



Maa- ja metsätalous-  
ministeriö

MAA- JA METSÄTALOUSMINISTERIÖ

# **Suomen metsä- peurakannan hoitosuunnitelma – Kannanhoidon tausta**

**Suomen metsäpeurakannan hoitosuunnitelma – Kannanhoidon tausta**

**Syyskuu 2023**

**Julkaisija: Maa- ja metsätalousministeriö**

**VN/11658/2023**

# Sisällys

Johdanto.....	5
1. Metsäpeuran biologiaa.....	6
1.1. Metsäpeura, peurasuvun alalaji .....	6
1.2. Metsäpeuran ravinto, elinympäristön käyttö ja vaellukset.....	8
1.3. Lisääntyminen.....	10
1.4. Vasonta-alueet.....	11
2. Metsäpeurakannan tila.....	13
2.1. Alalajin tilanne.....	13
2.2. Suomen osakannat.....	14
2.2.1. Kainuun osakanta .....	14
2.2.2. Suomenselän osakanta .....	14
2.2.3. Ähtäri-Soini-Karstulan osapopulaatio .....	15
2.2.4. Uudet palautusistutusalueet.....	16
2.3. Venäjän osakannat .....	16
3. Metsäpeuraa uhkaavat tekijät .....	19
3.1. Elinympäristön muutos ja häviäminen.....	19
3.1.1. Tuulivoimarakentamisen vaikutus metsäpeuroihin .....	20
3.1.2. Turvetuotanto .....	21
3.2. Metsäpeura, suurpedot ja monilajisuus.....	22
3.2.1. Metsäpeura ja suurpedot .....	22
3.2.2. Suurpetojen ja hirvieläinten väliset peto-saalissuhteet .....	23
3.2.3. Vaikutukset metsäpeuraan .....	25
3.2.4. Kannanhoitotoimien merkitys.....	26
3.3. Metsäpeuran ja poron perimän sekoittuminen.....	27
3.4. Metsäpeuran geneettisen rakenteen ja monimuotoisuuden kapeus .....	28
3.5. Ilmastonmuutos .....	30
3.6. Loiset ja taudit.....	31
4. Metsäpeura ja ihmisen elinkeinotoiminta.....	33
4.1. Maatalous .....	33
4.2. Onnettomuudet liikenteen kanssa .....	33
4.3. Metsätalous .....	35
4.4. Haaskaruokinta ja suurpetokuvaus .....	35
4.5. Koristejäkälän keruu .....	37

4.6.	Porotarhaus poronhoitoalueen ulkopuolella .....	37
5.	Tutkimus ja kannanseuranta .....	39
5.1.	Lentolaskennat .....	39
5.2.	GPS-pantaseuranta .....	39
5.3.	Syksyiset laumarakennelaskelmat .....	40
6.	Metsäpeura sopimuksissa, luontodirektiivissä, ja Suomen lainsäädännössä.....	41
6.1.	Metsäpeura Bernin yleissopimuksessa .....	41
6.2.	Biodiversiteettisopimukset.....	42
6.3.	EU:n 2030 biodiversiteettistrategia.....	42
6.4.	Luontodirektiivi.....	43
6.5.	Uhanalaisuusluokitus.....	44
6.6.	Metsäpeura metsästyslainsäädännössä ja strategisessa suunnittelussa .....	45
7.	Metsäpeuraan kohdistuneet hoitotoimenpiteet .....	47
7.1.	MetsäpeuraLIFE-hankkeet.....	47
7.2.	Palautusistutukset.....	48
7.3.	Metsäpeuran perimän turvaaminen.....	49
7.3.1.	Metsäpeura-aita.....	49
7.3.2.	Peuraestesillat .....	50
7.4.	Metsästys .....	51
7.5.	Monilajimallinnus suurriistan kannanhoidon työkaluna .....	52
	Liitteet.....	54
	Lähteet.....	56

## Johdanto

Metsäpeurakannan hoitoon on julkaistu ensimmäinen hoitosuunnitelma vuonna 2007. Julkaisun jälkeen hoitosuunnitelman toimenpiteitä on laitettu täytäntöön laajasti ja samaan aikaan on tapahtunut merkittäviä muutoksia niin lajien esiintymisessä kuin elinympäristössäkkin. Myös metsäpeuran biologiaa koskevaa uutta tutkimustietoa on julkaistu viime vuosina. Ylipäättään tietoisuus elinympäristöjen merkityksestä metsäpeurakannan suojelussa on lisääntynyt ja edellä mainittujen tekijöiden perusteella riistahallinnossa nähtiinkin tarpeelliseksi laatia uusi metsäpeurakannan hoitosuunnitelma, sekä koostaa pääasiassa uuteen tietoon perustuva taustaosio.

Taustaosio sekä hoitosuunnitelma on valmisteltu osana MetsäpeuraLIFE-hanketta vuosina 2020–2022. Valmistelun päävastuu on ollut Suomen riistakeskuksella. Lisäksi hoitosuunnitelman valmistelua ovat tukeneet Metsähallitus ja Luonnonvarakeskus. Metsäpeurakannan hoitosuunnitelmaluonnos oli lausunnoilla vuonna 2023. Hoitosuunnitelmaluonnos ja sen taustaosio viimeisteltiin virkatyönä maa- ja metsätalousministeriössä. Viimeistelyssä otettiin huomioon annetut lausunnot ja päivittynyt tutkimustieto metsäpeurakannan suhteen.

Metsäpeurakannan hoitosuunnitelma on kaksiosainen. Toimenpideoosio eli varsinainen hoitosuunnitelma on itsenäinen kokonaisuus ja siinä aihepiireistä esitetyn suppean taustan lisäksi viitataan eri kohdissa taustaosion lukuihin, josta käsiteltävää asiakokonaisuutta on mahdollista selvittää syvällisemmin. Taustaosiossa on kuvattu metsäpeurakannan biologiaa ja lajin tilaa, metsäpeurakantaa uhkaavia tekijöitä, metsäpeuran vuorovaikutusta ihmisen ja elinkeinotoiminnan kanssa, tutkimusta ja kannanseurantaa, kansallista lainsäädäntöä, kansainvälisiä sopimuksia ja velvoitteita sekä metsäpeuraan kohdistuneet hoitotoimenpiteet.

Toimenpideosiossa esitellään tavoitteet ja toimenpiteet metsäpeurakannan hoidossa. Toimenpiteitä esitetään muun muassa metsäpeurakannan hoidosta, alueellisista kannanhoitoalueista, perimän turvaamisesta, elinympäristöistä, monilajisesta kannanhoidosta, kannan seurannasta ja tutkimuksesta, metsäpeurakantojen vahvistamisesta, vahinkojen ehkäisystä ja metsäpeurojen metsästyksestä.

Toimenpideoosio eli varsinainen hoitosuunnitelma kuvaa ne toimet, joita maa- ja metsätalousministeriö toteuttaa metsäpeurakannan hoitamiseksi. Suomen riistakeskus seuraa metsäpeurakannan hoitosuunnitelman toteutumista. Suomen riistakeskus raportoi hoitosuunnitelman toteutumisesta maa- ja metsätalousministeriölle.

# 1. Metsäpeuran biologiaa

## 1.1. Metsäpeura, peurasuvun alalaji

Metsäpeura kuvattiin tieteellisesti ensimmäisen kerran vuonna 1909 – aikana, jolloin se oli jo käytännössä hävinnyt Suomesta ja aikaisemmin myös Ruotsista ja päätteli täytetyn peuran, kahden peurankallon ja ammuttujen peurojen koon perusteella, että Suomen peurat edustivat metsäluontoon sopeutunutta rotua, joka erosi selvästi tunturipeurasta (ks. Montonen 1974). Lönnberg ehdotti rodulle nimeksi *Rangifer tarandus fennicus*, suomenpeura.

Metsäpeuran lisäksi Euroopassa esiintyy lähinnä tunturiolosuhteisiin sopeutunut tunturipeura (*R. t. tarandus*) ja arktisiin olosuhteisiin sopeutunut huippuvuortenpeura (*R. t. platyrhynchus*). Lisäksi Siperiassa esiintyvä metsäpeura eroaa geneettisesti eurooppalaisesta ja se onkin joissakin yhteyksissä luokiteltu omaksi alalajikseen (*R. t. valentinae*) (Gruzdev & Davydov 2001). Kaikkiaan maapallolla elää edellisten lisäksi neljä eri alalajiksi luokiteltavaa peurasuvun edustajaa: pearynkaribu (*R. t. pearyi*), alaskankaribu (*R. t. grantii*), tundrakaribu (*R. t. groenlandicus*) ja metsäkaribu (*R. t. caribou*). Poro on tunturipeuran kesytetty ja ihmisen tarpeisiin jalostettu muoto (Helle 1982, Nieminen 2000), tosin nykyiset poron domestikaatiotutkimukset antavat monitahoisen kuvan Fennoskandian poron alkuperästä. Aikaisemmin Rangifer-suvussa on erotettu jopa 22 eri alalajia (Nieminen 1986).

### Historia

Tunturipeura ja metsäpeura saapuivat Fennoskandiaan jääkauden jälkeen. Erilaisten arkeologisten luulöytöjen perusteella on voitu hahmottaa peurojen Suomeen tulon ajankohtia ja esiintymispaikkoja (ks. esim. Ukkonen 1993, Rankama & Ukkonen 2001, Ukkonen ym. 2006). Ukkosen (1993) käsityksen mukaan metsäpeura saapui kaakkoiseen Suomeen atlanttisella kaudella (6000–3000 vuotta sitten) eli aiemmin kuin mitä esimerkiksi Lepiksaar (1986) on esittänyt. Siivosen (1972) mukaan metsäpeura levittäytyi jääkauden jälkeen Suomeen idästä (ks. myös Rankama & Ukkonen 2001). Vielä keskiajalla ja sen jälkeen metsäpeuratyyppi oli vallitseva itäisessä ja pohjoisessa Fennoskandiassa aivan pohjoisimpia tunturialueita myöten, josta se hävisi liiallisen metsästyksen ja kehittyvän suurporonhoidon myötä (esim. Pulliainen & Leinonen 1990). Sukupuuton mukana todennäköisesti hävisi ainutlaatuisia geneettisiä muotoja, paikallisia sopeumia ja traditioita. Myös metsäpeuran uudelleen palautuminen eläimistöömme tapahtui idän suunnalta, sillä ensimmäiset Venäjältä tulleet metsäpeurat havaittiin 1940-luvulla Kuhmossa (Vanninen 1972), samalla kun silloisen Neuvostoliiton alueella metsäpeurakanta kasvoi tiukkojen metsästysrajoitusten ansiosta Neuvostoliiton romahdukseen asti (Pulliainen & Leinonen 1990, Danilov ym. 2014).

Myös metsäpeuran historiasta tiedetään, että sekä Suomessa (ks. Montonen 1974) että Venäjän Karjalassa (Danilov & Markovsky 1983, Danilov 1989) metsäpeura ja poro ovat historian eri vaiheissa esiintyneet rinnakkain, jolloin risteytymistä on tapahtunut. Metsälapissa porot ja metsäpeurat ovat eläneet samoilla alueilla vielä 1800-luvulla (esim. Nieminen 1982a, Heikura ym. 1985, Pulliainen & Leinonen 1990), mutta metsäpeuran ja poronhoidon yhteensovittaminen ei onnistunut silloisin keinoin. Kainuussa metsäpeuroja vaelsi kannan runsastuessa 1970-luvulta alkaen Hallan paliskunnan porolaitumille ja porokarjan sekaan. Tämä on 1990-luvulta lähtien enimmäkseen estetty aidalla ja muilla toimenpiteillä.

## Perimä

Uusimmissa tutkimuksissa Suomen Lapin porojen perimässä näkyy metsäpeuran kanssa eletty yhteinen historia, jota ei näy skandinaavisissa poroissa (Røed, julkaisematon). Myös Väinölän ym. (2001) mukaan Kainuun ja Venäjän Karjalan metsäpeura muodostaa geneettisesti yhtenäisen ryhmän, joka eroaa selvästi niin porosta, kuin itäisemmästä Arkangelin alueen metsäpeurasta, joka lienee metsä- ja tundrapeurojen muodostama sekakanta. Lisäksi he arvioivat, että perimältään tyypillisin metsäpeuran geeniaines olisi ollut Venäjän Karjalan eteläisimmillä ja läntisimmillä esiintymisalueilla, jonka kanta on tosin romahtanut tai hävinnyt 1990-luvun alun jälkeen. Esimerkiksi Louhen ja Kemin piirin metsäpeuroissa on viitteitä Venäjän porokokeiluista 1950-luvulta (Pulliainen ja Leinonen 1990). Väinölän ym. (2001) DNA-selvityksen tulokset antavat hyvin samanlaisen kuvan kuin Oulun yliopiston suorittamat kallo- ja ruhomittaukset (Hakala ym. 1996). Myös niiden mukaan metsäpeura on erotettavissa omaksi alalajikseen.

Suomenselän osakanta poikkeaa muista tutkituista osakannoista selvästi. Väinölän ym. (2001) mukaan tätä selittää sen perustamishistoria, koska osakannan geneettinen pohja perustuu Kainuusta siirrettyjen muutamien metsäpeurayksilöiden geenimateriaaliin. Suomenselän osakanta onkin geneettisesti otos Kainuun osakannasta, ja perimältään suppeampi (Väinölä 2001). Väinölän ym. (2001) aineistosta voi myös päätellä, että myös Kainuun kanta saattaa olla peräisin jopa yhdestä naarassukulinjasta eli muutamasta toisilleen sukua olevista vaatimista (Väinölä, suull. 2018). Kainuun kannasta puuttui joitain alleeleja, joita esiintyy Karjalan kannassa. Toisaalta kotimaisen metsäpeurakannan ajoittain suotuisat kehitysvaiheet osoittavat (Kojola ym. 2009), että geneettiset pullonkaulat eivät ole este kannan kasvulle. Lisäksi Väinölän ym. (2001) analyysissä hirvaskannan geenivirta on todennäköisesti pitänyt yllä suhteellisen korkeaa monimuotoisuutta. Myös viimeaikaisten vielä julkaisemattomat tulokset nykyisillä metsäpeura-aineistoilla tukevat näkemystä, että Kainuun tai Suomenselän metsäpeurojen perimässä ei ole selkeitä viitteitä porojen ja metsäpeurojen viimeaikaisesta sekoittumisesta (Røed, julkaisematon Luken aineistosta). Toisaalta Väinölä ym. (2001) havaitsivat, että Suomenselän metsäpeurojen silloisista näytteistä löytyi viitteitä harvinaisesta geenimuodosta, jota löytyy yhtä aikaa Hallan alueen poroista ja Karjalan peurasta, mutta ei Kuhmosta. Vaikka 1970-luvun lopulla Suomenselkään tuotiin morfologisten mittojen mukaan metsäpeuroja, niistä joku saattoi kantaa osin Hallan porojen geenejä mukanaan.

Metsäpeuran ja yleensäkin eri peura-alalajien perinnöllistä, eli geneettistä rakennetta on selvitetty viimeisen parin kymmenen vuoden aikana erityisesti poron domestikaatiotutkimuksen ohessa. Lisäksi myös LIFE-hankkeessa (1998–2001) tuotettiin tietoa metsäpeurojen geneettisestä rakenteesta (Väinölä ym. 2001, Julkaisematon LIFE-hankkeen raportti). Nykyään mitokondrio- ja mikrosatelliitti-DNA menetelmien rinnalle on kehittynyt tarkempia SNP-menetelmiä, joiden erottelukyky on moninkertainen aikaisempiin verrattuna. SNP-menetelmien soveltaminen Rangifer-tutkimukseen on vielä alussa. Nykyisin suomalaisen metsäpeuran ja poron koko genomi on selvitetty (Weldenegodguad ym. 2020, Pokharel ym. julkaisematon), mikä antaa mahdollisuuden aivan uusiin näkemyksiin eri peuramuotojen kehittymisestä ja paikallistason rakenteiden selvittämisestä.

## Alalajin asema

Metsäpeuralla on pitkä historia Suomen luonnossa ja maamme asutushistoriassa, ja sitä kautta muodostunut kiistaton kulttuurihistoriallinen merkitys (Montonen 1974, Heikura ym. 1998). Metsäpeura esiintyykin aikoinaan lähes koko Suomessa, mistä kertoo eri puolilla maata oleva runsas peura-alkuinen paikannimistö (Montonen 1974, Nieminen 1982b). Metsäpeuran olemassaolosta alalajina ja sen taksonomisesta asemasta on käyty keskustelua (Nieminen 2000). Kriittistä keskustelua käydään edelleen,

koska nykyisten geneettisten menetelmien kehittyessä ja taksonomisten näkemysten muuttuessa esim. alalajien tai lajien rajat ovat osin hämärtyneet ja taksonomiset määritelmät koetaan osin keinotekoisiksi. Vastaavalla tavalla eri karibualalajien erotteluun liittyy tulkinnallisuuksia ja erilaisia näkemyksiä (ks. esim. Thomas & Gray 2002). Kuitenkin geneettiset tutkimukset, eri alkuperää olevien populaatioiden morfologiset, fysiologiset ja käyttäytymispiirteiden erilaisuudet puoltavat selkeästi fennicus- alalajin statusta (esim. Nieminen ja Helle 1980, Hakala ym. 1996, Väinölä ym. 2001, Nieminen 2013, Røed ym. 2008).

Euraasian entinen, yhtenäinen villien peurojen esiintyminen on viimeisen reilun sadan vuoden aikana pirstoutunut erillisiksi osapopulaatioiksi tai esiintymiksi, joiden välillä ei useinkaan ole yhteyksiä, muodostaen näin selkeän metapopulaatorakenteen (ks. Hanski ja Gilpin 1991). Venäjän Karjalan ja Kainuun metsäpeuran osapopulaatiot sekä Pohjois-Karjalan pieni esiintymä ovat siis jäänteitä Euroasian metsissä asuvien peurojen aikaisemmin laajasta ja yhtenäisestä läntisestä kliinistä, joten nykytietämyksen mukaan, sekä kansallisesti ja Euroopan Unionin tasolla tarkasteltuna, metsäpeuraa on pidettävä omana vaalimisen arvoisena ja ainutlaatuisena läntisen taigan peuraesiintymänä.

## 1.2. Metsäpeuran ravinto, elinympäristön käyttö ja vaellukset

Metsäpeuralle, kuten kaikille Rangifer taranduksen alalajeille, on tyypillistä selkeästi eriytyneet talvi- ja kesälaitumet sekä niiden välillä tapahtuvat kevät- ja syysvaellukset (kuva 1). Ravinnon muutos eri vuodenaikojen välillä selittää metsäpeurojen vaellukset, mutta ne johtuvat osittain myös peuroille muodostuneista liikkumistraditioista. Kiiman jälkeen tokat hakeutuvat kohti talvilaitumia, jonne kulku tapahtuu perinteisiä reittejä ja jopa samoja polkuja myöten (Pulliainen ym. 1986). Metsäpeurat liikkuvat yleensä pienissä, erillisissä ryhmissä, joiden koko vaihtelee muutamasta yksilöstä mutamiin kymmeniin yksilöihin (Heikura ym. 1983). Toisaalta kun metsäpeurat keskittyvät samoille alueille, saattaa tokkien koko kasvaa huomattavaksi. Näissä syyskeskitymissä voi olla satakin peuraa ja koko tokka voi lähteä vaellukselle talvehtimisaluetta kohti yhtä aikaa jonossa liikkuen. Kainuussa vaellus on pisimmillään Venäjän puolelta Suomussalmen pohjoisosien tasalta Sotkamoon noin parin sadan kilometrin verran, kun taas Suomenselällä pisimmät vaellukset voivat olla yli 250 kilometriä. Koko osapopulaatio saattaa olla talvikeskitymässä muutaman tuhannen hehtaarin kokoisella alueella usean viikon ajan.

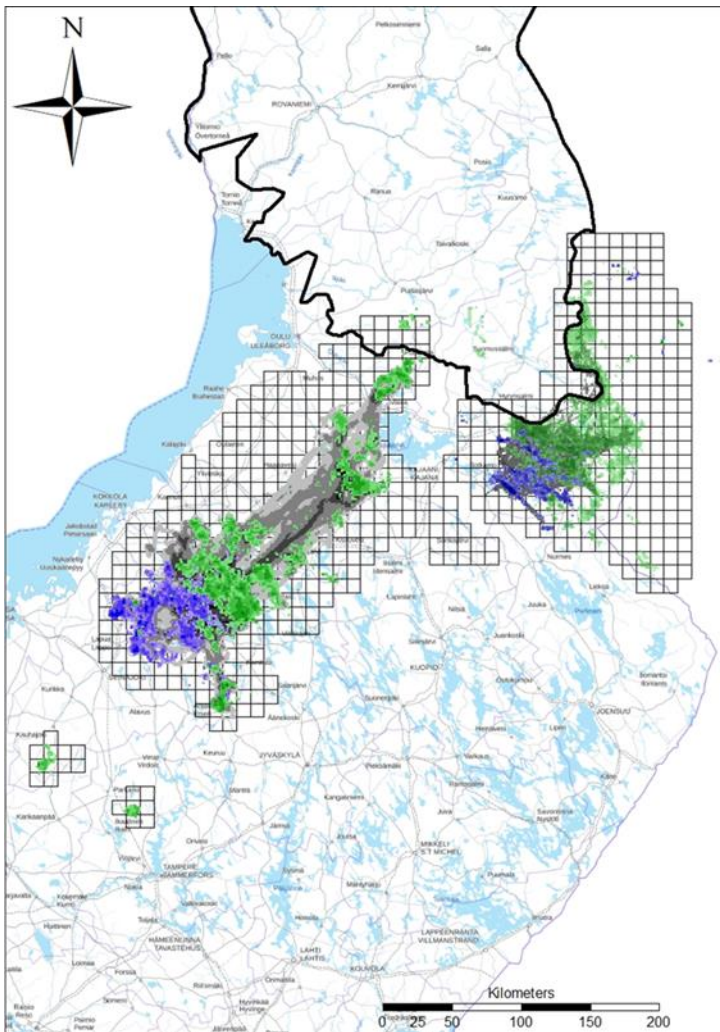
Naaraiden mieluisin kesäelinympäristö muodostuu mosaiikista, joka koostuu soista ja kehittyneistä (yli 40-v.) metsäsaarekkeista, joissa on mm. varvuista koostuva runsas aluskasvillisuus (Paasivaara ym. 2018b). Aivan karuimmat suotyypit eivät juuri tarjoa ravintoa, mutta runsaskasvustoiset, heiniä ja ruohoja kasvavat suot tai karujen soiden runsaskasvustoiset osat ovat mieluisia. Mieluista ravintoa ovat mm. tupasvilla, raate, horsma, sarat ja heinät. Näitä täydentävät metsätalouden toimista toipuneet tai sen ulkopuolelle jääneet varpuiset kankaat, joissa on mm. mustikan versoja ravinnoksi (Paasivaara ym. 2018b). Rakennettua ympäristöä ne välttelevät.

Syksyllä vihreän kasvillisuuden lakastuessa metsäpeurat siirtyvät kuiville kankaille ja harjuille etsimään mm. jäkälää ravinnokseen. Hidaskasvuiset jäkälälaitumet kuluvat nopeasti, minkä takia metsäpeurat uusia laidunmaita etsiessään päätyvät kauaksi vasonta-alueista (Heikura 1998a, Luke; julkaisematon panta-aineisto). Toisaalta metsäpeuroille on myös tyypillistä, että ne vaihtavat laitumiaan, vaikka ravintoa on yhä jäljellä. Metsäpeurat saattavat myös laiduntaa nurmi- ja syysviljaa kasvavilla viljelmillä. Peltolaidunnus keskittyy ajallisesti lähinnä alkutalveen ja loppukevääseen. (Kojola 1996, Heikura 1997). Erityisesti peltoviljelmille, jotka sijaitsevat lähellä talvilaitumia, saattaa kokoontua jopa satoja metsäpeuroja yhteen kohteeseen (Bisi ym. 2006). Kun lumipeite on vahvimmillaan helmi–maaliskuussa, metsäpeurat



kokoontuvat samoille laidunmaille käyttäen tekemiään polkuverkostoja kulkureitteinään (Heikura ym. 1989). Tämä on todennäköisesti sekä sopeutuma suurpetoja vastaan, että keino säästää liikkumiseen kuluva energiaa. Erityisen selvästi lumen vaikutus metsäpeurojen jakaumaan on ollut nähtävillä Suomenselän populaation talvehtimisalueilla Lappajärven ympärillä, jossa runsas lumi ajaa metsäpeurat tiiviimpiin keskittymiin, mutta vähälumisina talvina ne ovat hajallaan isolla alueella.

Metsäpeura ei ole niin joustava elinympäristön valinnassaan kuin muut hirvieläimemme. Pohjois-Amerikassa on saatu viitteitä geneettisten mekanismien vaikuttavan karibuiden elinympäristön käyttöön, mikä osaltaan saattaa selittää metsäpeuran vakiintunutta elinympäristön valikointia ja käyttöä (Cavedon ym. 2022). Tämä heikentää peuran kykyä reagoida ilmastonmuutoksen tai maankäytön takia muuttuvaan elinympäristöön.



**Kuva 1.** Metsäpeuran levinneisyyskartta. Metsäpeurojen vaellusreitit näkyvät harmaalla, kesälaidunalueet vihreällä ja talvehtimisalueet sinisellä. Ruudut tarkoittavat harvaa tai satunnaista levinneisyysaluetta. (Paasivaara, julkaisematon)

### 1.3. Lisääntyminen

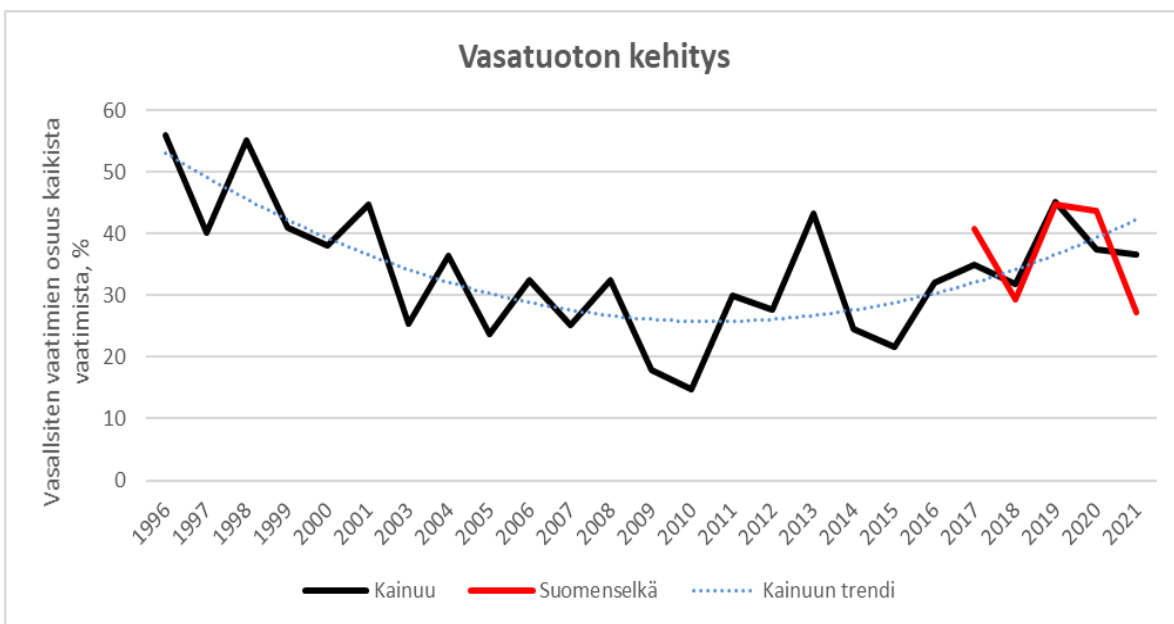
Metsäpeurat ovat laumaeläimiä. Vaatimet alkavat laumautua pieniksi vaadin- ja vasaporukoiksi usein jo juhannuksen seutuvilla. Laumoissa saattaa olla muutama vaadin vasansa kanssa, mutta niihin saattaa lyöttäytyä myös nuoria peuroja, joista osa edelliskesän vasaaja. Alkava räkkä, eli verta imevien hyönteisten joukkoesiintymä, saattaa toisinaan ajaa jonkin alueen paikalliset peuravaatimet porojen tapaan yhteen avoimelle suolle isompaan laumaan ja levottomaan liikkeeseen, mutta nämä ilmiöt eivät ole kovin yleisiä ja käyttäytymispiirteensä harvinaisempaa kuin poroilla keskikesän vasamerkinän aikoihin (Luke, julkaisematon pantapeura-aineisto). Hirvaat viettävät kesän pienissä porukoissa, nuoret urokset vaatimien ja vasojen kanssa. Kiima-aikana syys–lokakuussa eläimet alkavat kerääntyä 10–40 yksilön kiimatokkiin. Niissä on tavallisesti vain yksi ns. valthirvas, joka koittaa pitää muut hirvaat pois haareminsa vaatimien läheisyydestä ja paritella vaatimet silloin, kun vaatimet tulevat hedelmällisiksi. Kiiman edetessä valthirvas saattaa vaihtua tai myös muut hirvaat pääsevät parittelemaan. Kiimalauman tuntumassa saattaa odotella usea nuorempi hirvas valthirvaan väsymistä tai huomion kiinnittymistä muualle. Tyypillisesti kiimalaumassa on monen ikäisten vaatimien ja niiden vasojen lisäksi myös nuoria hirvaita, joita valthirvas ei koe kilpailijoiksi. Havainto on linjassa Norjassa tunturipeuralla saatuihin tuloksiin, joiden mukaan aiemmin oletettua useampi hirvas onnistuu vasojen tuottamisessa (Røed ym. 2005).

Metsäpeuravaatimet vasovat ensimmäisen kerran kaksi- tai kolmevuotiaana, ja suurin osa vasaista syntyy toukokuun jälkimmäisellä puolikkaalla ja kesäkuun ensimmäisellä viikolla. Vaadin pysyy vastasyntyneen vasan läheisyydessä, kunnes vasa on riittävän vahva seuraamaan sitä. Vaadin saattaa kuitenkin jättää jo liikkumiskykyisen vasansa lymyämään kasvillisuuden sekaan oman ruokailunsa ajaksi. Naaraan iällä ja kokemuksella on todennäköisesti vaikutusta sen panostukseen ja taitoon vasanhoidossa. Vasanhoito on tiivistä heti syntymän jälkeen, koska vasa tarvitsee alkuvuokoina lähes yksinomaan maitoa. Heinä-elokuun aikana vasa alkaa käyttää myös kasveja ravinnoksi, ja syyskuussa vaadin imettää vasaansa enää silloin tällöin.

Hirvestä, valkohäntäpeurasta ja metsäkauriista poiketen metsäpeuravaadin tekee pääsääntöisesti vain yhden vasan kerrallaan, mikä heijastuu kannan hitaana kasvunopeutena. Kaksoisvasoja tavataan vain satunnaisesti. Kun hirvikannan vuosittainen kannanlisäys nykyisellä metsästyksen muovaamalla aikuiskannan sukupuoli- ja ikärakenteella saattaa olla jopa 50–60 %, jää se luontaisesti kehittyneessä metsäpeurakannassa parhaimmillaankin 20–25 %:iin (Kojola 1996).

Metsäpeuran vasomisen todennäköisyys Suomessa on korkea: noin 85–90 % aikuisista vaatimista vasoo vuosittain (Luke, julkaisematon panta-aineisto vuosilta 2011–2020), joka vastaa maksimaaliseen vasatuottoon jalostettujen porojen vasatuottoa. Panta-vaadinten vasojen eloonjäämistä on seurattu Kainuussa aktiivisesti jo 15 vuoden ajan, Suomenselällä vuodesta 2017. Vasakuolleisuus on suurinta vasan ensimmäisinä kuukausina (Kojola ym. 2009). Myös uudemmat panta-aineistot tukevat tätä käsitystä (Luke: julkaisematon pantaseuranta-aineisto). Heinäkuussa vasojen liikuntakyky on jo lähes aikuisten luokkaa ja eloonjääminen todennäköisempää. Kainuussa noin puolet vasaista säilyi hengissä syntymän ja elokuun lopun välisestä ajasta (Luke, julkaisematon panta-aineisto, n = 197 vasanhoitojaksoa vuosilta 2011–2020). Kainuun ja Suomenselän alueen vasallisten vaatimien osuus syksyllä toteutetuissa laumarakennelaskennoissa on 2010-luvun lopulla vaihdellut 30–45 prosentin välillä (kuva 2). Metsäkaribulla keskimäärin 30–50 % vasaista selviää ensimmäisestä elinvuodestaan (Thomas & Gray 2002). Metsäkaribun tyypillisenä vasatuottona pidetään 70–74 vasaa sataa aikuista naarasta kohti.

Aikuisten (> 1 v.) karibunaaraiden kuolleisuuden on havaittu vaihtelevan 5–15 %:n välillä (Bergerud & Elliott 1998). Suomessa aikuisten metsäpeuravaatimien nykyinen vuosittainen kuolleisuus on vastaavasti kutakuinkin 15 % luokkaa molemmissa osapopulaatioissa (Pöllänen 2020). Metsäkaribupopulaation on arvioitu säilyvän stabiilina silloin, kun 30 vasaa sataa aikuista naarasta kohti selviytyy syksyyn. Tämä vastaa hyvinkin Kainuussa havaittuja syksyisiä vasatuottolukuja, koska viimeisen vuosikymmenen aikana syyslaumoissa esiintyy keskimäärin 29 % vaatimia, joilla on vasa vielä mukanaan (vaihteluväli: 15–45 %, vuosilta 2010–2019, Luke julkaisematon syyslaskenta-aineisto). Kainuun metsäpeurakanta onkin ollut vakaa viimeiset viisi vuotta, mutta vasatuotoissa esiintyy alueellista vaihtelua: vasojen säilyvyys on heikompaa itärajan tuntumassa (Luke, julkaisematon). Ylipäätään, kiimatokkien havaitseminen itärajan tuntumassa on nykyisen epätodennäköistä. Myös Suomenselällä vasatuotto on samaa tasoa kuin Kainuussa, mutta kanta on nouseva ja levittäytyvä. Suomenselän eri alueiden vasatuotoissa on eroja: Pohjois-Pohjanmaalla vaatimien vasatuotto on ollut parempaa kuin esim. Keski-Pohjanmaalla (Luke, julkaisematon vasatuottolaskenta vuosilta 2017–2020).



**Kuva 2.** Vasallisten vaatimien osuus kaikista vaatimista Luonnonvarakeskuksen tekemien syksyisten laumarakennelaskentojen perusteella Kainuun ja Suomenselän alueilla. (Luke, julkaisematon syyslaskenta-aineisto)

## 1.4. Vasonta-alueet

Naaraat hakeutuvat rauhalliseen ja suojaiseen paikkaan vasomaan. Synnyttävä vaadin tarvitsee myös vettä juotavaksi, johon saattaa riittää oja tai vesipainanne. Kainuussa vaatimet suosivat vasontapaikkoina vanhaa metsää (Puoskari ym., julkaisematon). Vanhat metsät ovat usein kaukana ihmisvaikutuksesta, kuten teistä ja hakkuualueista. Toisaalta suurin osa metsäpeuroista vasoo talousmetsissä sellaisissa paikoissa, joista todennäköisesti löytyy samoja näkösuojaa antavia piirteitä kuin vanhasta korpikuusikosta tai sekametsästä. Tällöin paikaksi saattaa kelvata hyvinkin vaatimattoman näköinen, ojitettu rämemuuntuma, jonka ojista löytyy vettä.

Metsäpeurat ovat kotipaikkauskollisia ja vaatimet palaavat vuodesta toiseen vasomaan samoille alueille soiden reunojen metsätiheikköihin (ks. Puoskari 2017). Myös karibulla on havaittu vastaavaa kotipaikkauskollisuutta (Seip 1992, Schaefer ym. 2000). Edes vasan menetys ei saa metsäpeuravaadinta hylkäämään tuttua lisääntymisaluetta (Luke, julkaisematon panta-aineisto 2020), vaikkakin vuosien väliset vasomispaikat saattavat sijaita usean kilometrin päässä toisistaan.

Kainuussa vaatimet suosivat paikka paikoin vesistöjen läheisyyttä, erityisesti saaria vasonta-alueina (Puoskari ym., julkaisematon). Saariin vasominen ja ylipäätään vasominen erillään muusta laumasta on todennäköisesti myös petojen välttämiskeino (Puoskari ym., julkaisematon). Keväällä vaatimet hajaantuvat tehokkaasti, eikä porolle tyypillisiä vaadinkeskittymiä juuri pääse syntymään. Myös metsäkaribun on havaittu vasovan saariin osana petojen välttelyä (Cumming & Beange 1987). Toisaalta Suomenselällä järvien saariin vasominen ei ole kovin yleistä, joka selittyy jo isoista eroista maiseman rakenteessa. Kainuussa on runsaasti isoja vesistöjä ja niiden saaristoja, kun taas Suomenselkä koostuu lähinnä suurten soiden ja metsien mosaiikista.

Kainuun itäosissa vasomiseen soveltuva, suojeltua elinympäristöä on tarjolla runsaasti, mutta näillä alueilla paikallinen metsäpeurakanta on taantunut koko Kainuun kannan romahduksen aikoihin ja pääasialliset lisääntymisaluet ovat siirtyneet Keski- ja Länsi-Kuhmon seutuville tai itärajan taakse. Suomen puolella näitä taantuneita alueita ovat muun muassa Elimyssalon, Ulvinsalon ja Iso-Palonen - Maariansärkkien luonnonsuojelualueet. Syynä alueiden tyhjyyteen on todennäköisesti erityisesti vasoihin kohdistunut saalistuspaine, jonka takia alueelle ei ole syntynyt uutta sukupolvea, joka edelleen vasois siellä. Alue sijaitsee haaskaruokintaa houkutuskeinona käyttävien luontokuvauskohteiden keskiössä ja petotiheys on todennäköisesti luontaista petotiheyttä suurempaa. Noin kolmasosa Kainuun metsäpeuroista vasoo nykyään Venäjän Karjalan puolella (Luke, julkaisematon).

Suomenselän osakannan keskeiset vasoma-alueet sijaitsevat Keski-Suomessa Salamajärven kansallispuiston tuntumassa sekä Keski-Pohjanmaan suoalueilla. Metsäpeuroja on kuitenkin alkanut nousta säännöllisesti vasomaan poronhoitoalueen tuntumaan ja jopa poronhoitoalueen puolelle. Oulunjärven länsi- ja luoteispuolella sijaitseekin hyviä vasomisalueita, joiden merkitys vasomiselle todennäköisesti kasvaa tulevaisuudessa. Tällä alueella vasatuotto on ollut myös Keski-Pohjanmaata parempaa.

## 2. Metsäpeurakannan tila

### 2.1. Alalajin tilanne

Metsäpeurakannan levinneisyys ja koko ovat vaihdelleet viimeisen parin sadan vuoden aikana rajusti. Joillain alueilla kanta on sukupuutossa, toisaalla vahvistunut ja taas supistunut ja toisaalla jopa palautunut uudelleen häviämisen jälkeen. Kuitenkin pitkän ajan pääsuunta on ollut taantuva ja entinen yhtenäinen lähes koko Euraasian käsittävä levinneisyys on pienentynyt ja pirstoutunut toisistaan erillään oleviksi osapopulaatioiksi, joiden välillä ei todennäköisesti ole useinkaan dispersaalia ja hyödyllistä geenivirtaa (Vors 2009, Panchenko ym. 2014a).

Metsäpeuran levinneisyysalue oli pinta-alaltaan laajin ilmeisesti 1600–1700-lukujen vaihteessa, jolloin metsäpeura asutti lähes koko Itä-Fennoskandian ja Luoteis-Venäjän alueet Pietarin eteläpuolelle Ilmajärvelle saakka. 1800-luvun ensimmäisellä puoliskolla metsäpeura oli tavallisimpia villieläimiä Laatokan koillisrannalla Aunuksen piirissä, ja myös sitä kauempana etelässä ja idässä. 1900-luvun keskivaiheilla metsäpeurat olivat varsin yleisiä Äänisen ja Laatokan välisellä alueella. Metsäpeuran esiintymisen raja oli tuolloin paljon etelämpänä Vologdan alueella saakka.

Nykyinen tilanne on siis jäännemetapopulaatio aikaisemmasta laajasta ja yhtenäisestä populaatiosta. Sukupuuttoriskissä ovat erityisesti Venäjän Karjalan metsäpeurat, koska nykyisen kehityksen jatkuessa se on sukupuutossa lähivuosikymmeninä (Paasivaara 2014). Myös Kainuun metsäpeurakannan sukupuuttoriski on korkea, koska se on Kainuussa pieni ja todennäköisesti sen geneettinen koko on pienempi kuin sen nykyinen koko viittaa, koska sen perimän monimuotoisuus on vähäisempää kuin Karjalan pääpopulaatiossa.

Talven 2022 lentolaskennassa Kainuun ja Suomenselän kantojen kooksi arvioitiin yhteensä n. 2800 peuraa (Paasivaara ym. 2022). Kainuussa kanta näyttää pientä elpymisen merkkiä ja Suomenselällä se on selvästi kasvussa. Venäjällä Karjalassa metsä-peuroja on enintään 2400, mutta siellä kanta on todennäköisesti jatkanut taantumistaan (Danilov et al., 2020, Panchenko, suull. 2020). Lisäksi Arkangelissa ja Komissa elää yhteensä nelisen tuhatta metsäpeuraa, mutta nykytiedon valossa ne ovat todennäköisesti paikallisen tundra- ja metsäpeuran muodostamaa sekakantaa ja jonkin verran erilaistuneet Läntisestä populaatioista (Väinölä ym. 2001), eikä kannan koosta ole järjestelmällistä laskentatietoa olemassa. Tällä hetkellä yhteys Kainuun ja Venäjän osa-kantojen välillä on epävarma, mutta viime vuosien gps-seurannat ovat osoittaneet, että osa metsäpeuravaatimista vaeltaa Kainuusta vasomaan Venäjän puolelle (Panchenko ym. 2021). Ne käyttävät vasomis-/ kesäalueinaan Juntusrannan kylän korkeudella lähellä rajaa olevia suoalueita. Perimmäiset metsäpeuran uhkien syyt kuten suurpetojen ja liikenteen aiheuttama kuolleisuus ja ilmastonmuutoksen ja maankäytön muutosten tuomat haasteet elinympäristöille ovat moninaisia, mutta pääosiltaan kuitenkin tunnistettu. Suomen osakantojen aivan viimeaikainen positiivinen kehitys herättää kuitenkin toiveita kannan vahvistumisesta. Tämän kehityksen ylläpitämiseksi ja vahvistamiseksi vaaditaan kansainvälistä ja monialaista yhteistyötä tutkijoiden, metsästäjien ja riistahallintojen välillä.

## 2.2. Suomen osakannat

### 2.2.1. Kainuun osakanta

Kainuun metsäpeurakannan elpyminen alkoi 1940- ja 1950-lukujen aikana. Ensimmäiset yksittäiset metsäpeurat ilmestyivät Kuhmoon silloisen Neuvostoliiton Pieningän saloilla elävästä osakannasta tiettävästi 1940-luvulla (Vanninen 1972, Montonen 1974). Sittemmin havaintojen määrä kasvoi, ja ensimmäisten vasomishavaintojen (vuosi 1958 ja 1960-luvulla) jälkeen metsäpeuraa voitiin pitää palautuneena eläimistöömme (Montonen 1974).

Metsäpeurakanta vakiintui 1970-luvun aikana ja kannan kasvu nopeutui 1970–1980-lukujen vaihteessa (Heikura ym. 1985). Esimerkiksi huhtikuussa 1981 metsäpeurojen määrä arvioitiin noin 540 yksilöön. Metsäpeuroilla olikin tuolloin laidunnettavinaan koskemattomat jäkälälaitumet Lentuanjärven rantamailla ja saarissa. Metsäpeurojen määrässä tapahtui odottamaton notkahdus vuonna 1983, jolloin kanta pieneni vuodessa noin kolmanneksen (Heikura ym. 1985). Syyksi on arvioitu Venäjän puoleisen raja-aidan kunnostusta, jonka seurauksena metsäpeurojen paluu Suomeen estyi. Aidan kunnostus pysäytti myös Suomen puolelle jääneen kannan paluun Venäjän puolelle. Samaan aikaan Karjalan puoleinen kanta kuitenkin romahti alle puoleen. Tämän jälkeen Suomen puoleinen kanta kasvoi voimakkaasti kolme vuotta, kunnes kasvu tyrehtyi jälleen ja oli lähes pysähdyksissä aina vuoteen 1993 saakka. Kun vuoden 1985 laskennassa metsäpeurayksilöitä todettiin olevan runsaat 600, niin 1993 suoritetussa laskennassa osakannan koko oli kasvanut vain vajaaseen 800 yksilöön (Heikura 1998b, Heikura & Kojola 2002).

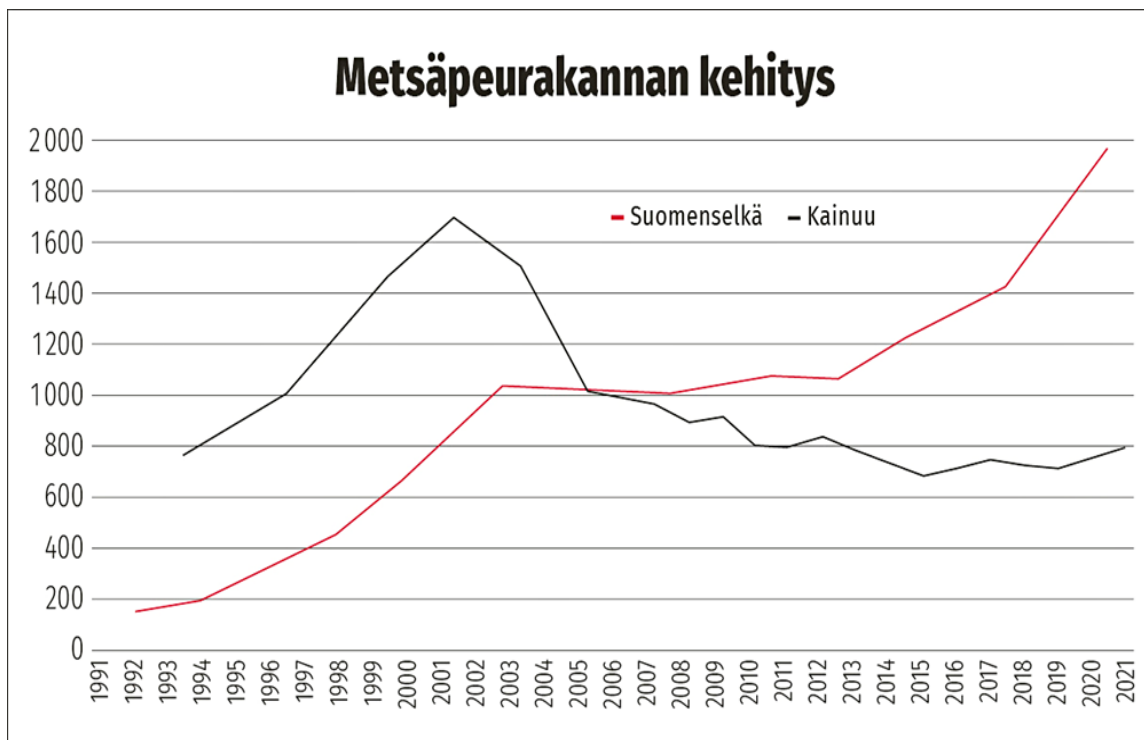
Vuosien 1996–2001 välillä Kainuun metsäpeurakanta kasvoi noin tuhannesta yksilöstä 1700 yksilöön. Osa kasvusta saattoi johtua poronhoitoalueen rajalle rakennetusta aidasta. Vuoden 2001 jälkeen kanta alkoi kuitenkin taas laskea voimakkaasti. Muutamassa vuodessa se laski alle tuhanteen yksilöön (kuvaaja 2). Todennäköisiä syitä on useita, kuten suurpetojen, erityisesti suden, aiheuttaman saalistuksen selvä lisääntyminen (Kojola ym. 2004, Kojola 2007), kuolleisuuden lisääntyminen liikenteen ja perinnöllisen puhtauden vuoksi tehtyjen poistojen seurauksena sekä Venäjän Karjalan puolelle kulkeutuneiden metsäpeurojen aiheuttama poistuma. Viimeiset kymmenen vuotta kanta on pysytellyt n. 700-800 yksilön välillä ollen viimeisessä laskennassa jälleen runsas 800 kpl. Laskusuunta on osittain pysähtynyt vasomisalueille kohdennettujen ilves- ja karhulupien ansiosta. Se on vaikuttanut vasakuolleisuuteen, mutta ei aikuiskuolleisuuteen. Kannan vasaosuus talvella 2021 oli 14 %, mikä kertoo tällä hetkellä vähintäänkin kohtuullisesta vasatuotosta (Paasivaara ym. 2021). Metsäpeurakannan keski-ikä arvioidaan olevan varsin korkea, mikä osaltaan pienentää vasatuottoa.

### 2.2.2. Suomenselän osakanta

Suomenselän osakanta sai alkunsa vuosina 1979 ja 1980 Kuhmosta Suomenselälle siirretyistä metsäpeuroista. Kymmenen peuraa, kaksi hirvasta ja kahdeksan vaadinta tuotiin Kuhmosta Kivijärven ja Perhon rajalla sijaitsevaan totutustarhaan. Osa naaraista oli tiineenä saapuessaan ja vasoi tarhaan. Peurojen lisääntyessä niitä alettiin vapauttaa luontoon. Vapautetut yksilöt viihtyivät tarhan lähiympäristössä, Salamajärven kansallispuiston maisemissa. Tarhauksen aikana alueelle oli vapautettu 21 tarhassa syntynyttä peuraa ja lisäksi muutama peura oli karannut omin neuvoin. Tarhasta päästetyt peurat olivat tarhauksen vielä ollessa meneillään ehtineet lisääntyä myös vapaudessa. Tarhauksen päättyessä Suomenselällä vuonna 1984 alueella eleli nelisenkymmentä peuraa.

2000-luvulla Suomenselän osakanta on levittänyt kesäistä elinaluettaan pohjoiseen Oulunjärven länsipuolelle. Talvella 2022 Pyhännän seudulla talvehti noin 30 yksilön lauma. Levittäytyminen on tapahtunut varsin nopeasti ja jotkin vaatimet ovat jo menneet jopa poronhoitoalueen puolelle. Tämä uusi alue on tarjonnut metsäpeuralle hyviä vasomis- ja vasaanhoitoalueita ja onkin varmasti yhtenä syynä nyt 2010-luvun loppupuolella tapahtuneeseen kannan vahvistumiseen (kuva 3). Viimeaikaisten laskentojen perusteella kasvua on vuosikymmenessä tapahtunut keskimäärin 110-120 eläimen verran vuosittain. Talven 2021 lentolaskennassa kannan kooksi arvioitiin n. 2000 yksilöä ja vasaosuudeksi 13,5 % (Paasivaara ym. 2021), ja viimeisimmän talven 2022 lentolaskennan mukaan tilanne on pysynyt samana.

Joitain metsäpeuroja on havaittu myös melko pitkällä Oulujärven etelä- ja itäpuolella, mikä herättää toiveita osakantojen yhdistymisestä. Vuonna 2020 Perhossa GPS-pannoitettu metsäpeuravaadin vasoi kesällä -20 Kajaanin eteläpuolella. Se vietti talvensa Etelä-Pohjanmaalla Lappajärven länsipuolella ja siirtyi keväällä -21 vasomaan Venäjän Karjalan puolelle Uhtuan ja Kostamuksen väliin (Metsähallitus 2021). Tämä on iso askel kohti osakantojen yhdistymistä.



**Kuva 3.** Metsäpeurojen kannankoko Kainuun ja Suomenselän osakannoissa talvisten lentolaskentojen perusteella. (Paasivaara ym. 2021)

### 2.2.3. Ähtäri-Soini-Karstulan osapopulaatio

Suomenselän osakannan tuntumassa Ähtäri-Soini-Karstula alueella on ollut oma metsäpeurapopulaatio, joka juontaa juurensa Ähtäriin eläinpuiston 1980-luvun lopussa ja 1990-luvun alussa suorittamiin istutuksiin. Ähtäriin istutetut metsäpeurat ovat Suomussalmelta vuonna 1979 tuodun hirvaan ja Kuhmosta Kivijärvelle vuonna 1984 siirretyn vaatimen ja sen yhden naaraspuolisen vasan jälkeläisiä ja niiden jälkeläisten jälkeläisiä. Yhteensä näitä jälkeläisiä vapautettiin 17 kpl, joista yksi vahinkoa aiheuttanut hirvas otettiin



takaisin tarhaan. Soini-Karstulan osapopulaation kasvu on aina ollut hidasta, mikä on saattanut johtua sen väijäämättömästä sisäsiirtoisuudesta.

Viime aikoina on kuitenkin saatu vahvoja viitteitä niin satelliittiseurannan kuin syksyisten havaintojenkin perusteella, ettei tämä populaatio ei olisi enää eristäytynyt vaan yhteydessä Suomenselän suurempaan osakantaan. Kannan koosta ei ole ollut tarkkaa arviota, mutta MetsäpeuraLIFE-hankkeessa alueella tehtiin vuonna 2022 laskenta, jossa löydettiin 37 yksilöä vasaosuuden ollessa 16 %.

MetsäpeuraLIFE on kokeillut alueella kevyttä täydennysistutusta, jossa sinne tuotujen metsäpeurojen totutustarhaus kestää noin 3–6 kuukautta ennen vapautusta. Kesällä 2021 alueelle vapautettiin neljä Kuhmosta tuotua vaadinta, joista kolme vasoi lyhyen tarhauksen aikana. Näistä yksi vaadin hakeutui Alajärvelle eli Suomenselän osakannan metsäpeurojen seuraan.

#### 2.2.4. Uudet palautusistutusalueet

Keskeinen osa MetsäpeuraLIFE-hanketta on ollut metsäpeuran palauttaminen Pirkanmaalle ja Etelä-Pohjanmaalle. Palautusistutuspaikoiksi valikoituivat Lauhanvuoren ja Seitsemisen kansallispuistot. Kummankin kansallispuiston lähiseuduilla on metsäpeuralle hyvin soveltuvia valtion Natura-suojeluohjelmassa mukana olevia maita. Paikat valittiin alueellisen mittakaavan elinympäristömallinnuksen, Suomenselän osakannan läheisyyden ja olemassa olevan suojelualueverkoston perusteella, sekä ihmisten sosiaalisen hyväksyttävyyden näkökulmasta. Valinta tehtiin ennen susikannan painopisteen siirtymistä länteen.

Palautusistutuspaikoille on rakennettu totutustarhat, joihin on tuotu kantayksilöiksi aikuisia metsäpeuroja eläintarhoista. Lisäksi molempiin totutustarhoihin on hankkeen aikana pyydytetty muutamia yksilöitä luonnosta. Totutustarhoista on vapautettu sekä niissä syntyneitä nuoria metsäpeuroja että alun perin eläintarhoissa syntyneitä yksilöitä.

Yksilöiden alkuperä ja tarhaus saattavat lisätä saaliiksi joutumisen riskiä ja heikentää ylipäätään selviytymistä domestikaatiosta johtuen. Molemmilla alueilla on valmiiksi tiheät hirvieläinkannat ja Lauhanvuoren alueella myös susireviirejä sen välittömässä läheisyydessä. Luontaisemman kannankasvun vaikutukset alkavat näkyä arviolta 5–7 vuoden kuluttua vapautuksesta.

Lauhanvuoreen on vuoden 2021 loppuun mennessä vapautettu 24 metsäpeuraa ja Seitsemiseen 19 metsäpeuraa. Ennen vuotta 2022 oli Seitsemiseen vapautetuille syntynyt luonnossa ainakin neljä vasaa, ja Lauhanvuoreen ainakin kaksi. Vuonna 2022 tiedetään vapauteen syntyneen lisäksi ainakin viisi ja todennäköisesti enemmänkin, sillä pelkästään Seitsemisessä saatiin toukokuussa 2022 tuoreet havainnot peräti kahdeksasta tiineestä vaatimesta. Totutustarhojen loput metsäpeurat (yhteensä 38 yksilöä) vapautetaan kesällä 2022, jonka jälkeen kummankin totutustarhan lähialueilla elää noin 50 peuran kanta.

### 2.3. Venäjän osakannat

Useat monitoroinnit osoittavat, että eri puolilla Venäjän läntistä osaa peurakannat ovat taantuneet ja pirstoutuneet (Danilov 2005, Efimov ja Mamontov 2014, Kholodov 2013, Panchenko ym. 2014a). Myös



Venäjän Karjalan pääpopulaation koko on vaihdellut aikaisemmin (Danilov ym. 2014), mutta nykyinen taantuma on alkanut 1990-luvun alusta, jolloin ko. kannan koko oli noin 6000 eläimen suuruinen (Danilov 2003). Suomalaisten ja venäläisten metsäpeuratoimijoiden yhteishanke Karjalan ja Kainuun metsäpeurakantojen nykytilan selvittämiseksi ja metsäpeurayhteistyön tiivistämiseksi toteutettiin vuosina 2013–2014. Päätaavoitteena oli päivittää Karjalan metsäpeurojen kanta-arvio, jossa onnistuttiinkin. Olosuhteet tutkimuksen jatkuvuudelle Venäjällä ovat kuitenkin hyvin erilaiset, kuin Suomessa. Metsäpeurat ovat levittäytyneet laajemmalle alueelle ilman tutkimustoimia helpottavaa tieverkostoa.

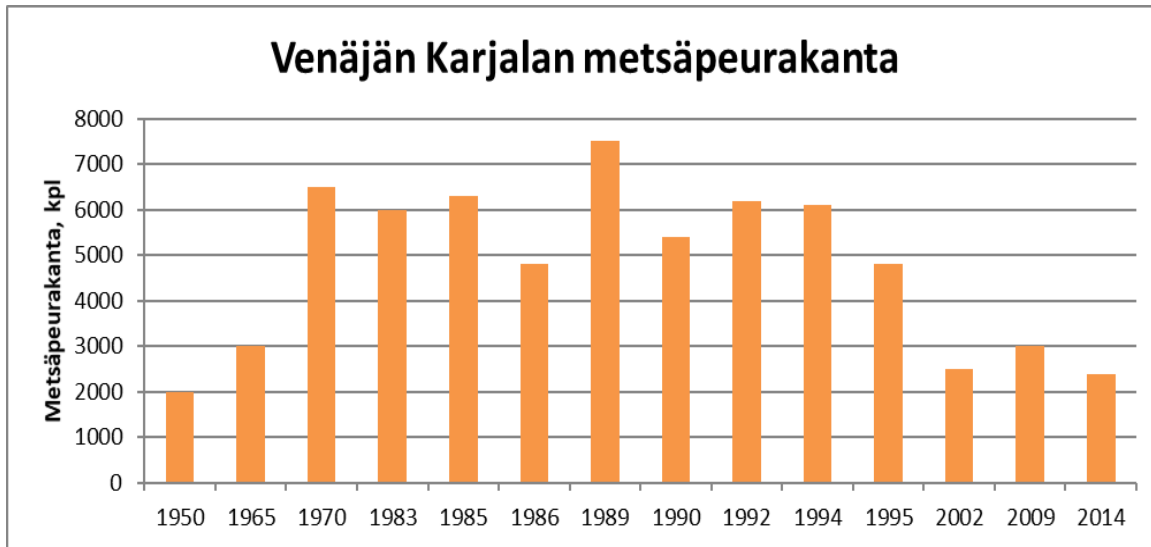
Karjalan tasavallassa metsäpeurojen kannanvaihtelua ja levinneisyyttä seurataan vuosittain lumijälkilaskennalla. Lumijälkilaskentaa ei voida muuttaa suoraan peurojen määräksi, mutta ne antavat hyvän yleiskuvan peurojen talvikannan alueellisesta ja ajallisesta jakaumasta sekä niiden muutoksista (Paasivaara 2014). Karjalan tutkimuskeskuksen biologian laitoksen tutkijat keräävät havaintoaineistoa myös kesäisin. Venäjän maatalousministeriön Karjalan riistahallinnon osasto on ottanut käyttöön miehittämättömän lennokin, jonka avulla tehtiin ensimmäiset lentokartoitukset talvella 2014.

Varsinaisia kanta-arvioita on tehty nyky muodossaan 1950-luvulta lähtien vaihtelevasti. ENPI CBC - hankkeen rahoittama koko Karjalan tasavallan metsäpeurojen levinneisyysalueen kattava helikopterilaskenta toteutettiin maaliskuussa 2014 (Panchenko ym. 2014b). Menetelmänä käytettiin linjalaskentaa. Kannanarvion tulokseksi saatiin Karjalan tasavallan metsäpeurojen maksimikannankoko 2400 yksilöä (kuva 4), joista vasaajien osuus oli 21 %. Tällä hetkellä viimeisin arvio Venäjän Karjalan osakannan koosta on noin 2300 yksilöä (Danilov ym. 2020). 2020-luvun taitteessa Metsolan alueella Kuhmon ja Suomussalmen itäpuolella määritettiin metsäpeurakannan vasaosuudeksi vain 12 %, mikä viittaa suurpetojen saalistuspaineeseen (Panchenko ym. 2021). Pohjoisissa piireissä kannanarvio saatiin lentolaskentojen tulosten perusteella tehdyn analyysin avulla (1824 yksilöä). Eteläisissä piireissä (550 yksilöä) käytettiin laskennan tukena myös alueella aiemmin tehtyjä lumijälkilaskentoja, sillä lentoaikaan lunta oli niin vähän, että maa näkyi ja jälkien ja eläinten havaittavuus oli huono. Karjalan tasavallan alueella kanta on laskenut 1980–1990-lukujen taitteesta alle puoleen huipustaan. Jos kanta laskee noudattaen samaa suuntausta, niin riskinä on Venäjän Karjalan peurakannan sukupuutto lähivuosikymmenien aikana (Paasivaara 2014).

Jo ennen peurakannan dramaattista supistumista alkoi myös Karjalan hirvikanta pienentyä. Hirvet ovat susien pääasiallinen ravinnonlähde Karjalassa (Danilov ym. 2014) ja melko suureksi jääneen petokannan saalistuspaine siirtyi tällöin metsäpeuroihin. Eniten peurakantaa, hirvikannan tapaan, verotti salametsästys, joka lisääntyi Neuvostoliiton hajoamisen jälkeen. Salametsästys verotti kantaa erityisesti sen levinneisyysalueen eteläosissa, joissa peuroja oli vähemmän. Puolet tuona aikana kuolleina löydetyistä peuroista on kuollut nimenomaan salametsästyksen seurauksena (Danilov 2005). Myös metsänhakuut ovat vaikuttaneet metsäpeurakantaan muuttamalla talvisia laidunalueita, vaikkakin vähemmän 1990-luvun jälkeen (Danilov 2005). Kaikki nämä tekijät vaikuttivat yhdessä siihen, että peurakanta pieneni ja vetäytyi pohjoiseen. Laiton metsästäminen on edelleen yksi keskeisimmistä peurakannan elpymistä estävistä tekijöistä Karjalassa (Danilov ym. 2014). Laiton metsästäminen voi olla ruoan hankintaa, mutta yhdistyy myös kaupunkikeskusten liikkumiskykyisiin salametsästäjiin (Efimov & Mamontov 2014; Panchenko et al. 2014a, 2017; Danilov ym. 2020). Säätelemättömän luontoturismin on myös havaittu häiritsevän metsäpeuroja Venäjän luoteisosissa (Nellemann ym. 2000, Reimers ym. 2003).

Lääkkeeksi metsäpeurojen ahdinkoon Venäjällä on esitetty tärkeimpien talvehtimis- ja vasomispaikkojen suojelua. Eläinten vaellusten suojelemiseksi ja suojelualueiden keskinäisten yhteyksien parantamiseksi on

esitetty perustettavaksi vaellusreittejä varten "vihreitä käytäviä", jotka soveltuvat aluetasolla hyväksytyin erityisjärjestelyin myös taloudelliseen käyttöön (Danilov ym. 2014).



**Kuva 4.** Metsäpeurojen kannankoko Karjalassa lentolaskentojen mukaan (Danilov ym. 2014).

## 3. Metsäpeuraa uhkaavat tekijät

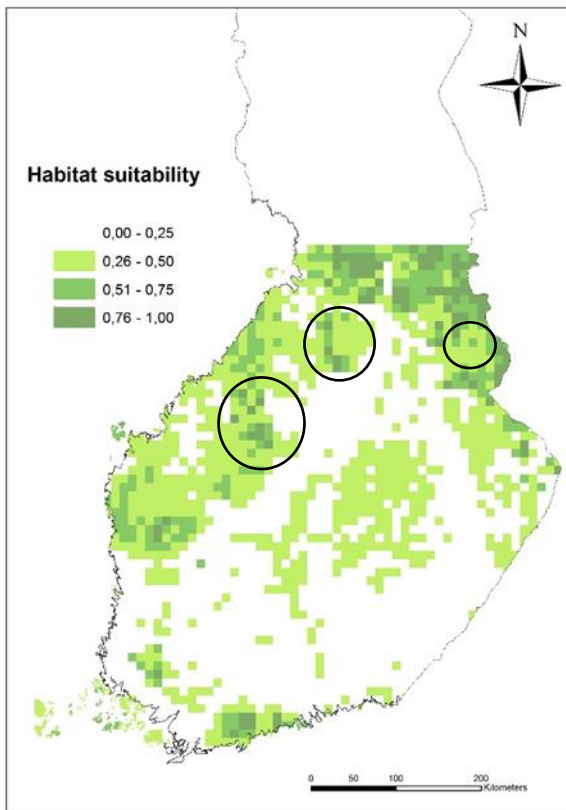
### 3.1. Elinympäristön muutos ja häviäminen

Metsäpeuran vasomisalueiden ytimet ovat tällä hetkellä suojelualueilla tai ihmisen vähän hyödyntämällä alueilla (kuva 5). Poroilla ja karibuilla infrastruktuurin ja ihmistoiminnan on todettu monissa tutkimuksissa vähentävän alueen käyttöä (Vistnes & Nellemann 2007). Vaikka ne ovatkin metsäpeuralle merkityksellisiä vasomis- ja vasanhoitoalueita, suurimman osan ajasta metsäpeurat kuitenkin viettävät tavallisissa talousmetsissä.

Huomioimalla elinympäristökysymykset niitä ympäröivissä talousmetsissä (puskurivyöhykkeet), voidaan edesauttaa lajin selviytymistä. Metsäpeura on sopeutunut siihen, että sen ravinto on pirstaleisessa maisemassa. Mikäli nämä laikut alkavat olla kaukana toisistaan ja niiden määrä vähenee tai laatu heikkenee, syntyy metsäpeuralle kustannuksia ravinnonetsinnästä. Kustannuksia ovat mm. ravinnon etsintään kuluva energia, liikennekuolemat sekä lisääntynyt alttius pedoille. Myös vasaon eloonjääminen saattaa heikentyä, jos vaadin joutuu jatkuvasti vaihtamaan ruokailulaikkuja. Metsäpeuran tarvitsema maisematason mittakaava onkin hyvin suuri ylittäen hallintorajat.

Suurin osa metsäpeuran elinalueesta on metsätalouden tai muun ihmislähtöisen toiminnan alaisena, mutta metsäpeuralle tärkeitä vasomis- ja vasanhoitoalueita sekä jäkäläkoita tulisi säästää tällaiselta toiminnalta. Koska kaikkien alueiden suojelu ei ole realistista, voidaan maanomistajia informoimalla ja metsäalan toimijoita kouluttamalla pyrkiä metsäpeuran -tai ylipäätään riistan huomioivaan maankäyttöön, kuten on toimittu mm. metsäkanalintujen osalta jo pitkään. Esimerkkinä tästä voisi olla nk. jatkuvan kasvatuksen malli, jossa sekä puustoa, että metsänpohja varpuineen ja jäkälikköineen säästyy.

Suurin haaste elinympäristövaikutuksista ja vaihtoehtoisesta metsänkäytöstä tiedottamiselle on metsäpeura-alueiden yksityisomisteisuus. Metsänomistajat ovat varsin heterogeeninen ryhmä ympäri maata, joiden tavoittaminen viestinnän keinoin on oikeastaan ainoa tapa yrittää vaikuttaa yksityismetsänomistajien haluun ja tapaan suojella metsäpeuran elinympäristöä. Tutkimuksen mukaan yksityisistä metsänomistajista n. 42 % oli kiinnostunut käyttämään riistaystävällistä metsänhoitoa omassa metsässään (Ikonen ym. 2020). Suurin osa (n. 95 %) ei kuitenkaan ollut saanut opastusta riistaystävälliseen metsänhoitoon, mutta oli menetelmän olemassaolosta tietoinen (n. 60 %) (Ikonen ym. 2020). Lähes kaikki metsäammattilaiset olivat tietoisia menetelmistä ja katsoivat, että metsänomistajien pitäisi saada tietoa ja tukea riistaystävällisen metsänhoidon toteutukseen (Ikonen ym. 2020). Yksityiset metsänomistajat saattavatkin tarvita toistensa tukea ja käytännön apua, sekä konkreettisia esimerkkejä taloudellisesta kannattavuudesta. Toisaalta ammattilaisten kannattaa vahvistaa rooliaan toimijana muutoksen edellä. Tärkeintä metsäpeuran elinympäristön kannalta on, että lajille tärkeää elinympäristöä säilyy vähintään tämänhetkinen tarjolla oleva määrä.



**Kuva 5.** Metsäpeuralle estimoitujen sopivien kesäelinalueiden sijainti (Paasivaara ym. 2018). Mustalla ympyröity alueet, joilla tällä hetkellä sijaitsevat tärkeimmät vasomis- ja vasanhoitoalueet.

### 3.1.1. Tuulivoimarakentamisen vaikutus metsäpeuroihin

Ihmistoiminnan vaikutusta Rangifer -lajeihin on tutkittu jonkin verran. Infran ja aktiivisen ihmistoiminnan on todettu häiritsevän villipeuroja aiheuttaen välttämiskäyttäytymistä, katkaisevan vaellusväyliä ja vähentäen peuroille sopivaa elinympäristöä (Anttonen ym. 2011). Metsäpeuravaadinten on todettu välttelevän metsäautoteitä vasomispaikkansa valinnassa (Puoskari 2017). Poroilla todettiin ihmisvaikutuksen ohjaavan porojen elinpiiriin muodostumista siten, että ne välttivät ihmistoiminnan vaikutuksen alla olevia alueita. Elinpiirillään olevia vastaavia alueita ne eivät kuitenkaan enää vältelleet (Anttonen ym. 2011).

Tuulivoimaloiden vaikutuksesta peuralajeihin on vähän tutkimuksia. Norjassa sähkölinjastot eivät häirinneet porojen liikkeitä tai laidunnusta (Reimers ym. 2007). Tuulivoimalat eivät myöskään ohjanneet vaellusta, mutta poroilla ei tutkimuskohteena olleella niemimaalla ollut vaihtoehtoa välttää aluetta (Colman ym. 2013). Sen sijaan mantereella porojen on havaittu välttelevät tuulivoima-alueita (Skarin ym. 2018, Skarin ja Alam 2017). Vaatimet vasovat kaukana tuulivoimaloista ja välttelivät myös alueita, joista voimaloihin oli hyvä näkyvyys (Skarin ym. 2018). Yleisesti porot välttelivät voimala-alueeseen liittyvää tiestöä ympäristöineen kolmen vuoden ajan rakentamisesta (Skarin ja Alam 2017), mutta vasallisten vaadinten välttämiskäyttäytyminen oli voimakkaampaa turbiinien käytön aikana, kuin voimaloiden rakentamisen aikana (Skarin ym. 2018). On muistettava, että metsäpeura on käyttäytymiseltään poroa arempi ja kelpuuttaa vasonta- /vasanhoitoalueeksi vain tietyn tyyppisiä ympäristöjä, jolloin häiriintymisen takia korvaavan vasomisalueen löytäminen ei ole niin helppoa.

Tuulivoimaloiden rakentaminen pirstoo maisemaa ja luo avoimia alueita ja lineaarisia linjoja kuten voimalinjoja ja huoltoteitä. Tällaisen toiminnan on osoitettu vaikuttavan negatiivisesti metsäkaribuun (Courtois ym. 2007, Mumma ym. 2018) ja lisäävän karibuun kohdistuvaa saalistuspainetta (McKay ym. 2021). Samat vaikutukset voivat osaltaan vaikuttaa myös metsäpeuraan.

On todennäköistä, että minkä tahansa infrastruktuurin rakentamisen vaikutus riippuu siitä, minkälaiseen elinympäristöön se rakennetaan. Koska metsäpeurat suosivat vanhaa metsää, soita ja jäkälikköisiä kallioita, tulisi sellaiset elinympäristöt jättää tuulivoimarakentamisen ulkopuolelle kokonaan. Toisaalta alueet, jotka voimakkaasti työntyvät metsäpeuran elinpiiriin sisälle ympäristöstä riippumatta ovat ongelmallisia juuri elinympäristön heikentymisen ja siitä johtuvien seurannaisilmiöiden vuoksi.

Kannanhoitokyselyymme vastanneet kainuulaiset enimmäkseen vastustivat tuulivoimapuistojen rakentamista, tai sijoittaisivat sitä jo valmiiksi muokatuille maille. Monet olivat valmiita suojelemaan metsäpeuran elinympäristöä monin eri tavoin, mutta vaativat valtiolta (Metsähallitukselta) samaa linjaa, huomion kiinnittämistä yhteisvaikutuksiin maan käytön ja käytön sijoittelun osalta, sekä jonkinlaista korvausjärjestelmää yksityisille maanomistajille maiden suojelusta metsäpeuran hyväksi.

Tällä hetkellä Suomenselän alueelle on suuri halu perustaa uusia tuulivoimaloita. Kannanhoitokyselyssä näille toimille löytyi jonkin verran kannatusta, mutta niiden rakentamiseen toivottiin samanlaista yhteisvaikutukset huomioivaa linjausta, kuin Kainuussakin.

### 3.1.2. Turvetuotanto

Turvetuotannon ongelmallisuuteen metsäpeuran elinympäristöön liittyen pätevät monet samat asiat, kuin tuulivoimaankin. Turvetuotantoalueet lisäävät metsäpeuran elinympäristön pirstoutumista ja vähentävät sille sopivaa ravintoa etenkin kesäaikaan, sekä hävittävät mahdollisia vasomisalueita. Turvetuotanto haittaa metsäpeuraa etenkin sen kesälaidunalueilla, mutta lieveilmiöineen (melu, liikenne, ihmistoiminta) tuotantoalueet lähellä talvilaitumiakin vaikuttavat todennäköisesti negatiivisesti metsäpeuraan. Toisaalta metsäpeurat myös hyödyntävät tuotantoalueita kulkureitteinä ja lepäilevät niillä kesäaikaan paossa hyönteisiä (Skarin & Åhman 2014).

Jos uusia turvetuotantoalueita jossain vaiheessa vielä suunnitellaan, on huomioitava metsäpeuran kesälaidun- ja vasomisalueet ja tuotantoalueen vaikutus metsäpeuran elinympäristön yhtenäisyyteen, sekä tuotannosta koituvan liikenteen vaikutus metsäpeuran vaelluksiin. Turvetuotannon ympäristöluvassa säädetään myös jälkihoidosta. Maanomistaja valitsee, miten hän aluetta jatkossa käyttää. Luonnonvarakeskuksen turveporo-hankkeessa pilotoitiin poron ravintokasvien istutusta ja kylvöä ennallistettaville turvetuotantoalueille, mikä vaikutti lupaavalta vaihtoehdolta (Tarvainen ym. 2021). Metsäpeuran kohdalla tärkeintä olisi alueen uudelleensoistaminen, mutta koska soiden palautuminen turpeenostoa edeltäneeseen tilaan on kuitenkin hidasta, porolle mieluisten ravintokasvien istutus ennallistaisi alueen peuralle sopivaksi hyvinkin nopeasti. Joka tapauksessa uusien turvetuotantoalueiden suunnitteluun pitäisikin käyttää erityisen tarkkaa harkintaa sekä nykyisillä metsäpeuran esiintymisalueilla että todennäköisillä levittäytymisalueilla.

## 3.2. Metsäpeura, suurpedot ja monilajisuus

### 3.2.1. Metsäpeura ja suurpedot

Suomen suurpetokantojen kehitys on ollut kasvava, ja kannat ovat suuremmat kuin koskaan aiemmin nykyaikaisen kantojenseurannan aikana. Suurpetokannan kasvun taustalla on EU- lainsäädännön tuoma suurpetopolitiikan muutos ja elinvoimainen hirvieläinkanta. Nykyisin susikanta on n. 300 yksilöä ja painottuu läntiseen Suomeen ja pienten hirvieläinten esiintymisalueille (Heikkinen ym. 2022a). Karhukannan kooksi on arvioitu runsas 2300 yksilöä painottuen itäiseen Suomeen ja Pohjois-Karjalaan (Heikkinen ym. 2022b). Ilveskantaa on metsästyksellä hieman pienennetty huippuvuosista 2013-2015 ollen tällä hetkellä n. 2300 yli vuoden ikäistä yksilöä (Valtonen ym. 2022). Ahmakanta on voimistunut selvästi levittäytyen kohti etelää ja länttä ja vuonna 2021 kanna kooksi arvioitiin n. 400 yksilöä (Kojola ym. 2021b). Alkujaan Itäinen Kainuu ja Pohjois-Karjalan rajaseudut olivat ensimmäistä suurpetokannan ydinaluetta ennen viimeaikaista kehitystä.

Metsäpeura on normaalia suurpetojen, erityisesti suden saalista (Kojola ym. 2004, Kojola ym. 2009, Pöllänen 2020, Pöllänen ym., julkaisematon). Suurpedot vastaavat noin 56 % aikuisten metsäpeuravaadinten vuotuisesta kuolleisuudesta, joka on ollut viimeisen reilun kymmenen vuoden aikana keskimäärin noin 15 % vuosittain. Kainuun osakannan alueella pantaseuratuista suurpetojen tappamista peuroista susi tappoi 59%, ahma 14%, karhu 10% ja ilves 8% (Pöllänen 2020). Myös aiemmin suurpedoilla on ollut merkitystä Kainuun alueen peurojen kuolleisuudelle. Vuosien 1979-1988 välissä kuolleina löytyneistä metsäpeuroista 36,4 % oli suurpedon tappama. Tosin tuolloin ilves arvioitiin suurimmaksi kuolleisuuden aiheuttajaksi 41 prosentin osuudella, karhu 35%, ahma 15% ja susi 9% (Heikura 1997). Tuosta ajasta suurpetojen kannat ja lajien väliset suhteet ovat muuttuneet selvästi (Kojola 2021a, Pöllänen ym., julkaisematon).

Metsäpeurojen kuolleisuudessa ei ole viime vuosina havaittu selvää kehitystä (Pöllänen ym., julkaisematon). Vaikka Suomenselän ja Kainuun kokonaiskuolleisuudessa ei ole ollut selkeitä eroja, niin Kainuussa saalistuksen aiheuttama kuolleisuus on suurempaa kuin Suomenselän osakannassa (Pöllänen ym., julkaisematon). Tämä saattaa selittää Suomen eri osakantojen kannankehityksen eroja yhdessä vasatuoton erojen kanssa (Paasivaara, julkaisematon). Viime vuosina Suomenselällä vasatuotto on ollut Luken vuotuisissa rutiiniseurannoissa yleensä korkeampaa kuin Kainuussa (Luonnonvarakeskus, julkaisematon vasatuottolaskenta).

Kainuun osakannan 2000-luvun voimakkaan taantumisen osasyynä on todettu olevan runsastunut suurpetokanta, josta nykyään susi selkeimmin rajoittaa metsäpeurakantaa (Kojola ym. 2004, Kojola ym. 2009). Susikannan runsastumisen on havaittu heikentävän varsinkin vasatuottoa (Kojola ym. 2009, Kojola ym. 2021a) ja vasakuolleisuus painottuu Kainuussa itärajan tuntumaan (Kumpula 2022). Nykyään isompi osa Kainuun metsäpeuroista elää kauempana itärajasta alueilla, joilla suden läsnäolo on vähäisempi.

Ilveksen ja ahman aiheuttama kuolleisuus poroilla on todettu olevan suhteessa suurempi, kun poroja on keskimääräistä vähemmän, mutta ilvestä ja ahmaa keskimääräistä enemmän (Hobbs ym. 2012). Esiintyessään samalla alueella, yksin ahman vaikutusta on hankala arvioida, koska se käyttää ravintonaan paljon haaskoja. Kuitenkin alueilla, joilla muita petoeläimiä on vähän, ahma on ilveksen veroinen saalistaja. Ruotsissa ilves ja ahma rajoittavat porokantaa samalla tavoin kuin ilmasto ja porojen tiheys (Hobbs ym. 2012) ja Suomessakin porolla on merkittävä osuus ahman ravinnossa (Koskela ym. 2013). Suomessa ahman vaikutusta metsäpeurapopulaatioon ei ole suoraan tutkittu, mutta Kainuussa pantaseuratuista, suurpedon tappamista metsäpeuravaatimista noin 14 % on ahman tappamia (Pöllänen 2020). Ahma hyötyy

saalistajana syvästä lumesta ja vanhoista metsistä (Wittmer ym. 2005). Ahmakanta onkin kaksinkertaistunut maamme itäosissa vuoden 2008 jälkeen (Kojola 2016), minkä perusteella ahman aiheuttama kuolleisuus voi olla suurempaa Kainuun metsäpeurakannassa kuin aikaisempina lähivuosikymmeninä.

Kainuussa GPS-seurantapannoilla merkittyjen metsäpeurojen vasaseurannoissa vuosina 2010 – 2021 on selvitetty vasojen kuolinsyitä ja karhun osuus kaikista selvitetystä tapauksista oli noin puolet, mutta metsäpeuran vasa kelpaa saaliiksi kaikille suurpedoille (Kumpula 2022) ja noin puolet syntyneistä vasoista selvisi syksyyn. Myös Kojola ym. (2009) tutkimuksessa metsäpeurojen vasakuolleisuus oli ensimmäisten elinviikkojen aikana korkeinta, joka viittaa erityisesti karhun aiheuttamaan kuolleisuuteen. Tuolloin tutkimusjakson aikana vain noin 30 % vasoista selvisi syksyyn. Se vastaa Ruotsissa porotutkimuksista tehtyihin havaintoihin, että metsäisillä alueilla karhulla voi olla merkittävä vaikutus vasakuolleisuuteen vasojen ensimmäisten elinviikkojen aikana (Sivertsen 2017). Nieminen (2010) tarkasteli poron vasojen kuolleisuutta Kainuussa Hallan paliskunnan alueella ja siellä karhu aiheutti 20% kaikista poronvasojen kuolemista. Karhukannan kasvulla onkin voinut olla vaikutusta metsäpeuran heikkenevään vasatuottoon ja kannan kehitykseen, vaikka Kojola ym. 2009 ja 2021a löysivät susikannan ja vasatuoton välillä olevan voimakkaan yhteyden.

### 3.2.2. Suurpetojen ja hirvieläinten väliset peto-saalissuhteet

Esihistoriallisen ajan boreaalimetsien peto-saalissuhteista tiedetään hyvin vähän, mutta todennäköisesti ne eivät välttämättä muistuta juurikaan nykyisiä, jossa ihmistoiminnan vaikutukset ovat suuria. Maamme asuttaminen historiallisella ajalla, 1700 – 1800 lukujen esiteollisen ja teollisen ajan väkiluvun voimakas kasvu sekä sitä myötä tapahtunut elinympäristön vähittäinen muutos loi maahamme olosuhteet, joissa ihmisen vaikutus metsäpeuran ja hirven esiintymiseen, populaatioiden kokoon ja elinympäristöön on ollut dramaattinen. Metsäpeura metsästettiin Suomesta loppuun yli sata vuotta sitten ja samaan aikaan olivat sukupuutossa tai sen partaalla myös hirvi ja suurpedot.

Modernin metsätalouden voimakas kasvu sotien jälkeen on luonut hirvälle hyvät elinolosuhteet tuottamalla runsaasti nuorten sukkessiovaiheen elinympäristöjä, kun taas metsäpeuralle sopivia elinympäristöjä on säästynyt lähinnä muutamilla karuilla vedenjakaja-alueilla, joista merkittävä osa sijaitsee erilaisilla suojelualueilla. Nyt 2000-luvulle tultaessa riistanhoidon ja suojelun voimistuessa olosuhteet ovat edelleen muuttuneet siihen suuntaan, että suurpetokannat voivat paremmin kuin aikoihin ja pienten hirvieläinten siirto- /palautusistutuksista alkunsa saaneet esiintymät ovat runsastuneet vauhdilla ja suunta on ylöspäin. Muiden hirvieläinten runsaudet ovat Suomessa nykyisin karkeasti satakertaisia metsäpeuran runsauteen nähden (Matala ym. 2021). Lisäksi hirvieläinten nykyiset kokonaiskannat sekä niiden kehitys eroavat alueellisesti toisistaan Lounais-Suomen runsaista hirvi- ja kauriskannoista itärajan harvaan hirvikantaan. Ylipäätään, hirvieläinten kokonaiskannat noudattelevat mm. eri alueiden elinympäristöjen tuottavuuksia, kasvillisuuden kasvukauden pituutta, elinympäristöjen monimuotoisuutta, sekä hirvieläimiä saalistavien suurpetojen pitkäaikaisia tiheyksiä (Matala ym. 2021). Näiden muutosten vaikutusta kokonaisuuteen on vaikea hahmottaa ja muutokset eri lajien runsauksissa ovat olleet nopeita ja perustavanlaatuisia. Siksi monilajinen kannanhoito onkin noussut yhä tärkeämmäksi riistahallinnon keskuudessa (esim. Matala ym. 2021).

Kun tarkastellaan suurpetojen ja niiden saaliina olevien hirvieläintenvälistä suhdetta, vaikuttaa taustalla kaksi keskeistä ilmiötä, joille on kehitetty omat teoriansa: vaihtoehtoisen saaliin hypoteesi ja

näennäiskilpailu (ks. esim. Pöysä ym. 2016, Holt 1977, Chaneton & Bolsall 2000). Nämä ilmiöt eivät ole toisiaan poissulkevia, ja ne voivat realisoitua yhtä aikaa, koska ne viittaavat eri prosesseihin: vaihtoehtohypoteesi pedon käyttäytymiseen ja saaliin vaihtoon pääsaaliin ehtyessä sekä näennäiskilpailu petokantojen kehitykseen saaliskantojen vaihtelun myötä. Kaikkiruokaisten yleispetojen saaliskohteen vaihto on myös keskeinen näennäiskilpailun komponentti (Holt 1984, DeCesare ym. 2010).

## Näennäiskilpailu

Näennäiskilpailu on epäsuoraa vuorovaikutusta kahden tai useamman saaliseläimen kesken, yhteisen saalistajan välityksellä (Holt 1977). Usein eri saalislajien runsaudet, elinkierron piirteet, kuten tuottavuus ja niille sopivien elinympäristöjen laadussa ja runsauksissa on eroja (Wittmer ym. 2013). Ihmistoiminnasta johtuva elinympäristön muutos lisää joitain, yleensä nuoria ja rakennettuja elinympäristöjä, kun taas toisia vähentää kuten vanhoja metsiä (Roemer ym. 2002, Latham ym. 2011, Wittmer ym. 2007). Saalislajit siis eroavat ja ikään kuin kilpailevat siitä, minkä lajin populaatiot kestävät saalistusta parhaiten (kuva 6).

Tyypillisessä näennäiskilpailutilanteessa yhden tai useamman runsaiden ja tuottavien saalislajien populaatiot ylläpitävät petopopulaatiota, joita rajoittavat lähinnä niiden lajikohtaiset elinympäristövaatimukset ja kokonaissaaliin runsaus. Runsaiden saalislajien varassa elävä suupetokanta voi saalistaa harvinaista ja heikkotuottoista saalislajia niin, että sen kannat taantuvat tai jopa kuolevat sukupuuttoon, vaikka harvinaiselle saalislajille olisi sopivaa elinympäristöä vielä saatavilla (Sinclair ym. 1998). Näennäiskilpailussa harvalukuisemman saalislajin taantuminen voi olla myös käänteisesti tiheysriippuvaista, koska lajin suhteellinen kuolleisuus voi lisääntyä lajin vähentyessä samalla kun petokannan runsaus riippuu lähinnä runsaammista saaliseläimistä (Messier 1994, Sinclair ym. 1998, Wittmer ym. 2007, Serrouya ym. 2017).

Kanadassa metsäkaribut (*Rangifer tarandus caribou*) suosivat vanhoja metsäelinympäristöjä, kun taas hirvet ja valkohäntäpeuraa pääravintonaan saalistavat sudet suosivat nuorempien sukkessiovaiheiden elinympäristöjä. Metsätalouden, rakentamisen ja ilmastonmuutoksen aiheuttaman elinympäristönmuutoksen myötä hirven ja valkohäntäpeuran elinympäristöt ovat runsastuneet, jolloin näiden lajien populaatiot ovat kasvaneet lyhyessä ajassa myös metsäkaribujen asuttamilla alueilla erityisesti sen levinneisyysalueen eteläreunoilla. Sen myötä myös sudet ovat runsastuneet ja, jolloin eteläiset karibukannat ovat taantuneet ja osin myös kuolleet sukupuuttoon, vaikka hirvi tai valkohäntäpeura on susien pääravintokohde (mm. Latham ym. 2011, Serrouya ym. 2017, Serrouya ym. 2019).

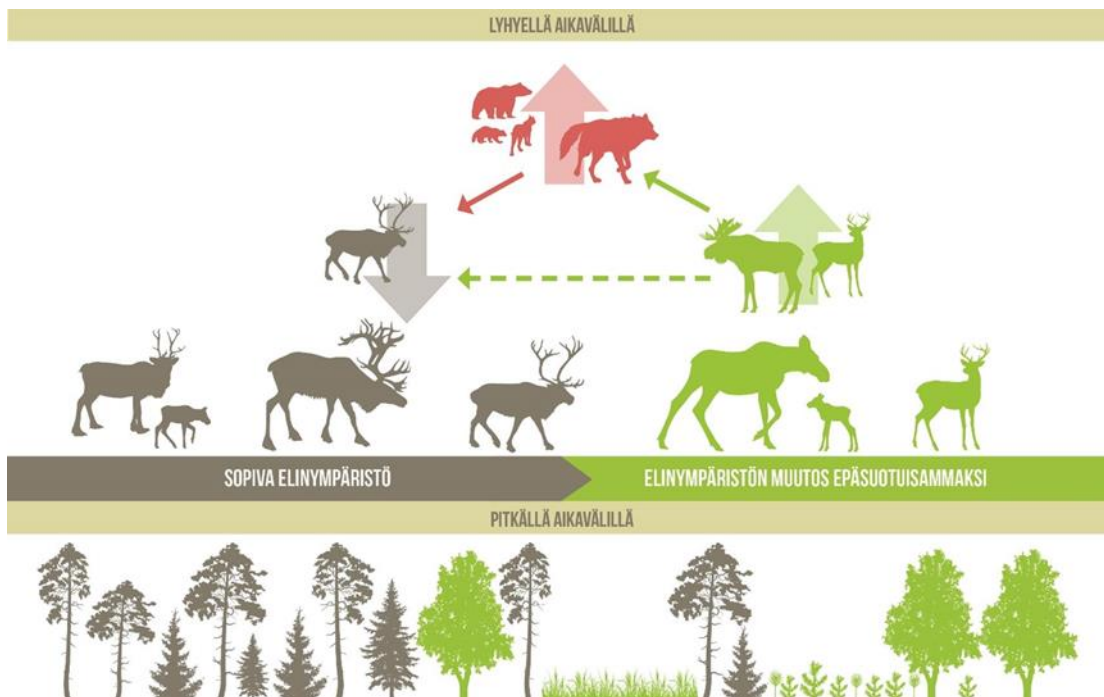
## Vaihtoehtoissaaliin teoria

Vaihtoehtoisen saaliin teoriassa pääsaaliin kannan pienentyessä pedot siirtävät saalistuspainetta vaihtoehtoista saalislajia kohtaan. Pääsaalislajin kannan runsastuessa saalistus siirtyy jälleen pääsaaliiseen ja vaihtoehtoinen saalislajin saalistus vähenee. Tilanteessa siis vaihtoehtoisen saaliin runsaus riippuu enemmän pääsaaliin runsaudesta kuin petoeläimen ja vaihtoehtoisen saaliin suhteesta (Norrdahl & Korpimäki, 2000). Ruotsissa tällainen vaikutus on todettu olevan esimerkiksi ketun, myyrien (pääsaalis) ja kauriin vasojen (vaihtoehtoinen saalis) välillä (Kjellander & Nordström, 2003). Sama vaihtoehtoisen saaliin vaikutus on todettu myös pienemmillä nisäkkäillä ja linnuilla (McKinnon ym. 2014, Norrdahl & Korpimäki, 2000), mutta useissa tutkimuksissa selkeä näyttö em. hypoteesin mukaisesta petojen käyttäytymisestä on jäänyt saamatta (ks. viitteet ja yhteenveto Pöysä ym. 2016). Vaihtoehtosaalishypoteesi on kehitetty selittämään eri lajien kannanvaihteluita pikkunisäkkäiden dominoivassa peto-saalisyhteisöissä, joissa pikkunisäkkäkannat vaihtelevat rajusti (Andreassen ym. 2020). Sen sijaan hirvieläinten ja suurpetojen



välisissä vuorovaikutuksissa vaihtoehtosaaliin mekanismit ja varsinkin populaatiotason seuraukset ovat vaikeammin havaittavissa, koska hirvieläinten kannanvaihtelut ovat huomattavasti vähäisempiä ja suurpedot lähes kaikkiruokaisia opportunistipetoja (susi: Kojola ym. 2004, Kojola 2011, karhu: Bojarska ja Selva 2012, ahma: Koskela ym. 2013, ilves: Valdmann ym. 2005).

Kojola ym. 2021a havaitsivat Kainuun metsäpeura-alueella, että näennäiskilpailun mukainen susikannan runsauden vaikutus oli metsäpeuran vuotuiseseen vasatuottoon negatiivinen. Sen sijaan hirvikannan runsaudella ei ollut vaikutusta peuran vuotuisen vasatuottoon, joten vaihtoehtosaaliin mukainen hirven runsauden positiivinen signaali jäi löytymättä (ks. sen sijaan Frenett ym. 2020). Lisäksi Kojola ym. (2021a) tulkitsivat hirven ja metsäpeuran aikasarjojen välisen positiivisen korrelaation tukevan vaihtoehtosaalishypoteesia. Toisaalta tähän tulkintaan tulee suhtautua varauksella, koska samalla hirvi- ja metsäpeurakannat taantuivat hirvikannan ollessa samalla koko ajan runsaampi kuin peurakannan, joten vaihtoehtosaalista oli koko ajan vähemmän tarjolla kuin pääsaalista. Lisäksi metsäpeuran taantuma alkoi aikaisemmin kuin hirven, jota myös metsästettiin koko tutkimusjakson ajan ja metsäpeura rauhoitettiin vuoden 2002 jälkeen kokonaan. Kojola ym. (2021a) päättelivät, että elinympäristöjen säilyttämisellä ja lisäyksellä sekä tarkkaan suunnitellulla suurriistayhteisön muiden lajien manipuloinnilla metsäpeura voi säilyä elinkykyisenä.



**Kuva 6.** Elinympäristön muutoksen vaikutus eri hirvieläinlajeihin ja suurpetoihin.

### 3.2.3. Vaikutukset metsäpeuraan

Monilajisissa petosaalisyhteisöissä vuorovaikutukset voivat siis olla monimutkaisia ja petojen käyttäytyminen eri tilanteissa, vuodenaikoina ja saalistuskoostumuksilla voi olla hankala ennustaa (ks. esim. Frenett 2020). Metsäpeuran osalta tilannetta monimutkaistaa sen voimakkaat vuodenaikaisvaellukset, jolloin ne ovat vain osan vuotta saalistettavana vaikkapa eri susireviireillä. Kuitenkin sekä suden ravinnonkäytön tutkimukset (Kojola ym. 2004, 2011) sekä suden osuus metsäpeuran kuolleisuudessa ja

yhteys vasatuottoon antavat olettaa, että ainakin suurpedoista suden saalistus voi rajoittaa metsäpeurakantaa, jos se on metsäpeura-alueilla runsas (Kojola ym. 2009, 2021a, Pöllänen ym. 2022). Toisaalta myös muilla suurpedoilla voi olla iso rooli metsäpeuraa rajoittavina tekijöinä erityisesti vasojen saalistuksen kautta (Kumpula 2022).

Kuitenkin suurpetokannan nykyinen kasvu on verrattain uusi ilmiö, ja tutkimus suden merkityksestä metsäpeuran saalistajana voimakkaasti muuntuneista elinympäristöissä lienee monimutkaisempi ilmiö Suomessa kuin nykyiset tutkimukset antavat ymmärtää, koska molempien runsauksia rajoittavia tekijöitä on potentiaalisesti useita ja rajoittavat tekijät voivat vaikuttaa sekä kumulatiivisesti että vuorovaikutteisesti (esim. Serrouya ym. 2019). Esimerkiksi kiihtyvän tuulivoimarakentamisen aiheuttama luontokato voi muuttaa radikaalisti vaativien erämaalajien nykyisiä ekologisia olosuhteita, mutta toisaalta vahvistaa ihmisvaikutusta sietävien lajien runsastumista (Schöll ja Nopp-Myar 2021). Vahvistuvan valkohäntäpeurakannan vaikutusta metsäpeurakannalle ei tiedetä, mutta mahdollista on, että muiden hirvieläinten runsastuminen luo edellytykset suurpetokannan, erityisesti suden kasvulle ja vahvistaa näennäiskilpailun haitallisia vaikutuksia. Samalla kuitenkin susikannan kokoon vaikuttaa ravintotilanteen ohella salametsästys (Suutarinen ja Kojola 2017) ja sen merkitystä tulevaan kehitykseen on hankala arvioida. Lisäksi valkohäntäpeura voi toimia vektorina monille loisille ja taudeille.

### 3.2.4. Kannanhoitotoimien merkitys

Saaliiksi joutuminen riippuu saalis- ja petolajin elinympäristön päällekkäisyydestä, kohtaamistahdista sekä saalislajin esiintyvyydestä ja sen saaliiksi joutumisen alttiudesta (Huggard 1993). Näin ollen metsäpeuran elinympäristön väheneminen ja lopulta raju pirstoutuminen saattaa osaltaan altistaa sitä pedoille tai muille demografisille satunnaisuuksille. Pohjois-Amerikassa metsäkaribun kuolleisuus on korkeampi ihmisen muokkaamassa elinympäristössä, kuin muokkaamattomassa, koska suden liikkuminen helpottuu ja saalistustehokkuus kasvaa ympäristöissä, joissa on siirtymistä helpottavia teitä, linjoja tai muita vastaavia rakenteita (Courtois ym. 2007, Mumma ym. 2018, McKay ym. 2021). Suomen tiheä metsäautotieverkosto konkretisoi uhan metsäpeuralle Suomessa, sillä sudet mielellään käyttävät metsäautoteitä kulkemiseen (Gurarie et al. 2011). Elinympäristön laatuun ravinnonsaantiin liittyvien ongelmien osalta, tai sen linkittymistä suoraan peto-saalissuhteisiin ei Suomessa ole vielä havaittu. Sellaisia voi kuitenkin jatkossa ilmaantua, sillä paine maankäytön muutoksiin esimerkiksi tuulivoimapuistoiksi on metsäpeura-alueilla kova. Suurpetojen saalistuksen kestävyiden kannalta tärkeimmät metsäpeuran suojelua edistävät toimenpiteet olisivatkin suurpetokantojen rajoittaminen, metsäpeuran tarvitseman elinympäristön suojelu, muiden hirvieläinkantojen pitäminen sopivan pieninä sekä haaskaruokinnan rajoittaminen tärkeillä metsäpeura-alueilla ja erityisesti metsäpeuralle perustettujen suojelualueiden läheisyydessä (ks. esim. Penteriani ym. 2021).

Koska syitä toisen lajin harvalukuisuuteen tai kannan vähenemiseen on monia, eri kannanhoitomenetelmien tehokkuus ei ole aina selvää ja saattaa vaihdella ajallisesti ja/tai alueiden välillä (Wittmer ym. 2013). Tehokkuuden lisäksi joihinkin menetelmiin voi liittyä vahvoja sosiaalisia vaikutuksia, etenkin, jos menetelmään liittyy jonkin karismaattisen lajin, kuten suden metsästämistä (Wittmer ym. 2013). Lisäksi sekä saalis-, että saalistajalaji saattavat olla suojeltuja, jolloin päätös toisen lajin vähentämisestä on tulkinnanvaraista ja vaikeaa. Tällainen yhtälö on Suomessa metsäpeuran ja suden kanssa. Elinympäristön parantaminen näennäiskilpailun vähentämiseksi nähdään usein vähemmän kiistanalaisena asiana, mutta saattaa käytännössä olla liian kallista tai viedä liikaa aikaa ennallistamisen tarpeen kiireellisyyteen nähden.

Lisäksi joillain nykyisillä suhteellisen suurilla suojelualueilla metsäpeurakanta on romahtanut, joten vastaavien uusien suojelualueiden perustaminen tuskin on edes mahdollista.

Useassa metsäkaribu-tutkimuksessa on todettu suurpetojen, lähinnä suden vähentämisen olleen ainoa nopeasti vaikuttava menetelmä karibupopulaation elvytyksessä, koska elinympäristön ennallistaminen on pohjoisamerikkalaisessa mittakaavassa ollut liian hidasta (Maher ym. 2020, Serrouya ym. 2019, Hervieux ym. 2014). Suomessa karhun ja ilveksen poikkeuslupia on pyritty kohdistamaan metsäpeura-alueille, ja se on todennäköisesti osin helpottanut Kainuun metsäpeuravasojen selviämistä (Luke, julkaisematon; Kumpula 2022, julkaisematon pro gradu). Sudella ei ole säännöllistä kannanhoidollista metsästystä, minkä lisäksi susi on myös uhanalainen laji, joten sen vähentäminen metsäpeura-alueilla on riistahallinnollisesti hankalaa.

Mikäli peto-saalissuhteisiin vaikuttavat tekijät kuten käytettävissä oleva, sopiva elinympäristö ja suurta petokantaa ylläpitävät seikat, kuten hirvieläinkantojen kasvu, sekä haaskaruokinta jatkuvat, eivät yksittäiset petopoistot tule olemaan pitkäaikainen keino metsäpeurapopulaation kasvattamiseksi, mutta tällä hetkellä se on todennäköisesti pysäyttänyt Kainuun osakannan laskusuunnan ja harva suurpetokanta lienee osin myös Suomenselän kannan kasvun taustalla. Pohjois-amerikkalaisten tutkimusten valossa yksittäisten, kokonaisten susilaumojen poisto on ainoa keino nopeasti vaikuttaa metsäpeuran ahdinkoon. Kuitenkin esimerkiksi juuri Kainuun tiheään suurpetokannan takia pitäisi samalla puuttua petotiheyden juurisyihin, muuten positiivinen vaikutte jää lyhytaikaiseksi.

### 3.3. Metsäpeuran ja poron perimän sekoittuminen

Metsäpeura ja poro muistuttavat suuresti toisiaan, mutta tarkempi tarkastelu osoittaa selkeitä eroja sekä niiden rakenteessa (Nieminen & Helle 1980) että käyttäytymisessä. Metsäpeura ja poro voivat risteytyä ja saada lisääntymiskykyisiä jälkeläisiä. Näin on myös tapahtunut alueilla, joilla alalajit ovat esiintyneet päällekkäin. Risteytymisen katsotaan olevan uhka metsäpeuran perimälle. Alalajien risteytyminen ei ole toivottavaa porotaloudenkaan kannalta, koska risteymät ovat poroja hankalampia käsitellä.

Metsähallituksen raportissa (Niemi ym. 2021) metsäpeura ja poron sekoittuminen on määritelty seuraavasti: ”Metsäpeurojen ja porojen sekoittumisella tarkoitetaan sitä, että eri alalajien edustajat kohtaavat ja liikkuvat sen jälkeen samassa tokassa joko poronhoitoalueella tai poronhoitoalueen ulkopuolella. Sekoittumisesta voidaan puhua, vaikka toisen alalajin edustajia olisi vain yksi (esim. yksi metsäpeura porotokassa). Sekoittumista voi tapahtua mihin aikaan vuodesta tahansa, eikä se välttämättä johda alalajien risteytymiseen. Metsäpeuran oleskelu poronhoitoalueella tai vastaavasti poron havaitseminen poronhoitoalueen ulkopuolella ei automaattisesti tarkoita alalajien sekoittumista.”

Yleisimmin risteytyminen tapahtuu, kun metsäpeurahirvas astuu porovaatimen/- vaatimia. Metsäpeurojen ja porojen sekoittuminen rykimäaikaan eli syyskuun lopulta marraskuuhun ajoittuvalla jaksolla on siis käytännössä edellytys risteytymisen tapahtumiselle. Risteytymiseen johtava sekoittuminen voi tapahtua myös esimerkiksi tapauksessa, jossa poro lähtee Suomenselän metsäpeurojen mukana pois poronhoitoalueelta ja jää osaksi Suomenselän metsäpeurakantaa.

Kainuussa metsäpeurat ja porot elävät rinnakkain. Niiden sekoittumisen ja risteytymisen ennaltaehkäisy perustuu suurelta osin poronhoitoalueen eteläräjälle 1990-luvulla rakennettuun peura-aitaan (ks. 7.3.1 Metsäpeura-aita), mutta myös aidan väärälle puolelle kulkeutuneiden eläinten poistamiseen sekä

maastoseurantoihin. Metsäpeuroja vaeltaa joka tapauksessa ajoittain poronhoitoalueelle ja vastaavasti poroja kulkeutuu pois poronhoitoalueelta. Metsähallitus pitää kirjaa sen tietoon tulleista karkulaisista ja vuonna 2019 kirjattiin 11 erillistä tapahtumaa, joissa metsäpeuroja tai poroja on siirtynyt väärälle puolelle metsäpeura-aitaa Kainuun osapopulaation alueella. Yksi tapahtuma on käsittänyt 1–52 metsäpeuraa.

Pohjois-Pohjanmaalla sekoittumis- ja risteymäriski on uusi ilmiö. Se on seurausta Suomenselän metsäpeurojen levittäytymisestä poronhoitoaluetta kohti. Osa Suomenselän metsäpeuroista vaeltaa keväällä Pohjois-Pohjanmaalle poronhoitoalueen tuntumaan tai jopa poronhoitoalueelle vasomaan. Toistaiseksi ne ovat hakeutuneet takaisin Suomenselän osakannan pääasiallisille talvehtimisalueille Etelä- ja Keski-Pohjanmaalle oma-aloitteisesti talven lähestyessä, viimeistään joulukuussa. Metsäpeurojen ja porojen sekoittumis- ja risteymäriski kasvaa huomattavasti, mikäli poronhoitoalueelle tai sen tuntumaan vasomaan tulleet metsäpeurat jäävät alueelle talvehtimaan, tai lähtevät kohti eteläisempiä talvehtimisalueita vasta alkutalvella.

Suomenselän metsäpeurojen asettautuminen Oulujoen pohjoispuoliselle alueelle, lähelle poronhoitoaluetta, on ilmeisesti tapahtunut nopeasti, alle kymmenessä vuodessa, vaikkakin 2000-luvun alkuvuosina metsäpeuroja kulkeutui satunnaisesti ko. alueelle myös Kainuusta. Tässä valossa on täysin mahdollista, että kehitys on nopeaa myös tulevana vuosina. Näin ollen alueen metsäpeurakannan seurantaan ko. alueella on kiinnitettävä erityistä huomioita.

Alue on muuttumassa ongelmalliseksi, sillä parhaat vasomisaalueet ovat aivan poronhoitoalueen välittömässä läheisyydessä. Toistaiseksi lähellä poronhoitoaluetta vasoneet eläimet ovat vaeltaneet talveksi muualle, mutta toisaalta kesä on myös levittäytymisen aikaa, joten talvilaidunten pysyvyydestä etelämpänä ei ole takeita. Erityisen riskialttiiksi alueeksi metsäpeuran ja poron sekoittumisen osalta voidaan katsoa Pohjois-Pohjanmaan maakunnan alueella Oulujoen ja Kiiminkijoen välinen alue sekä itään päin mentäessä karkeasti ottaen Valtatien 22 pohjoispuoli, erityisesti Puokion korkeudelta pohjoiseen (Niemi ym. 2021).

Metsäpeuraa ja poroa, tai näiden risteymää, ei ole lainsäädännöllisesti kuvattu toisin kuin suden ja koiran risteymä. Luke on vuonna 2020 avannut poron koko genomien eli perimän. Metsäpeuran risteytyminen poron kanssa on tällä hetkellä mahdollista testata geenitestillä, mutta menetelmä on kallista ja kestää kuukausia, joten tarvetta olisi helpommalle ja edullisemmalle menetelmälle. Metsäpeuran kannalta haastavaa on kuitenkin epäinvasiivinen testaaminen, joten toistaiseksi testaaminen rajoittuu jo poistettuihin eläimiin tai metsäpeurojen pannoituksissa merkittyihin eläimiin.

### 3.4. Metsäpeuran geneettisen rakenteen ja monimuotoisuuden kapeus

Sukupuuttoriskiin vaikuttavat usein demografinen, geneettinen ja ympäristön satunnaisuus (Frankham 2005). Populaation geneettiseen rakenteeseen liittyvät haitalliset ilmiöt korostuvat pienissä ja eristyneissä populaatioissa, joissa geneettinen monimuotoisuus yleensä vähenee, sukusiitosheikkous lisääntyy ja ylipäättään geneettisen satunnaisuuden vaikutukset lisääntyvät. Geenivirta osapopulaatioiden välillä yleensä parantaa pienten populaatioiden elinkykyä (esim. Hansen ym. 2011). Lisäksi populaatiot voivat myös kokea ns. geneettisen pullonkaulan, jossa vain muutama yksilö pääsee lisääntymään. Tällöin geneettinen monimuotoisuus yleensä heikkenee, sukusiittoisuus kasvaa ja haitalliset mutaatiot voivat päästä vaikuttamaan (esim. Frankham 2005). Metsäpeuran eläintarhapopulaatioissa sukusiitos on jatkuvan seurannan kohteena.

Nykyiset metsäpeurapopulaatiot ovat pirstoutuneet erillisiksi osakannoiksi, jotka poikkeavat geneettisesti toisistaan (Väinölä ym. 2001, Knut ym. 2008). Metsäpeuran kohdalla voidaan siis puhua jäännemetapopulaatiosta (ks. Hanski ym. 2000). Metsäpeuran perimän monimuotoisuus vähenee Venäjän Karjalan pääpopulaatiosta länteen (Väinölä ym. 2001), joka todennäköisesti johtuu siitä, että Kainuun ja Suomenselän osakannat ovat lähtöisin varsin pienestä yksilöjoukosta. Myöskään näiden osakantojen välistä geenivirtaa ei havaittu esiintyvän (Luke: julkaisematon aineisto pannoitetuista metsäpeuroista). Kainuun ja Karjalan pääpopulaation välillä voi olla olemassa heikko yhteys, koska muutaman peuran on havaittu asuttavan Kainuu-Kostamus-alueella, vaikka Venäjän Karjalan alkuperäinen Pieningän salon peurakanta on hävinnyt.

Metsäpeuran populaation geneettinen rakenne muistuttaa jossain määrin Fennoskandian suden metapopulaatiota. Skandinaavisen susipopulaation on havaittu kärsivän jonkin verran sukusiitosheikkouden takia populaation pullonkaulan ja vähäisen dispersaalin eli levittäytymisvaelluksen aiheuttamasta perimän yksipuolisuudesta (Jansson ym. 2015), jonka takia se lisääntyy huonosti (Räikkönen ym. 2013). Suomenselän ja Kainuun metsäpeurapopulaatioissa ei ole kuitenkaan vielä havaittu selkeää sukusiitosheikkouteen liitettäviä piirteitä, vaan molemmissa osakannoissa monimuotoisuus on suhteellisen korkealla tasolla (Väinölä ym. 2001, Røed, julkaisematon). Toisaalta sukusiitosheikkouden tai muiden geneettisten ongelmien esiintymistä on toisinaan vaikea havaita luonnonpopulaatioissa.

Sen sijaan Ähtäri-Soini-Karstulan pienen peurapopulaation on arveltu olevan sukusiittoinen, koska se on saanut alkunsa pienimuotoisesta 16:sta eläintarhassa syntyneen yksilön luontoon palautuksesta 1980- ja 1990-lukujen taitteessa. Vapautettujen yksilöiden perimä puolestaan pohjasi ainoastaan kolmeen kantayksilöön. Sukusiittoisuus on todennäköisesti selittänyt tämän osapopulaation heikkoa kasvua ja vasaaja on havaittu lentolaskennoissa vain vähän. Nykyisin Ähtäri-Soini-Karstulan metsäpeurat ovat tekemisissä Suomenselän osakannan kanssa, ja geenivirta on todennäköistä. Koska näiden esiintymien kantayksilöt eivät ole keskenään samoja, niin mahdollisen geenivirran hyöty olisi molemminpuolista. Ylipäätään, nykyinen selkeä metapopulaatorakenne, suhteellisen pienet osapopulaatioiden koot, geneettiset pullonkaulat ja osapopulaatioiden välisen dispersaalin vähäisyys lisää geneettisen satunnaisuuden vaikutuksia ainakin pitkällä aikavälillä.

#### Pienin elinvoimainen populaatio

Harvinaisen lajin säilyttämisessä oleellista on pienimmän elinkykyisen populaation käsite (Minium viable populaatio, ks. Krebs 2009). Tämä tarkoittaa yksilömäärää, joka pystyy vielä turvaamaan populaation jatkuvuuden ja jolloin sisäsiitostaakka (inbreeding depression) eli yksilön elinkyvyn heikkeneminen vielä pystytään välttämään. Tarvittavat yksilömäärät tarkoittavat ns. tehokasta (efektiivistä) eli geneettistä populaatiokokoa. Geneettisen ajautumisen estämiseksi tarvitaan riittävä efektiivinen koko, jotta populaatio voi sopeutua muuttuvaan ympäristöön. Populaation riittävä koko vähentäisi myös demografisen stokastisuuden (syntyvyyteen ja kuolevuuteen liittyvä satunnaisuus) aiheuttamaa sukupuuttoriskiä.

Metsäpeuralle sopivaa pienimmän populaation uhanalaisuuden rajana on pidetty 1000 yksilöä, joka perustuu IUCN:n uhanalaisuusluokitukseen (kriteeri D), mutta se ei välttämättä sovellu sellaisenaan metsäpeuralle, kuin ei välttämättä monelle muullekaan lajille. Viimeisessä EU-direktiiviraportoinnissa metsäpeurakannan tila oli suotuisa (Favourable). Näille ei kuitenkaan löydy nykyisen populaation ominaispiirteiden tai populaatiogeneettiseen tutkimukseen perustuvaa pohjaa. Myöskään aikaisempi pitkällä aikavälillä turvalliseksi ajateltu tavoitekanta yhteensä 3500 yksilöä, on lähinnä valistunut arvaus. Ei siis tiedetä, kuinka suuria metsäpeuran osapopulaatioiden tulisi olla, jotta niissä säilyisi riittävä perimän

monimuotoisuus sopeutua esim. ilmastonmuutoksen tuomiin suoriin ja epäsuoriin uhkiin. Metsäpeuran geneettisellä tutkimuksella on siten kova tarve ja tiedon soveltaminen on saatava vastaamaan nykyistä kannan tilaa paremmin. Erinomaisia esimerkkejä löytyy esim. Fennoskandian suden tehokkaan populaatiokoon ja metapopulaatiokoon tutkimuksista (Aspi ym. 2006, Laikre ym. 2016).

### 3.5. Ilmastonmuutos

Ilmastonmuutoksen vaikutukset metsäpeuralle voivat olla moninaiset. Vaikka osa ilmastonmuutoksen vaikutuksista voikin olla Rangifer-suvulle positiivisia, tämänhetkisten tutkimusten mukaan negatiiviset vaikutukset todennäköisesti ylittävät ne monin paikoin. Esimerkiksi muutokset ravinnon laadussa, määrässä ja ravintokasvien levinneisyydessä, hyönteisten aiheuttaman häirinnän ja hyönteisvälitteisten tautien lisääntyminen, metsäpalojen yleistyminen sekä lumen jäinen kerrostuminen vaikuttavat tai tulevat vaikuttamaan peuralajiin koko niiden esiintymisalueella. Tutkimustiedon on koontanut yhteen Mallory ja Boyce (2018).

Kesällä metsäpeurojen täytyy selviytyä talven aiheuttamasta ravintostressistä. Vasalliset naaraat imettävät, mikä lisää niiden energiantarvetta. Urokset tarvitsevat hyvän kunnon syksyn rykimä- eli kiima-aikaa varten. Laadukkaan kesäravinnon saanti onkin linkitetty hyvään lisääntymiskykyyn ja vastaavasti huono kesän ravintotilanne mm. talviaikaiseen kuolleisuuteen. Ravinnon laatu todennäköisesti vaihtelee alueittain, mikä vaikuttaa peuralajien selviytymiseen muiden elinympäristön haasteiden edessä.

Ilmaston lämpiäminen vaikuttaa kasvien tuotantoon. Osa metsäpeuran ravintokasveista voi hyötyä lämpenevästä ilmastosta, jolloin näitä kasveja on enemmän saatavilla ja ne parantavat metsäpeuran ravinnonsaantia ja vaikuttavat suotuisasti kesäkuuntoon ja rasvavarastojen keräämiseen. Kevään ja kasvukauden aikaistuminen saattaa myös hyödyttää joitain peuran alalajeja emojen maidontuotannon parantumisen ja siten vasojen selviytymisen myötä. Toisaalta kasvuyhteisöjen rakenne tai lisääntynyt UV-valo voivat muuttaa metsäpeuran ravinnon energiapitoisuuksia. Esimerkiksi monet varvut sisältävät vähemmän proteiinia ja enemmän kasvin omaa puolustusta varten kehittyneitä aineita, kuin heinäkasvit, ja varpujen lisääntyminen arktisessa maisemassa voikin esimerkiksi lisätä tai muuttaa metsäpeurojen liikkumista kesälaidunten välillä. Varpujen odotetaan valtaavan tilaa jäkäliltä, mikä voi heikentää talvilaitumia. Jäkälät ovat huonoja proteiinin lähteitä, joten metsäpeurojen proteiinin saanti talvella on huonoa, vaikka talvilaidun olisi hyvälaatuinenkin. Jos proteiinin saanti kesälläkin heikentyy varpujen vallatessa alaa muilta ravintokasveilta, heikentää se merkittävästi metsäpeurojen kuntoa ja selviytymistä.

Ilmastonmuutos ja uusien lajien leviäminen lisäävät loistautien riskiä mm. hyönteisten levittäytymisen myötä (Laaksonen ym. 2010). Lisäksi uusi isäntälaji ei ole ehtinyt tottua lajiin, ja saattaa sen takia reagoida voimakkaammin tulokkaaseen. Loishyönteisten ja verta imevien hyönteisten aiheuttama häirintä on avainroolissa metsäpeuran ja poron kesäaikaisessa käyttäytymisessä, liikkumisessa ja fyysisessä kunnossa ja tämän odotetaan lisääntyvän ilmastonmuutoksen seurauksena. Hyönteiset aiheuttavat tarpeetonta liikehdintää ja jopa pitkiä juoksumatkoja, mikä lisää energiantarvetta ja vähentää syömiseen käytettyä aikaa. Loistaakka huonontaa kuntoa ja vaikuttaa sitä kautta lisääntymiseen. Myös sisäloisten metsäpeuralle aiheuttaman taakan oletetaan lisääntyvän ilmastonmuutoksen myötä, kun loislajien maantieteellinen levinneisyys, tartuntanopeus ja loisten isäntälajit muuttuvat. Tämä saattaa johtua mm. olemassa olevien lajien kilpailuaseman menetyksestä, kun ilmasto lämpenee.

Muutokset lumiolosuhteissa vaikuttavat voimakkaasti metsäpeurojen liikkumiseen talviaikaan ja mahdollisesti myös kevätvaellukseen. Suomenselällä leudot talvet ja sitä myötä hyvin vaihtelevat lumiolosuhteet ovat saaneet metsäpeurat vaihtamaan talvilaitumia useammin, kuin ennen, ja myös tokat jakautumaan useamman laitumen välille (Paasivaara, julkaisematon). Muuttuvat lumiolosuhteet voivat vaikuttaa metsäpeurojen esiintyvyyteen tietyllä alueella ja saattavat myös vähentää niiden vaellushalukkuutta. Lumen kerrostuminen jään kanssa ja laitumien jäätyminen vaihtelevien lämpötilojen takia hankaloittaa ravinnonhankintaa ja voi aiheuttaa vakavia vaikutuksia metsäpeurojen selviytymiselle. Tämä onkin yhdistetty huonontuneeseen lisääntymismenestykseen porolla. Syvä lumi hidastaa liikkumista ja lisää energiankulutusta. Mahdollisesti lumen vähäisyys saattaa susialueilla lisätä metsäpeuran riskiä joutua saaliiksi, kun se ei saa syvän lumen tuomaa etua pakenemiseen (Peers ym. 2020).

### 3.6. Loiset ja taudit

Metsäpeuraa vaivaavat pitkälti samat loiset ja taudit, kuin poroakin. Osa loisista voi aiheuttaa akuutin, jopa kuolemaan johtavan sairauden tai esimerkiksi kroonisen puutostilan. Vakavimpia tauteja, tai tauteja aiheuttavia loisia ovat sellaiset, jotka voivat aikaansaada epidemioita ja siten uhata kokonaisia metsäpeurakantoja. Eläimen ikä, kunto ja sukupuoli voi vaikuttaa sen selviämiseen niin taudista, kuin loisinfektioistakin. Usein vaikutus on additiivista, eli muista syistä huonokuntoisella metsäpeuralla loistaakka aiheuttaa todennäköisemmin siihen liittyvän taudin. Myös vielä vastustuskyvyttömät vasat ovat alttiimpia loisten aiheuttamille taudeille. Usein loinen aiheuttaa ongelmia nimenomaan siirtyessään uuteen isäntälajiin. Metsäpeuralla elinympäristön muutokseen liittyvät, odotetusti negatiiviset vaikutukset saattavat lisätä loisten aiheuttamaa haittaa tulevaisuudessa ja vaikuttaa kannan elinvoimaisuuteen.

Hirvieläinten näivetystauti (chronic wasting disease, CWD) ja muut TSE-taudit (transmissible spongiform encephalopathy, tarttuva huokoinen aivosairaus) hirvieläimillä kuuluvat samaan aivotautiryhmään kuin hullun lehmän tauti. Näiden TSE-tautien aiheuttajia ovat prioniproteiinit (Ruokavirasto 2021). Eräässä Norjan tunturipeuran osakannassa havaittiin CWD-tartunta kesällä 2020. Toisessa osakannassa vuonna 2016 levinneen tartunnan takia koko lauma hävitettiin. Norjassa on tavattu myös TSEn muita muotoja hirvestä ja isokauriista, mutta tunturipeuran CWD oli eri muotoa, kuin muilla lajeilla havaitut taudinaiheuttajat. CWD:n leviämismekanismeja ei vielä täysin tunneta, mutta se levinnee eläimestä toiseen virtsan, ulosteen ja syljen välityksellä. Ihmiseen CWD ei ole tarttunut, mutta se kestää hyvin vaihtelevia ympäristöolosuhteita. Tehokkaimmin tauti leviää ruokintapaikoilla ja tarhattujen eläinten keskuudessa. Suomessa tautia on todettu vuosina 2018 Kuhmosta ja 2020 Laukaasta löydetyistä, kuolleista hirvistä. Kyseessä on kuitenkin eri muotoa oleva TSE-tauti, joka liittyy eläimen vanhenemiseen, eikä siten ole muihin yksilöihin leviävä.

Tautien lisäksi myös loisilla voi olla vaikutusta metsäpeuroihin. Osa loisista voi aikaansaada epidemioita, kuten poroilla on käynyt *Setaria tundra* -sukkulamadon suhteen (Laaksonen ym. 2010). *S. tundra* leviää hyönteisten kautta ja voi levitä myös hirveen ja metsäpeuraan, mutta todisteita epidemioista metsäpeuralla siitä ei ole. Valkohäntäpeuran mukana Suomeen on levinnyt toinen sukkulamato, *Rumenfilaria andersoni*, jota esiintyy nykyisin lähes kaikissa metsäpeuroissakin (Laaksonen ym. 2010). Se voi potentiaalisesti myös aiheuttaa epidemioita, samoin kuin eräs *Onchocerca*-suvun sukkulamato.

*Taenia*-suvun heisimadot ovat nisäkkäiden loisia. Niiden toukka esiintyy sen väli-isännässä hirvieläinten elimistössä rakkulana, pääisännän ollen lihansyöjä (Lavikainen 2010). Suomesta on löydetty *Taenia*-kystia poroista, hirvistä ja valkohäntäpeuroista. Havaittuja lajeja ovat *T. hydatigena* ja *T. krabbei sensu lato*.



Luonnonvaraisten petokantojen runsastuminen ja porokoirien käytön lisääntyminen voivat kuitenkin lisätä kystalöydösten määrää tulevaisuudessa (Lavikainen 2010).

Sisäloisten lisäksi myös ulkoloiset riivaavat metsäpeuroja. Hirvikärpänen häiritsee metsäpeuroja, ja on saanut aikaan käyttäytymismuutoksia ja energianhukkaa muilla peurasuvun lajeilla (Mallory ja Boyce 2018). Ne voivat aiheuttaa metsäpeuroissa karvapeitteen vaurioita, jotka aiheuttavat talvella lämmönhukkaa. Puutiainen (*Ixodes ricinus*) voi levittää metsäpeuroihin myös mm. borrelioosia.



## 4. Metsäpeura ja ihmisen elinkeinotoiminta

Vaikka metsäpeuran elinalueet sijaitsevat syrjässä vilkkaammasta ihmistoiminnasta, on senkin käyttäytymisellä ja ravinnon käytöllä vaikutuksia ihmisten harjoittamaan elinkeinotoimintaan. Metsäpeuran aiheuttamat vahingot ovat kuitenkin satunnaisia ja metsävahinkoja metsäpeuran ei ole todettu aiheuttaneen. Lisäksi metsäpeura on mukana tie- ja raideliikenneonnettomuuksissa vuosittain. Riistavahinkolaissa (105/2009) on säädetty hirvieläinten osalta millä perusteella aiheutettuja vahinkoja korvataan ja miten tuetaan vahinkojen ennaltaehkäisyä. Suomen riistakeskuksen kautta voi saada valtion tukemaa materiaalia vahinkojen ennaltaehkäisyyn.

### 4.1. Maatalous

Metsäpeura ruokailee sekä syksyisin, että keväisin nurmipelloilla ja syysviljalohkoilla. Vahingot koostuvat sadon syömisen lisäksi kaivamisesta ja tallaamisesta sekä vähäisessä määrin myös ulostamisesta. Jättösarvet koetaan ongelmaksi rehuntuotannossa, sillä niittomurskaimen silppuamat terävät sarven palat eivät saisi joutua rehun joukkoon. Metsäpeuran aiheuttamat maatalousvahingot ovat luonteeltaan kuitenkin pieniä ja satunnaisia. Niiden ennustettavuus on hankalaa ja syntyyn vaikuttaa monta tekijää, kuten pellon sijainti, maalaji ja pellon pinnan pehmeys sekä lumen määrä. Peurat vierailevat mieluummin syrjäisillä pelloilla ja pellon pehmeä pinta altistaa juuriston vaurioitumisen tallaamisen ja kaivamisen yhteydessä. (Bisi ym. 2006). Ohuen lumipeitteen aikaan metsäpeurat kaivavat kasvustoa lumen alta, mutta lumipeitteen kasvaessa lopettavat pelloilla ruokailun kokonaan. Vuosina 2015–2021 maksettiin korvauksia kuudesta kasvustoon kohdistuneesta vahingosta. Vahinkokohteiden yhteenlaskettu vahingon suuruus oli 6 026,80 €.

Metsäpeurat aiheuttavat vahinkoja myös säilörehupaaleille, joita ne sarvillaan rikkovat tavoitellessaan paalien sisältöä. Säilörehuvahinkoja korvattiin vuosien 2015–2021 aikana 11 tilalla ja vahinkojen suuruus oli yhteensä 11 039,20 €. Metsäpeurat voivat vahingoittaa myös laidunaitoja ja rikkoa esimerkiksi mansikkamaiden peitemuoveja (Bisi ym. 2006). Potentiaalinen vahinkoriski on suurin erikoisviljelmillä, mutta sellaisia ei juurikaan ole raportoitu. Tämä johtunee siitä, että metsäpeuran elinalueilla on tällä hetkellä vähän erikoisviljelyä.

Metsäpeurojen peltovahinkoja voi torjua aitaamalla peltolohkoja ja tätä on tehty Kainuussa. Koska metsäpeurojen talvehtimisalueet ja sitä kautta kulkureitit kuitenkin muuttuvat, eivät samat pelot ole laidunalueena välttämättä montakaan vuotta. Kustannustehokkaammat aidat ovatkin siirrettäviä. Vahinkojen torjunnassa voidaan käyttää myös muita Riistakeskuksen hirvieläinvahinkojen torjunnassa käyttämiä laitteita, kuten kaasutykkejä ja liikkuvia ja ääntä tuottavia pelotenukkeja (scary-man). Vahinkojen ehkäisyssä tulee kuitenkin huomioida vahinkojen suuruus suhteessa kustannuksiin, minkä takia torjuntatoimia tehdään julkisin varoin yleensä vain erikoisviljelmillä.

### 4.2. Onnettomuudet liikenteen kanssa

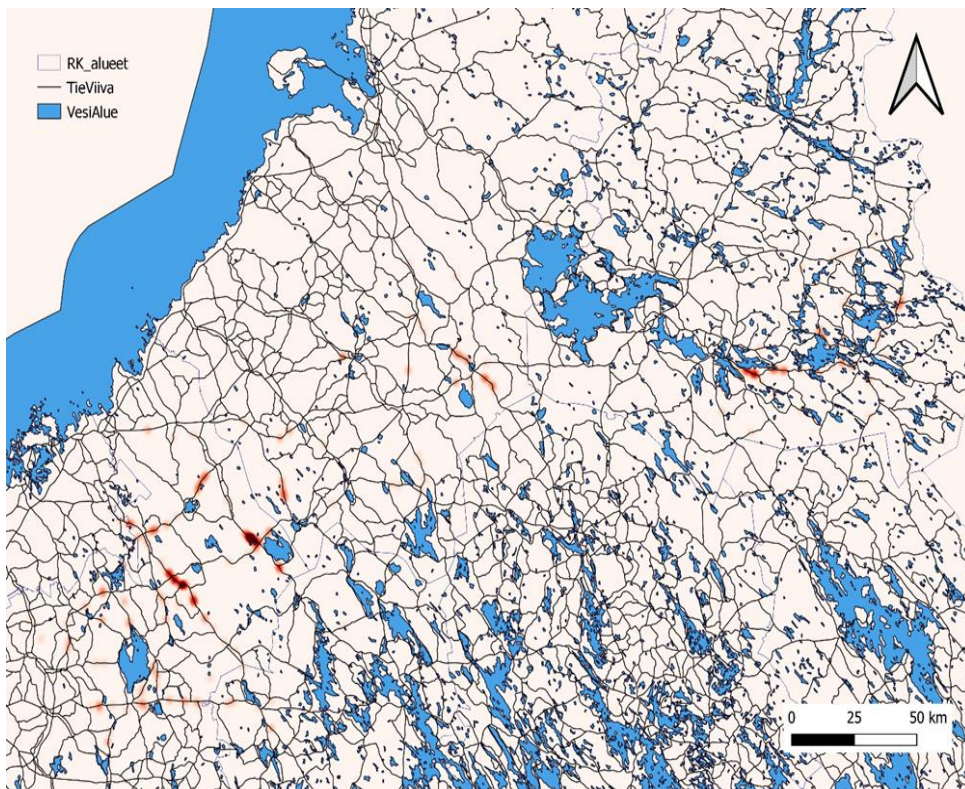
Vuosina 2017–2021 Suurriistavirka-apuorganisaation (SRVA-organisaation) tuottaman, Suomen riistakeskuksen Oma riista -tietokannan onnettomuusaineistosta poimitun aineiston perusteella metsäpeuran kanssa tapahtuneita onnettomuuksia on ollut valtakunnallisesti vuositasolla 60-70kpl. Näistä

valtaosa tapahtuu tieliikenteessä. Rautatieliikenteen onnettomuuksien määrä on muutamia vuodessa, mutta niissä osallisina on usein useampi eläinyksilö.

SRVA-aineiston perusteella tieliikenteessä on kuollut vuositasolla noin 3,2 % Suomenselän osakannasta ja 1,8 % Kainuun osakannasta. Arviossa ovat mukana myös tieliikenneonnettomuuksissa jäljitetyt, mutta kadonneet metsäpeurat. Raideliikenteessä kuolleet metsäpeurat nostavat Kainuun osakannan raide- ja tieliikenteen kokonaiskuolleisuuden 2,5 %:iin. Pohjanmaalla rautatieonnettomuudet astuivat kuvaan vuonna 2021 ja junan alle jäi 13 peuraa. Siellä metsäpeurat ovat siirtyneet uudelle talvehtimisalueelle Kauhavan Härmässä, minkä halkaisee vilkas Tampereelta Ouluun kulkeva rata.

SRVA-tilastojen mukaan metsäpeurakolarit painottuvat syystalveen, erityisesti marras- ja joulukuuhun. Kun Kainuussa metsäpeurakolarit keskittyvät Sotkamon ja Kuhmon väliselle tielle (76), Suomenselällä kolarit tapahtuvat laajalla alueella johtuen kannan selvästi suuremmasta elinalueesta. Pyhännän ja Piippolan väliseltä tieltä (88), Lestijärven länsipuolelta sekä Vetelin ja Perhon välisellä tieosuudelta (13) voidaan kuitenkin tunnistaa onnettomuuskeskittymiä (kuva 7). Onnettomuusaltiit alueet voivat kuitenkin vaihdella metsäpeurojen talvilaidunten kulloisenkin sijainnin mukaan. Mikäli laidunalue sijoittuu vilkkaasti liikennöidyn tien molemmiin puolille, tai alueelle, jolla metsäpeuroihin ei ole totuttu eikä niitä sen takia osata paikallisestikaan varoa, kasvaa onnettomuuksien riski selvästi.

MetsäpeuraLIFE hankkeessa on Metsähallitus yhteistyössä ELY-keskuksen kanssa kehitellyt tieliikenteen väliaikaista varoitusmenetelmää. Yksinkertaisuudessaan metsäpeurojen tunnetulle kulkupaikalle viedään varoitusvilkulla varustettu hirvieläinvaroitusmerkki, kun metsäpeurat alkavat liikkua tien tuntumassa ja otetaan pois, kun onnettomuusriski on pienentynyt.



**Kuva 7.** SRVA-tapahtumat lämpökarttana, joissa osallisena on ollut metsäpeura vuosilta 2017–2021. (Oma riista -aineisto, julkaisematon)

### 4.3. Metsätalous

Metsätaloutta ja puuntuotantoa koskevat vahingot keskittyvät yksittäisiin puihin, joita metsäpeurat voivat vahingoittaa hankaamalla sarviaan puuta vasten ja rikkomalla puun kuoren. Hankaus kohdistuu yleensä pienempiin taimiin, jotka helposti kuolevat kokonaan, mutta isommalle puulle runkoon tulee sahauskäyttöä haittaava koro ja puu altistuu sienitaudeille. Jäkälänhaun yhteydessä peurat voivat talloa ja vaurioittaa pieniä männyn taimia, mutta lumen tallomisen taimien ympäriltä on arvioitu myös vähentävän männyn talvihomeen esiintymistä (Helle & Moilanen 1993).

Metsäpeurojen aiheuttamat metsävahingot, eivät ole muodostuneet metsänomistajille taloudellisesti merkittäviksi. Metsävahinkoja ei olekaan korvattu hirvivahinkojärjestelmän aikana. Myöskään vahinkojen torjunnalle ei ole nähty tarvetta.

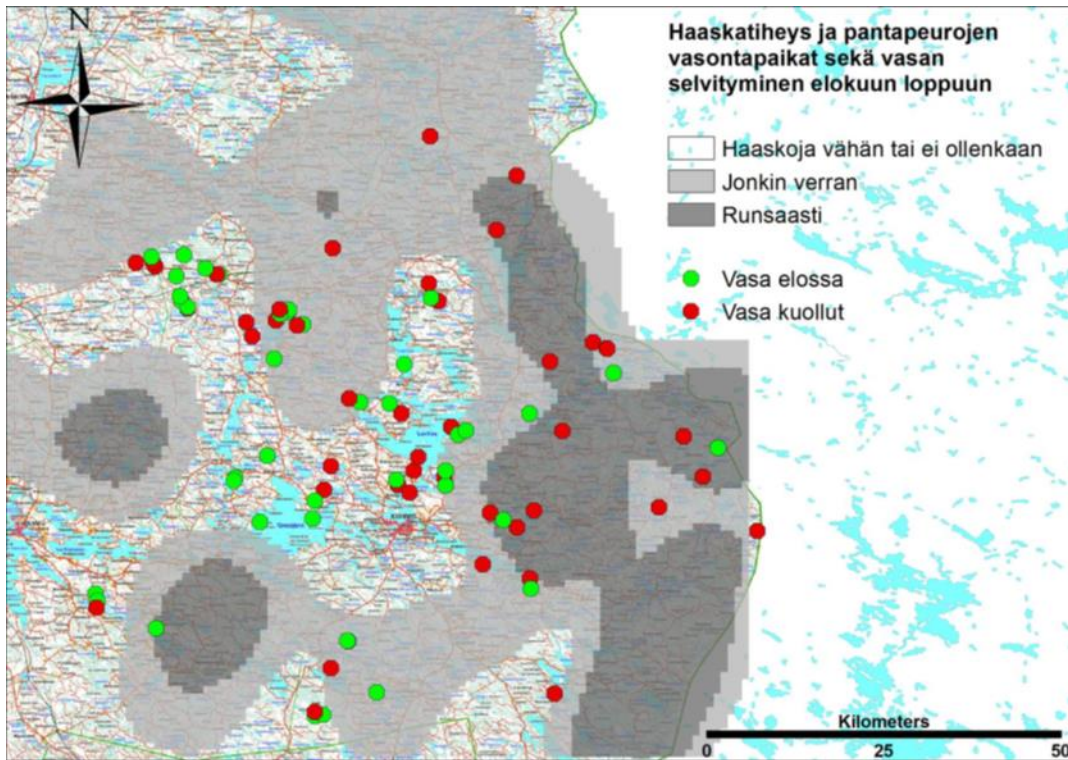
### 4.4. Haaskaruokinta ja suurpetokuvaus

Metsäpeuran esiintymisalueella etenkin Kainuussa on runsaasti haaskatoimintaa, jonka päätarkoitus on houkutella petoeläimiä kuvattavaksi. Osa näistä haaskapaikoista on kaupparekisteriin ilmoitetun toiminnan laadultaan luontokuvaus- ja katselutoimintaa, mutta suurin osa yksityisten omia haaskoja ilman kaupallista tarkoitusta. Mikäli haaskalla käytetään muuta, kuin riistaeläinten teurasjätteitä ja luonnon kalaa, tulee siitä tehdä ilmoitus kunnaneläinlääkärille.

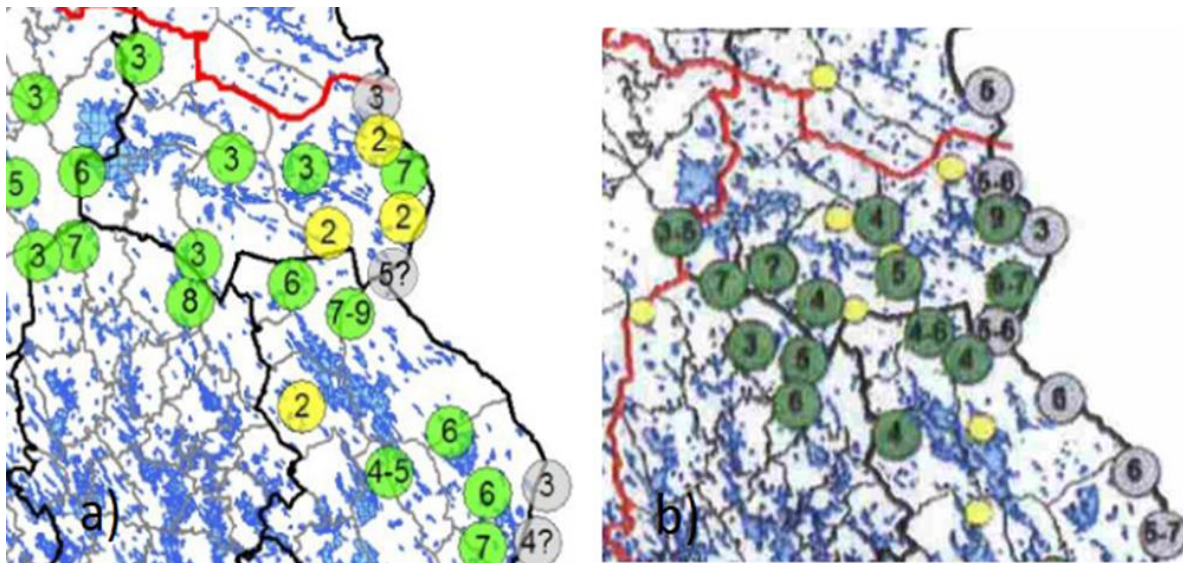
Ruokinnan on todettu lisäävän suurpetojen tiheyksiä, myös karhulla ja sudella (Ciucci ym. 1997, Newsome ym. 2015). Niiden on todettu muuttavan lajien tilankäyttöä niin, että ne suosivat elinympäristön käytössään ruokintapaikkojen läheisyyttä (Godbois ym. 2004, Selva ym. 2017, Jerina ym. 2012). Metsäpeuran kannalta tämä näkyy erityisesti vasakuolleisuutena (kuva 8). Toisaalta ruokinta vaikuttaa petoeläinten yksilötiheyteen ja mahdollisesti pentuetuottoon (Boutin 1990).

Kuvaushaaskatoiminnan kanssa samalle alueelle keskittyvät Kainuun pysyvimmät susireviirit (kuva 9). Kaupallisten luontokuvauspaikkojen keskiössä sijaitsevat parhaat vasomisalueet Kuhmon itärajalla ovat todennäköisesti lähes tyhjiä, koska vasakuolleisuuden takia niihin ei ole syntynyt uutta aluetta käyttävää sukupolvea (Paasivaara, julkaisematon) (kuva 10). Myös hirven vasatuotto on alueella heikompi verrattuna Kainuun länsiosiin (Paasivaara, julkaisematon). Haaskatoiminta saattaa Kainuussa ottaa paikoin hirven roolin näennäiskilpailuasetelmassa, ja vähintäänkin sekoittaa vuorovaikutussuhteita petosaalisdynamikassa, kun alueen hirvieläinkanta muuten on varsin alhainen.

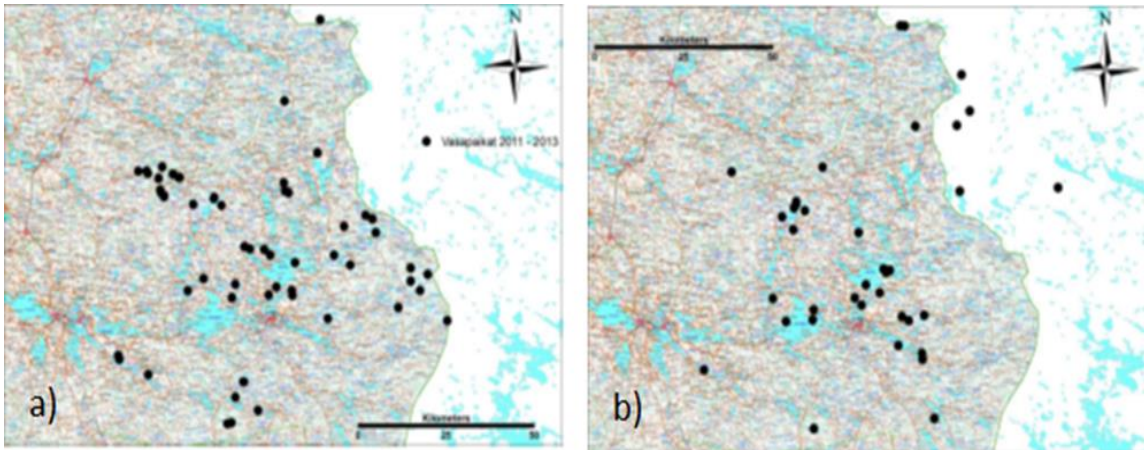




**Kuva 8.** Haaskarekisterin (2015) mukaisten tietojen tiheyskartta ja pannoitettujen metsäpeuravaatimien vasomisaikat ja vason selvyminen vuosina 2011-2015.



**Kuva 9.** Susilaumojen ja -parien sijoittuminen Kainuussa a) v. 2008 ja b) 2015.



**Kuva 10.** Pannoitettujen metsäpeuravaatimien vasontapaikat Kainuussa vuosina a) 2011-2013 ja b) 2014-2015 (n=103 vasomisaikkaa).

#### 4.5. Koristejäkälän keruu

Jäkälää kerätään sekä koristejäkäläksi että poronrehuksi. Koristejäkälä on lähinnä palleroporonjäkälää. Jäkälänkeruuta harjoittavat muutamat kaupalliset tahot. Lisäksi jäkälää keräävät yksityiset henkilöt, jotka myyvät jäkälät näille yrityksille. Jäkälänkeruu metsäpeura-alueilla voi johtaa ristiriitaan metsäpeuran suojelun kannalta, sillä palleroporonjäkälä uusiutuu melko hitaasti, n. 4-5mm/v. (Matila ja Kubin 1998). Metsäpeura syö kuitenkin muitakin jäkälälajeja, kuin palleroporonjäkälää. Parhaat koristejäkäläköt sijaitsevat Oulunjokilaakson alueella, Perämeren rannikolla ja Kainuussa (Matila ja Kubin 1998).

Jäkälänkeruuseen tarvitaan maanomistajan lupa. Valtion mailla luvan voi saada hakemalla. Esim. Oulujärven retkeilyalueen hoito- ja käyttösuunnitelmassa luvan on voinut saada metsätalousalueelle, kunhan se on rajoittunut valikoivaan koristejäkälän keruuseen ja keruumenetelmät eivät kuluta maastoa.

Suomenselän osakannan levittäytymisen myötä jäkäläkankaat Oulujärven tuntumasta aina poronhoitoalueelle saakka ovat potentiaalisesti tärkeitä talvilaidunalueita. Laitumien sijoittuminen niin lähelle poronhoitoaluetta lisäävät haasteita metsäpeurojen ja porojen erillään pitämisestä. Lisäksi alueilla, joilla porot ovat hakeutuneet poronhoitoalueen ulkopuolelle, jäkälän kerääminen poroille voi luoda sosiaalisia konflikteja. Metsäpeurat saattavat myös talloa koristejäkäläköitä, tehden siitä käyttökeltontonta koristetarkoitukseen. Koristejäkäläalueiden suojaamiseen ei ole olemassa taloudellisesti toteuttamiskelpoisia ratkaisuja. Esimerkiksi aitaaminen tulee erittäin kalliiksi, koska aidattavat alueet ovat laajoja. Kyselyssä Suomenselällä esiin tuotiin myös useamman kerran huoli jäkälän keruusta porojen ravinnoksi, sekä kuntan keruusta metsäpeuralle tärkeitä alueilta.

#### 4.6. Porotarhaus poronhoitoalueen ulkopuolella

Porotarhausta ja yksittäisten porojen pitoa harjoitetaan jonkin verran poronhoitoalueen ulkopuolella mm. matkailutarkoituksiin tai lihan jalostamiseksi. Metsäpeuran tämänhetkisen levinneisyyden alueella tai sen lähialueilla harjoitettu porotarhaus muodostaa mahdollisen riskin metsäpeuran perimälle. Etenkin rykimäaikaan metsäpeuralaumaan liittynyt porovaadin voi tulla metsäpeurahirvaan astumaksi.

Vuodesta 2022 alkaen jokaisen poroja pitävän tulee ilmoittaa porojen pitopaikka maaseutuviranomaiselle. Jokainen poro tulee myös merkitä Ruokaviraston hyväksymillä korvamerkeillä tai mikrosirulla. Lisäksi poroista on niiden tietojen kirjaamis- ja säilyttämisvelvollisuus. Jokaisen rekisteröidyn pitopaikan osalta on pidettävä kirjaa pitopaikan eläinlajeista, eläinluokista, lukumääristä ja tunnistetiedoista, sekä pitopaikkaan saapuvista ja sieltä lähtevistä eläimistä lähtö- ja määränpään pitopaikkatietoineen ja siirtopäivämäärineen, sekä eläinten syntymistä ja kuolemista pitopaikassa (Ruokavirasto 2022). Kirjanpitoa on säilytettävä vähintään kolme vuotta.

## 5. Tutkimus ja kannanseuranta

### 5.1. Lentolaskennat

Nykyiset kannanseurantamenetelmät perustuvat maastotyöhön, jossa tärkeimpinä menetelminä ovat lentolaskennat ja syksyiset laumarakennelaskennat, joita tuetaan metsäpeuran GPS-pannoituksilla (ks. Paasivaara ym. 2018a). Lentolaskennassa on viime vuosikymmeninä käytetty ns. totaalilaskentaa helikopterilla. Lentämällä järjestelmällisesti ja kattavasti kaikki potentiaaliset talvehtimisalueet pyritään saamaan näköhavainnot kaikista metsäpeuroista ja samalla valokuvaamaan nähdyt yksilöt. Valokuvista tarkistetaan yksilöiden lukumäärät ja tunnistetaan vasat. Laskenta suoritetaan talvella, kun metsäpeurat ovat suurissa laumoissa, eivätkä syvän lumen takia liiku paljoa. Tällöin saadaan tietoa myös metsäpeuran talvella tapahtuvasta vasakuolleisuudesta. Totaalilaskentaa voidaan käyttää, kun talvilaumojen sijainnit tunnetaan, eikä levinneisyysalue ole kovin suuri.

Lentolaskenta toteutetaan helikopterin avulla 1–3 vuoden välein. Laskennasta vastaa luonnonvarakeskus ja siinä toimivat apuna Suomen riistakeskus ja Metsähallitus. Paikalliset metsästysseurat osallistuvat laskentojen valmisteluun kartoittamalla metsäpeurojen sijaintia maastossa ennalta. Näin laskentalennot osataan ohjata oikeille alueille.

Lentolaskennat ovat kalliita ja tulosten saanti herkkää sää- ja lumiolojen vaihteluille, sillä metsäpeuroja on vaikea nähdä ilmasta käsin ilman kunnollista lumipeitettä. Koska lentolaskentoja ei voi suorittaa joka vuosi koko metsäpeuran esiintymisalueella, pienten osapopulaatioiden nopeat kannanheilahtelut saattavat jäädä huomaamatta. Kainuussa lumiolosuhteet ovat yleensä hyvät, mutta Suomenselällä ja uusilla palautusistutusalueilla lumipeite voi olla jo sulanut ennen optimaalista laskenta-aikaa. Ilmastonmuutoksen myötä lumiolosuhteet todennäköisesti vielä vaikeutuvat.

### 5.2. GPS-pantaseuranta

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (nykyisin osa Luonnonvarakeskusta) aloitti metsäpeurojen pannoituksen satelliittiseuranta- eli GPS-pannoilla vuonna 2006 ja eläinten merkintä jatkuu edelleen (Paasivaara ym. 2018a). Eläimiä on otettu kiinni aitojen avulla, moottorikelkalla, passittamalla, tai helikopterista nukutuskiväärin avulla. Nykyisin käytetään vain eläinkoeluvassa käytettyjä menetelmiä, jossa eläin on aina nukutettava käsittelyn ajaksi (Paasivaara ym. 2018a).

Tähän mennessä metsäpeuroja on pannoitettu noin 300 yksilöä ja vain sukukypsiä metsäpeuravaatimia pannoitetaan. Hirvaiden kaula turpoo kiima-aikaan, eikä niiden pannoitus ole käytössä olevilla pannoilla turvallista. Alku- ja loppukesästä maastossa tarkistetaan vasat, jotta pystytään seuraamaan pannoitettujen vaatimien vasatuottoa. Sekä vasojen, että aikuisten vaatimien kuolemat on mahdollista saada selville pantaseurannan perusteella, mikä antaa mahdollisuuden yrittää kuolinsyyn selvittämistä.

Seurantapannat tuottavat arvokasta tietoa metsäpeurojen käyttäytymisestä, liikkeistä ja demografiasta. Pannoitettujen eläinten elinympäristönvalintaa seuraamalla saadaan tietoja, joita voidaan hyödyntää maankäytön suunnittelun apuna. Vastaavalla tavalla pantayksilöiden seuranta auttaa selvittämään tärkeimpien talvilaidunalueiden sijainnin, sekä käytetyt vaellusreitit. Myös metsäpeurojen liikkumiseen poronhoitoalueen tuntumassa ja sitä kautta kasvavaan metsäpeurojen ja porojen risteymäriskeihin päästään

etsimään ratkaisuja ajoissa pantaseurannan antaman tiedon turvin. Lisäksi pantaeläimet toimivat apuna metsäpeurakannan koon arvioinnissa. Kun pannoitettujen metsäpeurojen sijainti tunnetaan, voidaan lentolaskennat suunnata oikeille alueille. Näin säästetään kalliita lentotunteja, ja parannetaan laskentavarmuutta.

### 5.3. Syksyiset laumarakennelaskelmat

Luonnonvarakeskus, Metsähallitus ja Suomen riistakeskus keräävät syksyllä havaintoaineistoa metsäpeurojen laumarakenteesta, jolla arvioidaan kuluneen kesän vasatuottoa. Kainuussa aineistoa on kerätty vuodesta 1996 ensin Suomen riistakeskuksen koordinoimana, mutta 2000-luvun puolivälissä tehtävä siirtyi RKTL:n vastuulle. Nykyisin laskennat suoritetaan Kainuussa Luonnonvarakeskuksen ja Metsähallituksen yhteistyönä. Suomenselällä laskennat on suoritettu noin 20 vapaaehtoisen metsästäjän voimin vuosina 2007–2013 ja menetelmää Suomen riistakeskus on kehittänyt vapaaehtoisvoimin toteutettavia laskentoja osana MetsäpeuraLIFE-hanketta (2016–2023). Lisäksi Luonnonvarakeskus on tehnyt maastolaskentoja Suomenselän alueella vuodesta 2016 lähtien.

Seuranta on tehokkainta tehdä syksyn kiima-aikaan, jolloin peurat viihtyvät avoimilla paikoilla laumoissa. Laumat kuvataan ja eläinten ikä ja sukupuoli tunnistetaan. Aineiston perusteella saadaan tietoa vuotuisesta vasatuotosta (vasallisten vaadinten osuus kaikista vaatimista), joka täydentää tietoa kannan koosta ja kannan mahdollisesta kehityssuunnasta. Tutkimuksen ja seurannan tuloksia käytetään apuna Suomen metsäpeurakannan hoidon suunnittelussa.



## 6. Metsäpeura sopimuksissa, luontodirektiivissä, ja Suomen lainsäädännössä

### 6.1. Metsäpeura Bernin yleissopimuksessa

Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristön suojelun yleissopimus (ns. Bernin yleissopimus) tehtiin Bernissä 19.9.1979. Yleissopimus tuli voimaan Suomessa 1.4.1986.

Yleissopimuksen tavoitteena on luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden luonnollisen elinympäristön suojeleminen ja erityisesti sellaisten lajien ja luonnonalueiden suojeleminen, joka edellyttää usean valtion yhteistyötä, sekä tällaisen yhteistyön edistäminen. Bernin yleissopimuksessa kiinnitetään erityistä huomiota erittäin uhanalaisiin ja vaarantuneisiin lajeihin, mukaan lukien erittäin uhanalaiset ja vaarantuneet vaeltavat lajit.

Sopimuksen artiklan 2 nojalla sopijaosapuolten täytyy toimia pitääkseen luonnonvaraiset kasvi- ja eläinkannat tasolla, joka vastaa erityisesti ekologisia, tieteellisiä ja sivistyksellisiä vaatimuksia, tai ryhtyä toimenpiteisiin lajien sopeuttamiseksi tällaiselle tasolle. Tällöin tulee ottaa huomioon taloudelliset ja virkistykelliset vaatimukset sekä paikallisesti uhanalaisten alalajien, muunnosten tai muotojen tarpeet. Jokaisen sopijapuolen tulee ryhtyä artiklan 3 nojalla toimiin edistääkseen luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä luonnonalueiden suojelemista suosivia kansallisia pyrkimyksiä, kiinnittäen erityistä huomiota erittäin uhanalaisiin ja vaarantuneisiin lajeihin, joista erityisesti kotoperäisiin lajeihin, ja erittäin uhanalaisiin luonnonalueisiin yleissopimuksen määräysten mukaisesti. Jokainen sopimuspuoli sitoutuu suunnittelu- ja kehitysohjelmissaan sekä ympäristön pilaantumisen vastaisessa toiminnassaan kiinnittämään huomiota luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön suojeluun. Jokaisen sopijapuolen tulee edistää koulutusta ja levittää yleistä tietoutta luonnonvaraisten kasvi- ja eläinlajien sekä niiden elinympäristön suojelun tarpeellisuudesta.

Metsäpeura mainitaan Bernin yleissopimuksen liitteessä III (Suojeltavat lajit). Sopijapuolet ovat sitoutuneet artiklan 4 mukaisesti kiinnittämään erityistä huomiota sellaisten alueiden suojeluun, jotka ovat tärkeitä II (Täysin rauhoitetut eläinlajit) ja III liitteessä luetelluille vaeltaville lajeille ja jotka ovat vaellusreittien varrella talvehtimis-, levähdys-, ruokailu-, lisääntymis- ja sulkasatoalueita. Bernin yleissopimus velvoittaa artiklan 7 mukaisesti jokaisen sopijapuolen ryhtymään tarkoituksenmukaisiin ja tarvittaviin lainsäädäntö- ja hallintotoimiin varmistaakseen III liitteessä lueteltujen luonnonvaraisten eläinlajien suojelun. Tästä seuraa, että metsäpeuran hyödyntämistä on säänneltävä, jotta kantoja ei vaarannettaisi, ottaen huomioon 2 artiklan määräykset. Tarkoituksenmukaisia toimia ovat esimerkiksi:

- a) rauhoitusajat ja/tai muut hyödyntämistä sääntelevät järjestelyt;
- b) hyödyntämisen kieltäminen tarkoituksenmukaisella tavalla joko väliaikaisesti tai paikallisesti, jotta eläinkantojen koko palautuisi tyydyttävälle tasolle;
- c) elävien ja kuolleiden eläinten myynnin, hallussapidon myyntiä varten, kuljettamisen myyntiä varten tai kaupaksi tarjoamisen sääntely tarkoituksenmukaisella tavalla.

Artiklan 8 mukaisesti III liitteessä lueteltujen eläinlajien pyydystämisen tai tappamisen osalta sopimuspuolen tulee kieltää kaikkien umpimähkään toimivien pyynti- ja tappovälineiden käyttö ja sellaisten menetelmien käyttö, jotka voisivat johtaa siihen, että jokin lajin kanta häviää paikallisesti tai voisi häiritä tätä vakavasti,

sekä erityisesti IV liitteessä lueteltujen menetelmien käyttö. Bernin yleissopimuksen 7 ja 8 artiklassa säädetty toimet on pantu täytäntöön metsästyslainsäädännössämme.

Metsäpeuran erityistilanne Suomen ja EU:n ulkopuolisen Venäjän rajalla nousee esiin Bernin yleissopimuksen tavoitteessa suojella erityisesti sellaisia lajeja ja luonnonalueita, jotka edellyttävät usean valtion yhteistyötä, sekä tällaisen yhteistyön edistäminen. Venäjä ei ole ratifioinut Bernin sopimusta, joten sitä kansainvälinen yhteistyö metsäpeuran osalta ei sido. Kuitenkin juuri Suomen rajan ylittävä Kainuun osakanta on metsäpeuralle geneettisesti erityisen tärkeä osakannan historian sekä Venäjälle ulottuvan yhteyden takia.

## 6.2. Biodiversiteettisopimukset

Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (ns. biodiversiteettisopimus) tehtiin Rio de Janeirossa 5.6.1992. Biodiversiteettisopimus tuli voimaan Suomessa 25.10.1994.

Biodiversiteettisopimuksen tavoitteena on biologisen monimuotoisuuden suojeleminen, sen osien kestävä käyttö sekä perintöaineksen käytöstä saadun hyödyn oikeudenmukainen ja tasapuolinen jako. Biologinen monimuotoisuus käsittää niin ekosysteemit, lajit, kuin perintöaineksenkin. Kestävä käyttö määrittellen sopimuksessa biologisen monimuotoisuuden osien käyttöksi siten, että käytön laatu tai määrä ei pitkällä aikavälillä johda biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen.

Sopimuksen toimeenpano on toteutettu Suomessa kansallisen lainsäädännön, kansallisten toimintastrategioiden, -suunnitelmien ja -ohjelmien avulla.

## 6.3. EU:n 2030 biodiversiteettistrategia

Biodiversiteettistrategia on kiinteä osa EU:n Vihreän kehityksen ohjelmaa (Green deal) 2020–2030. EU pyrkii luomaan maailmanlaajuisen kehityksen biologisen monimuotoisuuden suojelemiseksi. Biodiversiteettiä uhkaavat ennen kaikkea maan- ja merenkäytön muutokset, eliöiden suora hyväksikäyttö, ilmastonmuutos, saasteet, sekä haitalliset vieraslajit. Luontopääoman suojelemiseksi komissio laati vuoden 2030 ulottuvan biodiversiteettistrategian sekä sitä täydentävän toimenpiteet-suunnitelman (2021). Luontodirektiivien ja muiden ympäristöön liittyvien lakien toteutukset ovat tärkeässä roolissa strategian tavoitteiden saavuttamisessa.

Strategian keskeiset päämäärät ovat:

\* Suojella luontoa ja lisätä suojelualueiden pinta-alaa ja vaikuttavuutta Natura 2000 -alueita laajentaen.

\* Ennallistaa vahingoittuneet ekosysteemit, mukaan lukien hiilirikkaat ekosysteemit, hyvään ekologiseen tilaan ja parantaa näiden tuottamia, välttämättömiä ekosysteemipalveluita.

- \* Edistää metsien, maatalouden, akvaattisten ja urbaanien ekosysteemien kestäväää käyttöä.
- \* Sisällyttää biodiversiteettinäkökanta muihin EU-linjauksiin ja osoittaa EU:n alueen vaikutus koko maailman biodiversiteettiin.
- \* Mahdollistaa strategian käyttöönotto turvaamalla taloudellinen tuki, parantamalla tietoisuutta ja sitouttamalla asukkaita ja sidosryhmiä läpi sektoreiden.

Metsäpeuraa uhkaavat ilmastonmuutos, maankäytön muutokset, vieraslajit, suurpetojen saalistus sekä loiset ja poron sekoittuminen metsäpeuran perimään. Vihreän kehityksen ohjelma hyödyttää metsäpeuraa, mikäli nämä uhat tunnustetaan Suomen riistapolitiikassa ja toimenpiteitä niiden kitkemiseksi tehdään. Ilmastonmuutos vaikuttaa mm. sadantaan ja sääolojen nopeisiin vaihteluihin aiheuttaen metsäpeuralle haittaa mm. talviravinnon etsinnässä (Mallory & Boyce 2018). Tämä puolestaan voi aiheuttaa metsäpeurojen liikkumista aikaisempaa enemmän, mistä onkin jo viitteitä Suomenselän osakannan alueella. Ilmastonmuutos myös edesauttaa pienten hirvieläinten selviytymistä ja levittäytymistä niille sopivan elinympäristön lisääntymisen myötä. Toisaalta uusi biodiversiteettistrategia saattaa antaa uusia mahdollisuuksia suojella metsäpeuraa. Tarpeen on selvittää mm. maataloustukien maksamisen edellytykset metsäpeuran laimilla sijaitseville peltolohkoille niillä alueilla, joilla metsäpeuran aiheuttamat maatalousvahingot ovat todennäköisimpiä.

## 6.4. Luontodirektiivi

EU:n Luontodirektiivin velvoitteet voidaan jakaa lajien suojeluun sekä luontotyyppien ja lajien elinympäristöjen suojeluun. Lajit ja luontotyypit sekä lajit, joiden elinympäristöjä tulee suojella, luetellaan luontodirektiivin liitteissä. Lisäksi lajeihin kohdistuvien suojelutoimenpiteiden velvoitteiden taso riippuu siitä, mihin luontodirektiivin liitteeseen laji kuuluu. Velvoitteiden täytäntöönpano tapahtuu kansallisen lainsäädännön nojalla.

Metsäpeura kuuluu luontodirektiivin elinympäristöjen suojelua edellyttävään II liitteeseen. Siinä mainitaan yhteisön tärkeinä pitämät eläin- ja kasvilajit, joiden suojelemiseksi on osoitettava erityisten suojelutoimien alueita. Metsäpeura kuuluu liitteeseen, koska

- \* se on Suomessa harvinainen, eli sen kanta on pieni ja saattaa uhanalaistua, ja se esiintyy rajoitetuilla alueilla tai levinnyt hajanaisesti suurelle alueelle
- \* se on Suomessa paikallinen vaatien erityishuomiota elinympäristönsä erityisluonteen vuoksi
- \* sen hyödyntämisellä voi Suomessa olla vaikutus suojelun tasoon.

Nämä lajit luetellaan tai ne voidaan luetella liitteessä II ja/tai liitteessä IV tai V. Metsäpeuraa ei ole sisällytetty lajisuojelua edellyttäviin IV tai V liitteisiin. Vastaavasti erityisten suojelutoimien alueella tarkoitetaan jäsenvaltioiden lainsäädännöllisellä, hallinnollisella ja/tai sopimusosikeudellisella toimenpiteellä osoittamaa yhteisön tärkeänä pitämää aluetta, joilla sovelletaan niiden luontotyyppien ja/tai niiden lajien kantojen, joille alue on osoitettu, suotuisan suojelun tason säilyttämistä tai ennalleen saattamista koskevia tarvittavia suojelutoimenpiteitä.

Luontodirektiivistä jäsenvaltiolle tulevien velvoitteiden kannalta on olennaista suotuisan suojelun tason tulkinta. Suotuisa suojelun taso määritellään luontodirektiivissä niin luontotyypeille, kuin lajeillekin. Luontotyypin suojelun tasolla tarkoitetaan eri tekijöiden yhteisvaikutusta, joka koskee luontotyyppiä ja sille luonteenomaisia lajeja, ja joka voi vaikuttaa alueen luontaiseen levinneisyyteen, rakenteeseen ja toimintoihin sekä sille luonteenomaisten lajien eloonjäämiseen pitkällä aikavälillä. Vastaavasti lajin suojelun tasolla tarkoitetaan eri tekijöiden yhteisvaikutusta, joka voi vaikuttaa lajin kantojen levinneisyyteen ja lukuisuuteen pitkällä aikavälillä. Luontodirektiivin mukaan lajin suotuisa suojelutaso täyttyy, kun

1. kyseisen lajin kannan kehityksessä voidaan osoittaa, että laji pystyy pitkällä aikavälillä selviytymään luonnollisten elinympäristöjensä elinkelpoisena osana,
2. ja lajin luontainen levinneisyysalue ei pienene eikä ole vaarassa pienentyä ennakoitavissa olevassa tulevaisuudessa,
3. ja lajin kantojen pitkäaikaiseksi säilymiseksi on olemassa, ja tulee todennäköisesti olemaan, riittävän laaja elinympäristö.

Luontodirektiivin liitteen II velvoite tarkoittaa käytännössä sitä, että Natura 2000 -verkostoon voi kuulua sellaisia elinympäristöjä, joilla varmistetaan metsäpeuran elinympäristöjen suotuisan suojelun tason säilyttäminen tai tarvittaessa ennalleen saattaminen metsäpeuran luontaisella levinneisyysalueella. Tämä suojelu voidaan toteuttaa luonnonsuojelulain (1096/1996) nojalla. Suomessa on 47 Natura-aluetta, joilla metsäpeura on yhtenä valintaperusteena. Kirjoitushetkellä kolme näistä on päivityksen alla. Natura-alueista 21 sijaitsee Kainuun osapopulaation alueella ja 26 muilla metsäpeuran esiintymisalueilla. Suurin osa Kainuussa sijaitsevista Natura 2000- alueista on myös osana soiden suojeluohjelmaa. Kaikkien näiden Natura-alueiden yhteispinta-ala on 109041 hehtaaria. Palautusistutusten myötä uusia suojelualueita tulee merkityksellisiksi metsäpeurallekin.

## 6.5. Uhanalaisuusluokitus

Eläinpopulaation säilyminen jollakin maantieteellisellä alueella edellyttää, että lisääntymistuloksen ja tulomuuton summa on suurempaa tai vähintään yhtä suurta kuin kuolleisuuden ja poismuuton summa. Elinvoimaisen minimikannan arvioinnissa on kysymys sukupuuttoriskin arvioinnista jollekin ajanjaksolle tulevaisuudessa. Tärkeitä lähtökohtia ovat populaation säilymisen edellyttämä vähimmäisyksilömäärä ja vähimmäisalue (Shaffer 1987, Soulé 1987). Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) uhanalaisuusluokituksen mukaan populaatio on uhanalainen pelkkään yksilömäärään perustuvan kriteerin (kriteeri D) mukaan, jos siinä ei ole vähintään 1 000 lisääntymiskykyistä yksilöä (IUCN 2012). Yksittäisiä nisäkäslajien uhkatekijöitä ovat esimerkiksi häirintä, kilpailu, risteytyminen, vähäinen geneettinen muuntelu, saalistus ja ympäristömyrkyt sekä elinympäristöön liittyvät uhat, kuten elinympäristön väheneminen ja sen pirstoutuminen (Liukko ym. 2016).

Peurasta (*Rangifer tarandus*) on tällä hetkellä (2020) sekä maailmanlaajuinen että Euroopan laajuinen uhanalaisuusluokitus. Metsäpeuraa, joka on *R. tarandus*:n alalaji, koskee erityisesti Suomen laajuinen uhanalaisuusluokitus. Näistä luokituksista vanhin on Euroopan laajuinen luokitus vuodelta 2006, jossa peura listataan elinvoimaiseksi (Least Concern, LC). Siinä metsäpeurakannan uhkatekijöiksi mainitaan salametsästys Venäjällä, metsätalouden aiheuttama elinympäristön väheneminen, talviurheilulajeista johtuva häirintä sekä risteytyminen poron kanssa. Sekä suomalaisessa että maailmanlaajuisessa

luokituksessa vuodelta 2015 metsäpeura on silmälläpidettävä (Near Threatened, NT) (Liukko ym. 2019). Silmälläpidettävät lajit eivät ole uhanalaisia. Laji arvioidaan silmälläpidettäväksi, kun se ei täytä uhanalaisuuden kriteerejä, mutta jonkun kriteerin täytyminen on kuitenkin lähellä tai on todennäköistä, että ehdot kannan kehityksen tai koon perusteella täyttyvät lähitulevaisuudessa. Maailmanlaajuinen raportti listaa laajempia uhkia koko lajia ajatellen, kuten maankäyttö ja pyynti tai kannanhoidon riittämättömyys, sekä ilmastonmuutos.

Suomalainen uhanalaisuuslistaus katsoo metsien käytön ja metsärakenteen muutoksen olevan erityisesti metsäpeuran uhkatekijöitä. Näiden lisäksi silmällä pidettävyyden syinä mainitaan risteytyminen poron kanssa, liikenne ja pyynti. Kainuun osakannan vähenemisen syynä huomioidaan suurpetokantojen kasvu, mutta sitä ei kuitenkaan mainita omana kriteerinään uhanalaisuusluokituksessa, vaikka saalistus yleiskatsauksessa mainitaan yhtenä nisäkaskantojen elinkyvyn uhkatekijänä (Liukko ym. 2016).

## 6.6. Metsäpeura metsästyslainsäädännössä ja strategisessa suunnittelussa

Metsäpeura on Suomessa riistalaji, jonka kannanhoidosta ja metsästyksestä säädetään metsästyslainsäädännössä, erityisesti metsästyslaissa (615/1993), metsästysasetuksessa (666/1993) ja riistavahinkolaissa (105/2009).

Metsästystä ja riistanhoitoa koskeva asioiden ylin johto ja valvonta kuuluu maa- ja metsätalousministeriölle. Ministeriö johtaa metsästyslainsäädännöllä, määräyksillä ja tulostavoitteilla Riistakonsernin eri toimijoiden tehtäviä metsästystä ja riistanhoitoa koskevissa asioissa. Maa- ja metsätalousministeriön johtamalla riistakonsernilla on perustehtävää kuvaava toiminta-ajatus ja siitä johdetut kriittiset menestystekijät. Riistakonsernin strategia luo perustan riistapolitiikan päätöksenteolle ja yhteiselle toiminnan suunnittelulle.

Kriittisiksi menestystekijöiksi on asetettu:

1. Riistakannat säilyvät elinvoimaisina ja terveinä
2. Riistasta maanomistajalle lisäarvoa, ja motivaatiota luontokadon pysäyttämiseen
3. Riistakonsernin palvelut turvataan myös paikallistasolla ja ne vahvistavat maaseudun elinvoimaa ja kokonaisturvallisuutta
4. Metsästäjien osaaminen kasvaa ja eettisyys ja vastuullisuus kehittyvät vahvistaen metsästyksen yhteiskunnallista hyväksyttävyyttä
5. Riistakonflikteja ja –vahinkoja ennaltaehkäistään, sekä hallitaan laajalla sidosryhmäyhteistyöllä

Riistakonsernin strategian olennaisen osan muodostavat riistalajeja ja riistan elinympäristöjä koskevat hoitosuunnitelmat. Hoitosuunnitelmilla pyritään sovittamaan eri tahojen näkemyksiä kyseisen riistalajin

kannanhoidosta ja suojelusta. Hoitosuunnitelmat perustuvat ajankohtaiseen tietoon lajin biologiasta ja ekologisista tarpeista.

## 7. Metsäpeuraan kohdistuneet hoitotoimenpiteet

Metsäpeurakantaa on aiemmin hoidettu muun muassa palautusistutuksilla sekä huolehtimalla metsäpeuran perimän puhtaudesta pyrkimällä estämään sen risteytymistä poron kanssa. Tätä on toteutettu rakentamalla Kainuun alueelle metsäpeura-aita, joka estää metsäpeurojen liikkumisen poronhoitoalueelle ja päinvastoin, sekä poistamalla metsäpeuroja tai poroja väärältä puolen aitaa. Metsäpeuralle tärkeitä laidunalueita on otettu erilaisiin suojeluohjelmiin ja metsäpeuran elinympäristövaatimukset huomioivaa metsänhoitoa on tiedotettu maanomistajille ja metsäammattilaisille. Metsästyksen rooli on ollut vähäistä ja keskittynyt lähinnä peltovahinkojen ehkäisyyn ja paikallisten sitouttamiseen metsäpeurakannan hoitoon. Karhun ja ilveksen poikkeuslupia on alueellisesti kohdennettu tavoitteena metsäpeuraan kohdistuvan saalistuspaineen pienentäminen Kainuussa ja Suomenselällä.

Metsäpeuran turvaamiseksi ja kannanhoitoa varten on toteutettu kaksi LIFE-hanketta, joista toinen on kirjoitushetkellä meneillään, sekä suomalais- venäläinen yhteistyöhanke, jolla luotiin toimintasuunnitelma rajat ylittävän yhteistyön vakiinnuttamiseksi. Vakiinnuttaminen ei ole vielä onnistunut, mutta muuttuneen kansainvälisen poliittisen tilanteen takia yhteistyö Venäjän kanssa on toistaiseksi tauolla. Lisäksi Metsähallitus on toteuttanut metsäpeuran perimän turvaamiseksi kaksi maa- ja metsätalousministeriön rahoittamaan hanketta, joista jälkimmäinen päättyy vuonna 2022. Hankkeissa perimää on turvattu seuraamalla metsäpeurojen ja porojen liikkeitä molemmin puolin poronhoitoalueen rajaa ja poistamalla väärät yksilöt, kunnossa pitämällä Kainuun metsä-peura-aitaa, täsmentämällä eri sidosryhmien rooleja ja kehittämällä yhteistyötä sekä luomalla tilannekuva Pohjois-Pohjanmaan tilanteesta ja metsäpeurojen levittäytymisestä poronhoitoalueen tuntumaan. Ensimmäisen hankkeen loppuraportti (Niemi ym. 2021) on julkaistu Metsähallituksen julkaisusarjassa.

### 7.1. MetsäpeuraLIFE-hankkeet

Ensimmäinen EU-rahoitteinen Life-hanke toteutettiin silloisen Metsästäjäin keskusjärjestön johdolla vuosina 1998–2001. Tuolloin korjattiin ja parannettiin aiemmin rakennettua metsäpeura-aitaa, joka ei pitänyt alalajeja omilla puolillaan. Hankkeessa toteutettiin lentolaskentoja, maatalousvahinkojen estoa ja metsäpeuran perimäselvitystä. Laajalla tiedottamisella pyrittiin lisäämään ihmisten ymmärrystä metsäpeurasta.

Toinen, vuosina 2016–2023 toteutettava MetsäpeuraLIFE, vie käytäntöön edelleen monia kannanhoidollisia toimenpiteitä. Hanketta koordinoi Metsähallitus Eräpalvelut ja hankekumppaneina siinä ovat Suomen riistakeskus, Luonnonvarakeskus, Metsähallitus Metsätalous Oy, Paliskuntain yhdistys, WWF Suomi, Väylävirasto sekä Korkeasaaren eläintarha ja Ranuan ja Ähtärin eläinpuistot. Hankkeen kulmakivinä ovat metsäpeuran uudet palautus- ja täydennysistutukset, joita edelsi sosiaalisten vaikutusten arviointi. Kannanarviointiin liitettiin lentolaskennat vuosina 2017–2018 ja 2022–2023. Lentolaskentojen lisäksi Suomen riistakeskus pilotoi uutta maastolaskentatapaa, jolla voitaisiin tulevaisuudessa korvata lentolaskentoja ainakin osittain. Luonnonvarakeskus on pannoittanut osana hanketta noin 120 vaadinta.

Metsäpeurojen liikennekuolleisuutta on pyritty hankkeessa alentamaan sujuvoittamalla kausiluonteisten varoitusmerkkien asentamista. Pantatietoja on hyödynnetty arvioimalla riskialttiita tieosuuksia ja ajanjaksoja. Näin metsäpeurojen vuodenaikaisvaellusten käynnistyttyä kohonneesta kolaririskistä pystytään varoittamaan autoilijoita entistä tehokkaammin. Vastaavasti tilanteessa, jossa metsäpeurat asettuvat

talvilaitumelle vilkasliikenteisen tien varteen, voidaan pannaottettujen yksilöiden liikkeen perusteella välittää autoilijoille tietoa eläinten käyttämisestä tienylitysreiteistä.

Metsäpeuran elinympäristöä on pyritty parantamaan kartoittamalla ja ennallistamalla vasanhoitoelinympäristöjä valtionmailla. Metsäpeuran huomioivasta metsänhoidosta laaditaan ohjeet yksityismetsäomistajille ja pidetään koulutus Metsähallituksen Metsätalous Oy:ssa metsäpeura-alueilla toimiville suunnittelijoille.

Metsäpeuran perimää eläintarhoissa on turvattu siirtämällä luonnosta muutama uusi metsäpeura monipuolistamaan tarhaeläinten perimää, koska eläintarhojen monimuotoinen metsäpeurakanta mahdollistaa tulevaisuudessa uudet palautusistutukset. LIFE-hankkeen puitteissa on parannettu olemassa olevaa peura-aitaa jalankulkijoille tarkoitettuun ylitysportein ja aidattu kaksi tunnettua kulkuaukkoa itärajan poroestaidasta. Lisäksi kartoitettu risteymäriskiä poronhoitoalueen ulkopuolella keräämällä mm. porohavaintoja poronhoitoalueen ulkopuolelta. Poronhoitoalueen eteläpuolisesta Suomesta tullaan vielä kartoittamaan erilaiset porotilat ja tiedotetaan näiden omistajia risteymäriskistä. Lisäksi erävalvonnan tehostaminen peura-alueilla ja metsäpeuraa koskevan viestinnän nostaminen uudelle tasolle (mm. sosiaalinen media ja eri lähteet) ovat olleet MetsäpeuraLIFE:n toimintoja.

## 7.2. Palautusistutukset

Metsäpeuran palautusistutus Suomenselälle on ollut lajisuojelun menestystarina, joka on kasvattanut Suomen metsäpeurakannan noin kolminkertaiseksi aikaisempaan verrattuna. Noin kymmenen vuotta sitten sekä Suomenselän, että Kainuun osakantojen kehitys oli kuitenkin lähes pysähtynyt, jonka vuoksi ryhdyttiin suunnittelemaan uusia palautusistutuksia Pirkanmaalle ja Etelä-Pohjanmaalle metsäpeuran elinalueen laajentamiseksi. Ajan saatossa osakantojen yhdistyminen turvaisi suuren, yhtenäisen populaation Suomeen, jolloin yhden osakannan häviämiskäsi ja perimän köyhtyminen eivät vaarantaisi lajin tulevaisuutta.

Suomenselän populaatio on alun perin Kuhmosta tuotujen metsäpeurojen jälkeläisiä. Vuosina 1979–1984 Maailman Luonnonsäätiön Suomen rahasto (nyk. WWF Suomi), Metsästäjien keskusjärjestön (nyk. Suomen Riistakeskus), Metsähallituksen, sekä kuhmolaisten metsäpeuraharrastajien yhteistyönä toteutetut palautusistutukset totutustarhauksineen olivat ensimmäisiä merkittäviä metsäpeurakantaan kohdistuneita hoitotoimenpiteitä. Toinen palautusistutus toteutui, kun Ähtärin eläinpuisto vapautti vuosina 1989–1993 16 metsäpeuraa Ähtäriin. Näiden metsäpeurojen alkuperä on myös Kainuun osakannassa.

Syksyllä 2016 käynnistyneessä MetsäpeuraLIFE -hankkeessa metsäpeuroja on palautusistutettu Seitsemisen kansallispuistoon Pirkanmaalle ja Lauhanvuoren kansallispuistoon Etelä-Pohjanmaalle. Ensimmäiset metsäpeurat siirrettiin totutustarhoihin v. 2017 ja vapautuksia on pystytty tekemään 2019 alkaen. Totutustarhojen peurat ovat sekä eläintarhoista, että villinä pyydettyjä metsäpeuroja, ja niiden tarhassa syntyneitä jälkeläisiä. Näiden lisäksi Ähtäri-Soini-Karstulan osakantaan on tehty täydennysistutus Kainuusta pyydystetyillä villoilla yksilöillä alueen metsäpeurojen perimän rikastamiseksi ja yksilömäärän lisäämiseksi. Kaikkien osapopulaatioiden toivotaan lisääntyvän jatkossa niin, että ne laajenevat uusille elinalueille ja lopulta yhdistyvät. MetsäpeuraLIFE -hanke jatkuu vuoteen 2023 saakka.



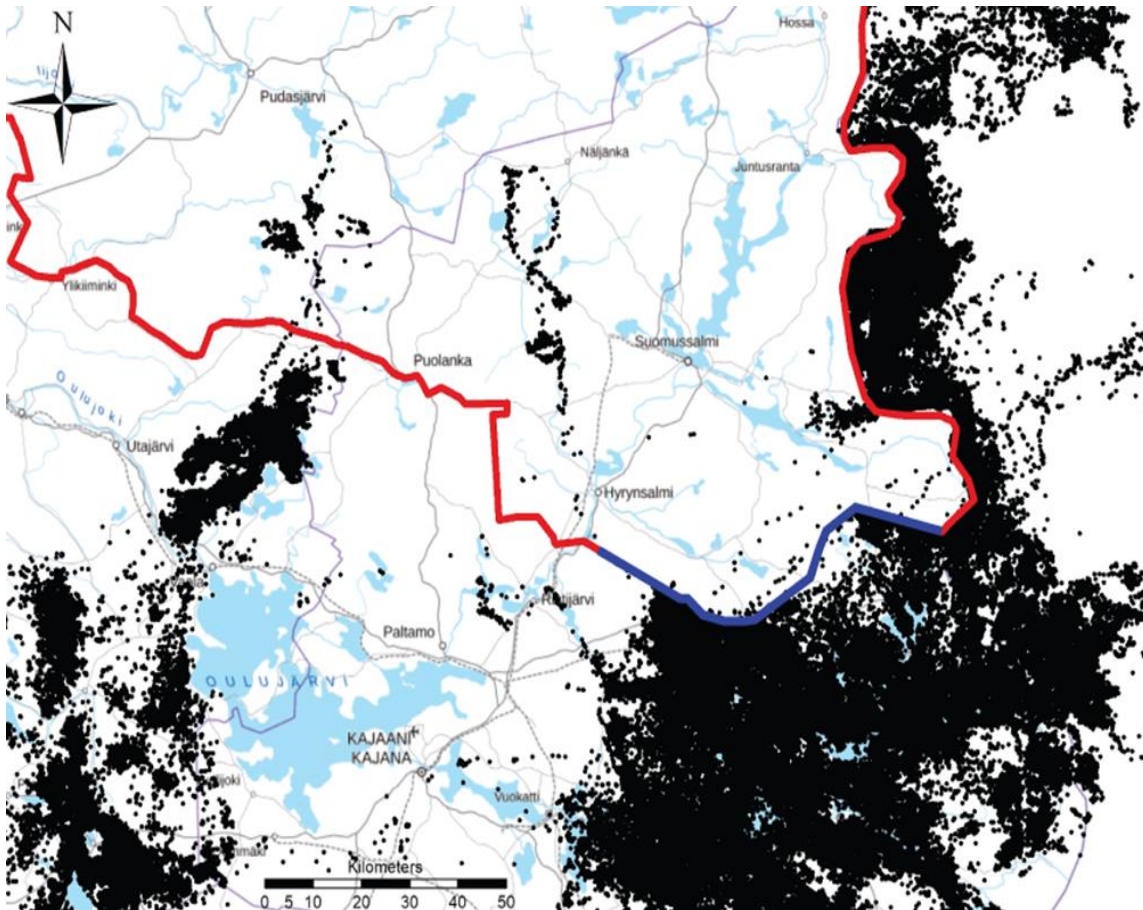
### 7.3. Metsäpeuran perimän turvaaminen

Maa- ja metsätalousministeriö tulosohjasi vastuun metsäpeuran perimän turvaamisesta Metsähallitukselle vuonna 2016. Toimintatapojen vakiinnuttamiseksi sekä uutena tapauksena Pohjois-Pohjanmaan tilanteen kartoittamiseksi toteutettiin vuonna 2017–2019 hanke asian tiimoilta. Metsähallituksen Eräpalvelut toteutti maa- ja metsätalousministeriön rahoittaman hankkeen yhteistyössä porohoitoalueen etelärajan paliskuntien, Paliskuntain yhdistyksen, Luonnonvarakeskuksen ja Suomen riistakeskuksen kanssa. Hankkeen loppuraportti on julkaistu 2021 (Niemi ym. 2021) ja siinä esitetyt toimenpiteet esitellään myös tämän kannanhoitosuunnitelman Toimenpiteet-osiossa. Hankkeelle syntyi myös jatkohanke ”Metsäpeuran perimän turvaaminen 2020–2022”, jossa on jatkettu edellisen hankkeen onnistunutta työtä.

#### 7.3.1. Metsäpeura-aita

Etenkin Kainuussa, mutta enenevässä määrin myös Pohjois-Pohjanmaalla, poronhoitoalue ja metsäpeurojen esiintymisalueet ovat rinnakkain (kuva 11). Aiemmin niitä voitiin tavata samoissa laumoissakin, jolloin ne pääsivät vapaasti risteytymään. Tämän ongelman poistamiseksi Metsähallitus rakensi poronhoitoalueen etelärajalle vuosina 1993–1996 aidan estämään metsäpeurojen pääsyn poronhoitoalueelle ja päinvastoin. Kainuun metsäpeura-aita kulkee poronhoitoalueen etelärajalla eli ensin Kuhmon kunnan pohjoisrajaa pitkin ja sitten Ristijärven ja Hyrynsalmen välistä rajaa päättyen ennen Seitenjärveä. Aita kunnostettiin perusteellisesti osana ensimmäistä MetsäpeuraLIFE -hanketta vuosina 1998–2001. Peruskorjauksen ja aidan korotuksen lisäksi aitaa jatkettiin länsipäästä noin 2 km ja nyt aita on noin 90 km pitkä. Aitaa halkovien teiden kohdille rakennettiin syksyllä 1999 Tielaitoksen (nyk. Väyläviraston) toimesta peuraestesillat (tien katkaiseva ritilä) estämään eläinten siirtyminen tietä myöten aidan toiselle puolelle (kts. kohta Peuraestesillat).

Peura-aidan ehjänä pysyminen Kainuussa maksaa Metsähallitukselle noin 300–350 € vuodessa kilometriä kohden (Niemi ym. 2021). Hankalat lumitalvet lisäävät korjauskustannuksia, ja lumikuorman lisäksi aitaa rikkovat hirvet ja karhut, joissakin tapauksissa myös ihmiset. Metsäpeura-aitaan liittyviin töihin käytetään vuosittain noin 2,5–4 henkilötyökuukauden työpanos riippuen olosuhteista. Työ sisältää peura-aidan kunnan seuranta ja korjauksia (Niemi ym. 2021). Henkilöstö- ja matkakulujen lisäksi kuluja syntyy myös ostopalveluista (esim. aidanvarren raivaus, yksittäiset korjaukset), kalusto- ja tarvikehankinnoista sekä peuraestesiltojen lumenpoistosta.



**Kuva 11.** Satelliittipannoitettujen metsäpeurojen paikkapisteet poronhoitoalueen rajan molemmin puolin. Punainen viiva = poronhoitoalueen raja ja sininen viiva = nykyinen metsäpeura-aita. Lisäksi poronhoitoalueella Suomen ja Venäjän välisellä rajalla sijaitsee valtakuntien välinen porosteaita.

### 7.3.2. Peuraestesillat

Kainuun metsäpeura-aidan linjauksen ylittäville teille rakennettiin syksyllä 1999 Tielaitoksen toimesta peuraestesillat (tien katkaiseva ritilä) estämään eläinten siirtyminen tietä myöten aidan toiselle puolelle. Osa vasonta-alueista jäi metsäpeura-aidan rakentamisen jälkeen poronhoitoalueen puolelle, ja osa vaatimista pyrkivätkin poronhoitoalueen puolelle perityn käyttäytymismallin ohjaamina kaikin keinoin. Kaikkiaan siltoja rakennettiin kahdeksan, joista viisi sijaitsee yleisillä teillä.

Alkuperäiset peuraestesiltojen kansirakenteet osoittautuivat lumioloissa huonosti toimiviksi, minkä takia eläimiä pääsi edelleen aidan toiselle puolelle näistä kohdista. Väylävirasto vaihtoi niistä neljään uudenlaisen, vähemmän lunta pitävän rakenteen osana MetsäpeuraLIFE -hanketta vuonna 2018. Yksi silta oli uusittu jo 2000-luvun alussa. Yksityisteillä olevia siltoja ei ole vaihdettu uudenmallisiin.

## 7.4. Metsästys

Metsäpeura on Suomessa riistaeläin, jonka metsästys vaatii Suomen riistakeskuksen myöntämän pyyntiluvan. Suomen riistakeskus laatii vuosittain verotussuunnitelman, jossa otetaan huomioon kannanhoitosuunnitelmassa tavoitteeksi asetettu kannan suuruus ja kasvu sekä kestävä metsästyksen periaatteet. Osittain pyyntilupia on hyödynnetty peltovahinkoja aiheuttavien metsäpeurojen metsästyksen.

Pyyntilupia myönnettiin 2000-luvun alkupuolella useita kymmeniä vuodessa ja suurimmillaan koko Suomen saalis oli vuonna 2006 141 kpl. Kainuun osakannan lähdettyä voimakkaasti taantumaan ei Kainuun alueelle ole myönnetty pyyntilupia vuoden 2002 jälkeen. Suomenselän osakannan kasvun pysähtyttyä myös siellä pyyntilupien määrää vähennettiin voimakkaasti ja viime vuosina lupia on myönnetty metsäpeuran vakiintuneille esiintymisalueille Suomenselällä 18 kappaletta vuosittain ja koko Suomen vuotuinen saalis on ollut 15-17 yksilöä. Lupien jaossa pyritään huomioimaan metsäpeuran aiheuttamat haitat sekä tasapuolisuus hakijoiden kesken.

Metsäpeuran käyttäytymisen seurauksena sen metsästys eroaa muista hirvieläimistä, koska peuroilla elinalue vaihtuu selkeästi jahtikauden aikana. Syyskuun lopussa kiima on vielä kesken ja peurat ovat kesälaidunalueilla. Lokakuussa ne kokoontuvat jopa usean sadan yksilön laumoihin ja lumien tultua siirtyvät talvilaitumelle, joka pinta-alaltaan on selvästi suppeampi. Pyyntilupia myönnettäessä ja metsästystä toteutettaessa tuleekin huomioida niiden eri sijainti vuoden ajan mukaan. Samat metsäpeurat voivat liikkua kolmen eri riistakeskusalueen alueella, jolloin alueiden välinen yhteistyö kaatokiintiöitä määriteltäessä on erityisen tärkeää.

Metsäpeura riistalajina on eksoottinen ja hirvaiden suuret sarvet houkuttavat trofeemetsästäjiä. Tästä syystä metsästysmatkailulle on kysyntää ja voi houkuttaa ampumaan suurisarvisimpia yksilöitä. Myös metsäpeuran sukupuolen ja iän tunnistaminen on haastavampaa kuin muilla hirvieläimillä, koska molemmilla sukupuolilla on sarvet, ja myös vasa saattaa olla sarvellinen. Pyyntiluvanhakijoille on asetettu luvanhakijakohtaisia metsästys suosituksia saaliin sukupuolesta ja iästä, jotta metsästysverotusta on saatu kohdistettua kantaan rakenteellisesti tarkoituksen mukaisesti. Aikuisten urosten kohdalla on vahvasti suositeltu säästettävän yli 20-piikkisiä valtahirvaita. Pyyntiluvan saajat ovat pääosin pyytäneet eläimiä suositusten mukaisesti.

Viimeaikainen metsäpeurakannan vahvistuminen Pohjois-Pohjanmaalla ja poronhoitoalueen tuntumassa voi vaatia yksittäisten metsäpeurojen poistamista perimän suojelemiseksi. Tällä poronhoitoalueen rajan läheisyydessä tapahtuvalla yksilöiden poistamisella pyritään nimenomaan estämään eläinten vaellus poronhoitoalueen puolelle. Tämä riippuu vahvasti myös siitä, rakennetaanko kyseiselle alueelle metsäpeura-aita, kuinka pitkä siitä tehdään ja millä aikataululla se rakennetaan.

Suomen riistakeskus on myöntänyt myös poikkeuslupia metsäpeurojen pyytämiseen. Pääasiassa poikkeuslupia käytetään erityisesti risteymien poistoon metsäpeuran perimän puhtauden ylläpitotoimenpiteenä, sekä metsäpeurojen poistamiseksi poronhoitoalueelta, kun muita keinoja ei ole käytettävissä. Vuonna 2021 tällaisilla poikkeusluvilla Pohjois-Pohjanmaalla ammuttiin 10 yksilöä ja Kainuussa 5 kpl.

Metsäpeurojen poistoista vastaavat Metsähallituksen nimetyt kenttähenkilöt. Yksittäisiä poistoja on tehty vuosittain, mutta ensisijaisesti metsäpeurat pyritään houkuttelemaan ravinnolla ja ohjailemaan esim. lumessa liikkumista helpottavilla, peura-aidan avatuille porteille johtaville kelkkaurilla sekä pienimuotoisella

houkutteluruokinnalla pois poronhoitoalueelta (Niemi ym. 2021). Tämä työ yhdessä metsäpeurojen ympärivuotisen seurannan kanssa ovat osoittautuneet tärkeiksi toimintatavoiksi estettäessä metsäpeurojen kulkeutuminen poronhoitoalueelle.

## 7.5. Monilajimallinnus suurriistan kannanhoidon työkaluna

Koska metsäpeura ja hirvi, ja tulevaisuudessa myös valkohäntäpeura, yhdessä niitä saalistavien suurpetojen kanssa ovat vahvasti sidoksissa keskenään ja ihmisen vaikutuksen alla, tulee näiden lajien kannanhoidossa siirtyä pikkuhiljaa yhteneväiseen kannanhoitoon. Luonnonvarakeskuksessa on vuonna 2019 aloitettu hanke, jossa kehitetään monilajimallia. Mallin tavoitteena on vertailla vaihtoehtoisia toimintasuunnitelmia ja löytää toimintatapoja, joilla voitaisiin saavuttaa kunkin lajin osalta toivottu lopputulos. Monilajimalli käyttää tietoa lajien välisestä dynamiikasta ja ihmisen vaikutuksesta lajeihin esimerkiksi metsästyksen kautta, tavoitteenaan mahdollisuus adaptiiviseen kannanhoitoon. Adaptiivisessa kannanhoidossa lajien välisessä dynamiikassa tai ihmisen siihen luomassa tilanteessa tapahtuva muutos voi muuttaa myös kannanhoidollisten toimenpiteiden lopputulosta. Malli antaa välineitä erilaisten kannanhoidollisten toimenpiteiden testaamiseen ja tulee toimimaan riistahallinnon ja riistanhoidon työkaluna.

Mallin oppimisprosessi ja sen käyttö kannanhoidotoimenpiteissä menee karkeasti seuraavalla tavalla:

1. Ensin tehdään tilanneanalyysi, esimerkiksi, että Kainuun metsäpeurapopulaation vasatuotto on pientä verrattuna populaation lisääntymispotentiaaliin ja liian pientä populaation olemassaolon turvaamiseksi pitkällä aikavälillä.
2. Tavoitteeksi asetetaan esimerkissämme vasatuoton parantaminen, toisin sanoen x kertaa parempi vasojen hengissä säilyminen syntymästä seuraavaan kesään saakka. Tässä vaiheessa tärkeää on miettiä niitä mittareita, joilla kannanhoidon tavoitteen toteutumista on järkevää mitata.
3. Systemimalli toimii kannanhoidollisten toimenpideskenaarioiden taustalla: Lähtökohtana on tarkasteltavien lajien dynamiikka, mikä perustuu kunkin lajin ekologiaan. Tähän liittyvät mm. kannan koko, tiheys ja ikärakenne, syntyvyys ja kuolevuus (mm. saaliiksi jäämisen todennäköisyys, ihmisen harjoittama metsästys), pedoilla saalistustehokkuus, populaation tulo- ja lähtömuutto, sukupuolijakauma syntymässä ym. Tiedon tunnettuus vaikuttaa sen todennäköisyysjakaumaan, eli mitä enemmän tietoa jostain asiasta on, sitä vähemmän virheen mahdollisuutta se tuo malliin. Demografinen stokastisuus, eli sattuman vaikutus, on mukana mallissa.
4. Vaihtoehtoiset kannanhoidolliset toimenpiteet muotoillaan päätössäännöiksi. Mallin avulla vertaillaan erilaisten päätössääntöjen toimivuutta. Esimerkiksi: vasakuolleisuuden vähentämiseksi seuraavat x vuotta metsäpeurojen vasomisalueella poistetaan petoeläimiä y kappaletta. Kun tavoitteiden toteutumista seuraavat mittarit ja kannanhoidolliset päätössäännöt on määritelty, mallinnetaan koko kausaaliketju päätöksistä toteutuviin tavoitteisiin saakka käyttäen tietoa tarkasteltavien lajien keskeisestä dynamiikasta (eli systeemimallia). Mallin avulla simuloidaan tilannetta, ja katsotaan, mitkä päätössäännöt toimivat parhaiten tavoitteeksi asetettujen mittareiden valossa. Tässä vaiheessa voidaan

huomata, että jotkin vaikutukset menevät muita, kuin populaatiodynaamisia reittejä, jolloin monilajimalli ei sellaisenaan riitä. Mallia voidaan tässä vaiheessa laajentaa tarvittavilta osin.

5. Mallin avulla parhaiksi katsottuja kannanhoidollisia toimenpiteitä sovelletaan suunnitelmallisesti tietyn aikaa, esimerkiksi viiden vuoden ajan.
6. Toimenpiteiden tehokkuutta seurataan. Esimerkissämme laskien seuraavaan syksyyn/kevääseen hengissä selvinneet vasat seuraavan viiden vuoden aikana.
7. Mallia korjataan seurannassa saatujen tulosten perusteella, sekä jos nähdään, että muita tilanteeseen vaikuttavia tekijöitä on ilmaantunut. Näin pystytään kehittämään ja kohdentamaan toimenpiteitä.
8. Herkkyysanalyysillä seurataan, minkä parametrin arvolle päätökset olisivat herkimpiä. Tuloksia voidaan käyttää uuden empiirisen tutkimuksen suunnittelussa, tavoitteena epävarmuuden vähentäminen keskeisistä parametreista.

## Liitteet

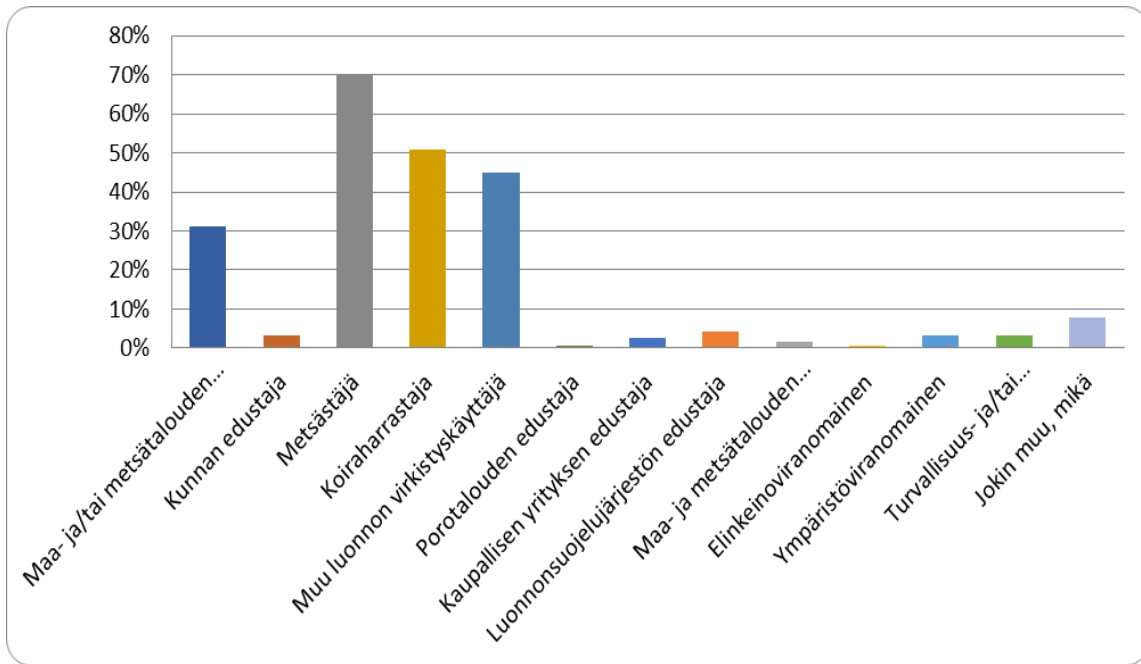
COVID-19-pandemia iski Suomeen samaan aikaan, kun metsäpeurakannan hoitosuunnitelmaa alettiin työstää. Pandemian takia jouduttiin perumaan lopulta kaikki perinteisesti kasvokkain pidettävät tilaisuudet, joissa alueiden asukkaat ja siellä toimivat sidosryhmät voivat esittää näkemyksiään kannanhoitotoimenpiteisiin liittyen. Näiden tilalla pidettiin porotalouden edustajille kaksi webinaaria. Lisäksi luotiin kysely, jossa kysyttiin keskeisiä, ja toisaalta uusiakin, metsäpeurakannan hoitoon liittyviä kysymyksiä. Suurimpaan osaan kysymyksistä sai jättää vapaan vastauksen. Kyselyä jaettiin sähköpostitse riistahallinnon toimijoille, metsästäjille, kunnille, elinkeino- ja ympäristöviranomaisille, luonnonsuojeluyhdistyksille, etujärjestöille, maa-, metsä- ja porotalouden toimijoille, sekä sosiaalisessa mediassa kaikille halukkaille.

Vastauksia tuli 353. Vastaaajista 53 % oli kohdannut metsäpeuroja omalla asuinalueellaan, jonka lisäksi 16 % asui metsäpeura-alueella, vaikka ei ollut näitä itse kohdannut. Muilla paikkakunnilla asuvia, muuten metsäpeuran kannanhoidosta kiinnostuneita vastaaajista oli 15 %. Suomenselän osakannan alueella asui 39 % vastaaajista, 21 % Kainuun osakannan alueella ja 23 % maakunnissa, joihin on hiljattain palautusistutettu metsäpeuroja. Vastajaat sijoituivat eri taustaryhmiin (Kuva 1.).

Vastaaajista valtaosa (78 %) piti metsäpeuran esiintymistä alueella (tai ylipäätään maassa) hienona asiana. Neutraalisti asiaan suhtautuvia oli 14 %. Vain 5 % vastaaajista suhtautui metsäpeuran esiintymiseen negatiivisesti ja 3 % ei osannut sanoa kantaansa. Metsäpeura nähtiin lähtökohtaisesti hienona, historiallisena alkuperäislajina, joka kuuluu Suomen luontoon ja edistää maamme biodiversiteettiä. Lisäksi lajin uudelleenlevittäytymisestä Kainuuseen ja Suomenselän palautusistutusten onnistumisesta oltiin ylpeitä. Huonona koettiin osin metsäpeurojen suuri määrä tietyillä alueilla ja niiden aiheuttama haitta hirvenmetsästykselle. Osa oli myös sitä mieltä, että lisääntyneen metsäpeurakannan myötä alueelle oli tullut suurpetoja.

Suurpedoista vastaaajilla oli useita mielipiteitä, jotka heijastelivat myös kaikkien muiden kannanhoidollisten toimenpiteiden toimivuutta. Monien mielestä niin kauan, kuin metsäpeura-alueilla on tiheät susikannat, suurpetokannan pienentäminen on ainut toimiva kannanhoitotoimi. Muiden hirvieläinten suurpetoja houkuttelevaa ja niiden lisääntymistä edesauttavaa roolia ei monikaan ymmärtänyt tai ymmärsi kysymyksen koskeneen eri hirvieläinten kilpailua ravinnosta. Suurpetojen kuitenkin katsottiin myös pitävän peurakannan terveenä ja niiden kuuluvan luontoon. Osa vastaaajista koki ihmisen puuttumisen luonnon kulkuun kaikin puolin negatiivisena.

Metsäpeuran elinympäristön suhteen vastajaat kokivat suojelun tärkeäksi. Suurimman osan mielestä etenkin suoympäristöjä tulisi suojella ja metsätaloutta harjoittaa metsäpeuralle suotuisalla tavalla. Moni kuitenkin toi esiin näiden suojelutoimien kannustimeksi tarvittavan rahoituksen esimerkiksi jonkinlaisen korvausjärjestelmän kautta. Näkemys tuulivoiman rakentamiseen metsäpeuroille tärkeille alueille oli pääosin negatiivinen, Kainuussa enemmän, kuin Suomenselän alueella. Tuulivoimaloiden, kuten kaiken infrastruktuurin, rakentamisessa toivottiin linjausta, jossa kaikkia toimia tarkasteltaisiin kokonaisuutena. Kysytyjen asioiden lisäksi moni kainuulainen toi esiin haaskaruokinnan vaikutukset metsäpeurojen esiintyvyyteen alueella. Haaskojen katsottiin lisäävän petokantaa ja siten olevan syypää metsäpeurakannan laskuun.



**Kuva 1.** Metsäpeuran kannanhoitosuunnitelmaa varten laadittuun kyselyyn vastanneiden taustaryhmät. Vastauksessa sai valita useamman itseään kuvaavan ryhmän.



## Lähteet

- Andreassen, H.P., Johnsen, K., Joncour, B., Neby, M. & Odden, M. 2020. Seasonality shapes the amplitude of vole populations dynamics rather than generalist predators. *Oikos* 129(1), 117-123. <https://doi.org/10.1111/oik.06351>
- Anttonen, M., Kumpula, J. & Colpaert, A. 2011. Range selection by semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in relation to infrastructure and human activity in the boreal forest environment, Northern Finland. *Arctic* 64(1), 1-14. <https://www.jstor.org/satble/23025661>
- Aspi, J., Roininen, E., Ruokonen, M., Kojola, I., Vilà, C. 2006. Genetic diversity, population structure, effective population size and demographic history of the Finnish wolf population. *Molecular Ecology* 15: 1561-1576.
- Bergerud, A. T. & Elliot, J. P. 1998. Wolf predation in a multiple-ungulate system in northern British Columbia. *Can. J. Zool.* 76: 1551–1569.
- Bisi, J., Kangas, A., Hannuksela, M. & Liukkonen, T. 2006. Metsäpeurakannan paluu Suomenselälle – riesaksi vai rikkaudeksi? *Suomen Riista* 52: 44–58. Bojarska, K. & Selva, N. 2012. Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. *Mammal review*, 42(2), 120-143. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00192.x>
- Boutin, S. 1990. Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology*. 68(2): 203-220. <https://doi.org/10.1139/z90-031>
- Cavedon, M., VonHoldt, B., Hebblewhite, M., Hegel, T., Heppenheimer, E., Hervieux, D., Mariani, S., Schwantje, H., Steenweg, R., Watters, M. & Musiani, M. 2022. Selection of both habitat and genes in specialized and endangered caribou. *Conservation Biology*: e13900. <https://doi.org/10.1111/cobi.13900>
- Chaneton, E. J., and M. B. Bonsall. 2000. Enemy-mediated apparent competition: empirical patterns and the evidence. *Oikos*. 88:380– 394.
- Chapron, G., Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H. & Balčiauskas, L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216): 1517-1519. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>
- Ciucci, P., Boitani, L., Francisci, F., & Andreoli, G. (1997). Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *Journal of Zoology*. 243(4), 803-819.
- Colman, J.E., Eftestøl, S., Tsegaye, D., Flydal, K. & Mysterud, A. 2013. Summer distribution of semi-domesticated reindeer relative to a new wind-power plant. *Eur J Wildl Res* 59, 359-370. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0682-7>
- Courtois, R., Ouellet, J. P., Breton, L., Gingras, A., & Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience*, 14(4), 491-498.
- Cumming, H. & Beange, B. 1987. Dispersion and movement of woodland caribou near lake Nipigon, Ontario. *Journal of Wildlife Management* 51: 69--79.
- Dahle, B., Wallin, K., Cederlund, G., Persson, I-L., Selvaag, L.S. & Swenson J.E. 2013. Predation on adult moose *Alces alces* by European brown bears *Ursus arctos*. *Wildlife Biology* 19(2), 165-169. <https://doi.org/10.2981/10-113>
- Danilov, P. I. & Markovsky, V. A. 1983. Forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) in Karelia. *Acta Zool. Fennica* 175: 33–34.
- Danilov, P. 1989. Istorija i sovremennoje sostojanije issledovanii lesnogo severnogo olenja v Karelskoi SSSR. Teoksessa: Danilov, P. I. (toim.), Lesnoi Severnii Olen Fennoskandii 1989: 5–11. Petrozavodsk.



- Danilov, P. I. 2003. Status and dynamics of commercial game populations in Karelia. The 3rd International Symposium, Dynamics of Game Animal Populations in Northern Europe, Sortavala, Karelia, Russia 2002. pp. 45–57.
- Danilov P.I. 2005a. Hunting animals of Karelia: the environment, resources, management, protection. "Science", Moscow [In Russian]
- Danilov P. I. 2005b. *Game animals of Karelia: ecology, resources, management and conservation*. Moscow: Nauka. 340 p. [In Russian]
- Danilov P., Panchenko D. & Bljudnik L. 2014: Metsäpeurojen kannanvaihtelut Karjalassa. Raportissa Suomalais-venäläisen Karelia ENPI CBC -hankkeen toimintasuunnitelma. Metsähallitus 2014. <https://www.suomenpeura.fi/media/metsapeura-tiedostot/wild-forest-reindeer-action-plan-fi.pdf>
- Danilov, P.I., Panchenko, D.V. & Tirronen, K.F. 2020. Северный олень Восточной Фенноскандии (Reindeer of the Eastern Fennoscandia). Petrozavodsk: KarRC RAS. 187 p. [In Russian]
- DeCesare, N.J., Hebblewhite M., Robinson, H.S. & Musiani, M. 2010. Endangered, apparently: the role of apparent competition in endangered species conservation. *Animal Conservation* 13(4), 353-362. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00328.x>
- Efimov V. A., Mamontov V. N. 2014. Wild reindeer monitoring in the taiga zone of the Arkhangelsk region. *The Herald of Game management* 11(2): 166–170. [In Russian] *Extract from cadastral data in the Kalevala National Park for the period 2013-2016*. 2017. Accessed at <https://www.kostzap.com/> [In Russian]
- Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126: 131–140.
- Frenette, J., Pelletier, F. & St-Laurent M.-H. 2020. Linking habitat, predators and alternative prey to explain recruitment variations of an endangered caribou population. *Global Ecology and Conservation*, 22: e00920. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00920>
- Godbois, I. A., Conner, L. M., & Warren, R. J. 2004. Space-use patterns of bobcats relative to supplemental feeding of northern bobwhites. *The Journal of wildlife management*, 68(3), 514-518.
- Gruzdev, A. R. & Davydov, A. V. 2001. Morphological and genetic differentiation of Eurasian reindeer (*Rangifer tarandus*). 9th North American Caribou Workshop, Kuujuaq, Quebec, Canada, 2001. Abstract. 59.
- Gurarie, E., Suutarinen, J., Kojola, I. et al. 2011. Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia* 165, 891-903. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1883-y>
- Hakala, A., Heikura, K., Markovsky, V., Bljudnik, L., Pulliainen, E. & Danilov, P. 1996. On the taxonomy and geographical variation of the European reindeer with special reference to the wild forest reindeer, *Rangifer tarandus fennicus* Lönnberg 1909. *Aquilo Ser. Zool.* 29: 3–23.
- Hansen, M. M., Andersen, L. W., Aspi, J., Fredrickson, R. (2011) Evaluation of the conservation genetic basis of management of grey wolves in Sweden. Saatavilla: <http://www.artdata.slu.se/filer/Evaluation-of-the-conservation-genetic-basisof-management-of-grey-wolves-in-Sweden.pdf>.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. - *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3-16.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, Pietiäinen, J. H., Ranta, E. 2000. *Ekologia*. WSOY, Porvoo, 2000
- Heikkinen, S., Valtonen, M., Härkälä, A., Johansson, H., Harmoinen, J., Helle, I., Mäntyniemi, S. & Kojola, I. 2022a. Susikanta Suomessa maaliskuussa 2022. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 59/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 139 s.
- Heikkinen, S., Kojola, I. & Mäntyniemi, S. 2022b. Karhukanta Suomessa 2021. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 32/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 16 s.

- Heikura, K., Lindgren, E., Pulliainen, E., Sulkava, S. & Erkinaro, E. 1983. Grouping behavior of the forest reindeer in Kuhmo in 1978–81. *Acta Zool. Fennica* 175: 25–28.
- Heikura, K., Pulliainen, E., Danilov P. I., Erkinaro, E., Markovsky V. A., Blijudnik, L., Sulkava, S. & Lindgren, E. 1985. Wild forest reindeer, (*Rangifer tarandus fennicus*), its historical and recent occurrence and distribution in Finland and the Karelian ASSR (USSR) with special reference to the development and movements of the Kuhmo (Finland) – Kamennojezero (USSR) subpopulation. *Aquilo Ser. Zool.* 23: 22–46.
- Heikura, K., Lindgren, E., Pulliainen, E., Sulkava, S. & Erkinaro, S. 1989. Vlijanije snega na peremeshshenije i dobju kormov lesnimi severnimi olenjami v Kuhmo (1984-87 gg). Teoksessa: Danilov, P. I. (toim.), Lesnoi Severnii Olen Fennoskandii 1989: 55–63. Petrozavodsk.
- Heikura, K. 1997. Some aspects on the recent changes in the Kuhmo-Lake Kiitehenjärvi subpopulation of the wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.). Teoksessa: Lindholm, T., Heikkilä, R. & Heikkilä, M. (toim.), Ecosystems, fauna and flora of the Finnish-Russian Nature Reserve Friendship. *The Finnish Environment* 124: 203–221.
- Heikura, K. 1998a. The lichen resources, their use and the wintering grounds of the wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) in the Kuhmo-Kamennojezero subpopulation. teoksessa: Danilov, P. I. (toim.), *Dynamika populjatsii ohotnitshjih zhivotnyh Evropeiskogo Severa. Materiali II mezhdunarodnogo symposiuma*, 1998: 27–32. Petrozavodsk.
- Heikura, K. 1998b. Changes in the distribution and number of individuals in the Kuhmo-Kamennojezero subpopulation of the wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) in Finland. Teoksessa: Danilov, P. I. (toim.), *Dynamika populjatsii ohotnitshjih zhivotnyh Evropeiskogo Severa. Materiali II mezhdunarodnogo symposiuma*, 1998: 33–39. Petrozavodsk.
- Heikura K., Danilov, P. & Makarova, O. 1998. *Rangifer tarandus fennicus*. Teoksessa: Kotiranta, H., Uotila, P., Sulkava, S. & Peltonen, S. L. (toim.), *Red Data Book of East Fennoscandia*, pp. 200–203. Helsinki.
- Heikura, K. & Kojola, I. 2002. Changes in and the Management of the Finnish Population of the Wild Forest Reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.). *Esitelmä: The 3rd International Symposium, Dynamics of Game Animals Populations in Northern Europe*. 16.–20.6.2002. Sortavala, Karelia, Russia.
- Helle, T. 1982. Peuran ja poron jäljillä. Kirjayhtymä Oy, Vaasa. 160 s.
- Helle, T. & Moilanen, H. 1993. The effects of reindeer grazing on the natural regeneration of *Pinus sylvestris*. *Scand. J. For. Res.* 8: 395–407.
- Hervieux, D., Hebblewhite, M., Stepnisky, D., Bacon, M. & Boutin, S. 2014. Managing wolves (*Canis lupus*) to recover threatened woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 92(12), pp. 1029-1037. <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0142>
- Hiedanpää, J. & Pellikka, J. 2013. Metsäpeuran palautusistutuksen sosiaalisten vaikutusten ja niiden merkittävyyden arviointi. *Suomen Riista* 59: 64-85.
- Hobbs, N.T., Andrén, H., Persson, J., Aronsson, M. & Chapron, G. 2012. Native predators reduce harvest of reindeer by Sámi pastoralists. *Ecological Applications*, 22(5), 1640-1654. <https://doi:10.1890/11-1309.1>
- Holt, R.D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12:197–229.
- Holt, R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *The American Naturalist* 124(3), pp. 377-406. <https://doi.org/10.1086/284280>
- Huggard, D. J. 1993. Prey selectivity of wolves in Banff National Park. I. Prey species. *Can J Zool* 71:130–139.

- Ikonen, P., Rantala, M., Miettinen, J., Kuittinen, S., Hujala, T., Mehtätalo, L., & Pappinen, A. 2020. Grounds for improving the implementation of game-oriented forest management – A double sampling survey of Finnish forest owners and professionals. – *Forest Policy and Economics* 119: 102266.
- Jansson, M., Amundin, M., Laikre, L. 2015. Genetic contribution from a zoo population can increase genetic variation in the highly inbred wild Swedish wolf population. *Conserv. Genetics* 16: 1501–1505.
- Jerina, K., Krofel, M., Stergar, M. & Videmšek, U. 2012. Factors affecting brown bear habituation to humans: A GPS telemetry study. Final report – summary for users. University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Forestry and Renewable Forest Resources. 25 s.
- Kaartinen, S., Antikainen, H. & Kojola, I. 2015. Habitat Model for a Recolonizing Wolf (*Canis lupus*) Population in Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 52(1-2): 77-89. <https://doi.org/10.5735/086.052.0207>
- Kholodov E.V. 2013. Wild forest reindeer in Vodlozero national park. *Proceedings of State Petrozavodsk university* 2(131): P. 33–35. [In Russian]
- Kjellander, P. & Nordström, J. 2003. Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics – a test of the alternative prey hypothesis. *OIKOS* Vol. 101 Issue 2, 338-344. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0760.2003.11986.x>
- Kojola, I. 1996. Metsäpeura. Teoksessa: Linden, H., Hario, M. & Wikman, M. (toim.). Riistan jäljillä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Edita, Helsinki. S. 113-116.
- Kojola, I., Huitu, O., Toppinen, K., Heikura, K., Heikkinen, S., & Ronkainen, S. 2004. Predation on European wild forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland. *Journal of zoology*, 263(3), 229-235.
- Kojola, I., Aspi, J., Hakala, J., Heikkinen, S. & Ilmoni, C. 2006. *Journal of Mammalogy*, 87(2), 281-286. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-061R2.1>
- Kojola, I. 2007. Petojen vaikutus metsäpeurakannoissa. *Suomen Riista* 53: 42-48.
- Kojola, I., Tuomivaara, J., Heikkinen, S., Heikura, K., Kilpeläinen, K., Keränen, Ruusila, V., Pesonen, M., Paasivaara, A., Nygrén, T., Heikura, K. & Bisi, J. V. 2009. European wild forest reindeer and wolves: endangered prey and predators. *Annales Zoologici Fennici*. 46(6), 416-422.
- Kojola, I., Heikkinen, S., Kokko, S., Ronkainen, S. & Suutarinen, J. 2011. Susi hirven ja metsäpeuran saalistajana. *Metsästäjä* 1/2011: 36-38.
- Kojola, I. 2016. Lausunto ahmakannan kehityksestä Suomessa. Luonnonvarakeskus, MMM. Luonnonvarakeskuksen suurpetojen kanta-arvioarkisto. <https://riistahavainnot.fi/suurpedot/kannanarviointi/lausunnot>
- Kojola, I., Hallikainen, V., Heikkinen, S., Forsman, J., Kukko, T., Pusenius, J. & Paasivaara, A. 2021a. Calf/female ratio and population dynamics of wild forest reindeer in relation to wolf and moose abundances in a managed European ecosystem. *PloS ONE* 16(12): e0259246. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0259246>
- Kojola, I., Heikkinen, S., Mäntyniemi, S. & Ollila, T. 2021b. Ahmakanta Suomessa 2021. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 88/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 11 s.
- Koskela, A., Kojola, I., Aspi, J. et. al. 2013. The diet of breeding female wolverines (*Gulo Gulo*) in two areas of Finland. *Acta Theoril* 58, 199-204. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0111-z>
- Krebs Charles J. 2009. *Ecology, The Experimental Analysis of Distribution and Abundance* (6. painos). San Fransisco. Pearson Benjamin Cummings. s.323-348
- Kumpula, T. Metsäpeuran (*Rangifer tarandus fennicus*) vasojen säilyvyys Kainuun populaatiossa. 2022. Pro-Gradu -työ. Oulun yliopisto. 52 s.

- Laaksonen, S., Pusenius, J., Kumpula, J., Venäläinen, A., Kortet, R., Oksanen, A. & Hoberg, E. 2010. Climate Change Promotes of Emergence of Serious Disease Outbreaks of Filarioid Nematodes. *EcoHealth* 7, 7-13. <https://doi.org/10.1007/s10393-010-0308-z>
- Laikre, L., Olsson, F., Jansson, E. Hössjer, O., Ryman, N. 2016. Metapopulation effective size and conservation genetic goals for the Fennoscandian wolf (*Canis lupus*) population. *Heredity*: 1-11.
- Latham, A. D. M., C. Latham, N. A. McCutchen, and S. Boutin. 2011. Invading white-tailed deer change wolf-caribou dynamics in Northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 75:204–212.
- Lavikainen, A. 2010. Hirvieläimet *Taenia*-suvun heisimatojen väli-isäntinä. Licensiaatin tutkielma. Helsingin Yliopisto. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe201804208220>
- Lepiksaar, J. 1986. The Holocene history of theriofauna in Fennoscandia and Baltic countries. *Striae* 24: 51–70. Lindén, H., Helle, P., Vuorimies, O. & Wikman, M. 1999. Metsäriistan monimuotoisuuden mittaaminen ja seuranta. *Suomen Riista* 45: 80–88.
- Liukko, U.-M., Henttonen, H., Hanski, I., Kauhala, K., Kojola, I., Kyheröinen, E.-M. & Pitkänen, J. 2016. Suomen nisäkkäiden uhanalaisuus 2015. The Red List of Mammal Species. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus, Helsinki 34 s
- Liukko, U.-M., Henttonen, H., Kauhala, K., Kojola, I., Kyheröinen, E.-M. & Pitkänen, J. 2019. Nisäkkäät. Julk.: Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 571-578.
- Mallory, C. & Boyce M. 2018. Observed and predicted effects of climate change on Arctic caribou and reindeer. *Environmental Reviews* 26(1), 13-25. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0032>
- Matala, J., Nikula, A., Pellikka, J., Aikio, S., Forsman, J., Henttonen, H., Holmala, K., Huitu, O., Jauni, M., Kojola, I., Melin, M., Paasivaara, A. & Pusenius, J. 2021. Hirvieläinten vaikutuksia yhteiskuntaan, elinkeinoihin ja ekosysteemiin. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 38/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 142 s
- Matila, K. & Kubin, E. 1998. Palleroporonjäkälä (*Cladonia stellaris*) keruutuotteena ja siihen vaikuttavat puustotekijät. *Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia* 4/1998: 531-542.
- Mattisson, J., Sand, H., Wabakken, P., Gervasi, V., Liberg, O., Linnell, J.D.C., Rauset, G.R. & Pedersen, H.C. 2013. Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia* 173, 813-825. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2668-x>
- McKinnon, L., Berteaux, D. & Bêty, J. 2014. Predator-mediated interactions between lemmings and shorebirds: A test of the alternative prey hypothesis. *The Auk* 131(4), 619-628. <https://doi.org/10.1642/AUK-13-154.1>
- McKay, TL., Pigeon, KE., Larsen, TA. & Finnegan, LA. 2021. Close encounters of the fatal kind: Landscape features associated with central mountain caribou mortalities. *Ecol Evo.* 11:2234-2248. <https://doi.org/10.1002/ece3.7190>
- Messier, F. 1994. Ungulate population models with predation: A case study with the North American moose. *Ecology* 75(2), pp. 478-488. <https://doi.org/10.2307/1939551>
- Metsähallitus. 2021. Suomenselällä pannoitettu metsäpeuravaadin siirtyi vasomaan Venäjälle. Metsähallituksen verkkouutinen. Viitattu: 7.3.2022. <https://www.eraluvat.fi/ajankohtaista/ajankohtaiset-aiheet/uutiset/suomenselalla-pannoitettu-metsapeuravaadin-siirtyi-vasomaan-venajalle.html>
- Metsähallitus. 2022. Esiselvitys metsäpeura-aidasta Pohjois-Pohjanmaalla. <https://www.suomenpeura.fi/fi/metsapeuran-periman-turvaaminen/esiselvitys-metsapeura-aidasta.html>
- Montonen, M. 1974. Suomen peura. WSOY. Porvoo. 117 s.

- Mumma, M. A., Gillingham, M. P., Parker, K. L., Johnson, C. J., & Watters, M. 2018. Predation risk for boreal woodland caribou in human-modified landscapes: evidence of wolf spatial responses independent of apparent competition. *Biological Conservation*, 228, 215-223.
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O.-G. & Strand, O. 2000: Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during Winter. - *Arctic* 53: 9–17.
- Newsome, T. M., Dellinger, J. A., Pavey, C. R., Ripple, W. J., Shores, C. R., Wirsing, A. J., & Dickman, C. R. 2015. The ecological effects of providing resource subsidies to predators. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 1-11. <https://doi.org/10.1111/geb.12236>
- Niemi, M., Rautiainen, M., Kilpeläinen, P. & Turtinen, E. 2021. Metsäpeuran rotupuhtaustyö ja sen kehittäminen 2017-2019. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 234.
- Nieminen, M. & Helle, T. 1980. Variation in body measurements of wild and semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus*) in Fennoskandia. *Annales Zoologici Fennici* 17(4), pp. 275-283. <https://www.jstor.org/stable/23734512>
- Nieminen, M. 1982a. Metsäpeura – suomenpeura. Teoksessa: Veijonen, R. (toim.), Metsäpeuran paluu. Kainuun Sanomat Kirjapaino Oy. s. 4–11.
- Nieminen, M. 1982b. Metsäpeuran menneisyys Suomenselällä. Teoksessa: Veijonen, R. (toim.), Metsäpeuran paluu. Kainuun Sanomat Kirjapaino Oy. s. 19–21.
- Nieminen, M. 1986. Hirvieläinten evoluutio, taksonomia ja nimistö. *Luonnon Tutkija* 90: 228–239.
- Nieminen, M. 2000. Metsäpeura menestyy Suomenselällä ja pelloilla. *Poromies* 6/2000: 26–28
- Nieminen, M. 2010. The impact of large carnivores on the mortality of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) calves in Kainuu, southeastern reindeerherding region of Finland. *Rangifer*, 30 (1), p. 79-86. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2016092724394>
- Nieminen, M. 2013. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus* L.) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. *Rangifer*, 33(1), 1-15. <https://doi.org/10.7557/2.33.1.2614>
- Norrdahl, K. & Korpimäki, E. 2000. Do predators limit the abundance of alternative prey? Experiments with vole-eating avian and mammalian predators. *OIKOS* Vol. 91, Issue 3, 528-540. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910315.x>
- Paasivaara, A. 2014: Metsäpeuran kannankehitys ja tulevaisuus Karjalan tasavallassa. Raporttissa Suomalais-venäläisen Karelia ENPI CBC -hankkeen toimintasuunnitelma. Metsähallitus 2014. <https://www.suomenpeura.fi/media/metsapeura-tiedostot/wild-forest-reindeer-action-plan-fi.pdf>
- Paasivaara A., Gavrilov M., Juntunen A., Kokko S., Korhonen L., Ovaskainen R., Timonen P. 2018a. Metsäpeurakanta 2017. Teoksessa Helle, P. (toim.). 2018. Riistakannat 2017. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 15/2018. Luonnonvarakeskus, Helsinki. s. 18–23.
- Paasivaara A., Kaartinen S., Puoskari V., Rytönen S, Pusenius J. 2018b. Summer habitats of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Löb.) in Finland - A preliminary predictive model. In: *Dynamics of game animals populations in Northern Europe. Book of abstracts. The 7th International Symposium*. Petrozavodsk: KarRC RAS Russia. P. 207–208.
- Paasivaara, A., Hyvärinen, M., Timonen, P., Luoma, M. & Niemi, M. 2021. Metsäpeurakanta kasvussa. *Metsästäjä* 3/2021: 42-43.
- Paasivaara, A., Hyvärinen, M. & Timonen, P. 2022. Metsäpeura – kannan nykytila ja tulevaisuus. *Metsästäjä* 3/2022: 52-53.



- Panchenko, D.V., Danilov, P.I., Tirronen, K.F. & Bljudnik, L.V. 2014a: К вопросу о статусе северного оленя Прибеломорья (On the problem of the status of reindeer in the White sea area). Вестник охотоведения. 11, N2: 171-175.
- Panchenko, D., Tirronen, K., Simonov, S., Miettunen, J., Belkin, V. & Danilon, P. 2014b. Metsäpeuran kannankehitys ja tulevaisuus Karjalan tasavallassa. Raporttissa Suomalais-venäläisen Karelia ENPI CBC - hankkeen toimintasuunnitelma. Metsähallitus 2014. <https://www.suomenpeura.fi/media/metsapeura-tiedostot/wild-forest-reindeer-action-plan-fi.pdf>
- Panchenko, D., Paasivaara, A., Hyvärinen, M. & Krasovskij, Y. 2021. The wild forest reindeer, *Rangifer tarandus fennicus*, in the Metsola biosphere reserve, Northwest Russia. *Nature Conservation Research* 6(1), 116-126. <https://dw.doi.org/10.24189/ncr.2021.026>
- Peers, M.J.L., Majchrzak, Y.N., Menzies, A.K., Studd, E.K., Bastille-Rousseau, G., Boonstra, R., Humphries, M., Jung, T.S., Kenney, A.J., Krebs, C.J., Murray, D.L. & Boutin, S. 2020. Climate change increases predation risk for a keystone species of the boreal forest. *Nature Climate Change* 10, 1149-1153.
- Penteriani, V., Lamamy, C., Kojola, I., Heikkinen, S., Bombieri, G. & Delgado, M. 2021. Does artificial affect large carnivore behaviours? The case study of brown bears in a hunted and tourist exploited subpopulation. *Biological Conservation* 254: 108949. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108949>
- Pokharel, K., Weldenegodguad, M., Ammosov, I. Dudeck, S., Honkatukia, M., Mazzullo N., Paasivaara, A., Peippo, J., Reilas, T., Soppela, P., Stammler, F., & Kantanen, J. The improved genome assembly for Fennoscandian reindeer (*Rangifer tarandus*): applications to detect genetic diversity, population structure and selective sweeps in Rangifer-populations (unpublished).
- Puikkonen, L., Niemi, M., Rautiainen, M., Pietarila, J., Hiedanpää, J. & Pellikka, J. 2022. Esiselvitys metsäpeura-aidan rakentamisesta Pohjois-Pohjanmaalle. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 237. Metsähallitus. 146 s. <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/2712>
- Pulliainen, E. & Leinonen, A. 1990. Petra. Karjalan peura. Tammi, Helsinki. 127 s.
- Puoskari, V. 2017. Metsäpeuran (*Rangifer tarandus fennicus*) vasontapaikkojen valinta Kainuun populaatiossa. Pro Gradu -tutkielma. Oulun Yliopisto. <http://urn.fi/URN:NBN:fi:oulu-201703021304>.
- Puoskari, V., Rytönen, S., Paasivaara, A. 2020. Calving site selection of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus*) in Kainuu, Finland. Jätetty arvioitavaksi.
- Pöllänen, A. 2020. Suurpetojen aiheuttama vaihtelu metsäpeuravaadinten (*Rangifer tarandus fennicus*) säilyvyydessä. Pro Gradu -tutkielma. Oulun Yliopisto. <http://jultika.oulu.fi/Record/nbnfioulu-202004241543>
- Pöysä, H., Jalava, K. & Paasivaara, A. 2016. Generalist predator, cyclic voles and cavity nests: testing the alternative prey hypothesis. *Oecologia* 182: 1083-1093.
- Rankama, T. & Ukkonen, P. 2001. On the early history of the wild reindeer (*Rangifer tarandus L.*) in Finland. *Boreas* 30: 131–147.
- Rauset, G.R., Kindberg, J. & Swenson, J.E. 2012. Modelling female brown bear kill rates on moose calves using global positioning satellite data. *Wildlife management* 76(8), 1597-1606. <https://doi.org/10.1002/jwmg.452>
- Reimers, E., Eftestøl, S. & Colman, J.E. 2003: Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. - *The Journal of Wildlife Management* 67: 747–54. <https://doi.org/10.2307/3802681>.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J.E. & Gaare, E. 2007. Effects of power line on migration and range use of wild reindeer. *Biol Conserv* 134(4), 484-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.034>.
- Roemer, G. W., C. J. Donlan, and F. Courchamp. 2002. Golden eagle, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99:791–796.

- Røed, K.H., Holand, Ø., Gjøstein, H. & Hansen, H. 2005. Variation in male reproductive success in a wild population of reindeer. *J. Wildl. Manage.* 69: 1163–1170.
- Røed K.H., Øystein Flagstad, Mauri Nieminen, Øystein Holand, Mark J. Dwyer, Nils Røv and Carles Vila`. 2008. Genetic analyses reveal independent domestication origins of Eurasian reindeer. *Proc. R. Soc. B.* 275: 1849–1855. <http://doi.org/10.1098/rspb.2008.0332>.
- Røed, K.H., Flagstad, Ø., Bjørnstad, G. & Hufthammer, A.K. 2011: Elucidating the ancestry of domestic reindeer from ancient DNA approaches. - *Quaternary International* 238: 83-88.
- Räikkönen, J., Vucetich, J.A., Vucetich, L.M., Peterson, R.O. & Nelson, M.P. 2013. What the inbred Scandinavian wolf population tells us about the nature of conservation. *PLoS ONE* 8: e67218.
- Ruokavirasto. 2021. CWD – hirvieläinten näivetystauti ja muut TSE-taudit hirvieläimillä. <https://www.ruokavirasto.fi/viljelijat/elaintenpito/elainten-terveys-ja-elaintaudit/elaintaudit/luonnonvaraiset-elaimet/hirvielainten-naivetystauti-cwd/>. Viitattu 14.2.2022.
- Ruokavirasto. 2022. Tarhatut kameli- ja hirvieläimet on merkittävä yksilöllisillä tunnistimilla. <https://www.ruokavirasto.fi/viljelijat/elaintenpito/elainten-merkinta-ja-rekisterointi/kameli-ja-hirvielaimet/>. Viitattu: 11.4.2022.
- Sand, H., Eklund, A., Zimmermann, B., Wikenros, C. & Wabakken, P. 2016. Prey selection of Scandinavian wolves: Single large or several small? *PLoS ONE* 11(12): e0168062. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168062>
- Schaefer, J. A., Bergman, C. M. & Luttich, S. N. 2000. Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales. *Landscape ecology* 15: 731–739.
- Schöll, E.M. & Nopp-Myar, U. 2021. Impact of wind power plants on mammalian and avian wildlife species in shrub- and woodlands. *Biological Conservation* Vol 256: e109037. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109037>
- Seip, D. R. 1992. Factors limiting woodland caribou and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Can. J. Zool.* 70: 1494–1503.
- Selva, N., Teitelbaum, C.S., Sergiel, A., Zwijacz-Kozica, T., Zieba, F., Bojarska, K. & Muelle, T. 2017. Supplementary ungulate feeding affects movement behaviour of brown bears. *Basic and Applied Ecology* 24: 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.007>.
- Serrouya, R., McLellan, B.N., van Oort, H., Mowat, G. & Boutin, S. 2017. Experimental moose reduction lowers wolf density and stops decline of endangered caribou. *PeerJ* 5: e3736. <https://doi.org/10.7717/peerj.3736>
- Serreouya, R., Seip, D.R., Hervieux, D., McLellan, B.N., McNay, R.S., Steenweg, R., Heard, D.C., Hebblewhite, M., Gillingham, M. & Boutin, S. 2019. Saving endangered species using adaptive management. *PNAS* 116(13), 6181-6186. <https://doi.org/10.1073/pnas.1816923116>
- Shaffer, M. 1987. Minimum viable populations: Coping with uncertainty, 69–86. Teoksessa: Soulé, M. (toim.), *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sinclair, A.R.E., Pech, R.P., Dickman, C.R., Hik, D., Mahon, P. & Newsome, A.E. 1998. Predicting effects of predation on conservation of endangered prey. *Conserv. Biol.* 12, 546–575.
- Siivonen, L. 1972. Suomen nisäkkäät. Otava. 474 s.
- Sivertsen, T. R. 2017. Risk of brown bear predation on semi-domesticated reindeer calves - Predation patterns, brown bear-reindeer interactions and landscape heterogeneity. Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. Doctoral diss. - *Acta Universitatis agriculturae Sueciae*, 1652-6880; 2017:50, 50 pp. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-e-4162>



- Skarin, A. & Åhman, B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology*, 37, 1041–1054. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1499-5>
- Skarin, A., Sandström, P., Alam M., Buhot, Y. & Nellemann, C. 2016. Renar och vindkraft II – Vindkraft I drift och effekter på renar och renskötsel. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för husdjurens utfodring och vård. Rapport 294. p. 74
- Skarin, A. & Alam, M. 2017. Reindeer habitat use in relation to two small wind farms, during preconstruction, construction, and operation. *Ecology and Evolution*. 7:3870–3882.
- Skarin, A., Sandström, P. & Alam, M., 2018. Out of sight of wind turbines—Reindeer response to wind farms in operation. *Ecology and Evolution*. 2018;1–14.
- Suutarinen, J. & Kojola, I. 2017. Poaching regulates the legally hunted wolf population in Finland. *Biological Conservation*, 215, 11-18.
- Tarvainen, O., Hökka, H., Kumpula, J., Höyhty, I., Jokikokko, M. & Tolvanen, A. 2021. Turvetuotannosta vapautuneiden suonpohjien kasvittaminen poron ravintokasveilla. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 31/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki 37 s. <https://orcid.org/0000-0002-3965-7400>
- Thomas, D.C. & Gray, D.R. 2002. Update COSEWIG status report on the woodland caribou Rangifer tarandus caribou in Canada. Teoksessa: COSEWIG assessment and update status report on the Woodland Caribou Rangifer tarandus caribou in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 98 pp.
- Ukkonen, P. 1993. The post-glacial history of the Finnish mammalian fauna. *Ann. Zool. Fennici* 30: 249–264.
- Ukkonen, P., Lougas, L., Zagorska, I., Luksevica, I., Luksevics, E., Daugnora, L. & Jungner, H. 2006. History of the reindeer (Rangifer tarandus) in the eastern Baltic region and its implications for the origin and immigration routes of the recent northern European wild reindeer populations. *Boreas* 35: 222–230.
- Vanninen, E. 1972. Kuhmon peurahistoriikki. *Suomen Luonto* 31: 231–232.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2007. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology* 31, 399-407 (2008).
- Weldenegodguad, M., Pokharel, K., Ming, Y. *et al.* 2020. Genome sequence and comparative analysis of reindeer (*Rangifer tarandus*) in northern Eurasia. *Sci Rep* 10, 8980. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65487-y>
- Wittmer, H. U., Sinclair, A. R., & McLellan, B. N. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia*, 144(2), 257-267.
- Wittmer, H. U., B. N. McLellan, R. Serrouya, R., and C. D. Apps. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76:568–579.
- Wittmer, H. U., Serrouya, R., Elbroch, L. M., & Marshall, A. J. 2013. Conservation strategies for species affected by apparent competition. *Conservation Biology*, 27(2), 254-260.
- Valdmann, H., Anderson-Lilley, Z., Koppa, O. *et al.* 2005. Winter diets of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriologica* 50, 521-527. <https://doi.org/10.1007/BF03192645>
- Valtonen, M., Herrero, A., Heikkinen, S. & Holmala, K. 2022. Ilveskanta Suomessa 2022. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 62/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 25 s.
- Vors, L. & Boyce, M. 2009. Global declines of caribou and reindeer. - *Global Change Biology* 15: 2626-2633. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01974.x>
- Väinölä, R., Mäkinen, H. & Katajisto, P. 2001. Fennoskandian metsäpeuran populaatiogenetiikka: DNA-tuntomerkit rotupuhtauden tutkimuksessa. Metsäpeuran perimäselvitys -projektin loppuraportti. Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Eläinmuseo, Helsinki.