeren piirissä (van den Bergh 1999, Nilsson ym. 1999, Heinicke 2010b).

Ruotsissa pesivä taigametsähanhen kanta on 1990-luvun atlashavaintojen mukaan jakautunut karkeasti ottaen kolmelle alueelle (Svensson ym. 1999). Tärkein pesimäalue sijaitsee Ruotsin Lapin pohjoisosissa, ja vähäisempi osa kannasta pesii Lapin eteläosissa ja Ångermanlandissa. Koska atlaskartoitus oli kuitenkin puutteellista monilla potentiaalisilla pesimäalueilla, on todennäköistä että yhtenäisen levinneisyyden alue ulottuu pohjoisesta Lapista Ångermanlandin luoteisosiin (Svensson ym. 1999). Taalainmaalla, Härjedalenissa ja Hälsinglandissa Keski-Ruotsissa sijaitseva harvan pesimäkannan esiintymä on joka tapauksessa erillinen. Pesivän kannan kooksi arvioitiin 1990-luvulla n. 1 000 paria (Svensson ym. 1999), ja 2000-luvun arvio on 650–1 250 paria (Nilsson 2007).

Norjan metsähanhikanta pesii suurimmaksi osaksi Finnmarkissa, jossa tärkein pesimisalue sijaitsee Finnmarksviddassa Kautokeinin ja Kaarasjoen seudulla ja vähäisempi keskittymä Finnmarkin itäosissa Taanassa, Uuniemellä (Nesseby) ja Etelä-Varangissa (Folletstad 1994). Viimeaikaisen tutkimuksen mukaan ainakin 90 % Finnmarkissa pesivistä metsähanhista lienee tundrametsähanhia, ja taigametsähanhien pesimäalue rajoittunee siellä läänin itäisimpiin metsäisiin osiin (Aarvak & Øien 2009, T. Aarvak, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Lisäksi Nord-Trøndelagin läänin kaakkoisosassa Keski-Norjassa on erillinen pieni taigametsähanhen pesimisesiintymä (Folletstad 1994, J. E. Østnes, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Tundra- ja taigametsähanhien koko pesivän kannan kooksi Norjassa arvioidaan nykyisin 100–500 yksilöä (Aarvak & Øien 2009), ja kannan uskotaan vähentyneen merkittävästi viime vuosikymmeninä (Norsk Ornitologisk Forening 2011). Nord-Trøndelagissa pesivien taigametsähanhien määrä on vähentynyt 1990-luvun loppupuolelta, ja nykyään pesivää kantaa on mahdollisesti alle 40 yksilöä (J. E. Østnes, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

2.6.3 Metsähanhien kokonaiskannat

Talvehtivien vesilintukantojen kansainväliset laskennat aloitettiin Euroopassa 1950-luvun lopulla, ja laskentojen kattavuus ja koordinointi paranivat 1960- ja 1970-luvuilla (Fox & Madsen 1999). Laskennat tehdään pääasiassa tammikuussa. Hanhien talvehtivien kokonaiskantojen pitkäaikainen seuranta on kattavinta Luoteis-Euroopassa eli Itämeren ja Pohjanmeren piirissä sekä Isossa-Britanniassa (Nilsson ym. 1999, Fox ym. 2010), toisin sanoen niillä alueilla, missä metsähanhet talvehtivat. Arvioita koko metsähanhikannan koosta pidetään melko luotettavina, sillä laskenta kattaa yli puolet arvioidusta kokonaiskannasta (Fox ym. 2010). Wetlands International -järjestön laatimassa katsauksessa taigametsähanhen kanta-arvio luokitellaan ”asiantuntijan mielipiteeksi”

(expert opinion), koska arvio perustuu epätäydelliseen laskentaan ja päättelyyn (Nagy ym. 2012). Toisaalta vasta 2000-luvulla ymmärrettiin, että alalajien erottaminen laskennoissa on kannanhoidon kannalta välttämätöntä, varsinkin kun alalajien populaatioilla on erilaiset trendit (Heinicke 2010a). Taiga- ja tundrametsähanhia tavataan osittain samoilla levähdys- ja talvehtimisalueilla, joilla laskentoja tehdään. Esimerkiksi Etelä-Ruotsissa laskettiin tammikuussa 2012 lähes 5 000 tundrametsähanhea (T. Heinicke, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Viimeaikaiset havainnot viittaavat siihen, että tundrametsähanhet ovat levittäytymässä uusille talvehtimisalueille Luoteis-Euroopassa (Devos & Kuijken 2012, Mitchell 2012). Eri alalajien runsaudenarviointia vaikeuttaa se, että jopa lähitunnistuksessa joitakin yksilöitä voi olla vaikea määrittää alalajilleen morfologisin perustein (Lindholm & Tolvanen 2003, Aarvak & Øien 2009, Heinicke 2010a).

Palearktisen alueen länsiosissa eli Euroopassa ja Lounais-Aasiassa talvehtivien hanhien yhteismäärä kasvoi 1990-luvun puolivälin 3,3 miljoonasta 5,04 miljoonaan vuonna 2009 (Fox & Madsen 1999, Fox ym. 2010). Tärkeimpänä syynä hanhien runsastumiseen pidetään viljelypinta-alan lisääntymistä ja viljelyn tehostumista, minkä ansiosta muuttaville ja talvehtiville hanhille on tarjolla aiempaa enemmän ja parempaa ravintoa (Fox & Madsen 1999). Myös suojelu ja metsästyksen rajoittaminen ovat voineet edistää hanhipopulaatioiden runsastumista (Ebbinge 1991). Mooij'n (2011) mukaan nämä kolme tekijää tarjoavat kuitenkin vain osaselityksen hanhikantojen runsastumiselle.

Taigametsähanhi on niitä harvoja euraasialaisia hanhia, jonka kanta on vähentynyt viime vuosikymmeninä. 1990-luvun puolimaissa taigametsähanhen talvehtiva kokonaiskanta arvioitiin vakaaksi ja kooltaan 100 000 yksilöksi (Fox & Madsen 1999). Vuonna 2006 Wetlands International -järjestö arvioi, että *fabalis*-alalajin kokonaiskanta oli 70 000–90 000 yksilöä ja vähenevä, *rossicus*-alalajin kokonaiskanta puolestaan 600 000 yksilöä ja vakaa (Delany & Scott 2006). Vuonna 2009 taigametsähanhen kokonaiskannaksi arvioitiin 63 000 ja tundrametsähanhen kannaksi 550 000 yksilöä (Fox ym. 2010). Taigametsähanhen pesivän kannan kooksi on esitetty n. 15 000 paria (Norsk Ornitologisk Forening 2011).

3. Metsähanhen metsästys ja riistanhoito

3.1 Metsähanhen perinteiset metsästystavat ja metsästäjien määrä

Metsähanhella oli entisaikojen erätaloudessa suuri merkitys. Muutolta palaavien hanhien pyynti antoi arvokkaan lisän ruokahuoltoon keväällä, jolloin muuta proteiinipitoista ravintoa oli niukasti saatavana. Myöhemmin kesällä pyydettiin lentokyvyttömiä sulkasatoisia hanhia monin keinoin, jopa raudoilla (Paulaharju 1939). Metsähanhi on edelleen halutuimpia ja arvostetuimpia saalislajeja vesilinnustuksessa (Väyrynen 1996), mutta metsähanhisaalista saaneiden metsästäjien lukumäärä on melko pieni. Vuonna 2009, jolloin metsästysaikoja ei vielä rajoitettu, saalista saaneiden metsästäjien määräksi arvioitiin $4\,500 \pm 1\,200$ (95 %:n luottamusväli) eli 2 % kaikista pienriistaa metsästäneistä (RKTL 2010).

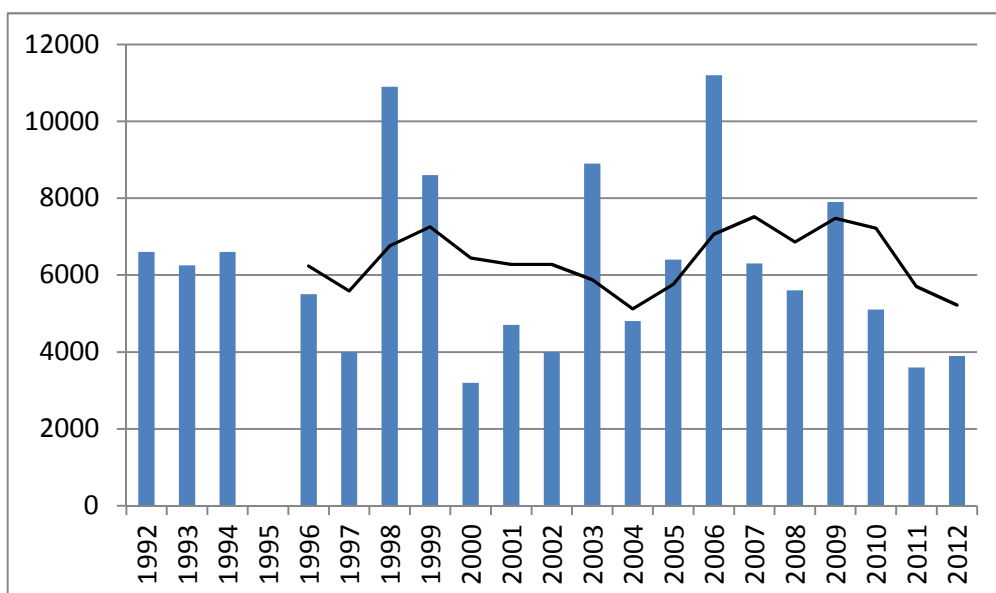
3.2 Saalistilastot

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos on tilastoinut hanhisaaliit lajeittain vuodesta 1992 ja silloisten Lapin ja Oulun riistanhoitopiirien, nykyisten Suomen riistakeskuksen Lapin ja Oulun alueiden saaliit osa-alueittain (Ala-, Keski- ja Ylä-Lappi sekä Oulun eteläinen ja pohjoinen) vuodesta 1994.

Koska tiedot alettiin vuodesta 1996 lähtien kerätä metsästysvuoden sijasta kalenterivuositain, siirtymävuodelta 1995 ei ole saalistietoja. Vuodesta 1996 pienriistasaalet on myös kirjattu sille alueelle, missä ne on saatu. Saaliskyselyyn vuosittain osuvien hanhenmetsästäjien määrä on suhteellisen pieni, joten kokonais- ja varsinkin alueelliset saalisarviot ovat vain suuntaa-antavia (E. Nylander, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Esimerkiksi vuoden 2009 pienriistan saaliskyselyyn vastasi 4 103 metsästäjää, mikä oli 76 % kyselyn saaneista ja 1,33 % kaikista metsästyskortin lunastaneista metsästäjistä (RKTL 2010). Jos oletetaan, että metsähanhia saaliiksi saaneista 3 300–5 700 metsästäjästä sai kyselyn sama osuus ja siihen vastasi sama osuus kuin kaikista metsästyskortin maksaneista, otokseen olisi sisällynyt ainoastaan n. 60 (± 16) metsähanhenmetsästäjää. Siksi saaliin alueellisia muutoksia tarkastellaan seuraavassa suuralueittain ja eri vuosien aineistoja yhdistellen.

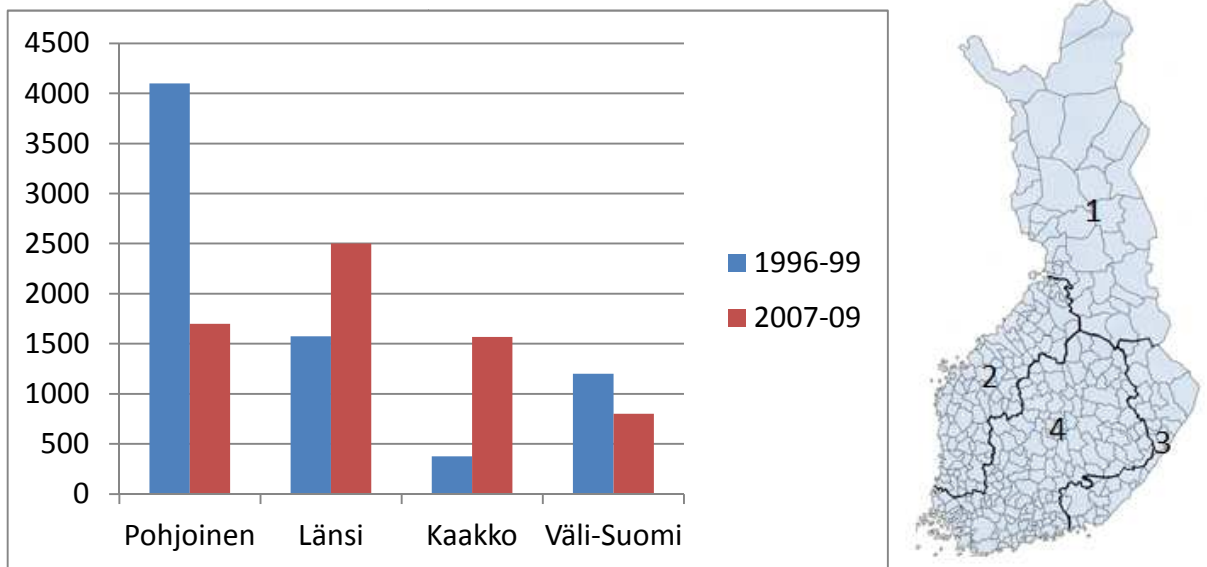
3.3 Saaliin ajalliset ja alueelliset muutokset

Vuotuisen kokonaissaaliin vaihteluväli vuosina 1992–2009 oli 3 200–11 200 ja vuotuinen keskisaalis 6 500 yksilöä (kuva 7). Metsähanhikannan vähenemisestä huolimatta kokonaissaaliin määrä ei keskimäärin ole juuri muuttunut: vuosien 1992–2000 keskisaalis oli 6 450 ja vuosien 2001–2009 keskisaalis 6 640 yksilöä. Suomessa saadun saaliin osuus on keskimäärin runsaat 10 % *fabalis*-alalajin arvioidusta kokonaiskannasta (63 000; Fox ym. 2010). Vaikka vuotta 1992 edeltävältä ajalta ei ole lajikohtaisia tilastoja, mainittakoon vertailun vuoksi, että vuonna 1976 metsähanhisaaliin arvioitiin olleen 2 500 ja vuonna 1980 yli 4 800 yksilöä (Pirkola & Kalinainen 1984a). Saaliiseen sisältyy kuitenkin myös tundrametsähanhia, joiden osuutta ei tunneta. Vuoden 2006 arvioitu poikkeuksellisen suuri 11 200 yksilön metsähanhisaalis sisälsi todennäköisesti suuren määrän tundrametsähanhia (ja tundrahanhia), koska vaikea muuttosää pakotti suuret arktisten hanhien massat pysähtymään Etelä- ja Keski-Suomessa (Väänänen 2007). Tästä syystä vuosi 2006 jätetään pois kuvissa 7 ja 9 esitettävistä alueellisista tarkasteluista.



Kuva 7. Metsähanhisaalis Suomessa vuosina 1992–2012. Käyrä kuvaa viiden vuoden liukuvaa keskiarvoa. Tilastointijärjestelmän muutosten vuoksi saaliskyselyä ei tehty vuonna 1995 (lähde: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos).

Sen sijaan saaliin alueellinen jakauma näyttää muuttuneen merkittävästi 1990-luvulta ja 2000-luvulle. Metsähanhisaalis painottui 1970-luvun lopulla selvästi pesimäalueille, ja rannikoilla saalismäärät olivat Pohjois-Pohjanmaan rannikkoa lukuun ottamatta suhteellisen vähäiset (Pirkola & Kalinainen 1984a). Samoin vuosina 1996–1999 keskimäärin yli puolet arvioidusta vuotuisesta kokonaissaaliista saatiin pohjoisella pesimäalueella (kuva 8). Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin pesimäalueilla 1978–1994 merkityistä ja myöhemmin metsästyssaaliiksi saaduista hanhista ammuttiin 79 ja 58 % 20 kilometrin säteellä merkintäpaikasta (Väyrynen ym. 2011). Laskelmissa ei kuitenkaan ole otettu huomioon mahdollisia alueellisia eroja kaularenkaiden raportoinnissa; todennäköisesti renkaita palautetaan aktiivisimmin lähellä merkintäalueita, jolloin niillä tapahtuvan metsästyksen osuus ylikorostuu. Toisaalta rengaspalauteaineisto kuvaa 1980- ja 1990-lukujen tilannetta. 2000-luvulla saalis näyttää pienentyneen pohjoisessa keskimäärin puoleen, mikä viittaa pesimäsoilta saadun saaliin huomattavaan vähentymiseen. Samalla metsästyksen painopiste siirtyi länsirannikolle ja Kaakkois-Suomeen, jossa vuotuinen keskisaalis näyttää moninkertaistuneen (kuva 8). Saalisarvioiden alueelliset muutokset ovat niin selväpiirteisiä, että ne todennäköisesti ovat todellisia. Talvehtimisalueilla, lähinnä Ruotsissa, tapahtuvan metsästyksen osuus Suomessa pesimäaikaan merkittyjen metsähanhien metsästyskuolevuudesta on ollut vajaa kolmannes (Väyrynen 2002a).



Kuva 8. Vuotuisen keskimääräisen metsähanhisaaliin muutos suuralueilla ajanjaksojen 1996–1999 ja 2007–2009 välillä. Suuralueet: 1 = pohjoinen pesimäalue, 2 = länsirannikon levähdysalue, 3 = Kaakkois-Suomen levähdysalue, 4 = Väli-Suomen ylilentoalue (lähde: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos).

3.4 Saaliin koostumus

Kun Suomessa syksyllä metsästysaikana tavattavat metsähanhet luokitellaan edellä esitettyjen pesintä- ja muuttotietojen perusteella yksilöiden maantieteellisen alkuperän, muuttoreitin ja -ajankohdan, pesimisstatuksen ja alalajin mukaan, havaitaan metsästettävän kannan koostuvan ainakin kuudesta eri ryhmästä:

- Suomessa pesivän taigametsähanhikannan emot ja poikaset
- Suomen taigametsähanhikantaan kuuluvat, Venäjällä sulkiineet esiaikuiset ja aikuiset
- Suomen poikki muuttavat Venäjän ja Norjan Itä-Finnmarkin pesimäkantojen taigametsähanhet
- Suomen Ylä-Lapissa pesivän vähälukuisen tundrametsähanhikannan yksilöt
- Ylä- ja Länsi-Lapin kautta muuttavat, Norjan Finnmarkissa pesivän ja sulkivan tundrametsähanhikannan yksilöt
- pääasiassa Itä- ja Kaakkois-Suomen kautta muuttavat, Venäjän kantaan kuuluvat tundrametsähanhet

Saaliin laadullinen koostumus voi olla tällainen, kun taas määrällistä koostumusta ei tunneta. Arvattavasti taiga- ja tundrametsähanhien osuuksissa on suuria alueellisia ja ehkä myös ajallisia eroja.

Vuotuinen 6 500 yksilön keskisaalis ennen vuodesta 2010 alkaen säädettyjä metsästysrajoituksia vaikuttaa hyvin suurelta, kun sitä verrataan 1 700–2 500 pesivän parin arvioon (Valkama ym. 2011) ja arvioituun 6 000–9 000 yksilön kotimaiseen syyskantaan (Pessa ym. 2004a). Pesivää paria kohti ammuttiin siis keskimäärin jopa 3,9 lintua (Väänänen 2000), vaikka vanhemman tutkimustiedon mukaan poikastuotto oli eri vuosina vain 2,4–4,5 ja keskimäärin kolme poikasta/onnistunut pari (Pirkola & Kalinainen 1984a). Kotimainen metsähanhikanta ei voisi edes teoriassa kestää näin suurta verotusta, joten huomattavan osan Suomen saaliista täytyy olla Luoteis-Venäjältä Suomen kautta muuttavaa kantaa (Väänänen 2000). Toisaalta on mahdollista, että pesiviä metsähanhipareja on Suomessa arvioitua enemmän (Väyrynen 2002a). Oman pesimäkannan osuus suomalaisesta metsästyssaaliista on joka tapauksessa ollut suuri, sillä saaliiksi joutuneista, Pohjois-Pohjanmaalla merkityistä metsähanhista ammuttiin Suomessa 70 % ja Lapissa merkityistä 60 % (Väyrynen ym. 2011).

Metsästettävän kannan ikärakenteesta on käytettävissä vain vanhoja arvioita. Pirkola & Kalinainen (1984a) arvioivat, että jos pesivän kannan kooksi oletetaan 1 000 paria, syyskannassa olisi 2 000–4 000 poikasta, yhteensä muutama tuhat esiaikuista ja aikuista ilman poikasia ja 2 000 poikueellista aikuista. Likimääräiset lukusuhteet olisivat mainitussa järjestyksessä 2:2:1. Vuosina 1977–1980 kerätty 375 metsähanhen aineisto osoitti selvän eron eri alueilla saadun saaliin ikäjakaumassa (Pirkola & Kalinainen 1984a). Pesimäalueilla ammutuista hanhista 60 % oli nuoria eli poikaslintuja, kun taas Limingan seudun muutonaikaisilla levähdysalueilla ammutuista nuoria oli vain 20 % (Pirkola & Kalinainen 1984a). Rengaspalautteiden perusteella emolintujen metsästyskuolevuus on ollut ikäluokista selvästi suurin, mikä voi johtua emojen roolista poikasparvien johtajina ja vartijoina (Väyrynen 1992). Poikueellisuus lisää metsästyssaaliiksi joutumisen todennäköisyyttä lumihanhella, jonka emojen ja poikasten riski päätyä metsästyssaaliiksi oli huomattavasti suurempi kuin aikuisten pesimättömien yksilöiden (Francis ym. 1992a). Sama ilmiö havaittiin lyhytnokkahanhen metsästystutkimuksessa Tanskassa (Madsen 2010). Suomessa vuosina 2005–2007 (n = 64) ja 2010 ja 2011 (n = 34) kerättyjen siipinäyteaineistojen mukaan metsähanhisaalis painottuu aikuisiin, sillä nuorten hanhien osuus saaliista oli vain n. 33 % (Väänänen 2010, V.-M. Väänänen, julkaisematon).

Toinen erityispiirre suomalaisessa metsähanhisaaliissa on ollut esiaikuisten vähäinen osuus (Väyrynen 1996, 2002a). Vuosien 1977–1980 aineistossa esiaikuisia oli pesimäalueilla ammutuista yksilöistä 6 % ja Limingan levähdysalueella ammutuista 28 % (Pirkola & Kalinainen 1984a). Esiaikuiset metsähanhet oleskelevat alkukesän pesimäalueilla ja siirtyvät sitten sulkimaan itärajan taakse (Pirkola & Kalinainen 1984a, Väyrynen 1996, 2002a). Emot poikasineen aloittavat syysmuuton jo elokuussa mutta esiaikuiset aikaisintaan syyskuussa (Väyrynen 1992, 2002a). Koska metsähanhen pyynti painottui 20. elokuuta alkavan metsästyskauden alkupäiviin, esiaikuisten metsästyskuolevuus jäi Suomessa vähäiseksi (Väyrynen 2002a). Lisäksi esiaikuisilla on jo kokemusta muuton vaaroista (Väänänen 2010).

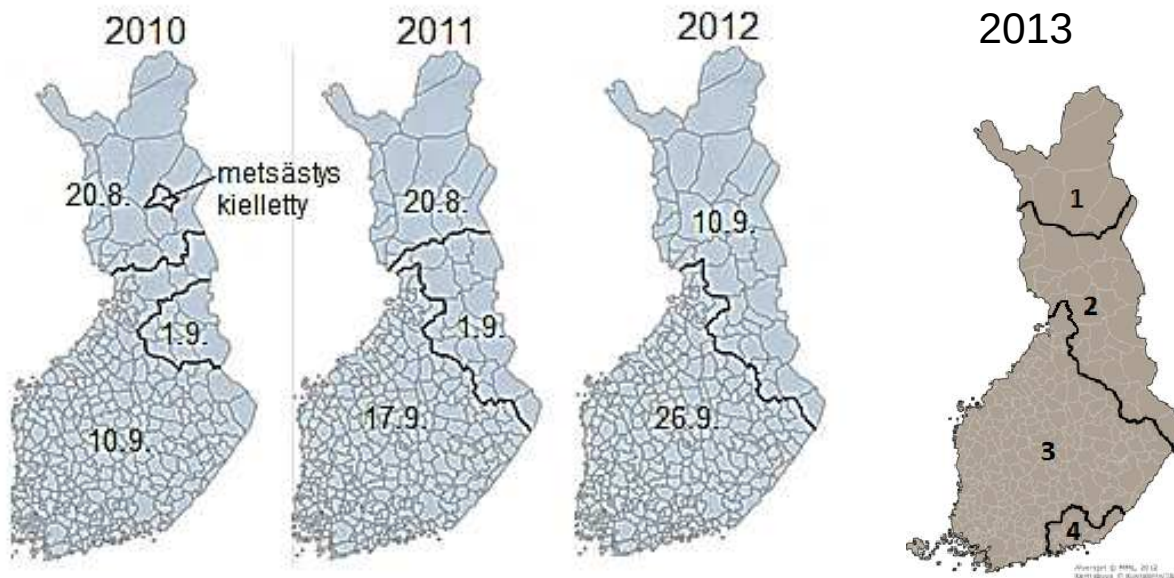
Yksi mahdollinen lisäselitys esiaikuisten vähyyteen suomalaisessa metsästyssaaliissa on jäänyt vähälle huomiolle. Esimerkiksi Fennoskandian kiljuhanhilla (*Anser erythropus*) on havaittu silmukkamuuttoa siten, että hanhet muuttavat syksyllä itäisiä reittejä talvehtimisalueille, kun taas kevätmuutto noudattelee läntistä reittiä (Tolvanen ym. 2009, Øien ym. 2009). Toistaiseksi ei kuitenkaan tiedetä, esiintyykö säännöllistä silmukkamuuttoa myös metsähanhella. Viitteitä silmukkamuutosta on: yksi Utajärvellä keväällä rengastettu esiaikuinen metsähanhi ammuttiin saman vuoden lokakuussa Laatokan Karjalassa ja toinen Porvoossa (Väyrynen 1992).

Tundrametsähanhien osuudesta Suomen metsähanhisaaliissa ei ole tietoa. Koska Luoteis-Venäjällä, erityisesti Kuolan niemimaalla pesivät tundrametsähanhet käyttävät lähinnä itäistä muuttoreittiä (van den Bergh 1999, Lindholm & Tolvanen 2003, Pessa ym. 2004b, Heinicke 2010b), niitä oletettavasti tulee saaliiksi lähinnä Itä- ja Kaakkois-Suomessa. Vuonna 2006 metsähanhen saalisarvio Suomen riistakeskuksen Kaakkois-Suomen alueella (entisessä Kymen riistanhoitopiirissä) oli poikkeuksellisen suuri, 2 500 yksilöä, ja niistä suuri osa lienee ollut tundrametsähanhia (Kauppinen 2010) ja muita arktisia hanhia (Väänänen 2007).

3.5 Metsästyksen säätely ja sen vaikutukset

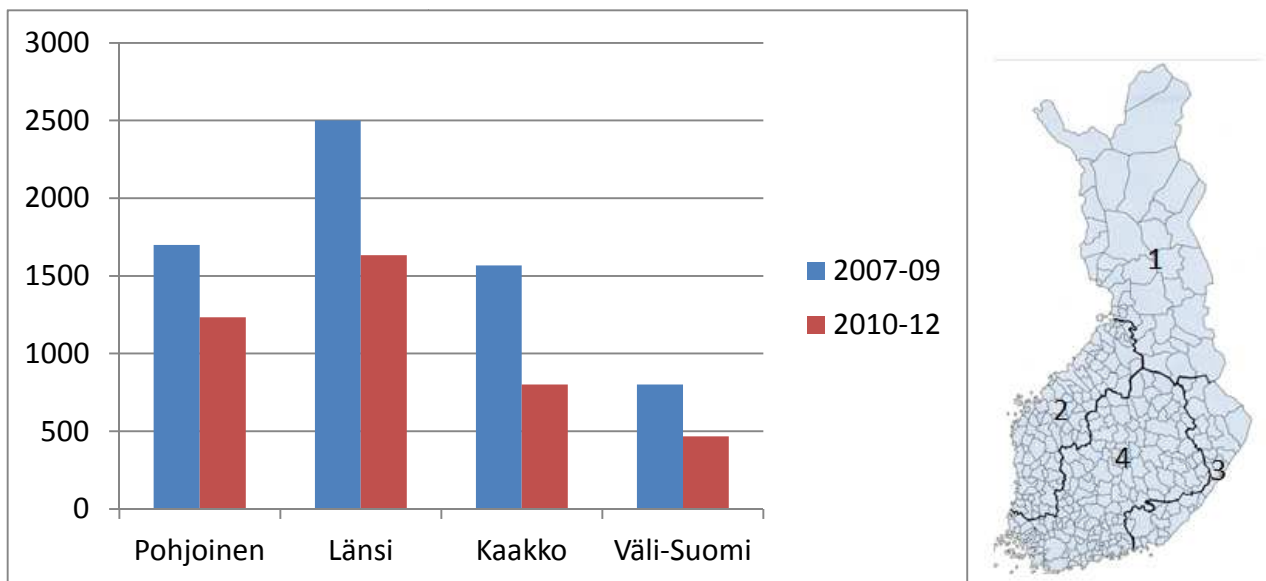
Vuonna 2010 kaikki riistanhoitopiirit rajoittivat ensimmäistä kertaa metsähanhen metsästystä kannan taantumisen vuoksi. Silloinen Lapin riistanhoitopiiri rauhoitti metsähanhen Pelkosenniemen riistanhoitoyhdistyksen alueella, mutta muualla Lapissa metsähanhea metsästettiin tavalliseen tapaan 20.8.–31.12. Muissa piireissä metsästyksen alkamisajankohtaa siirrettiin elokuun 20. päivästä syyskuulle. Kainuussa metsähanhen metsästysaika oli 1.9.–31.12. ja muualla 10.9.–31.12.2010 (kuva 9). Vuonna 2011 maa- ja metsätalousministeriö rajoitti asetuksellaan metsähanhen metsästystä siten, että suurimmassa osassa Lappia metsästys oli sallittu 20.8.–31.12., mutta Lapin kunnista Posiolla, Ranualla ja Simossa sekä Koillismaalla (Kuusamo, Pudasjärvi, Taivalkoski), Kainuussa ja viidessä Pohjois-Karjalan kunnassa, Ilomantsissa, Juuassa, Lieksassa, Nurmeksessa ja Valtimolla, metsästysaika oli 1.9.–31.12. Muualla maassa metsästysaika oli 17.9.–31.12. Metsästyksen alkamisajankohdan siirtämisellä myöhemmäksi pyrittiin vähentämään pesimäkantaan kohdistuvaa metsästyspainetta (Pitkänen 2011). Vuonna 2012 ministeriö sääteli asetuksellaan metsähanhen metsästyksen alkamaan Kainuun ja Lapin maakunnissa, edellä mainituissa viidessä Pohjois-Karjalan kunnassa ja Koillismaalla 10.9. Muualla Suomessa metsästys säädettiin alkamaan 26.9. (kuva 9). Asetuksen tarkoituksena oli vähentää Suomen pesimäkantaan sekä Suomen kautta muuttavaan muuhun Luoteis- ja Koillis-Euroopan metsähanhikantaan kohdistuvaa metsästyspainetta kannan vähenemisen pysäyttämiseksi (Laanikari 2012). Vuonna

2013 ministeriön asetuksella metsästyksen alkamisajankohdat porrastettiin neljään alueeseen: 1 = Pohjois-Lapin pesimäalue 1.9.-; 2 = Etelä-Lapin ja Pohjois-Karjalan välinen pesimäalue 10.9.-, 3 = muu Suomi 10.10.-, 4 = Kaakkois-Suomen tundrametsähanhialue 1.10.- Pyyntiaika jatkui kussakin tapauksessa 31.12. saakka.



Kuva. 9. Metsähanhen metsästyksen alkamisajankohdat eri puolilla maata riistanhoitopiirien päätöksillä 2010 ja maa- ja metsätalousministeriön asetuksilla 2011 ja 2012. Vuonna 2013 asetuksella metsästyksen alkamisajankohdat porrastettiin neljään alueeseen: 1 = Pohjois-Lapin pesimäalue 1.9.-; 2 = Etelä-Lapin ja Pohjois-Karjalan välinen pesimäalue 10.9.-, 3 = muu Suomi 10.10.-, 4 = Kaakkois-Suomen tundrametsähanhialue 1.10.- Pyyntiaika jatkui kussakin tapauksessa 31.12. saakka.

Ilmeisesti metsästysajan rajoituksilla saatiin saaliin määrää vähennetyksi, sillä metsähanhisaaliiksi arvioitiin 5 100 yksilöä vuonna 2010, 3 600 vuonna 2011 ja 3900 vuonna 2012, kun vuosien 2001–2009 keskisaalis oli 6 600 yksilöä (RKTL 2012 ja julkaisematon; kuva 7). Lisäksi rajoitukset näyttävät jonkin verran muuttaneen saaliin alueellista jakautumista (kuva 10). Pohjoisella pesimäalueella, jossa rajoitukset olivat 2010–2012 lievämpiä kuin muualla tai niitä ei ollut lainkaan, arvio vuotuisesta keskisaaliista pieneni 27 % jaksoon 2007–2009 verrattuna. Sen sijaan länsirannikolla saalisarvio väheni 35 % ja Kaakkois-Suomessa 49 %. Tämä on yllättävää, koska Venäjältä tulevien metsähanhien pääjoukot muuttanevat Kaakkois-Suomea sivuten yleensä vasta syys- ja lokakuussa (Lampio 1961, Lindholm & Tolvanen 2003, Pessa ym. 2004b). Koska sää vaikuttaa suuresti syysmuuton kulkuun (Pöyhönen 1995, Pessa 2002, Väänänen 2007), on mahdollista että sää ei jokaisena syksynä 2010–2012 suosinut metsähanhien esiintymistä suuremmin joukoin alueella. Toisaalta metsästyksen alkamisajan myöhentäminen on voinut vähentää metsästäjien motivaatiota lähteä hanhenpyyntiin. Metsästys painottuu merkittävästi pyyntikauden alkuun, alkoipa metsästys tavalliseen tapaan 20.8. (Väyrynen 2002a) tai vasta syyskuussa (Karppinen 2012). RKTL:n saalistilastointi on tällä hetkellä metsästyksen säätelyn kannalta liian epätarkkaa, eikä sen perusteella voida arvioida metsästyksen vaikutusta aluetasolla ja koko maan tasollakin vuoden 2012 saalistilaston vaihteluväli on hyvin suuri (3900 ± 2100 , eli vaihteluväli 1800–6000).



Kuva 10. Vuotuinen keskimääräinen metsähanhisaalis suuralueilla 2007–2009 ja metsästysajan rajoitusvuosina 2010–2012. Suuralueet: 1 = pohjoinen pesimäalue, 2 = länsirannikon levähdysalue, 3 = Kaakkois-Suomen levähdysalue, 4 = Väli-Suomen ylilentoalue (lähde: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos).

3.6 Metsästys muissa maissa

Metsähanhia metsästetään myös kaikkialla muualla taigametsähanhen muuttoreittien varrella ja talvehtimisalueilla paitsi Norjassa, Isossa-Britanniassa, Hollannissa ja Belgiassa (Hirschfeld & Heyd 2005). Saaliin tilastointimenetelmien kirjavuus vaikeuttaa saalismäärien vertailua eri maiden välillä. Tuhansien taigametsähanhien vuotuisia saaliita saadaan todennäköisesti vain Suomessa, Ruotsissa ja Venäjällä (taulukko 2). Ruotsissa metsästys on sallittu kahdessa eteläisimmässä läänissä, Skånessa ja Blekingessä, 1.10.–31.12. päivittäin klo 11:een saakka (Svenska Jägareförbundet 2012a). Aiemmin metsästys oli sallittu Skånessa 1.–21.11. ja metsähanhen pesimäalueilla Pohjois-Ruotsissa 1.–15.9. Valtaosa metsähanhisaalista saatiin kuitenkin Skånesta (Jönsson ym. 1985). Metsästysaikaa pidennettiin nykyiselleen vähän kerrallaan tarkoituksena ennen kaikkea vähentää hanhien viljoille ja laitumille aiheuttamia vahinkoja (A. Grahn, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Lisäksi metsähanhia on luvallista metsästää viljelysten suojelemiseksi ilman erityistä lupaa kahdella eri alueella eri vuodenaikoina (Svenska Jägareförbundet 2012a). Ensinnäkin syysviljan oraspelloilla tavattavia metsähanhia saa metsästää Skånessa ja Blekingessä 1.1.–15.3. Toiseksi pohjoisempana suurten järvien alueella Itä-Götanmaalla, Örebrossa ja seitsemässä Länsi-Götanmaan läänin kunnassa metsähanhia saa metsästää 1.9.–31.10. pelloilta, joilta sato on korjaamatta. Metsästystä on pidetty kyseenalaisena tapana suojella viljelyksiä (Mooij 1991), ja nykyään se on Ruotsissa vain yksi keino monien muiden joukossa (Hake ym. 2010).

Ruotsin metsästäjäjärjestön metsästystilastojen mukaan metsähanhisaalis kasvoi tasaisesti 1950-luvulta 1990-luvun puolivälin n. 5 000 yksilöön (Svenska Jägareförbundet 2012b). Sen jälkeen vuotuinen saalis on vaihdellut suuresti 1 000 ja 6 000 yksilön välillä, mutta 2000-luvulla saalis on ollut useimmiten 3 000–4 000 yksilöä. Viimeisen 20 vuoden aikana vuotuinen saalis on ollut

keskimäärin 3 600 yksilöä (N. Liljebäck, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Koko hanhisaalis on koostunut Ruotsissa 2000-luvulla pääasiassa kanadanhanhista (*Branta canadensis*) (20 000–40 000 yks.) ja merihanhasta (*Anser anser*) (5 000–13 000), joiden pyynti alkaa Ruotsissa jo 11. elokuuta. Hanhenpyynnissä käytetään yleisesti kuvia ja houkutusruokintaa. Svenska Jägareförbundet kerää saalistiedot niiden keruuseen sitoutuneilta metsästysseuroilta, joiden alueet kattavat n. 30 % kaikkien metsästysalueiden kokonaispinta-alasta (A. Grahn, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Lukuja pidetään karkeina arvioina (L. Nilsson, henkilökohtainen tiedonanto 2011), mutta ainakin saalismäärien pitkäaikaismuutokset käyvät niistä selville (A. Grahn, henkilökohtainen tiedonanto 2011).

Tanskassa metsähanhen metsästysaika on 1.9.–31.12., merialueilla (”fiskeriterritoriet”) kuitenkin 15.1. saakka lukuun ottamatta laajoja merellisiä rauhoitusalueita (Noer ym. 2009). Metsähanhi on kokonaan rauhoitettu Pohjois-Jyllannissa sekä Viborgin ja Skiven kunnissa Keski-Jyllannissa. Metsähanhen saalisarvio kasvoi 1990-luvun alun 500–1 000 yksilöstä nykyiseen noin 1 600 yksilöön (Noer ym. 2009). Todennäköisesti suurin osa saaliista eli runsaat tuhat yksilöä on taigametsähanhia, joita on Tanskassa metsästysaikaan noin viisinkertaisesti niin paljon kuin tundrametsähanhia (Noer ym. 2009). Metsästäjien on ilmoitettava ampumiensa hanhien yhteismäärä, ja eri lajien osuus hanhien kokonaissaaliissa on vuodesta 1982 lähtien arvioitu siipinäytteiden perusteella, joiden lähettäminen on vapaaehtoista.

Virossa metsähanhisaalis oli metsästyskausina 2009/2010–2011/2012 keskimäärin 1 117 yksilöä (vaihteluväli 760–1 487) vuodessa alalajeja erottelematta (Ü. Rammul, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Luvut ovat periaatteessa absoluuttisia, koska metsästäjillä on velvollisuus ilmoittaa saamansa saaliin lukumäärä lajikohtaisesti. Pääosa saaliista on todennäköisesti tundrametsähanhia, sillä kevätlaskentojen mukaan suunnilleen 70 % Viron kautta muuttavista metsähanhista on *rossicus*-alalajia (A. Leito, kirjallinen tiedonanto 2012), ja ainakin 1990-luvulla alalajien lukusuhte oli syksyllä sama kuin keväällä (Pöyhönen 1995). Latviassa metsähanhisaalis oli metsästyskaudella 2005/06 arviolta 445 ja Liettuassa 34 yksilöä (Hirschfeld & Heyd 2005).

Venäjällä metsästetään hanhia sekä keväällä että syksyllä, ja Suomen lähialueilla hanhenpyynti painottuu juuri kevääseen. Pyyntikausi kestää keväällä 10 päivää tietyissä aikarajoissa (Rozenfeld 2012), ja saaliskiintiö on 2–5 hanhea metsästäjää kohti päivässä (P. Glazov, henkilökohtainen tiedonanto 2012) aiemman kahden hanhen sijasta (van den Bergh 1999). Hanhia metsästetään kevätkuutolla runsaasti mm. Laatokan itäpuolella Aunuksessa, joka on kansainvälisesti merkittävä vesilintujen levähdysalue (Artemyev ym. 2010, 2011, Gänseforschung 2012). Valvonnasta huolimatta salametsästyksestä on viime vuosina tullut huomattava uhka Aunuksessa lepäileville hanhille (Artemyev ym. 2010, 2011). Lisäksi Pohjois-Venäjällä harjoitetaan elantometsästystä pyytämällä pesiviä hanhia ja niiden poikasia. Vesilintujen lajikohtaisia saalisarvioita ei Venäjältä ole saatavissa (Mooij 2010), mutta taigametsähanhen vuotuisen saaliin uskotaan olevan vähintään 5 000–10 000 yksilöä (Heinicke 2011).

Saksassa, Puolassa, Valko-Venäjällä ja Ukrainassa ammutaan vuosittain luultavasti joitakin satoja taigametsähanhia kussakin (Heinicke 2011), joten pääosa näiden maiden metsähanhisaaliista on tundrametsähanhia (taulukko 2). Mooij (2010) arvioi taiga- ja tundrametsähanhen vuotuiseksi

kokonaissaaliiksi läntisellä palearktisella alueella 100 000 yksilöä, josta taigametsähanhen osuus olisi minimiarvion mukaan 15 000–20 000 (Heinicke 2011).

Taulukko 2. Arvioitu vuotuinen metsähanhisaalis Euroopassa taigametsähanhen levinneisyysalueella 2000-luvun ensimmäisen vuosikymmenen puolivälissä. Saalistiedon lähde: 1 = Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, 2 = Hirschfeld & Heyd (2005), 3 = Heinicke (2011). *fabalis*-alalajin osuus saaliista ja huomautukset Heinicken (2011) mukaan.

Maa	Saalis	Metsästyskausi	Lähde	<i>fabalis</i> -alalajin osuus/huomautuksia
Suomi	6 400	2005/06	1	pääasiassa <i>fabalis</i> -alalajia
Ruotsi	3 450	2005/06	2	pääasiassa <i>fabalis</i> -alalajia
Tanska	886	2005/06	2	pääasiassa <i>fabalis</i> -alalajia
Saksa	4 255	2005/06	2	300–500 <i>fabalista</i>
Puola	13 812	2005/06	2	muutama sata <i>fabalista</i>
Viro, Latvia ja Liettua	1 127	2005/06	2	100–200 <i>fabalista</i> ?
Valko-Venäjä ja Ukraina	?		3	todennäköisesti muutama sata <i>fabalista</i>
Venäjä	5 000–10 000		3	minimiarvio

3.7 Metsästyspaine, verotusaste ja vaikutus kokonaiskuolevuuteen

Ruotsissa ja Saksassa on selvitetty metsähanhiin kohdistuvaa metsästyspainetta epäsuorasti tutkimalla haulien esiintyvyyttä metsähanhissa. Skånessa ammuttiin kiväärillä syys- ja talvikausina 1978/79 ja 1979/80 yhteensä 200 metsähanhea, joista selvitettiin röntgentutkimuksella lyijyhaulien lukumäärä ja koko (Jönsson ym. 1985). Tutkituista nuorista eli edelliskesänä syntyneistä hanhista keskimäärin 28 prosentilla sekä aikuisista ja esiaikuisista 62 prosentilla oli lyijyhauleja. Useimmiten hauleja oli 1–3 ja enimmillään 12 kpl. Tuloksista on tehtävissä kolme päätelmää: metsähanhiin oli kohdistunut kova metsästyspaine, ainakin osa nuorista hanhista oli haavoittunut hauleista jo ennen Skåneen tuloaan, mahdollisesti Venäjällä tai Suomessa, ja lähes jokainen aikuinen metsähanhi saa elämänsä aikana osumia hauleista (Jönsson ym. 1985).

Saksan pohjois- ja itäosissa pyydystettiin elävänä ja läpivalaistiin siirrettävän röntgenlaitteen avulla vuosina 2006–2009 yli kolmesataa muuttavaa hanhea, joukossa 28 taigametsähanhea (Kenntner ym. 2009). Vähintään yhtä haulia kantavien yksilöiden osuus tutkituista meri- ja tundrahamhista sekä taiga- ja tundrametsähanhista oli selvästi suurin aikuisilla taigametsähanhilla, 45,8 %. Yhdelläkään neljästä tutkitusta taigametsähanhen poikaslunnasta ei ollut hauleja todennäköisesti siksi, että tutkimukset tehtiin syksyisin ennen metsästyskauden alkua.

Metsähanhien verotusasteesta on vain suuntaa-antavia tietoja. Jos taigametsähanhen talvisiksi kokonaiskannaksi oletetaan 63 000 yksilöä (Fox ym. 2010) ja vuotuisiksi kokonaissaaliiksi

minimiarvion mukaan 15 000–20 000 yksilöä (Heinicke 2011), metsästettävä syyskanta käsittäisi 78 000–83 000 yksilöä ja siten verotusaste olisi 18–26 %. Pohjois-Pohjanmaalla ja Keski-Lapissa vuosina 1978–1994 merkittyjen taigametsähanhien verotusasteeksi arvioitiin 14–30 %, ja verotus kohdistui voimakkaimmin pesivään kantaan (Väyrynen ym. 2011). Tundrametsähanhen verotusaste on arvioitu noin tai runsaaksi kymmeneksi prosentiksi (van den Bergh 1999). Kaikki tappavan osuman saaneet hanhet eivät kuitenkaan päädy saaliiksi vaan jäävät maastoon kuolemaan, joten todellinen metsästyskuolevuus on saalismäärän perusteella arvioitua verotusastetta suurempi. Tämän metsästyksessä johtuvan oheiskuolevuuden (”crippling loss”) suuruudeksi on eräillä muilla hanhilajeilla arvioitu 25–33 % saaliiksi saadusta määrästä (Ebbinge 1991, Mooij 2005, 2010). Mooij (2010) esitti arvioidun kokonaissaaliin ja talvehtivan kokonaiskannan lukumäärän perusteella metsähanhen verotusasteeksi alalajeja erottelematta 16,7 % läntisellä palearktisella alueella. Kuolevien haavakoiden arvioitu lukumäärä huomioon ottaen verotusaste olisi 20,9 % (Mooij 2010). Koska saalistilastointi on järjestelmällistä ja alueellisesti kattavaa vain harvoissa maissa, tilastojen perusteella lasketut metsästyksen tunnusluvut ovat korkeintaan viitteellisiä (Mooij 2005, 2010). Näistä arvioista voinee kuitenkin päätellä, että metsähanhen keskimääräinen kokonaisverotusaste saattaa olla runsaat 20 %. Kasvavat hanhipopulaatiot yleensä kestävät hyvin 10–20 prosentin metsästyskuolevuuden, mutta taigametsähanhen kaltaiselle taantuvalle populaatiolle runsaat 20 % voi olla liikaa (Ebbinge 1991, van den Bergh 1999, Calvert & Gauthier 2005, Mooij 2010).

Lievän osuman saaneissa hanhissa haulit voivat joko olla haitattomia tai heikentää lintujen säilyvyyttä. Tätä pyrittiin tutkimaan Tanskassa vertaamalla haulia kantavien ja haulittomien lyhytnokkahanhien vuotuista säilyvyyttä (Madsen & Noer 1996). Haulia kantavat säilyivät hengissä merkittävästi huonommin kuin haulittomat. Tuloksesta ei kuitenkaan voi varmasti päätellä, että haulit heikensivät säilyvyyttä, koska läpivalaisua ja rengastusta varten pyydetty linnut eivät välttämättä olleet satunnaisotos populaatiosta (Madsen & Noer 1996).

Aikuisten hanhien vuotuinen luontainen kuolevuus on yleisesti melko vähäistä, useissa populaatioissa vain 5–6 % (Ebbinge 1991, Gauthier ym. 2001, Frederiksen ym. 2004). Mitä pienempi luontainen kuolevuus, sitä pienempi on populaation potentiaali kompensoida metsästyskuolevuutta, varsinkin jos metsästyskuolevuus ylittää luontaisen kuolevuuden (Ellison 1991). Hanhien metsästyskuolevuus onkin todennäköisemmin additiivista eli niiden kokonaiskuolevuutta lisäävää kuin kompensoituvaa (Ebbinge 1991, Francis ym. 1992b, Hestbeck 1994, Fox & Madsen 1999, Schmutz & Ely 1999, Fox 2003, Fox ym. 2006). Aikuisten lumihanhen metsästyskuolevuus oli Pohjois-Amerikassa additiivista myös suhteellisen alhaisilla, 5–12 prosentin verotusasteilla (Gauthier ym. 2001). Koska nuoret hanhet viettävät ensimmäisen talvensa emojensa seurassa, emojen ampumisen on epäilty heikentävän orvoiksi jääneiden nuorten säilyvyyttä (Ebbinge 1991, Väyrynen ym. 2011).

3.8 Metsähanhen riistanhoito

3.8.1 Elinympäristöjen hoito

Koska metsähanhi käyttää paljon samoja pesimis- ja poikueympäristöjä kuin metsäkanalinnut, niiden elinympäristöjen hoito ja etenkin soiden ennallistaminen hyödyttävät myös metsähanhea. Ojitettuja soita ja soiden reunaosia on ennallistettu sekä valtion että yksityismailla. Metsähallitus on

vuosina 2007–2012 ennallistanut soita valtion talousmetsissä erityisesti riekkoa varten 2 403 hehtaarin alalla (M. Rautiainen, henkilökohtainen tiedonanto 2013). Lisäksi suojelualueiden soita oli 2011 loppuun mennessä ennallistettu yhteensä 19 500 hehtaaria (S. Rehell, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Metsähanhen pesimäsuot ohjeistetaan ottamaan huomioon valtion metsien kulkureittien ja tiestön suunnittelussa (Putala ym. 2011).

3.8.2 Tarhaus ja istutus

Etelä-Pohjanmaalla kokeiltiin metsähanhen tarhausta ja istutusta Metsähallituksen johdolla vuosina 1960–1963 (Sainio 1966). Tavoitteena oli palauttaa metsähanhikanta alueille, joilta luontainen kanta oli hävinnyt. Tarhapoikasten tuottaminen osoittautui vaativaksi, hitaaksi ja kalliiksi työksi. Ensimmäisessä istutuskokeilussa vapautettiin kuusi alun perin luonnosta kiinni otettua poikasta, jotka lähtivät syksyllä ylilentäneiden hanhien mukana muuttomatkalle. Yksi ilmoitettiin ammutuksi Etelä-Ruotsissa kolme vuotta myöhemmin, muista ei saatu havaintoja. Useimmat istutuslinnut vapautettiin aikuisina, ja mahdollisesti suurin osa niistä palasi lähtöalueelle pesimään. Jotkin yksilöt olivat hyvin kesyjä. Päätelmä istutuskokeiluista oli, että istutuslinnut pitäisi ottaa kiinni luonnosta esiaikuisina ja saada lisääntymään tarhassa, jolloin ne saadaan varmimmin palaamaan lähtöalueelle (Sainio 1966).

Istutuksia tehtiin myös Pohjois-Satakunnassa ja Hämeessä 1970-luvulla (Väisänen ym. 1998) ja Satakunnan Kankaanpäässä 1980-luvulla (E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Olavi Jaakkola on tarhannut metsähanhia Harjavallassa 1960-luvulta lähtien ja istuttanut niitä Satakunnassa mm. Niinisaloon (O. Jaakkola, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Jaakkola on vapauttanut linnut poikasina vähän ennen kuin ne ovat kehittyneet lentokykyisiksi, jolloin ne hänen mukaansa todennäköisimmin palaavat muutolta vapautusalueelle, joskin tästä asiasta on myös päinvastaisia näkemyksiä (Nummi 1989). Kaikkiaan Jaakkola on istuttanut maastoon toistasataa metsähanhea (Sipiläinen 2011). Järjestelmällisen seurannan puuttuessa on kuitenkin mahdotonta sanoa, ovatko alueella havaitut pesinnät istutusten ansiosta vai pesiikö alueella luontaista metsähanhikantaa.

Keski-Ruotsissa tehtiin Svenska Jägareförbundetin johdolla ja WWF:n tuella huomattavasti laajempi istutuskokeilu vuosina 1974–1991 (Svensson ym. 1999, Kampe-Persson 2010). Tavoitteena oli tässäkin palauttaa metsähanhikanta alueille, joilta se oli hävinnyt. Taalainmaalla, Härjedalenissa ja Hälsinglandissa vapautettiin kaikkiaan 376 taigametsähanhen poikasta yhdessä kasvattiemojensa kanadanhanhien kanssa. Istutusten uskotaan vahvistaneen Keski-Ruotsin heikkoa metsähanhikantaa (Svensson ym. 1999), mutta täyttä varmuutta tästä ei ole (Kampe-Persson 2010). Ruotsissa on 1980-luvulta lähtien havaittu taigametsähanhen ja kanadanhanhen risteymiä ja sekapareja, minkä on epäilty johtuvan istutuksista (Kampe-Persson & Lerner 2007).

3.8.3 Ruokinta

Metsähanhien kevätruokintaa alettiin harrastaa 1970-luvulla aluksi Kuusamossa, josta harrastus levisi muualle Pohjois-Suomeen (Pirkola 1981, Teuvo Eskola 1990). Hanhia on suhteellisen helppo saada keväällä houkutelluksi viljaruokinnalle, kun jyviä tarjotaan varhain syntyvän sulan tai rimmen äärellä paikoissa, joihin muutolta palaavat hanhet luontaisestikin asettuvat (Väyrynen 2002b). Metsähanhet syövät mieluiten kauraa (Timo Eskola 1988), mutta ohra ja vehnäkin kelpaavat

(Pirkola 1981, Teuvo Eskola 1990, Väyrynen 2002b). Viljaa levitetään mättäille, matalaan veteen tai ruokintalautoille (Pirkola 1981, Timo Eskola 1988). Ruokinnalla käy sekä pesiviä että pesimättömiä hanhia, ja sen yhtenä tarkoituksena on juuri ollut houkutella esiaikuisia pesimään alueella myöhemminä vuosina (Pirkola 1981, Teuvo Eskola 1990). Rengastetuista yksilöistä tehdyt havainnot kuitenkin osoittavat, että pesimäalueen valintaa ohjaavat muut tekijät kuin ylimääräinen ravinto (Väyrynen 2002b). Toisaalta ruokinnalla on haluttu parantaa pesintään valmistautuvien emojen ravinnonsaantia (Pirkola 1981, Väyrynen 2002b). Levähdysalueilta saatavan ravinnon määrä ja laatu voivat vaikuttaa merkittävästi naaraiden munintakuntoon ja sitä kautta lisääntymismenestykseen (Fox & Madsen 1999, Fox 2003, Prop 2004). Toisaalta hanhilla on yleensä runsaat rasvavarastot alkukeväällä niiden palatessa muutolta (Pirkola 1981). Niinpä kevätruokinta ei välttämättä paranna pesivien naaraiden kuntoa ja sitä kautta lisääntymismenestystä, joskin tutkimustieto viljaruokinnan vaikutuksista metsähanhiin puuttuu. Kevätmuutolla viljaa syöneet valkoposkihanhet keräsivät elimistöönsä enemmän rasvaa mutta vähemmän proteiineja ja niiden poikastuotto oli heikompi kuin luonnonravintoa syöneiden (Prop 2004).

4. Hanhikantojen hoito muissa maissa

4.1 Tapaustutkimuksia

Syitä hanhikantojen pitkäaikaismuutoksiin ja eri kannanhoitotoimien merkitystä on vaikea selvittää kokeellisesti, koska hanhet liikkuvat vuodenkierrössään laajalla alueella. Siksi on turvaututtava pitkäaikaisten seurantojen antamaan tietoon ja populaatiomallinnukseen (Fox ym. 2006). Havainnot eri hanhipopulaatioista viittaavat siihen, että väheneviä hanhikantoja voidaan elvyttää sekä rajoittamalla metsästystä että suojelemalla tai hoitamalla tärkeitä elinympäristöjä. Metsähanhesta tällaista tietoa ei ole.

Tundrahanhen Länsi-Grönlannissa pesivän *flavirostris*-alalajin populaatio muuttaa Islannin kautta ja talvehtii Skotlannissa, Irlannissa ja Pohjois-Irlannissa (Fox ym. 1998, 1999, 2006). Talvehtiva kanta väheni todennäköisesti elinympäristömuutosten ja kovan metsästyspaineen takia 1950-luvulta 1970-luvulle (Fox ym. 1999). Grönlannin pesimäalueilla tundrahanhia metsästettiin ilman ajallisia rajoituksia, Islannissa muuttavia tundrahanhia pyydettiin laillisesti syksyllä ja laittomasti keväällä, ja Irlannissa Grönlannin tundrahanhi oli ainoa merkittävässä määrin esiintyvä riistahanhi. Vuodesta 1982 tundrahanhi on ollut talvehtimisalueilla pääosin rauhoitettu siten, että Skotlannissa tuli täysrauhotus voimaan 1982 ja Pohjois-Irlannissa 1985. Irlannissa metsästystä rajoitettiin jo vuodesta 1975 lähtien pyyntiaikaa lyhentämällä, määräämällä saaliskiintiöitä tai kieltämällä pyynti tykkänään joinakin vuosina, ja Grönlannissa tundrahanhelle säädettiin vuonna 1985 metsästysaika elokuun puolivälistä huhtikuun loppuun. Metsästys jatkui ennallaan vain Islannissa (Fox ym. 1999). Samoihin aikoihin aloitettu pesimis- ja talvehtimisalueiden suojeleminen koski 1980-luvulla noin neljäsosaa populaatiosta (Fox ym. 2006). Metsästysrajoitusten ja elinympäristöjen suojelun yhteisvaikutuksella talvehtiva kanta yli kaksinkertaistui vuodesta 1982 vuoteen 1999, ja näistä kahdesta merkittävämpänä pidetään metsästyksen rajoittamista (Fox ym. 2006). Niillä alueilla, joilla oli ollut kovin metsästyspaine, kannat alkoivat runsastua heti metsästyskiellon tultua voimaan, ja nopeimmillaan talvehtiva kanta kasvoi yli viisi prosenttia vuodessa (Fox ym. 2006). Aikuisten säilyvyys parani rauhoitusten myötä, mutta poikastuotto ei kohentunut vaan alkoi 1980-luvun loppupuolella heiketä (Fox ym. 1998, 2006). Runsaudenmuutoksissa oli kuitenkin suuria eroja

talvehtivien paikalliskantojen välillä, joten paikallisesti tundrahanhien lukumääriin vaikuttivat muutkin syyt kuin metsästys.

Ajallinen yhteys havaittiin myös Pohjois-Venäjän tundralla pesivien ja Luoteis- ja Länsi-Euroopassa talvehtivien tundrahanhien, valkoposkihanhien ja sepelhanhien (*Branta bernicla*) kannanmuutosten ja metsästysrajoitusten välillä (Ebbinge 1991). Niiden metsästystä rajoitettiin merkittävästi vuoden 1970 tienoilla. Tundrahanhi rauhoitettiin 1970 sen keväisillä levähdysalueilla Neuvostoliiton keskiosissa, ja Hollannissa sen metsästys rajoitettiin aamun tunteihin syksyllä. Muualla Luoteis-Euroopassa säädettiin vuosina 1960–1975 aluekohtaisia rauhoituksia. Valkoposkihanhi rauhoitettiin Hollannissa vuonna 1950, sen kevätmetsästys päättyi Baltiassa 1970, ja vuoden 1977 jälkeen sitä ei enää metsästetty Luoteis-Euroopassa. (Nykyään Virossa sallitaan valkoposkihanhen metsästys viljelysten suojelemiseksi.) Sepelhanhen kannalta tärkein muutos oli metsästyksen kieltäminen Tanskassa 1972, ja jo aiemmin sepelhanhi oli rauhoitettu Hollannissa, Isossa-Britanniassa ja Ranskassa. Tundra- ja sepelhanhien talvikannat alkoivat runsastua heti merkittävien metsästysrajoitusten tultua voimaan, kun taas valkoposkihanhen talvikanta jatkoi tasaista runsastumista. Hanhikantojen runsastuminen johtui Ebbingin (1991) mukaan pääasiassa parantuneesta säilyvyydestä metsästyspaineen vähennyttyä tai poistuttua. Rengastettuihin yksilöihin perustuvassa vertailussa tundra- ja valkoposkihanhien vuotuinen kuolevuus oli merkitsevästi alhaisempi metsästysrajoitusten voimaantulon jälkeen kuin ennen niitä. Vertailun ongelmana oli, että kuolevuudet ennen rajoituksia ja niiden jälkeen piti laskea eri menetelmin, koska vanhempi aineisto koski nilkkarenkaalla ja uudempi kaularenkaalla merkittyjä hanhia. Tundra- ja sepelhanhien poikastuotto ei keskimäärin muuttunut, ja valkoposkihanhen poikastuotto jopa heikentyi (Ebbinge 1991).

Kolmas esimerkki metsästyspaineen muutoksen mahdollisesta vaikutuksesta säilyvyyteen koskee lumihanhea (Francis ym. 1992b). Rengastusaineistoon perustuvan tutkimuksen mukaan Kanadan keskiosissa pesivien aikuisten lumihanhien vuotuinen säilyvyys parani vuosien 1970 ja 1987 välillä keskimäärin 78 prosentista 88 prosenttiin samaan aikaan, kun metsästyspaine vähentyi merkittävästi. Muutoksen ansiosta aikuisten lumihanhien odotettavissa oleva elinikä lähes kaksinkertaistui. Tutkimuspopulaatio ei kuitenkaan ollut vähenevä vaan jo alun alkaen runsastumassa, ja talvehtiva kanta liki kaksinkertaistui vuosina 1970–1987 (Francis ym. 1992b).

Pohjois-Amerikassa Tyynenmeren muuttotietä käyttävien tundrahanhien säilyvyyttä tutkittiin rengastettujen yksilöiden uudelleenpyyntiin perustuvalla menetelmällä kolmena 3–10 vuoden ajanjaksona 1960-luvun jälkipuoliskolta 1990-luvun puoliväliin (Schmutz & Ely 1999). Ensimmäisen jakson aikana kanta oli vähenevä, toisella jaksolla vakaa ja kolmannella runsastuva. Sekä aikuisten että nuorten tundrahanhien säilyvyys parani ensimmäisestä toiseen ja edelleen toisesta kolmanteen jaksoon. Samaa aikaan metsästystä rajoitettiin asteittain muun muassa siten, että levähdys- ja talvehtimisalueilla pienennettiin saaliskiintiöitä ja pesimäalueilla alkuperäisväestö rajoitti kevätmetsästystä. Vaikka tässäkin tapauksessa havaittiin ajallinen yhteys metsästyspaineen vähenemisen ja hanhien parantuneen säilyvyyden ja runsastumisen välillä, muiden ympäristötekijöiden vaikutusta ei voitu sulkea pois (Schmutz & Ely 1999).

Metsästyspaineen säätelyllä on saatu aikaan haluttu vaikutus hanhipopulaatiossa myös päinvastaiseen suuntaan. Pohjois-Amerikan lumihanhikannat ovat runsastuneet merkittävästi viime

vuosikymmeninä. Runsaiden hanhikantojen tundraekosysteemille aiheuttamat vauriot ovat lisääntyneet siinä määrin, että kantojen kasvua on pyritty hillitsemään erityistoimin (Calvert & Gauthier 2005, Alisauskas ym. 2011). Lumihanhen *atlantica*-alalajin kanta pyrittiin vähentämään metsästyskaudesta 1998/99 lähtien höllentämällä perinteisen syys- ja talvimetsästyksen säädöksiä ja sallimalla Québecissä kevätmetsästys (Calvert & Gauthier 2005). Rengaspalautteisiin perustuvan aineiston perusteella aikuisten lumihanhiin metsästyskuolevuus keskimäärin kaksinkertaistui ja vuotuinen säilyvyys aleni 83:sta 72,5 prosenttiin. Nuoriin lumihanhiin metsästyspaineen lisääminen ei tehonnut. Populaatio pieneni noin miljoonasta yksilöstä vuonna 1999 vajaaseen 700 000 yksilöön vuonna 2003, minkä pääteltiin johtuneen pääasiassa metsästyspaineen muutoksesta (Calvert & Gauthier 2005).

Metsästyskaudella 1998/99 aloitettu tehometsästys kohdistui myös lumihanhen *caerulescens*-nimialalajiin, joka on Pohjois-Amerikan vaaleista hanhista runsaslukuisin, ja eskimohanheen (*Chen rossii*) (Alisauskas ym. 2011). Nimialalajin aikuisten lumihanhiin vuotuinen säilyvyys heikkeni hieman mutta ei riittävästi, sillä populaatio jatkoi kasvuaan, joskin hitaammalla nopeudella. Tutkimuksen päättyessä 2006 aikuisia lumihanhia saattoi olla jo 20 miljoonaa. Populaatio oli ”karannut käsistä”, eli sen koko ja kasvunopeus ylittivät metsästäjien kyvyn saada aikaan riittävän suurta lisäkuolevuutta kasvun taittamiseksi (Alisauskas ym. 2011). Myös *atlantica*-alalajin kanta alkoi taas runsastua. Yksi syy lumi- ja eskimohanhikantojen rajoittamisyrityksen epäonnistumiseen metsästyksen avulla oli, että alkuinnostuksen jälkeen tehopyyntiin osallistuvien metsästäjien määrä väheni huomattavasti (Alisauskas ym. 2011).

Tanskassa tutkittiin rannikon kahdella kosteikkoalueella 12 vuoden ajan kokeellisesti, miten kosteikoiden rauhoittaminen metsästykseltä vaikuttaa niillä ruokailevien vesilintujen lukumääriin elo-joulukuussa (Madsen 1998). Sepel-, valkoposki- ja kanadanhanhiin lukumäärät kasvoivat tutkimusvuosien aikana merkittävästi rauhoitusalueilla ja selvästi nopeammin, kuin niiden kannat yleisesti runsastuivat. Myös merihanhiin lukumäärä kasvoi, vaikka sen kanta oli tutkimusjakson aikana yleisesti vakaa. Metsästettävät hanhet hakeutuivat rauhallisille kosteikoille, toisin sanoen metsästys ohjasi suuresti niiden elinympäristöjen käyttöä (Madsen 1998). Rauhoitusalueiden vaikutusta kannanmuutoksiin ei tässä työssä tutkittu.

Tanskassa kokeiltiin 1994 alkaen metsästyksen vuorokaudenaikaista rajoittamista siten, että hanhenpyynti oli sallittu vain aamusta puolitoista tuntia ennen auringonnousua klo 10:een ja vuodesta 1997 klo 11:een saakka (Madsen 2001). Vuorokaudenaikaisen säätelyn vaikutuksia meri- ja lyhytnokkahanhiin käyttäytymiseen tutkittiin neljän vuoden ajan kolmella kansainvälisesti tärkeällä hanhialueella. Merihanhet myöhästyttivät jonkin verran tuloaan aamulla kahdelle ruokailualueelle, joilla oli kova metsästyspaine. Sen sijaan lyhytnokkahanhiin aamulennon ajoittumiseen metsästyksen rajoittaminen aamun tunteihin ei vaikuttanut. Kaiken kaikkiaan hanhet mieluummin etsivät rauhallisempia ruokailualueita kuin myöhästyttivät aamulentoaan. Vähäisten vaikutustensa takia hanhemetsästyksen vuorokaudenaikaisesta säätelystä luovuttiin Tanskassa vuonna 2000 (Madsen 2001).

Talvehtivien hanhikantojen runsastuessa Euroopassa niiden viljelyksille aiheuttamat vahingot ovat lisääntyneet. Yksi keino vahinkojen vähentämiseksi on yrittää ohjata ne ruokailemaan viljelykäytön ulkopuolella oleville laitumille. Isossa-Britanniassa lannoitus ja heinäkasvuston leikkaaminen

sopivan matalaksi ovat osoittautuneet parhaiksi keinoiksi lisätä laitumien kelpaavuutta hanhille (Vickery & Gill 1999).

Lisäravinnon vaikutuksesta hanhikantoihin ei ole selvää näyttöä, mutta viitteellistä tietoa on tundrahanhasta (Fox ym. 2012). Yksi Grönlannissa pesivän tundrahanhikannan tärkeimmistä talvehtimiskeskuksista on Kaakkois-Irlannissa sijaitseva Wexford Slobs, jossa talvehtii noin kolmasosa populaatiosta. Vaikka Grönlannin tundrahanhen kokonaiskanta on vähentynyt nopeasti 1990-luvun lopusta lähtien, Wexfordissa talvehtivien yksilöiden lukumäärä on pysynyt vakaana tai jopa lievästi runsastunut. Wexfordin erityispiirre on, että siellä viljellään runsaasti perunaa, porkkanaa ja sokeri- ja rehujuurikasta, joiden korjuujätettä tundrahanhet mielellään syövät. Lisäksi tundrahanhia on ruokittu Wexfordissa 1980-puolivälistä lähtien sokeri- ja rehujuurikkailla, jotka ovat niiden erityisessä suosiossa. Tärkkelyspitoisen lisäravinnon ansiosta Wexfordin tundrahanhilla on todennäköisesti aiempaa paremmat rasvavarannot niiden aloittaessa kevätmuuton (Fox ym. 2012). Suoria todisteita siitä, että parantunut ravinnonsaanti vaikuttaisi säilyvyyden tai poikastuoton kautta kannan runsauteen, ei kuitenkaan ole.

4.2 Vesilintukantojen hoito Pohjois-Amerikassa

Edelliset esimerkit lumi- ja eskimohanhista liittyvät kokonaisvaltaiseen, koko muuttotien kattavaan vesilintujen kannanhoitoon Pohjois-Amerikassa. Kanada ja Yhdysvallat sopivat vuonna 1986 toimintasuunnitelmasta, jonka avulla pyrittiin ennen kaikkea suojelemaan, ennallistamaan ja parantamaan vesilintujen elinympäristöjä (U.S. Fish & Wildlife Service 2009). Toimintasuunnitelma muodostaa pohjoisamerikkalaisen vesilintujen hoitosuunnitelman (North American Waterfowl Management Plan), johon Meksiko liittyi 1994. Suunnitelmaa päivitetään jatkuvasti, ja sillä on nykyään kolme päätavoitetta: 1) runsaat ja kestävät vesilintukannat ylläpitämään metsästystä ja muuta virkistyskäyttöä elinympäristöjä vaarantamatta, 2) kosteikkoja ja niihin liittyviä elinympäristöjä riittävästi pitämään yllä vesilintukantoja halutulla tasolla ja tarjoamaan samalla mahdollisuuden virkistykseen ja yhteiskuntaa hyödyttäviin ekosysteemipalveluihin, 3) kasvava lukumäärä vesilintujen metsästäjiä ja muita suojelijoita ja kansalaisia, jotka mielellään tukevat aktiivisesti vesilintujen ja kosteikkojen suojelua (NAWMP 2012). Suunnitelmaa toteutetaan lukuisilla alueellisilla ja lajikohtaisilla yhteishankkeilla, joista yksi on arktisia hanhia koskeva yhteishanke.

Tarve säädellä vesilintujen metsästystä arvioidaan vuosittain, ja tarkimmin säädellään lukumääräisesti tärkeimmän riistavesilinnun, sinisorsan (*Anas platyrhynchos*) metsästystä mantereen sisäosissa. Järjestelmää nimitetään adaptiiviseksi metsästyksen säätelyksi, ja ajatuksena on mukauttaa metsästyspaine kannan runsauden ja poikastuoton vuotuisen vaihteluun (Nichols ym. 2007). Järjestelmä koostuu neljästä perusosasta: tavoitteista, vaihtoehtoisista metsästyksen säätelytavoista, populaation ennustemalleista ja kannanseurantaohjelmasta. Yleistavoitteena on maksimoida sinisorsakannan metsästyshyöty. Vaihtoehtoiset säätelytavat muodostavat kolme kokonaisuutta eli ”pakettia”, jotka vastaavat liberaalia, kohtuullista ja konservatiivista säätelyä. Kussakin kokonaisuudessa on määritelty eri alueille erilaiset päivä- ja metsästäjäkohtaiset saaliskiintiöt ja metsästyskauden pituudet. Ennustemalleja on neljä, ja niiden toimivuutta arvioidaan vuosittain. Muuttujina malleissa ovat poikastuoton riippuvuus tiheydestä ja metsästyskuolevuuden vaikutus kokonaisuolevuuteen. Tiheydestä riippuvuus voi olla heikkoa tai voimakasta ja

metsästyksen vaikutus kokonaiskuolevuutta lisäävää (additiivista) tai muuta kuolevuutta kompensoivaa. Järjestelmä perustuu oppimiseen ja vaatii tiivistä yhteistyötä riistanhoitajien ja tutkijoiden välillä (Nichols ym. 2007).

Euroopassa vesilintukantojen kokonaisvaltainen hoito vaatisi nykyistä huomattavasti paremmat tiedot erityisesti vuotuisesta poikastuotosta, kuolevuudesta ja metsästyssaaliista. Poikastuotto pitäisi mitata jo ennen metsästyskauden alkua. Seurantajärjestelmän pitäisi olla pitkäaikainen, hyvin koordinoitu ja vakioitu (Elmberg ym. 2006). Nichols ym. (2007) uskovat, että adaptiivinen säätelyjärjestelmä on mahdollista toteuttaa myös Euroopassa.

5. Mahdolliset syyt taigametsähanhen taantumiseen

5.1 Säilyvyyden ja poikastuoton vaikutus hanhikantojen muutoksiin

Hanhien runsaudenvaihtelulle on ominaista, että suhteellisen vähäinen vaihtelu aikuisten säilyvyydessä vaikuttaa populaatiokokoon enemmän kuin suurikaan poikastuoton vaihtelu, ja kannan runsastuessa poikastuotto yleensä heikkenee (Schmutz ym. 1997, Fox & Madsen 1999, Sæther & Bakke 2000, Fox ym. 2006, Mooij 2011). Esimerkiksi Beringinmeren ympäristössä pesivän beringinhanhen (*Chen canagica*) aikuisten säilyvyyden suhteellinen vaikutus populaation kasvuun oli vähintään nelinkertainen verrattuna poikastuoton suhteelliseen vaikutukseen (Schmutz ym. 1997). Tällainen on ominaista lajeille, joiden yksilöt ovat suhteellisen pitkäikäisiä (Lebreton & Clobert 1991, Sæther & Bakke 2000). Suuri aikuiskuolevuus arvioidaan esimerkiksi kiljuhanhen dramaattisen vähenemisen pääsyyksi (Lampila 2001, Jones ym. 2008, Øien & Aarvak 2008). Aikuiskuolevuutta lisäävät tekijät vaikuttavat useimmiten levähdys- ja talvehtimisalueilla (Fox & Madsen 1999, Jones ym. 2008).

Aikuisten säilyvyyden merkitykseen metsähanhen kannanmuutoksissa viittaa se, että poikastuotto näyttää syksyisillä levähdysalueilla tehtyjen laskentojen mukaan olevan hyvällä tasolla. Keski-Ruotsissa poikaslintuja oli metsähanhiparvissa 2009 ja 2010 syyskuussa 22,9 ja 26,1 % ja lokakuussa 17,2 ja 20 % (Heinicke 2011). Oulun seudun levähdysalueilla 1977–1980 saadussa saaliissa poikaslintujen osuus oli samoin 20 % (Pirkola & Kalinainen 1984a). Itämeren ja Pohjanmeren piirissä 1980- ja 1990-luvuilla tehdyissä laskennoissa poikasten osuus oli hieman yli 20 % (Nilsson ym. 1999), joka on *Anser*-hanhilajeille tyypillinen keskimääräinen poikasosuus (Fox ym. 2010).

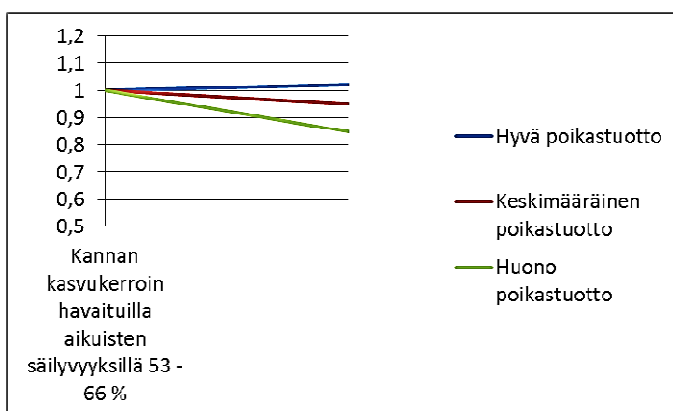
Vuotuisten säilyvyys- ja poikastuottolukujen perusteella on mahdollista laskea matriisimallin avulla populaation kasvukertoimia, jotka kuvaavat kannan vuotuista kehitystä. Tällainen matriisimalli laskettiin käyttäen Pohjois-Pohjanmaalla vuosina 1981–1994 sulkasatoaikaan kaula- tai nilkkarenkaalla merkittyjen metsähanhien havaittuja ikäluokkakokohtaisia säilyvyyksiä (taulukko 1). Poikastuoton tunnuslukujen arvot perustuvat asiantuntijoiden mielipiteeseen, koska niistä ei ole tutkimustietoa (taulukko 3). Matriisimalli osoittaa, että populaatio kasvaisi havaituilla aikuisten eli vähintään 3-vuotiaiden lintujen vuotuisilla 53–66 prosentin säilyvyyksillä hyvänäkin poikastuottovuotena ainoastaan kaksi prosenttia vuodessa, ja keskimääräisenä poikastuottovuotena populaatio vähenisi 5 % (taulukko 3, kuva 11). Lisäksi on huomattava, että pesimismenestystä ja poikasten säilyvyyttä kuvaavat oletetut arvot ovat luultavasti epärealistisen korkeita (ks. luku 2.3), joten todellisuudessa kasvukertoimet olisivat vieläkin alhaisempia. Jos pesimäikäisten lintujen

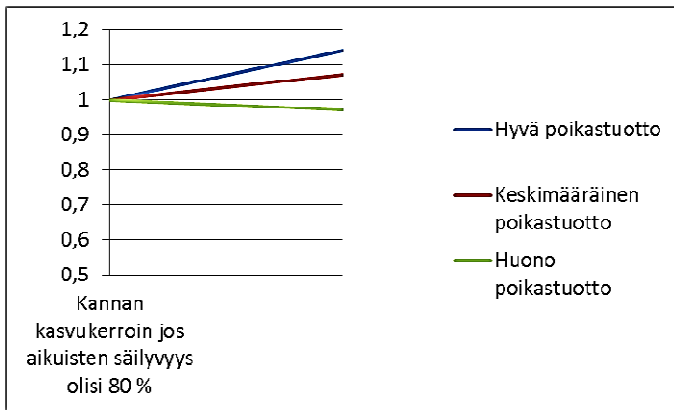
vuotuinen säilyvyys sen sijaan olisi 80 % eli 15–25 prosenttiyksikköä havaittua suurempi, kanta pysyisi pitkällä aikavälillä vakaana tai runsastuisi (taulukko 3, kuva 11).

Taulukko 3. Matriisimallin tuottamat metsähanhikannan kasvukertoimet hyvänä, keskimääräisenä ja huonona poikastuottovuotena aikuisten lintujen havaituilla 53–66 prosentin ja oletetuilla 80 prosentin säilyvyyksillä. Havaittuina säilyvyysarvoina käytettiin Pohjois-Pohjanmaalla 1981–1994 merkittyjen hanhien ikäluokkakokohtaisia vuotuisia säilyvyyksiä (taulukko 1). Kaikki poikastuottoluvut perustuvat asiantuntijoiden mielipiteisiin. Pesinnän aloittaneiden yksilöiden osuudeksi 3-vuotiaista naaraista oletettiin 80 % ja 4-vuotiaista ja sitä vanhemmista naaraista 95 %, keskimääräiseksi munamääräksi oletettiin 5,5 ja munien kuoriutumismenestykseksi 95 % kaikissa kolmessa tarkastelussa. Populaation kasvukerroin: kun $\alpha = 1$, populaatio pysyy vakaana, $\alpha < 1$, populaatio pienenee, $\alpha > 1$, populaatio kasvaa (A. Paasivaara & S. Aikio, julkaisematon).

Muuttuja	Poikastuottovuosi		
	Hyvä	Keskimääräinen	Huono
Pesimismenestys, %	90	70	40
Poikasten säilyvyys kuoriutumisesta lentokykyisiksi, %	90	80	70
Populaation kasvukerroin α havaituilla aikuisten 53–66 %:n säilyvyyksillä	1,02	0,95	0,85
Populaation kasvukerroin α oletetuilla aikuisten 80 %:n säilyvyyksillä	1,14	1,07	0,97

Kuva 11. Matriisimallin tuottamat metsähanhikannan kasvukertoimet (janojen oikeanpuoleinen pää) hyvänä, keskimääräisenä ja huonona poikastuottovuotena aikuisten lintujen havaituilla 53–66 prosentin (ylempi kuva) ja oletetuilla 80 prosentin (alempi kuva) säilyvyyksillä. Janojen vasemmanpuoleinen pää antaa vertailukohdan tilanteeseen, jossa kanta pysyy vakaana (kasvukerroin = 1). Muut selitykset kuten taulukossa 3 (A. Paasivaara & S. Aikio, julkaisematon).





5.2 Metsästys

Tärkein suuren mittakaavan syy taigametsähanhikannan vähenemiseen lienee kansainvälisen kannanhoitoyhteistyön puute. Metsähanhia metsästetään yhdessätoista taigametsähanhen muuttotien valtiossa (taulukko 2), ja jokainen valtio on säätänyt omat metsästyskäytäntönsä ilman keskinäistä koordinaatiota. Tämä ongelma koskee kaikkia muuttavia riistavesilintuja Euroopassa.

Metsähanhen vähenemisen syiksi esitetään Suomen Punaisessa kirjassa pyynti, ojitus mukaan lukien kunnostusojitus ja turpeenotto sekä vesien rakentaminen (Mikkola-Roos ym. 2010). Näiden kolmen sen paremmin kuin muidenkaan mahdollisten syiden vaikutuksesta metsähanhen vähenemiseen ei ole varsinaista tutkimustietoa. Merkille pantavaa on, että ennen 2010 aloitettuja metsästysrajoituksia vuotuinen metsähanhisaalis pysyi keskimäärin entisellään tai jopa kasvoi lievästi, vaikka kanta taantui (kuva 7). Samoin Ruotsissa metsähanhisaalis on pysynyt keskimäärin ennallaan 1980-luvun lopusta lähtien, joskin vuosien väliset erot ovat olleet suuria (Svenska Jägareförbundet 2012b).

Yhdeksi syyksi metsähanhen vähenemiseen Suomessa on esitetty pyyntitapojen muutosta. Hanhenmetsästys on siirtynyt yhä enemmän pelloille, ja samalla houkutuskuvioiden käyttö on yleistynyt 1990- ja 2000-luvuilla (Väänänen 2007, 2010). Esimerkiksi Oulun seudulla kuvien käyttö alkoi yleistyä nopeasti 1990-luvun lopulla (J. Pessa, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Kuvastuksen suosio johtuu merihanhen ja kanadanhanhen nopeasta runsastumisesta rannikoilla (Väisänen ym. 1998, Valkama ym. 2011), ja kuvastus on niiden tärkein pyyntitapa (Väänänen 2007, 2010). Vuotuinen merihanhisaalis keskimäärin nelinkertaistui ja kanadanhanhisaalis kymmenkertaistui ajanjaksojen 1992–1994 ja 2009–2011 välillä (kuva 12; RKTL 2012). Vuosina 2007 ja 2009 merihanhi ohitti metsähanhen koko hanhisaaliin runsaimpana lajina (RKTL 2010). Vuosina 2003–2005 hanhia saaliiksi saaneille metsästäjille suunnatun kyselyn mukaan yli puolet metsästi hanhia pelloilla ja yli kolmannes merenrannoilla (Ermala & Vikberg 2007). Kainuun ja Oulun alueilla metsähanhia kuitenkin metsästettiin vuonna 2011 kyselyn perusteella pääasiassa soilta ja lammilta (Karppinen 2012).

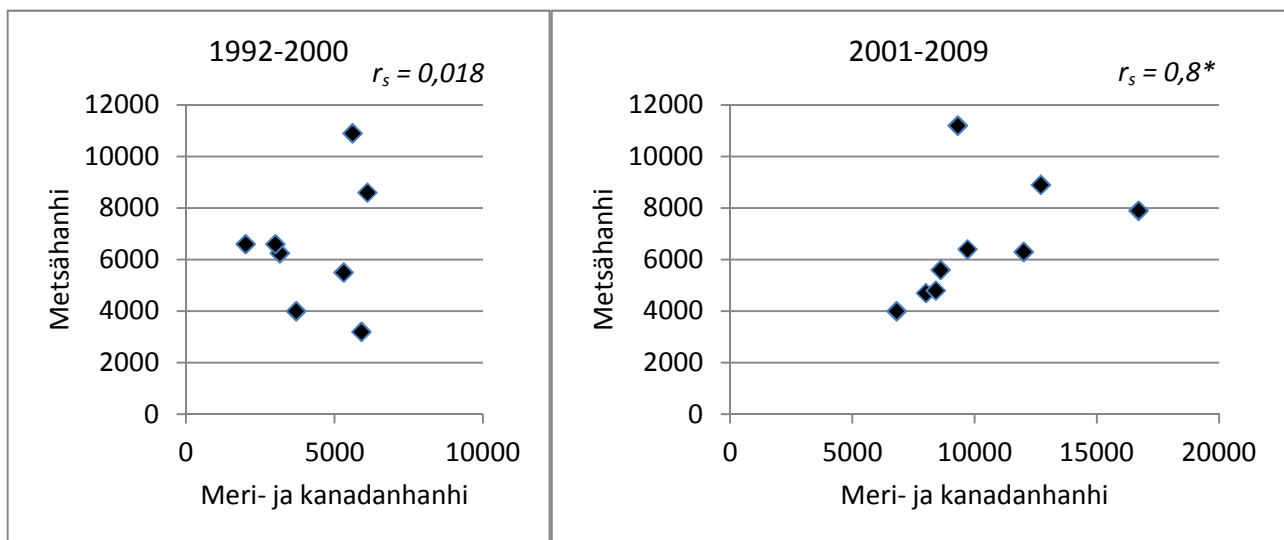
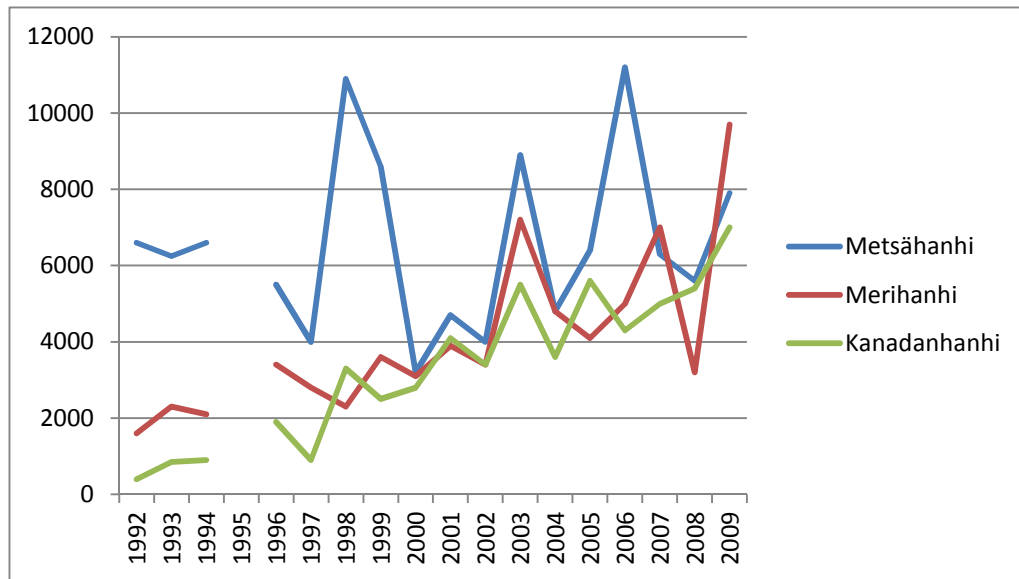
Kuvat houkuttelevat kaikkia hanhia, myös metsähanhia, ja metsähanhisaalis on 2000-luvulla noudatellut meri- ja kanadanhanhen saalismäärää (kuva 12). Vuosina 1992–2000 metsähanhen ja meri- ja kanadanhanhen saalismäärillä ei ollut yhteyttä, kun taas 2001–2009 niiden välillä oli tilastollisesti merkitsevä yhteys, toisin sanoen mitä enemmän saatiin saaliiksi meri- ja kanadanhanhia, sitä enemmän saatiin myös metsähanhia (kuva 12). Ainostaan vuoden 2006

metsähanhisaalis, 11 200 yksilöä, poikkeaa säännönmukaisuudesta. Tämä voi viitata siihen, että kuvastus lisää metsähanhen metsästyskuolevuutta etenkin länsirannikolla, jota myöten Suomen pesimäkanta pääasiassa muuttuu (Väänänen 2007) ja missä huomattava osa meri- ja kanadanhanhen saaliista saadaan (RKTL 2012). Myös metsähanhia metsästettiin länsirannikolla runsaasti 2000-luvulla (kuva 8). Vaikuttaa siltä, että metsähanhesta on osittain tullut meri- ja kanadanhanhen pyynnin sivusaalista. Nykyään hanhia pyydetään kuvastamalla paitsi rannikon pelloilla myös sisämaassa (Väänänen 2010). Kuvastus on suhteellisen helppo ja tehokas pyyntimuoto, koska pyyntipaikoilla voi pistäytyä aamu- tai iltalennolla ja niiden viereen pääsee kätevästi autolla (Väänänen 2007). On epäilty, että yhdessä ainoassa peltojahdissa voidaan menettää kerralla kokonaisen pesimäsuon metsähanhikanta (Holma 2010). Koska suuri osa nuorista hanhista on uskollisia synnyinalueelleen, paikallinen kuolevuus korvautuu hitaasti jos ollenkaan muilta alueilta saapuvilla yksilöillä. Niinpä paikallisten pesimäkantojen häviämiskahva on suuri (Väyrynen ym. 2011) varsinkin levinneisyysalueen eteläosissa, missä pesimäkanta on harva.

Sallassa alettiin ruokkia metsähanhia 1980-luvun alussa keväisin siinä toivossa, että metsästettävä metsähanhikanta vahvistuisi ja siten säästettäisiin hupenevia metsäkanalintukantoja (Teuvo Eskola 1990). Myös Pelkosenniemiellä metsähanhen pyynnin uskotaan lisääntyneen metsäkanalintujen vähennyttyä 1980-luvulla (P. Nyman, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Metsähanhia ammutaan paikoin suoraan houkutusruokinnalta paitsi pelloilla myös pesimäsoilla (J. Keränen & V.-M. Väänänen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Houkutusruokinnan yleisyydestä ei ole tietoa. Kyselyyn perustuvan selvityksen mukaan metsähanhien syysruokinta on Suomen riistakeskuksen Kainuun ja Oulun alueilla vähäisempää kuin kevätruokinta (Karppinen 2012).

Toinen mahdollinen pyyntiä koskeva syy metsähanhikannan taantumiseen liittyy saaliin ikäjakamaan. Pääosa metsähanhisaaliista saadaan nykyään levähdysalueilta, missä saalis koostui vanhemman tutkimuksen mukaan pääasiassa aikuisista eli kannan arvokkaimmasta osasta (Pirkola & Kalinainen 1984a). Vuosikausia jatkuessaan tämä johtaa väistämättä kannan taantumiseen.

Muissa maissa tapahtuvan metsästyksen osuutta Suomessa pesivän metsähanhikannan taantumiseen on vaikea arvioida. Venäjällä hanhenpyynti painottuu Suomen lähialueilla keväeseen, jolloin siellä ei ole suomalaisia metsähanhia. Sen sijaan ainakin osa epäonnistuneista pesijöistä ja luultavasti kaikki esiaikuiset metsähanhet lähtevät kesällä sulkasatomuutolle Pohjois-Venäjälle ja voivat altistua siellä metsästykselle. Esiaikuisten hyvä säilyvyys (taulukko 1) ja Venäjältä saatujen rengaspalautteiden vähäisyys (Saurola ym. 2013) kuitenkin viittaavat siihen, että suomalaisiin taigametsähanhiin Venäjällä kohdistuva metsästyspaine on melko vähäinen. Rengaspalautteiden perusteella pääosa Suomessa merkittyjen metsähanhien metsästyksestä Suomen ulkopuolella tapahtuu Ruotsissa (Väyrynen ym. 2011). Vuoden 2007 loppuun mennessä yhteensä 203:sta metsästetyksi ilmoitetusta Suomessa rengastetusta metsähanhesta 127 menetti henkensä Suomessa, 59 Ruotsissa ja 17 muualla (Saurola ym. 2013). Arvioitu vuotuinen metsähanhisaalis kasvoi Ruotsissa 1990-luvun puoliväliin, jonka jälkeen se on vaihdellut suuresti ilman selvää pitkäaikaismuutosta ja ollut useimmiten 3 000–4 000 hanhea (Svenska Jägareförbundet 2012b). Suomessa metsähanhisaalis oli ennen vuonna 2010 alkaneita metsästysajan rajoituksia keskimäärin 6 500 yksilöä. Tanskassa arvioitu metsähanhisaalis, josta suurin osa lienee taigametsähanhia, on kasvanut viime vuosina mutta on edelleen selvästi pienempi kuin Suomessa ja Ruotsissa (Noer ym. 2009).



Kuva 12. Ylempänä metsä-, meri- ja kanadanhanhen metsästyssaaliit vuosina 1992–2009 ja alempana vuotuinen metsähanhisaalis suhteessa meri- ja kanadanhanhen vuotuiseseen yhteenlaskettuun saalismäärään 1992–2000 ja 2001–2009. Saalismäärien yhteyttä on testattu Spearmanin järjestyskorrelaatiolla (* = tilastollisesti merkitsevä korrelaatio). Tilastointijärjestelmän muutosten vuoksi saaliskyselyä ei tehty vuonna 1995 (lähde: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos).

5.3 Maankäyttö

Melkein puolet Suomen alkuperäisestä suoalasta on ojitettu metsänkasvatusta varten. Metsäojitus oli vilkkainta 1960- ja 1970-lukujen taitteessa, jolloin ojitettiin enimmillään lähes 300 000 ha suota vuodessa (Metla 1998). Uudisojitus käytännössä päättyi 1990-luvun loppuun mennessä painopisteen siirryttyä kunnostusojitukseen, jonka vuotuinen kokonaispinta-ala on 2000-luvulla ollut 60 000–80 000 hehtaaria (Metla 2011). Rämeyden, korpjen ja avosoiden ojitus on vähentänyt metsähanhille soveltuvien elinympäristöjen määrää, eikä niiden 1970-luvun kenttätutkimuksessa juuri havaittu käyttävän ojikoita elinympäristöinä (Pirkola & Kalinainen 1984a). Ojitus on kuivattanut myös suon ja kankaan välisiä vaihteluvyöhykkeitä eli korpikaistaleita, joiden määrä on vähentynyt murto-osaan entisestä (Auvinen ym. 2005). Vanhemman tutkimustiedon mukaan

poikueet viettävät ensimmäiset elinviikkonsa useimmiten korvissa (Pirkola & Kalinainen 1984a). Vaikka metsähanhikanta oli runsastumassa vilkkaimman uudisojituskauden aikana 1960- ja 1970-luvuilla, ojitus saattaa olla osasyys metsähanhen viimeaikaiseen taantumiseen, sillä sen vaikutukset soiden eliöstöön ovat pitkäaikaisia ja voivat ilmetä vuosien tai jopa vuosikymmenien viipeellä (Ludwig ym. 2008). Ojitus on heikentänyt metson, teeren ja pyyn poikastuottoa maan etelä- ja keskiosissa (Ludwig ym. 2008), ja teeren pesät ja poikueet säilyvät huonommin ojitetuissa kuin ojittamattomissa elinympäristöissä, mikä voi pääasiassa johtua lisääntyneestä saalistuspaineesta ojitusalueilla (Marjakangas 1996, Sipola 2000, Ludwig ym. 2008, 2010). Myös hakkuut pesimäsoita ympäröivien kivennäismaiden reunametsissä ovat voineet vähentää metsähanhelle tärkeiden elinympäristöjen määrää tai heikentää niiden laatua suoraan tai välillisesti. Metsähanhet syövät mustikoita reunametsissä säännöllisesti jo sulkasatoaikaan heinäkuun loppupuolella (Pirkola & Kalinainen 1984a).

Turvetuotannossa olevia tai sitä varten kunnostettavia soita on yhteensä 76 000 ha ja tuotannosta poistuneita soita 24 000 ha (Metla 2011). Noin neljännes turvetuotantoalasta sijaitsee Pohjois-Pohjanmaalla. Pelkästään Iijoen vesistöalueella tuotantopinta-alaa on n. 7 000 ha (P.-L. Luhta, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Vertailun vuoksi voi todeta, että vuosien 2004–2008 valtakunnan metsien inventointien (VMI10) mukaan Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Lapissa on avosoita yhteensä 1,4 milj. ha (Metla 2011). Kaikki avosuot eivät kuitenkaan sovellu metsähanhen pesimäsoiksi. Turvetuotannon osuutta metsähanhen taantumisessa on vaikea arvioida, mutta todennäköisesti sillä on ollut paikallista vaikutusta. Esimerkiksi Pudasjärvellä on otettu useita metsähanhen pesimäsoita, esimerkiksi Iso-Ahmasuo ja Koivuojanlatvasuo, turvetuotantoon, ja eniten uutta tuotantoalaa otettiin käyttöön 1970–1990-luvuilla (Timo Eskola, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

Uusia metsäautoteitä rakennettiin vilkkaimmin vuosina 1975–1994, enimmillään liki 5 000 km vuodessa (Metla 2011). 2000-luvulla tietöiden painopiste siirtyi perusparannukseen, ja uusia metsäteitä on rakennettu yleensä alle tuhat kilometriä vuodessa. Metsäteitä on Suomessa kaikkiaan n. 125 000 km. Ne helpottavat huomattavasti pesimäsoiden saavutettavuutta ja ovat voineet lisätä etenkin pesiviin pareihin ja poikasiin kohdistuvaa metsästyspainetta. Pesimäkantaan kohdistuva metsästyspaine on Pohjois-Pohjanmaalla selvästi suurempi kuin Lapissa, mikä saattaa osaksi johtua Pohjois-Pohjanmaan tiheämmästä metsätieverkosta (Väyrynen ym. 2011). Metsätiet ovat pirstoneet metsämaisemaa jopa enemmän kuin hakkuut (Löfman 2006). Metsämaiseman tekemuodot kuten tiet, ojalinjat ja jyrkkärajaiset hakkuuaukot voivat vaikuttaa merkittävästi peto-saalissuhteisiin (Törnberg ym. 2009).

Vesien rakentaminen vaikutti metsähanhikantaan eniten 1960-luvun lopulla, jolloin rakennettiin Keski-Lapin suuret altaat Lokka ja Porttipahta. Esimerkiksi Lokan allas peitti alleen kymmenien metsähanhiparien pesimäsuot (Pirkola & Kalinainen 1984a). Kitisen voimalaitosten rakentamisen uskotaan vieneen hanhisoita Pelkosenniemeltä 1980- ja 1990-luvuilla (P. Nyman, henkilökohtainen tiedonanto 2011).

5.4 Vesilintulajien välinen kilpailu

5.4.1 Laulujoutsenen runsastuminen

Lajien väliset runsaussuhteet ovat pari viime vuosikymmenen aikana muuttuneet suuresti vesilintuyhteisössä, johon taigametsähanhi kuuluu. Laulujoutsenkanta alkoi kasvaa maan etelä- ja keskiosissa nopeasti 1970-luvun puolivälissä (Haapanen 1987), ja vuoden 2004 tehdyssä pesimäkannan arvioinnissa parimääräksi saatiin 4 600–6 000 pesivää paria (Lehtiniemi 2006). Lintuatlaksissa esitetyt pesimäkannan koot, 1 500 paria 1990-luvun alussa ja 5 000–7 000 paria vuonna 2010, eivät perustu kannanarviointeihin (Valkama ym. 2011). Runsastunutta laulujoutsenta on syytetty metsähanhen vähenemisestä, ja tällä perusteella on vaadittu joutsenen metsästyksen sallimista (Ohtonen 1992). Laulujoutsenen ja metsähanhen pesäpaikkavaatimukset ovat sen verran erilaiset, että ne tuskin kilpailevat pesimäpaikoista. Sen sijaan sulkasatoaikaan heinäkuussa pesivien joutsenparien on havaittu karkottavan lentokyvyttömien metsähanhien poikueparvia reviiriltään tai ainakin pesimälammeltaan (Väyrynen 2010). Myös Ruotsissa on tehty havaintoja pesivien laulujoutsenten aggressiivisuudesta metsähanhia kohtaan (Kampe-Persson ym. 2005). Tutkimusnäyttöä ei kuitenkaan ole siitä, että laulujoutsenen aggressiivisuus heikentäisi metsähanhien poikastuottoa tai säilyvyyttä ja vaikuttaisi sitä kautta metsähanhikannan runsauteen.

Väitettä joutsenen vaikutuksesta metsähanhen vähenemiseen on epäilty muun muassa sillä perusteella, että metsähanhikanta kasvoi 1960–1980-luvuilla (Pirkola 1983, Pirkola & Kalinainen 1984a) laulujoutsenen runsastumisesta huolimatta (Väisänen ym. 1998). Pesivät joutsenparit ovat keskenään territoriaalisia eli reviiriään puolustavia (von Haartman ym. 1963), ja 1980-luvun puolivälissä arvioitiin, että Lapin eteläpuolisella alueella on Lappiin verrattuna lähes kymmenkertainen määrä potentiaalisia joutsenen pesintään sopivia elinympäristöjä (Haapanen 1987). Joutsen lieneekin runsastunut 1980-luvulta lähtien pääasiassa maan etelä- ja keskiosien rintamailla, missä metsähanhi ei pesi. Myös vuosien 1974–1979, 1986–1989 ja 2006–2010 lintuatlashavainnot joutsenen pesinnöistä tukevat päätelmää runsastumisesta ennen muuta maan etelä- ja keskiosissa (Valkama ym. 2011). Esimerkiksi metsähanhen tärkeällä Kemihaaran pesimäalueella laulujoutsenen asuttamien atlasruutujen lukumäärä pysyi jokseenkin samana 1970-luvulta 1980-luvulle ja edelleen 2000-luvulle. Tosin laulujoutsenen parimäärien muutoksista ruuduissa ei ole tietoa. Toisaalta ei ole tietoa, onko joutsen runsastunut myös Venäjällä niin, että sillä voitaisiin selittää taigametsähanhen itäisen osakannan jyrkkä väheneminen (Heinicke & Nilsson 2009).

Suokohtaisia esimerkkejä metsähanhen ja laulujoutsenen sekä pesimäaikaisesta rinnakkainelosta että sen päättymisestä on jonkin verran. Esimerkiksi pesivän joutsenparin jokavuotisesti asuttamalla Sievin Pesänevalla (kuva 5) pesi metsähanhia säännöllisesti 1970- ja 1980-luvuilla (A. Marjakangas, julkaisematon). Sitä vastoin läheisellä Nivalan Rimpinevalla metsähanhien pesintä päättyi, kun sinne asettui laulujoutsen pesimään (J. Latvala, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Myös Ruotsista on paikallisia havaintoja pesivien metsähanhien vähenemisestä tai katoamisesta laulujoutsenen runsastuessa soilla. Samaan aikaan metsähanhien pesimisympäristöissä on kuitenkin tapahtunut epäedullisia muutoksia, joiden vaikutusta on mahdotonta erottaa laulujoutsenen mahdollisesta vaikutuksesta (Kampe-Persson ym. 2005). Sen sijaan Kemin ja Tornion seudulla ainakaan pesivien metsähanhiparien määrä ei muuttunut laulujoutsenen runsastuessa (Rauhala 2005).

Kaiken kaikkiaan on mahdollista, että laulujoutsenen runsastuminen on voinut vaikuttaa metsähanhikantaan ainakin paikallisesti. Arvattavasti kyse olisi siitä, että metsähanhien joutuessa

siirtymään huonompiin elinympäristöihin niiden poikastuotto tai säilyvyys tai molemmat voivat heiketä (Kampe-Persson ym. 2005). Poikastuotto ei kuitenkaan näytä pitkällä ajanjaksolla muuttuneen (Nilsson ym. 1999, Heinicke 2011), vaikka usein esitetään, että laulujoutsenen mahdollinen vaikutus kohdistuisi nimenomaan metsähanhen poikastuottoon. Tämän tiedon valossa ei nykytilanteessa ole perusteltua puuttua laulujoutsenen ja metsähanhen välisiin suhteisiin. Bernin sopimuksessa Euroopan luonnonvaraisen eliöstön suojelusta laulujoutsen kuuluu liitteen II tiukasti suojeltuihin lajeihin. Sopimuksessa Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta (AEWA) Pohjois-Euroopan laulujoutsen sijoittuu sarakkeeseen ja kategoriaan A2, johon kuuluvien populaatioiden metsästys on kielletty. Suomessa laulujoutsen on rauhoitettu luonnonsuojelulain ja EU:n lintudirektiivin nojalla. Lisäksi laulujoutsen löytyy lintudirektiivin liitteestä I, jossa mainittujen lajien elinympäristöjä on suojeltava erityistoimin, jotta varmistetaan lajien eloonjääminen ja lisääntyminen niiden levinneisyysalueella.

5.4.2 Muiden hanhien runsastuminen Ruotsin levähdys- ja talvehtimisalueilla

Samaan aikaan kun metsähanhet ovat vähentyneet Etelä-Ruotsissa, siellä levähtävät tai talvehtivat meri-, kanadan-, tundra- ja valkoposkihanhet ovat runsastuneet merkittävästi ja erityisen nopeasti 1990-luvun loppupuolelta lähtien (Nilsson 2009, Nilsson & Månsson 2010, 2011). Suurimmat merihanhimäärät havaitaan syyskuun laskennoissa. Niiden mukaan merihanhi runsastui 20 000 yksilöstä 227 000 yksilöön vuosien 1984 ja 2009 välillä, ja todellinen enimmäismäärä voi olla yli 250 000 (Nilsson & Månsson 2010, 2011). Toinen merkittävä muutos on se, että merihanhet viiptyvät Ruotsissa aiempaa pitempään, ja niinpä lokakuun laskennoissa on viime vuosina havaittu jopa 150 000 merihanhea. Lisäksi merihanhia on 2000-luvulla alkanut talvehtia suurin joukoin eteläisessä Ruotsissa ja etenkin Skånessa; vuosien 2007–2010 tammikuun laskennoissa havaittiin 30 000–50 000 merihanhea (Nilsson & Månsson 2011).

Loka-, marras- ja tammikuun laskennat osoittavat myös kanadanhanhen muuttavan ja talvehtivan kannan moninkertaistuneen 1990-luvulta Etelä-Ruotsissa. Talvehtiva kanta nousi Etelä-Ruotsissa 1990-luvun lopussa yli 25 000 yksilöön ja vuosina 2009 ja 2010 jo 70 000 yksilöön (Nilsson 2000, Nilsson & Månsson 2011). Huomattava osa kanadanhanhista talvehtii Skånessa kuten pääosa metsähanhistakin (Nilsson 2000, 2009). Kaikkein nopeimmin Etelä-Ruotsissa on lisääntynyt muuttavien ja talvehtivien valkoposkihanhien lukumäärä (Nilsson & Månsson 2011). Vuoden 2007 lokakuun laskennassa kirjattiin yli 130 000 valkoposkihanhea. Viime vuosina valkoposkihanhia on myös alkanut talvehtia suurin joukoin Skånessa (Nilsson 2009): tammikuussa 2007–2010 niitä laskettiin 4 000–7 000 yksilöä (Nilsson & Månsson 2011).

Suurimmat tundrahanhikeräytymät havaitaan Etelä-Ruotsissa, pääasiassa Skånessa, yleensä marraskuussa, mutta lukumäärä vaihtelee paljon vuodesta toiseen (Nilsson 2009, Nilsson & Månsson 2011). Marraskuussa 2006 ja 2007 tundrahanhia laskettiin olevan yli 20 000 yksilöä, 2008 ja 2009 sen sijaan 10 000 ja 5 000 yksilöä. Talven ankaruus vaikuttaa suuresti talvehtijoiden määrään. Esimerkiksi hyvin leutona talvena 2007 Etelä-Ruotsissa laskettiin tammikuussa yli 20 000 tundrahanhea mutta pakkastalven 2010 tammikuussa 1 600 ja 2011 vain 21 (Nilsson & Månsson 2011).

Laskentojen mukaan muiden hanhilajien kuin metsähanhen kokonaisyksilömäärä yli nelinkertaistui runsaassa kymmenessä vuodessa lokakuuisilla levähdysalueilla Etelä-Ruotsissa 1990-luvun

loppupuolelta lähtien, ja talvehtimisalueilla niiden yksilömäärät yli kymmenkertaistui (Nilsson 2009, Nilsson & Månsson 2010). Hanhikantojen levitessä ja runsastuessa lajien välinen kilpailu voi lisääntyä erityisesti levähdys- ja talvehtimisalueilla (Fox & Madsen 1999). Metsähanhen kilpailu elintilasta ja ravinnosta on saattanut kiristyä levähdysalueilla erityisesti meri- ja kanadanhanhen kanssa ja talvehtimisalueilla kaikkien neljän lajin yksilöiden kanssa. Kanadanhanhen ja merihanhen runsastuessa myös niiden metsästys on saalistilastojen mukaan lisääntynyt huomattavasti 1990-luvulta. Tämä on voinut lisätä rauhattomuutta levähdysalueilla ja toisaalta myös metsähanheen kohdistuvaa metsästyspainetta. Tosin metsähanhet alkoivat enenevästi suosia syksyllä Etelä-Ruotsin pohjoisosien levähdysalueita jo ennen muiden hanhien merkittävää runsastumista (L. Nilsson, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Muutos metsähanhen levähdysalueiden käytössä johtui luultavasti ravinnonsaannin parantumisesta Etelä-Ruotsin pohjoisosissa (Nilsson 2000). Toiseksi metsähanhien siirtyessä talven tullen Skåneen suuri osa muista hanhista on jo lähtenyt etelämmäksi. Tutkimustietoa muiden hanhilajien runsastumisen mahdollisista suorista tai välillisistä vaikutuksista metsähanhikantaan Ruotsissa ei kuitenkaan ole.

Hanhikannat ovat runsastuneet huomattavasti myös arktisilla alueilla, missä lajienvälisen kilpailun vaikutuksista yksilötasolla on saatu viitteitä (Kristiansen & Jarrett 2002, Fox ym. 2009, Tombre ym. 2011), ja viime vuosina havaittu poikastuoton heikkeneminen on yhdistetty lisääntyneeseen kilpailuun (Fox ym. 2010). Populaatioiden tasolla kilpailun vaikutuksia on kuitenkin vaikea osoittaa.

5.5 Petojen vaikutus

Saalistuksen vaikutuksesta metsähanhikantaan ei ole tietoa. Koska aikuisten hanhien luontainen kuolevuus on yleisesti melko vähäistä (Ebbinge 1991, Francis ym. 1992a, Frederiksen ym. 2004), petojen saaliiksi joutuneen enemmän metsähanhen munia ja poikasia kuin aikuisia. Havaintoja on ainakin maa- ja merikotkan, ketun, supikoiran, karhun ja minkin metsähanhen poikasiin tai emoihin kohdistamasta saalistuksesta (Pirkola & Kalinainen 1984a, E. Väyrynen, henkilökohtainen tiedonanto 2011).

Maakotka vaikuttaa saalistushavaintojen lukumäärän perusteella olevan metsähanhen kannalta merkittävä saalistaja (Pirkola & Kalinainen 1984a). Tämä on ymmärrettävää sikäli, että molemmat suosivat samoja erämaisia pesimäalueita (Valkama ym. 2011). Aikuinen metsähanhi on maakotkalle keskimääräistä kookkaampi saalis, kun taas puolikasvuinen poikanen on lähempänä sen keskimääräistä noin kahden kilogramman saaliskokoa (Sulkava ym. 1999). Metsähanhien osuus maakotkan pesimäaikaisessa ravinnossa on kuitenkin vähäinen: sataan saalisyksilöön mahtuu keskimäärin vain 2–4 metsähanhea. Tämä voi johtua metsähanhen harvalukuisuudesta verrattuna maakotkan pääravintokohteisiin, metsäjänikseen ja metsäkanalintuihin. Mielenkiintoinen yksityiskohta ravintoaineistossa on, että metsähanhen osuus saalisyksilöistä kasvoi tasaisesti 0,9 prosentista vuosina 1957–1963 3,8 prosenttiin vuosina 1979–1985 ja oli 3,3 % vuosina 1986–1991 ja 3,4 % vuosina 1992–1996 (Sulkava ym. 1999). Maakotkakanta on suojelun ansiosta runsastunut 1960-luvulta, ja kanta arvioidaan edelleen vakaasti mutta hitaasti kasvavaksi (Ollila & Koskimies 2008). 1970-luvun lintuatlaskartoituksessa maakotkan pesintä varmistettiin 137 ruudussa, 1980-luvulla 141 ruudussa ja 2000-luvulla 353 ruudussa, ja vuonna 2010 pesivien parien määräksi

arvioitiin 300–400 (Valkama ym. 2011). Asuttuja reviirejä on 430–460, ja ne sijaitsevat pääosin Pohjois-Suomessa (Ollila & Koskimies 2008).

Merikotka on runsastunut ja levittäytynyt uusille pesimäalueille erityisesti 1980-luvulta lähtien (Valkama ym. 2011). Pohjois-Suomessa merikotkia on pesinyt Keski-Lapin suurten tekoaltaiden alueella jo vuodesta 1977 (Sulkava ym. 1997), ja toinen pesimäalue on syntynyt Kuusamoon (Valkama ym. 2011). Merikotkan pesimäaikaisessa ravinnossa 1,5 % saalisyksilöistä oli Lokan ja Porttipahdan tekoaltaiden alueella *Anser*-hanhia (Sulkava ym. 1997). Lokalta on kirjattu havainto merikotkan epäonnistuneesta yrityksestä saalistaa lentävä metsähanhi (Pirkola & Kalinainen 1984a).

Sen sijaan tutkimus ei tue käsitystä, että kanahaukka (*Accipiter gentilis*) olisi merkittävä metsähanhen saalistaja. Kanahaukan ravinnonkäyttö tunnetaan hyvin, eikä Pohjois-Suomessa kerätystä kanahaukan saalisnäytteistä ole koskaan löydetty merkkejä metsähanhista (R. Tornberg, henkilökohtainen tiedonanto 2013).

Munia saalistavista varislinnuista metsähanhen kannalta merkittävimpiä ovat luultavasti korppi (*Corvus corax*) ja varis (*Corvus corone*). Suomen korppikanta runsastui vuodesta 1983 vuoteen 2010 noin kolmanneksen (Valkama ym. 2011) ja on tihein Lapissa (Väisänen ym. 1998). Yksi syy runsastumiseen lienee ravinnon, mm. liikenteen uhreina kuolleiden eläinten haaskojen lisääntyminen (Väisänen ym. 1998). Variskanta runsastui 1970-luvulta 1980-luvulle, taantui voimakkaasti 1990-luvulla (Väisänen ym. 1998, Väisänen 2006) mutta on 2000-luvun alusta pysynyt vakaana (Valkama ym. 2011). Variskannan tiheys pienenee etelästä pohjoiseen (Väisänen ym. 1998).

Ketun runsaudenmuutoksista ei ole laskentatietoa kaudelta ennen vuotta 1989, jolloin riistakolmioiden lumijälkilaskennat aloitettiin, joten on turvauduttava saalistilastoihin. Vuotuinen kettusaalis yli kaksinkertaistui 1970-luvulta 1990-luvun alkupuolelle (Kauhala 1996a), mikä saattoi ainakin osaksi johtua kannan runsastumisesta. Sen jälkeen vuotuinen kettusaalis on pysytellyt 50–60 000 yksilön tienoilla (RKTL 2012). Lumijälkilaskentojen mukaan kettukanta on 1990-luvulta alkaen pysynyt vakaana tai lievästi vähentynyt metsähanhen pesimäalueilla (Helle & Wikman 2009). Ketun ravinnonkäytöstä metsähanhien pesimäalueilla ja -aikana ei ole tietoa.

Petoyhteisön suurin muutos Suomessa viime vuosikymmeninä on supikoiran runsastuminen ja levittäytyminen. Supikoirakannan muutoksista ei ole laskentatietoja, joten kannan kehitystä on tarkasteltava arvioitujen saalismäärien ja levinneisyyden muutosten perusteella. Vuotuinen supikoirasaalis nousi runsaassa 20 vuodessa lähes nollasta vuoden 1993 lähes sataantuhanteen yksilöön (Kauhala 1996b). Sadantuhannen raja rikkoutui 2001, ja vuoden 2009 saalisarvio oli ennätysmäiset 172 000 yksilöä (RKTL 2010, 2012). Lisääntyvän aikuiskannan kooksi arvioitiin 2000-luvun puolimaissa 85 000 ja syyskannan kooksi 230 000 yksilöä (Kauhala 2007). Kanta on tihein Etelä- ja Kaakkois-Suomessa ja harvenee kohti pohjoista, mutta esimerkiksi 2011 supikoiria arvioitiin saadun saaliiksi useita tuhansia yksilöitä jopa Etelä- ja Keski-Lapissa (RKTL 2012). Ilmaston lämpenemisen myötä supikoiran levinneisyysalue todennäköisesti edelleen laajenee pohjoiseen, ja kanta tulee sielläkin runsastumaan (Kauhala 2007). Pohjois-Pohjanmaan tärkeimpiin pesimäsoihin kuuluvalla Olvassuolle Utajärven ja Pudasjärven rajalla ensimmäiset supikoirat ilmestyivät jo 1990-luvulla (Timo Eskola, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Supikoiran

ravinnonkäyttöä on tutkittu Suomessa etelä- ja keskiosissa maata (esim. Kauhala ym. 1993, 1999), mutta tietoa supikoiran ravinnosta metsähanhien pesimäalueilla ei ole.

Toisen vieraspedon, minkin, arvioitu vuotuinen saalismäärä kasvoi 1960-luvun lopun muutamasta tuhannesta 1980-luvun puolivälin n. 70 000 yksilöön (Kauhala 1996c). Sen jälkeen vuotuinen saalis on vakiintunut 50 000–60 000 minkin paikkeille. Kannan runsaudesta ei ole laskentatietoa, mutta syyskannan koon on päätelty voivan olla 140 000 ja kevätkannan 70 000 yksilöä (Kauhala 1996c). Minkin kesäaikaisesta ravinnonkäytöstä on saaristo-oloja lukuun ottamatta niukasti tietoa. Saaristossa minkki saalistaa muun muassa hautovia vesilintuja kuten haahkoja (*Somateria mollissima*) (Niemimaa & Pokki 1990). Itä-Lapista on kirjattu havainto koppelosta (*Tetrao urogallus*) minkin saaliina (Pulliainen 1984).

Näädästä (*Martes martes*) mahdollisena metsähanhen munien, poikasten tai aikuisten saalistajana ei ole tietoa. Näätäsaalis moninkertaistui 1970-luvun alusta 1990-luvun alkuun (Helle 1996), mikä ainakin osaksi kuvastanee kannan runsastumista. 2000-luvulla vuotuinen näätäsaalis näyttää jälleen kasvaneen (RKTL 2010, 2012). Lumijälkilaskentojen perusteella näätäkanta runsastui hieman Lapissa 1990-luvulta 2000-luvulle mutta pysyi vakaana muualla metsähanhen pesimäalueella (Helle & Wikman 2009).

Toinen suuri muutos petoyhteisössä on suurpetojen paluu. Karhukanta runsastui nopeasti etenkin 1990-luvun alkupuoliskolla ja ilves (*Lynx lynx*) 1980- ja 2000-luvuilla (Heikkinen & Kojola 2010). Ahma (*Gulo gulo*) on runsastunut tasaisemmin mutta on edelleen hyvin vähälukuinen. Karhun aikuiskannan kooksi ennen metsästyskauden alkua 2012 arvioitiin n. 1 400 yksilöä (Riistan- ja kalantutkimus 2012). Pirkola & Kalinainen (1984a) raportoivat hautovan metsähanhinaaraan ja lentokyvottoman poikasen päätyemisestä karhun saaliiksi.

Petojen runsaus- ja levinneisyystietojen perusteella metsähanhen tärkeimpiä saalistajia voivat olla maakotka, korppi, kettu, supikoira, karhu ja minkki, ja niiden runsastuminen osuu yksiiin metsähanhikannan vähenemisen kanssa. Samanaikaisuus ei ole todiste syy-seuraussuhteesta, mutta on mahdollista, että näiden petojen runsastuminen on vaikuttanut metsähanhikantaan ainakin paikallisesti.

Pesimäsuon metsähanhipoikueet kerääntyvät usein sulkasatoaikaan heinäkuussa parviksi (von Haartman ym. 1963, Waaramäki 1970, Pirkola & Kalinainen 1984a, b). Parveutumisen tehtävänä lienee antaa suojaa saalistajilta. Kun paikallinen pesimäkanta harvenee, emojen ja poikasten riski joutua petojen saaliiksi saattaa kasvaa, mikä edelleen vähentää paikallista pesimäkantaa.

6. Tulevaisuuden uhkatekijät

Taigametsähanhikannan tulevaisuuden kannalta voi olla ratkaisevaa, saadaanko sen levinneisyysalueen valtiot sitoutetuksi koko muuttotien kattavan kannanhoidon tavoitteisiin ja toimenpiteisiin. Kannanhoidolle keskeisiä valtioita ovat Venäjä, Suomi, Ruotsi, Tanska, Norja, Saksa ja Puola.

Suomessa metsähanhikantaan lähitulevaisuudessa mahdollisesti vaikuttavat uhkatekijät liittyvät etupäässä maankäyttöön. Suometsät ovat metsähanhelle tärkeitä pesimä- ja poikueympäristöjä (Pirkola & Kalinainen 1984a, b, Eriksson & Henricsson 1990). Suometsien ojia on kunnostettu

2000-luvulla vuosittain 60 000–80 000 hehtaarilla (Metla 2011). Kansallisen metsäohjelman 2015 vuotuinen kunnostusojitustavoite on 100 000 ha. Kunnostusojitus todennäköisesti heikentää korprien, rämeiden sekä suon ja kankaan välisten vaihteluvyöhykkeiden laatua metsähanhen elinympäristöinä.

Pääosa Suomen nykyisestä n. 125 000 kilometrin metsätieverkosta rakennettiin 1960-luvun lopun ja 1990-luvun alun välisenä aikana (Metla 1998). Painopiste metsäteiden rakentamisessa on siirtynyt perusrakennukseen, ja uusia metsäteitä on valmistunut viime vuosina alle 1 000 km vuodessa (Metla 2011). Niinpä metsäteiden vaikutus metsähanhikantaan pysynee jokseenkin ennallaan.

Uutta energiaturpeen tuotantopinta-alaa arvioidaan vuoteen 2020 mennessä tarvittavan 50 000 ha, josta Pohjois-Pohjanmaan, Kainuun ja Lapin osuus on 18 600 ha (Työryhmämuistio 2011). Oulujoen-Iijoen vesienhoitoalueella eli Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Koillismaalla arvioidaan vuoteen 2015 mennessä otettavan käyttöön 7 100 ha uusia tuotantoalueita (P.-L. Luhta, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Puolet turpeenottoon soveltuvista soista sijaitsee Pohjois-Pohjanmaalla ja Lapissa (Metla 2011). Kemijoen vesienhoitoalueella painetta uusien turvesoiden avaamiseksi on varsinkin Etelä- ja Länsi-Lapissa (P.-L. Luhta, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Sitä ei kuitenkaan tiedetä, kuinka suuri osa turpeenottoon varatuista tai soveltuvista soista on metsähanhen asuttamia tai potentiaalisia pesimäsoita. Elinympäristöjen vähenemisen lisäksi turvetuotanto voi metsäteiden tavoin lisätä rauhattomuutta pesimäalueilla. Tosin ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi todetaan, että turvetuotanto kohdennetaan ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille soille ja turvemaille (Työryhmämuistio 2011).

Lappiin on olemassa suurisuuntaisia vesien lisärakentamissuunnitelmia, jotka toteutuessaan vaikuttaisivat pesivään metsähanhikantaan. Esimerkiksi Kemijoki Oy:n Pelkosenniemen suunnittelema Kemihaaran monitoimiallas (Kemijoki Oy 2011) peittäisi alleen tärkeänä metsähanhen pesimäsuona tunnetun Kokonaavan ja useita pienempiä pesimäsoita. Toistaiseksi vesilaki ja suunnitelluilla allasalueilla sijaitsevat Natura-kohteet ovat estäneet uusien suurten tekoaltaiden rakentamisen.

Valtioneuvoston pitkän aikavälin ilmasto- ja energiastrategian tavoitteena on suunnilleen kymmenkertaistaa tuulivoiman asennettu kokonaisteho nykyisestä vuoteen 2020 mennessä (Työ- ja elinkeinoministeriö 2008). Elokuussa 2012 Suomessa oli toiminnassa 145 teollista tuulivoimalaa, joiden kokonaisteho oli 234 MW (Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2013). Tuulivoiman tuotantoon soveltuvia alueita on muun muassa länsirannikolla lähellä metsähanhien muuttoreittejä. Tuulivoimapuistojen merkittävin potentiaalinen linnustovaikutus on törmäysriski, jonka suuruus on arvioitava tapauskohtaisesti. Esimerkiksi Raahen seudulle suunniteltujen tuulivoimapuistojen ympäristövaikutuksia on arvioitu metsähanhen kannalta (Puhuri Oy ja TuuliWatti Oy 2012). Jos alueen läpi muuttaa keväällä 10 000 metsähanhea, 12–33 tuulivoimalan puistoon törmäisi arvion mukaan vähimmillään muutamia ja enimmillään yli sata metsähanhea keväässä riippuen siitä, kuinka suuri osa hanhista väistää voimaloita. Arvioinnin mukaan metsähanhipopulaatio pienenis kymmenessä vuodessa 0,13–0,4 prosenttia enemmän verrattuna tilanteeseen ilman tuulipuiston aiheuttamaa lisäkuolevuutta (Puhuri Oy ja TuuliWatti Oy 2012). Kalajoen ja Raahen tuulivoimapuistojen yhteisvaikutusten arvioinnin mukaan voimaloihin törmäisi yhteensä 88

metsähanhea kevätmuuton aikana olettaen, että 95 % linnuista väistää voimaloita (TuuliWatti Oy ym. 2012). Siten tuulivoimaloiden aiheuttama kuolevuus kevätmuutolla olisi 0,5 % läpimuuttavasta 12 000 metsähanhen kannasta. Kymmenessä vuodessa kanta pienenesi 3,5 % törmäysten takia. Toisin kuin keväällä, syksyllä metsähanhien muutto ei keskity Perämeren rannikolle, ja muutto kulkee pääosin törmäyskorkeuden yläpuolella (TuuliWatti Oy ym. 2012).

Osa Pohjois-Suomessa vireillä olevista kaivoshankkeista voi toteutuessaan uhata metsähanhen pesimäalueita. Niistä merkittävin on Anglo-American -kaivosyhtiön Sakatin kaivoshanke Sodankylässä (Lähteenmäki 2012). Suunnitellulla kaivosalueella sijaitsee Natura 2000 -verkostoon kuuluva Viiankiaapa, jolla metsähanhi todennäköisesti pesii (Valkama ym. 2011).

Ilmaston lämpeneminen on merkittävä pitkän aikavälin uhkatekijä metsähanhelle. Jos maapallon keskilämpötila nousee kolme astetta esiteollisen ajan tasosta, metsähanhen arvioidaan pesivän Suomessa tämän vuosisadan loppupuolella ainoastaan Lapissa (Huntley ym. 2007). Arviot eri lintulajien levinneisyyksien muutoksista perustuvat yksinomaan ennusteisiin siitä, missä lajien nykyisten levinneisyysalueiden ilmasto-olot sijaitsevat tulevaisuudessa (Huntley ym. 2007). Ilmaston lämpeneminen voi kuitenkin vaikuttaa myös epäsuorasti muuttamalla lajien välisiä vuorovaikutuksia kuten kilpailua tai peto-saalissuhteita, mikä saattaa vahvistaa tai heikentää lämpenemisen suoria vaikutuksia.

7. Metsähanhen seuranta ja tutkimus

7.1 Kansainvälinen seurantayhteistyö

Kansainvälisesti tärkein toimija hanhikantojen seuranta- ja tutkimusyhteistyössä on hanhiasiantuntijoista koostuva Goose Specialist Group (<http://www.geese.org/gsg/>), jonka taustajärjestöjä ovat Wetlands International (aiemmin International Waterfowl & Wetlands Research Bureau, IWRB) sekä Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) Species Survival Commission. Goose Specialist Group perustettiin vuonna 1987, ja sen jäsenyys ja toiminta perustuvat vapaaehtoisuuteen. Ryhmässä on n. 400 jäsentä, ja se pyrkii vahvistamaan yhteydenpitoa muuttavien hanhikantojen parissa työskentelevien tutkijoiden kesken pohjoisella pallonpuoliskolla. Ryhmän tärkeimpiin saavutuksiin kuuluu yhteenveto läntisen palearktisen alueen hanhikannoista (Madsen ym. 1999). Goose Specialist Group on viime aikoina kokoontunut kerran vuodessa. Ryhmän tärkeimpiä lähiajan tavoitteita ovat hanhien runsautta ja levinneisyyttä koskevan informaation kokoaminen yhteiseksi metatiedostoksi ja yhteenvetokirjan (Madsen ym. 1999) päivittäminen (Ebbinge 2010). Ryhmältä ilmestyy vähintään kerran vuodessa Goose Bulletin -verkkolehti.

Monille hanhilajeille ja niiden eri populaatioille on Goose Specialist Groupin piirissä sovittu vastuuorganisaatiot, jotka huolehtivat laskentojen koordinoinnista ja niiden tulosten kokoamisesta (Fox ym. 2010). Keskeisiä vastuuorganisaatioita Euroopassa ovat Alterra-tutkimuslaitos Hollannissa, Wildfowl & Wetlands Trust Isossa-Britanniassa, Lundin yliopisto Ruotsissa ja Danmarks Miljøundersøgelser -instituutti Århusin yliopistossa Tanskassa. Metsähanhelle ei ole nimetty erityistä vastuuorganisaatiota.

Päävastuu kansainvälisten hanhilaskentojen järjestämisestä on Wetlands International -järjestöllä. Se ilmoittaa tehtäväkseen säilyttää ja ennallistaa kosteikkoja ja niiden luonnonvaroja ja biologista monimuotoisuutta tuleville sukupolville mm. lisäämällä kosteikkoihin liittyvää tietämystä ja toimeenpanemalla suojelu- ja ennallistamishankkeita (Wetlands International 2012). Järjestöön kuuluu valtiollisia jäseniä eri maista, Suomesta maa- ja metsätalousministeriö, sekä vapaaehtoisia kansallisia järjestöjä.

7.2 Viimeaikainen seuranta ja tutkimus lähialueilla

Etelä-Ruotsissa on kaudesta 1977–1978 lähtien laskettu hanhia osana kansainvälisiä hanhilaskentoja. Laskennat kattavat alueen kaikki tärkeät levähdys- ja talvehtimisalueet (esim. Nilsson & Persson 1984, Nilsson 2000, Nilsson & Månsson 2012), ja päävastuun niiden toteuttamisesta kantaa Lundin yliopiston biologian laitos. Laskentojen tulokset julkaistaan säännöllisesti, ja viime vuosien tulokset ovat luettavissa myös verkossa (Anon. 2012).

Vuosina 1999–2010 Ruotsissa rakennettiin uusi, Perämeren rannikkoa seuraileva rataosa Botniabanan. Sen kaksi kilometriä pitkä silta ylittää Uumajajoen suistoalueella, joka on mm. muuttavien metsähanhien tärkeä levähdysalue. Tästä syystä 2000-luvulla tutkittiin rautatien rakentamisen mahdollisia vaikutuksia hanhiin ja muihin lintuihin, ja päävastuu tutkimuksesta on vuodesta 2004 ollut Ruotsin maatalousyliopistolla (Sveriges lantbruksuniversitet, SLU) (Nilsson ym. 2008). Keväällä 2005 Uumajajoen suistossa aloitettiin metsähanhien pyynti ja merkintä kaularenkain, ja vuosina 2007–2009 Uumajassa sekä 2009 pohjoisempana Luulajassa metsähanhia merkittiin myös satelliittilähetimillä (Heinicke 2010a, Nilsson ym. 2010).

Ruotsin valtakunnallinen lintutieteellinen järjestö (Svenska Ornitologiska Förening) aloitti 2008 metsähanhiprojektin, jonka tavoitteena on kerätä kannanhoitoon tarvittavaa tietoa Pohjois-Ruotsin pesimäkannasta. Esimerkiksi heinäkuussa 2008 laskettiin sulkivia metsähanhia Ruotsin Lapin eteläosien laajoilla suo- ja järviolueilla. Laskennassa havaittiin yhteensä yli 600 hanhea (Nilsson ym. 2008).

Norjan valtakunnallisen lintutieteellisen järjestön (Norsk Ornitologisk Forening) pitkäaikaisessa hanhiprojektissa Pohjois-Norjassa merkitään ja lasketaan muuttavia ja sulkivia hanhia (Norsk Ornitologisk Forening 2011). Projektin pääkohteena on ollut äärimmäisen uhanalainen kiljuhanhi. Vuodesta 2001 kevätmuutolla lepäileviä ja nyttemmin myös sulkivia metsähanhia on pyydystetty ja merkitty kaularenkain ja tehty niistä havaintoja (Øien & Aarvak 2010a). Viime vuosina muutamille metsähanhille on laitettu myös satelliittilähetin (Aarvak & Øien 2006, Norsk Ornitologisk Forening 2011). Tutkimusalueet sijaitsevat Porsangissa Valdakin kosteikoilla ja idempänä Varangin niemimaalla, missä on lähes tuhannen metsähanhen sulkimiskeskus (Aarvak & Øien 2009). Projektiin on osallistunut tutkijoita paitsi Norjasta myös Ruotsista, Saksasta ja Suomesta. Tavoitteena on saada tietoa erityisesti hanhien muutosta, talvehtimisesta ja säilyvyydestä (Aarvak & Øien 2005). Finnmarkissa merkityistä metsähanhista on talvihavaintoja Skånesta ja Pohjois-Saksasta (Aarvak & Øien 2006). Ylivoimainen enemmistö metsähanhista on tundrametsähanhia (Aarvak & Øien 2009, Øien & Aarvak 2010a). Nord-Trøndelagissa Keski-Norjassa on vuodesta 2010 selvitetty pienen taigametsähanhikannan pesimä- ja sulkimisalueita (J. E. Østnes, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

Metsähanhia on kaularengastettu 2000-luvulla aktiivisesti etenkin Pohjois-Saksan talvehtimisalueilla, joskin suurin osa merkityistä on ollut tundrametsähanhia (Heinicke 2010b). Yhteensä muutamia kymmeniä taigametsähanhia on viime vuosina rengastettu itäisessä Saksassa, Pohjanlahden rannikolla Ruotsissa sekä Barentsinmeressä sijaitsevalla Kolguevin saarella Luoteis-Venäjällä (Heinicke 2010b).

7.3 Viimeaikainen seuranta ja tutkimus Suomessa

BirdLife Suomi aloitti vuonna 2001 suojelu- ja tutkimushankkeen tarkoituksena selvittää metsähanhikannan tila Suomessa. Vuonna 2002 hankkeen ympärille perustettiin valtakunnallinen metsähanhityöryhmä, johon osallistuivat Birdlife Suomen lisäksi Pohjois-Pohjanmaan lintutieteellinen yhdistys, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, silloinen Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulun ja Helsingin yliopistot, Metsähallitus, maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö sekä silloiset Oulun, Kainuun ja Lapin riistanhoitopiirit. Tavoitteena oli mm. selvittää pesimislevinneisyydessä mahdollisesti tapahtuneita muutoksia, arvioida parimääriä ja tiheyksiä aiempaa tarkemmin ja tehdä vertailulaskentoja tärkeimmillä aiemmin tutkituilla metsähanhien pesimäsoilla. Työryhmän tärkeimpiä saavutuksia olivat muutonaikaisten kerääntymisalueiden kartoitus ja niillä levähtävien metsähanhimäärien laskenta sekä rengastustoiminnan jatkaminen. Metsähanhityöryhmän toiminta hiipui vuoden 2005 jälkeen varojen puutteeseen (J. Pessa, kirjallinen tiedonanto 2011).

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos aloitti vuonna 2011 taigametsähanhea koskevan tutkimushankkeen. Tutkimuksen tavoitteena on tuottaa uutta tietoa Suomessa pesivien metsähanhien pesimäbiologiasta, poikastuotosta ja liikunnoista (Paasivaara 2012, 2013). Kesällä 2011 merkittiin GPS-satelliittilähettimellä kolme ja 2012 kaksi aikuista metsähanhea pesimäalueilla. Lisäksi tutkimukseen kuuluu siipinäytteiden keruu ja analyysi metsästyssaaliin koostumuksen selvittämiseksi, populaatiomallin laatiminen ja säilyvyysanalyysi Suomessa kaularengastettuja metsähanhia koskevasta aineistosta.

8. Metsähanhen suojeluluokitus ja asema sopimuksissa, säädöksissä ja strategioissa

8.1 Metsähanhen suojeluluokitus

Vaikka metsähanhen *fabalis*-alalajin kanta on todennäköisesti vähentynyt merkittävästi, maailmanlaajuisesti metsähanhi luokitellaan Luonnon ja luonnonvarojen suojelua koskevan Kansainvälisen Liiton (IUCN) kriteerien mukaan elinvoimaiseksi lajiksi (taulukko 4). Tämä johtuu siitä, että taigametsähanhia on metsähanhien kokonaiskannasta vain kymmenesosa Euraasian länsiosissa ja suhteellisesti vielä vähemmän koko Euraasiassa, eikä *rossicus*-alalajin kanta ole vähentynyt (Fox ym. 2010). Suomessa metsähanhi luokiteltiin silmälläpidettäväksi lajiksi vuoden 2000 uhanalaisuusluokituksessa ja edelleen vuoden 2010 Punaisessa kirjassa (Mikkola-Roos ym. 2010; taulukko 4). Luokittelu silmälläpidettäväksi perustuu pesimäkannan vähenemistä koskevaan kriteeriin, ja tarkastelujaksona on kolmen sukupolven kesto eli 21 vuotta (Tiainen 2011). Silmälläpidettävä laji ei täytä uhanalaisuuden kriteerejä, mutta jonkin kriteerin täyttyminen on lähellä tai on todennäköistä, että uhanalaisuuden ehdot täyttyvät lähitulevaisuudessa. Myös Ruotsissa metsähanhi luokitellaan silmälläpidettäväksi (Tjernberg ym. 2010) ja Norjan Punaisessa

kirjassa vaarantuneeksi lajiksi (Kålås ym. 2010). Laji katsotaan vaarantuneeksi, jos siihen arvioidaan kohdistuvan suuri häviämiskahki. Mielenkiintoinen tieto Venäjältä on, että taigametsähanhea on 2012 ehdotettu sisällytettäväksi federaation uuteen Punaiseen kirjaan. Toteutuessaan tämä merkitsisi käytännössä taigametsämetähanhen rauhoittamista metsästykseltä (S. Rozenfeld, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

Taulukko 4. Metsähanhen luokitus uhanalaisuusarvioinneissa ja kansainvälisissä sopimuksissa ja säädöksissä.

Uhanalaisuusluokitus, sopimus tai säädös	Kategoria
Kansallinen uhanalaisuusluokitus (Suomi)	silmälläpidettävä (NT) ¹
Globaali uhanalaisuusluokitus (IUCN)	elinvoimainen (LC) ¹
Bernin sopimus	liite III ¹
Bonnin sopimus (CMS)	liite II ¹
Sopimus Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta (AEWA) ²	A3c* ²
EU:n lintudirektiivi	II/1 ¹

¹ koskee lajia *Anser fabalis*

² koskee alalajia *Anser fabalis fabalis*

8.2 Bernin sopimus

Yleissopimus Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristön suojelusta eli ns. Bernin sopimus (SopS 29/1986) on tehty vuonna 1979. Metsähanhi kuuluu Bernin sopimuksessa liitteen III mukaisiin suojeltuihin lajeihin (taulukko 4). Sopimus velvoittaa sopijavaltioita ryhtymään tarkoituksenmukaisiin ja tarpeellisiin lainsäädännöllisiin ja hallinnollisiin toimiin, joilla taataan suojeltujen eläinlajien suojelu. Niiden yksilöitä saa metsästä, mutta metsästyistä on säädeltävä niin, että kannat eivät vaarannu.

8.3 Ramsarin kosteikkosopimus

Vesilintujen elinympäristönä kansainvälisesti merkittäviä vesiperäisiä maita koskeva yleissopimus eli ns. Ramsarin sopimus (SopS 3-4/1976) allekirjoitettiin vuonna 1971, ja se tuli voimaan 1975. Sopimuksen tavoitteena on kosteikoiden ja vesilintujen suojelu ja kestävä käyttö paikallisten ja kansallisten toimien ja kansainvälisen yhteistyön avulla. Kosteikot ovat maailman uhanalaisimpia elinympäristöjä, ja Ramsarin kosteikkosopimus on ainoa tiettyä ekosysteemityyppiä koskeva kansainvälinen ympäristösopimus. Sopimus velvoittaa valtiota edistämään luettelossa mainittujen vesiperäisten maiden ja vesilintujen suojelua perustamalla luonnonsuojelualueita vesiperäisille maille. Suomessa on 49 Ramsar-aluetta yhteispinta-alaltaan 785 780 hehtaaria, ja kaikki alueet kuuluvat Natura 2000 -verkostoon. Metsähanhen tunnetuista pesimäsoista esimerkiksi Olvassuo Pohjois-Pohjanmaalla ja Luiron suot Keski-Lapissa ovat Ramsar-alueita. Kaikki metsähanhen pesimä-, levähdys- ja talvehtimisalueiden valtiot ovat liittyneet Ramsarin kosteikkosopimukseen.

8.4 Bonnin sopimus (CMS) ja Sopimus Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta (AEWA)

Yleissopimus muuttavien luonnonvaraisten eläinten suojelemisesta (CMS) eli Bonnin sopimus (SopS 62/1988) on tehty vuonna 1979, ja se koskee muuttavia luonnonvaraisia eläimiä ja niiden elinympäristöjä. Sopimus velvoittaa valtioita erityisesti edistämään muuttavien eläinten tutkimusta ja tekemään tutkimusyhteistyötä sekä ryhtymään niiden lajien suojelutoimiin, joiden suojelutaso on epäsuotuisa. Ylivoimaisesti suurin osa maailman metsähanhista pesii Venäjällä, joka ei ole liittynyt Bonnin sopimukseen, mutta sillä on löyhempi kumppanuussuhde (Memorandum of Understanding, MoU) Bonnin sopimukseen eräiden uhanalaisten lajien suojelussa. Metsähanhi kuuluu Bonnin sopimuksen liitteen II lajeihin, joiden suojelutaso on epäsuotuisa tai jotka hyötyisivät merkittävästi yksityiskohtaisempiin sopimuksiin perustuvasta kansainvälisestä yhteistyöstä.

Sopimus Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta eli ns. AEWA-sopimus (SopS 9/2000) on Bonnin sopimuksen laajin alasopimus. Se solmittiin vuonna 1995 ja tuli voimaan 1999, ja sen päättävä elin on muutaman vuoden välein kokoontuva osapuolikokous. Osapuolina oli vuoden 2013 alussa kaikkiaan 69 sopimusalueen valtiota sekä Euroopan Unioni (EU). Venäjä ei ole liittynyt sopimukseen, vaikka se on vesilintujen suojelun kannalta sopimusalueen avainvaltioita. AEWA kattaa 255 lintulajia, joille vesiympäristöt tai kosteikot ovat välttämättömiä ainakin osan aikaa niiden vuosikierrossa. Sopimuksen peruseriaatteena on suojelutarpeen populaatiokohtainen tarkastelu, ja tavoitteena on säilyttää muuttavien vesilintujen kannat suotuisalla suojelutasolla tai palauttaa ne tälle tasolle toimenpitein, joiden toteuttamisessa noudatetaan varovaisuuseriaatetta. Populaatioita hyödynnettäessä on varmistettava, että hyödyntäminen on kestävää ja perustuu parhaaseen saatavilla olevaan ekologiseen tietoon. Tarvittavat suojelutoimet kuvataan toimintasuunnitelmassa (Action Plan), jonka pääkohtia ovat lajien ja elinympäristöjen suojelu, ihmistoiminnan hallinta, tutkimus ja seuranta, koulutus ja tiedotus sekä toimeenpano.

Uhanalaisten tai vähälukuisten vesilintujen suojelua edistetään AEWA:ssa mm. lajikohtaisten kansainvälisten ja kansallisten suojelusuunnitelmien (Single Species Action Plans) ja metsästettävien vesilintupopulaatioiden hoitoa kannanhoitosuunnitelmien (Species Management Plans) avulla. Tähän mennessä kansainvälinen suojelusuunnitelma on laadittu kahdelle hanhipopulaatiolle: sepelhanhen Itä-Kanadassa pesivälle ja Länsi-Euroopassa talvehtivalle *hrota*-alalajin populaatiolle (Robinson & Colhoun 2006) ja kiljuhanhelle (Jones ym. 2008). Vuonna 2012 AEWA:ssa valmistui ensimmäinen kansainvälinen kannanhoitosuunnitelma metsästettävälle hanhipopulaatiolle, Huippuvuorilla pesivälle lyhytnokkahanhelle, joka on runsastunut huomattavasti ja aiheuttaa vahinkoa viljelyksille (Madsen & Williams 2012).

AEWA:n osapuolet pyrkivät järjestämään vesilintujen kannanseurannan alueillaan ja seurantatulosten julkaisemisen. Suojelu- ja kannanhoitotoimien kohdistamista varten toimintasuunnitelmassa on lajien populaatioille kantojen tilaa, kehityssuuntaa ja suojelutarvetta kuvaava luokittelu. Uhanalaiset populaatiot kuten kiljuhanhi sekä pienet tai muista syistä vaaranalaiset populaatiot kuuluvat luokittelussa sarakkeeseen A ja uhanalaisuuden asteesta tai riskin suuruudesta riippuen kategorioihin 1–4. Taigametsähanhi kuului aiemmin sarakkeeseen ja kategoriaan B1 (kannan koko n. 25 000–100 000 yksilöä eivätkä sarakkeen A ehdot täyty). Vuonna 2012 järjestetty AEWA:n 5. osapuolikokous päätti tiukentaa mm. taigametsähanhen luokitusta

siten, että se kuuluu nyt sarakkeeseen ja kategoriaan A3c* (taulukko 4). Muutoksen syynä oli kannan merkittävä pitkäaikainen väheneminen, johon c-kirjain viittaa. Sarakkeeseen A kuuluvien populaatioiden metsästys on säännön mukaan kielletty, mutta asteriskilla (*) merkittyjen kantojen metsästys saa jatkaa kansainvälisen hoitosuunnitelman puitteissa kestävän käytön periaatteella adaptiivista metsästyksen säätelyä toteuttaen. Taigametsähanhelle ei ollut olemassa kansainvälistä hoitosuunnitelmaa, ja EU:n komissio jätti osapuolikokouksen päätökseen väliaikaisen varauman saada jatkaa taigametsähanhen metsästystä (tarkemmin kohdassa 8.5).

8.5 EU:n lintudirektiivi ja luontodirektiivi

EU:n direktiivi luonnonvaraisten lintujen suojelusta (2009/147/EY) eli lintudirektiivi koskee jäsenvaltioiden Euroopan alueilla elävien luonnonvaraisten lintulajien suojelua, hoitoa, kannansäätelyä ja hyödyntämistä. Direktiiviä sovelletaan lintuihin ja niiden muniin, pesiin ja elinympäristöihin. Jäsenvaltioiden on toteutettava kaikki tarvittavat toimet lintukantojen ylläpitämiseksi tasolla, joka vastaa erityisesti ekologisia, tieteellisiä ja sivistyksellisiä vaatimuksia ottaen huomioon taloudelliset ja virkistykselliset vaatimukset, tai kantojen mukauttamiseksi tähän tasoon. Lisäksi jäsenvaltiot ovat velvollisia toteuttamaan kaikki toimet, joiden avulla säilytetään, ylläpidetään tai palautetaan elinympäristöjen riittävä moninaisuus ja laajuus. Ensisijaisiin toimiin kuuluu muodostaa suojelualueita sekä hoitaa, ennallistaa ja aikaansaada elinympäristöjä.

Lintudirektiivin liitteessä II lueteltujen lajien kantojen koon, levinneisyyden ja lisääntymisnopeuden takia niitä voidaan metsästää direktiivin soveltamisalueilla kansallisen lainsäädännön mukaisesti. Metsähanhi mainitaan liitteen II osassa 1 (taulukko 4); siinä lueteltuja lajeja saa metsästää niillä maantieteellisillä maa- ja vesialueilla, joihin direktiiviä sovelletaan. Jäsenvaltioiden on varmistettava, että lajien metsästys ei vaaranna suojelutoimenpiteitä niiden levinneisyysalueella. Lisäksi metsähanhi kuuluu niihin lajeihin, joista säädetään että jäsenvaltioiden on kieltävä niiden myynti, kuljetus ja hallussapito myyntiä varten sekä elävien ja kuolleiden lintujen ja kaikkien niiden helposti tunnistettavien osien tai linnuista valmistettujen tuotteiden myytäväksi tarjoaminen.

AEWA:n osapuolikokouksen päätös vuonna 2012 siirtää taigametsähanhi toimintasuunnitelman suojeluluokituksessa sarakkeeseen ja kategoriaan A3c* (kohta 6.2) merkitse periaatteessa sen metsästyksen kieltämistä, koska kansainvälinen hoitosuunnitelma puuttui. Samalla syntyi tilanne, jossa taigametsähanhen metsästys oli lintudirektiivin mukaan sallittu mutta AEWA:n toimintasuunnitelman mukaan kielletty. Koska lintudirektiiviä ei ollut mahdollista muuttaa metsähanhen osalta 90 päivän määräajan kuluessa yhdenmukaiseksi uuden AEWA-luokituksen kanssa eikä direktiiviä haluta avata yksittäisten lajien takia, EU:n komissio jätti osapuolikokouksen päätökseen varauman saada jatkaa taigametsähanhen metsästystä, kunnes lintudirektiivin liitettä II on muutettu metsähanhen osalta. Komissio kuitenkin kehotti jäsenmaita pidättäytymään taigametsähanhen metsästyksestä niin kauan kuin kansainvälistä hoitosuunnitelmaa ei ole, tai jos metsästystä halutaan jatkaa, jättämään kansallisen varauman. Suomi, Ruotsi ja Tanska jättivät kansallisen varauman vuonna 2012.

EU:n direktiivi luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta (92/43/ETY) eli luontodirektiivi on säädetty luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelemiseksi. Luontodirektiivin mukaisilla toimilla pyritään säilyttämään luontotyyppien ja luonnonvaraisten lajien suotuisan suojelun taso tai saattamaan se ennalleen.

Metsähanhelle tärkeät pesimäkauden elinympäristöt eli aapasuot, puustoiset suot ja boreaaliset luonnonmetsät sisältyvät luontodirektiivin liitteen I ensisijaisesti suojeltaviin luontotyyppeihin. Luontotyyppien ja luonnonvaraisten lajien elinympäristöjen suojelu on toteutettu perustamalla erityisten suojelualueiden yhtenäinen eurooppalainen ekologinen verkosto eli Natura 2000. Suomessa verkosto muodostettiin sisällyttämällä kansalliset suojeluohjelmat eurooppalaiseen suojelualueverkostoon.

8.6 Metsästyslaki ja metsästysasetus

Metsästyslain (615/1993) 5 §:n mukaan metsähanhi on Suomessa riistaeläin. Oikeus harjoittaa metsästystä ja määrätä siitä kuuluu maanomistajalle, mutta 8 §:n mukaan Lapin, Koillismaan ja Kainuun kuntalaisilla on oikeus metsästä kotikunnassaan valtion mailla. Yleisinä vaatimuksina säädetään, että metsästystä on harjoitettava kestävän käytön periaatteiden mukaisesti ja siten, että riistaeläinkannat eivät vaarannu, luontoa ei tarpeettomasti vahingoiteta eikä eläimille tuoteta tarpeetonta kärsimystä. Riistaeläinkantojen tuoton jatkuvuus on pyrittävä turvaamaan tarkoituksenmukaisella riistanhoidolla. Metsästys- ja riistanhoitotoimen ylin johto ja valvonta kuuluvat maa- ja metsätalousministeriölle.

Riistaeläinlaji voidaan rauhoittaa valtioneuvoston asetuksella määrääjäksi tai toistaiseksi, jos kannan säilymisen tai lisääntymisen turvaaminen sitä edellyttää. Paikkakunnan vakituisten asukkaiden hyväksi voidaan kuitenkin poiketa yleisistä rauhoitusajoista. Rauhoitusaikana riistaeläintä ei saa metsästä tai vahingoittaa eikä soidinta, pesintää tai poikasia saa häiritä. Vuonna 2011 voimaan tulleen metsästyslain 38 §:n muutoksen mukaan jos riistaeläinlajin kanta vaarantuu sen esiintymisalueella tai osalla esiintymisaluetta, voidaan maa- ja metsätalousministeriön asetuksella kyseisen riistaeläinlajin metsästys kieltää tai rajoittaa sitä. Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa rajataan alue, jolla kieltä tai rajoitus on voimassa. Kielto tai rajoitus voidaan antaa enintään kolmeksi vuodeksi kerrallaan. Kielto tai rajoitus voi tulla voimaan aikaisintaan kahden viikon kuluttua asetuksen antamisesta. Maa- ja metsätalousministeriön on kuultava ennen asetuksen antamista Suomen riistakeskusta sekä niitä riistanhoitoyhdistyksiä, joiden toiminta-alueella kieltä tai rajoitus koskee. Jos riistaeläinkanta voimistuu elinvoimaiseksi, kieltä tai rajoitus tulee kumota ennen määrääjän päättymistä.

Metsästysasetuksessa (666/1993) säädetään yleiset ampuma-asevaatimukset, jotka mm. hanhenmetsästyksessä käytettävän rihlatun luotiasen on täytettävä, sekä yleiset rauhoitusajat. Metsähanhi on rauhoitettu 1.1.–20.8. klo 12.00 saakka.

Metsästysjärjestelyistä valtion mailla säädetään metsästyslaissa ja laissa Metsähallituksesta (1378/2004). Metsähallituksen yhtenä tehtävänä on tarjota metsästysmahdollisuuksia valtion mailla. Pienriistan metsästysoikeus voidaan luovuttaa joko metsästysvuokrasopimuksella tai erillisellä luvalla pienriistan lupametsästysalueelle. Metsästysoikeus voidaan vuokrata joko ilman rajoituksia, tai Metsähallitus voi maanomistajana ja metsästysoikeuden haltijana asettaa siihen liittyviä ajallisia, alueellisia tai lajikohtaisia, esimerkiksi paikallisesti vähentyneitä tai harvalukuisia lajeja koskevia rajoituksia.

Valtion maiden lupametsästysalueilla Metsähallitus säätelee metsästystä Metsähallituksesta annetun lain mukaisesti kiintiöpäätöksin, joilla taataan metsästyksen ekologinen ja sosiaalinen kestävyys

sekä toisaalta turvataan paikallisten asukkaiden oikeudet. Jos metsästyslupia ei riitä kaikille, etusija on metsästyslain 45 ja 46 §:n mukaan annettava niille, joilla ei ole muutoin kohtuullisia mahdollisuuksia metsästykseseen. Näitä mahdollisuuksia on kuitenkin jaettava niin, että Pohjois-Suomen kuntalaisten metsästyslain 8 §:n mukainen vapaa metsästys-oikeus kotikunnassaan valtion mailla sekä saamelaisten kulttuurin ja porotalouden harjoittaminen otetaan huomioon.

8.7 Riistahallintolaki

Vuonna 2011 voimaan tullessa riistahallinnon uudistuksessa Metsästäjien Keskusjärjestö ja riistanhoitopiirit yhdistettiin Suomen riistakeskukseksi, jota ohjaa ja valvoo maa- ja metsätalousministeriö. Riistahallintolaissa (158/2011) luetellaan Suomen riistakeskuksen tehtäviksi joukko julkisia hallintotehtäviä sekä muita tehtäviä, mm. kestävä riistatalouden edistäminen, riistaeläinkantojen tilan, kehityksen, kestävyys ja elinvoimaisuuden seuraaminen sekä näihin liittyvien toimintojen kehittäminen yhdessä tutkimuksen kanssa, riistan ja elinympäristöjen hoidon edistäminen, hoitosuunnitelmien valmistelu, kestävä, turvallinen ja eettisesti hyväksyttävä metsästyksen sekä riistanhoitoyhdistysten toiminnan edistäminen.

Suomen riistakeskuksen ylin päättävä toimielin on hallitus. Riistakeskuksen yhteydessä toimii valtakunnallinen riistaneuvosto, jonka tehtävänä on käsitellä riistataloutta koskevia asioita. Lisäksi kullakin Suomen riistakeskuksen 15 alueella toimii alueellinen riistaneuvosto, jonka tehtävänä on käsitellä riistataloutta koskevia asioita sekä tukea, ohjata ja avustaa aluetoimiston toimintaa.

Riistanhoitoyhdistys on metsästäjien omatoimisuuteen perustuva itsenäinen toimija. Se toimii yleensä yhden tai useamman kunnan alueella. Suomen riistakeskus ohjaa ja valvoo riistanhoitoyhdistysten toimintaa. Riistanhoitoyhdistyksen tehtäviin kuuluu mm. järjestää metsästäjätkintoja, avustaa viranomaisia metsästyksen valvonnassa ja edistää kestävä riistataloutta sekä kestävä, turvallista ja eettisesti hyväksyttävää metsästystä. Samoin riistanhoitoyhdistyksen tehtävänä on edistää riistan ja elinympäristöjen hoitoa, riistaeläinkantojen kestävyttä ja elinvoimaisuutta ja tuottaa koulutus- ja neuvontapalveluja sekä huolehtia näihin liittyvästä tiedotuksesta ja viestinnästä.

8.8 Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön strategia vuosiksi 2012–2020 ja toimintaohjelma 2013–2020

Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön strategia vuosiksi 2012–2020 perustuu kansainvälisen Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen (CBD, SopS 78/1994) asiakokonaisuuksiin. Strategiassa on viisi päämäärää:

- valtavirtaistetaan luonnon monimuotoisuuden suojelu ja kestävä käyttö hallinnossa ja yhteiskunnassa
- vähennetään luonnon monimuotoisuuteen kohdistuvia välittömiä paineita ja edistetään sen kestävä käyttöä
- luonnon monimuotoisuuden tilaa parannetaan turvaamalla ekosysteemit, lajit ja perinnöllinen monimuotoisuus
- luonnon monimuotoisuudesta ja ekosysteemipalveluista saatavat hyödyt turvataan kaikille

- parannetaan luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön toimeenpanoa osallistavalla suunnittelulla, tietojen hallinnalla ja toimintamahdollisuuksien ja -kykyjen kehittämisellä.

Strategisten päämäärien saavuttamista tarkennetaan 20 tavoitteella. Vuoteen 2020 mennessä muun muassa kaikkien luontaisten elinympäristöjen kato on pysäytetty ja niiden laadullista heikentymistä ja pirstoutumista on merkittävästi vähennetty. Suojelualueet ovat hyvin yhteen kytkeytyneitä, ja monimuotoisuuden turvaamista jatketaan talousmetsissä. Edelleen tavoitteena vuoteen 2020 mennessä on, että välttämättömiä palveluita tuottavia ekosysteemejä ennallistetaan ja turvataan ottaen huomioon sosiaaliset, taloudelliset ja kulttuuriset näkökohdat. Suomi osallistuu heikentyneiden ekosysteemien ennallistamisen maailmanlaajuisen, vähintään 15 prosentin pinta-alaosuuden tavoitteen saavuttamiseen. Tehtävä edellyttää muun muassa, että luonnon monimuotoisuutta koskeva päätöksenteko perustuu parhaaseen käytettävissä olevaan tieteelliseen tietoon ja varovaisuusperiaatteen noudattamiseen.

Strategiaan perustuva ja sitä toteuttava Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön toimintaohjelma 2013–2020 sisältää 105 toimenpidettä, joista kolme koskee soita. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta toteutetaan. Suojeltuja suoekosysteemejä turvaavan luontaisen vesitalouden ylläpitämiseksi tarkistetaan niiden ekologiaa rajoituksia esimerkiksi METSO:n kaltaisilla vapaaehtoisilla suojelukeinoilla. Lisäksi soita merkittävästi muuttava uusi maankäyttö ohjataan ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille soille ja turvemaille. Metsien eliölajeja ja elinympäristöjä koskeviin toimenpiteisiin kuuluu talousmetsien luonnonhoidon kehittäminen muun muassa uudistamalla rahoitusjärjestelmää, metsänhoitosuosituksia sekä ohjeistusta ja metsänomistajien ja metsäalan toimijoiden koulutuksella. Valtion talousmetsissä luonnon monimuotoisuus ja ekosysteemipalvelut turvataan ja otetaan huomioon Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaan (Päivinen ym. 2011) mukaisesti. Maatalousympäristöissä puolestaan kehitetään maatalouden käytännöissä luonnon monimuotoisuutta edistävää politiikkaa ja strategioita sekä monimuotoisuutta edistäviä ja säilyttäviä toimenpiteitä mm. maatalouden tukijärjestelmän kohdentamisen avulla. Samoin edistetään maiseman ja biologisen monimuotoisuuden hoitoa maatalouden harjoittamisen yhteydessä lisäämällä neuvontaa, koulutusta ja tutkimusta sekä eri toimijoiden välistä yhteistyötä. Kosteikkojen, suojavyöhykkeiden ja luonnon monimuotoisuuden yleissuunnitelmien laatimista tuetaan.

8.9 Soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansallinen strategia

Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi valmistui 2011 ja 2012 valtioneuvosto teki asiasta periaatepäätöksen (Työryhmämuistio 2011). Soiden ja turvemaiden kansallisessa strategiassa määritellään tavoitteet ja toimenpiteet soiden ja turvemaiden kestävälle ja vastuulliselle käytölle. Kestävällä ja vastuullisella käytöllä sovitetaan yhteen ekosysteemipalvelujen näkökulmaa hyödyntäen ympäristölliset, sosiaaliset ja taloudelliset tavoitteet siten, että:

- soiden ja turvemaiden käytöstä, hoidosta ja suojelusta saadaan merkittävä yhteiskunnallinen, taloudellinen ja ekologinen hyöty valtakunnallisesti ja alueellisesti
- maa- ja metsätalouden tuottamat hyödyt voidaan turvata
- energiahuolto voidaan turvata
- saavutetaan suoluonnon suotuisa suojelutaso
- haitalliset ympäristövaikutukset jäävät vähäisiksi.

Ekosysteempipalveluilla tarkoitetaan tässä kaikkia ihmisen soilta ja turvemailta saamia aineellisia ja aineettomia hyötyjä.

Strategian mukaan Suomen suoluonnossa monimuotoisuuden köyhtymistä ovat aiheuttaneet muun muassa erilaisesta maankäytöstä johtuva elinympäristöjen tuhoutuminen, jäljellä olevien elinympäristöjen laadun heikkeneminen ja eristyminen sekä soiden ja muiden ekosysteemien välisten luontaisten vaihteluväyhykkeiden häviäminen. Nämä muutokset ovat vaikuttaneet useimpien suolajien levinneisyyteen ja runsauteen. Monimuotoisuuden turvaamiseksi valtion suojelualueilla ennallistetaan 20 000 hehtaaria ja yksityisillä suojelualueilla 2 000 hehtaaria suota arvioidun ennallistamistarpeen mukaisesti. Suojelualueiden rajausten ja vesitalouden toimivuutta parannetaan. Turvetuotantoon jo hankitut, suojeluarvoiltaan huomattavat suoalueet pyritään hankkimaan valtiolle luonnonsuojelutarkoituksiin maanvaihdon tai vapaaehtoisin suojeluostoin. Suojelualueverkon ulkopuolella suoluonnon monimuotoisuutta turvataan luonnonhoito- ja ennallistamishankkeilla, joita yksityismailla toteutetaan kestävän metsätalouden rahoituslain mukaisella, EU- ja muulla rahoituksella. Hankkeilla muun muassa tuetaan riistalintukantojen elvyttämistä.

Metsätaloutta koskevien linjausten mukaan suometsiä hoidetaan ja käytetään kestävästi siten, että metsätalous on kannattavaa, ja pidetään metsätalouden haitalliset ympäristövaikutukset mahdollisimman vähäisinä. Suometsien biologinen monimuotoisuus metsätaloudessa turvataan lainsäädännön ja metsänhoidon keinoin. Suunnittelussa rajataan kunnostusojituksen ulkopuolelle kohteet, joilla kasvavan puuston määrä on riittävä pitämään alueen kuivatustehon kunnossa eikä vesitalouden kunnostus siksi ole tarpeen. Luonnontilaisia soita ei uudisojiteta. Metsätaloudellisesti kannattamatonta ojitettua metsä-, kitu- ja joutomaata on Metsäntutkimuslaitoksen arvion mukaan yhteensä 830 300 hehtaaria. Näistä luonnon monimuotoisuuden kannalta merkittävät alueet ennallistetaan, osa jätetään palautumaan kohti luonnontilaa ja osa voidaan hyödyntää turvetuotantoon. Toimenpiteisiin kuuluu kehittää metsätalouden suunnitteluun toimintamalli, jossa ennallistamiskohteet voidaan tunnistaa jo kunnostusojitus- tai metsäsuunnittelun yhteydessä. Riistalintukantojen vahvistamista tukevan ennallistamissuunnitelman tekemiseksi kehitetään ohjeisto.

Turvetuotanto kohdennetaan luonnontilaisuusasteikon mukaisesti ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille soille ja turvemaille. Turvetuotannosta vapautuvat suonpohjat hyödynnetään muun muassa lintuvesinä tai muina kosteikkoina.

Soiden ja turvemaiden kansallisella strategialla pyritään turvaamaan myös soiden monikäyttö- ja kulttuuripalveluja. Soiden käytettävyyttä virkistykseen, matkailuun, keräilyyn, kulttuuriin ja opetukseen edistetään.

Osan 1 yhteenveto ja päätelmät

Suurin osa Suomen metsähanhikannasta on aapasoiden pesiviä taigametsähanhia, ja Ylä-Lapissa ilmeisesti pesii vähäinen määrä tundrametsähanhia. Taigametsähanhia pesii Suomen lisäksi ainoastaan Venäjällä, Ruotsissa ja Norjassa.

Elämäntieto ja elinympäristöt. Metsähanhi aloittaa lisääntymisen useimmiten kolmivuotiaana. Taigametsähanhen pesimisbiologiasta ja elinympäristöjen käytöstä Suomessa on vanhaa tutkimustietoa. Metsähanhet käyttivät rimpisten aapasoiden lisäksi niitä ympäröiviä suomensia ja kangasmaita, ja yli puolet pesistä sijaitsi metsäisissä maastotyypeissä. Poikaskausi jakautuu elinympäristöjen käytön mukaan kolmeen vaiheeseen: 1) poikaskauden alku puronvarsi- ja muissa korvissa, 2) emojen sulkasatokausi heinäkuussa aapasoiden avovesirimmissä ja lammissa, 3) elokuun poikaskausi, jolloin syövät säännöllisesti marjoja metsäisissä maastoissa. Sulkasatokautena saman suon poikueet voivat lyöttäytyä parveksi.

Poikastuotto ja säilyvyys. Poikastuotto ja siihen vaikuttavat tekijät tunnetaan huonosti. Levähdys- ja talvehtimisalueilla metsähanhiparvissa on ollut yleensä runsaat 20 % nuoria yksilöitä. Tiedot säilyvyydestä perustuvat rengastetuista yksilöistä tehtyihin havaintoihin. Aikuisten taigametsähanhien vuotuinen säilyvyys on ollut 66–86 %, poikasten n. 20 prosenttiyksikköä alhaisempi. Metsästys on merkittävä ja todennäköisesti suurin aikuisten kuolinsyy, kun taas luontainen kuolevuus lienee vähäistä.

Talvehtiminen, muutto ja paikkauskollisuus. Suomessa on kaularengastettu vuosina 1979–2012 lähes 1 200 metsähanhea, minkä ansiosta muutto ja kerääntymisalueet tunnetaan hyvin. Fennoskandian taigametsähanhet talvehtivat pääasiassa Etelä-Ruotsin Skånessa ja Tanskassa. Kevätmuuton pääväylä kulkee Suomessa pitkin länsirannikkoa, ja tärkeimpiä levähdysalueita ovat Oulun eteläpuoliset peltoaukeat Pohjois-Pohjanmaalla. Kevätmuutto aikaistui merkittävästi 1990-luvulta 2000-luvulle. Esiaikuiset eli 1–2-vuotiaat hanhet ja ainakin osa pesänsä tai poikueensa menettäneistä aikuisista lähtevät kesäkuussa sulkasatomuutolle Kuolaan ja Novaja Zemljalle. Syysmuutolla havaitaan sekä hanhia että levähdysalueita vähemmän kuin keväällä, eikä se noudattele länsirannikkoa yhtä selvästi kuin kevätmuutto. Syysmuutto huipentuu syyskuussa, ja syys- ja lokakuussa Suomen kautta muuttaa myös Venäjän kantaan kuuluvia ja Venäjällä sulkineita suomalaisia taigametsähanhia. Tundrametsähanhia muuttaa keväällä ja syksyllä etenkin Kaakkois- ja Etelä-Suomen kautta ja Länsi-Suomen kautta Norjan kantaan kuuluvia metsähanhia. Suomessa poikasina merkityistä taigametsähanhista noin kolmasosa palasi pesimään synnyinalueelleen. Metsähanhilla on havaittu paikkauskollisuutta myös levähdys- ja talvehtimisalueille.

Metsähanhikantojen koko ja muutokset. Suomen pesimäkanta ilmeisesti väheni 1930-luvulta 1950- ja 1960-luvuille, mutta 1970-luvulla kanta oli selvästi runsastumassa. Etelä-Ruotsin syyslaskentojen mukaan metsähanhikanta alkoi taantua 1990-luvun alussa. Syyslaskentojen tulosten perusteella ei kuitenkaan voi päätellä mitään taigametsähanhikannan muutoksista. On myös epäselvää, voiko levähdysalueiden muuttajamääriä käyttää kannanmuutosten arviointiin. Suomessa kanta on

lintuatlaskartoitusten perusteella taantunut 1980-luvulta erityisesti tärkeimmillä pesimäalueilla Keski-Lapissa ja Pohjois-Pohjanmaalla. Suomessa pesivän kannan parimääräksi arvellaan 1 700–2 500. Pesimäkannan uskotaan vähentyneen myös Ruotsissa ja Norjassa. Arvio taigametsähanhen talvehtivaksi kokonaiskannaksi Luoteis-Euroopassa oli 1990-luvun puolivälissä 100 000 mutta vuonna 2009 enää 63 000 yksilöä. Pesivän kannan kooksi arvioidaan n. 15 000 paria.

Metsästys ja riistanhoito. Vuotuinen metsähanhisaalis oli Suomessa 1990- ja 2000-luvuilla vuoteen 2009 saakka keskimäärin 6 500 yksilöä. Vielä 1990-luvun lopulla valtaosa saaliista saatiin pohjoisen pesimäalueilla, 2007–2009 sen sijaan länsirannikolla ja Kaakkois-Suomessa. Suomessa tapahtuvan pyynnin osuus pohjoisen pesimäalueilla merkittyjen metsähanhien metsästyskuolevuudesta on ollut noin kaksi kolmasosaa. Saaliiseen sisältynee myös Venäjän ja Norjan kantoihin kuuluvia taiga- ja tundrametsähanhia. Siipinäyteaineiston mukaan metsästys kohdistuu voimakkaasti aikuisiin. Esiakuisten osuus on ollut vähäinen. Metsästystä on vuodesta 2010 alkaen rajoitettu siirtämällä pyynnin alkamisajankohtaa myöhemmäksi ja eniten maan etelä- ja keskiosissa, minkä vuoksi arvioidut vuotuiset saalismäärät ovat huomattavasti pienentyneet. Tuhansien taigametsähanhien vuotuisia saaliita saadaan vain Venäjällä, Suomessa ja Ruotsissa ja Tanskassa todennäköisesti runsas tuhat yksilöä. Puolella aikuisista taigametsähanhista on ruumiissaan lyijyhauleja. Kuolettavan osuman saaneet haavakot huomioon ottaen metsähanhien keskimääräiseksi suuntaa-antavaksi kokonaisverotusasteeksi on arvioitu runsaat 20 %, mikä vaikuttaa suurelta. Yleisesti hanhien luontainen kuolevuus on vähäistä ja metsästyskuolevuus tästä syystä todennäköisesti additiivista eli kokonaiskuolevuutta lisäävää. Yli puolet suomalaisten taigametsähanhien kokonaiskuolevuudesta näyttää olevan metsästyskuolevuutta.

Metsähanhia on tarhattu ja istutettu Etelä-Pohjanmaalla ja Satakunnassa, mutta istutusten tehokkuudesta kannan vahvistamisessa tai palauttamisessa ei ole tietoa. Viljaruokinnan vaikutusta hanhien kuntoon ei tunneta. Ruokinta ei näytä vaikuttavan metsähanhien pesimäalueen valintaan.

Hanhikantojen hoito muissa maissa. Metsästyksen rajoittamisen, rauhoitusten, elinympäristöjen suojelun ja talviruokinnan mahdollisista vaikutuksista eri hanhilajien kantoihin on viitteellisiä tietoja. Grönlannin ja Pohjois-Venäjän tundrahanhipopulaatiot ja Pohjois-Venäjän valkoposki- ja sepelhanhipopulaatiot runsastuivat, kun metsästystä rajoitettiin. Myös joidenkin pesimis- ja talvehtimisalueiden suojelu ja myöhemmin talviruokinta saattoivat edistää Grönlannin tundrahanhen runsastumista. Samoin Pohjois-Amerikasta on havaintoja metsästyksirajoitusten ja hanhikantojen runsastumisen ajallisesta yhteydestä. Toisaalta Pohjois-Amerikassa on metsästystä lisäämällä onnistuttu jossain määrin vähentämään lumihanhikantoja.

Mahdolliset syyt taigametsähanhen taantumisen. Tärkein suuren mittakaavan syy on kansainvälisen kannanhoitoyhteistyön puute ja kokonaiskantaan nähden korkea metsästysverotusaste. Suomen Punaisessa kirjassa taantumisen syiksi esitetään pyynti, ojitus ja turpeenotto sekä vesien rakentaminen, vaikka tutkimustietoa vähenemisen syistä ei ole. Yleisesti aikuisten säilyvyyden vaihtelu vaikuttaa hanhien populaatiokokoon enemmän kuin poikastuoton vaihtelu. Suomessa metsähanhisaalis ei keskimäärin juuri muuttunut ennen 2010 aloitettuja metsästyksirajoituksia, vaikka kanta taantui. Hanhia on alettu metsästä yhä enemmän pelloilla kuvien avulla, ja 2000-luvulla ennen metsästysajan rajoituksia vuotuinen metsähanhisaalis noudatteli kahden runsastuneen lajin, meri- ja kanadanhanhen, saalismääriä. Vanhan tutkimustiedon mukaan levähdysalueilta saatu

metsähanhisaalis painottuu voimakkaasti aikuisiin. Synnyinalueuskollisuuden vuoksi paikallisen kuolevuuden korvautuminen muualta saapuvilla yksilöillä voi olla hidasta. Pääosa Suomen pesimäkantaan muissa maissa kohdistuvasta metsästyksestä tapahtuu Ruotsissa, mutta sen osuutta kannan taantumiseen on vaikea arvioida. Valtaosa metsästetyksi ilmoitetuista Suomessa rengastetuista metsähanhista on saatu saaliiksi Suomessa ja vajaa kolmannes Ruotsissa.

Metsäojitus ja nyttemmin kunnostusojitus ovat maankäytön aiheuttamista pesimisympäristöjen muutoksista luultavasti merkittävimpiä. Ojituksen vaikutukset soiden eliöstöön voivat olla pitkäaikaisia ja hitaasti ilmeneviä. Myös pesimäsoita ympäröivien metsien hakkuut ja paikoin turvetuotanto ja vesien rakentaminen ovat vähentäneet metsähanhelle soveltuvien elinympäristöjen määrää tai laatua. Metsätiet helpottavat pesimäsoiden saavutettavuutta ja ovat voineet lisätä pesimäkantaan kohdistuvaa metsästyspainetta.

Vesilintulajien välinen kilpailu elintilasta on saattanut kiristyä. Laulujoutsen on runsastunut ja laajentanut levinneisyyttään huomattavasti viime vuosikymmeninä. Pesivät laulujoutsenet käyttäytyvät reviirillään aggressiivisesti sulkivia metsähanhia kohtaan, ja hanhet joutuvat väistymään. Laulujoutsenen aggressiivisuuden mahdollisesta vaikutuksesta metsähanhien poikastuottoon tai säilyvyyteen ei kuitenkaan ole tietoa. Merihanhen, kanadanhanhen, tundrahanhen ja valkoposkihanhen kokonaisyksilömäärät ovat yli nelinkertaistuneet Etelä-Ruotsissa lokakuuisilla levähdysalueilla 1990-luvun loppupuolelta lähtien ja yli kymmenkertaistuneet talvehtimisalueilla. Metsähanhen kilpailu elintilasta ja ravinnosta on saattanut kiristyä levähdysalueilla erityisesti meri- ja kanadanhanhen ja talvehtimisalueilla kaikkien neljän lajin yksilöiden kanssa.

Kotkat, isot varislinnut ja monet petonisäkkäät voivat saalistaa metsähanhen aikuisia, munia tai poikasia, mutta saalistuksen vaikutuksesta metsähanhikannan taantumiseen ei ole tietoa. Metsähanhen tärkeimpiä saalistajia ovat todennäköisesti maakotka, korppi, kettu, supikoira, karhu ja minkki, joiden runsastuminen osuu yksiin metsähanhikannan vähenemisen kanssa.

Mahdolliset tulevaisuuden uhkatekijät. Metsähanhikantaan mahdollisesti tulevaisuudessa vaikuttavat uhkatekijät liittyvät pääasiassa maankäyttöön, ja niitä ovat pesimäsoita ympäröivien suometsien kunnostusojitus, turvetuotanto, Lappiin suunnitellut uudet tekoaltaat ja tuulivoimapuistot muuttoreittien varrella. Ilmaston lämpeneminen on merkittävä pitkän aikavälin uhkatekijä metsähanhelle.

Metsähanhen seuranta ja tutkimus. Kansainvälisesti tärkein toimija hanhikantojen seuranta- ja tutkimusyhteistyössä on Goose Specialist Group, jonka taustajärjestöjä ovat Wetlands International ja Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto IUCN. Päävastuu kansainvälisten hanhilaskentojen järjestämisestä on Wetlands International -järjestöllä. Etelä-Ruotsissa on vuodesta 1977 laskettu muuttavia ja talvehtivia hanhia osana kansainvälisiä hanhilaskentoja. Ruotsissa ja Norjassa on viime vuosina ollut meneillään metsähanhen tutkimushankkeita. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos aloitti 2011 taigametsähanhea koskevan tutkimuksen, jossa hankitaan tietoa muun muassa pesimäbiologiasta, poikastuotosta ja liikunnoista. Suomessa 2000-luvun alussa toimineen metsähanhityöryhmän tärkeimpiä saavutuksia olivat muutonaikaisten kerääntymisalueiden kartoitus ja levähtävien metsähanhien laskenta sekä rengastusten jatkaminen.

Metsähanhen asema sopimuksissa ja säädöksissä. Metsähanhi luokitellaan Suomen Punaisessa kirjassa silmälläpidettäväksi lajiksi. Bernin yleissopimuksessa Euroopan luonnonvaraisen eliöstön suojelusta metsähanhi kuuluu suojeltuihin lajeihin, joita saa metsästää mutta siten, että kannat eivät vaarannu. Sopimus Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta eli AEWA on muuttavien luonnonvaraisten eläinten suojelua koskevan Bonnin sopimuksen laajin alasopimus. AEWA tarkastelee vesilintujen suojelutarvetta populaatiokohtaisesti. Taigametsähanhen suojeluluokitusta AEWA:ssa tiukennettiin 2012 kannan pitkäaikaisen vähenemisen vuoksi siten, että sen metsästys on mahdollista vain kansainvälisen hoitosuunnitelman puitteissa kestävästi adaptiivista metsästyksen säätelyä toteuttaen. Kansainvälistä hoitosuunnitelmaa ei ollut olemassa. Koska metsähanhi kuuluu EU:n lintudirektiivin mukaan metsästettäviin lajeihin eikä direktiiviä voitu muuttaa metsähanhen osalta määräajassa vastaamaan uutta AEWA-luokitusta, EU:n komissio jätti väliaikaisen varauman saada jatkaa taigametsähanhen metsästystä. Lisäksi metsähanhi kuuluu lintudirektiivissä lajeihin, joilla käytävä kauppa jäsenvaltioiden on kiellettävä. Monet metsähanhelle tärkeät pesimäkauden elinympäristöt sisältyvät luontodirektiivissä ensisijaisesti suojeltaviin luontotyypeihin.

Metsähanhi on metsästyslain mukaan Suomessa riistaeläin. Metsähanheen on sovellettu vuoden 2011 metsästyslain muutosta, jonka nojalla riistaeläinlajin kannan vaarantuessa sen esiintymisalueella tai osalla esiintymisaluetta sen metsästys voidaan maa- ja metsätalousministeriön asetuksella kieltää tai sitä voidaan rajoittaa. Metsästysasetuksessa säädetään metsähanhen yleiseksi rauhoitusajaksi 1.1.–20.8. Suomen riistakeskuksen, valtakunnallisen riistaneuvoston, alueellisten riistaneuvostojen ja riistanhoitoyhdistysten tehtävistä säädetään riistahallintolaissa.

Päätelmät. Taulukossa 4 esitetään arvio taigametsähanhea koskevan tiedon tasosta. Kannanhoidon kannalta olennaisista muuttujista ainoastaan talvehtivan kannan koko tunnetaan välttävästi tai tyydyttävästi, kun taas poikastuotosta, säilyvyydestä ja niihin vaikuttavista tekijöistä on niukasti tietoa. Kokonaissaaliin koon arviointia Fennoskandiassa vaikeuttaa se, että Venäjältä ei ole saalisarvioita käytettävissä. Taigametsähanhen vähenemisen syitä ei tunneta, mutta useita mahdollisia syitä voidaan osoittaa. Mahdollisesti tai jopa todennäköisesti väheneminen on aiheutunut monen tekijän yhteisvaikutuksesta. Suomessa muutokset pesimisympäristöissä ovat voineet olla pitkän aikavälin syy kannan taantumiseen, jota lisäantynyt metsästyspaine ja muut mahdolliset syyt kuten vesilintulajien välisen kilpailun kiristyminen ja petokantojen runsastuminen kilpailun ovat voineet voimistaa.

Taulukko 5. Arvio taigametsähanhen elämänsykliä, muuttoa, kannanmuutoksia ja metsästystä koskevan tietämyksen tasosta. Merkkien selitykset: *** = hyvä, ** = välttävä tai vanhaa tietoa, * = huono. Arvio koskee lähinnä Fennoskandian kantaa.

Pääkohta	Alakohta	Tietämys
Elämänsykli	Pesimislevinneisyys	***
	Tärkeimmät pesimisalueet	***

	Elinympäristövaatimukset	**
	Poikastuotto	*
	Säilyvyys	**
	Kuolinsyyt	*
Muutto ja talvehtiminen	Muuttoreitit	****
	Muuttoaikataulut	****
	Talvehtimisalueet	****
	Sulkasatoalueet	**
Kannanmuutokset	Pesimäkannan koko ja muutokset	*
	Talvehtivan kannan muutokset	**
	Kannanmuutosten syyt	*
Metsästys	Metsästettävän kannan koostumus	*
	Saalismäärät	*
	Verotusaste	*
	Saaliin koostumus	*
	Saaliin alueellinen jakautuminen	**

OSA 2. TAVOITTEET JA TOIMENPITEET

9. Sidosryhmien odotukset ja näkemykset

Tammi-helmikuussa 2013 järjestettiin neljä alueellista sidosryhmäseminaaria, joissa koottiin hoitosuunnitelmaa varten sidosryhmien näkemyksiä metsähanhen kannanhoidon tavoitteista ja toimenpiteistä. Seminaareihin osallistui kaikkiaan 103 eri sidosryhmien edustajaa (taulukko 5). Muita kuin metsästystaustaisia osallistujia oli suhteellisesti eniten Rovaniemellä ja vähiten Seinäjoella. Kukin seminaari alkoi neljällä alustuksella, joiden aiheina olivat:

- Suomen metsähanhikannan hoitosuunnitelman tausta ja hankkeen vaiheet
- kotimaisen metsähanhitutkimuksen uusimmat tulokset
- taigametsähanhen kansainvälisen hoitosuunnitelmahankkeen tausta ja pohjustus EU-maiden johtavien metsästysviranomaisten kokouksessa
- riistavesilintujen kannanhoito Pohjois-Amerikassa koko muuttotien mittakaavassa ja esimerkki kanadanhanhesta.

Taulukko 6. Eri sidosryhmiä edustavien osallistujien lukumäärä metsähanhiseminaareissa 17.1.–1.2.2013 (seminaarien kolme vetäjää eivät ole luvuissa mukana).

	Rovaniemi 17.1.	Seinäjoki 18.1.	Kontiolahti 29.1.	Utajärvi 1.2.
ELY-keskukset	1	1	1	3
Lintutieteelliset yhdistykset ja luonnonsuojelupiirit	5	1	2	2
Metsähallitus	4	2	1	3
Suomen Metsästäjäliitto	2	2	2	2
Yliopistot	1	1	-	-
Suomen riistakeskus	2	4	4	2
Riistanneuvostot	2	3	2	3
Riistanhoitoyhdistykset	15	3	-	9
Metsästysseurat ja yksityiset metsästäjät	2	12	4	-
Yhteensä	34	29	16	24
Henkilökohtaisen lomakkeen palauttaneiden lukumäärä	8	6	4	2

Seminaareihin ilmoittautuneille jaettiin etukäteen ryhmätyölomake, joka pyydettiin palauttamaan täytettynä. Lisäksi seminaarien ryhmätöissä kukin työryhmä täytti lomakkeen yhteisesti. Osallistujat jaettiin Itä-Suomen seminaarissa Kontiolahdella kahteen ja muissa seminaareissa kolmeen ryhmään. Lomakkeessa pyydettiin mielipiteitä, ratkaisuehdotuksia ja kehittämisideoita mm. seuraaviin kysymyksiin:

1. Käsityksenne alueen pesimä- ja muuttavasta metsähanhikannasta, sen muutoksista ja muutoksen syistä
2. Metsästyksen säätely Suomessa

- a. tähänastisen metsästysajan säätelyn hyvät ja huonot puolet
 - b. harjoitetaanko metsästysseuroissa vapaaehtoista säätelyä?
 - c. tarvitaanko pyyntitapojen (esim. kuvastus, houkutusruokinta) säätelyä?
 - d. jakautuuko saalis oikeudenmukaisesti eri alueiden kesken?
 - e. pitäisikö pyynti säätää luvanvaraiseksi?
 - f. vai pitäisikö säätää metsästäjäkohtainen kiintiö, jonka käyttöä valvottaisiin tunnistemerkillä?
3. Kanta- ja saalistiedon lisääminen ja tiedon keruun kehittäminen
- a. voidaanko vapaaehtoistyötä hyödyntää pesimäkannan seurannassa, ja jos voi, niin miten?
 - b. miten saalishanhista saataisiin irti enemmän tietoa (saaliin määrä, ikäjakauma, alalaji) esim. siipikeräyksellä ja valokuvaamalla?
 - c. pitäisikö metsästäjät velvoittaa ilmoittamaan kaikki saalisyksilöt?
4. Elinympäristöjen hoito
- a. miten pesimäympäristöjen maankäyttöä voitaisiin muuttaa metsähanhelle edullisemmaksi?
 - b. mahdollisuudet muutonaikaisten levähdysalueiden hoitoon ja suojeluun?
5. Metsähanhen arvostus luontoelämyksenä ja riistana
- a. miten alueella arvostetaan metsähanhea metsästyssaaliina ja luontoelämyksenä?
 - b. millaista pyyntikulttuuria ja luontoharrastusta metsähanheen liittyy alueellanne?
 - c. miten tämä voitaisiin ottaa huomioon metsästysjärjestelyissä?
 - d. miten metsästyksen eettisyyttä ja vastuullisuutta voidaan kehittää?

Ryhmätöiden tulokset purettiin yhteisesti, ja kunkin seminaarin päätöskeskustelussa kuultiin kaksi etukäteen pyydettyä kommenttipuheenvuoroa, toinen Suomen Metsästäjäliiton piirin ja toinen lintutieteellisen yhdistyksen, Suomen luonnonsuojeluliiton piirin tai elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen edustajalta. Ryhmätöiden, henkilökohtaisten palautteiden ja päätöskeskustelun tuloksista koottiin seminaarikohtaiset yhteenvedot.

9.1 Lapin seminaari (Rovaniemi)

1. *Käsitykset alueen pesimä- ja muuttavasta metsähanhikannasta, sen muutoksista ja muutosten syistä.* Pesimäkannan vähenemisestä oltiin lähes yksimielisiä. Monet pitivät laulujoutsenen runsastumista pääsyynä metsähanhen vähenemiseen. Muita ehdotettuja syitä taantumiseen olivat liikametsästys muuttoreittien levähdysalueilla ja talvehtimisalueilla, petojen runsastuminen, elinympäristömuutokset kuten pesimäsoiden reunametsien käsittely, suurten tekoaltaiden tuottavuuden heikentyminen, metsäautotiet, turvetuotanto, vanhan suoniittykulttuurin hiipuminen ja pesimäkannan siirtyminen muille alueille. Perinteisen suopyynnin ei juuri uskottu vaikuttavan pesimäkantaan. Joissakin puheenvuoroissa vaadittiin joutsenkannan säätelyä, mutta toisaalta varoiteltiin, että tällaiset vaatimukset vaikuttavat kielteisesti metsästäjäkunnan julkisuuskuvaan.
2. *Metsästyksen säätely Suomessa.* Metsästyksen alkamisajan siirtämisellä myöhemmäksi on oikeansuuntaisesti saatu vähennetyksi saaliin kokonaismäärää. Toisaalta edellissyksyisiä rajoituksia (pyynti alkoi 10.9.) pidettiin yleisesti pesimäalueen metsästäjille liian tiukkoina, ja

käytännössä ne merkitsivät metsähanhen täysrauhoitusta. Metsästystä on säädelty vapaaehtoisesti joissakin seuroissa ja erityisesti Pelkosenniemellä. Sodankylässä ohjeistetaan kohdistamaan pyynti nuoriin lintuihin. Houkutusruokintaa ja kuvastusta pidettiin haitallisina pyyntikeinoina, joita pitäisi rajoittaa tai jopa kieltää. Metsästystä ei pidä tehdä liian helpoksi. Nykyisen kaltainen metsästysaikojen rajoittaminen kohtelee pohjoisen metsästäjiä epäoikeudenmukaisesti. Säätelyn keinovalikoimaa on laajennettava joustavammaksi ja alueellisesti tarkemmaksi. Pyyntin luvanvaraisuus ei saanut kannatusta, koska se vain lisäisi byrokratiaa. Sen sijaan kiintiöön ja tunnistemerkkiin perustuva järjestelmä sai varovaista kannatusta. Yhden hanhen metsästäjäkohtaisessa kiintiössä ongelmana nähtiin kuitenkin epäselvyys saalistuskertymästä ja valvonnan puute. Ehdotettiin myös pyyntin sallimista pohjoisessa 20.–27.8. varsinaisen pyyntikauden alkaessa 10.9. Muita ehdotettuja pyyntin säätely- ja kannan elvytyskeinoja olivat metsähanhen rauhoitus rannikoilla, missä on muita hanhia metsästettäväksi, ja määrääkainen täysrauhoitus, kunnes kanta on elpynyt.

3. *Kanta- ja saalistiedon lisääminen ja tiedon keruun kehittäminen.* Kannanseurannassa tarvitaan metsästäjien ja lintuharrastajien paikallistuntemusta ja yhteistyötä, ja metsähanhea ehdotettiin BirdLifen projektilajiksi. Lyhyt pyyntijakso elokuussa lisäisi motivaatiota pesimäkannan laskentaan, samoin nopea selkokielinen palaute laskentatuloksista. Sallassa pyritään joka kevät arvioimaan pesivien parien lukumäärä. Kattava pesimäkannan seuranta on aloitettava pian. Enemmistön mielipide oli, että pakollinen saalisilmoitus ja valokuva sähköisen palautejärjestelmän kautta parantaisivat merkittävästi saalistilaston luotettavuutta. Siipinäytekeräys on tärkeä, mutta tiukat pyyntirajoitukset haittaavat aineiston kertymistä.
4. *Elinympäristöjen hoito.* Elinympäristöongelmien arveltiin olevan vähäisempiä kuin pesimäalueen eteläosissa. Pesimäsoiden reunavyöhykkeet, korvet, pienkosteikot ja puronvarret on pyrittävä säästämään. Reunametsien käsittely on otettava paremmin huomioon metsänhoidon ohjeissa ja suosituksissa. Ojikoiden ennallistamista ja turvesoiden jälkikäyttöä metsähanhen tarpeisiin kannatettiin. Metsäautoteiden käytön rajoittamista on selvitettävä. Maankäytön suunnittelua varten tarvitaan tietoa tärkeimmistä pesimä- ja levähdysalueista. Elinympäristöjen turvaamiseksi ehdotettiin myös levähdysalueiden rauhoittamista, erityisten ruokailupeltojen perustamista talvehtimisalueilla ja kansainvälistä ”Metsähanhi Life” -hanketta.
5. *Metsähanhen arvostus luontoelämyksenä ja riistana.* Metsähanhi tarjoaa hienoja luontoelämyksiä, ja se mielletään Lapissa suurriistaksi ja suopyynti arvokkaaksi eräperinteeksi. Saaliit jäävät pyyntiponnistukseen nähden pieniksi. Perinteisen pyyntikulttuurin puolesta oltiin valmiita jopa tiukempaan säätelyyn. Pyyntin eettisyyden ja vastuullisuuden lisäämiseksi ehdotettiin mm. nuorten metsästäjien koulutusta, pyyntin kohdistamista nuoriin lintuihin ja syysruokinnan ja kuvien käytön kieltämistä tai rajoittamista muuttoreiteillä. Metsähallitukselta toivottiin lisää vastuunkantoa metsästyspaineen säätelyssä ja elinympäristöjen turvaamisessa.

9.2 Länsi-Suomen seminaari (Seinäjoki)

1. *Käsitykset alueen pesimä- ja muuttavasta metsähanhikannasta, sen muutoksista ja muutosten syistä.* Suomenselän erämaisilla suoalueilla on pieni mutta melko laajalle levittäytynyt pesimäkanta. Kannan kehityksestä ei ollut selvää kuvaa, ja paikallisesta pesimäkannasta on hyvin vähän tietoa. Keskeisinä hanhen taantumiseen vaikuttavina syinä nähtiin laulujoutsenen ja petojen runsastuminen, joiden vaikutusta tulisi tutkia tarkasti, sekä liian kova metsästyspaine ja

muuttuneet metsästystavat. Muutonaikaisissa hanhimäärissä ei ole havaittu merkittäviä muutoksia, paikoin määrät ovat jopa lisääntyneet, jossain laskeneet. Länsi-Suomessa sääolot vaikuttavat paljon hanhimääriin vuosittain.

2. *Metsästyksen säätely Suomessa.* Syksyn 2012 rajoitukset saivat osakseen arvostelua, koska ne toimivat käytännössä täysrauhoituksena ja häiritsivät erityisesti pesimäalueiden perinteistä suopyyntiä. Toisaalta voimakkailla rajoituksilla saatiin pienennettyä saalismäärää, mikä nähtiin hanhen kannalta positiivisena asiana. Pohjamaan alueella on jonkin verran metsästyssseurojen omaehtoista säätelyä. Riistahallinnon suositukset ja määräykset nähtiin tärkeinä ohjaustapoina myös seuratason päätöksenteossa. Pyyntitapojen säätelyn osalta syysruokinnan kieltäminen sai kannatusta, ja keskustelua oli myös kuvien käytön ohjeistuksesta. Mitään pyyntitapaa ei kuitenkaan tulisi kieltää. Saaliin oikeudenmukaisen jakautumisen koettiin olevan vaikeasti arvioitavissa. Luvanvaraisuus ei saanut kannatusta. Tunnistemerkin käyttöön suhtauduttiin varauksella, ja se nähtiin toimivaksi vain, jos siitä olisi selvää hyötyä metsästäjille tai tutkimukselle, ja se nähtiin hyväksi tavaksi seurata saalista. Ajallisia rajoituksia paremmaksi nähtiin jonkinlaiseen metsästäjäkohtaiseen ja alueelliseen kiintiöön perustuva järjestelmä. Säätelyyn ollaan valmiita, jos sen koetaan olevan hyödyksi metsähanhikannalle. Esille nousi myös huoli perinteisen suopyyntin katoamisesta, ja suoerämaissa pyynti tulisi saada aloittaa 20.8. Muutaman vuoden täysrauhoitusta nousi myös esille, mutta sen nähtiin toisaalta lisäävän turhaa vastakkainasettelua.
3. *Kanta- ja saalistiedon lisääminen ja tiedon keruun kehittäminen.* Vapaaehtoistyössä nähtiin mahdollisuuksia kannanseurantaan, varsinkin jos menetelmä on yksinkertainen. Lintuharrastajien ja metsästäjien yhteistyössä nähtiin mahdollisuuksia. Saaliin ilmoitusvelvollisuus sai vahvaa kannatusta ja se nähtiin tärkeäksi, jos se hyödyttää kannansäätelyä ja tutkimusta. Valokuvakeräys nähtiin hyväksi tavaksi ja työlästä siipikeräystä helpommaksi.
4. *Elinympäristöjen hoito.* Elinympäristöjen määrä ja laatu nähtiin keskeisiksi asioiksi. Pesimäalueille esitettiin luonnontilaisten soiden säilyttämistä ja pesimäympäristöjen kunnostamista erityisesti Metsähallituksen hallinnoimilla alueilla mutta myös yksityismailla, sekä pienpetopyyntiä. Muuttoreitin varrella tärkeäksi nähtiin talviaikainen kasvipeitteisyys, jolloin hanhille on ravintoa syksyllä. Turvesoiden jälkikäytön mahdollisuudet nousivat esiin. Laajat rauhoitusalueet eivät saaneet kannatusta, koska niihin liittyvät metsästyskiellot saattaisivat vähentää kiinnostusta lajia kohtaan.
5. *Metsähanhen arvostus luontoelämyksenä ja riistana.* Metsähanhi koetaan jopa arvostetuimmaksi riistaksi, ja siinä nähdään myös lintuturismin mahdollisuuksia. Alueella harjoitetaan kaikkia pyyntimuotoja, mutta kuvastus on pääasiallinen pyyntitapa. Metsästysjärjestelyjen osalta nähtiin mahdollisuuksia hanhenmetsästäjien rekisteröitymiseen perustuvassa kevyessä järjestelmässä, johon sisältyisi tunnistemerkki, henkilökohtainen kausikiintiö ja mahdollisesti alue- tai maakiintiö. Valistus ja tiedon lisääminen nähtiin keinoiksi edistää eettisyyttä ja vastuullisuutta. Esimerkkinä nousi esiin kuvien kerääminen pelloilta aina pyyntin jälkeen ja kuvamäärän rajoittaminen.

9.3 Itä-Suomen seminaari (Kontiolahti)

1. *Käsitykset alueen pesimä- ja muuttavasta metsähanhikannasta, sen muutoksista ja muutosten syistä.* Itä-Suomessa on laajalle levinnyt mutta harva pesimäkanta. Eniten pesintöjä on Lieksassa, Ilomantsissa, Nurmeksessa, Juuassa, Vieremällä ja Sonkajärvellä. Kannan kehityksestä on vaihtelevia näkemyksiä, itärajan pinnassa on viitteitä vahvistuvasta kannasta mutta kokonaisuutena kannan arvioitiin taantuneen. Muutoksen syiksi nähtiin muuttuneet pyyntitavat ja lisääntynyt metsästyspaine sekä metsätalous hanhisoiden ympärillä, yleiskaavoitus erämaa-alueille, turvetuotanto ja kasvavien petokantojen vaikutus. Hanhen pyynti ruokinnan avulla nähtiin kielteiseksi ilmiöksi, joka ei kuulu perinteiseen pyyntiin.
2. *Metsästyksen säätely Suomessa.* Tähänastisen säätelyn hyväksi puoliksi nähtiin paineen siirtyminen taigametsähanhesta tundrametsähanheen sekä se, että kokonaisia poikueita ei ammuttu pesimäsuolle elokuussa. Säätelyllä on myös onnistuneesti reagoitu kannan taantumiseen ja pienennetty saalismääriä. Huonoina puolina nähtiin säätelyn aiheuttama vahinko perinteiselle suopyyntille sekä alueiden epätasa-arvoisuus. Jatkossa on päätettävä mitä metsähanhen pyynniltä halutaan ja miten sitä arvotetaan, ja laadittava keinovalikoima jolla turvataan perinteinen eräkulttuuri ja kestävä metsästys. Metsästysseurojen vapaaehtoista säätelyä ei muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta juuri ole. Seuratason säätelyyn suhtauduttiin epäilevästi, ja parempana nähtiin kauriin tai Ahvenanmaan kalkasjahdin tapaiset ilmoitusvelvollisuus- ja kiintiöjärjestelmät. Pyyntitapojen säätely nähtiin tarpeelliseksi, ja jyväpyynnin kieltäminen sai laajaa kannatusta. Säätelyllä on pyrittävä kehittämään metsästystaitoja ja edistämään mahdollisuuksien tasapuolisempaa jakautumista. Saaliin ei koettu jakautuvan oikeudenmukaisesti, ja huoli perinteisen eräpyynnin katoamisesta oli vahva. Pynnin luvanvaraisuus nähtiin byrokraattiseksi eikä saanut kannatusta. Sen sijaan kiintiöjärjestelmä yhdistettynä ajalliseen rauhoitukseen ja tunnistemerkkiin sai kannatusta: rekisteröinnin ja tunnistemerkin kautta saataisiin selville hanhenmetsästäjien määrä, ja saalis ja valvonta perustuisivat metsästäjien keskinäiseen kontrolliin. Oleellista on järjestelmän helppous asiakkaan näkökulmasta.
3. *Kanta- ja saalistiedon lisääminen ja tiedon keruun kehittäminen.* Metsästäjäkunnassa on halukkuutta osallistua seurantoihin, mutta hanhea pidettiin hyvin vaikeana seurattavana, ja työ vaatii hyvää paikallistuntemusta. Keskeiseksi nähtiin laaja-alainen yhteistyö muiden luonnossa liikkujien, erityisesti lintuharrastajien kanssa. Kannanrunsautiedon lisäämisessä keinoina nähtiin BirdLifen FINIBA-laskennat ja Vuoden laji -status sekä Tiira-lintutietopalvelun havainnot. Valtion ja hallinnon tuki nähtiin tärkeäksi seurantojen onnistumiselle. Saalisilmoitusvelvollisuus sai lähes yksimielisen kannatuksen, ja valokuvakeräystä pidettiin käytännönläheisenä saalistiedon keruuvälineenä.
4. *Elinympäristöjen hoito.* Pesimäalueiden maankäytön osalta keskeiseksi nähtiin metsätalouden käytännöt suoalueilla ja niiden reunametsissä. Nykyiset hyvät ohjeet tulisi saada käytäntöön, ja lisätieto metsähanhen pesimäsoista auttaisi ohjaamaan toimintaa kohteilla. Petojen vaikutus hanhikantaan nousi esiin, samoin loma-asutuksen leviäminen hanhen pesimäalueille. Turvesoiden jälkikäytössä nähtiin mahdollisuuksia niin pesimäympäristöinä kuin peltokäyttöön otettuina levähdysalueina. Levähdysalueiden talviaikainen kasvipeitteisyys nähtiin tärkeäksi.
5. *Metsähanhen arvostus luontoelämyksenä ja riistana.* Metsähanhi on jopa metsoa arvostetumpaa riistaa. Pyyntikulttuuri on alueesta riippuen pienimuotoista suopyyntiä, jossa lieveilmiönä on ruokinta. Kaakossa metsästys on pääosin muuttohanhien pyyntiä pelloilta, ja siellä on myös lintuharrastusta hanhien muuton yhteydessä. Valtakunnallinen kiintiö ja ilmoitusvelvollisuus

karhunpyynnin tapaan nousivat esiin. Hyvänä tapana nähtiin myös elokuun lyhyt perinteisen suopynnin kausi, ja valtakunnallinen metsästyskausi alkaisi myöhemmin syksyllä muuttohanhien saapuessa. Jyväpyynnin kieltäminen ja kuvastuksen rajoittaminen saivat kannatusta. Metsästyksen säätelyn nähtiin muuttuneen. Nyt säätely on osallistavaa ja perustuu kannanhoitosuunnitelmiin, joten metsästäjät on saatava ymmärtämään muuttunut tilanne ja osallistumaan hoitosuunnitelmien ja toiminnan kehittämiseen. Hyvä tiedottaminen muuttuvista metsästyssäädöksistä nähtiin tärkeäksi. Onnistuneella säätelyllä voidaan turvata perinteisen hanhenpyynnin säilymistä, tutkimusta ja kannan tulevaisuutta. Luontojärjestöt näkivät parhaaksi vaihtoehdoksi kolmen vuoden rauhoituksen maa- ja metsätalousministeriön asetuksella, mutta samalla totesivat sen vaikeuttavan tiedon saantia.

9.4 Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun seminaari (Utajärvi)

1. *Käsitykset alueen pesimä- ja muuttavasta metsähanhikannasta, sen muutoksista ja muutosten syistä.* Pesimälevinneys ei ole muuttunut mutta kanta on vähentynyt Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa, ehkä erityisesti viimeisen kymmenen vuoden aikana. Utajärven ja Vaalan alueella kannan uskotaan pysyneen vakaana. Käsitykset vähenemisen syistä vaihtelivat. Laulujoutsenen runsastumista epäiltiin tärkeäksi syyksi, toisaalta esitettiin havaintoja metsähanhen ja joutsenen pesimäaikaisesta rinnakkainelosta mm. Utajärven ja Vaalan alueella ja Kainuussa. Muita ehdotettuja syitä olivat elinympäristömuutokset kuten ojitus ja turpeenotto, tieverkoston aiheuttama rauhattomuus, ruokinta pitkälle kesään pesimäalueilla, liikametsästys valtion maiden soilla ja peltometsästys.
2. *Metsästyksen säätely Suomessa.* Tähänastinen metsästysajan säätely on sallinut pyynnin jatkumisen, vähentänyt sekä yleisesti että paikallisesti metsästyskuolevuutta ja parantanut metsästyksen ja riistahallinnon julkisuuskuvaa. Huonoa on perinteisen suopynnin oleellinen vaikeutuminen. Lisäksi siirretty pyyntiaika haittaa tutkimusnäytteiden saantia. Pelkästään Suomessa säädettyvät rajoitukset eivät ratkaise ongelmaa. Osa alueen seuroista säätelee pyyntiä vapaaehtoisesti. Metsähanhen peltopyynnin, ruokinnan ja kuvastuksen kieltämistä ehdotettiin, mutta miten turvattaisiin muiden hanhien pyynti pelloilla? Metsästysjärjestelyissä pitäisi suosia perinteistä suopyyntiä, vaikka se kohdistuukin pelkästään pesimäkantaan. Saaliin alueellista jakautumista pidettiin pesimäalueen metsästäjien kannalta epäoikeudenmukaisena. Lääkkeeksi ehdotettiin kaksivaiheista pyyntiaikaa: lyhyt pyyntijakso vain pesimäalueilla elokuussa, rauhoitus ja valtakunnallinen pyyntiaika myöhemmin syksyllä. Pynnin luvanvaraisuutta ei kannatettu, vaan parempana pidettiin metsästäjäkohtaista tai karhunpyynnin tapaan alueellista kiintiötä. Myös kiintiön ja ajallisen säätelyn yhdistelmä tuotiin esiin. Tunnistemerkkiä kannatettiin ja toisaalta vastustettiin, koska sen käyttö vaatisi valvonnan järjestämisen. Myös määräraikaista rauhoitusta ehdotettiin.
3. *Kanta- ja saalistiedon lisääminen ja tiedon keruun kehittäminen.* Pesimäkannan arviointia pidettiin vaikeana, mutta sitä kannattaa yrittää. Seurannassa nähtiin mahdollisuus metsästäjien ja lintuharrastajien yhteistyöhön. Kannanseurannan järjestäminen kuuluu Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitokselle ja muille valtion organisaatioille. Metsästäjät toivovat jonkinlaista palkitsemista vapaaehtoistyöstä. Seminaarin päätöskeskustelussa epäiltiin sulkasatolaskennan toimivuutta, mutta seisovia lintukoiria voisi siinä ehkä käyttää apuna. Sen sijaan ehdotettiin parilaskentaa keväällä tai kesälaskentaa heti sulkasadon jälkeen. Saalistiedon parantamiseen

toivottiin sähköistä palautejärjestelmää, johon voisi myös lähettää kuvan hanhen päästä alalajin määrittystä varten. Siipinäytteiden keruu on tärkeää, ja sitä voitaisiin tehostaa palkintojen arvonnalla. Tunnistemerkkiin voisi liittyä velvollisuus lähettää näyte saaliista. Saaliin ilmoitusvelvollisuutta kannatettiin yksimielisesti.

4. *Elinympäristöjen hoito.* Parhaina pesimäympäristöjen hoitokeinoina pidettiin ojitettujen suonreunojen ja korprien ennallistamista, rimmikoiden vesitalouden palauttamista ja tuotannosta poistuvien turvesoiden muuttamista esim. lintuvesiksi. Lisäksi ehdotettiin soidensuojeluohjelman täydentämistä, toisaalta nykyisen kaltaisia suojelualueita käyttörajoituksineen ei haluttu enempää. Metsänhoidon ohjeissa on otettava metsähanhen elinympäristövaatimukset paremmin huomioon, ja tieto tärkeistä pesimäalueista on saatava maankäytön suunnittelun käyttöön. Muutonaikaisten levähdysalueiden hoitoon ja suojeluun ei juuri nähty olevan mahdollisuuksia, ellei sitten kansainvälisen hoitosuunnitelman puitteissa.
5. *Metsähanhen arvostus luontoelämyksenä ja riistana.* Metsähanhi on pohjoisessa sekä suuresti arvostettua, vaikeasti pyydyttävää suurriistaa että suuria luontoelämyksiä tarjoava lintulaji. Muuttoparvien seurannassa on mahdollisuuksia luontomatkailulle. Rannikkoa lukuun ottamatta metsähanhen metsästys on perinteistä suopyyntiä, yleensä pystykorvan kanssa. Perinteisten pyytäjien määrä on koko ajan vähenemässä. Viimeisen 15 vuoden aikana suopyyntiin on ilmaantunut lieveilmiöinä ruokinta, kuvastus ja asiattomat leiripaikat. Hanhien kuvaamista harrastetaan paikoin, jopa liiketoimintana. Luontoharrastajille ja -kuvaajille toivottiin muutamaa metsästykseltä rauhoitettua hanhialuetta. Alueelliset erityispiirteet otetaan parhaiten huomioon metsästysjärjestelyissä sallimalla lyhyt pyyntijakso pesimäalueilla elokuussa. Metsästyksen eettisyyttä ja vastuullisuutta voidaan lisätä tietoa hankkimalla ja jakamalla sitä metsästäjille koulutuksen ja valistuksen avulla. Vastineeksi tiedonkeruusta toivottiin mahdollisuutta metsästää. Lisäksi ehdotettiin perinteisen eräkulttuurin tukemista, pimeämetsästyksen rajoittamista ja valikoivaa verotusta.

9.5 Loppuyhteenveto seminaarien tuloksista

Seminaarin osanottajat olivat pitkälti tai täysin yksimielisiä seuraavista asioista:

1. Metsähanhen pesimäkanta on vähentynyt.
2. Metsähanhea ja sen metsästystä koskevasta tutkimustiedosta on huutava pula; tutkimusta on tehostettava huomattavasti nykyisestä.
3. Metsästäjäkunnasta löytyy tarvittaessa vapaaehtoisia pesimäkannan laskentoihin.
4. Metsästäjät hyväksyvät pyynnin säätelyn ja velvollisuuden ilmoittaa metsähanhisaalis, mutta nykyistä metsästysajan lyhennystä alkupäästään moititaan. Pyyntiin liittyvä houkutusruokinta tuomitaan.
5. Taigametsähanhen kansainvälinen hoitosuunnitelmahanke ja Suomen vahva panos siinä saavat täyden tuen.

10. Metsähanhen kannanhoidon lähtökohdat ja tavoitteet

Taigametsähanhen kokonaiskanta on vähentynyt luultavasti 1990-luvulta lähtien ja erityisen nopeasti 2000-luvun ensimmäisen vuosikymmenen puolivälin jälkeen. Vähenemiseen on todennäköisesti useita syitä, joita ei tarkemmin tunneta. Vaikuttaa kuitenkin siltä, että

taigametsähanhi kärsii suuresta aikuiskuolevuudesta, jota keskimäärin hyväkään poikastuotto ei riitä korvaamaan. Taigametsähanhien nopeaan vähenemiseen on havahduttu sekä pesimäalueilla Pohjoismaissa ja Venäjällä että talvehtimisalueilla Luoteis-Euroopassa. Suomi on Venäjän jälkeen taigametsähanhen toiseksi tärkein pesimämaa, ja niitä on metsästetty Suomessa todennäköisesti toiseksi eniten koko muuttotien alueella ja EU-maista eniten. Siksi Suomella on suuri vastuu taigametsähanhen kannanhoidosta. Jotta väheneminen saadaan pysäytetyksi ja kanta runsastumaan, tarvitaan korjaavia toimia paitsi Suomessa myös muualla taigametsähanhen levinneisyysalueella (taulukko 7). Suomessa tulisi ennen muuta vähentää kannan tuottavan osan metsästyskuolevuutta ja lisätä kannanhoidon pohjaksi tarvittavaa tietämystä pesimäkannan koosta ja populaatiobiologiasta sekä metsästyssaaliin koosta ja koostumuksesta. Tässä kansallisessa hoitosuunnitelmassa määritellään kannanhoidon tavoitteet, tarvittavat toimenpiteet ja vastuut sekä toimenpiteiden tärkeysjärjestys, kiireellisyys ja vaikuttavuuden seuranta ottaen huomioon kansainvälisen kannanhoitoyhteistyön tarve. Toimenpiteillä vastataan julkisen riistakonsernin strategiassa määriteltyihin vaikuttavuustavoitteisiin: 1) riistakannat säilyvät elinvoimaisina, 2) metsästys ja riistanhoito on eettistä ja vastuullista, 3) riistavahingot ja -konfliktit ovat hallinnassa, 4) riistatalous luo hyvinvointia (taulukko 7).

Taulukko 7. Metsähanhen kannanhoidon tärkeimmät toimenpiteet ja niiden liittyminen julkisen riistapolitiikan vaikuttavuustavoitteisiin.

Toimenpidekokonaisuus	Tärkeimmät toimenpiteet	Vaihe tai kiireellisyys	Riistakannat säilyvät elinvoimaisina	Metsästys ja riistanhoito on eettistä ja vastuullista	Riistavahingot ja -konfliktit ovat hallinnassa	Riistatalous luo hyvinvointia
Metsästyksen säätely ja kehittäminen	Saaliin koon säätely	Meneillään/kiireellinen	x	x		x
	Saaliin koostumuksen säätely	Kiireellinen	x	x		x
Seuranta ja tutkimus	Pesimäkannan ja poikastuoton seurannan järjestäminen	Kiireellinen	x	x		
	Saalitiedon keruun uudistaminen	Kiireellinen	x	x		
	Populaatioekologinen tutkimus (sis. lajienväliset suhteet)	Meneillään	x		x	
	Metsästystutkimus	Kiireellinen	x	x	x	
Elinympäristöjen hoito	Pesimäympäristöjen hoito	Kiireellinen	x	x		x

	Muutonaikaisten levähdysalueiden hoito	Lähivuosina	x	x	x	x
	Maankäytön suunnittelun kehittäminen	Lähivuosina	x	x	x	
Muut hoitotoimet	Tarhaus ja istutus	Tarvittaessa				
	Kevätruokinta	Tarvittaessa				
	Pienpetojen pyynti	Tarvittaessa	x			
Kansainvälinen yhteistyö	Kansainvälisen kannanhoitosuunnitelman laadinta	Meneillään	x		x	x
	Seuranta- ja tutkimusyhteistyön lisääminen	Kiireellinen	x			
Tiedotus, neuvonta ja koulutus	Hanhenpyytäjän ohjeisto	Kiireellinen	x	x		
	Metsästäjän oppaan päivitys	Kiireellinen	x	x		

Koska metsähanhikanta on kansainvälinen luonnon- ja riistavara, kannanhoitoyhteistyö on saatava pikaisesti alulle koko muuttotien alueella. Yksi tärkeimpiä ratkaistavia kysymyksiä on, miten kannan tuotto jaetaan Suomessa eri alueiden ja kansainvälisesti muuttotien valtioiden kesken. Yhteisenä päämääränä on elinvoimainen, kestävästi metsästettävä ja yleisesti kestävä metsähanhikanta.

Tavoite:

Taigametsähanhen kantaa ja elinympäristöjä hoidetaan ja suojellaan niin, että kanta elpyy ja säilyy elinvoimaisena ja arvostettuna, kestävän käytön mukaisesti metsästettävänä riistavarana.

Toimenpiteet:

Tavoite saavutetaan jäljempänä esitettävien toimenpiteiden yhteisvaikutuksella. Niitä toteutettaessa otetaan huomioon taloudelliset ja sosiaaliset vaatimukset sekä alueelliset erityispiirteet.

11. Metsästyksen säätely ja kehittäminen

Metsästyksen säätelyn päätavoitteena on varmistaa pyynnin kestävyys parantamalla aikuisten säilyvyyttä, jonka vaihtelu vaikuttaa hanhien kannanmuutoksiin yleensä huomattavasti enemmän kuin poikastuoton vaihtelu. Tutkimustulokset Suomessa rengastettujen metsähanhien säilyvyydestä ja sen vaikutuksesta populaation kasvuun (taulukot 1 ja 3, kuva 11) viittaavat siihen, että suuri aikuiskuolevuus on merkittävä syy taigametsähanhen viimeaikaiseen taantumiseen.

Metsästyskuolevuuden ja luontaisen kuolevuuden suhteellista osuutta taigametsähanhen kokonaiskuolevuudesta ei tunneta, mutta todennäköisesti metsästyksen osuus on merkittävä. Hanhien metsästyskuolevuus on pääosin additiivista eli kokonaiskuolevuutta lisäävää, toisin sanoen se ei korvautu vähentyneenä luontaisena kuolevuutena. Lisäksi metsästyssaalis näyttää painottuvan Suomessa liiaksi aikuisiin. Metsästyskuolevuuden vähentäminen on ainoa nopea keino parantaa aikuisten säilyvyyttä.

11.1 Saaliin koon säätely

Metsästettävän kannan ja sitä kautta saaliin kokoon vaikuttaa kaksi tekijää, joita ei voi ennustaa eikä kontrolloida. Kun pesintä laajalti epäonnistuu, kuten näytti käyneen kesällä 2012, ilmeisesti suuri osa epäonnistuneista pesijöistä lähtee sulkasatomuutolle Venäjälle. Siten pesimismenestys vaikuttaa metsästettävän kannan kokoon erityisesti pesimäalueilla. Toiseksi syysmuuton aikainen sää vaikuttaa muuton kulkuun ja sitä kautta metsästettävän kannan kokoon varsinkin levähdysalueilla. Näistä ennustamattomista tekijöistä huolimatta saaliin kokoon on mahdollista vaikuttaa tehokkaasti erilaisin hallinnollisin säätelykeinoin. Sidosryhmäseminaarien perusteella myös metsästäjät tuntevat hyväksyvän sen, että vähenevän metsähanhikannan metsästystä on tarpeen rajoittaa.

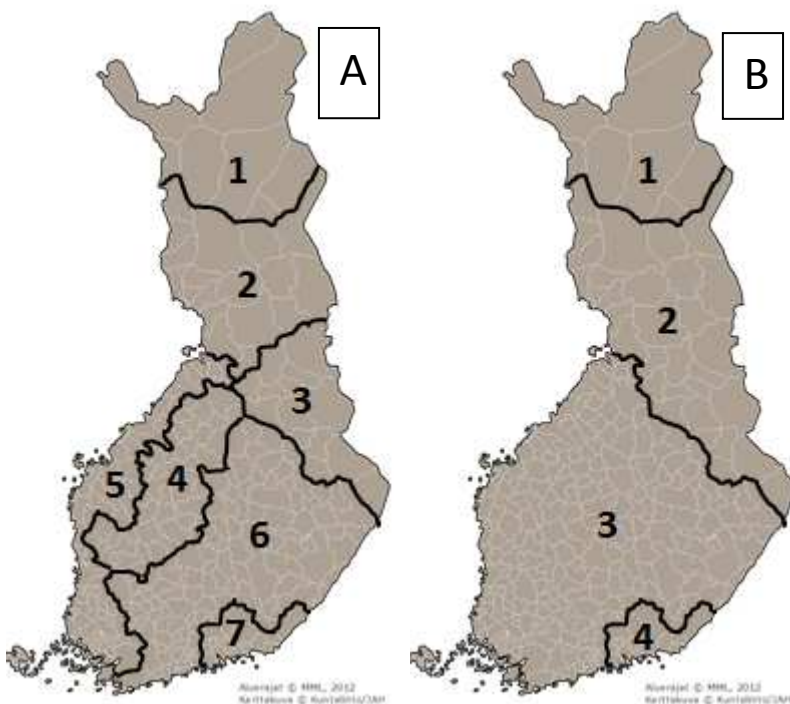
Säätelyn alueellinen kohdistaminen ja kannanhoitoalueet

Kaikkialla ei voi eikä tarvitsekaan olla yhtäläinen mahdollisuus metsähanhen metsästyksen, vaan alueelliset erityispiirteet on otettava huomioon, kun pyyntiä joudutaan rajoittamaan. Rajoitettuja metsästysmahdollisuuksia jaettaessa etusijalle asetetaan pesimäalueet. Perinteisen pesimäsoilla tapahtuvan pyynnin turvaamiselle on sekä luonnonmaantieteellinen että kulttuurinen peruste: pesimäalueilla ei ole muita hankia metsästettäväksi, ja suopyynti tulilla yöpymisineen on arvokas osa perinteistä suomalaista eränkäyntiä, joka halutaan säilyttää. Ainakin metsähanhikannan elvytysvaiheessa joudutaan kuitenkin rajoittamaan myös pesimäalueilla tapahtuvaa pyyntiä.

Yksi peruste säätelyn alueelliseksi kohdistamiseksi on sallia metsästys vain siellä, mistä on käytettävissä riittävät kannan ja saaliin seurantatiedot, joiden avulla pyynnin kestävyys voidaan taata. Toisin sanoen pyynti sallittaisiin riistatiedon vastineeksi.

Kannanhoitoalueiden määrittelylle on tarvetta, koska kannanhoidon tavoitteet ja toimenpiteet vaihtelevat alueelta toiselle metsähanhien esiintymisen, maanomistusolojen, elinympäristöjen hoidon ja suojelun ja metsästyksen suhteen. Metsähanhen pesimälevinneisyys noudattelee pääosin valtion maiden sijaintia. Pesimäalueella alustavia kannanhoitoalueita on neljä: Lapin kahdeksan pohjoisimman kunnan muodostama pohjoinen pesimäalue, keskinen Etelä-Lapin ja Pohjois-Pohjanmaan sisältämä alue, itäinen Kainuun ja Pohjois-Karjalan pohjoisosan alue ja Suomenselän pesimäalue (kuva 13A). Kahdella viime mainitulla alueella pesimäkanta on 1970- ja 1980-lukujen tietojen perusteella harvempi kuin pohjoisempana ja Suomenselällä harvempi kuin Kainuussa ja Pohjois-Karjalassa (Pirkola & Kalinainen 1984b, Väisänen ym. 1998). Muualla metsähanhia tavataan yleensä vain muuttoaikoina (kuva 13A). Kannanhoitoalueita ja niiden rajauksia voidaan tarkentaa tiedon karttuessa.

Tundrametsähanhi kestää hyvin metsästystä, sillä sen kokonaiskanta on taigametsähanheen verrattuna liki kymmenkertainen. Tundrametsähanhet muuttavat keskimäärin myöhemmin kuin taigametsähanhet, ja niitä tavataan syys- ja lokakuussa etenkin Kaakkois-Suomessa. Tundrametsähanhen pyyntiä ei Kaakkois-Suomessa tarvitse rajoittaa, jos pyynti voidaan järjestää taigametsähanhea vaarantamatta. BirdLife Suomen Tiira-lintutietopalveluun 2010–2012 ilmoitettujen havaintojen mukaan (kuva 3) Kaakkois-Suomen kannanhoitoalueelle, jossa tavataan syksyllä pääasiassa tundrametsähanhia, on alustavasti perusteita (kuva 13A). Tämä on kuitenkin varmistettava riippumattoman aineiston eli alueelta saaliiksi saaduista metsähanhista alalajin määrittystä varten toimitettujen siipinäytteiden DNA-analyysin avulla. Myös eri alalajien muuton mahdollisesta vuosien välisestä vaihtelusta tarvitaan enemmän tietoa.



Kuva 13. A) Metsähanhen alustavat kannanhoitoalueet Suomessa: 1 = pohjoinen pesimäalue, 2 = keskinen pesimäalue, 3 = itäinen pesimäalue, 4 = Suomenselän pesimäalue, 5 = läntinen levähdysalue, 6 = itäinen levähdysalue, 7 = Kaakkois-Suomen tundrametsähanhialue. B) Metsästysajan rajoittamiseen perustuvan metsästyksen säätelyn aluejako: 1 = Pohjois-Lapin pesimäalue (metsästyksen alkamisaika 1.9.), 2 = Etelä-Lapin ja Pohjois-Karjalan välinen pesimäalue (10.9.), 3 = muu Suomi (10.10.), 4 = Kaakkois-Suomen tundrametsähanhialue (1.10.).

Saaliin kokoa voidaan tarvittaessa rajoittaa paikallisesti myös rauhoittamalla tärkeitä pesimä- ja levähdysalueita metsästykseltä. Syysmuuton aikaisten levähdysalueiden rauhoituksella voidaan pyrkiä pitämään metsähanhet pitempään Suomessa. Esimerkiksi Varsinais-Suomessa sijaitsevasta Mietoistenlahdesta on alueen metsästysrauhoituksen jälkeen tullut 2000-luvulla merkittävä taigametsähanhien levähdysalue (E. Gustafsson, henkilökohtainen tiedonanto 2012). Metsähanhet viiptyvät paikalla useita viikkoja ensimmäisten saapuessa elokuun lopussa ja viimeisten lähtiessä vasta lokakuussa. Osa Mietoistenlahden suojelualueesta on yksityismaita mutta pääosa valtion maata.

Metsästysaikojen säätely

Metsähanhen metsästystä on rajoitettu kannan viimeaikaisen vähenemisen takia Suomessa vuodesta 2010 (kuva 9). Vuonna 2011 voimaan tulleen metsästyslain 38 §:n muutoksen mukaan maa- ja metsätalousministeriö voi tarvittaessa kieltää jonkin riistalajin metsästyksen tai rajoittaa sitä lajin esiintymisalueella tai osalla aluetta. Ministeriö antoi 2011 ja 2012 asetuksen metsähanhen metsästyksen osittaisesta kieltämisestä siten, että 2011 pyynnin aloitusta myöhennettiin levinneisyysalueen etelä- ja keskiosissa ja 2012 koko maassa. Vuonna 2013 pääsääntöisesti metsästysrajoituksia pidennettiin, mutta Pohjois-Lapin pesimäalueella sallittiin pyynti edellisvuotta aiemmin. Rajoitusten avulla pyrittiin ensisijaisesti vähentämään pesimäkantaan kohdistuvaa metsästyspainetta.

Maa- ja metsätalousministeriön asetus on ajateltavissa olevista pyynnin rajoituskeinoista yksinkertaisin ja helpoin toteuttaa. Se on myös ilmeisen tehokas keino, koska saaliin koko on jäänyt rajoitusvuosina selvästi pienemmäksi kuin rajoituksia edeltävinä vuosina keskimäärin (kuva 7). Lisäksi pyynnin jatkuminen, vaikkakin rajoitettuna, on turvannut siipinäytteiden keruun saaliin alalajijakauman määrittystä varten. On mahdollista, että metsästyksen myöhäisen alkamisajan ansiosta saaliiseen on sisältynyt tavallista enemmän tundrametsähanhia ainakin Kaakkois-Suomessa. Toisaalta Suomen kautta myöhään muuttavissa metsähanhissa on tuntematon määrä Suomen pesimäkantaan kuuluvia, Venäjällä sulkineita aikuisia ja esiaikuisia taigametsähanhia. Lisäksi varsinkin pohjoisen pesimäalueen metsästäjät kokevat myöhäisen alkamisajan haittaavan suuresti perinteistä suopyyntiä. Rajoitukset saattavat myös vähentää metsästäjien halukkuutta avustaa tutkimusta.

Taigametsähanhikannan elvytysvaiheessa on tarpeen rajoittaa metsästystä koko maassa. Kun käytettävissä olevien saalis- ja kantatietojen perusteella metsästyksen kestävyys voidaan varmistaa, rajoitettu metsästys voitaisiin sallia lähinnä siellä, missä pääosa pesimäkannasta lisääntyy ja missä ei ole mahdollisuutta metsästää muita hanhia. Tämän periaatteen mukaan metsästys voi alkaa Pohjois-Lapin pesimäalueella 1.9. ja Etelä-Lapin ja Pohjois-Karjalan välisellä pesimäalueella 10.9. (kuva 13B), jolloin soilla on vielä hanhia, mutta aikuisten sulkasato on ohi ja kaikki poikaset ovat varmasti lentokykuisiä ja muuttovalmiita. Samalla sitoutetaan pesimäalueiden hanhenpyytäjiä kannan seurantaan. Muualla maassa metsähanhen metsästys alkaa 10.10. Myöhäisen alkamisajan tarkoituksena on kohdistaa pyyntiä myöhään muuttavaan tundrametsähanheen, jonka kerääntymisalueilla Kaakkois-Suomessa metsästys voidaan aloittaa jo 1.10. (kuva 13B). Mikäli metsästyksen säätelyssä ei otettaisi käyttöön metsästäjäkohtaista saaliskiintiöjärjestelmää, metsästäjiä ohjeistetaan noudattamaan vapaaehtoisia yhden hanhen saaliskiintiötä.

Metsästyslain 38 § antaa maa- ja metsätalousministeriölle mahdollisuuden kieltää metsähanhen metsästys kokonaan sen esiintymisalueella tai osassa esiintymisaluetta enintään kolmeksi vuodeksi kerrallaan. Määräaikaisen rauhoituksen haittana on, että siipinäytteiden keruu alalaji- ja iänmäärittystä varten keskeytyisi. Rauhoitus aiheuttaisi todennäköisesti kovaa vastustusta metsästäjäkunnassa ja voisi heikentää metsästäjien motivaatiota osallistua kannanseurantoihin. Rauhoitus on kuitenkin välttämätöntä, koska tutkimuksista saatujen tietojen perusteella, otantaan perustuvien saalistilastojen tietojen tarkkuudella ja nykyisellä metsästyksen säätelyjärjestelmällä johtuen metsästyksen kestävyyttä ei pystytä varmistamaan.

Luvanvaraisuus, saaliskiintiöt ja saaliin ilmoittamisvelvollisuus

Metsästyslain 10 §:n mukaan metsästykseseen on oltava pyyntilupa tai metsästyksessä on noudatettava maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa säädettyä alueellista kiintiötä, jos metsästyksestä aiheutuu muun kuin hirvieläimen kannan vaarantuminen tai jos riistaeläinlajin metsästyksen tarkoituksenmukainen järjestäminen sitä edellyttää. Valtioneuvoston asetuksella säädetään tarkemmin pyyntiluvan tai alueellisen kiintiön nojalla metsästettävistä riistaeläinlajeista, pyyntiluvan ja alueellisen kiintiön myöntämisen edellytyksistä sekä myöntämisessä noudatettavasta menettelystä ja muista pyyntilupaa koskevista seikoista sekä pyyntiluvan tai alueellisen kiintiön nojalla saadun saaliin ilmoittamisesta. Maa- ja metsätalousministeriön asetuksella voidaan antaa tarkempia säännöksiä siitä, mitä riistaeläinlajeja rajoitus koskee, suurimmasta sallitusta saalismäärästä, saalisyksilöiden sukupuolesta ja iästä sekä alueesta, jota rajoitus koskee. Suomen riistakeskus myöntää pyyntiluvan ja vastaa alueellisen kiintiön nojalla sallitun metsästyksen seurannasta.

Luvanvaraisuus lisäisi metsähanhen arvostusta eräänlaisena suurriistana. Ongelmana pyyntilupajärjestelmässä on lupien jakoperusteiden määrittely ja se, että järjestelmä lisäisi lupahallinnon työtaakkaa. Lupajärjestelmä ei saanut sidosryhmäseminaareissa kannatusta.

Metsähanhen metsästykseseen olisi mahdollista soveltaa myös karhun metsästyksessä käytettävää alueellista kiintiöjärjestelmää. Karhu on tässä kuitenkin huono vertailukohde, koska ei ole laumaeläin kuten metsähanhi. Alueellisessa kiintiössä on riskinä, että kaikki pyrkisivät saamaan mahdollisimman paljon saalista ennen kiintiön umpeutumista, jolloin saaliit voisivat paikallisesti kasvaa suuriksi. Säätelyllä nimenomaan halutaan estää suuret paikalliset saaliit.

Sidosryhmäseminaareissa ehdotettiin myös metsästäjäkohtaista kiintiötä, joka voisi olla esim. yksi metsähanhi/metsästäjä/metsästysvuosi. Ongelmana tässä vaihtoehdossa on, ettei saaliskertymää pysty ennakoimaan, joten kiintiön rinnalle tarvittaisiin muita rajoituskeinoja. Yksi mahdollisuus on säätää kiintiön rinnalle ajallisia pyyntirajoituksia. Toinen ratkaisu on rajoittaa metsästäjien määrää valtakunnallisella tai alueellisella kiintiöllä siten, että metsästäjäkohtaiset kiintiöt arvottaisiin rekisteröityneiden metsähanhen metsästäjien kesken. Saaliiseen kiinnitettävä tunnistemerkki ja saaliin rekisteröinti tuottaisivat tarkkaa tietoa saaliista mutta vaatisivat seurantajärjestelmän. Lisäksi järjestelmän valvonta perustuisi pääasiassa metsästäjien oma-valvontaan. Siirtyminen kiintiöjärjestelmään on joka tapauksessa paras keino taata metsähanhen metsästyksen kestävyys, ja samalla tarve rajoittaa metsästysaikoja vähenisi. Saaliskiintiöön ja tunnistemerkkijärjestelmään perustuva metsähanhen metsästyksen säätelyjärjestelmä vaatii säädösmuutoksia, ja siitä aiheutuisi kustannuksia hallinnolle.

Sidosryhmäseminaareissa metsästäjät hyväksyivät saaliin ilmoitusvelvollisuuden lähes yksimielisesti. Saalisilmoitusjärjestelmä parantaisi huomattavasti saalistiedon laatua. Niinpä tuleviin metsästyksen säätelypäätöksiin liitetään velvollisuus ilmoittaa kaikki saalisyksilöt, niiden pyyntiajat ja -paikat ja lähettää näyte tai kuva kustakin saalisyksilöstä.

Pyyntitapojen säätely

Hanhien pyyntitavat ovat muuttuneet 1990-luvulta lähtien, kun kuvien käyttö, houkutusruokinta ja peltopyynti ovat yleistyneet merkittävästi (Ermala & Vikberg 2007). Uudet pyyntitavat kohdistuvat myös metsähanheen, ja 2000-luvulla ilmeisesti suuri tai suurin osa vuotuisesta metsähanhisaaliista on saatu peltopyynnissä muutonaikaisilla levähdysalueilla (kuvat 7 ja 9). Vanhemman tutkimustiedon mukaan pyynti kohdistuu levähdysalueilla erityisen voimakkaasti aikuisiin (Pirkola & Kalinainen 1984a). Metsästäjien kertomusten mukaan kuvastus ja ruokinta metsähanhien houkuttelemiseksi ampumaetäisyydelle ovat levinneet myös joillekin pesimäsoille.

Sidosryhmäseminaareissa varsinkin pesimäalueiden metsästäjät ehdottivat peltopyynnin, kuvastuksen ja jyväruokinnan rajoittamista tai kieltämistä. Kyselyyn perustuvan selvityksen mukaan jopa runsaspeltoisella Oulun eteläisellä alueella 58 % vastaajista kannatti peltopyynnin kieltämistä (Karppinen 2012). Meri- ja kanadanhanhia kuitenkin metsästetään pääasiassa pelloilla kuvastamalla, joten hanhien peltopyyntiä ei voi tykkänään kieltää. Seminaareissa ehdotettiin kuvastuksen rajoittamiseksi, että kuvat pitäisi kerätä pois aina pyyntitapahtuman jälkeen.

Sidosryhmätilaisuuksien osallistujat olivat lähes yksimielisiä siitä, että metsähanhien houkuttelu ruokinnalla ampumaetäisyydelle ei kuulu perinteiseen hanhenmetsästykseseen ja se pitäisi kieltää ainakin pesimäalueilla. Valtion lupametsästysalueilla metsähanhen ruokinta on ollut kiellettyä vuodesta 2006. Valtion omistamilla luonnonsuojeluun varatuille alueille ei Metsähallitus pääsääntöisesti myönnä lupia riistan ruokintaan (M. Rautiainen, henkilökohtainen tiedonanto 2013).

Pyyntitapoihin voidaan vaikuttaa sekä ohjeistamalla metsästäjiä vapaaehtoiseen säätelyyn että säädösteitse. Parhaillaan on käsittelyssä metsästyslain valtuussäännöksiä koskeva muutosehdotus, jonka mukaan metsästysmenetelmiä koskevia rajoituksia voitaisiin säätää valtioneuvoston asetuksella.

Toimenpiteet:

Metsähanhen metsästys kielletään ministeriön asetuksella määrääjäksi, jotta kannan taantuminen pysähtyy ja kanta kääntyy kasvuun. Metsästyksen keskeyttäminen on välttämätöntä ennen kuin on tehty kiireelliset metsästyksen kestävyuden varmistamiseksi tarvittavat toimenpiteet; saalisilmoitusvelvollisuuden säätäminen, metsästyksen säätelyn tarkentaminen, kannan laskentojen tehostaminen talvehtimisalueilla sekä Suomen pesimäalueiden selvittäminen ja poikastuoton arvioinnin tarkentaminen. Metsästyksen jatkamisen mahdollisuutta arvioitaisiin vuosittain, mutta ennen edellä mainittujen toimenpiteiden tekemistä metsästystä ei voitaisi sallia.

Metsähanhen metsästyksen säätelyn ja muiden kannanhoitotoimien kohdentamisessa otetaan huomioon kannanhoitoalueet, jotka perustuvat metsähanhen esiintymiseen, elinympäristöjen hoito- ja suojelutarpeeseen, maanomistusoloihin ja metsästykseseen eri alueilla. Ensi vaiheessa käytetään tässä esitettyä kannanhoitoaluejakoa, mutta alueiden rajausta tarkennetaan tarvittaessa, kun metsähanhien esiintymisestä ja metsästyksestä eri alueilla saadaan lisää tietoa.

Metsähanhen metsästyksessä siirrytään saaliin ilmoitusvelvollisuuteen perustuvaan säätelyjärjestelmään, ja luodaan valmius ottaa käyttöön metsästäjäkohtainen

saaliskiintiöjärjestelmä. Selvitetään mahdollisuus asettaa saaliskiintiöitä jaettaessa etusijalle metsähanhen kannan seurantaan osallistuneet tai tutkimusta avustaneet metsästäjät.

Metsästäjäkohtaisen saaliskiintiöjärjestelmästä saatujen kokemusten perusteella pyritään väljentämään ajallista säätelyä.

Taiga- ja tundrametsähanhien syysmuuton ajoittuminen ja sen vuosien välinen vaihtelu erityisesti Kaakkois-Suomessa selvitetään, ja tämän tiedon perusteella pyritään suuntaamaan metsästyspainetta tundrametsähanheen.

Selvitetään mahdollisuudet metsästyksen alueelliseen ja ajalliseen säätelyyn tärkeimmillä levähdysalueilla vapaaehtoisin keinoin.

Metsästyksen säätelyjärjestelmää kehitetään kansainvälisen hoitosuunnitelman puitteissa tapahtuvan metsästyksen säätelyn edellyttämällä tavalla.

11. 2 Saaliin koostumuksen säätely

Metsähanhen metsästyksen kestävyyttä on mahdollista lisätä valikoivalla verotuksella siten, että pyyntiä kohdistetaan nykyistä enemmän nuoriin taigametsähanhiin ja tundrametsähanhiin. Nuorten yksilöiden valikoiva verotus ja aikuisten säästäminen kuuluvat kestävän metsästysverotuksen peruseräkkeisiin (Marjakangas 1997). Ainakin maassa ollessaan nuoret metsähanhet ovat erotettavissa aikuisista tasaisemman värin ja tummemman yleisvaikutelman perusteella (von Haartman ym. 1963, Salminen 1983). Lisäksi tulisi välttää vartioivien emojen ampumista poikueparvista. Valikointi lienee helpointa maassa olevien hanhien luodikkometsästyksessä.

Toimenpiteet:

Metsästäjiä ohjeistetaan kohdistamaan pyynti nuoriin taigametsähanhiin sekä tundrametsähanhiin ja säästämään aikuisia taigametsähanhia.

12. Seuranta ja tutkimus

12.1 Pesimäkannan ja poikastuoton seuranta

Tieto pesimäkannan koosta ja muutoksista on tärkein edellytys menestyksekkäälle kannanhoidolle. Mikään käytössä oleva laskentamenetelmä ei sellaisenaan sovellu pesivän metsähanhikannan arviointiin, ja seurannan puute vaikeuttaa merkittävästi lajin uhanalaisuuden arviointia metsästyksen säätelyä ja elinympäristöjen hoitotoimia. Pirkola & Kalinainen (1984b) onnistuivat kuitenkin arvioimaan karkeasti paikallisten pesimäpopulaatioiden kokoa Suomessa vuosina 1973–1983 kerätystä aineistosta. Pesivien parien määrää on yritetty selvittää myös lentolaskennan avulla (Pirkola & Kalinainen 1984a). Pienkoneella tai helikopterilla tehtävässä lentolaskennassa havaitaan kuitenkin lähinnä pesimättömiä esiaikuisia, joiden lukumäärästä ei voi päätellä pesivän kannan kokoa (Nilsson ym. 2008). Maalaskentaan on ajateltavissa kolme erilaista menetelmää: parilaskenta

keväällä, vakiolinjalaskenta alkukesällä ja pistelaskenta keväällä ja syyskesällä. Pesimäkannan ja poikastuoton seuranta vaatii metsästäjien, lintuharrastajien, riistantutkimuksen ja Suomen riistakeskuksen yhteistyötä.

Keväinen parilaskenta

Metsähanhityöryhmän piirissä suunniteltiin seuraavanlaista järjestelyä pesimäkannan koon arvioimiseksi (J. Pessa & S. Timonen, henkilökohtainen tiedonanto 2011). Arviointi perustuu satunnaisotantaan, joka on toistettavissa ja riittävän suuri kattaen n. 10 % pesimäkannan oletetusta levinneisyysalueesta Suomessa sekä edustavasti levinneisyysalueen eri osat. Otanta perustuu suotyyppien aluejakoon ja lintuatlaskartoituksen tavoin yhtenäiskoordinaatiston 10 x 10 kilometrin ruutuihin. Laskentaan valitaan sata potentiaalista pesimäruutua, ja yhden ruudun perusteelliseen läpikäymiseen arvioidaan kuluvan keskimäärin viisi päivää. Laskenta tehdään pesimäkauden alussa eli toukokuussa, ja pesiväksi pariksi tulkitaan vartioiva koiras tai hanhipari. Kahta suuremmissa ryhmissä olevat yksilöt tulkitaan muuttaviksi tai pesimättömiksi. Koska laskennat ovat työläitä, ne voidaan jakaa kolmelle peräkkäiselle vuodelle ja toistaa muutaman vuoden välein. Pesivät metsähanhet ovat yöaktiivisia, joten paras vuorokaudenaika niiden laskemiseen on illasta aamuun ja kaikkein paras auringonnousun tienoo, jolloin hanhet lentävät ruokailupaikoille ja ovat parhaiten havaittavissa (Eriksson & Henricsson 1990). Pesimättömien ”luppohanhien” esiintyminen suolla voi olla merkki pesivistä pareista, mikä on käyttökelpoinen tieto seuranta suunniteltaessa.

Keväisen parilaskennan tuloksista olisi mahdollista arvioida Suomen pesimäkannan todellinen koko. Sitä ei ole kuitenkaan kokeiltu käytännössä, eikä se välttämättä onnistu pelkästään vapaaehtoisvoimin. Lisäksi seuranta pitäisi pystyä vakioimaan sellaiseksi, että eri vuosina ja eri alueilta saadut tulokset ovat keskenään yhteismitallisia. Ainakaan suunnitellussa laajuudessa parilaskenta ei sovellu jokavuotiseen kannanseurantaan.

Vakiolinjalaskenta

Linnuston vakiolinjalaskentoja on tehty vuodesta 2006, ja kaikki linjat on nyt laskettu ainakin kertaalleen. Menetelmä perustuu systemaattiseen otantaan siten, että linjat sijaitsevat 25 kilometrin välein. Käytettävissä olisi jo muun muassa Metsähallituksen luontopalvelujen tekemien laskentojen tulokset Pohjois-Suomesta. Ongelmana on laskennan ajoittuminen alkukesään, jolloin metsähanhipoikueet ovat piileskelevinä vaikeasti havaittavia, ja havaintoja metsähanhista kertyy hitaasti. Lisäksi osa epäonnistuneista pesijöistä voi olla paikalla, osa on voinut lähteä sulkasatomuutolle. Näistä syistä vakiolinjalaskentojen tulokset soveltuvat tehokkaampien laskentojen vertailuaineistoksi.

Parien ja poikueiden pistelaskenta

Pistelaskentojen tuloksista saadaan runsausindeksejä, jotka riittävät kannanmuutosten seurantaan. Vesilintujen pistelaskentoja voitaisiin laajentaa pesimäsoiden rimmille. Keväällä laskettaisiin pareja, ja poikuelaskenta ajoittuisi lähinnä elokuun alkuun, jolloin aikuiset tulevat lentokykyisiksi ja poikueet alkavat näyttäytyä. Kynnys lähteä pistelaskentaan on matala, ja siihen voivat osallistua sekä metsästäjät että lintuharrastajat. Pistelaskentatulokset kesän poikastuotosta ja metsästettävän

kannan koosta pesimäalueilla voisivat parhaimmillaan tarjota mahdollisuuden säädellä metsästystä tuoreen tiedon pohjalta.

Muut laskennat

Nopein tapa saada tietoa metsähanhen poikastuotosta on arvioida poikaslintujen osuutta syksyisissä muuttoparvissa levähdysalueilla. Tämä menetelmä tuottaa likimääräisiä arvioita, jotka riittävät poikastuoton vuosien välisen vaihtelun seurantaan. Todennäköisesti lähes kaikki Suomen ja koko Fennoskandian taigametsähanhet kerääntyvät Etelä-Ruotsiin lokakuussa. Poikasosuuksia on arvioitu Ruotsissa, mutta arviointi ei ole ollut järjestelmällistä eikä jokavuotista. Poikasosuuksien säännöllisestä arvioinnista on sovittava kansainvälisessä hoitosuunnitelmassa.

Toimenpiteet:

Aloitetaan metsästäjien, lintuharrastajien, riistantutkimuksen ja Suomen riistakeskuksen yhteistyönä ja riistantutkimuksen johdolla tehtävä valtakunnallinen keväiseen parilaskentaan perustuva pesimäkannan koon arviointi. Parilaskenta toistetaan 5–10 vuoden välein.

Aloitetaan metsästäjien, lintuharrastajien, riistantutkimuksen ja Suomen riistakeskuksen yhteistyönä ja riistantutkimuksen johdolla tehtävä parien ja poikueiden pistelaskenta jokavuotisen seurannan ja metsästyksen säätelyn tarpeisiin.

Laskentojen yhteydessä kertyvä tieto pesimäalueista kootaan yhteen käytettäväksi elinympäristöjen hoidon suunnittelussa.

12.2 Saalistiedon keruun uudistaminen

Metsähanhia saa vuosittain saaliiksi vain muutama tuhat metsästäjää (RKTL 2010). Pienriistan vuotuiset saalistilastot perustuvat saaliskyselyyn, joka lähetetään 5 000:lle satunnaisotannalla valitulle metsästyskortin lunastaneelle. Koska saaliskyselyyn vuosittain osuvien metsähanhen metsästäjien määrä on suhteellisen pieni, arviot metsähanhisaaliin koosta ja alueellisesta jakaumasta ovat epävarmoja, vaikka juuri metsähanhen kaltaisen taantuneen riistaeläimen metsästyssaaliista tarvittaisiin erityisen tarkkaa lukumäärä- ja paikkatietoa.

Sidosryhmäseminaarien perusteella metsästäjät hyväksyvät velvollisuuden ilmoittaa tiedot saaliiksi saaduista metsähanhista. Saalisilmoituksen pitäisi sisältää tieto kunkin saalisyksilön tarkasta pyyntiajasta ja -paikasta, ja lisäksi metsästäjä lähettäisi siipinäytteen tai kuvan saalishanhasta. Sidosryhmäseminaareissa metsästäjät toivoivat sähköistä saalispalautejärjestelmää. Saalistilastoinnin ja koko riistatalouden hallinnan parantamiseksi onkin kehitteillä valtakunnallinen julkista riistakonsernia, metsästysseuroja ja yksityisiä metsästäjiä palveleva riistatalouden sähköinen seuranta- ja suunnittelujärjestelmä. Yksityiselle metsästäjälle järjestelmä toimii saalispäiväkirjan periaatteella. Järjestelmän avulla siirrytään sähköiseen saalistiedon keruuseen ja saataisiin aiempaa tarkempi, kattavampi ja luotettavampi, paikkaan sidottavissa oleva tieto saaliista ja metsästyserotuksesta koko maassa.

Toimenpiteet:

Saalistiedon keräämiseksi kehitetään helppokäyttöinen sähköinen palautejärjestelmä. Metsästäjille säädetään velvollisuus ilmoittaa tiedot kaikista saaliiksi saaduista metsähanhista ja lähettää saalisyksilöistä kuva tai siipinäyte tutkimukselle.

12.3 Populaatioekologinen tutkimus

Poikastuotto ja säilyvyys

Metsähanhen pesintä- ja poikumenestys, aikuisten säilyvyys ja niihin vaikuttavat tekijät tunnetaan puutteellisesti (taulukko 5). Tiedon puute vaikeuttaa kannanhoitotoimien kohdentamista ja metsästyksen säätelyä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen vuonna 2011 aloittaman tutkimushankkeen tavoitteena on muun muassa saada uutta tietoa Suomessa pesivien metsähanhien pesimäbiologiasta, poikastuotosta ja pesimäaikaisesta elinympäristöjen käytöstä. Kesällä 2011 merkittiin GPS-satelliittilähettimellä kolme ja 2012 kaksi aikuista metsähanhea pesimäalueilla Pohjois-Pohjanmaalla. On selvää, että näin vähäisestä merkittyjen yksilöiden määrästä saatava tieto jää puutteelliseksi, joten vuotuinen tutkimusponnistus pitäisi moninkertaistaa. Satelliittilähettimet ovat kuitenkin kalliita ja sulkasatoisten hanhien pyynti merkintää varten vaativaa työtä. Yksi mahdollisuus olisi merkitä keväällä jyväruokinnalta aikuisia halvemmilla maastossa paikannettavilla VHF-lähettimillä, joiden avulla saataisiin tietoa pesinnästä ja elinympäristöjen käytöstä. Tämä helpottaisi myös hanhien löytymistä myöhemmin sulkasatoaikaan mahdollista satelliittilähetinmerkintää varten. Matkapuhelinverkkoa käyttävä lähetintekniikka on satelliittitekniikkaa halvempi mutta ei välttämättä toimi syrjäseuduilla.

Populaatiotutkimuksen kannalta ensisijaista on saada ajantasaista tietoa eri ikäluokkien vuotuisista säilyvyyksistä. Suomessa on rengastettu vuoteen 2012 mennessä lähes 1 200 metsähanhea. Vuosina 1981–1994 merkityistä metsähanhista kertyi tuhansien havaintojen tai rengaspalautteiden aineisto, jonka avulla voitiin laskea säilyvyydet eri ikäluokille (taulukko 1). Säilyvyydet ovat voineet muuttua 1980- ja 1990-luvuilta, mutta tieto tämänhetkisistä säilyvyyksistä puuttuu. Satelliittilähettimellä merkityistä yksilöistä mahdollisesti saatava säilyvyystieto jäänee vähäiseksi, joten metsähanhien kaularengastusta pitäisi jatkaa ja tehostaa. Rengastus on työläs mutta lähetinmerkintään verrattuna halpa keino hankkia tietoa hanhien säilyvyydestä. Luotettavan tiedon saaminen edellyttää rengastettujen hanhien havainnointia ainakin pesimäalueilla.

Metsästyssaaliin koostumus

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen metsähanhitutkimukseen kuuluu myös siipinäytteiden keruu ja analyysi metsästyssaaliin koostumuksen selvittämiseksi. Siipinäytteistä saadaan arvio nuorten ja aikuisten osuuksista ja DNA-menetelmien avulla arvio alalajien osuuksista metsähanhisaaliissa eri alueilla. Alalajien määrittäminen molekyylibiologisin menetelmin on kuitenkin kallista, joten korvaavaksi menetelmäksi on otettava saaliiden alalajimäärittäminen valokuvista. Metsästäjille annetaan ohjeet saalishanhen pään kuvaamisesta ja kuvan lähettämisestä tutkimukselle internetissä. Metsähanhen päätä esittävistä kuvista pystyy riittävällä varmuudella erottamaan taiga- ja tundrametsähanhet toisistaan. Siipinäytteitä kuitenkin tarvitaan saaliin ikäjakauman määrittämiseen.

Lajien väliset suhteet

Arvelut runsastuneen laulujoutsenkannan osuudesta metsähanhen pesimäkannan vähenemiseen nousivat useimmissa sidosryhmäseminaareissa vahvasti esiin, ja asian tutkimista ja jopa laulujoutsenen pienimuotoisen pyynnin sallimista vaadittiin. Mikään pienimuotoinen pyynti ei kuitenkaan riitä merkittävän vaikutuksen aikaansaamiseksi. Toisaalta joutsenten kokeelliseen poistoon perustuvaa suuren mittakaavan tutkimusasetelmaa, joka luotettavasti osoittaisi syy-seuraussuhteen, on erittäin vaikea saada aikaan. Kokeessa pitäisi voida kontrolloida myös muita metsähanheen mahdollisesti vaikuttavia tekijöitä, mikä lienee mahdotonta. Lisäksi poistetut parit voivat nopeasti korvautua uusilla pareilla, ja poisto saattaisi häiritä myös metsähanhia. Poistokokeen tiellä on myös säädöksiin ja kansainvälisiin sopimuksiin liittyviä esteitä. Suomessa laulujoutsen on luonnonsuojelun symboli, jonka poistokokeeseen tuskin löytyy yhteiskunnallista hyväksyntää. Sen sijaan metsähanhen pesimäkannan ja poikastuoton seurannan yhteydessä voidaan kerätä havaintoja laulujoutsenen esiintymisestä pesimäsoilla.

Myös petojen vaikutuksesta metsähanhen pesintään ja poikastuottoon tarvitaan tarkempaa tietoa. Petojen poistokokeet ovat työläitä ja kalliita järjestää, joten tietoa on pyrittävä saamaan epäsuorin menetelmin. Luonnontieteellisen keskusmuseon pesäkorttiaineistossa voi olla tietoa metsähanhen pesintöjen onnistumisesta. Metsähanhen poikastuoton vaihtelua voidaan esimerkiksi verrata muista laskennoista saatavaan tietoon petojen runsaudesta eri alueilla.

Toimenpiteet:

Tehostetaan metsähanhien kaularengastusta ja rengastettujen hanhien havainnointia tärkeimmillä pesimäalueilla Pohjois-Pohjanmaalla ja Keski-Lapissa.

Selvitetään vaihtoehdot satelliittilähettimien käyttöön perustuvalle metsähanhiyksilöiden seurannalle.

Siipinäytteiden keruuta saaliin ikäjakauman määrittämiseksi jatketaan. Saaliin alalajikoostumus määritetään saalisyksilöiden valokuvista. Metsästäjille laaditaan ohjeet saalishanhen pään kuvaamisesta ja kuvan lähettämisestä tutkimukselle.

Metsähanhien keväisen parilaskennan ja parien ja poikueiden pistelaskennan yhteydessä kerätään havaintoja laulujoutsenen esiintymisestä metsähanhien pesimäsoilla.

Selvitetään mahdollisuudet tutkia epäsuorien menetelmien avulla petojen vaikutusta metsähanhen pesintään ja poikastuottoon.

12.4 Metsästystutkimus

Metsähanhen metsästystavat ovat yleisen käsityksen muuttuneet merkittävästi 1990-luvulta 2000-luvulle. Suuri osa metsähanhisaaliista saadaan nykyään peltopyynnissä, ja kuvien käyttö ja houkutusruokinta ovat yleistyneet sekä pelloilla että ilmeisesti myös pesimäsoilla. Päätelmä metsästystapojen muutoksesta perustuu kuitenkin pääasiassa yksityisiin havaintoihin ja käsityksiin. Tarkkaa tietoa metsähanhen erilaisten pyyntitapojen yleisyydestä eri alueilla ei ole.

Pienriistan metsästystä on selvitetty kyselytutkimuksen avulla Pohjois-Suomessa metsästyslain 8 §:n tarkoittamalla ns. vapaan metsästysoikeuden alueella vuosina 2003 ja 2008 (Korhonen 2004, Niemi ym. 2009). Tulevien pienriistan metsästystutkimusten yhteydessä on mahdollisuus hankkia tietoa metsähanhen metsästyksestä osana luonnon virkistyskäytön tilastointia. Toinen mahdollisuus on järjestää esimerkiksi opinnäytetyönä valtakunnallinen, nimenomaan metsähanhen metsästäjille kohdennettu kyselytutkimus.

Toimenpiteet:

Pienriistan metsästystä koskeva kyselytutkimus pyritään järjestämään säännöllisin väliajoin koko maassa, ja sen yhteydessä kerätään tietoa metsähanhen metsästystavoista, muusta metsähanhen metsästyksen liittyvästä toiminnasta ja harrastajaryhmistä eri puolilla maata.

Pyritään järjestämään valtakunnallinen metsähanhen metsästäjille suunnattu kyselytutkimus metsästystavoista ja muusta metsähanhen metsästyksen liittyvästä toiminnasta.

13. Elinympäristöjen hoito

Metsähanhen lisäksi monen muunkin soilla pesivän lintulajin kannat ovat taantuneet viime vuosikymmeninä. Täsmällisiä syitä eri lajien vähenemiseen ei tunneta, mutta todennäköisesti ainakin osasyynä ovat olleet niiden yhteisessä elinympäristössä eli suoekosysteemissä tapahtuneet muutokset. Metsähänhi ja metsäkanalinnuista etenkin riekko (*Lagopus lagopus*) ja teeri (*Tetrao tetrix*) pesivät ja kasvattavat poikueensa paljolti samanlaisissa elinympäristöissä. Niinpä metsäkanalintujen käyttämien suoelinympäristöjen hoitotoimet hyödyttävät myös metsähänhea ja päinvastoin. Elinympäristöjen hoito on pitkäjänteistä työtä, jonka vaikutukset näkyvät vasta vuosien tai jopa vuosikymmenien päästä, mutta vaikutukset ovat pitkäaikaisia. Laskennoissa kertyvä tieto pesimäalueista on jaettava tärkeimmille toimijoille kuten Metsähallitukselle, jotta elinympäristöjen hoitotoimet osataan kohdistaa alueellisesti oikein ja niiden vaikuttavuus on mahdollisimman suuri.

13.1 Pesimäympäristöjen hoito

Elinympäristöjen huomioon ottaminen metsätaloudessa

Soiden metsäojitus oli vilkkainta 1960- ja 1970-luvuilla, ja miltei puolet Suomen alkuperäisestä suoalasta on nyt ojitettu metsänkasvatusta varten. Ojitus on maankäytön aiheuttamista metsähanhen pesimäympäristöjen muutoksista luultavasti merkittävin, koska se kohdistuu suurelta osin metsähänhelle tärkeisiin avosoiden vaihtumisvyöhykkeisiin ja korpiin. Soiden reunaojien tehtävänä on parantaa kangasmaiden vesitaloutta ja sitä kautta puuston kasvua. Ojitusten tiedetään kuitenkin heikentävän metsäkanalintujen pesimis- ja poikueumenestystä. Metsäojituksen painopiste on nykyään kunnostusojituksessa, jonka vuotuinen kokonaispinta-ala on 2000-luvulla ollut 60 000–80 000 hehtaaria (Metla 2011). Kansallisessa metsäohjelmassa kunnostusojitusten vuotuiseksi pinta-alatavoitteeksi esitetään 100 000 hehtaaria, joten kunnostusojituksen pinta-alat eivät ole ainakaan vähenemässä.

Kunnostusojitus on kallista ja perustuu siksi aina tarveharkintaan. Pesimäsoiden metsäisissä poikueympäristöissä eli korvissa ja suon ja kankaan vaihtumisvyöhykkeissä tulisi välttää ojituksia. Luonnontilaisia soita reunustavat ojat voidaan jättää kunnostamatta, jos kangasmaan

vesitalous voidaan pitää muulla keinoin puuston kasvulle suotuisana. Yksi keino vesitalouden hoitamiseksi on pitää puuston määrä niin suurena, että puiden haihdutus riittää pitämään pohjavesipinnan tarpeeksi alhaalla. Tällöin kunnostusojitus tehdään vasta päätehakkuun jälkeen. Reunojen ojituksista kärsineiden rimpinevojen vesitalous voidaan palauttaa luonnonmukaiseksi hyvällä kunnostusojituksen suunnittelulla.

Pesimäsoita ympäröivien reunametsien hakkuissa suositellaan jättämään turvemaan puoleinen puusto pystyyn. Mustikanvarvuston säästämiseksi uudistusalan maanmuokkaus tulisi pyrkiä tekemään kevyesti tai jos mahdollista välttämään kokonaan maanmuokkausta ja kannonnostoa reunametsissä. Yksi mahdollisuus on kasvattaa reunametsiä mahdollisuuksien mukaan erirakenteisina, jolloin maata ei tarvitse muokata ja elinympäristö säilyy jatkuvasti puu- ja varpupeitteisenä. Pesimäsoiden reunavyöhykkeet, korvet, pienkosteikot ja puronvarret on pyrittävä säästämään.

Metsäteiden verkosto käsittää Suomessa kaikkiaan 125 000 tiekilometriä. Teiden määrä ei enää juuri lisäännä, sillä painopiste metsäteiden rakentamisessa on siirtynyt perusparannukseen, ja uusia metsäteitä on valmistunut viime vuosina alle 1 000 km vuodessa. Kuitenkin on suositeltavaa, että pysyvien metsäautoteiden rakentamisen sijaan suosittaisiin talviteiden käyttöä eikä uusia teitä rakennettaisi erämaaille seuduille. Metsätiet lisäävät metsien pirstoutuneisuutta, helpottavat pesimäsoiden saavutettavuutta ja ovat voineet lisätä pesimäkantaan kohdistuvaa metsästyspainetta. Metsähanhen pesimäsuot ohjeistetaan ottamaan huomioon valtion metsien kulkureittien ja tiestön suunnittelussa (Putala ym. 2011). Yksityisten metsäautoteiden käyttöä on tarvittaessa mahdollista rajoittaa. Tiekuunnalla on laillinen oikeus sulkea osakaskokouksen päätöksellä ja kunnan suostumuksella myös kestävä metsätalouden rahoituslain mukaisella tuella rakennettu tai peruskorjattu metsätie.

Metsähanhen pesimärauhan turvaamisesta todetaan Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaassa (2011) seuraavaa: ”Metsähanhen pesimäsuot huomioidaan moottorikelkka-, retkeily- ja polkureittien suunnittelussa siten, ettei kevään ja kesän aikana häiriötä aiheuttavaa toimintaa alueilla lisätä. Pesimäsuot otetaan huomioon myös suunniteltaessa alueen metsätiestä. Kesäajokelpoiset tiet linjataan riittävän etäälle hanhien pesimäsoiden metsäisistä reuna-alueista. Jos pesimäsuohon sisältyy metsäisiä laajempia suosaarekkeitä, niiden korjuu hoidetaan talvitiestön avulla” (Putala ym. 2011).

Soiden ennallistaminen ja turvesoiden jälkikäyttö

Ojitettujen soiden ennallistaminen on todennäköisesti tehokkain metsähanhen pesimäympäristöjen hoitokeino. Ojitettuja soita ja soiden reunaosia on ennallistettu sekä valtion että yksityismailla. Metsähallitus on vuosina 2007–2012 ennallistanut soita valtion talousmetsissä erityisesti riekkoa varten 2 403 hehtaarin alalla (M. Rautiainen, henkilökohtainen tiedonanto 2013). Suojelualueiden soita oli vuoden 2011 loppuun mennessä ennallistettu yhteensä 19 500 hehtaaria (S. Rehell, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

Metsäntutkimuslaitoksen vuonna 2010 laatiman arvion mukaan Suomessa on metsätaloudellisesti kannattamattomia ojitettuja soita yhteensä 830 300 hehtaaria, josta määrästä yli 80 % sijaitsee Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Etelä-Lapissa (Työryhmämuistio 2011). Näitä ojikoita ei siis

kannata kunnostusojittaa vaan jättää ne umpeutumaan, tukkia pääojat tai ennallistaa. Metsähanhen tarpeita ajatellen ennallistaminen pitäisi kohdistaa pesimäsoiden lähiympäristöihin laajaa ekosysteemitason lähestymistapaa soveltaen, mikä edellyttää nykyisten ja entisten pesimäalueiden kartoitusta. Metsähanhen kannalta parhaat ennallistamiskohteet voidaan selvittää linnuston laskenta- ja kartoitustietojen perusteella. Osan ennallistettavista kohteista pitäisi olla korpia. Valtion mailta saatujen kokemusten mukaan ojitettuja korpia on suhteellisen helppo ennallistaa.

Laajan ekosysteemitason lähestymistavan soveltaminen varmistaa, että toimenpiteiden vaikuttavuus on mahdollisimman suuri. Ongelmaksi voi varsinkin metsähanhen pesimäalueen eteläosissa muodostua se, että ennallistettava alue saattaa käsittää sekä valtion että useiden yksityisten omistamia maita. Niinpä eri omistajatahojen yhteistyöhön on kehitettävä uusia tapoja, ja mahdollisesti tarvitaan myös taloudellisia houkuttimia. Soiden ja turvemaiden kansallisessa strategiassa todetaan suojelualueiden rajausten ja vesitalouden toimivuuden parantamisesta, että suojelualueita laajennetaan tarvittaessa tai turvataan muuten suojelualueilla sijaitsevien soiden vesitalous vapaaehtoisuuteen perustuvien keinoin. Niitä voivat olla esimerkiksi maanvaihto, yksityismaan suojelualueen perustaminen, vettymishaitan korvaaminen ja vesien ohjaaminen (Työryhmämuistio 2011).

Pesimäalueilla ja niiden läheisyydessä sijaitsevat tuotannosta poistuneet turvesuot pitäisi muuttaa lintuvesiksi ja -kosteikoiksi. Aikaa myöten ne soistuvat eli alkavat palautua luonnontilaan. Reunoille voi perustaa riistapeltokaistaleita ja viljellä niillä metsähanhelle mieluisia ravintokasveja. Otollisia alueita tällaiselle elinympäristöjen hoitotoiminnalle löytyy muun muassa Suomenselältä.

Luonnontilaisten suojelemattomien soiden säästäminen

Metsähanhen pesimäsoiden tulevaisuus näyttää ainakin levinneisyysalueen pohjoisosissa varsin turvatulta. Varsinkin pohjoisessa monet pesimäsuot kuuluvat Natura 2000 -verkostoon, kun taas suojelemattomia pesimäsoita voivat uhata lähinnä turpeenotto, mahdollisesti myös kaivosteollisuus ja allasrakentaminen.

Turveteollisuus arvioi tarvitsevänsä uutta tuotantopinta-alaa vuoteen 2020 mennessä vajaat 60 000 ha, ja turvetuotantoon soveltuvia soita on eniten Pohjois-Suomessa ja Etelä-Pohjanmaalla. Suuri osa turvetuotantoon soveltuvista alueista on luonnontilaisia, suojelun ulkopuolella olevia soita. Soidensuojelualueet ovat heikosti kytkeytyneitä, joten luonnontilaiset suojelemattomat suot toimivat leviämisyhteyksiä ylläpitävinä askelkivinä niiden välillä (Kaakinen ym. 2008b). Ehdotuksessa soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullinen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi todetaan, että turvetuotanto kohdennetaan ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille soille ja turvemaille (Työryhmämuistio 2011). Tämä edistäisi myös metsähanhen elinympäristöjen säilyttämistä. Soidensuojeluohjelman täydennyksellä voidaan turvata pesimäympäristöjä levinneisyysalueen eteläosissa.

Toimenpiteet:

Metsähanhen elinympäristövaatimukset otetaan huomioon metsänhoidon ohjeiden ja suositusten tarkistuksissa.

Lisätään maanomistajien ja metsäammattilaisten tietoisuutta uudesta metsälain muutoksesta, jolla suometsien ennallistamista helpotettiin luopumalla metsälaissa säädetystä uudistamisvelvoitteesta sellaisilla soilla, joilla puuntuotto ei ole kannattavaa

Yksityisiin ja valtion talousmetsiin sekä suojelualueille suunnitellaan laaja ojitetujen rämeiden ja korpien kunnostus- ja ennallistamishanke, jolla vuotuinen ennallistettava ala moninkertaistetaan nykyisestä. Mahdollisuudet hakea hankkeeseen EU-rahoitusta selvitetään. METSO-ohjelman toiminta-alueella elinympäristöjen kunnostusta ja ennallistamista edistetään myös metsäluonnon hoitohankkeina. Valtion ja yksityisten maanomistajien yhteistyötä elinympäristöjen ennallistamisessa ja kunnostuksessa kehitetään.

Elinympäristöjen kunnostuksen ja ennallistamisen suunnitteluun ja rahoitukseen yksityismetsissä kehitetään toimintamalli, jossa ennallistamiskohteet tunnistetaan jo kunnostusojitus- tai metsäsuunnittelun yhteydessä.

Kunnostus- ja täydennysojitusten ohjeistusta ja tukirahoitusta kehitetään siten, että ojituksia ei tehdä luontoarvoja omaavilla soilla tai sellaisilla soilla, joilla ojitus ei ole puuntuoton kannalta kannattavaa.

Metsähanhen pesimäsoiden säilyttämiseksi turvetuotanto ja turvemaiden muu tuotantokäyttö pyritään ohjaamaan luonnontilansa menettäneille soille.

13.2 Muutonaikaisten levähdysalueiden hoito

Kevätmuuton aikaisten levähdysalueiden maankäyttö voi vaikuttaa merkittävästi lepäilevien hanhien ravinnonsaantiin ja siten pesimäkuntoon ja poikastuottoon. Taigametsähanhien tärkeimpiä levähdysalueita Suomessa, Oulun seutua lukuun ottamatta, ovat Länsi-Suomen laajojen peltoaukeiden säännöllisesti tulvivat osat eli tulvapellot ja muut kausikosteikot. Metsähanhien ravinnonsaannin kannalta parhaita kausikosteikkoja ovat viljelyksessä olevat tulvapellot, jotka tulvan aikana ovat monien muidenkin muuttavien vesilintujen ja kahlaajien suosiossa. Tärkeiden levähdysalueiden hoito on osa maatalousmaiseman monimuotoisuuden lisäämistä, jota voidaan edistää maatalouden tukipolitiikalla.

Tärkeiden levähdysalueiden maankäytön pitäisi säilyä nykyisellään, ja alueilla tulisi suosia peltojen laaja-alaista kasvipeitteisyyttä, suorakylvöä tai kevätkyntöä. Lisäksi alueiden arvoa linnustolle voidaan parantaa suosimalla luonnonhoitopeltoja ja suojavyöhykkeitä tulvan alla pisimpään pysyvillä peltolohkoilla. Maatalouden ympäristötukijärjestelmään pitäisi saada toimenpidekokonaisuuksia, jotka mahdollistavat linnustoa suosivan peltojen maankäytön tärkeimmillä levähdysalueilla. Tällaisia toimenpiteitä ovat luontaisesti soveltuvien peltoalueiden hallittu tulvittaminen ja lintujen suosimien viljelykasvien viljely. Linnustonsuojelualueilla Länsi-Euroopassa peltojen tulvittaminen talvisin ja aikaisin keväällä on yksi vaikuttavimpia ja kustannustehokkaimpia elinympäristöjen hoitotoimia (Benstead ym. 1999).

Muualla kuin Suomessa sijaitsevien levähdysalueiden hoidosta voidaan sopia kansainvälisessä hoitosuunnitelmassa.

Toimenpiteet:

Metsähanhen tärkeille muutonaikaisille levähdysalueille suositellaan kasvipeitteisyyden säilyttämistä kevääseen saakka ja luonnonhoitopeltojen ja suojavyöhykkeiden perustamista hanhien suosimille tulvapelloille ja kausikosteikoille.

Maatalouden ympäristötukijärjestelmää kehitetään siten, että metsähanhien tärkeimmillä levähdysalueilla sijaitsevia tulvapelloja ja kausikosteikkoja voidaan hoitaa kilpailukykyisellä tukitasolla.

13.3 Maankäytön suunnittelun kehittäminen

Maankäytön suunnittelua varten tarvitaan tietoa tärkeimmistä pesimä- ja levähdysalueista. Tietoa pesimäalueista saadaan muun muassa laskentojen yhteydessä. Tärkeimmät levähdysalueet on selvitetty 2000-luvun alussa (Pessa ym. 2004a). Metsähanhen tärkeiden pesimäalueiden lähelle ei tulisi perustaa turpeenottoalueita, ja sekä pesimä- että levähdysalueita koskeviin rakentamishankkeisiin pitäisi aina kuulua ympäristövaikutusten arviointi.

Toimenpide:

Metsähanhen pesimä- ja levähdysalueita koskevaa maankäytön suunnittelua kehitetään.

14. Muut hoitotoimet**14.1 Tarhaus ja istutus**

Suomessa on kymmeniä vuosia tarhattu metsähanhia pienimuotoisesti ja istutettu niitä maastoon. Tarhausta ja istutusta ei voi pitää merkittävänä kannanhoitokeinona, koska tarhalinnut ovat elinkyvyltään säännönmukaisesti huonompia kuin villit (Nummi 1989), tarhakantojen alkuperä voi olla tuntematon eikä tähänastisten istutusten tehosta ole seurannan puuttuessa luotettavaa näyttöä. Keski-Ruotsissa istutettiin satoja tarhassa kasvatettuja nuoria metsähanhia yhdessä kasvattivanhempiansa kanadanhanhien kanssa (Svensson ym. 1999, Kampe-Persson 2010). Ruotsissa havaittujen taigametsähanhen ja kanadanhanhen risteymien ja sekaparien on epäilty olevan perua näistä istutuksista (Kampe-Persson & Lerner 2007). Luonnon ja luonnonvarojen suojelua koskeva Kansainvälinen Liitto (IUCN) on laatinut ohjeiston suojelutarkoituksessa tehtäviä istutushankkeita varten. Tärkeimpiä vaatimuksia istutuksen aloittamiselle on, että uhka tai uhat jotka aiheuttivat lajin häviämisen alueelta, on oikein tunnistettu ja poistettu tai niiden vaikutusta on riittävästi vähennetty (IUCN 2012). Kaiken kaikkiaan tarhassa kasvatettujen lintujen istutus on viimeinen keino, kun yritetään palauttaa pesivä metsähanhikanta jollekin alueelle. Jos istutukseen joskus päädytään, tarhakannan on oltava geneettisesti täysin puhdasta.

14.2 Kevätruokinta

Muutolta palaavia metsähanhia on ruokittu viljalla varsinkin Pohjois-Suomen pesimäalueilla. Ruokinnalla ei ilmeisesti kyetä houkuttelemaan metsähanhia pesimään ruokinta-alueelle, eikä sen fysiologisesta tarpeellisuudesta metsähanhelle ole näyttöä. Metsähanhet saapuvat pesimäsoille aikaisin keväällä, jolloin sieltä löytyy niukasti syötävää, joten naaraiden on täytynyt kerätä

munintaan tarvittavat ravinteet ja energia jo talvehtimisen ja muuton aikana. Toisaalta tiedetään, että keväinen viljaruokinta voi jopa heikentää valkoposkihanhen poikastuottoa (Prop 2004). Näistä syistä metsähanhen kevätruokinta ei kenties ainakaan pesimäsoilla ole tarpeellista. Tärkeämpää on huolehtia metsähanhien ravinnonsaannista kevätkuuton aikaisilla levähdysalueilla. Joka tapauksessa ruokintaa ei pesimäalueilla pitäisi jatkaa kesään eikä varsinkaan syksyyn saakka. Sidosryhmäseminaareissa metsästäjät tuomitsivat hanhien houkuttelun jyväruekinnalta ammuttaviksi.

14.3 Pienpetojen pyynti

Pienpedot kuten kettu, supikoira ja minkki voivat saalistaa metsähanhen munia poikasia ja jopa aikuisia. Supikoira määritellään vuoden 2012 kansallisessa vieraslajistrategiassa haitalliseksi ja minkki erityisen haitalliseksi vieraslajiksi. Pienpetojen vaikutusta metsähanhikantaan ei tunneta, mutta varovaisuusperiaatteen mukaisesti pienpetoja voidaan vähentää ainakin niillä pesimäalueilla, joilla petokannat ovat runsaat. Norjan Finnmarkissa kettujen tehopyynti paransi ratkaisevasti kiljuhanhen poikastuottoa (Øien & Aarvak 2010b). Koska varsinkin pohjoiset pesimäalueet ovat suuria ja metsästäjiä suhteellisen vähän, tehopyyntihankkeet täytyy keskittää linnustollisesti arvokkaimmille pesimäsoille ja lintuvesille, joilla myös ympäristöhallinto on merkittävä toimija ja toiminnan rahoittaja.

Pienpetojen pyynnissä on jopa tärkeämpää kiinnittää huomiota saaliin laatuun kuin pyrkiä suuriin saalismääriin. Vaikuttavinta on kevätpyynti, koska se kohdistuu talvesta selviytyneeseen lisääntyvään kantaan. Tehopyyntihankkeiden rinnalla on tarpeen edelleen pitää yllä vakiintunutta pienpetojen pyyntitoimintaa.

Toimenpiteet:

Pienpetojen ja erityisesti supikoiran ja minkin tehopyyntihankkeet keskitetään linnustollisesti arvokkaimmille pesimäsoille ja lintuvesille metsähanhen pesimäalueilla. Ympäristöhallinto pyritään saamaan mukaan pyyntihankkeisiin yhdeksi toiminnan suunnittelijaksi ja rahoittajaksi.

Pienpetojen syntyvyyttä pyritään vähentämään tehostamalla kevätpyyntiä.

Pyyntiaktiivisuutta pidetään yllä järjestämällä metsästysseurojen tai riistanhoitoyhdistysten yhteisiä pienpetojen pyyntikampanjoita ja suosittelemalla metsästysseuroja palkitsemaan aktiivisia pyytäjiä.

15. Kansainvälinen yhteistyö

15.1 Kannanhoitoyhteistyö ja kansainvälinen hoitosuunnitelma

Taigametsähanhikannan muuttotie, joka käsittää kaikki pesimäalueet, muuttoreitit levähdysalueineen ja talvehtimisalueet, ulottuu 15 valtion alueelle. Pääosa kannasta pesii Venäjällä, ja muut pesimämaat ovat kannan suuruusjärjestyksessä Suomi, Ruotsi ja Norja. Suurin osa taigametsähanhista talvehtii Ruotsissa, Tanskassa, Puolassa ja Saksassa ja vähäisessä määrin Isossa-Britanniassa, Hollannissa ja Belgiassa. Virossa, Latviassa, Liettuaassa, Valko-Venäjällä ja

Ukrainassa taigametsähanhet ovat läpimuuttajia. Metsähanhen metsästys on luvallista 11:ssä taigametsähanhen muuttotien valtiossa, joskin käytettävissä olevien arvioiden ja tilastojen mukaan vuotuinen taigametsähanhisaalis on ollut 2000-luvun alussa tuhansia yksilöitä ainoastaan Venäjällä, Suomessa ja Ruotsissa, Tanskassa todennäköisesti runsaat tuhat yksilöä. Siten avainasemassa taigametsähanhen kansainvälistä kannanhoitoyhteistyötä ajatellen ovat muuttotien valtioista Venäjä, Suomi, Ruotsi, Norja, Tanska, Saksa ja Puola.

Hanhikantojen seurantayhteistyötä on tehty Euroopassa vuosikymmeniä ja se toimii kohtalaisen hyvin, mutta kansainvälinen kannanhoitoyhteistyö puuttuu uhanalaisia hanhilajeja tai populaatioita lukuun ottamatta lähes kokonaan. Tehokkain tapa sopia ekologisesti ja sosiaalisesti kestävästä ja pitkäjänteisestä kannanhoidosta on kansainvälinen hoitosuunnitelma, jota muuttotien valtiot sitoutuvat noudattamaan. Vuonna 2012 Sopimuksen Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta (AEWA) puitteissa valmistui Huippuvuorilla pesivän lyhytnokkahanhen kansainvälinen kannanhoitosuunnitelma (Madsen & Williams 2012), joka on ensimmäinen adaptiivista metsästyksen säätelyä soveltava hoitosuunnitelma AEWA:ssa.

Vuonna 2012 AEWA:n osapuolikokous tiukensi taigametsähanhen suojeluluokitusta kannan pitkäaikaisen vähenemisen takia siten, että sen metsästys on mahdollista vain kansainvälisen kannanhoitosuunnitelman puitteissa kestävästä käytön periaatteella ja adaptiivista metsästyksen säätelyä toteuttaen. AEWA:n tekninen komitea ja sihteeristö päättivät Suomen aloitteesta, että taigametsähanhelle valmistellaan kansainvälinen kannanhoitosuunnitelma (International Species Management Plan) osapuolikokouksen 2015 hyväksyttäväksi. AEWA:n sihteeristö suunnittelee hankkeen ja johtaa sitä maa- ja metsätalousministeriön ja Suomen riistakeskuksen tuella. Hoitosuunnitelma laaditaan yhteistyössä AEWA:n sihteeristön ja levinneisyysalueen valtioiden ja sidosryhmien kanssa soveltaen lyhytnokkahanhen hoitosuunnitelmahankkeen toimintatapoja. Kirjoittamisvastuu on AEWA:n sihteeristön nimeämällä asiantuntijatyöryhmällä, jossa on Suomen riistakeskuksen edustus. Osanottajavaltiot, etunenässä Suomi ja Tanska, rahoittavat hankkeen. Hoitosuunnitelmahankkeessa sovitaan kannanhoidon tavoitteista, tarvittavista toimenpiteistä ja vastuista sekä toimenpiteiden tärkeysjärjestyksestä, kiireellisyydestä ja vaikuttavuuden seurannasta. Kannanhoidolla tavoitellaan elinvoimaista ja metsästettävää sekä sosiaalisesti kestävää taigametsähanhikantaa. Taigametsähanhen kansainvälinen hoitosuunnitelma on valmisteltava siten, että se toimii esimerkkinä muidenkin riistavesilintukantojen hoitosuunnitelmille tulevaisuudessa.

Kiperimpiä kysymyksiä on sopia kannan tuoton jakamisesta pesimäalueen valtioiden sekä muutto- ja talvehtimisalueiden valtioiden kesken. Yksi mahdollisuus on sallia metsästys vain niissä maissa ja alueilla, missä kannan ja saaliin seuranta toimii. Toisin sanoen pyynti sallittaisiin riistatiedon vastineeksi. Saaliin jakamisen kansallisesti voisi kukin muuttotien valtio hoitaa haluamallaan tavalla. Suotavaa olisi, että metsähanhelle laadittaisiin myös kansallisia kannanhoitosuunnitelmia ja Suomen kansallinen suunnitelma julkaistaisiin mahdollisimman pian englanniksi.

Vaikka Venäjä ja Puola eivät ole AEWA:n osapuolia, taigametsähanhen tärkeimmän pesimämaan, Venäjän, osallistuminen hoitosuunnitelmaan on välttämätöntä. Rohkaisevaa on, että Venäjällä on kiinnostusta osallistua vesilintujen kansainväliseen kannanhoitoyhteistyöhön. Vuonna 2011 Venäjän luonnonvara- ja ympäristöministeriö järjesti Hannoverissa kansainvälisen työpajan, jossa pohdittiin muuttolintujen suojelun ja metsästyksen säätelyn kansainvälisiä toimintamahdollisuuksia.

Työpajassa todettiin muun muassa, että taantuva taigametsähanhi olisi sopiva mallipopulaatio pyrittäessä luomaan laajan kansainvälisen kannanhoito-yhteistyön toimintatapoja Euroopassa. Taigametsähanhea on ehdotettu Venäjän federaation Punaiseen kirjaan, ja ehdotuksen läpimeno merkitsisi taigametsähanhen rauhoitusta Venäjällä (S. Rozenfeld, henkilökohtainen tiedonanto 2012).

Toimenpiteet:

Turvataan riittävät resurssit Suomen osallistumiselle taigametsähanhen kansainvälisen kannanhoitosuunnitelman valmisteluun ja toteuttamiseen.

Suomen metsähanhikannan hoitosuunnitelma julkaistaan myös englanniksi käännettynä. Muita muuttotien valtioita kannustetaan laatimaan kansallisia kannanhoitosuunnitelmia.

15.2 Seuranta- ja tutkimusyhteistyön lisääminen

Tehokas kannanhoito vaatii luotettavaa tietoa kannanmuutoksista. Hanhien ja muiden vesilintujen kansainvälisellä seurannalla on pitkät perinteet Euroopassa. Taigametsähanhen talvehtivan kannan seurantaa helpottaa se, että ne lepäilevät ja talvehtivat suhteellisen suppealla alueella Luoteis-Euroopassa. Taigametsähanhen kannanarvioita pidetään suhteellisen luotettavina, sillä laskennat kattavat yli puolet arvioidusta kokonaiskannasta (Fox ym. 2010). Silti laskentojen kattavuutta pitäisi lisätä ja laskennoissa pyrkiä tunnistamaan taiga- ja tundrametsähanhet nykyistä paremmin, jotta muuttavan ja talvehtivan taigametsähanhikannan todellisesta koosta ja muutoksista saataisiin luotettavampi kuva.

Metsähanhen poikastuotosta ja sen vaihtelusta on hyvin niukasti tietoja. Ruotsissa on viime vuosina tehty metsähanhen syyslaskentojen yhteydessä myös poikaslaskentoja ja arvioitu niiden perusteella poikastuottoa. Tätä työtä pitäisi edelleen tehostaa ja kehittää se laajamittaiseksi ja säännölliseksi seurannaksi.

Taigametsähanhen metsästyksen adaptiivinen säätely edellyttää myös saalistietoja, ja yksi tärkeimmistä tehtävistä onkin kehittää saalistilastointia. Järjestelmällisesti kerättyjä valtakunnallisia vesilintujen saalistilastoja on saatavissa vain harvoista Euroopan maista, ja useimmiten kansalliset saalistiedot perustuvat alueellisiin otantoihin tai ovat lähinnä pelkkiä arvauksia. Vähintäänkin metsähanhisaaliista pitäisi tietää sen kokonaismäärä ja alalajikoostumus ja mielellään myös ikä- ja sukupuolijakauma. Metsästettävän kannan alalajikoostumuksen selvittämiseksi on kerättävä siipinäytteitä tai valokuvia saalisyksilöistä kaikkialla, missä metsähanhia metsästetään.

Suomen tehtävänä seurannan lisäämisessä on ennen muuta järjestää oman pesivän kannan ja poikastuoton seuranta, kehittää saalistilastointia ja saattaa kannan ja saaliin seurantatulokset muiden muuttotien valtioiden tietoon.

Viime vuosina taigametsähanhia on merkitty kaularenkain tai radiolähettimin sekä niiden pesimä-, levähdys- että talvehtimisalueilla. Merkinnän avulla saadaan tietoa erityisesti hanhiyksilöiden säilyvyydestä. Merkintähankkeista kyllä tiedotetaan hyvin tutkijayhteisössä, mutta tulosten soveltuvuutta kannanhoidon tarpeisiin voitaisiin tehostaa huomattavasti kokoamalla aineistot yhteistä analyysiä varten. Toinen kansainvälisesti merkittävä yhteishanke voisi koskea levähdys-,

talvehtimis- ja ennen kaikkea pesimäalueiden kartoitusta ja niiden laadun ja niihin kohdistuvien uhkien arviointia. Hankkeiden kansainvälisyys voi olla valttikortti rahoitusta haettaessa.

Toimenpiteet:

Suomi pyrkii edistämään laajamittaista ja järjestelmällistä taigametsähanhen kannan, poikastuoton ja saaliin seurantaa koko muuttotien alueella.

Suomi pyrkii edistämään taigametsähanhen kannanmuutoksiin, metsästysverotukseen ja elinympäristöihin liittyvää kansainvälistä tutkimusyhteistyötä ja -koordinaatiota.

16. Tiedotus, neuvonta ja koulutus

Kestävää metsästystä, elinympäristöjen hoitoa, muita kannanhoitotoimia, metsästysaikoja ja muuta metsästyksen säätelyä koskevan tiedon levittäminen on tärkeää pyrittäessä elvyttämään metsähanhikantaa. Päävastuu metsähanhea koskevasta tiedotuksesta, neuvonnasta ja koulutuksesta kuuluu Suomen riistakeskukselle. Keskeisiä tiedotuskanavia ovat Suomen riistakeskuksen julkaisemat Metsästäjä-, Jägaren- ja Riistan vuoksi -lehdet sekä www.riistakeskus.fi -sivusto. Riistan tutkimuksen tärkeänä tehtävänä on tiedottaa kansantajuisesti tutkimuksen ja kannanseurannan tuloksista.

Metsästyksen säätelyä suunniteltaessa on pohdittava, millaiseksi metsähanhen metsästystä halutaan kehittää ja miten perinteinen hanhenpyynti pesimäsoilla voidaan säilyttää. Suomalaisen riistapolitiikan vaikuttavuustavoitteisiin kuuluu metsästyksen ja riistanhoidon eettisyys ja vastuullisuus. Metsähanhen pyyntiin on viime vuosina ilmaantunut uusia piirteitä, jotka eivät välttämättä ole sopusoinnussa näiden periaatteiden kanssa. Pyynnin eettisyyttä ja vastuullisuutta voidaan kohentaa riistahallinnon normiohjauksen keinoin muun muassa säatelemällä saaliin kokoa ja koostumusta sekä pyyntimenetelmiä. Lisäksi metsästäjäkohtaisen omasäätelyn tueksi voidaan laatia hanhenpyytäjän eettiset ohjeet, samaan tapaan kuin metsäkanalintujen metsästykselle on eettinen säännöstö (Lindén 2002). Verotuksen kestävyyttä voidaan tehostaa erityisesti kohdistamalla metsästystä valikoivasti nuoriin yksilöihin ja välttämällä vartioivien emojen ampumista poikueparvista.

Tutkimusten mukaan jopa puolet aikuisista taigametsähanhista kantaa hauleja ruumiissaan. Tämä viittaa siihen, että hanhia ammutaan haulikolla liian pitkiltä etäisyyksiltä. Tanskassa kampanjoitiin metsästäjille 25 metrin enimmäisetäisyyttä ammuttaessa hanhia haulikolla ja onnistuttiin näin vähentämään merkittävästi hauleja kantavien lyhytnokkahanhien osuutta metsästettävässä kannassa (Noer ym. 2007). Haavakoiden välttäminen kuuluu kestäväan ja vastuulliseen metsästykseseen.

Rannikkoseuduilla saadaan yleisesti saaliiksi sekä meri- että metsähanhia (RKTL 2012). On mahdollista, että metsähanhia ammutaan erehdyksessä merihanhina, joskaan selvää näyttöä tästä ei ole. Rannikoiden riistanhoitoyhdistykset ja Suomen riistakeskuksen aluetoimistot voivat selvittää hanhien lajintuntemuskoulutuksen tarpeen alueillaan. Jos tarvetta ilmenee, Suomen riistakeskus suunnittelee räätälöidyn lajintuntemuskoulutuksen ja hankkii sille rahoituksen.

Riistanhoitoyhdistykset järjestävät metsästäjäutkintoon tähtäävää koulutusta, jossa oppikirjana on Suomen riistakeskuksen julkaisema Metsästäjän opas (2007). Opas kaipaa päivitystä. Uusille metsästäjille pitäisi painottaa, että ensimmäinen edellytys riistakantojen järkiperaiselle metsästykselle on kannan ja saaliin seuranta, ja siksi laskentoihin osallistuminen ja saaliin ilmoittaminen tulisi nähdä arvokkaana riistanhoitotyönä ja metsästäjän velvollisuutena. Oppaaseen tarvitaan myös kestävän metsästyksen periaatteita koskeva luku, jossa korostetaan pyynnin kohdistamista ennen kaikkea nuoriin yksilöihin. Lukuun tulisi sisällyttää tietoa metsähanhen kaltaisen harvalukuisen vesilinnun kestävästä verotuksesta.

Toimenpiteet:

Laaditaan ja julkaistaan laajasti metsästyksen kestävyttä, vastuullisuutta ja eettisyyttä korostava hanhenpyytäjän ohjeisto.

Pyyntitapojen säätelyn mahdollisuudet selvitetään ja pyritään toteuttamaan.

Selvitetään hanhien lajintuntemuskoulutuksen tarve rannikkoseuduilla ja tarvittaessa toimeenpannaan koulutushanke.

Metsästäjän opas päivitetään. Oppaaseen lisätään tietoa kannan seurannan tärkeydestä ja metsähanhen kestävästä metsästyksestä.

17. Vahinkojen ja konfliktien hallinta

Suuret hanhikeräytymät aiheuttavat Etelä-Ruotsissa paikoin vahinkoja viljelyksille (Hake ym. 2010). Vahinkoja aiheuttavien hanhien joukossa on myös metsähanhia, joita on luvallista metsästää vahinkojen estämiseksi normaalin metsästysajan ulkopuolella kahdella eri alueella eri aikoina. Suomen länsirannikolta on havaintoja runsastuvan merihanhihikannan aiheuttamista vahingoista viljelyksille (Aitto-oja & Nummi 2011), mutta metsähanhen aiheuttamat vahingot ovat epätodennäköisiä nyt ja ainakin lähivuosina. Metsähanhen kevät- ja syysmuutto ajoittuvat Suomessa maatalouden vuodenkierron kannalta sellaisiin ajankohtiin, jolloin merkittävät vahingot eivät ole todennäköisiä. Kun taigametsähanhen kanta toivottavasti saadaan runsastumaan, joitakin viljelysvahinkoja voi tulla, joten tilannetta kannattaa seurata. Mahdollisilla ongelma-alueilla hanhia voidaan pyrkiä ohjaamaan erityisille ruokailupelloille, joiden kilpailukykyinen rahoitus varmistetaan maatalouden ympäristötuen avulla.

Toimenpide:

Metsähanhien viljelyksille mahdollisesti aiheuttamat vahingot pyritään estämään muilla keinoin kuin metsästämisellä. Erityisten hanhipeltojen rahoitus varmistetaan maatalouden ympäristötuen avulla.

18. Metsähanhen kannanhoidon hyvinvointivaikutukset

Yksi riistapolitiikan vaikuttavuustavoitteista on, että riistatalous luo hyvinvointia. Kannanhoidon tavoitteena on elvyttää taigametsähanhen kanta erilaisin toimenpitein ja säilyttää se elinvoimaisena.

Elpyvä kanta tuottaa ekosysteemipalveluihin perustuvaa hyvinvointia monin tavoin. Runsastunut metsähanhikanta kestää hyvin metsästystä, jolla on alueellisesti suuri virkistysarvo. Hanhenpyynti pesimäsoilla sisältää runsaasti liikuntaa, vaatii erämiestaitoja ja pitää yllä perinteistä pyyntikulttuuria. Metsähanhet tuottavat luontoelämyksiä luonto- ja lintuharrastajille etenkin muuttoaikoina. Sekä metsästys- että luontomatkailu tarjoavat mahdollisuuksia paikalliseen elinkeinotoimintaan.

19. Kansallinen yhteistyö, työnjako ja vastuut

Metsästys- ja riistanhoitotoimen ylin johto ja valvonta kuuluvat metsästyslain mukaan Suomessa maa- ja metsätalousministeriölle, joka siten kantaa päävastuun riistaeläinkantojen ylläpitämisestä ja kestävästä käytöstä. Ministeriön tehtävänä on myös huolehtia kansallisen ja kansainvälisen yhteistyön perusedellytyksistä kuten riittävästä rahoituksesta ja henkilöresursseista. Metsästystä ja riistanhoitoa koskevia valtakunnallisia asioita hoitaa lisäksi Suomen riistakeskus. Metsähanhen uhanalaisaseman määrittely kuuluu ympäristöministeriön hallinnonalaan.

Metsähanhen kannan ja elinympäristöjen hoidossa keskeisiä sidosryhmiä ja toimijoita ovat valtion maita ja vesialueita hallinnoiva Metsähallitus, yksityiset maan- ja metsänomistajat, metsästäjät, lintu- ja luontoharrastajat sekä metsästyksen ja luonnonsuojelun viranomaistahot. Paikallinen ja alueellinen yhteistyö ovat erityisen tärkeitä. Alueellisen yhteistyön koordinointi kuuluu Suomen riistakeskuksen aluetoimistojen tehtäviin.

Metsähanhikannan hoitoon liittyvä työnjakoa ja vastuita valtion laitosten ja viranomaisten kesken voidaan pääpiirteissään kuvata seuraavasti:

Toimija**Tehtävä**

Maa- ja metsätalousministeriö

- julkisen riistakonsernin johtaminen, päävastuu metsähanhikannan hoidosta ja suojelusta, lainsäädännön valmistelu, voimavarojen ohjaus, tulosohjaus
- hoitosuunnitelman päivittäminen

Ympäristöministeriö

- lajien uhanalaisuusluokitus
- aluesuunnittelu

Luonnonvarakeskus/riistantutkimus

- päävastuu kannan seurannasta ja kestävän verotuksen arvioinnista
- saalistilastointi ja sen kehittäminen
- tutkimus, viestintä tuloksista, asiantuntijuus

Metsähallitus

- metsästysmahdollisuuksien turvaaminen
- metsästyksen säätely
- metsästyksen valvonta
- elinympäristöjen hoito

Elintarviketurvallisuusvirasto Evira

- riistaeläintautien tutkimus, seuranta ja tiedotus
- ministeriön antamat erityistehtävät

Poliisi, Rajavartiolaitos ja Tulli

- metsästyksen valvonta

Suomen riistakeskus

- koulutus, neuvonta, tiedotus
- elinympäristöjen hoidon edistäminen
- kannan seurannan tukeminen
- hoitosuunnitelman päivittäminen

Valtakunnallinen riistaneuvosto

Alueelliset riistaneuvostot

- hoitosuunnitelman seuranta osana julkisen riistakonsernin strategiaprosessia
- hoitosuunnitelman päivittämiseen osallistuminen

Riistanhoitoyhdistykset

- paikallinen tiedotus, koulutus, neuvonta ja metsästyksen valvonnan avustaminen

Muita merkittäviä toimijoita ovat mm. Suomen Metsästäjäliitto, Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto MTK ja sen alueelliset metsänomistajien ja maataloustuottajien liitot sekä BirdLife Suomi ry ja muut suojelujärjestöt.

Toimenpiteet:

Julkinen riistakonserni toimii avoimesti ja aktiivisesti yhdessä kansallisten toimijoiden ja intressitahojen kanssa metsähanhen kannanhoitoon liittyvän kansallisen yhteistyön kehittämiseksi.

Valtakunnallisen riistaneuvoston tehtävä on tuoda esiin eri sidosryhmätahojen välisen yhteistyön ja vuorovaikutuksen kautta valtakunnallinen näkemys metsähanhikannan hoidosta. Tavoitteena on, että valtakunnallisen riistaneuvoston näkemys antaa pohjaa Suomen riistakeskuksen ja maa- ja metsätalousministeriön päätöksenteolle.

Alueellisen riistaneuvoston tehtävä on tuoda esiin eri sidosryhmätahojen välisen yhteistyön ja vuorovaikutuksen kautta alueellinen näkemys metsähanhikantojen hoidosta. Alueellisten riistaneuvostojen tulisi tehostaa metsähanhikantojen hoitoon liittyvää alueellista ja paikallista yhteistyötä ja kannustaa intressitahoja hankemuotoiseen toimintaan. Tavoitteena on, että alueellisten riistaneuvostojen näkemys antaa pohjaa Suomen riistakeskuksen ja maa- ja metsätalousministeriön päätöksenteolle.

20. Hoitosuunnitelman toteutumisen arviointi ja päivittäminen

Metsähanhikannan kansalliseen hoitosuunnitelmaan on koottu tiivistetysti tämänhetkinen tutkimustieto kannan tilasta ja tulevaisuuden näkymistä Suomessa ja muualla taigametsähanhen muuttotiellä. Kantaa hoidetaan tässä suunnitelmassa esitettyjen tavoitteiden ja toimenpiteiden mukaisesti siten, että metsästyksen säätelyä kehitetään ja tietämystä kestävästä ja vastuullisesta metsästyksestä lisätään, riittävä seuranta ja tutkimus turvataan, elinympäristöjen hoitoa tehostetaan ja kansainvälistä yhteistyötä lisätään. Tavoitteena on elvyttää ja säilyttää taigametsähanhen kanta elinvoimaisena suotuisalla suojelutasolla ja kestävästi metsästettävänä. Hoitosuunnitelman toteutumista ja sen vaikuttavuutta on seurattava ja tarvittaessa hoitosuunnitelmaa on päivitettävä.

Toimenpide:

Hoitosuunnitelman toteuttamista seurataan ja tarpeen mukaan päivitetään metsähanhikannan suotuisan suojelutason saavuttamiseksi ja säilyttämiseksi.

Riistantutkimus arvioi metsähanhikannan elinkykyisyyttä.

Suomen riistakeskus seuraa hoitosuunnitelman toteutumista ja raportoi maa- ja metsätalousministeriölle.

Kirjallisuus

- Aarvak, T. & Øien, I. J. 2005. Overvåking av sædgås i Norge i 2005. Norsk Ornitologisk Forening. NOF rapport 3-2005. <http://www.birdlife.no/prosjekter/rapporter/2005_03_sadgaas.pdf>
- Aarvak, T. & Øien, I. J. 2006. Overvåking av sædgås i Norge i 2006. Norsk Ornitologisk Forening. NOF rapport 5-2006. <http://www.birdlife.no/prosjekter/rapporter/2006_05.pdf>
- Aarvak, T. & Øien, I. J. 2009. Monitoring of Bean Goose in Finnmark County, Norway – results from 2008. Norsk Ornitologisk Forening. NOF rapportserie report No 2-2009.
- Aitto-oja, S. & Nummi, P. 2011. Kasvava lintukanta ja maanviljely: viljelijöiden kokemuksia kurkien aiheuttamista vahingoista. Suomen Riista 57: 92–103.
- Alisauskas, R. T., Rockwell, R. F., Dufour, K. W., Cooch, E. G., Zimmerman, G., Drake, K. L., Leafloor, J. O., Moser, T. J. & Reed, E. T. 2011. Harvest, Survival and Abundance of Midcontinent Lesser Snow Geese Relative to Population Reduction Efforts. Wildlife Monographs 179: 1–42.
- Anderson, D. R. & Joyner, D. E. 1985. Subflocking and winter movements of Canada geese in southern Illinois. Journal of Wildlife Management 49: 422–428.
- Anon. 2012. Bean Goose *Anser fabalis*. <http://www.zoo.ekol.lu.se/waterfowl/GooseInv/G_ARTER/anfab.htm>
- Artemyev, A. V., Zimin, V. B. & Lapshin, N. V. 2010. Osobennosti mnogoletnej dinamiki čislennosti gusej roda *Anser* na vesennih stoânkah v okrestnostâh g. Olonca (Respublika Kareliâ, Rossiâ) (Features of the perennial dynamics of geese *Anser* at the spring stop-overs in the environs of Olonets (Karelia, Russia)). Vestnik Ohotovedeniâ 7: 234–237.
- Artemyev, A. V., Zimin, V. B. & Lapshin, N. V. 2011. Factors of the population dynamics of *Anser* geese at the Olonets spring staging sites (Karelia, Russia). International Conference on the Waterfowl in Northern Eurasia, 24–29 March 2011, Elista, Kalmykia, Russia, Abstract Book, s. 5–6. <http://www.onlinereg.ru/elista2011/AbstractbookElista_eng.pdf>
- Auvinen, A.-P., Aapala, K., Kaipainen, H. & Toivonen, H. 2005. Suot. Teoksessa: Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.), Suomen biodiversiteettihjelman arviointi. Suomen ympäristö 770, s. 51–56. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Benstead, P., Jose, P. & Joyce, C. 1999. European Wet Grassland: Guidelines for Management and Restoration. Royal Society for the Protection of Birds, United Kingdom.
- van den Bergh, L. 1999. Tundra Bean Goose *Anser fabalis rossicus*. Teoksessa: Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A. D. (toim.), Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution, s. 38–66. Wetlands International Publ. No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rönne, Denmark.
- Birdlife Suomi 2011. Metsähanhien alalajit keväällä 2011. <<http://www.birdlife.fi/suojelu/lajit/metsahanhi-2011.shtml>>

- Black, J. M. & Owen, M. 1995. Reproductive success and assortative pairing in relation age in barnacle geese. *Journal of Animal Ecology* 64: 234–244.
- Burgers, J., Smit, J. J. & van der Voet, H. 1991. Origins and systematics of two types of the Bean Goose *Anser fabalis* (Latham, 1787) wintering in The Netherlands. *Ardea* 79: 307–316.
- Calvert, A. M. & Gauthier, G. 2005. Effects of exceptional conservation measures on survival and seasonal hunting mortality in greater snow geese. *Journal of Applied Ecology* 42: 442–452.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (toim.) 1977. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. 1. Oxford University Press, Oxford, London, New York.
- Critical Site Network Tool 2012. Bean Goose *Anser fabalis*. <<http://dev.unep-wcmc.org/csn/default.html#state=species&SpcRecID=375>>
- Delacour, J. 1951. Taxonomic Notes on the Bean Geese, *Anser fabalis* Lath. *Ardea* 39: 135–142.
- Delany, S. & Scott, D. 2006. Waterbird population estimates. Wetlands International, Wagenigen, The Netherlands.
- Devos, K. & Kuijken, E. 2012. Wintering wild geese in Belgium: an update on numbers and trends (1990/91–2011/12). *Goose Bulletin* 15: 18–27.
- Ebbinge, B. S. 1991. The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the Western Palearctic. *Ardea* 79: 197–210.
- Ebbinge, B. 2010. Expanding Goose Populations and their Management – Introduction. *Ornis Svecica* 20: 111–112.
- Ellison, L. N. 1991. Shooting and compensatory mortality in tetraonids. *Ornis Scandinavica* 22: 229–240.
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., Sjöberg, K., Gunnarsson, G., Clausen, P., Guillemain, M., Rodrigues, D. & Väänänen, V.-M. 2006. The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. *Wildlife Biology* 12: 121–127.
- Eriksson, P. & Henricsson, T. 1990. Sädgåsen *Anser fabalis* i Åsele lappmark. *Vår Fågelvärld* 49: 7–14.
- Ermala, A. & Vikberg, P. 2007. Valtakunnallisen hanhenmetsästäjäkyselyn tuloksia. Hanhenmetsästäjän muotokuva vuosituhannen alussa. *Metsästäjä* 4/2007: 28–31.
- Eskola, Timo 1988. Kokemuksia metsähanhien kevättruokinnasta. *Metsästys ja Kalastus* 3/1988: 15–17.
- Eskola, Teuvo 1990. Hanhen laulua Savinassa. *Metsästäjä* 6/1990: 54–55.
- Follestad, A. 1994. Sädgå *Anser fabalis*. Teoksessa: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (toim.), *Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening*, Klæbu.

Fox, A. D. 2003. The Greenland White-fronted Goose *Anser albifrons flavirostris*. The annual cycle of a migratory herbivore on the European continental fringe. Doctor's dissertation (DSc). National Environmental Research Institute, Denmark.

<http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_ovrige/rapporter/TFO_Doctors_27art_web/TFO_Doctors_web.pdf>

Fox, A. D. & Madsen, J. 1999. Introduction. Teoksessa: Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A. D. (toim.), Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution, s. 8–18. Wetlands International Publ. No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rönne, Denmark.

Fox, A. D., Norriss, D. W., Stroud, D. A., Wilson, H. J. & Merne, O. J. 1998. The Greenland white-fronted goose *Anser albifrons flavirostris* in Ireland and Britain 1982/83–1994/95: Population change under conservation legislation. *Wildlife Biology* 4: 1–12.

Fox, A. D., Norriss, D. W., Wilson, H. J., Merne, O. J., Stroud, D. A., Sigfusson, A. Glahder, C. & 1999. Greenland White-fronted Goose *Anser albifrons flavirostris*. Teoksessa: Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A. D. (toim.), Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution, s. 130–142. Wetlands International Publ. No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rönne, Denmark.

Fox, T. D., Stroud, D., Walsh, A., Wilson, J., Norriss, D. & Francis, I. 2006. The rise and fall of the Greenland White-fronted Goose: a case study in international conservation. *British Birds* 99: 242–261.

Fox, T. (A. D.), Eide, N. E., Bergersen, E. & Madsen, J. 2009. Resource partitioning in sympatric arctic-breeding geese: summer habitat use, spatial and dietary overlap of Barnacle and Pink-footed Geese in Svalbard. *Ibis* 151: 122–133.

Fox, A. D., Ebbinge, B. S., Mitchell, C., Heinicke, T., Aarvak, T., Colhoun, K., Clausen, P., Dereliev, S., Faragó, S., Koffijberg, K., Kruckenberg, H., Loonen, M. J. J. E., Madsen, J., Mooij, J., Musil, P., Nilsson, L., Pihl, S. & van der Jeugd, H. 2010. Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.

Fox, A. D., Merne, O. J., Walsh, A., Norriss, D. & Wilson, H. J. 2012. Climate change and Greenland White-fronted Geese: shifts in distribution and advancement in spring departure times at Wexford *versus* elsewhere in the winter range. *Käsikirjoitus*.

Francis, C. M., Richards, M. H., Cooke, F. & Rockwell, R. F. 1992a. Changes in survival rates of Lesser Snow Geese with age and breeding status. *Auk* 109: 731–747.

Francis, C. M., Richards, M. H., Cooke, F. & Rockwell, R. F. 1992b. Long-term changes in survival rates of Lesser Snow Geese. *Ecology* 73: 1346–1362.

Frederiksen, M., Hearn, R. D., Mitchell, C., Sigfusson, A., Swann, R. L. & Fox, A. D. 2004. The dynamics of hunted Icelandic goose populations: a reassessment of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 41: 315–334.

Gauthier, G, Pradel, R., Menu, S. & Lebreton, J.-D. 2001. Seasonal survival of Greater Snow Geese and effect of hunting under dependence in sighting probability. *Ecology* 82: 3105–3119.

Gänseforschung 2012. Jagdfreie Insel inmitten der Gefahr.

<<http://www.blessgans.de/index.php?id=161>>

von Haartman, L., Hildén, O., Linkola, P., Suomalainen, P. & Tenovuo, R. 1963. Pohjolan linnut värikuvoin I. Otava, Helsinki.

Haapanen, A. 1987. Suomen laulujoutsenkanta. *Lintumies* 22: 146–150.

Hake, M., Månsson, J. & Wiberg, A. 2010. A working model for preventing crop damage caused by increasing goose populations in Sweden. *Ornis Svecica* 20: 225–233.

Hario, M. 2006. Hanhet. Teoksessa: Kalliola, I. (toim.), Suomen muuttolinnut, s. 90–98. WSOY, Porvoo.

Heikkinen, S. & Kojola, I. 2010. Suurpetojen lukumäärä ja lisääntyminen 2009. Teoksessa: Wikman, M. (toim.), Riistakannat 2010. Riistaseurantojen tulokset, s. 16–21. Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 21/2010. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.

Heinicke, T. 2010a. Tundra Bean Goose *Anser fabalis rossicus* during spring migration in northern Sweden – rare visitor or regular passage migrant? *Ornis Svecica* 20: 174–183.

Heinicke, T. 2010b. Bean Goose neck-banding projects in Europe – a recent overview. *Goose Bulletin* 10: 38–43.

Heinicke, T. 2011. The Taiga bean Goose (*Anser f. fabalis*) – now globally threatened? 13th Wetlands International Goose Specialist Group meeting, Elista, Russia, March 2011, esitelmä.

Heinicke, T. & Nilsson, L. 2009. Population development and fluctuations of staging/wintering Taiga Bean Geese *Anser fabalis fabalis* in Europe. Goose Specialist Group, 12th Meeting, Höllviken, Sweden 9–13 Oct. 2009. Program, Abstracts & Participants, s. 23–25.

Helle, P. 1996. Näätä. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.), Riistan jäljille, s. 68–71. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita, Helsinki.

Helle, P. & Wikman, M. 2009. Riistakolmion lumijälkilaskenta vuonna 2009. Teoksessa: Wikman, M. (toim.), Riistakannat 2009. Riistaseurantojen tulokset, s. 21–33. Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 18/2009. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.

Hestbeck, J. B. 1994. Survival of Canada geese banded in winter in the Atlantic Flyway. *Journal of Wildlife Management* 58: 748–756.

Hirschfeld, A. & Heyd, A. 2005. Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes (Summary: Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare). *Berichte zum Vogelschutz* 42: 47–74.

Huntley, B., Green, R. E., Collingham, Y. C. & Willis, S. G. 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Lynx Edicions.

Ilmatieteen laitos 2012. Muutos havaittavissa – 160 vuotta mittauksia. <<http://ilmasto-opas.fi/fi/ilmastonmuutos/suomen-muuttuva-ilmasto/-/artikkeli/16266ad3-e5f5-4987-8760-2b74655182d5/muutos-havaittavissa-160-vuotta-mittauksia.html>>

IUCN 2012. IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. IUCN Species Survival Commission. <<http://www.issg.org/pdf/publications/Translocation-Guidelines-2012.pdf>>

Jones, T., Martin, K., Barov, B., Nagy, S. (toim.) 2008. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Western Palearctic Population of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. AEWA Technical Series No.36, Bonn.

Jönsson, B., Karlsson, J. & Svensson, S. 1985. Incidence of lead shot in tissues of the Bean Goose (*Anser fabalis*) in South Sweden. Swedish Wildlife Research (Viltrevy) 13: 259–271.

Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008a. Suot. Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.), Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristö 8/2008: 143–256. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008b. Suot. Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.), Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 8/2008: 75–109. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Kampe-Persson, H. 2010. Naturalised geese in Europe. *Ornis Svecica* 20: 155–173.

Kampe-Persson, H. & Lerner, H. 2007. Occurrence of hybrid geese in Sweden – a conservation problem? *Ornis Svecica* 17: 154–186.

Kampe-Persson, H., Bildström, L. & Bildström, M. 2005. Kan häckningskonkurrens med sångsvan *Cygnus cygnus* orsaka en nedgång i den svenska populationen av taigasädgås *Anser fabalis fabalis*? *Ornis Svecica* 15: 119–121.

Karppinen, S. 2012. Metsästäjien näkemys metsähanhikannasta ja metsähanhen metsästyksestä Suomen riistakeskus Kainuun ja Oulun toimialueilla. Opinnäytetyö, Rovaniemen ammattikorkeakoulu, metsätalouden koulutusohjelma.

Kauhala, K. 1996a. Kettu. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.), Riistan jäljille, s. 42–45. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita, Helsinki.

Kauhala, K. 1996b. Supikoirat. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.), Riistan jäljille, s. 46–49. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita, Helsinki.

- Kauhala, K. 2007. Paljonko Suomessa on pienpetoja? Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 1/2007. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Kauhala, K., Kaunisto, M. & Helle, E. 1993. Diet of the raccoon dog, *Nyctereutes procyonoides*, in Finland. Zeitschrift für Säugetierkunde 58: 129–136.
- Kauhala, K., Laukkanen, P. & von Rége, I. 1999. Supikoiran, ketun ja mäyrän ravinnon koostumus ja riistan osuus ravinnossa alkukesällä. Suomen Riista 45: 63–72.
- Kauppinen, J. 2010. Hanhimiehen haave. Suomen Luonto 3/2010: 28–32.
- Kemijoki Oy 2011. Kemijoen monitoimiallas. Allasvaihtoehdot tulvantorjuntaan.
<[http://www.kemijoki.fi/kejo-fi/images/Kemijoen%20monitoimiallasselvitys%2018.1.2011.pdf/\\$FILE/Kemijoen%20monitoimiallasselvitys%2018.1.2011.pdf](http://www.kemijoki.fi/kejo-fi/images/Kemijoen%20monitoimiallasselvitys%2018.1.2011.pdf/$FILE/Kemijoen%20monitoimiallasselvitys%2018.1.2011.pdf)>
- Kenntner, N., Heinicke, T., Polderdijk, K. & Krone, O. 2009. Prevalence of embedded shot pellets in geese in Germany. Goose Specialist Group, 12th Meeting, Höllviken, Sweden 9–13 Oct. 2009. Program, Abstracts & Participants, s. 26–27.
- Korhonen, P. 2004. Pienriistan metsästys Pohjois-Suomessa vuonna 2003. Kala- ja riistaraportteja nro 326.
- Kristiansen, J. N. & Jarrett, N. S. 2002. Inter-specific competition between Greenland White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris* and Canada Geese *Branta canadensis interior* moulting in West Greenland: mechanisms and consequences. Ardea 90: 1–13.
- Kålås, J. A., Gjershaug, J. O., Husby, M., Lifjeld, J., Lislevand, T., Strann, K.-B. & Strøm, H. 2010. Fugler. Aves. Teoksessa: Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (toim.), Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Laanikari, J. 2012. Maa- ja metsätalousministeriön asetus metsähanhen metsästyksen kieltämisestä metsästysvuonna 2012–2013. Muistio, maa- ja metsätalousministeriö.
<http://www.mmm.fi/attachments/riistatalous/69aW89ojm/Muistio_metsahanhi.pdf>
- Lampila, P. 2001. Adult mortality as a key factor determining population growth in Lesser White-fronted Goose. Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.), Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project – Annual report 2000, s. 45–47. WWF Finland Report No. 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-2001.
- Lampio, T. 1961. Suomen pesivä ja muuttava metsähanhikanta. Suomen Riista 14: 82–94.
- Lampila, P. 2001. Adult mortality as a key factor determining population growth in Lesser White-fronted Goose. Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.), Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project – Annual report 2000, s. 45–47. WWF Finland Report No. 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-2001.

- Lampio, T. 1984. On the spring migration of the Bean Goose, *Anser fabalis*, in Finland. Swedish Wildlife Research (Viltrevy) 13: 59–72.
- Larsson, K., Forslund, P., Gustafsson, L. & Ebbsinge, B. S. 1988. From the high Arctic to the Baltic: the successful establishment of a Barnacle Goose *Branta leucopsis* population on Gotland, Sweden. *Ornis Scandinavica* 19: 182–189.
- Lebedeva, M. I. 1979. Migracii gumennikov po dannym kol'cevaniâ, polučennym v SSSR. Teoksessa: Kišinskij, A. A. (toim.), Migracii ptic vostočnoj Evropy i severnoj Azii. Aicтоobraznye – plastinčatoklûvy, s. 150–160. Izdatel'ctvo "Nauka", Moskva.
- Lebreton, J.-D. & Clobert, J. 1991. Bird population dynamics, management, and conservation: the role of mathematical modelling. Teoksessa: Perrins, C. M., Lebreton, J.-D. & Hiron, G. J. M. (toim.), Bird population studies: relevance to conservation and management, s. 105–125. Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo.
- Lehtiniemi, T. 2006. Suomen laulujoutsenkanta. *Linnut* 3/2006: 15–16.
- Lehtiniemi, T. 2012. Tiiraan kirjatun lintujen tiirailun kertomaa. *Tiira* 3/2012: 12.
- Lindén, H. (toim.) 2002. Metsäkanalintutkimuksia: Metsästys. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsästäjien Keskusjärjestö. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi.
- Lindholm, A. & Tolvanen, P. 2003. Tundrametsähanhi (*Anser fabalis rossicus*) Suomessa. Esiintyminen ja määrittäminen. *Linnut* 38 (1): 36–41.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K. & Siitari, H. 2008. Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *Journal of Applied Ecology* 45: 325–333.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P. & Siitari, H. 2010. Individual and environmental determinants of daily black grouse nest survival rates at variable predator densities. *Annales Zoologici Fennici* 47: 387–397.
- Lähdesmäki, P. & Rautiokoski, P. 1983. Viisi vuotta suolinnuston ympärivuotista seurantaa Ylikiimingin Räkäsuolla. *Aureola* 8: 85–91.
- Lähtenmäki, P. 2012. Kaivosjätin tuuria: Lapin superkaivos vaatii Naturen purkamista. *Talouselämä* 8.2.2012.
- Löfman, S. 2006. Changes in forest landscape structure in southern Finland in the late 1900's. *Dissertationes Forestales* 32, Faculty of Forestry, University of Joensuu.
<<http://www.metla.fi/dissertationes/df32.htm>>
- Madsen, J. 1991. Status and trends of goose populations in the western Palearctic in the 1980s. *Ardea* 79: 113–122.
- Madsen, J. 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 398–417.

- Madsen, J. 2001. Can geese adjust their clocks? Effects of diurnal regulation of goose shooting. *Wildlife Biology* 7: 213–222.
- Madsen, J. 2010. Age bias in the bag of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*: influence of flocking behavior on vulnerability. *European Journal of Wildlife Research* 56: 577–582.
- Madsen, J. & Noer, H. 1996. Decreased survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* carrying shotgun pellets. *Wildlife Biology* 2: 75–82.
- Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A. D. (toim.) 1999. Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publ. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Research Institute, Rønde, Denmark.
- Madsen, J. Williams, J. H. (Compilers) 2012. International Species Management Plan for the Svalbard population of the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus*. AEW Technical Series No. 48. Bonn, Germany.
- Marjakangas, A. 1996. Forest ditches – pitfalls for young grouse chicks? Teoksessa: Botev, N. (toim.), Proceedings of the International Union of Game Biologists, XXII Congress, Sofia, Bulgaria 1995, s. 402. Pensoft Publishers, Sofia, Moscow, St. Petersburg.
- Marjakangas, A. 1997. Metsästyksen ekologiset perusteet. *Suomen Riista* 43: 22–37.
- Merikallio, E. 1958. Finnish birds. Their distribution and numbers. *Fauna Fennica* 5: 1–181.
- Metla 1998. Metsätilastollinen vuosikirja 1998. Metsäntutkimuslaitos.
- Metla 2011. Metsätilastollinen vuosikirja 2011. Metsäntutkimuslaitos.
- Metsähallitus 2010. Metsähallituksen hallinnassa olevat maa- ja vesialueet.
<<http://www.metsa.fi/SIVUSTOT/METSA/FI/LUONNONVARAT/MAAJAVESIALUEET/Sivut/Metsahallituksenhallinnassaolevatmaajavesialueet.aspx>>
- Mikkola-Roos, M., Tiainen, J., Below, A., Hario, M., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Lehtiniemi, T., Rajasärkkä, A., Valkama, J. & Väisänen, R. A. 2010. Linnut Aves. Teoksessa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.), Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010, s. 320–331. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Mitchell, C. 2012. An influx of European White-fronted *Anser albifrons* and Bean Geese *Anser fabalis* in Scotland during winter 2011/12. *Goose Bulletin* 14: 35–41.
<http://www.geese.org/gsg/goose_bulletin/Goose%20Bulletin%20issue14.pdf>
- Mitchell, C., Colhoun, K., Fox, A. D., Griffin, L., Hall, C., Hearn, R., Holt, C. & Walsh, A. 2010. Trends in goose numbers wintering in Britain & Ireland, 1995 to 2008. *Ornis Svecica* 20: 128–143.
- Mooij, J. H. 1991. Hunting – a questionable method of regulating goose damage. *Ardea* 79: 219–225.
- Mooij, J. H. 2005. Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 30: 49–76.

- Mooij, J. 2010. Ohota na vodoplavaûših ptic v stranah Zapadnoj Palearktiki (Summary: Harvest of waterfowl in the Western Palearctic). *Kazarka (Casarca)* 13: 31–75.
- Mooij, J. 2011. Goose populations in Europe: past, present and future. *Kazarka (Casarca)* 14: 29–53.
- Nagy, S., Delany, S., Flink, S., Langendoen, T., van Roomen, M., van Winden, E., Sundberg, J., Wanless, R., Butchart, S., Dodman, T. & Scott, D. 2012. Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement area. Fifth Edition. < http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop5_docs/mop5_docs.htm>
- NAWMP 2012. North American Waterfowl Management Plan 2012: People Conserving Waterfowl and Wetlands. < <http://nawmprevision.org/>>
- Nichols, J. D., Runge, M. C., Johnson, F. A. & Williams, B. K. 2007. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: a brief history and future prospects. *Journal of Ornithology* 148 (Suppl 2): 343–349.
- Niemi, M., Nylander, E. & Korhonen, P. 2009. Pienriistanmetsästys Pohjois-Suomessa vuonna 2008. Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 20/2009. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Niemimaa, J. & Pokki, J. 1990. Minkin ravinnosta Suomenlahden ulkosaaristossa. *Suomen Riista* 36: 18–30.
- Nilsson, L. 1984. Migrations of Fennoscandian Bean Geese *Anser fabalis*. *Swedish Wildlife Research (Viltrevy)* 13: 83–106.
- Nilsson, L. 2000. Changes in numbers and distribution of staging and wintering goose populations in Sweden, 1977/78–1998/99. *Ornis Svecica* 10: 33–49.
- Nilsson, L. 2007. Sädgås *Anser fabalis*. Teoksessa: Tjernberg, M. & Svensson, M. (toim.), Artfakta. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige, s. 140–144. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Nilsson, L. 2009. Internationella sjöfågel- och gåsinventeringarna i Sverige. Årsrapport 2008/2009. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet.
- Nilsson, L. 2011. The migrations of Finnish Bean Geese *Anser fabalis* in 1978–2011. *Ornis Svecica* 21: 157–166.
- Nilsson, L. & Persson, H. 1984. Non-breeding distribution, numbers and ecology of Bean Goose *Anser fabalis* in Sweden. *Swedish Wildlife Research (Viltrevy)* 13: 107–170.
- Nilsson, L. & Persson, H. 1991. Site tenacity and turnover rate of staging and wintering Bean Geese *Anser fabalis* in southern Sweden. *Wildfowl* 42: 53–59.
- Nilsson, L. & Pirkola, M. K. 1991. Migration pattern of Finnish Bean Geese *Anser fabalis*. *Ornis Svecica* 1: 69–80.

- Nilsson, L. & Månsson, J. 2010. Inventering av sjöfågel, gäss och tranor i Sverige. Internationella sjöfågel- och gåsinveneteringarna I Sverige. Årsrapport för 2009/2010. Biologiska institutionen, Lunds Universitet.
- Nilsson, L. & Månsson, J. 2011. Inventering av sjöfågel, gäss och tranor i Sverige. Internationella sjöfågel- och gåsinveneteringarna I Sverige. Årsrapport för 2010/2011. Biologiska institutionen, Lunds Universitet Viltskadecentrum, SLU, Lund.
- Nilsson, L. & Månsson, J. 2012. Inventering av sjöfågel, gäss och tranor I Sverige. Årsrapport för 2011/2012. Biologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Nilsson, L., van den Bergh, L. & Madsen, J. 1999. Taiga Bean Goose *Anser fabalis fabalis*. Teoksessa: Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A. D. (toim.), Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution, s. 20–36. Wetlands International Publ. No. 48, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rönne, Denmark.
- Nilsson, L., de Jong, A. & Sjöberg, K. 2008. De svenska sädgässen. Ny forskning avslöjar okända vanor. Vår Fågelvärld 67 (6): 6–10.
- Nilsson, L., de Jong, A., Heinicke, T. & Sjöberg, K. 2010. Satellite tracking of Bean Geese *Anser fabalis fabalis* and *A. f. rossicus* from spring staging areas in northern Sweden to breeding and moulting areas. *Ornis Svecica* 20: 184–189.
- Noer, H., Madsen, J. & Hartmann, P. 2007. Reducing wounding of game by shotgun hunting: effects of a Danish action plan on pink-footed geese. *Journal of Applied Ecology* 44: 653–662.
- Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C. R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T. K. & Haugaard, L. 2009. Vildtbestande och jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 288 s. Faglig rapport fra DMU nr. 742. <<http://www.dmu.dk/Pub/FR742.pdf>>
- Norsk Ornitologisk Forening 2011. Sædgåsprojektet. <<http://www.birdlife.no/prosjekter/sadgaas.php>>
- Nummi, P. 1989. Riistaeläinten tarhaus ja istutukset. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, riistantutkimusosasto, Helsinki.
- Nyman, P. 2011. Metsähanhikannan kehitysarvio Pelkosenniellä EU:n aikana. Julkaisematon muistio.
- Ohtonen, A. 1992. Laulujoutsenkantojen elpymisestä. *Suomen Riista* 38: 34–44.
- Ollila, T. & Koskimies, P. 2008. Maakotkan ja muuttohaukan suojelutaso Suomessa. – Linnut-vuosikirja 2007: 8–17.
- Owen, M. & Black, J. M. 1989. Barnacle Goose. Teoksessa: Newton, I. (toim.), Lifetime Reproduction in Birds, s. 349–362. Academic press, London.

- Paasivaara, A. 2012. Taigametsähanhen (*Anser fabalis fabalis*) mukana muutolla ja tutkimusta tekemässä. Aureola 33: 6–11.
- Paasivaara, A. 2013. Mukana muutolla. Satelliittilähetin antaa uutta tietoa taigametsähanhasta. Metsästäjä 1/2013: 10–12.
- Parslow-Otsu, M. 1991. Bean Geese in the Yare Valley, Norfolk. British Birds 84: 161–170.
- Paulaharju, S. 1939. Sompio. Luiron korprien vanhaa elämää. WSOY, Porvoo.
- Pessa, J. 2001. Metsähanhiprojekti alkaa. Tiira 1/2001.
- Pessa, J. 2002. Metsähanhen levähdysalueita ja muuttoreittejä tutkittiin vuoden 2001 aikana. Tiira 1/2002.
- Pessa, J., Ruokonen, M., Timonen, S. & Väyrynen, E. 2004a. Metsähanhia tutkitaan Suomessa. Linnut 39 (4): 32–37.
- Pessa, J., Väyrynen, E. & Timonen, S. 2004b. Metsähanhitutkimuksen ja -seurannan tuloksia kolmen vuosikymmenen ajalta. Linnut-vuosikirja 2004: 28–32.
- Pirkola, M. K. 1981. Metsähanhen kevätruokinta onnistuu. Metsästäjä 4/1981: 46–47.
- Pirkola, M. K. 1983. Metsähanhi *Anser fabalis*. Teoksessa: Hyytiä, K., Kellomäki, E. & Koistinen, J. (toim.), Suomen lintuatlas, s. 32–33. Lintutieto Oy, Helsinki.
- Pirkola, M. K. & Kalinainen, P. 1984a. The status, habitats and productivity of breeding populations of Bean Goose, *Anser fabalis fabalis*, in Finland. Swedish Wildlife Research (Viltrevy) 13: 9–48.
- Pirkola, M. K. & Kalinainen, P. 1984b. Metsähanhen levinneisyys ja elinympäristöt Suomessa viime vuosikymmeninä. Suomen Riista 31: 83–91.
- Pitkänen, J. 2011. Maa- ja metsätalousministeriön asetus metsähanhen metsästyksen kieltämisestä metsästysvuonna 2011–2012. Muistio, maa- ja metsätalousministeriö.
<http://www.mmm.fi/attachments/riistatalous/60gJ6xvbW/Metsahanhiasetus_perustelumuistio.pdf>
- Prop, J. 2004. Food finding: On the trail to successful reproduction in migratory geese. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, Nederland (väitöskirja).
<<http://dissertations.ub.rug.nl/faculties/science/2004/j.prop/>>
- Puhuri Oy ja TuuliWatti Oy 2012. Raahen eteläiset tuulipuistot. Ympäristövaikutusten arviointiselostus (YVA-selostus). Pöyry Management Consulting Oy. <http://www.ely-keskus.fi/fi/ELYkeskukset/pohjoispohjanmaanely/Ymparistonsuojelu/YVA/Vireillä/energia/Documents/Raahen%20eteläiset%20tuulivoimapuistot/Selostusvaihe/Raahen_etelaisten_tuulipuistojen_arviointiselostus_uusi.pdf>
- Pulliainen, E. 1984. Pohjois-Suomen minkkien ravinnon koostumuksesta runsaan pikkujyrsijäkannan oloissa. Suomen Riista 31: 43–46.

- Putaala, A., Marjakangas, A. & Rautiainen, M. 2011. Riistaeläimet. Teoksessa: Päivinen, J., Björkqvist, N., Karvonen, L., Kaukonen, M., Korhonen, K.-M., Kuokkanen, P., Lehtonen, H. & Tolonen, A. (toim.) 2011, Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67, s. 112–123.
- Päivinen, J., Björkqvist, N., Karvonen, L., Kaukonen, M., Korhonen, K.-M., Kuokkanen, P., Lehtonen, H. & Tolonen, A. (toim.) 2011. Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67.
- Pöyhönen, M. 1995. Muuttolintujen matkassa. Otava, Helsinki.
- Ratcliffe, L., Rockwell, R. F. & Cooke, F. 1988. Recruitment and maternal age in lesser snow geese *Chen caerulescens caerulescens*. Journal of Animal Ecology 57: 553–563.
- Rauhala, P. 1980. Kemin-Tornion seudun linnusto. Pohjolan Sanomat Oy, Kemi.
- Rauhala, P. 1994. Kemin-Tornion seudun linnusto 2. Raahen Kirjatyö Oy.
- Rauhala, P. 2005. Syyllinen vai syytön? Linnut 40 (1): 20–23.
- Rauhala, P. 2009. Lounais-Lapin soiden pesimälinnusto 1976–2009. Linnut-vuosikirja 2009: 137–145.
- Raveling, D. G. 1979. Traditional use of migration and winter roost sites by Canada geese. Journal of Wildlife Management 43: 229–235.
- Raveling, D. G. 1981. Survival, experience, and age in relation to breeding success of Canada geese. Journal of Wildlife Management 45: 817–829.
- Reed, A., Stehn, R. & Ward, D. 1989. Autumn use of Izembek Lagoon, Alaska, by brant from different breeding areas. Journal of Wildlife Management 53: 720–725.
- Reed, E. T., Cooch, E. G., Goudie, R. I. & Cooke, F. 1998. Site fidelity of Black Brant wintering and spring staging in the Strait of Georgia, British Columbia. Condor 100: 426–437.
- Riistan- ja kalantutkimus 2012. Lausunto Suomen karhu- ja susitilanteesta.
<http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/Suurpedot/Lausunnot/k_s2012.pdf>
- RKTL 2010. Metsästys 2009. Riista- ja kalatalous – Tilastoja 6/2010. Suomen virallinen tilasto – Maa-, metsä- ja kalatalous. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- RKTL 2012. Metsästys 2011. Riista- ja kalatalous – Tilastoja 5/2012. Suomen virallinen tilasto – Maa-, metsä- ja kalatalous. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Robinson, J. A. & Colhoun, K. (toim.) 2006. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Light-bellied Brent Goose (East Canadian High Arctic population) *Branta bernicla hrota*. AEWA Technical Series No. 11, Bonn.
- Rozenfeld, S. 2012. Regulation of spring and autumn hunt in the Kumo-Manych depression. Goose Bulletin 14: 42–61. <http://www.geese.org/gsg/goose_bulletin/Goose%20Bulletin%20issue14.pdf>

- Ruokonen, M. & Aarvak, T. 2011. Typology revisited: historical taxa of the bean goose – pink-footed goose complex. *Ardea* 99: 103–112.
- Ruokonen, M., Litvin, K. & Aarvak, T. 2008. Taxonomy of the bean goose–pink-footed goose. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 48: 554–562.
- Sainio, P. 1966. Metsähanhen istutuskokeilu. *Suomen Riista* 19: 94–99.
- Salminen, A. 1983. Suomen sorsalinnut – määrittäysopas. Lintutieto Oy, Helsinki.
- Sangster, G., Hazevoet, C. J., van den Berg, A. B., Roselaar, C. S. & Sluys, R. 1999. Dutch avifaunal list: species concepts, taxonomic instability, and taxonomic changes in 1977–1998. *Ardea* 87: 139–165.
- Saurola, P., Valkama, J. & Velmala, W. 2013. Suomen Rengastusatlas. Osa I. Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö, Helsinki.
- Schmutz, J. A. & Ely, C. R. 1999. Survival of greater white-fronted geese: effects of year, season, sex, and body condition. *Journal of Wildlife Management* 63: 1239–1249.
- Schmutz, J. A., Rockwell, R. F. & Petersen, M. R. 1997. Relative effects of survival and reproduction on the population dynamics of emperor geese. *Journal of Wildlife Management* 61: 191–201.
- Sipiläinen, M. 2011. Elämäntyönä metsähanhi. *Jahti* 3/2011: 24–25.
- Sipola, K. 2000. Metsäojituksen vaikutus teeren pesimismenestykseen ja poikastuottoon. Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto.
- Skyllberg, U., Nousiainen, I., Hansson, P., Bernhardtson, P., Andersson, Ö. & Nordlund, M. 2009. Spring migration of the Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* along the “Western Flyway” in northern Sweden: numbers in 2003–2008 and timing in comparison with the “Central Flyway” in Finland. *Ornis Svecica* 19: 199–214.
- Sulkava, S., Huhtala, K., Rajala, P. & Tornberg, R. 1999. Changes in the diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and small gane populations in Finland in 1957–96. *Ornis Fennica* 76: 1–16.
- Sulkava, S., Tornberg, R. & Koivusaari, J. 1997. Diet of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in Finland. *Ornis Fennica* 74: 65–78.
- Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2013. Tietoa tuulivoimasta.
<<http://www.tuulivoimayhdistys.fi/tietoa-tuulivoimasta>>
- Svenska Jägareförbundet 2012a. Jakttider. <<http://www.jagareforbundet.se/jakttider2/Fagel/Sadgas-Blasgas/>>
- Svenska Jägareförbundet 2012b. Viltövervakning.
<<http://www.jagareforbundet.se/Viltet/Viltovervakningen/Avskjutningsstatistik>>

Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. Svensk fågelatlas. Vår Fågelvärld suppl. 31. Stockholm.

Sæther, B. E. & Bakke, O. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642–653.

Tiainen, J. 2011. Uhanalaiset sorsat. *Metsästäjä* 3/2011: 62–63.

Tjernberg, M., Ahlén, I., Andersson, Å., Eriksson, M. O. G., Nilsson S. G. & Svensson, S. 2010. Fåglar – Birds, Aves. Teoksessa: Gärdenfors, U. (toim.), Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Tolvanen, P., Tsougrakis, Y. & Øien, I. J. 2009. Overview of results and conclusions from the international Lesser White-fronted Goose LIFE project. Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.), Conservation of Lesser White-fronted Goose on the European migration route, s. 5–11. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009. WWF Finland Report 27 & NOF Rapportserie Report No 1-2009.

Tombre, I., Madsen, J. & Linnebjerg, J. F. 2011. Interactions between spring-staging goose species: a case study from Vesterålen, northern Norway. International Conference on the Waterfowl in Northern Eurasia, 24–29 March 2011, Elista, Kalmykia, Russia, Abstract Book, s. 82.
http://www.onlinereg.ru/elista2011/AbstractbookElista_eng.pdf

Tornberg, R., Mönkkönen, M. & Kivelä, S. M. 2009. Landscape and season effects on the diet of the Goshawk. *Ibis* 151: 396–400.

Tuomainen, J. 1987. Kuopion läänin soiden suojelutilanteesta ja linnustonsuojelullisesta arvosta. *Siivekäs* 8: 2–16.

TuuliWatti Oy, Puhuri Oy, Suomen Hyötytuuli Oy, wpd Finland Oy, Fortum Power and Heat Oy, PVO Innopower Oy & Metsähallitus 2012. Kalajoki–Raahe tuulivoimapuistot – muuttolinnustoon kohdistuva yhteisvaikutusten arviointi. Loppuraportti. FCG Finnish Consulting Group & Pöyry.
<http://www.ely-keskus.fi/fi/ELYkeskukset/pohjoispohjanmaanely/Ymparistonsuojelu/YVA/Vireillä/energia/Documents/Raahen%20eteläiset%20tuulivoimapuistot/Selostusvaihe/liitteet/Kalajoki-Raahe_tuulivoimapuistojen_linnuston_yhteisvaikutukset.pdf>

Tveit, G. 1984. Autumn migration, wintering areas and survival of Bean Geese *Anser fabalis* marked on the moulting grounds in Finnmark, north Norway. *Swedish Wildlife Research (Viltrevy)* 13: 73–82.

Työ- ja elinkeinoministeriö 2008. Pitkän aikavälin ilmasto- ja energiastrategia. Valtioneuvoston selonteko eduskunnalle 6. päivänä marraskuuta 2008.
<http://www.tem.fi/files/20585/Selontekoehdotus_311008.pdf>

Työryhmämuistio 2011. Valtioneuvoston soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportti: Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio, MMM

2011:1.

<http://www.mmm.fi/attachments/ymparisto/suojaturvemaat/6B0jteT7Q/suoperiaatepaatos,_taustaraportti__syyskuu_2012_.pdf>

U.S. Fish & Wildlife Service 2009. North American Waterfowl Management Plan.

<<http://www.fws.gov/birdhabitat/NAWMP/index.shtm>>

Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehtikoinen, A. 2011. Suomen III Lintuatlas. Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. <<http://atlas3.lintuatlas.fi>>

Vickery, J. A. & Gill, J. A. 1999. Managing grassland for wild geese in Britain: a review. *Biological Conservation* 89: 93–106.

Väisänen, R. A. 2006. Maalinnuston kannanvaihtelut Etelä- ja Pohjois-Suomessa 1983–2005. *Linnut-vuosikirja* 2005: 83–98.

Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki.

Väyrynen, E. 1992. Metsähanhi – rimpisoiden supersorsa. *Metsästäjä* 4/1992: 20–21.

Väyrynen, E. 1996. Metsähanhi. Teoksessa: Lindén, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.), Riistan jäljille, s. 129–131. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Edita, Helsinki.

Väyrynen, E. 2002a. ”Reppuhanhiko” Suomen runsaslukuisin metsähanhi? *Metsästäjä* 4/2002: 40–43.

Väyrynen, E. 2002b. Metsähanhien ruokinta. Teoksessa: Malinen, J. & Väänänen, V.-M. (toim.), Käytännön riistanhoito, s. 84–85. Metsälehti Kustannus, Hämeenlinna.

Väyrynen, E. 2010. Kansallislintumme kahdet kasvot. *Metsästäjä* 3/2010: 66–68.

Väyrynen, E., Paasivaara, A. & Väänänen, V.-M. 2011. Hunting mortality and natal philopatry of the taiga bean goose – prospects to flyway-level conservation and management. *Käsikirjoitus*.

Väänänen, V.-M. 2000. Vesilintujen metsästysverotus. Teoksessa: Nummi, P. & Väänänen, V.-M. (toim.), Riistanhoito, s. 132–142. Metsälehti Kustannus, Hämeenlinna.

Väänänen, V.-M. 2007. Hanhijahdissa uudet tuulet. *Metsästäjä* 4/2007: 22–25.

Väänänen, V.-M. 2010. Hanhisaalis painottuu vanhoihin lintuihin. *Metsästäjä* 4/2010: 18–22.

Waaramäki, T. 1970. Havaintoja metsähanhesta Kuusamossa ja Sallassa. *Suomen Riista* 22: 89–96.

Warren, S. M., Fox, A. D., Walsh, A. & O’Sullivan, P. 1992. Age of first pairing and breeding among Greenland White-fronted Geese. *Condor* 94: 791–793.

Wetlands International 2012. Wetlands for water and life. <http://www.wetlands.org/>

Wilson, H. J., Norriss, D. W., Walsh, A., Fox, A. D. & Stroud, D. A. 1991. Winter site fidelity in Greenland White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris*, implications for conservation and management. *Ardea* 79: 287–294.

Øien, I. J. & Aarvak, T. 2008. Dverggås i Norge. Kunnskapsstatus og forslag til nasjonal handlingsplan. Norsk Ornitologisk Forening, Rapport 3-2008.

Øien, I. J. & Aarvak, T. 2010a. Mytefangst av sædgås i Finnmark. Norsk Ornitologisk Forening. <<http://www.birdlife.no/prosjekter/nyheter/?id=694>>

Øien, I. J. & Aarvak, T. 2010b. Lys i tunnelen for dverggåsa? *Vår Fuglefauna* 33: 102–104.

Øien, I. J., Aarvak, T., Ekker, M. & Tolvanen, P. 2009. Mapping of migration routes of the Fennoscandian Lesser White-fronted Goose breeding population with profound implications for conservations priorities. Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.), Conservation of Lesser White-fronted Goose on the European migration route, s. 12–18. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009. WWF Finland Report 27 & NOF Rapportresrie Report No 1-2009.