

Turun yliopiston maantieteen ja geologian laitos

Antti Rinne

MISSÄ HIRVET ELÄVÄT? - HIRVIEN ELINPIIRIT JA  
HABITAATTIVALINTA POHJANMAALLA

**Maantieteen pro gradu -tutkielma**

Asiasanat: hirvi, Alces alces, elinpiiri, habitaatti, elinympäristö, kannansäätely,  
habitaattivalinta

Turku 2017

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

TURUN YLIOPISTO  
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta  
Maantieteen ja geologian laitos

RINNE, ANTTI: Missä hirvet elävät? – Hirvien elinpiirit ja habitaattivalinta Pohjanmaalla

Pro gradu -tutkielma, 80 s., 1 liites.

40 op

Maantiede

Marraskuu 2017

---

Hirvi on Suomen merkittävin riistaeläin, jonka takia sitä on myös tutkittu paljon. Hirvien vaatimukset habitaattien suhteen vaihtelevat mm. vuodenaikojen mukaan. Tehokkaan hirvikannan hoidon varmistamiseksi on habitaattivalintaa tutkittava eri puolilla Suomea, sillä ympäristöolosuhteet vaihtelevat alueittain suuresti.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin, kuinka laajoja hirvien kesä- ja talvielinpiirit ovat sekä minkälaisia habitaatteja hirvet suosivat Pohjanmaan alueella kesäisin ja talvisin. Habitaattivalintaa tarkasteltiin kahdella eri tasolla: elinpiirin valintaa maisematasolla sekä habitaattivalintaa elinpiirin sisällä. Aineistona käytettiin 33:n GPS-pannoitetun hirven paikannustietoja vuosien 2009-2011 väliltä. Paikannustiedot projisoitiin monilähde-VMI:n päälle, joka oli uudelleenluokiteltu 15 luokkaan.

Tulosten perusteella urosten elinpiirit ovat keskimäärin huomattavasti laajempia kuin naaraiden. Kausien välillä tilastollisesti merkitseviä eroja ei löytynyt. Kesäisin hirvet suosivat elinpiiritasolla sekapuustoisia ja muita taimikoita sekä -nuoria metsiä. Talvisin taas suosittiin mäntyvaltaisia taimikoita ja nuoria metsiä sekä välteltiin peltoja ja muita alueita. Sukupuolittain tarkasteltuna tilastollisesti merkitseviä eroja ei löytynyt. Elinpiirien sisäisellä tasolla hirvet suosivat kesäisin lähes kaikkia sekapuustoisia ja muita metsäluokkia sekä nuoria turvepohjaisia mäntymetsiä ja varttuneita mäntymetsiä. Peltoja, vesistöjä ja muita alueita sen sijaan välteltiin. Talvisin hirvet siirtyivät keskimäärin nuorempiin metsäluokkiin suosien lähes kaikkia taimikoita ja nuoria metsiä. Talvisin kaikkia varttuneita metsiä ja peltoja välteltiin. Naaraat suosivat kesäisin uroksia selkeämmin lähes kaikkia sekapuustoisia ja muita metsäluokkia sekä nuoria turvepohjaisia mäntymetsiä. Molemmat sukupuolet välttelivät peltoja, vesialueita ja muita alueita. Talvisin molemmat sukupuolet suosivat lähes kaikkia taimikoita ja nuoria metsiä. Peltoalueita välteltiin hyvin selkeästi. Useamman habitaattivalinnan valinnan tason käyttäminen on välttämätöntä, jotta saataisiin selville, mitä habitaattiluokkia hirvet todella suosivat tai välttelevät ja kuinka voimakkaasti.

**Asiasanat:** hirvi, *Alces alces*, elinpiiri, habitaatti, elinympäristö, kannansäätely, habitaattivalinta

UNIVERSITY OF TURKU  
Faculty of Mathematics and Natural Sciences  
Department of Geography and Geology

RINNE, ANTTI: Where do moose live? – Home range and habitat selection of moose in Ostrobothnia

Master's Thesis, 80 pp., 1 app.  
40 ECTS  
Geography  
November 2017

---

Moose *Alces alces* is the most significant game animal in Finland and therefore the research on moose has been extensive. The habitat requirements of moose vary for example between seasons. To ensure that the management of moose is efficient enough we must study the habitat selection in different parts of Finland because environmental conditions vary widely across our country.

In this research the summer and winter home ranges and habitat selection of moose living in Ostrobothnia were examined. Habitat selection was examined at two scales: habitat composition of home ranges compared to overall landscape, and habitat composition around moose locations compared to home ranges. 33 moose were GPS-collared and tracked between 2009-2011. Location data was projected on top of reclassified multi-source national forest inventory map.

The results indicate that male home ranges were significantly larger than female's. Differences between seasons were not found. In summer moose favored mixed and other plantations and young forests at the home range scale. In winter pine-dominated plantations and young forests were favored, while agricultural fields and other areas were avoided. There were no significant differences between sexes. Within home ranges nearly all non-pine dominated forest classes as well as pine-dominated young peatland forests and mature forests were used significantly more in summer than expected. Agricultural fields, waterbodies and other areas were avoided. For winter moose moved to younger forest classes favoring nearly all plantations and young forests while all mature forests and agricultural fields were avoided. During summer females favored all non-pine-dominated plantations and young forests as well as young pine-dominated peatland forests more than males. Both sexes avoided agricultural fields, waterbodies and other areas. In winter both sexes used nearly all plantations and young forests more than expected but avoided agricultural fields. Using multiple scales of habitat selection is necessary for revealing which habitat classes moose favor or avoid and how powerful the selection is.

**Key words:** moose, *Alces alces*, home range, habitat, management, habitat selection, compositional analysis

# Sisällysluettelo

<b>1. JOHDANTO.....</b>	<b>7</b>
<b>2. LÄHTÖKOHDAT JA TEOREETTINEN TAUSTA.....</b>	<b>9</b>
2.1. Paikkatieto riistantutkimuksessa.....	9
2.2. Habitaatti ja elinpiiri käsitteinä .....	12
2.3. Resurssivalinta ja tarkastelutason merkitys .....	14
2.4. Tutkimuslaji.....	19
2.4.1. Hirvikannan kehitys Suomessa .....	19
2.4.2. Hirvikannan säätely.....	21
2.4.3. Hirven habitaattivalinta ja elinpiirit eri vuodenaikoina .....	24
<b>3. TUTKIMUSALUE .....</b>	<b>27</b>
<b>4. AINEISTOT JA MENETELMÄT.....</b>	<b>32</b>
4.1. Aineistot .....	32
4.1.1. Pantahirviaineistot.....	32
4.1.2. Monilähde-VMI11 .....	33
4.2. Menetelmät .....	34
4.2.1. Elinpiirien muodostus .....	34
4.2.2. Elinpiirien maisema-analyysi.....	36
4.2.3. Elinpiirien sisäinen maisema-analyysi.....	37
4.2.4. Tilastolliset analyysit .....	38
<b>5. TULOKSET .....</b>	<b>39</b>
5.1. Elinpiirien koko ja niillä vietetty aika .....	39
5.2. Elinpiirien habitaattikompositio vs. tutkimusalue .....	41
5.3. Elinpiirien sisäinen habitaattikompositio.....	46

<b>6. KESKUSTELU .....</b>	<b>52</b>
6.1. Elinpiirien koko ja niillä vietetty aika .....	52
6.2. Elinpiirivalinta maisematasolla.....	56
6.3. Habitaattivalinta elinpiirin sisällä .....	60
6.4. Mittakaavan vaikutus tuloksiin .....	68
<b>7. JOHTOPÄÄTÖKSET .....</b>	<b>70</b>
<b>KIITOKSET .....</b>	<b>71</b>
<b>LÄHDELUETTELO .....</b>	<b>72</b>
<b>LIITTEET.....</b>	<b>81</b>

# 1. Johdanto

Kun ihminen hyödyntää luonnonvaroja, on toimintaa seurattava ja säädeltävä riittävän tarkasti. Jos tätä ei tehdä kunnolla, seurauksena saattaa olla hyödynnettävien lajien kantojen romahtaminen, ja sitä kautta ennalta-arvaamattomia negatiivisia vaikutuksia koko ekosysteemiin (Salo ym. 2013: 1). Suomessa muutamien tärkeimpien riistaeläinlajien kannanhoidon tueksi on tehty hoitosuunnitelmat. Hoitosuunnitelmien avulla pyritään hoitamaan riistaeläinkantoja pitkäjänteisesti ja tavoitteellisesti sekä samalla sovittamaan eri tahojen näkemykset ja edut yhteen (Suomen riistakeskus 2016). Suomen merkittävimmän riistaeläimen, hirven, hoitosuunnitelma vahvistettiin vuonna 2014 (Maa- ja metsätalousministeriö 2014). Tämän päätavoitteena on varmistaa vakaa ja rakenteellisesti tasapainoinen hirvikanta. Suunnitelmassa todetaan seuraavasti: *"Hirvikannan hoidossa esitetään siirtymistä alueellisen tavoiteasettelun malliin, jolla pyritään nykyistä paremmin ottamaan huomioon alueellisia erityispiirteitä."* (Maa- ja metsätalousministeriö 2014: 5-6). Tämän tutkielman avulla saadaan uutta tietoa hirvien ekologiasta Pohjanmaan alueelta, minkä perusteella Pohjanmaan erityispiirteet pystyttäisiin ottamaan paremmin huomioon hirvikannan hoidossa.

Kun hirvikantaa säädellään vain metsästyksellä, on tärkeää ottaa huomioon mitä kaadetaan ja kuinka paljon. Saalistilastot ovatkin tärkeimpiä kannan kehityksen tunnuslukuja, ja niitä seuraamalla on mahdollista saada suuntaa-antavaa tietoa kannan tilasta (Nygrén 2009: 44). Vuosittain laadittavat arviot kannan koosta ja rakenteesta luovat pohjan metsästyksen pyyntilupakiintiöille, joiden kautta hirvikannan kokoa säädellään. Tarkkojen alueellisten saalistilastojen ja paikkatietomenetelmien avulla hirvikantaa voidaan säädellä paremmin ja suojella suurilta kannanvaihteluilta. Näiden menetelmien lisäksi kannanhoitosuunnitelman avulla pyritään lisäämään joustavia toimintatapoja, joilla nostetaan paikallisten pyyntiluvansaajien vastuuta hirvikannan hoidosta (Maa- ja metsätalousministeriö 2014).

Eläimet tarvitsevat ympärilleen alueita, joista ne saavat tarvitsemansa resurssit lisääntyäkseen ja säilyäkseen hengissä. Näitä ympäristöolojen kokonaisuuksia kutsutaan habitaateiksi (Dennis ym. 2003, Morrison 2006: 10). Habitaatin

käsitteeseen sisältyvät myös makrohabitaatit, jotka tarkoittavat erilaisia esimerkiksi kasvillisuuden mukaan luokiteltavia habitaattityyppejä. Jonkin eliölajin habitaattivalintaa tutkittaessa onkin huomioitava se spatiaalinen laajuus, jota tulosten perusteella halutaan tarkastella (D. H. Johnson 1980, Morrison 2006: 155, Herfindal ym. 2009). Eläinten suosimien habitaattien selvittämiseksi ei ole tarkoituksenmukaista tarkastella valintaa mikrotasolla, jos makrotason tarkastelukin riittää. Johnsonin (1980) mukaan tällaista eläinten resurssivalintaa voidaan tarkastella neljällä tasolla, lähtien hyvin laajasta maantieteellisten ja fysikaalisten ominaisuuksien valinnasta koko maisemassa aina yksittäisten ravintokasvien valintaan. Tässä tutkimuksessa keskitytään kahden keskimmäisen valinnan tason tarkasteluun, jotka käsittävät elinpiirien sijoittumisen maisemaan ja makrohabitaattien (ts. habitaattityyppien) valinnan elinpiirien sisällä. Koska monien eläinten, kuten myös hirven, vaatimukset habitaattien suhteen vaihtelevat vuodenaikojen mukaan (Puttock ym. 1996, Bjørneraas ym. 2011), tarkastellaan valintaa myös erikseen eri vuodenaikoina.

Hirvien talvieliniirit ovat rauhallisilla alueilla, joilla sopivaa ravintoa ja suojaa on runsaasti (Melin ym. 2016). Elinpiirit ovat yleensä talvisin pienempiä, sillä hirvet pyrkivät välttämään turhaa liikkumista. Kesäisin taas hirvien suosimat ympäristötyypit ja ravinto ovat paljon monipuolisempia ja elinpiirit laajempia (Nikula ym. 2004, Tanskanen 2011). Elinpiirin koko vaihtelee hirvillä myös iän ja sukupuolen mukaan. Uroksilla on todettu olevan suuremmat elinpiirit kuin naaraila, ja vanhemmilla hirvillä on keskimäärin suuremmat elinpiirit kuin nuoremmilla (G. Cederlund & Sand 1994, Heikkinen 2000).

Elinympäristöjen kartoituksessa on tärkeää ottaa huomioon myös temporaalinen muutos (Bjørneraas ym. 2011). Riistaeläinten kohdalla temporaalisen muutoksen ennustaminen eteenpäin on tärkeässä asemassa, sillä niiden perusteella määritellään seuraavien vuosien riistakantojen verotusta. Jos ennusteet on tehty virheellisesti, saattaa se aiheuttaa nopeita muutoksia populaatioiden koossa ja rakenteessa, joiden palautumisessa kestää pitkään (Luoma ym. 2001). Lähtökohta minkä tahansa eläimen kannanhoidolle on niiden ekologian, eli elintapojen ja käyttäytymisen tietämys (Sinclair 2006: 353). Tässä tutkimuksessa pyritään selvittämään, minkälaisissa habitaateissa hirvet elävät. Lajin



habitaattivalinnan tuntemalla voidaan hirvikantaa myös hoitaa paremmin määrittelemällä kullekin alueelle sopivat hirvitiheydet.

Tutkimuksen tavoitteena on selvittää hirvien kesä- ja talvilaidunalueiden rakenne ja elinpiirien koko Pohjanmaan hirvitalousalueilla. Näiden selvittämiseksi käytetään 33 GPS-pannoitetusta hirvestä saatuja tietoja sekä 11. valtakunnan metsien inventoinnin (VMI11) monilähde-aineistoa vuodelta 2013. Aineisto luokitellaan uudelleen hirvien elinympäristötutkimukseen sopivaksi, ja havainnot hirvistä projisoidaan monilähde-VMI:n päälle.

Tutkimuskysymykset ja niiden hypoteesit ovat seuraavat:

### **1. Miten elinpiirien koko ja niillä vietetty aika eroavat kausien ja sukupuolten välillä?**

Hypoteesit:

- Kesäelinpiirit ovat pinta-alaltaan suurempia kuin talvelinpiirien, ja uroksilla elinpiirit ovat laajempia kuin naarailla.
- Kesäelinpiireillä vietetään enemmän aikaa kuin talvelinpiireillä, ja naaraat pysyvät elinpiireillä uroksia pidempään.

### **2. Millaisia elinympäristöjä hirvet käyttävät kesäisin ja talvisin eri tarkastelutasoilla?**

Hypoteesit:

- Kesäisin hirvet käyttävät reheviä metsiä sekä peltoalueita, kun taas talvisin mäntyvaltaisia taimikoita ja nuoria metsiä.
- Urosten ja naaraiden välillä ei ole suuria eroja.
- Eri tarkastelutasojen välillä ei ole suuria eroja

## **2. Lähtökohdat ja teoreettinen tausta**

### **2.1. Paikkatieto riistantutkimuksessa**

Riistantutkimuksen katsotaan alkaneen vuonna 1924. Tuolloin perustettu Suomen Yleinen Metsästäjäliitto yhdessä vuotta myöhemmin perustetun suunnittelukomitean kanssa tutkivat edellytyksiä riistakantojen säilyttämiseksi,

lisäämiseksi ja kansainvälisen yhteistyön aloittamiseksi (Suomen Riistanhoitosäätiö 2017). Nykyään riistantutkimuksesta vastaa käytännön tutkimisen osalta pääasiassa Luonnonvarakeskus sekä yliopistot, ja hallinnollisesti Suomen riistakeskus sekä Maa- ja metsätalousministeriö.

1990-luvulla Riistantutkimuslaitos (RKTL, nykyään Luonnonvarakeskus) alkoi kehittää uusia menetelmiä riistaeläinkantojen seurantaan (Nygrén & Pesonen 1995). Riistanhoitoyhdistysten roolia kasvatettiin samaan aikaan huomattavasti laittamalla niiden vastuulle muun muassa hirvikantojen kehityksen seuranta, kannan verotuksen suunnittelu, kannan säätelyn tavoitteiden asetus sekä metsästäjien koulutus. Tämän jälkeen hirvikanta alkoi taantua heikon säätelyn takia (Nygrén 2009: 26-29). Syiksi arveltiin lähinnä liikametsästystä, väärän tyyppistä verotusta ja puutteellisia kannanseurantamenetelmiä (Purhonen ym. 1995, Orava 1995). Tämän seurauksena Metsästäjien Keskusjärjestö esitti vuonna 1997, että hirvikannan seurantamenetelmiä olisi kehitettävä (Keränen & Orava 1997). Samana vuonna Maa- ja metsätalousministeriö velvoitti RKTL:n käynnistämään selvityksen hirvikannan seurantamenetelmien käyttökelpoisuudesta (Nygrén 2009: 29). Selvitys luonnollisesti edesauttoi myös kaikkien muiden riistaeläinten tutkimusta, sillä samoja seurantamenetelmiä voidaan soveltaa moniin eri eläimiin. Myös yliopistot harjoittavat samantapaista tutkimusta, jolloin pyritään selittämään yleisiä biologisia lainalaisuuksia (Norrdahl 2013).

Ennen paikkatietomenetelmien kehitystä riistantutkimuksen käytetyimmät menetelmät olivat riistakolmiolaskennat, lentolaskennat ja erilaiset havaintokortit. Kaikki tieto oli paperilla, minkä takia tiedon käyttö oli erittäin hidasta. Nykyään tieto on enenevässä määrin digitaalisessa muodossa, ja uusia järjestelmiä sekä sovelluksia kehitellään jatkuvasti. Riistantutkimuksessa paikkatiedolla onkin monia käyttökohteita. Paikkatiedon avulla pystytään kartoittamaan ja tutkimaan esimerkiksi pesimistä, habitaattien käyttöä ja sijaintia, kausittaista populaatioiden liikettä sekä eri riistalajien tihentymiä (esim. Clark ym. 2008). Paikkatietoa käyttävistä menetelmistä tärkeimpiä ovat GIS-järjestelmät, kaukokartoitusmenetelmät ja GPS-laitteet (global positioning system). Yhdistämällä nämä menetelmät ja vuosittaiset saalistilastot, voidaan

riistantutkimusta kehittää tulevaisuudessa huomattavasti eteenpäin. Eräät sovelluskohteet paikkatietomenetelmille ovat osalle riistalajeista laadittavat hoitosuunnitelmat.

Riistakolmio on Suomessa kehitetty menetelmä eri riistaeläinkantojen arviointiin. Riistakolmiot ovat tasasivuisia kolmioita, jonka sivu on neljä kilometriä, jolloin laskentalinja on yhteensä 12 kilometriä (Luonnonvarakeskus 2016a). Pellikan ym. (2005) mukaan riistakolmioita on Suomessa noin 1600, joista vuosittain lasketaan 800-1000 kolmiota. Kesäisin laskenta tehdään kanalintujen osalta, ja talvella riistanisäkkäiden osalta. Kesäisin lasketaan näköhavainnot, ja talvisin jäljet. Riistakolmioiden päämääriä voidaan ajatella olevan kolme: metsästyksen suunnittelun parantaminen, tieto riistalajien elinympäristövaatimuksista ja elinympäristömuutosten vaikutuksista sekä riistaeläinseurantojen kokoaminen saman runsausseurannan piiriin (Luonnonvarakeskus 2016a). Tulokset lähetetään Luonnonvarakeskukselle, joka käyttää aineistoa tutkimuksissaan. Havainnot ja jäljet on helppo viedä paikkatietona GIS-järjestelmiin, jolloin myös kartografinen tutkimus on mahdollista. Riistakolmion lisäksi on kehitetty myös peltokolmio, jonka sivut ovat kaksi kilometriä pitkät.

Viime vuosina teknologian kehitys on tuonut paljon uutta eläinten spatiaalisen ekologian tutkimiseen. Kaukokartoitusmenetelmät ovat tärkeitä habitaattien kartoituksessa. Tällöin esimerkiksi ilmakuvista luokitelluista metsätyypeistä voidaan analysoida ne habitaatit, joissa laji parhaiten viihtyy. Tärkeimmät tutkimusaiheet tällöin ovat muun muassa ravinto, suoja ja petoriskit. Jos halutaan saada tietoa siitä, millaisilla alueilla eläimet liikkuvat, on käytettävä useampia menetelmiä (P. Baigas ym. 2010). Eläinten liikkeitä voidaan seurata esimerkiksi GPS-pantojen avulla. Sudet (*Canis lupus*) ovat tällä hetkellä suurena puheenaiheena Suomessa, ja niiden tutkimuksessa käytetään kattavasti paikkatietomenetelmiä. Erityisesti GPS-pantojen käyttö on hyvin yleistä niiden elinreiviirin tutkimisessa (ks. Jortikka 2017). Kun GPS-pannoista on saatu susien kulkemat reitit selville, viedään ne GIS-järjestelmään. Järjestelmän avulla niitä analysoidaan ja käytetään tutkimukseen. Tätä samaa menetelmää käytetään myös tässä tutkimuksessa hirvillä.

Yksi tärkeä tutkimusaihe ja käyttökohde GIS-järjestelmillä ovat uhanalaiset tai uhanalaistumassa olevat lajit. Erityisesti tällöin on tärkeää tietää paikallisella tasolla kunkin uhanalaisen lajin tiheydet ja spatiaaliset jakautumiset alueella. Esimerkiksi Ranskassa on tutkittu paljon punapyyn (*Alectoris rufa L.*) kannan vaihteluita (Peiro 2011). GIS-järjestelmiä on käytetty punapyyn tutkimiseen liittyen muun muassa yksilötiheyksien ennustamiseen, vektoripohjaisten esiintymiskarttojen luomiseen ja regressiomallien yhteensovittamiseen sekä mahdollisten leviämisalueiden suunnitteluun (Peiro & Blanc 1998, Borralho ym. 1999, Meriggi ym. 2007). Näiden menetelmien avulla nykyään tiedetään melko hyvin missä ja kuinka paljon punapyitä on, ja tätä tietoa voidaan käyttää metsästysjärjestelyiden ja suojelun suunnittelemisessa.

Karttojen merkitys riistanhoidossa on erittäin laaja-alainen. Peruslähtökohtana riistanhoidollisissa toimenpiteissä on tieto riistaeläinten määristä. Populaatioiden kokojen ja spatiaalisten sijaintien määrittämisessä kartat ja paikkatieto ovat erittäin tärkeässä asemassa. Näiden tietojen perusteella voidaan suunnitella toimenpiteitä, joilla riistaeläinten oloja voitaisiin parantaa. Esimerkiksi ruokintapaikkojen sijainnin on oltava riittävän kaukana asutuksesta ja sellaisella alueella, joilla eläimiä on. Peruskartan avulla nähdään suunnitellun alueen ominaispiirteet, jolloin ruokintapaikan sijainti voidaan päättää nopeasti. Toinen esimerkki ovat siirtoistutukset. Tällöin on erityisen tärkeää tietää kohdealueen topografia ja laajuus. Alueella on oltava riittävän suuri suojavyöhyke asutukseen ja teihin, jotta siirrettävät eläimet eivät liikaa häiriytyisi ihmisen vaikutuksesta. Tämä tutkielma on yksi hyvä esimerkki eri paikkatietomenetelmien yhdistämisestä eläinlajin kannanhoitoa varten.

## 2.2. Habitaatti ja elinpiiri käsitteinä

Yksinkertaisesti määriteltynä habitaatti tarkoittaa paikkaa, jossa eliö elää ja jonka se vaatii elinpiirikseen (Tirri ym. 2001). Habitaattia ei pidä kuitenkaan sekoittaa makrohabitaattiin eli habitaattityyppiin tai kasvillisuustyyppiin, sillä eliöt liikkuvat useiden eri habitaattityyppien alueella elämänsä aikana (Morrison 2006). Ympäristö kategorisoidaan eri luokkiin, jotka vastaavat kunkin eläinlajin habitaattityyppejä. Makrohabitaatteja ovat esimerkiksi erilaiset metsät ja pellot.

Eliöt elävät koko elinsyklinsä suosimassaan habitaatissa, joten nämä alueet olisi pystyttävä rajaamaan.

Koska tutkimuksen yhtenä tavoitteena on kartoittaa hirvien suosimia habitaatteja hirvivahinkojen ehkäisemiseksi, on habitaatin määritelmään otettava mukaan myös resurssinäkökulma. Dennis ym. (2003) pitävät habitaattia eliön eri elämänvaiheissa tarvitsemiensa resurssien ja ympäristöolojen kokonaisuutena, joiden avulla se esiintyy, lisääntyy ja säilyy hengissä kyseisellä alueella. Habitaatti on määriteltävä aina jokaiselle lajille erikseen, ja se yhdistää alueen bioottiset ja abioottiset piirteet organismiin (Hall ym. 1997). Määritelmässä on otettava huomioon niin spatiaalinen laajuus (*scale*) kuin myös temporaalinen laajuus. Joillain lajeilla, kuten hirvellä, habitaattivaatimukset vaihtelevat selkeästi eri vuorokauden- ja vuodenaikoina (Puttock ym. 1996, Bjørneraas ym. 2011). Tämän takia tässä tutkimuksessa habitaatteja tarkastellaan erikseen kesälle ja talvelle. Näin saadaan kartoitettua hirven elinsyklistä tärkeimmät habitaattityypit.

Elinpiiri sisältää kaikki yksilön eri aikoina käyttämät habitaatit ja koko alueen, jolla yksilö liikkuu säännöllisesti (Tirri ym. 2001: 133). Elinpiirin sisältä löytyvät kaikki tarvittavat resurssit lisääntymiseen, elämiseen ja suojaan. Elinpiirien koko vaihtelee luonnollisesti lajeittain, mutta myös sukupuolen, iän ja vuodenajan mukaan (Burt 1943, Tanskanen 2011, G. N. Cederlund & Okarma 1988, Nikula ym. 2004). Hirvi ei ole kuitenkaan reviirikäyttäytyvä eläin, joka eroaa selkeästi elinpiiristä. Reviiri on puolustettava osa yksilön elinpiiriä, jonne ei päästetä muita saman lajin yksilöitä (Tirri ym. 2001). Elinpiiri käsitteenä, ja ainakin kaikilla nisäkkäillä piirteenä on perusteltua, sillä pelkästään satunnaisista reiteistä ei muodostuisi yhtenäistä selkeää rajattua elinpiiriä (Spencer 2012). Siihen ei katsota kuuluvan ajoittaisia käyntejä vakituisen elinpiirin ulkopuolella (Burt 1943).

Eläimet pystyvät muodostamaan kognitiivisia karttoja, joiden perusteella ne suunnistavat muun muassa parhaille ruokapaikoille, suojaan pedoilta ja säältä tai eri vuodenaikaisille laitumille (Powell 2012, Jacobs 2003). Spencer (2012) ottaakin eläinten kognitiiviset piirteet mukaan elinpiirin määritelmään lisäämällä säännöllisen liikkumisen alueeseen myös informaation päivittämisen kognitiivisiin karttoihin.

Elinpiiri on määriteltävä tietylle aikavälille, sillä temporaalisen skaalan vaihtuessa myös elinpiirin koko vaihtuu (Powell 2012). Eläinten liikkumiseen vaikuttavat esimerkiksi pedot, sääolot, resurssien saatavuus ja lisääntymisaika (Wattles 2013, Risenhoover 1986). Wattlesin (2013) mukaan erityisesti suuret nisäkkäät, kuten hirvi, tarvitsevat laajoja vähähäiriöisiä alueita habitaateikseen. Hänen mukaansa habitaattien saatavuuteen ja niiden yhdistymiseen yhtenäiseksi elinpiiriksi vaikuttavat merkittävästi teollisuus, asutus, infrastruktuuri ja jopa ihmisten lemmikit. Eläimillä on tietynlainen vuorokausirytm, joten yhtä vuorokaudenaikaa tarkastelemalla ei voida päätellä eläimen elintapoja kaikkina aikoina (Nielsen ym. 2004). GPS-paikannuksella saadaan kattava temporaalinen skaala eläinten käyttäytymisestä, mutta otantaan on tällöin kiinnitettävä erityistä huomiota (Boyce 2006). Ajallisesti lähekkäisten paikannuspisteiden takia spatiaalista autokorrelaatiota saattaisi ilmetä liiaksi, jos otantaa ei satunnaisteta riittävän huolellisesti. Tässä tutkimuksessa temporaalinen skaala otettiin huomioon otantamalla satunnaisesti jokaiselta hirveltä tietty määrä havaintoja erikseen kesä- ja talvikaudelta sekä kiinnittämällä erityistä huomiota tilastollisiin analyyseihin. Hirvien elinpiirejä tarkastellaan käyttäen samoja ajallisia intervaleja, kuin habitaatteja tarkastellessa.

### 2.3. Resurssivalinta ja tarkastelutason merkitys

Eläimet tarvitsevat resursseja elääkseen, ja tarvittava resurssien määrä riippuu muun muassa populaatiokoosta (Abrams 1988). Ihmisellä on vastuu metsästettävien eläinlajien kannanhoidosta, mikä edellyttää lajien ekologian tuntemusta ja riittävän kattavaa kannanarviointia. Ainoastaan riittävän kattavan tiedon kautta on mahdollista määritellä metsästettävän kannan osuus koko kannasta. Lajin resurssien käytön kautta tiedetään, mitä laji vaatii selviytyäkseen ja mikä on lajin vaikutus ympäristöönsä. Resurssivalinta tarkoittaa siis resurssien valikoivaa käyttöä alueen kaikista resursseista (Boyce 2006, C. J. Johnson ym. 2006). Jos joitain resursseja käytetään muita enemmän huolimatta niiden esiintymisestä alueella, ajatellaan käytön olevan valikoivaa (Manly ym. 2007: 1). Resurssien suhteen käytetään yleensä joko luokittelevaa tai jatkuvaa asteikkoa. Habitaattitutkimuksessa käytetään usein luokittelevaa asteikkoa (mm. Nikula ym. 2004, G. N. Cederlund & Okarma 1988, Falconi 2015). Jatkovaa asteikkoa

voidaan käyttää esimerkiksi lajin suosiman ravinnon käytön tutkimisessa (mm. R. Heikkilä 1991).

Kuten Manly ym. (2007: 6) toteavat, alueella olevien resurssien määrä vaihtelee ajan mukana ja tämän myötä myös käytetyt resurssit. Yleensä resurssitutkimukset käsittelevät ravinnon tai habitaattien valintaa (Boyce ym. 2002, C. J. Johnson ym. 2006). Tarkastelun taso on kuitenkin valittava tarkasti, sillä resurssit ja niiden valinta muodostavat hierarkkisen kokonaisuuden (D. H. Johnson 1980). Tässä tutkimuksessa tarkastellaan hirviyksilön elinpiirin valintaa kokonaisuudesta sekä elinpiirin sisällä tapahtuvaa habitaattityyppien valintaa (D.H. Johnsonin (1980) toinen ja kolmas taso). Resurssien käyttöä, tässä tutkimuksessa habitaattiluokkien käyttöä, onkin aina verrattava johonkin suurempaan kokonaisuuteen. Ainoastaan sitä kautta tuloksista voidaan todella päätellä mitä habitaattiluokkaa suositaan ja mitä vältellään.

Mittakaava on keskeinen käsite maantieteessä, ja se liittyy hyvin läheisesti tarkastelutasoon. Sen avulla voidaan kuvata maantieteellistä tietoa ja nähdä spatiaalisuuden suhde muotoon, prosesseihin ja mittasuhteisiin (Lam & Quattrochi 1992). Jokaisella tutkimuksella on oma skaalansa, joka on sovitettava tavoitteiden ja aineistojen mukaan (Powell 1994, D. H. Johnson 1980). Pahimmillaan väärä skaala saattaa aiheuttaa virheellisiä tuloksia ja johtaa tulosten väärään tulkintaan (Bowyer ym. 1996). Mittakaavalla on useita eri merkityksiä, joita käytetään eri yhteyksissä (Lam & Quattrochi 1992). Mittakaavan merkitystä on tutkittu monissa eri aihepiireissä, kuten esimerkiksi luonnonsuojelussa ja luontotyyppien kartoituksessa (ks. Koivulehto & Paloniemi 2012).

Käsite, joka usein sekoitetaan mittakaavaan, on resoluutio. Resoluutiolla tarkoitetaan pienintä erotettavissa olevaa osaa spatiaalisessa aineistossa (Lam & Quattrochi 1992). Jotta aineistoon osataan valita oikearesoluutioista tietoa, on tiedettävä tutkimuslajin ekologiasta riittävästi (Boyce 2006). Tässä tutkielmassa käytetään hirvien ekologian selvittämisessä kahta resoluutiota; hirvien elinpiirejä ja yksittäisiä havaintopisteitä. Yksittäiset havaintopisteet ovat resoluutioltaan huomattavasti pienempiä kuin elinpiirit, jolloin habitaattivalintaa päästään tarkastelemaan huomattavasti tarkemmin. Yksittäiset havainnot kuitenkin

sisältyvät myös elinpiiritason tarkasteluun, mutta suuremman resoluution ja pienemmän kartografisen mittakaavan aiheuttaman yleistyksen takia havaintoja ei pystytä näkemään. Tässä tutkielmassa habitaattiluokkien kartoituksessa käytetään resoluutioltaan, eli pikselikooltaan, 16m\*16m tausta-aineistoa (Metla 2015).

Monet sorkka- ja kavioläimet liikkuvat habitaattityypeistä toisiin muun muassa ilmaston takia tai ravinnon ja suojan perässä (Mysterud ym. 2011, Fryxell & Sinclair 1988, Hebblewhite & Merrill 2007). Liikkumiset vaihtelevat lajeittain ja jopa yksilöittäin ympäristöolosuhteiden mukaan, johon usein liittyy populaation tiheyden vaikutus (Mysterud ym. 2011, Månsson 2009). Resurssien käyttö on usein näistä syistä erilaista riippuen vuodenajasta, sukupuolesta, yksilön iästä tai jopa vuorokaudenajasta. Nämä tekijät otetaan huomioon tässä tutkimuksessa tarkastelemalla erikseen kesä- ja talvilaitumia sekä sukupuolia. Mikäli halutaan selvittää otoksen avulla jonkin populaation piirteitä, on seurattavien yksilöiden määrän oltava riittävän suuri. Aebischer ym. (1993) suosittelevat tämän tyyppisiin elinympäristön rakennetta selvittäviin tutkimuksiin yli 30 pannoitetun yksilön otosta, kuitenkin minimissään 6 yksilön otosta. Jo havaintojen korkealla lukumäärällä päästään tarkkoihin tuloksiin yksilötasolla, mutta tulokset eivät silloin olisi riittävän yleistettävissä koko populaatioon. Jokainen yksilö tuo oman habitaattinsa käytön kautta lisää informaatiota koko populaation habitaattien käytön tutkimiseen. Tässä tutkimuksessa otoskoko yksilöiden osalta on 33, ja havaintoja näistä yksilöistä kertyi yhteensä 119 906 kpl.

Manly ym. (2007: 5-6) erottelevat kolme protokollaa, joiden perusteella resurssivalintaa voidaan mitata eri otantametoodeilla. Valittavana on kolme eri tarkasteluvaihtoehtoa resurssien käytöstä, joita yhdistelemällä protokollat määritellään: käytetyt, käyttämättömät ja saatavilla olevat resurssit. SP-A -protokollassa tarkastellaan saatavilla olevia resursseja ja käytettyjä resursseja. SP-B -protokolla puolestaan ottaa huomioon saatavilla olevat ja käyttämättömät resurssit, kun taas SP-C -protokollassa keskitytään käyttämättömiin ja käytettyihin resursseihin. Näitä protokollia on mahdollista käyttää yhdistettynä Thomasin & Taylorin (1990) identifioimiin tutkimusmalleihin. Malleja on kolme, joista ensimmäisessä keskitytään vain populaatiotasoon, eli yksilöitä ei erotella



missään vaiheessa. Koko populaation resurssien käytön ajatellaan olevan samanlaista, eli esimerkiksi sukupuolten tai eri ikäluokkien välillä ei kyetä havainnoimaan eroja. Resursseja tarkastellaan koko populaatiolle ja koko tutkimusalueella samalla kertaa. Toisessa tutkimusmallissa resurssien saatavuuden ajatellaan olevan sama kaikille yksilöille, mutta jokaista yksilöä tarkastellaan omana yksikkönään. Yksilöitä voidaan tarkkailla myös esimerkiksi GPS-pannoilla, kuten tässä tutkimuksessa on tehty. Kolmannessa mallissa myös resurssien saatavuutta tarkastellaan jokaisen yksilön kohdalla erikseen.

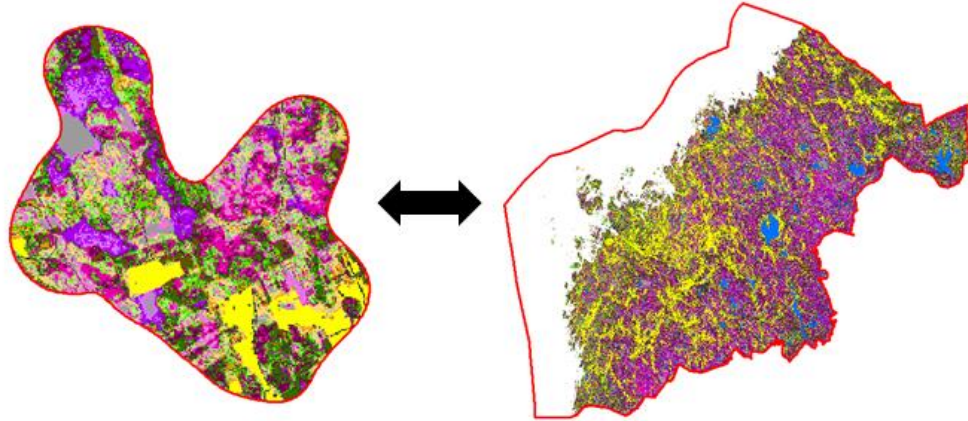
Johnson (1980) esitteli artikkelissaan nelitasoisen hierarkkisen järjestelmän, jonka mukaan ekologisia valintaprosesseja voidaan identifioida. Ensimmäisen asteen valinta käsittää fyysiset ja maantieteelliset piirteet, joiden rajoissa laji elää. Toinen aste määrittelee elinpiirin näiden rajojen sisällä, ja kolmas aste elinpiirin sisäisten piirteiden, kuten habitaattityyppien, valinnan. Neljännellä asteella valikoidaan yksittäiset osat, kuten esimerkiksi habitaattityypin sisällä olevat ravintona käytettävät kasvilajit. Tässä tutkimuksessa keskitytään lähinnä toisen ja kolmannen asteen valintoihin, ja niiden välisiin eroihin (kuva 1).

Tässä tutkimuksessa käytetään malleja kaksi ja kolme (Thomas & Taylor 1990), joissa yhdistyvät D.H. Johnsonin (1980) toisen ja kolmannen asteen valinnan tasot (kuva 1). Mallissa kaksi tutkitaan hirviryhmien (kaudet ja sukupuolet) elinpiirien habitaattikompositiota suhteessa koko tutkimusalueella tarjolla oleviin habitaatteihin, ja mallissa kolme hirvien paikannuspisteiden läheisyydessä olevaa habitaattikompositiota elinpiirien sisäiseen habitaattikompositioon. Malleja käytettäessä on myös otettava huomioon yksilöiden välinen vaihtelu habitaattien käytössä. Jos jotain habitaattiluokkaa käytetään hyvin tasaisesti kaikkien yksilöiden keskuudessa, on tällainen luokka epätasaisemmin käytettyä luokkaa merkityksellisempi (Thomas & Taylor 1990). Tasainen käyttö selviää tarkastelemalla hajontalukuja, joista tässä tutkimuksessa esitetään diagrammien yhteydessä keskivirhe. Mitä pienempi keskivirhe, sitä tasaisemmin hirvet ovat kyseistä habitaattiluokkaa käyttäneet.

### Johnsonin 2. asteen valinta

Elinpiirin kompositio

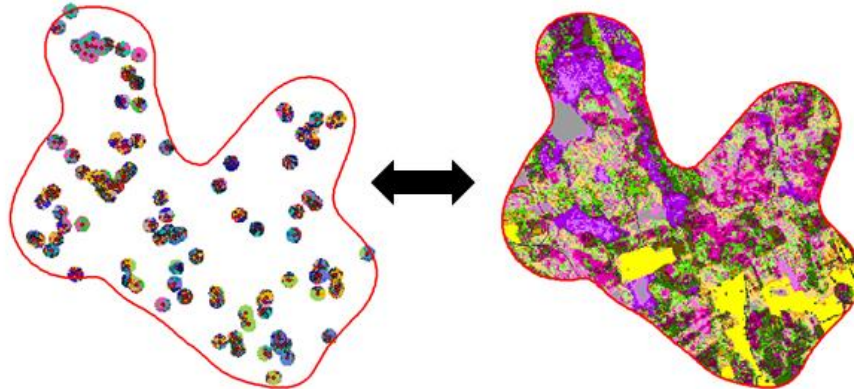
Tutkimusalueen kompositio



### Johnsonin 3. asteen valinta

Havaintopisteiden kompositio

Elinpiirin kompositio



Kuva 1. Johnsonin (1980) ekologisten valintaprosessien hierarkkisen järjestelmän kaksi tässä tutkimuksessa käytettyä tasoa. 2. asteen valinnassa elinpiirin ja tutkimusalueen kompositiota verrataan keskenään, ja 3. asteen valinnassa havaintopisteiden ja elinpiirin kompositiota verrataan keskenään.

Kahden eri mittakaavatason soveltamisessa habitaattitutkimuksessa saadaan huomattavia etuja suhteessa vain yhden käyttöön. Pelkästään habitaattien kompositionaalisella tutkimuksella ei päästä eri habitaattien rinnakkaisten vaikutusten selvittämiseen (D. H. Johnson 1980). Usein tietyn tyyppiset habitaatit esiintyvät rinnakkain, mikä vaikuttaa myös niiden käytön ilmenemiseen. Näin

tarkkaa habitaattien käyttöä ei saada selville koko elinpiirin tarkastelussa suhteessa maisemaan, vaan on käytettävä yksittäisiä havaintoja elinpiirien sisällä (Aebischer ym. 1993). Se, mitä piirteitä lajien habitaattitutkimuksessa pystytään selvittämään, riippuu käytetyn valinnan asteesta (D. H. Johnson 1980). Jos halutaan selvittää, minkälaisia habitaattityyppejä jokin laji käyttää elinpiirin sisällä, on käytettävä kolmannen asteen valintaa. Tämä ei onnistuisi ensimmäisen asteen valintaa tutkittaessa, sillä tällöin käsiteltäisiin hyvin yleisellä tasolla fyysisten ja maantieteellisten rajoittavien tekijöiden yhteisvaikutusta valintaan. Eri tasojen valinnasta on tehty lukuisia tutkimuksia, joiden tuloksissa tarkastelutason merkitys nousee hyvin korkeaksi (Beasley ym. 2007, Dussault ym. 2006, Virkkala 1991, Powell 1994, Moen 2008, Nikula ym. 2004, Forbes & Theberge 1993, Hebblewhite & Merrill 2007)

## 2.4. Tutkimuslaji

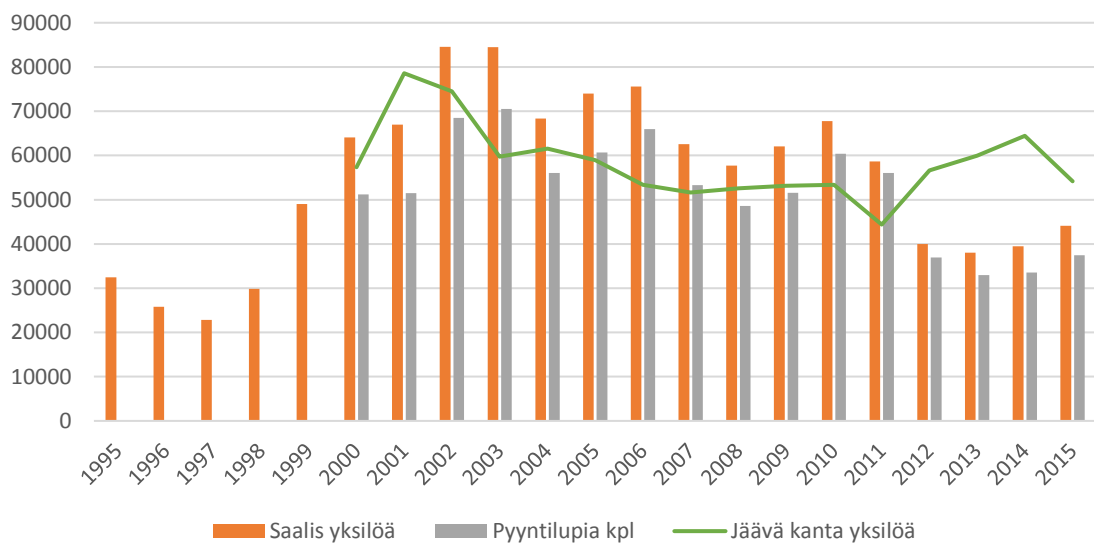
### 2.4.1. Hirvikannan kehitys Suomessa

Eurooppalainen hirvi (*Alces alces alces* L.) levittäytyi Fennoskandiaan noin 8000–9000 vuotta sitten, minkä jälkeen se on ollut yksi tärkeimmistä riistaeläimistä ihmisille (Kangas 2013). Hirvet levittäytyivät todennäköisimmin Fennoskandiaan idästä Venäjän kautta ja eteläisen Skandinavian kautta Pohjois-Suomeen habitaattien vapautuessa jääkauden jälkeen (Hundertmark 2002). Hirvet levittäytyivät hyvin nopeasti koko Suomen alueelle. Kankaan (2013) mukaan Suomessa on kaksi toisistaan geneettisesti erottuvaa hirvipopulaatiota, joista toinen on Pohjois-Suomessa ja toinen Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa sijaitseva populaatio on geneettisesti samankaltainen kuin muualla Fennoskandiassa, kun taas Etelä-Suomen populaatio on samankaltaisempi Venäjällä olevien populaatioiden kanssa. Erot on saatu selville vertailemalla mitokondrioiden DNA:ta. Geneettiset erot tukevat selvästi leviämisreittien sijainteja (Hundertmark 2002).

Toisen maailmansodan jälkeen metsäteollisuutta lisättiin, mikä muokkasi metsänhoitomenetelmiä (Lavsund 1987). Talousmetsät tuottivat enemmän sopivaa ravintoa hirville, mikä näkyi suoraan hirvikannan nousussa. Metsästys lisääntyi kuitenkin samaa tahtia, mikä johti kannan taantumiseen. Vuosina 1969–

1971 hirvi oli rauhoitettuna suurimmassa osassa maata, jonka seurauksena kanta lähti jyrkästi kasvamaan (Luoma 2002: 1). Siitä lähtien hirvikanta ja sen mukana kaatoluvat ovat heilahdelleet merkittävästi.

Hirvikannan koko on vaihdellut Suomessa vuosien aikana hyvinkin suuresti (Nygrén 2009: 44-45), ja tämä on selkeästi nähtävissä hirvisaaliiden määrästä (kuva 2). Nygrénin (2009: 45) mukaan vuosina 1971–2007 kaadettiin keskimäärin 45 228 hirveä vuosittain vaihteluvälin ollessa 4 217–84 525 yksilöä. Kun vaihteluväli on noin 80 000 yksilöä 36 vuodessa, on helppo ymmärtää, kuinka suuri merkitys metsästyksen säätelyllä on hirvikantojen elinvoimaisuuden kannalta. 2000-luvulla keskimääräinen saalis on ollut 62 978 hirveä ja vaihteluväli huomattavasti maltillisempi 38 025-84 525 (kuva 2). 2000-luvun alussa hirvikanta oli korkeampi kuin koskaan ennen. Tästä alkoi tehokas pyynti, jolla kanta saatiin laskemaan. Jäävän kannan arvio vuoden 2014 metsästyksen jälkeen oli Luonnonvarakeskuksen mukaan noin 83 000 hirveä, ja pyyntilupia myönnettiin vuodelle 2015 noin 37 500 kappaletta.



Kuva 2. Hirvisaalis, pyyntiluvat ja jäävän kannan arviokoko Suomessa vuosina 1995-2015. Lapin ja Kainuun tiedot puuttuvat jäävän kannan arviosta. Lähde: RiistaWeb.

Esimerkiksi Ruotsissa hirvitiheydet ovat 2-3 kertaa suuremmat kuin mitä meillä Suomessa (Lavsund ym. 2003). Siellä metsätaloutta on viime vuosina tehostettu merkittävästi, jonka seurauksena hirville sopivien habitaattien määrä on liian pieni suhteessa hirvien määrään. Tästä seuraa hirvien aiheuttamien vahinkojen kasvu muun muassa metsätaloudessa ja liikenteessä.

## 2.4.2. Hirvikannan säätely

Kun jonkin eläinlajin populaatioita säädellään ihmisen toimesta, on ensin ymmärrettävä luonnonvaraisten prosessien peruskäsitteitä. Eläinpopulaatiot ovat itsessään tietynlaisia systeemejä, joihin vaikuttavat sekä abioottiset että bioottiset tekijät. Systeemiin kuuluu toisiinsa linkittyneitä elementtejä, jotka toimivat yhdessä ja muodostavat kompleksisen systeemin (Phillips 1992). Biologiset systeemit ovat hierarkkisia temporaalisella ja spatiaalisella skaalalla. Eliöt kasvavat ja muuttuvat ajan myötä, mikä vaikuttaa myös niiden ympäristöön. Lisäksi eliöt kykenevät adaptoitumaan olosuhteiden muutoksiin, mikä edesauttaa henkiinjäämiskilpailua (Mäkelä 2006). Mäkelä (2006) soveltaa biologisten systeemianalyysien käyttöä metsänhoidon suunnitteluun. Metsä hänen mukaansa on dynaaminen systeemi, johon vaikuttavat kaikki sen sisällä olevat elementit. Hänen malliaan voidaan soveltaa myös hirvikannan hoidon suunnittelussa, sillä metsien tapaan hirvikanta on pitkälti ihmisten muokattavissa metsästyksen kautta. Hirvikanta on siis ihmisten luoma käsite tasapainosta, jota pyritään pitämään yllä aktiivisesti lähinnä metsästyksen keinoin.

Tasapainotila (equilibrium) voidaan määritellä tilaksi, jossa systeemin eri osasten suhde toisiinsa pysyy vakiona tietyn ajan (Renwick 1992). Hirvikannan halutun tason määrittelyyn on otettu useita eri asioita huomioon, joista on selitetty yllä enemmän. Tasapainotilaa voidaan pyrkiä muuttamaan suuntaan tai toiseen, joka konkretisoituu hirvikannan säätelyssä vuosittain myönnettyjen pyyntilupien muodossa. Tämän systeemin tärkeimpinä elementteinä ovat siis hirvet metapopulaatioineen, niiden habitaatit ja ihmiset. Muita elementtejä ovat muun muassa hirvien ravintona toimivat kasvit, pedot, loiset ja taudit sekä muut bioottiset ja abioottiset elementit. Näiden elementtien suhteet toisiinsa kytkeytyvät selkeimmin ravintoverkkoajatteluna, jossa kunkin elementin toimet aiheuttavat vasteen muissa elementeissä. Systeemin toimiessa sen ympäristö on myös vuorovaikutuksessa elementtien kanssa (Renwick 1992, Phillips 1992). Jos hirvien määrä muuttuu, vaikuttaa se välittömästi ympäristöön ja sitä kautta muiden elementtien toimintaan. Kuten (Mäkelä 2006: 5) toteaa: *"Menetelmällisten valmiuksien tulisi auttaa kokoamaan perustieteiden yhä enemmän pirstoutuvia yksityiskohtia – näkemään metsän puilta."* Esimerkiksi siis

pelkät saalistilastojen perusteella tehdyt päätelmät eivät riitä hirvikannan vakaaseen ja tehokkaaseen hoitamiseen, vaan systeemejä ja dynamiikkaa on ajateltava paljon laajemmalla perspektiivillä.

Koska hirvi on Suomen tärkein riistaeläin, on myös kannan verotus hyvin tarkkaan säädeltyä. Säätelyn taustalla on monia toimielimiä, joiden toimivuus perustuu avoimeen vuorovaikutukseen toimielinten välillä (Nygrén 2009: 33). Kaikki toimijat on tuotu yhteen Maa- ja metsätalousministeriön nimittämäksi julkiseksi riistakonserniksi. Julkiseen riistakonserniin kuuluvat Maa- ja metsätalousministeriön lisäksi Suomen riistakeskus ja riistanhoitoyhdistykset, Luonnonvarakeskus (entinen Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos), Metsähallitus, Metsäntutkimuslaitos sekä Elintarviketurvallisuusvirasto (Suomen riistakeskus 2014). Kaikilla toimijoilla on omat tärkeät osansa hirvikannan säätelystä, mutta lopulta Suomen riistakeskus myöntää pyyntiluvat, ja metsästäjät pyytävät hirvet. Hirvenmetsästysaika on vuoden 2016 loppuun saakka pohjoisimpia riistanhoitoyhdistyksiä lukuun ottamatta syyskuun viimeisestä lauantaista vuoden loppuun (taulukko 1). Vuodesta 2017 lähtien hirven metsästysaika alkaa pohjoisinta Suomea lukuun ottamatta lokakuun toisena lauantaina.

Taulukko 1. Hirven metsästysajat Suomessa vuonna 2014. Lähde: Suomen Riistakeskus

Metsästysalue	Metsästysaika
Muu Suomi	27.9.2014 — 31.12.2014
Enontekiö, Inari, Muonio ja Utsjoki	1.9.2014 — 20.9.2014
Enontekiö, Inari, Muonio ja Utsjoki	11.10.2014 — 30.11.2014

Nygrénin (2009: 34-37) mukaan 1970–1990 lukujen välissä hirvikannalle asetettiin useita eri tavoitteita, jotka saattoivat vaihdella hyvinkin suuresti vuosien välillä. Hirvikantaa pyrittiin kasvattamaan 1970-luvun lopulla, jolloin kaatomäärät tippuivat huomattavasti. Pientä kaatomäärää pyrittiin kompensoimaan tuottavuuden kasvattamisella. Naaraita säästettiin ja uroksia kaadettiin huomattavasti enemmän. Tästä seurasi kuitenkin hirvikannan vinoutunut

sukupuolirakenne, johon havahduttiin 1980-luvun puolessa välissä. Naarashirvien vasatuotto laski lähes koko maassa 1990-luvulle saakka, jolloin uudenlaiset hirvikannan rakenteen korjaamisen toimet alkoivat tuottaa tulosta (Luoma 2002: 66). Samalla kun vuodesta 1993 lähtien sai yhdellä pyyntiluvulla kaataa yhden aikuisen tai kaksi vasaa, hirvien ikä- ja sukupuolirakenteen tasapainottamisesta tuli helpompaa. 1990-luvulla maa- ja metsätalousministeriö antoi hirvitalousaluekohtaisia tiheystavoitteita, kunnes vuonna 2003 ministeriö luopui antamasta laadullisia kannanhoitotavoitteita (Nygrén 2009: 37). Riistanhoitoyhdistykset kuitenkin alkoivat ottaa enemmän vastuuta omista hirvikannoistaan, ja määrittivät omia tiheys- ja rakennetavoitteita alueilleen. Tätä jatkui aina vuoden 2014 loppuun saakka, jolloin määriteltiin uudet hirvitalousalueet ja vastuu siirtyi alueellisille riistaneuvostoilta (Suomen riistakeskus 2015a).

Valmistelu hirvikannan hoitosuunnitelmalle aloitettiin vuonna 2011 Suomen riistakeskuksessa, ja se saatiin vahvistettua vuonna 2.12.2014 (Maa- ja metsätalousministeriö 2014). Hoitosuunnitelman kautta pyritään kehittämään Suomen hirvikannan hoitoa ja toteuttamaan julkisen riistakonsernin asettamia tavoitteita (Suomen riistakeskus 2015b). Koska hirvi on Suomen tärkein riistaeläin monilla eri mittareilla mitattuna, on kunnollinen suunnitelma kannan säätelystä tarpeen. Valmisteluun otettiin kaikki mahdolliset instanssit mukaan, aina yksittäisistä kansalaisista valtakunnalliseen riistaneuvostoon. Ehkä tärkeimpänä asiana hirvikannan hoitosuunnitelmassa on tarkemman aluejaon käyttöönotto, kun jatkossa verotussuunnittelu hoidetaan uusien hirvitalousalueiden mukaan (Maa- ja metsätalousministeriö 2014). Näin saadaan yhtenäisten hirvitalousalueiden toimijat ja informaatio hirvikannasta yhteen, mikä mahdollistaa tarkemman käsityksen dynaamisesta hirvipopulaatiosta helpottaen kannanhoitoa.

Hirvikannan hoitosuunnitelman tavoitteina mainitaan myös riistakantojen säilyminen elinvoimaisina. Tähän ei kuitenkaan päästä pelkästään asettamalla saaliille vakaita saalistavoitteita eri ikä- ja sukupuoliluokissa, vaan on keskityttävä enemmän jäävään kantaan (Nygrén 2009: 77). Hirvikannan arviointimenetelmiä on siis syytä kehittää mukautuvammiksi. Hirvikannan hoitosuunnitelmassa

yhtenä tavoitteena onkin hirvihavaintojen ja –saalistiedon raportoinnin muuttaminen viikoittaiseksi, jolloin arviot hirvikannasta voitaisiin päivittää metsästyskauden aluksi ja verotusta säätää sen mukaan. Kun kantaa säädellään käytännössä vain metsästyksellä, saalistuspaine ja –kohdistus ohjaavat sen rakennetta voimakkaimmin. Kokonaistiheyksien ollessa 2-4 hirveä per tuhat hehtaaria hirvivahingot pysyvät kohtuullisina ja hirvikanta riittävänä pysyäkseen vakaana (Nygrén 2009: 93-94). Hirvikannan on myöhemmin havaittu olevan hyvin herkkä liialliselle verotukselle, sillä jo muutaman prosentin kasvu verotusasteessa saattaa vähentää populaatiota merkittävästi (Luoma ym. 2001). Metsästystä onkin säädeltävä vuosittain kannan tilan mukaan hirvitalousalueittain, jottei suuria kannanvaihteluita ja liiallista verotusta pääsisi tapahtumaan. Hirvikannan hoitosuunnitelmassa mainitaan myös elinympäristötutkimus, jota on kehitettävä hirvikannan hoidon hyödynnettäväksi. Erityisesti metsäntutkimukselle annetaan vastuuta hirvien elinympäristöjen valinnan tutkimuksessa.

#### 2.4.3. Hirven habitaattivalinta ja elinpiirit eri vuodenaikoina

Hirven habitaattivalinnassa ravinnon ja suojan saatavuus ovat tärkeimmät tekijät (Hjeljord ym. 1990, Dussault ym. 2006, White 2014, Melin ym. 2016). Talvella taas lumipeitteen paksuus on yksi merkittävimmistä valintakriteereistä (Puttock ym. 1996). Hirven ravinnon- ja habitaattien käytöstä Pohjoismaissa kesäisin on suhteellisen vähän tietoa, toisin kuin talviaikaisesta käytöstä. Nämä tiedot ovat kuitenkin tärkeitä erityisesti metsäteollisuuden näkökulmasta, sillä hirven ekologialla on suuri vaikutus metsiin (Hjeljord ym. 1990, R. Heikkilä & Härkönen 1993).

Elinpiirin koko vaihtelee hirvillä iän, sukupuolen sekä vuodenajan mukaan. Uroksilla on todettu olevan suuremmat elinpiirit kuin naarailla, ja kesäelinpiirit ovat suurempia kuin talvisin (G. Cederlund & Sand 1994, G. N. Cederlund & Okarma 1988, Heikkinen 2000, Tanskanen 2011). Cederlund & Sand (1994) seurasivat GPS-pannoilla 49 hirveä Keski-Ruotsissa vuosina 1983–1989. Uroksilla elinpiiri oli noin 2600 ha kun taas naarailla noin 1400 ha. Uroksilla ikä korreloi positiivisesti elinpiirin koon kanssa, mutta naarailla vastaavaa korrelaatiota ei havaittu. Suomessa elinpiirien on GPS-pannoitettujen hirvien



avulla havaittu olevan suunnilleen saman kokoisia, joskin Etelä-Suomen hirvillä on pienemmät elinpiirit kuin pohjoisempana elävillä (Heikkinen 2000, Tanskanen 2011). Myös vasojen on todettu pienentävän elinpiirien kokoa naarailla verrattuna vasattomiin naaraisiin (G. Cederlund & Sand 1994, Tanskanen 2011). Kun lasketaan yhteen hirvien kesä- ja talvieliniirit sekä niiden väliset kulkureitit, saadaan kullekin hirvelle niin sanottu vuosikotialue. Jotta tietyllä alueella 70 %:lla hirvistä vuosikotialue sisältyisi kokonaan kyseenomaiseen alueeseen, on alueen oltava Etelä-Suomessa 220 000 ha Keski-Suomessa 600 000 ha ja Pohjois-Suomessa 1 100 000 ha (Wikström 2015). Näitä lukuja on käytetty hirvitalousalueiden vähimmäiskokojen määrittelyssä, jotta kannanhoidollisilla menetelmillä olisi enemmän vaikutusta kunkin hirvitalousalueen populaatioihin.

Kesäisin hirvien pääravintona ovat koivut (*Betula spp.*), pajut (*Salix spp.*), haapa (*Populus tremula*) sekä mustikka (*Vaccinium myrtillus*) (Puttock ym. 1996, Hjeljord ym. 1990, Nygrén ym. 2013). Hirvet viihtyvät hieman ympäristöään hedelmällisemmillä alueilla kesäisin, joilla ravintoa on yllin kyllin (Hjeljord ym. 1990, Tanskanen 2011, Heikkinen 2000, Nikula ym. 2004). Hjeljord ym. (1990) tutkivat 23 hirven laidunalueita ja ravinnon koostumusta yhden kesän aikana Etelä-Norjassa. He tarkkailivat hirviä ja kirjasivat ylös mitä hirvet söivät ja kuinka kauan. Tärkeimmiksi kasvilajeiksi saatiin koivut, pajut sekä mustikka. Lisäksi ravintokasveina yleisiä olivat pihlaja (*Sorbus aucuparia*), haapa, korpipaatsama (*Rhamnus frangula*), vadelma (*Rubus idaeus*) sekä kanerva (*Calluna vulgaris*). Koivun ja mustikan osuudet kattoivat noin 2/3 koko ruokavaliosta, kuitenkin vaihdellen pitkin kesää. Heinäkuussa eri kasvilajien osuudet ruokavaliossa tasaantuivat, ja erityisesti pajujen osuus kasvoi. Mustikan osuus kasvoi huomattavasti elokuusta syksyyn mentäessä, lopulta vieden lokakuussa jopa yli 70% ruokailuajasta. Koivun osuus oli suuri läpi kesän, mutta hirvet hyödynsivät koivuyksilöitä eri tavoin kesän mittaan. Touko- ja kesäkuussa koivunlehtiä syötiin lähes valikoimatta, mutta loppukesästä latvuslehtien osuus nousi jopa 80%:iin (Hjeljord ym. 1990). Tämä vaikuttaa merkittävästi hirvituhojen kohdentumiseen erityisesti nuorissa metsissä, joissa lehtipuut ovat sukkessiovaiheessa ensimmäisiä puulajeja. Ravintokoostumusta voidaan tarkkailla myös syömäpuita tarkastelemalla, kuten R. Heikkilä (1991) teki tutkimuksessaan tarkastellessaan hirven ravinnonkäyttöä taimikoissa. Suurin osa katkokuista oksista kesällä oli

rauduskoivussa (*Betula pendula*), pihlajassa ja haavassa, mutta ravintokasvien valikointi kasvoi merkittävästi tarjolla olevan ravinnon lisääntyessä.

Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla tehtyjen tutkimusten mukaan kesäisin hirvien suosimissa elinympäristöissä korostuvat nuoret muut kuin mäntyvaltaiset metsät sekä varttuneet ja uudistuskypsät metsät (Tanskanen 2011, Nikula ym. 2004). Yleisesti metsät, joissa valtalajina ei ollut mänty, olivat tärkeimpiä hirvien elinympäristövalinnassa. Kesäelinpiirien sisällä oli merkittävästi talvea enemmän vesistöjä, peltoja ja asutusta. Tanskanen (2011) mukaan naarailla ja uroksilla oli myös pieniä eroja eri maisemaluokkien suosimisessa. Urokset suosivat kivennäismaapohjaisia mäntyvaltaisia taimikoita, muita kuin mäntyvaltaisia taimikoita sekä nuoria kasvatusmetsiä. Naarailla suosituimpia maisemaluokkia taas olivat nuoret kasvatusmetsät sekä muut kuin mäntyvaltaiset taimikot. Nikula ym. (2004) saivat samansuuntaisia tuloksia sukupuolten välisistä eroista. Vesistöjä ja avosoita molemmat sukupuolet kartoivat elinpiirien sisällä kesäisin. Latvuspeittävyuden on havaittu olevan tärkeä valintakriteeri hirville kesällä, sillä tiheälatvuksisissa varttuneissa metsissä hirvet ovat suojassa niin lämmöltä, kuin pedoiltakin erityisesti vasojen osalta (Melin ym. 2016, Melin 2014, Hjeljord ym. 1990)

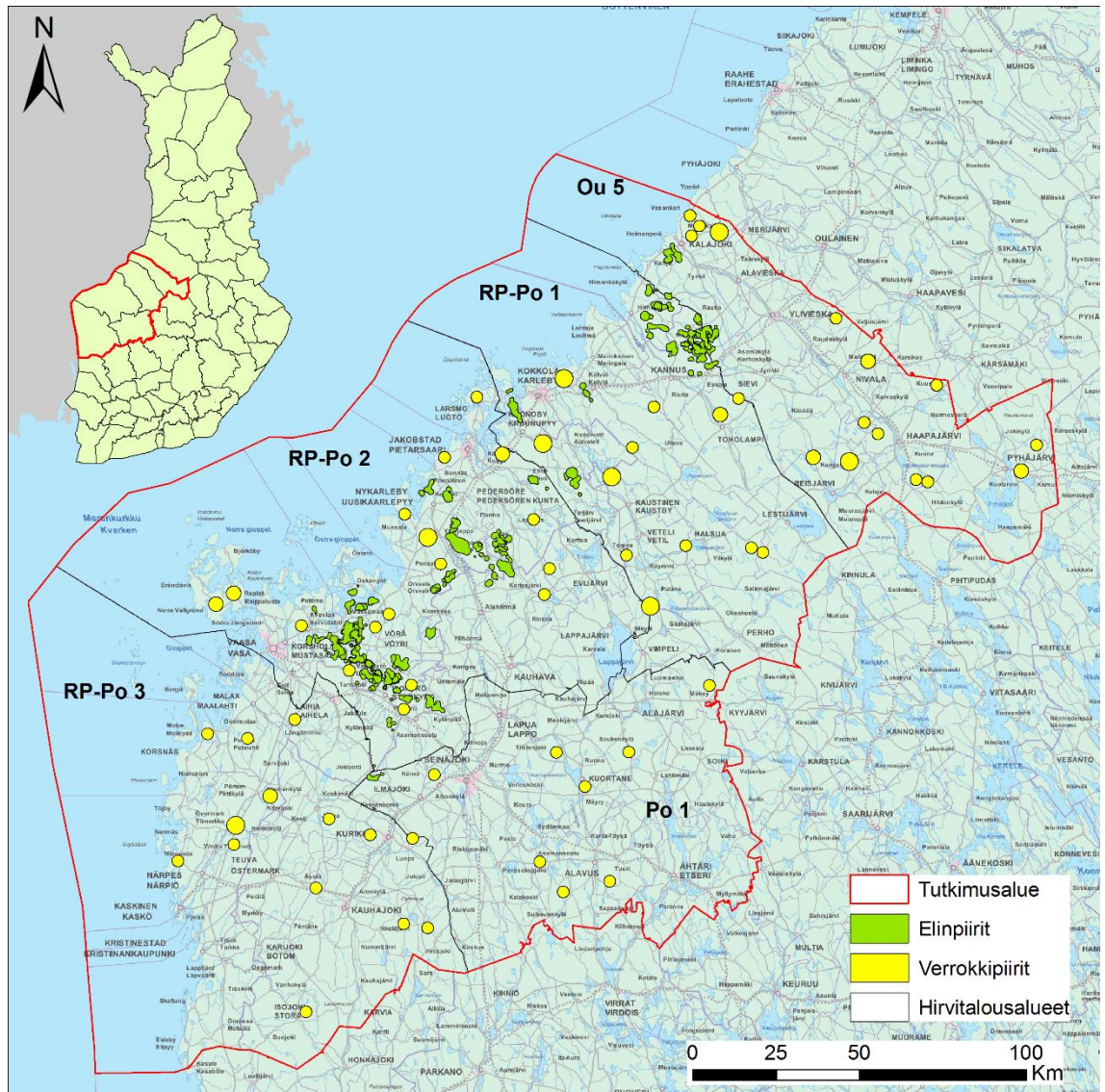
Talvisin hirvet hakeutuvat alueille, joilla on runsaasti ravintoa ja lumipeite ohuempi (Poole & Stuart-Smith 2005, Forbes & Theberge 1993, Risenhoover 1986). Tällöin ruuan etsimiseen laajoilta alueilta ei kulu niin paljoa energiaa ja aikaa. Inaktiivisin aika vuodesta hirvellä on helmikuu, jolloin talvi on myös kovimmillaan. Vuorokaudesta suurin osa menee ruuan etsimiseen, syömiseen ja sulattamiseen (G. Cederlund 1989). Talviksi hirvet siirtyvätkin nuoriin metsäluokkiin ja taimikoihin, joiden läheisyydessä on runsaasti suuria puita. Taimikoista ne saavat runsaasti ravintoa, ja suurten puiden läheisyydestä suojaa muun muassa lumelta (Melin ym. 2016). Hirvi käyttää ravintonaan talvisin pääasiassa mäntyä. Muita ravintokasveja ovat koivu, haapa, pihlaja ja pajut (R. Heikkilä 1991). Tämän takia hirvet hakeutuvat talvisin mäntyvaltaisiin taimikoihin, joiden läheisyydessä ei ole asutusta tai maataloutta (Nikula ym. 2004, Tanskanen 2011). Myös muut taimikot ovat tärkeitä elinympäristöjä talvisin, mutta erityisesti

turvemaiden mäntytaimikot korostuvat. Nuoret ja varttuneet metsät sen sijaan menettävät merkitystään talvisilla elinpiireillä (Tanskanen 2011).

Ruotsissa tehdyn tutkimuksen mukaan hirvet ovat aktiivisimmillaan toukokuun ja kesäkuun vaihteessa, jolloin myös aktiiviset jaksot päivittäin ovat pisimmillään (G. Cederlund 1989). Suomessa kevätvaellus ajoittuu yleensä huhti-toukokuun vaihteeseen (Heikkinen 2000). Keväisin hirvet muuttavat kesälaidunalueille nopeasti, jolloin vaellusaika on 1-2 viikkoa. Nopeaan siirtymiseen liittyy erityisesti naaraiden tarve päästä vasoma-alueille ennen vasojen syntymistä. Toinen aktiivisuuspiikki sijoittuu syksyille syys-lokakuun vaihteeseen (G. Cederlund 1989). Syksyisin vaellus talvilaidunalueille voi kestää jopa kuukausia, jonka aikana hirvet liikkuvat hyvinkin paljon. Syksyisin voidaan puhua syyselinpiireistä, sillä syksyisin hirvet saattavat liikkua sekä talvi- ja kesäelinpiirien alueella, että kokonaan uusilla alueilla. Ahkeraan liikkumiseen vaikuttavat myös kiima-aika sekä metsästyskausi (Heikkinen 2000). Kiima-aikaan hirvet hakevat itselleen pariutumiskumppania, jolloin ne saattavat vaeltaa pitkiäkin matkoja.

### 3. Tutkimusalue

Tutkimusalue sijaitsee Länsi-Suomessa ja se käsittää kokonaisuudessaan Pohjanmaan, Etelä-Pohjanmaan ja Keski-Pohjanmaan maakunnat sekä osan Pohjois-Pohjanmaasta. Hirvitalousalueet Rannikko-Pohjanmaa – Pohjanmaa 1-3, Pohjanmaa 1 sekä Oulu 5 kuuluvat kokonaan tutkimusalueeseen (kuva 3). Tutkimuksessa olevat hirviyksilöt liikkuvat kuvassa 3 esiteltujen hirvitalousalueiden alueella, jonka takia ne sisältyvät tutkimusalueeseen. Tutkimusalueeseen päätettiin sisällyttää kokonaisia hirvitalousalueita, sillä hirvitalousalueiden perustamisen yhtenä tarkoituksena oli luoda yhteneväisiä laajoja alueita, joilla hirvien kannanhoitoa pystyttäisiin kehittämään samojen rajojen puitteissa koko alueella (Maa- ja metsätalousministeriö 2014: 42-50). Tähän perustuen myös habitaattien oletetaan olevan suhteellisen samankaltaisia hirvitalousalueiden sisällä, vaikkakin rannikon ja sisämaan välillä löytyy selkeitä eroja. Hirvien suosimien habitaattien tuntemus on myös kannanhoidon kannalta tärkeää, jonka takia näihin aluerajoihin päädyttiin. Tutkimusalueen kokonaispinta-ala on noin 4,6 miljoonaa hehtaaria, josta maa-ala on hieman alle 3,2 miljoonaa hehtaaria.

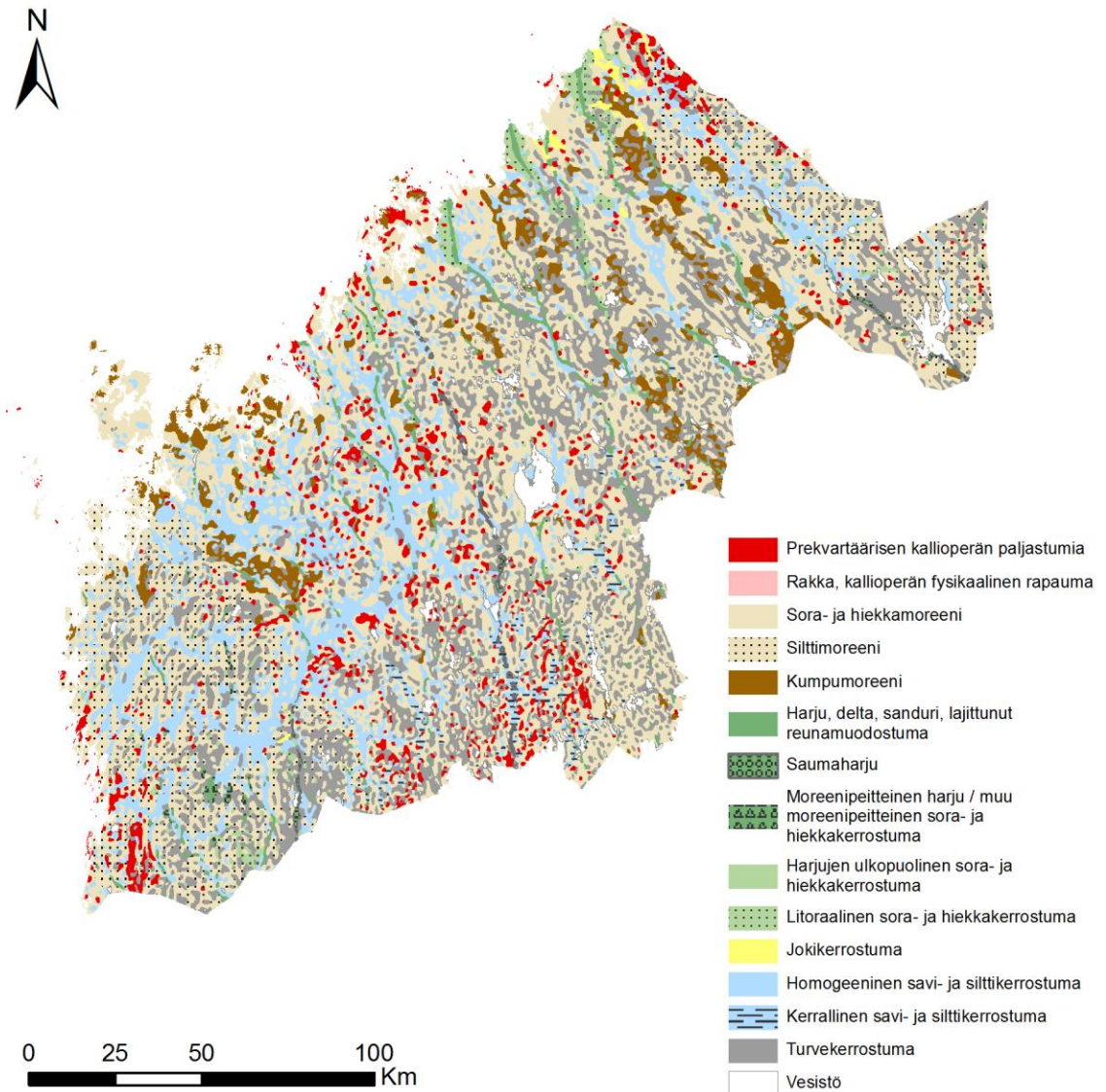


Kuva 3. Tutkimusalue Länsi-Suomessa. Vihreällä todelliset elinpiirit ja keltaisella verrokkielinpiirit. Mustalla viivalla eroteltuna hirvitalousalueet.

Tutkimusalueen kallioperä on pääosin varhaisproterotsooisia graniitoideja sekä svekofennisen alueen liuskeita (Lehtinen ym. 1998: 95-97). Graniitoideista suurin osa on erilaisia graniitteja vaihdellen tasaisesta karkearakenteisesta graniitista heterogeenisempään ns. Vaasan graniittiin. Svekofennisen alueen liuskekivet ovat pääosin sedimenttisyntyisiä liuskeita ja gneissejä sekä tulivuoriperäisiä metavulkaniitteja (Geologian tutkimuskeskus 2014, Lehtinen ym. 1998: 206-208, 244). Tutkimusalueen kallioperästä syväkivilajeja (kuten graniittia ja granodioittia) on yhteensä noin 54 %, ja paragneissiiä, eli sedimentoituneita savia ja hiekkoja, noin 38 % (Geologian tutkimuskeskus 2014).

Jääkausi on vaikuttanut voimakkaasti tutkimusalueen geomorfologiaan ja maaperään. Jäätikön kulutuksen takia alue on hyvin tasaista ja korkeusvaihtelua

on vähän. Pohjanmaan maisema tunnetaankin laajoista ja tasaisista peltolakeuksistaan. Idässä alue hipoo Suomenselän maisema-alueita (T. Heikkilä 2013). Pohjanmaalla on useita jokia, jotka laskevat vedenjakajana toimivalta Suomenselältä länsirannikolle. Koska lähes koko tutkimusalue on ollut Litorinanmeren aikaan veden alla (Åberg 2013), näkyy se maaperän koostumuksessa. Pohjanmaan alueella on runsaasti vanhan merenpojan savi- ja silttikerrostumia sekä jäätikön kuluttamia ja kuljettamia erilaisia moreenikerrostumia (kuva 4). Maaperän pintamaasta yli 40 % on sekalajitteista ja noin 10 % hienojakoista maalajia. Hieman alle 30 % on vaihtelevan paksuisia turvekerroksia ja noin 7 % kalliota (Geologian tutkimuskeskus 2015). Tutkimusalueeseen vaikuttaa hyvin voimakkaasti myös jääkauden jälkeinen maankohoaminen, sillä maa kohoaa alueella 8-9 mm vuodessa (Ojala ym. 2013).

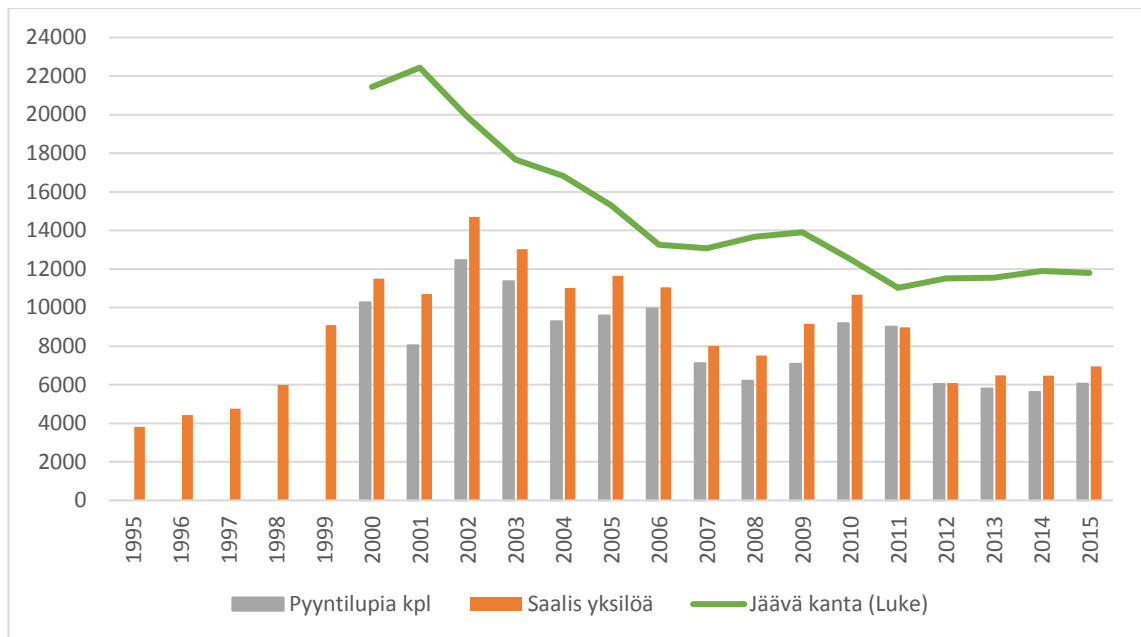


Kuva 4. Tutkimusalueen yleistetty maaperäkartta (Maaperä 1: 1 000 000 © Geologian tutkimuskeskus 2013).

Ihmisen vaikutus tutkimusalueella on melko suurta, sillä alueella asuu hieman yli 500 000 asukasta (Suomen virallinen tilasto 2011). Ihmisen suuri vaikutus näkyy muun muassa tiheänä tieverkostona, hoidettuina talousmetsinä, suurena peltoalana sekä suurena määränä taajamia. Maatalous on erittäin tärkeä elinkeino Pohjanmaan alueella, jonka takia peltoa onkin maapinta-alasta lähes 16 %. Metsää on noin 69 %, josta hirville erityisesti talvella tärkeitä taimikoita on hieman yli 14 % (Luonnonvarakeskus 2013). Tärkeimmät puulajit alueella ovat mänty (*Pinus sylvestris*), kuusi (*Picea abies*) ja koivut (*Betula pendula* ja *Betula pubescens*). Yli 70 % metsistä on mäntymetsää ja havumetsät kattavat yli 85% metsäalasta. Yksityiset metsänomistajat omistavat yli 70 % metsistä (Ylitalo 2013).

Lumensyvyys on alueella ollut vuosina 1981-2010 keskimäärin 20-50 cm (Pirinen ym. 2012). Lumensyvyys vaihtelee alueella paljon suhteessa meren läheisyyteen. Suuri osa tutkimusalueesta on rannikolla, mutta osa on reilun sadan kilometrin etäisyydellä merestä, jolloin lumen syvyys on keskimäärin hieman korkeampi. Vuosittainen sademäärä on ollut keskimäärin 500-600 mm ja ilman lämpötila 3,6-4,2 °C (Pirinen ym. 2012). Tutkimusalue kuuluu lähes kokonaan keskiboreaaliseen ilmastovyöhykkeeseen. Vain alueen lounaispääty on eteläboreaalista aluetta (Ilmatieteenlaitos 2017). Keskiboreaalista aluetta kuvaavat parhaiten suot ja havumetsät, kun taas eteläboreaalisella alueella soita on vähemmän ja metsissä on enemmän lehtipuita.

Metsästys on myös hyvin kattavaa, sillä hyvin suuri osa metsistä on vuokrattu metsästysseurojen käyttöön. Hirvikanta alueella on vahva ja sitä säädellään voimakkaasti metsästyksellä. Keskimäärin vuosina 1995-2015 hirviä on kaadettu 8860 yksilöä joka syksy. 2000-luvun alun huipun jälkeen hirvikanta on vakiintunut noin 3,7 hirveen tuhannella hehtaarilla metsästyskauden jälkeen. Yksilömäärinä tämä tarkoittaa 11 000-12 000 hirveä tutkimusalueella (kuva 5). Vuonna 2011 hirvitiheys oli noin 3,5 hirveä tuhannella hehtaarilla, mikä on melko paljon suurempi kuin keskimäärin koko Suomessa (3,0). Vasatuotto oli myös hyvin suurta, sillä jokaista sataa aikuista hirveä kohti syntyi 68 vasaa. Koko maassa vasatuotto oli 56 vasaa sataa aikuista kohti. Myös kaksosvasoja syntyy keskimäärin muuta maata enemmän (Luonnonvarakeskus 2016b). Hyvästä vasatuotosta huolimatta naaraiden määrä suhteessa urosten määrään oli noin 2,4. Vuonna 2016 on tarkoitus tavoitella 1,5 naarasta per uros, joten vuoden 2011 suhde on erittäin huono (Luonnonvarakeskus 2016c). Koko maassa suhde oli tuona vuonna 1,9.



Kuva 5. Hirvisaalis, pyyntiluvat ja jäävän kannan arvio tutkimusalueelta vuosilta 1995-2015 (Luonnonvarakeskus 2016b). Pyyntilupien tiedot riistanhoitopiirien lupahallinnosta.

## 4. Aineistot ja menetelmät

### 4.1. Aineistot

#### 4.1.1. Pantahirviaineistot

Tutkimuksessa käytettiin 33:sta Pohjanmaan alueella GPS-pannoitetusta hirvestä saatuja paikkatietoja. Hirvistä kahdeksan oli uroksia ja 25 naaraita, ja hirvien keskimääräinen arvioitu ikä oli pannoitushetkellä 6,2 vuotta. Hirvet pannoitettiin nukuttamalla helikopterista käsin eläinlääkärin toimesta, ja pannan asentamisen jälkeen hirvet herätettiin. Pannoituksen suoritti Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus (nykyinen Luonnonvarakeskus) sekä Elintarviketurvallisuusvirasto (EVIRA). Pannoitukset ulottuivat Lohtajan, Sievin, Toholammin, Kaustisen, Himangan, Alajärven, Lestijärven, Kuortaneen, Lapuan, Kauhavan, Uudenkaarlepyynseudun, Ylistaron, Laihian, Ilmajoen, Kalajoen-Alavieskan, Kälviän-Ulvilan, Lappajärven-Vimpelin, Lehtimäen-Soinin, Kyrönmaan, Härmän, Evijärven-Kortesjärven, Kokkolanseudun, Pietarsaarensuuden, Vöyrinseudun sekä Vaasansuuden riistanhoitoyhdistysten alueelle. Ensimmäiset paikkatiedot saatiin 22.1.2009 ja viimeiset 3.11.2011. GPS-pannat lähettivät paikkatiedon tunnin välein, ja seurantajaksojen pituudet



vaihtelivat pannan toimivuuden mukaan muutamasta kuukaudesta yli kahteen ja puoleen vuoteen. Yhteensä paikannuksia aineistossa on hieman alle 300 000 kpl.

#### 4.1.2. Monilähde-VMI11

Valtakunnan metsien inventointi on metsäntutkimuslaitoksen seurantajärjestelmä, jonka avulla saadaan monipuolista tietoa muun muassa metsävaroista ja metsien käytöstä. Inventointi toimii jatkuvana hankkeena, jossa maastomittaukset suoritetaan viiden vuoden välein (Metla 2015). Uusin ja myös tässä tutkimuksessa käytetty inventointi on järjestyksessään 11. ja se on vuodelta vuodelta 2013 (Luonnonvarakeskus 2013). VMI11:n maastomittaukset on suoritettu vuosina 2009–2013 (Metla 2015).

Monilähde-VMI:ssä yhdistetään VMI:ssä tuotetut maastotiedot satelliittikuviin ja muihin numeerisiin tietoihin. Satelliittikuvat ovat pääosin Landsat TM- kuvia. Maastotöissä inventoitujen alueiden väliin jäävät alueet interpoloidaan k:n lähimmän naapurin menetelmällä (k- Nearest Neighbor), jotta saadaan koko Suomen kattava jatkuva rasteripinta. Aineistossa on noin 40 eri tunnusta, joiden avulla voidaan kuvata puustoa (Metla 2015).

Tutkimuksessa käytettiin Monilähde-VMI:n pohjalta tehtyä puustoluokitusta vuodelta 2013, joka oli luokiteltu puulajivaltaisuuden ja kehitysluokan mukaan (Luonnonvarakeskus 2013). Pikselikoko rasterimuotoisessa kartassa on 16 \* 16 metriä. Luokituksessa oli alun perin 39 luokkaa, joita yhdisteltiin vastaamaan hirvien käyttämiä habitaattiluokkia nykytietämyksen mukaan. Lopulliseen luokitukseen tuli 15 luokkaa, jotka on kuvailtu taulukossa 2. Puustoluokkien keskitilavuudet laskettiin spatiaalisesti yhdistämällä puustoluokituksen pikselit tilavuuspikseleiden kanssa, jolloin jokaiselle puustoluokalle saatiin keskitilavuus kaikista luokan sisälle osuneista tilavuuspikseleistä. Tällä tavalla laskettuna tilavuudet saatiin tarkasti eri luokille, sillä tilavuudet vaihtelevat myös puulajien mukaan, eikä vain kehitysluokan (iän) mukaan.

Habitaattiluokituksessani on kolme pääpuustoluokkaa: mänty-, seka-, sekä kuusi- ja lehtipuumetsät (muut-luokka). Aiemmissä tutkimuksissa on keskitytty lähinnä mäntymetsiin hirvien elinympäristöinä (Tanskanen 2011, Nikula ym. 2004), mutta omat havaintoni hirvien suosimista elinympäristöistä nostivat myös

sekapuustoiset metsät omaksi luokakseen tutkimuksessa. Tanskasen (Tanskanen 2011) sekä Nikulan ym. (2004) tulosten mukaan hirvet käyttävät hyvin paljon myös muita kuin mäntymetsiä, mitä ei ole huomioitu riittäväällä tavalla habitaattiluokituksissa. Muut kuin mäntymetsät ovat olleet yhdessä luokassa, josta ei pystytä erottelemaan sen tarkemmin hirvien suosimia puustoluokkia. Omassa tutkimuksessani halusin erotella puustoluokkia hieman tarkemmin, jonka takia luokkia tuli yhteensä 15.

**Taulukko 2.** Tutkimuksessa käytetty habitaattiluokitus.

Luokka	Luokan kuvaus	Puuston keskitilavuus m <sup>3</sup> /ha	Pääpuulajin osuus tilavuudesta
Aukea	Aukeat ja avosuot, puuttomat alueet	2	-
MäTaK	Mäntytaimikot, kivennäismaa	33	männyn osuus >=60%
MäTaT	Mäntytaimikot, turvemaa	31	Männyn osuus >=60%
SekaTa	Sekapuustoiset taimikot, kivennäis ja turvemaa	37	kaikkien osuus <60%
MuuTa	Kuusi- ja lehtipuutaimikot, kivennäis- ja turvemaa	34	-
MäNuK	Nuoret mäntymetsät, kivennäismaa	98	männyn osuus >=60%
MäNuT	Nuoret mäntymetsät, turvemaa	89	männyn osuus >=60%
SekaNu	Nuoret sekapuustoiset metsät, kivennäis- ja turvemaa	100	kaikkien osuus <60%
MuutNu	Nuoret kuusi- ja lehtipuumetsät, kivennäis- ja turvemaa	91	-
MäVa	Varttuneet ja uudistuskypsät mäntymetsät, kivennäis- ja turvemaa	157	männyn osuus >=60%
SekaVa	Varttuneet ja uudistuskypsät sekapuustoiset metsät, kivennäis- ja turvemaa	171	kaikkien osuus <60%
MuutVa	Varttuneet ja uudistuskypsät kuusi- ja lehtipuumetsät, kivennäis- ja turvemaa	200	-
Pelto	Pellot	-	-
Vesi	Vesialueet	-	-
Muu	Asutusalueet, ihmisten muokkaamat alueet (tiet ym.)	-	-

## 4.2. Menetelmät

### 4.2.1. Elinpiirien muodostus

Elinpiirien määrittelyminen aloitettiin hirvien havaintopisteiden tuomisella Esrin ArcMap 10.2- paikkatieto-ohjelmistoon. Pisteet muunnettiin Esri shapefile-

muotoon helpompaa tarkastelua ja muokkausta varten. Koska hirvien GPS-pannat olivat toimineet eri ajanjakson ajan, päätettiin jokaiselta hirveltä ottaa satunnaisesti yksi kesä- ja yksi talvilaidunaika tarkasteluun. Tällä tavalla saatiin myös pienennettyä riippuvuutta ja spatiaalista autokorrelaatiota aineiston sisällä. Laidunajat vaihtelivat erittäin suuresti hirviyksilöiden välillä, joten ne oli käytävä läpi yksitellen. Jokaisen hirven laidunaika aloitettiin silloin, kun havaintopisteiden välinen matka lyheni ja hirvi jäi selkeästi samalle alueelle liikkumaan. Laidunajoille ei asetettu mitään minimi- tai maksimiaikoja. Yhteensä havaintopisteitä jäi laidunaikojen rajauksen jälkeen aineistoon yli 120 000 kappaletta. Yhtenäiset tarkasti määritellyt laidunajat eivät toimi vahvasti vaelluskäyttäytymistä ilmentävillä hirvillä, sillä elinpiirikäyttäytyminen saattaa vaihdella sekä spatiaalisesti että temporaalisesti vuosien välillä (Heikkinen 2000, Tanskanen 2011). Kesälaidunalueille hirvet vaeltavat yleensä melko nopeasti huhti-toukokuun aikana (G. Cederlund 1989), mikä helpotti kesälaidunaikojen määrittelyä.

Kesälaitumilta hirvet lähtevät pidemmällä aikavälillä ja siirtyminen talvilaitumille on huomattavasti vaikeammin hahmotettavissa. Hirvet saattavat käydä talvilaidunalueilla, mutta eivät välttämättä jää heti alueelle. Talvilaidunalueelle saapumista ja siellä pysymistä sekoittaa myös metsästysten alkaminen syksyllä sekä kiima-aika (Heikkinen 2000). Vuonna 2009 metsästyskausi oli 26.9 – 31.12. Metsästysaika näkyi monilla hirvillä nopeina perättäisinä liikkahduksina päivisin, jolloin hirvet saattoivat kulkea pitkiäkin matkoja ennen palaamistaan takaisin laidunalueelleen. Tällaiset satunnaiset poikkeamat laidunalueelta pyrittiin poistamaan elinpiirien muodostamisen yhteydessä.

Elinpiirit muodostettiin havaintopisteiden perusteella käyttäen Hawth's Analysis Tools- lisäosan "*Fixed kernel density estimate*"- työkalua. Kernelin tiheysestimaatissa (KDE) tietokone laskee kohteiden tiheyden niiden läheisyydessä olevien kohteiden mukaan, ja tekee tuloksesta tasaisen rasteripinnan (Esri 2014). Kyseessä on siis naapuruusanalyysi, jossa jokaisen solun ympärille luodaan ympyrän muotoista sädettä, samalla laskien pisteiden määrää. Jokaisen pisteen kohdalta lasketaan kernel-funktio, jonka (Silverman 1986) on selittänyt. Funktion arvo on korkeimmillaan pisteen kohdalla, ja

pienenee mentäessä kauemmas pisteestä. Funktiota lasketaan säteittäin niin kauas, kuin etukäteen määritetty etsintasäde jatkuu. KDE:n kaltaisia menetelmiä käytetään yleisesti lähtödatassa olevien säännöllisten kuvioiden paljastamiseen (Minoiu & Reddy 2007), kuten tässä tapauksessa elinpiirien muodostamiseksi.

Esiintymistodennäköisyydeksi valittiin 80%, sillä tällä tavalla saadaan rajattua pois suurin osa satunnaisista käynneistä varsinaisen elinpiirin ulkopuolella. Elinpiiri muodostuu eläimen normaaleista toiminnoista, kuten ravinnon etsimisestä ja suojan hakemisesta, eivätkä tähän sisälly ajoittaiset käynnit muualla (Burt 1943). 80% esiintymistodennäköisyyden on todettu riittävän elinpiirin eniten käytetyn alueen määrittämiseen erityisesti suomalaisessa hirvitutkimuksessa (Nikula ym. 2004, Tanskanen 2011, Heikkinen 2000). Analyysi myös pehmentää elinpiirien rajoja pyöreämmiksi, jotta niitä olisi mielekkäämpi tulkita vähemmän kompleksisuuden ansiosta (McMaster & Shea 1992). Talvi- ja kesälaidunalueiden pinta-alat laskettiin jokaiselle hirvelle. Tuloksia vertailtiin sukupuolittain ja vuodenajoin, sillä elinpiirit vaihtelevat sukupuolen, iän ja vuodenaajan mukaan (Burt 1943).

#### 4.2.2. Elinpiirien maisema-analyysi

Elinpiiripolygonit yhdistettiin habitaattiluokiteltuun ML-VMI11- aineistoon käyttämällä polygoneja maskina ML-VMI11- rasteritasoa leikattaessa. Rasteritason leikkauksessa käytettiin apuna ArcGIS- paikkatieto-ohjelmiston sisällä olevaa visuaalista Model Builder- ohjelmointikieltä. Sen sisältämän iteraatiotoiminnon avulla jokainen polygoni saatiin tehokkaasti leikattua ML-VMI11- rasteritasosta päällekkäisten elinpiirien aiheuttamien ongelmien välttämiseksi.

Todellisia elinpiirejä verrattiin satunnaisesti koko tutkimusalueelle sijoitettuihin verrokkeihin. Verrokkit olivat ympyröitä, jotka olivat saman kokoisia kuin todelliset elinpiirit keskimäärin. Verrokkeja luotiin sama määrä kuin todellisia elinpiirejä, ja niiden kokoa oli neljää eri kokoa: talvilaidun uros, talvilaidun naaras, kesälaidun uros ja kesälaidun naaras. Verrokkien sijoittamiselle määriteltiin kaksi rajoitusta. Ne eivät saaneet olla päällekkäin todellisten elinpiirien kanssa, eikä vesialueita saanut olla enempää kuin mitä todelliset elinpiirit sisälsivät. Verrokkeja

tarkastellessa on huomioitava, että muut hirvet saattavat käyttää niitä. Erityisesti habitaattivalintaa koskevissa tutkimuksissa otannan suunnittelussa ja sen analysoinnissa on otettava huomioon, käsitelläänkö verrokkeja kontrolli-, satunnais- vai saatavilla olevina alueina (Keating & Cherry 2004). Koska tutkimusalueella on suhteellisen tasainen hirvikanta, käyttävät hirvet todennäköisesti myös osaa verrokkialueista elinympäristöineen. Tästä syystä verrokkialueet edustivat tässä tutkimuksessa satunnaisalueita.

Elinpiirien mukaan leikatut habitaattirasterit ja niiden verrokkit analysoitiin Fragstats 4.2- ohjelmalla (McGarigal ym. 2012), jossa kunkin habitaattiluokan osuudet saatiin laskettua. Yksittäisten hirvien elinpiirien analyysien tulokset yhdistettiin, jonka jälkeen niitä tarkasteltiin vuodenajoittain sekä sukupuolittain Microsoft Excel-ohjelmalla. Kuvaajat analyysien tuloksista tehtiin SigmaPlot-ohjelmalla.

#### 4.2.3. Elinpiirien sisäinen maisema-analyysi

Jotta saataisiin tarkempi käsitys siitä, minkälaisia habitaatteja hirvet suosivat, on asiaa tarkasteltava tarkemmalla mittakaavalla (D. H. Johnson 1980). Tätä varten hirvien havaintopisteistä otettiin satunnaisotos, joiden ympäriltä analysoitiin kunkin habitaattiluokan osuudet. Tutkimuksessa ei haluttu tarkastella mitään tiettyä vuorokauden aikaa, joten satunnaisotos kaikkien havaintojen joukosta oli tarkoitukseen sopivin tapa. Jotta havaintojen välistä riippuvuutta ja spatiaalista autokorrelaatiota saataisiin vähennettyä, otettiin kultakin hirveltä kesä- ja talvihavainnoista 112 havaintopisteen otos. Hirvet viipyivät laidunalueillaan keskimäärin 112 päivää, joten tällä otoskoolla otokseen sisältyisi teoriassa yksi havainto per päivä. Tällöin riski perättäisten havaintojen aiheuttamalle spatiaaliselle autokorrelaatiolle pysyisi riittävän pienenä. Havaintopisteiden ympärille luotiin 100 metrin bufferivyöhykkeet, joilla leikattiin ML-VMI11-habitaattiluokitellusta rasteritasosta analysoitavat alueet.

Havaintopisteitä verrattiin elinpiirin sisälle satunnaisesti sijoitettuihin verrokkipisteisiin. Verrokkipisteitä oli sama määrä kuin todellisia havaintopisteitä (112 kpl), ja niiden ympärille luotiin myös 100 metrin bufferivyöhykkeet. Verrokkipisteiden sijainneilla ei ollut mitään rajoituksia. Havainto- ja

verrokkipisteiden rasteriympyrät analysoitiin Fragstats 4.2- ohjelmalla, ja tuloksia tarkasteltiin Microsoft Excel-ohjelmalla sukupuolten ja vuodenaikojen välillä. Kuvaajat analyysien tuloksista tehtiin SigmaPlot-ohjelmalla.

#### 4.2.4. Tilastolliset analyysit

Tilastolliset analyysit suoritettiin SAS Enterprise Guide- ohjelmistolla. Analyysinä käytettiin logistista regressioanalyysiä. Logistisessa regressioanalyysissä selitettävät muuttujat ovat binäärisiä eli dikotomisii (1 tai 0), jonka takia se sopii kahden populaation vertailuun (Midi ym. 2010). Selittävien muuttujien ja selitettävän muuttujan välillä ei oleteta olevan lineaarista suhdetta toisin kuin lineaarisessa regressiossa, ja selittävät muuttujat voivat olla jatkuvia ja/tai kategorisia (Midi ym. 2010). SAS-ohjelmiston GLIMMIX-proseduuri on erittäin käytännöllinen vaihtoehto tällaiselle datalle, joka ei ole normaalijakautunut. Etuna tässä proseduurissa on myös satunnaistekijöiden huomioonottaminen spatiaalisen autokorrelaation vähentämiseksi (Pampel 2000, SAS Institute Inc. 2008).

Logistisessa regressioanalyysissä lasketaan todennäköisyyksiä sille, tapahtuuko tarkasteltavana oleva asia vai ei (Kneib ym. 2011). Esimerkiksi voitaisiin tutkia, selittääkö jonkin habitaattiluokan suuri osuus elinpiirillä onko hirviyksilö uros vai naaras. Tässä tutkimuksessa todennäköisyyksiä analysoitiin vastemuuttujille, joita olivat käytetyt vs. verrokkihavainnot, naaraat vs. urokset sekä kesähavainnot vs. talvihavainnot. Selittävinä muuttujina (kovariaatteina) olivat eri habitaattityypit, sillä tutkimuksessa pyrittiin löytämään eroja elinympäristöluokkien käytössä eri vastemuuttujilla. Tulosten tulkinnessa on kuitenkin huomioitava, että verrokkihavainnot eivät ole kontrollipisteitä, joita hirvet eivät käytä.

Yksi erityisesti regressioanalyyseissä ilmenevistä ongelmista on multikollineaarisuus. Multikollineaarisuus tarkoittaa kahden tai useamman selittävän muuttujan voimakasta lineaarista korrelaatiota (Midi ym. 2010, Allison 2012). Mikäli muuttujien välinen multikollineaarisuus on liian suuri eikä sitä oteta huomioon, laskee se tyypillisesti muuttujien selitysasteita ja merkitsevyyksiä sekä kasvattaa keskivirheitä (Graham 2003, Midi ym. 2010). Yksi parhaista keinoista multikollineaarisuuden havaitsemiseen on VIF (Variance inflation factor) -arvon

tarkastelu (Midi ym. 2010). Erityisen tärkeää tämä on pienehköillä otoksilla, kuten elinpiirien vertailussa (N naaras=24, N uros= 8), jolloin virheen vaikutukset korostuvat. Eniten korreloivien luokkien erottaminen analyyseistä on tehokas keino multikollineaarisuuden ehkäisemiseksi. Jotta elinympäristöluokkien välistä multikollineaarisuutta saatiin pienennettyä mahdollisimman paljon, analysoitiin ne luokat erillään, joiden VIF-arvo oli yli 2.

Koska samoilta hirviyksilöiltä oli analyyseissä useita havaintopisteitä käytössä, on myös spatiaalinen autokorrelaatio otettava huomioon tilastollisia analyysejä tehdessä. Mitä lähempänä havaintopisteet ovat toisiaan, sitä todennäköisemmin ne myös muistuttavat toisiaan (Fotheringham 2009). Sama pätee tässä aineistossa niin samojen hirviyksilöiden havaintopisteiden aiheuttamaan spatiaaliseen autokorrelaatioon, kuin myös elinympäristöluokkien riippuvuuteen toisistaan eli multikollineaarisuuteen. SAS-ohjelmistossa käytettiin tämän takia GLIMMIX-proseduuria, johon on mahdollista liittää RANDOM-lauseke, joka ottaa huomioon spatiaalista autokorrelaatiota aiheuttavat tekijät (SAS Institute Inc. 2008). Satunnaistekijäksi asetettiin hirvien ID-tunniste, jottei samojen yksilöiden havaintojen aiheuttama spatiaalinen autokorrelaatio vaikuttaisi liikaa analyysien tuloksiin (Kneib ym. 2011). Elinpiirien kokojen ja toisen asteen elinympäristövalinnan tilastollisissa testeissä jokaiselta hirveltä oli vain yksi havainto, jonka takia RANDOM-lauseketta ei tarvinnut käyttää. Jos samalta yksilöltä käytetään useaa havaintopistettä ottamatta yksilöiden aiheuttamaa autokorrelaatiota huomioon, tulee tuloksista vinoutuneet.

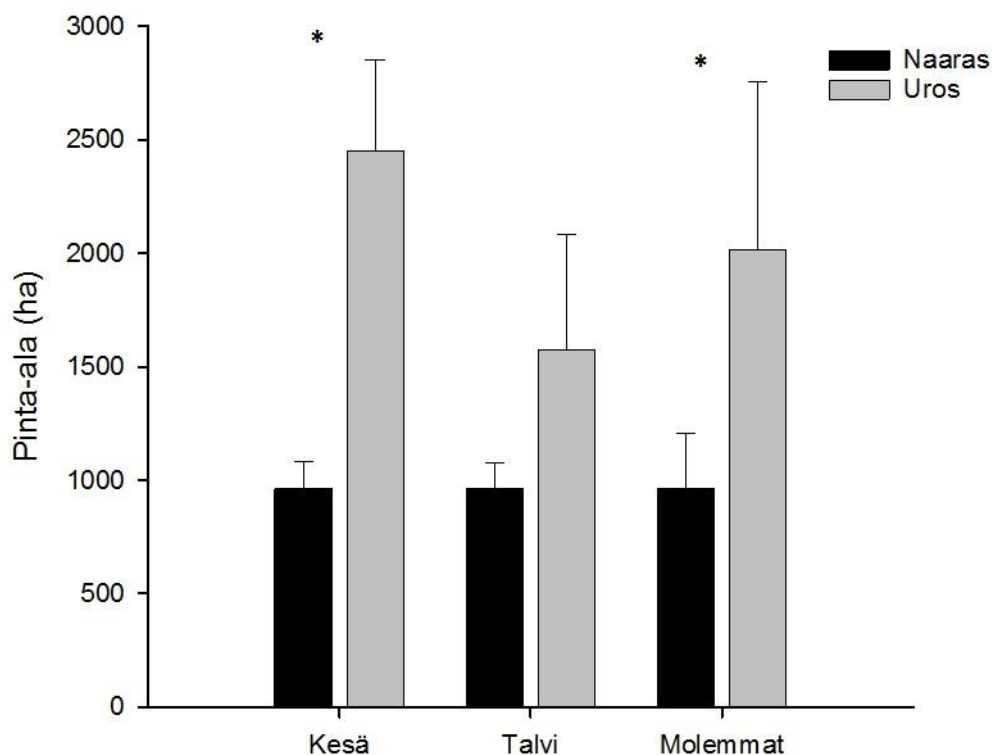
## 5. Tulokset

### 5.1. Elinpiirien koko ja niillä vietetty aika

Hirvien elinpiirien koot vaihtelivat suuresti yksilöittäin ja kausittain. Erityisesti urosten ja naaraiden erot olivat suuria, sillä urosten elinpiirit olivat pinta-alaltaan keskimäärin kaksinkertaisia naaraiden elinpiireihin verrattuna (liite 1). Suurimmat elinpiirit olivat uroksilla kesäisin (ka 2449,7 ha), ja pienimmät naarailta kesäisin (ka 962,2 ha). Urosten kohdalla keskivirheet- ja hajonnat muodostuivat melko suuriksi, sillä otoskoko oli melko pieni (N=8). Keskimäärin hirvien elinpiirit olivat kesäisin noin 1300 hehtaaria ja talvisin 1100 hehtaaria. Tutkimuksessa olleet

hirvet vaelsivat keskimäärin 12 kilometriä (vaihteluväli 0-60km) elinpiirien välillä, urosten vaeltaessa hieman kauemmas kuin naaraat.

Sukupuolten väliset erot muodostuivat hyvin selkeiksi urosten eläessä huomattavasti suuremmilla elinpiireillä kuin naaraat ( $p=0,003$ ). Kesäelinpiirit olivat uroksilla keskimäärin noin 2,5 kertaa suuremmat kuin naarailla ( $p= 0,008$ ), ja talvielinpiirit noin 1,5 -kertaiset ( $p=0,165$ , kuva 6). Kesän ja talven välillä ei kuitenkaan löytynyt tilastollisesti merkitseviä eroja, vaikka erot elinpiirien koissa olivatkin suuria.



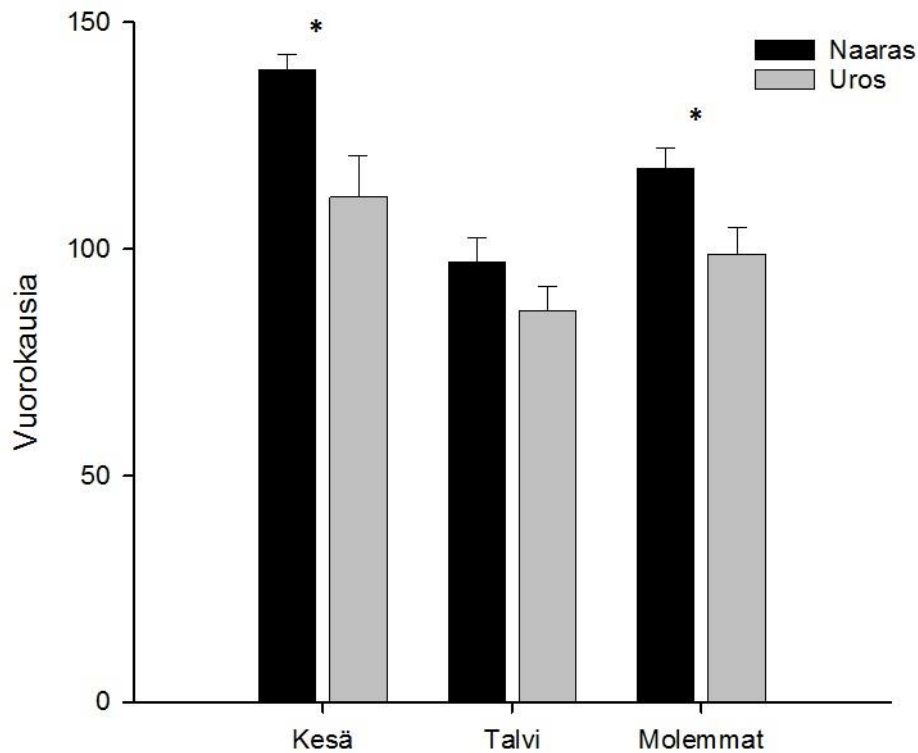
Kuva 6. Hirvien elinpiirien pinta-alojen keskiarvot (+S.E.) (N= taulukko 3). Tilastollisesti merkitsevät erot urosten ja naaraiden välillä tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

Tutkimuksessa tarkasteltiin myös hirvien elinpiireillään viettämää aikaa. Keskimäärin hirvet viettivät talvielinpiireillä 94,4 vuorokautta ja kesäelinpiireillä 132,6 vuorokautta (liite 2). Eniten aikaa elinpiireillään viettivät naaraat kesäisin (ka= 139,6 vrk) ja vähiten urokset talvisin (ka=86,3 vrk).

Suurimmat erot löytyivät urosten ja naaraiden kesäelinpiireillään viettämässä ajassa (~28 vrk,  $p=0,017$ , kuva 7). Talvielinpiireillä vietetyssä ajassa ei ollut sukupuolten välillä tilastollisesti merkitsevää eroa ( $p=0,310$ ), mutta molempien



kausien yhdistetyssä keskiarvoissa oli ( $p=0,039$ ). Uroshirvet olivat keskimäärin 25 vuorokautta pidempään kesäelinpiireillään kuin talvielinpiireillä ( $p=0,079$ ). Naarailla ero oli huomattavasti suurempi ja selkeämpi (~43 vrk,  $p<0,001$ ). Naarailla ja uroksilla yhteensä erot kesän ja talven välillä olivat myös tilastollisesti merkitseviä (~38 vrk,  $p<0,001$ , liite 2).

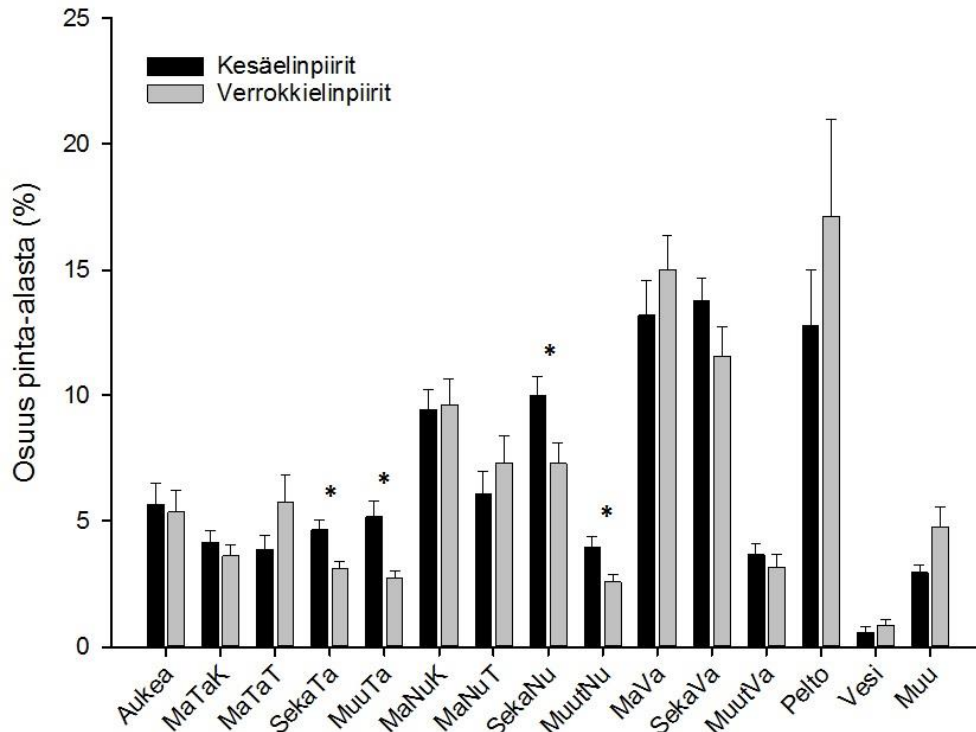


Kuva 7. Hirvien elinpiireillään viettämien vuorokausien keskiarvot (+S.E.) (N=Taulukko 4). Tilastollisesti merkitsevät erot urosten ja naaraiden välillä tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

## 5.2. Elinpiirien habitaattikompositio vs. tutkimusalue

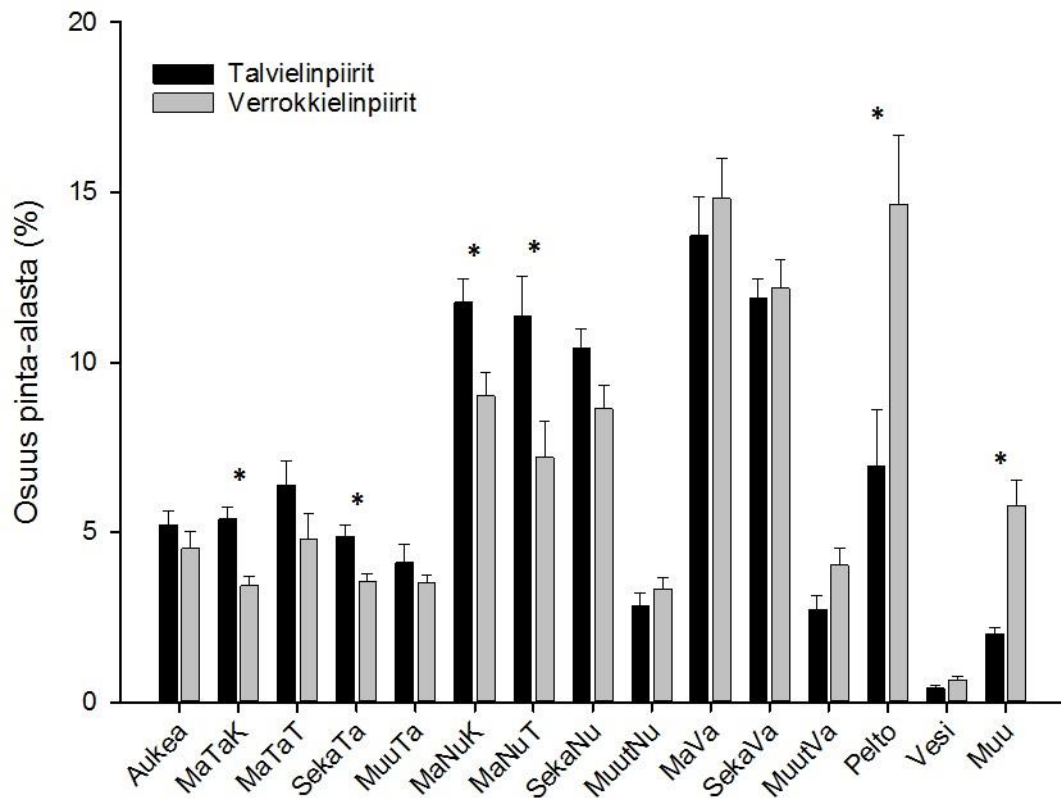
Hirvien todellisia elinpiirejä suhteessa kokonaisuutensa satunnaisesti sijoitettuihin verrokkielinpiireihin tarkasteltiin sekä kausittain, että sukupuolittain. Urosten ja naaraiden yhdistettyjä tuloksia tarkasteltaessa on tärkeää huomata, että otoskoosta suurin osa on naaraita, jollin uroshirvet jäävät aliedustetuiksi keskiarvoja laskettaessa. Kesäelinpiirit sisälsivät tilastollisesti merkitsevästi enemmän sekapuustoisia taimikoita ( $p=0,007$ ), muita taimikoita ( $p=0,004$ ), sekapuustoisia nuoria metsiä ( $p=0,025$ ) sekä muita nuoria metsiä ( $p=0,018$ )

(kuva 8). Verrokkielinpiirejä kesäelinpiireillä vähemmän käytetyille habitaattiluokille ei muodostunut tilastollisesti merkitseviä eroja.



Kuva 8. Hirvien kesäelinpiirien (N=32) habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkielinpiireihin (N=32) (ka + S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  välillä merkattu asteriskilla.

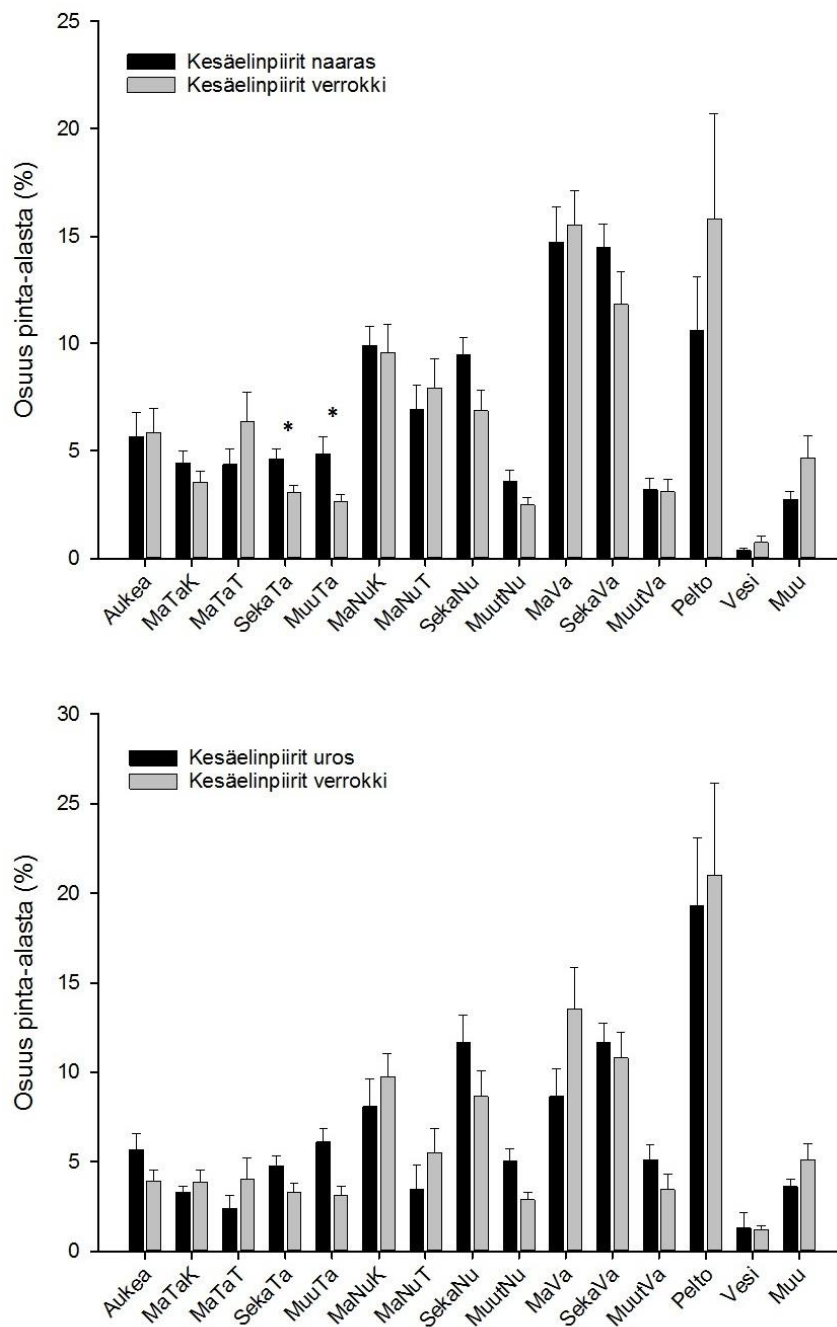
Talvella hirvien elinpiireillä oli verrokkielinpiirejä tilastollisesti merkitsevästi enemmän kivennäispohjaisia mäntytaimikoita ( $p=0,001$ ), sekapuustoisia taimikoita ( $p=0,005$ ) sekä nuoria mäntymetsiä kivennäismaalla ( $p=0,013$ ) ja turvemaalla ( $p=0,019$ ). Merkitsevästi vähemmän talvelinpiireillä taas oli peltoja ( $p=0,011$ ) sekä muita alueita ( $p < 0,001$ ). Lähes merkitseviä eroja oli nuorten sekametsien suosimisessa ( $p=0,054$ ) sekä muiden varttuneiden metsien välttämässä ( $p=0,056$ , kuva 9).



Kuva 9. Hirvien talvieliniirien (N=33) habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkieliniireihin (N=33) (ka + S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  välillä merkattu asteriskilla.

Verrattaessa urosten eliniirien koostumusta verrokkieliniireihin, ei tilastollisesti merkitseviä eroja syntynyt pienen otoskoon (N=8) ja suurten yksilöllisten erojen takia. Tämän takia myös keskivirheet muodostuivat melko suuriksi, mutta keskiarvoissa erot olivat osassa habitaattiluokista hyvinkin suuria. Lähes merkitseviä eroja habitaattiluokkien suosimisessa löytyi muiden taimikoiden ( $p=0,059$ ) sekä muiden nuorten metsien kohdalla ( $p=0,080$ , kuva 10).

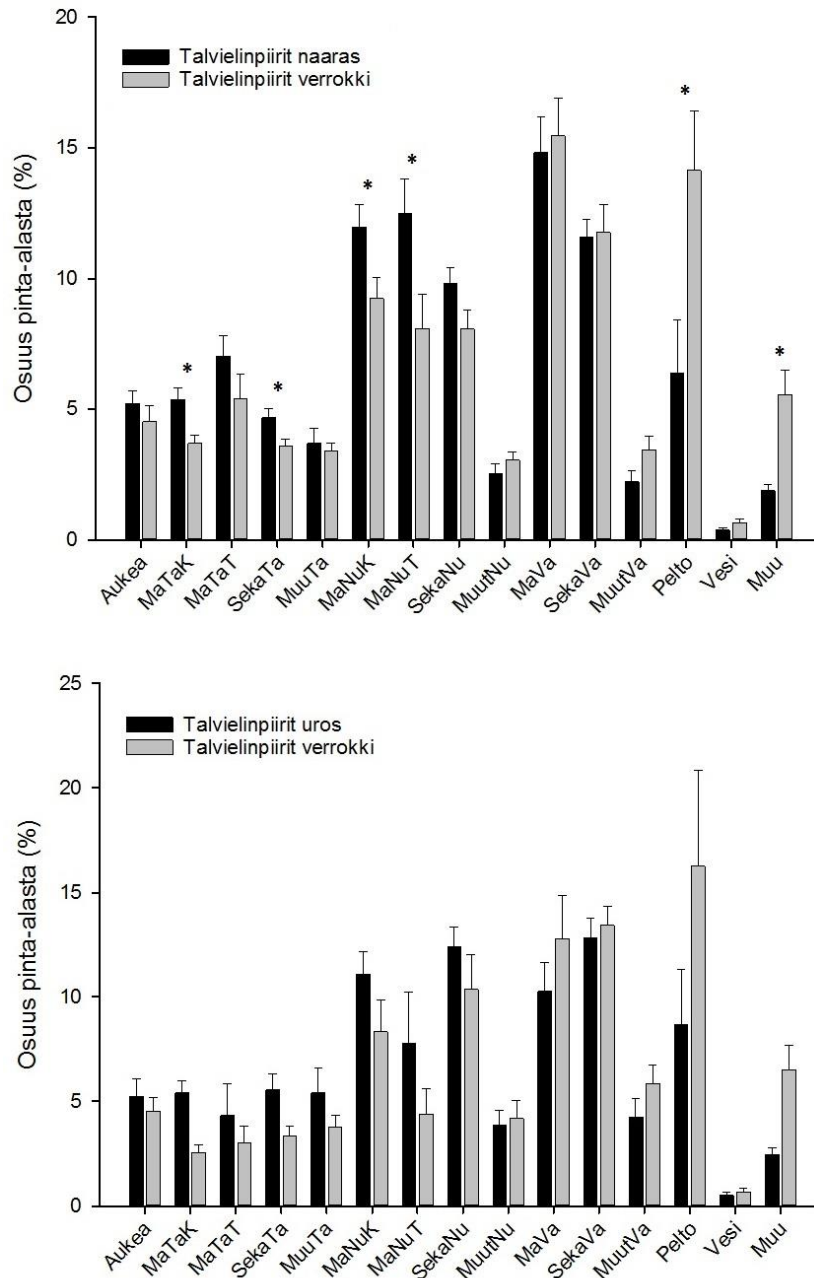
Naarashirvien kesäeliniireiltä löytyi kaksi tilastollisesti merkitsevää eroavaisuutta verrokkieliniireihin verrattuna. Naarashirvet suosivat eliniireillään sekapuustoisia taimikoita ( $p=0,024$ ) sekä muita taimikoita ( $p=0,0275$ , kuva 10). Nuorten sekametsien ( $p=0,064$ ) ja muiden nuorten metsien ( $p=0,098$ ) suosiminen oli tilastollisesti lähes merkitsevää.



Kuva 10. Uros- ja naarashirvien kesäelinpiirien habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkielinpiireihin (N uros=8, N naaras=24) (ka+S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

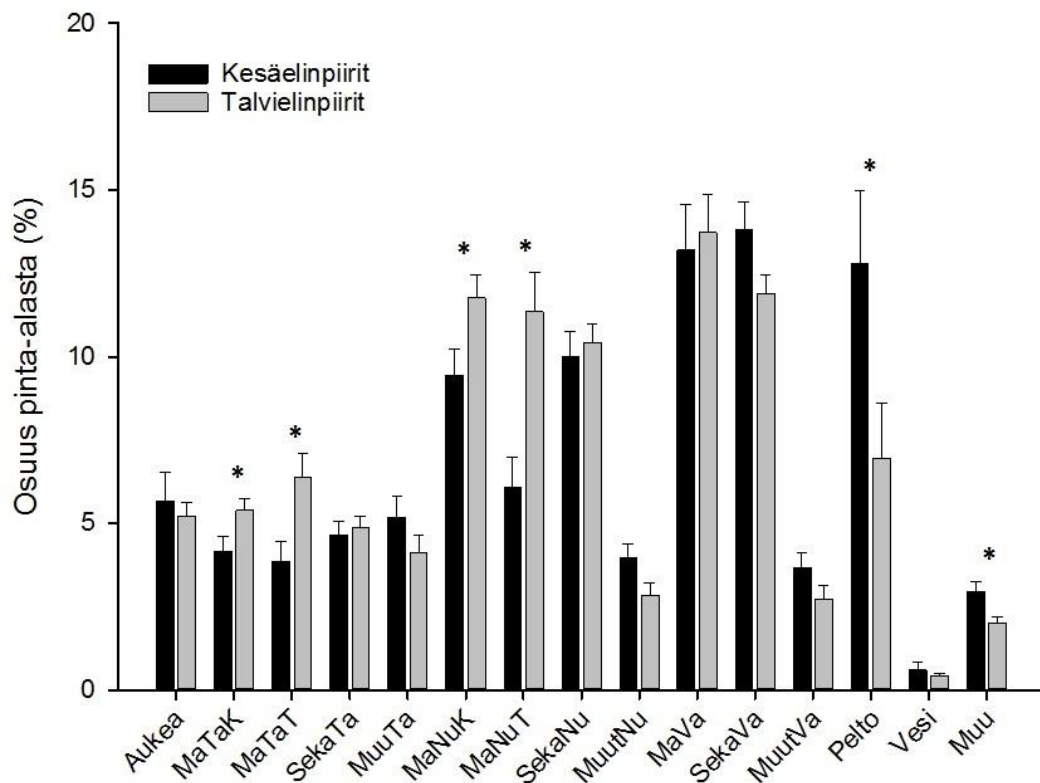
Sukupuolittain talvielinpiirien habitaattikompositiota tarkasteltuna uroksille ei muodostunut tilastollisesti merkitseviä eroja. Uroshirvet kuitenkin välttelivät habitaattiluokkien osuuksien perusteella selkeästi peltoja ( $p=0,211$ ) ja muita alueita ( $p=0,866$ ). Pääsääntöisesti uroshirvet hakeutuivat talveksi sellaisille alueille, joilla oli verrokkielinpiirejä enemmän kaikenlaisia taimikoita ja nuoria metsiä, ja vähemmän varttuneita metsiä (kuva 11).

Naarashirvillä talvielinpiirien habitaattikompositio oli samansuuntaista kuin uroshirvillä. Tilastollisesti merkitsevästi naarashirvien talvielinpiireillä oli verrokkielinpiirejä enemmän kivennäispohjaisia mäntytaimikoita ( $p=0,011$ ), sekapuustoisia taimikoita ( $p=0,030$ ) sekä nuoria mäntymetsiä kivennäis- ja turvepohjalla ( $p=0,035$  ja  $p=0,034$ ). Merkitsevästi vähemmän talvielinpiireillä taas oli peltoja ( $p=0,027$ ) ja muita alueita ( $p=0,008$ , kuva 11).



Kuva 11. Uros- ja naarashirvien talvielinpiirien habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkielinpiireihin (N uros=8, N naaras=25) (ka+S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

Koska kesä- ja talvielinpiirien kompositiot poikkesivat myös tilastollisesti merkitsevästi toisistaan, oli niitä tarkoituksenmukaista verrata suoraan keskenään. Kesäelinpiireihin verrattuna talvielinpiireillä oli merkitsevästi enemmän mäntytaimikoita kivennäismaalla ( $p=0,047$ ) ja turvemaalla ( $p=0,014$ ) sekä nuoria mäntymetsiä kivennäismaalla ( $p=0,037$ ) ja turvemaalla ( $p=0,003$ ). Kesäelinpiirejä vähemmän talvielinpiireillä oli peltoalueita ( $p=0,049$ ) sekä muita alueita ( $p=0,016$ ). Talvielinpiireillä oli vähemmän myös muita nuoria metsiä ( $p=0,064$ ) ja varttuneita sekametsiä ( $p=0,083$ ), joiden erot muodostuivat tilastollisesti lähes merkitseviksi (kuva 12).

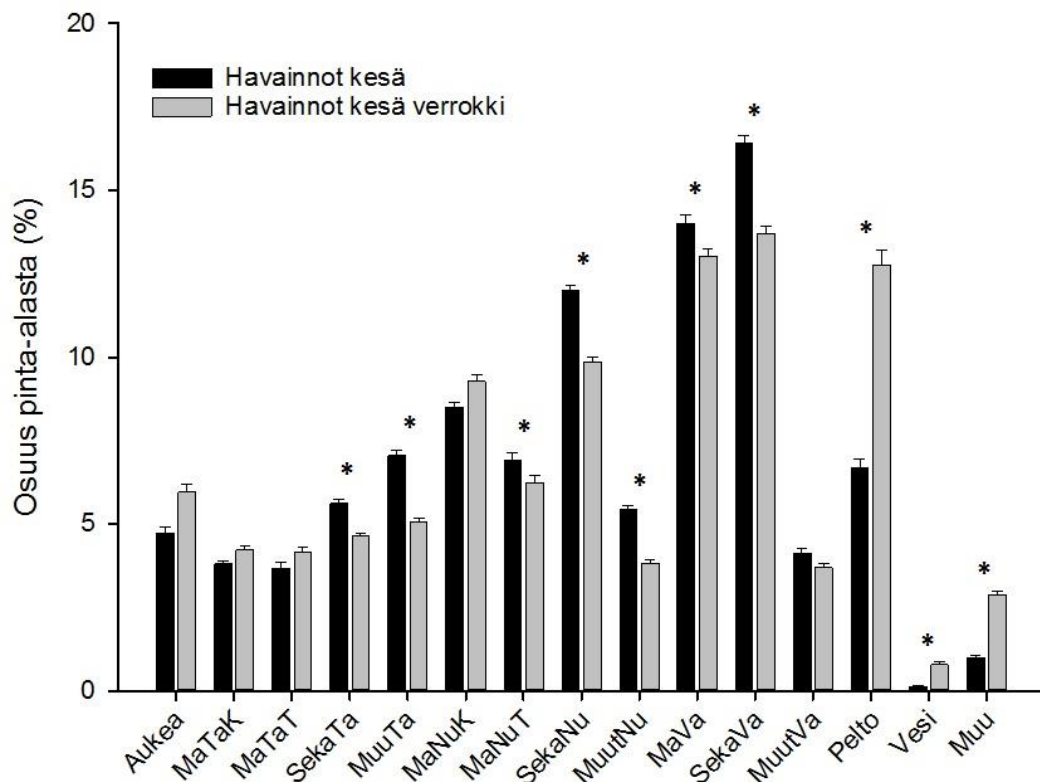


Kuva 12. Kesäelinpiirien habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna talvielinpiireihin (N kesä=32, N talvi=33) (ka+S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

### 5.3. Elinpiirien sisäinen habitaattikompositio

Elinpiirien sisällä tapahtuvassa habitaattien käytössä löytyi selkeitä eroja todellisten ja verrokkihavaintojen välillä. Urosten ja naaraiden yhdistettyjä tuloksia tarkasteltaessa on tärkeää huomata, että otoskoosta suurin osa on naaraita, jollin uroshirvet jäävät aliedustetuiksi keskiarvoja laskettaessa. Kesäelinpiirien sisällä hirvet selkeästi välttelivät peltoalueita ( $p < 0,001$ ), sillä

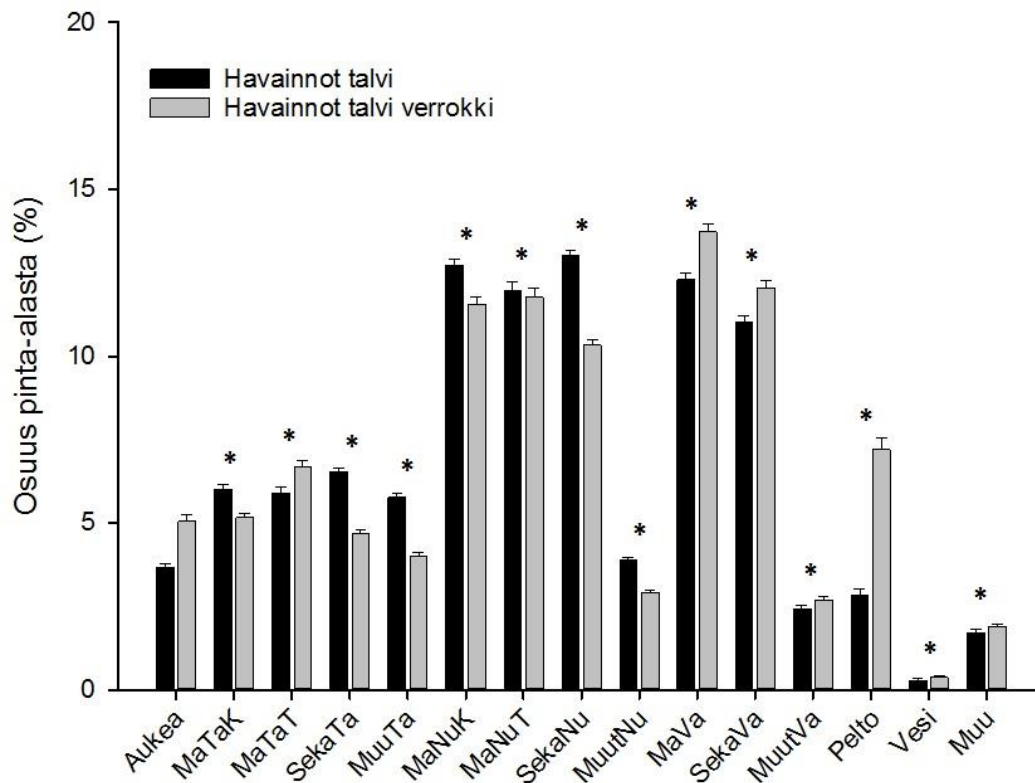
verrokkihavaintojen pinta-alasta peltoalueiden osuus oli noin kaksi kertaa suurempi kuin todellisten havaintojen kohdalla (kuva 13). Peltojen lisäksi hirvet käyttivät elinpiirinsä tarjontaa vähemmän vesialueita ( $p < 0,001$ ) ja muita alueita ( $p < 0,001$ ). Varttuneita mänty- ja sekametsiä elinpiireillä oli runsaasti, joita hirvet käyttivät vielä enemmän kuin mitä oli tarjolla (molemmat  $p < 0,001$ ). Kesäisin hirvet tuntuivat suosivan varttuneiden metsien lisäksi eri ikäluokkien sekametsiä, kuten sekapuustoisia taimikoita ( $p < 0,001$ ) ja nuoria sekametsiä ( $p < 0,001$ ).



Kuva 13. Hirvien kesähavaintojen (N=3582) habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkihavaintoihin (N=3531) (ka + S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  välillä merkattu asteriskilla.

Talvihavaintojen ja verrokkihavaintojen välisistä eroista lähes kaikki muodostuivat tilastollisesti merkitseviksi, aukeita alueita lukuun ottamatta ( $p = 0,529$ ). Erot habitaattiluokkien käytön ja talvielinpiireillä olevan tarjonnan välillä jäivät melko pieniksi, mutta muutama suurempi poikkeama löytyi (kuva 14). Kesähavaintojen kaltaisesti peltoalueita käytettiin yli puolet vähemmän ( $p < 0,001$ ), kuin mitä verrokkihavainnoilla keskimäärin havaittiin. Nuoria sekametsiä ( $p < 0,001$ ), sekapuustoisia taimikoita ( $p < 0,001$ ) ja muita taimikoita

( $p < 0,001$ ) taas käytettiin huomattavasti enemmän. Havaintopisteiden habitaattikomposition tarkastelun perusteella voidaan sanoa, että hirvet käyttävät talvisin selkeästi nuorempia metsiä kuin kesäisin.



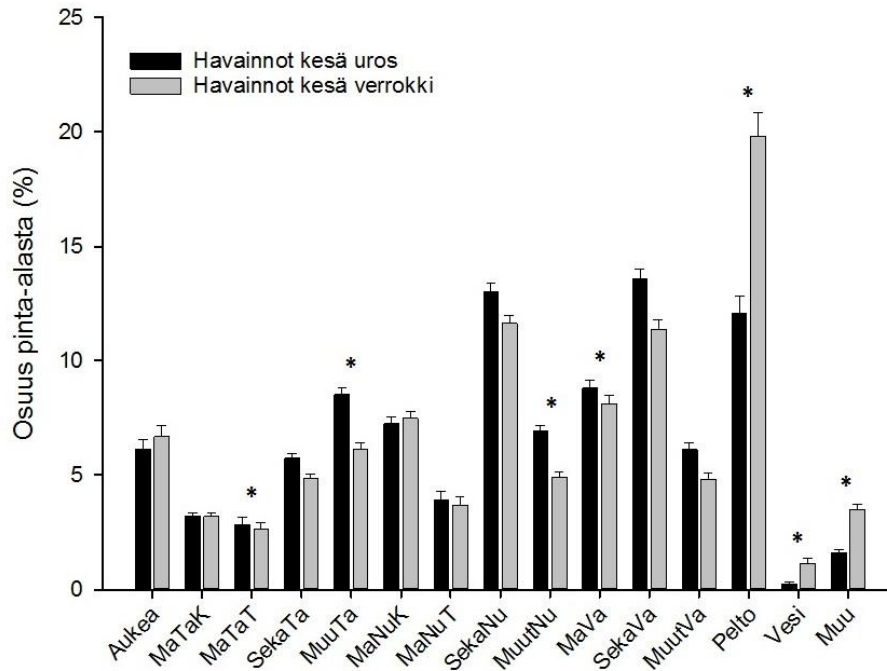
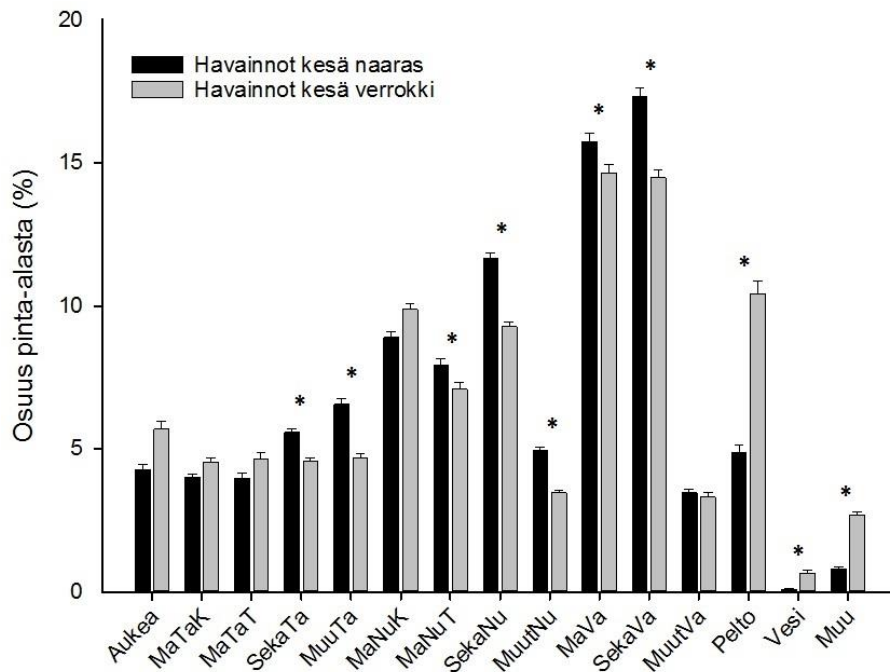
Kuva 14. Hirvien talvihavaintojen (N=3694) habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkihavaintoihin (N=3694) (ka + S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  välillä merkattu asteriskilla.

Urosten kesäelinpiireille sijoitetuilla verrokkihavainnoilla oli todellisia havaintopisteitä merkitsevästi enemmän peltoja ( $p < 0,001$ ), vesialueita ( $p = 0,042$ ) ja muita alueita ( $p < 0,001$ ). Uroshirvet taas suosivat kesäelinpiiriensä sisällä erityisesti muita taimikoita ( $p < 0,001$ ) sekä muita nuoria metsiä ( $p = 0,003$ , kuva 15).

Naarashirvien elinpiirien sisäinen käyttö oli samantapaista kuin uroksilla. Peltoalueita, vesialueita ja muita alueita vältettiin (kaikki  $p < 0,001$ ), kun taas nuoria ja varttuneempia metsiä pääosin suosittiin (kuva 15). Naaraiden kesäelinpiireillä oli huomattavan paljon varttuneita mänty- ja sekametsiä, ja niitä myös käytettiin tarjontaa enemmän ( $p < 0,001$ ). Mielenkiintoista oli myös huomata,



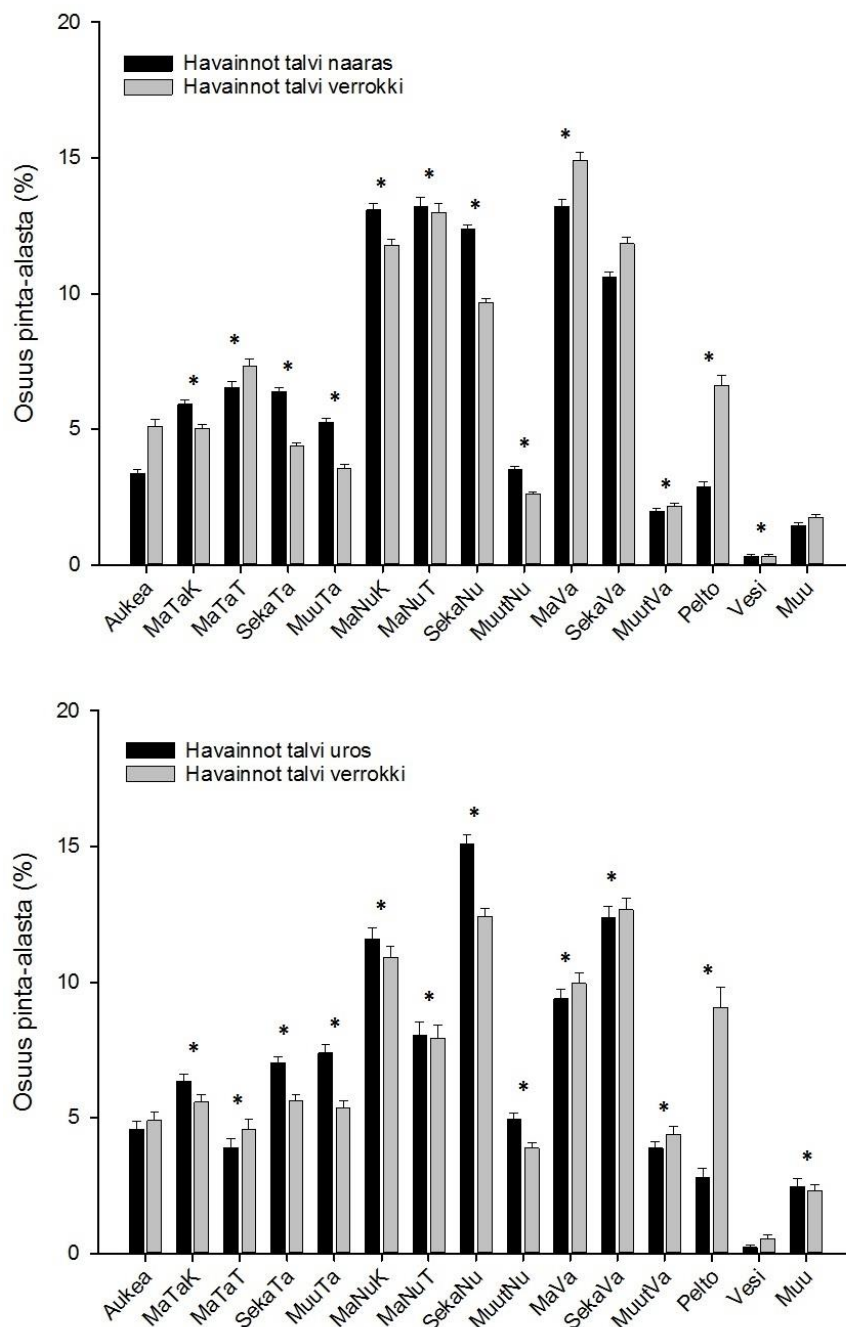
että sekapuustoisia taimikoita ja muita taimikoita ( $p < 0,001$ ) suosittiin, mutta mäntytaimikoita vältettiin.



Kuva 15. Uros- ja naarashirvien kesähavaintojen habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkihavaintoihin (N uros=896, N naaras=2686) (ka+S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

Talviaikaisilla havaintopisteillään sekä uros- että naarashirvet käyttivät suurinta osaa taimikoista ja nuorista metsistä enemmän kuin mitä verrokkihavainnoilla oli. Erityisen paljon uroshirvet käyttivät nuoria sekametsiä ( $p < 0,001$ ), kun taas peltoalueita käytettiin vain noin kolmanneksen verrokkihavaintoihin verrattuna ( $p < 0,001$ ). Sekapuustoisia ja muita taimikoita käytettiin myös verrokkihavaintoja enemmän ( $p = 0,016$  ja  $p < 0,001$ ). Kaikkia varttuneita metsiä käytettiin tilastollisesti merkitsevästi urosten keskuudessa vähemmän, vaikkakin erot olivat melko pieniä (kuva 16).

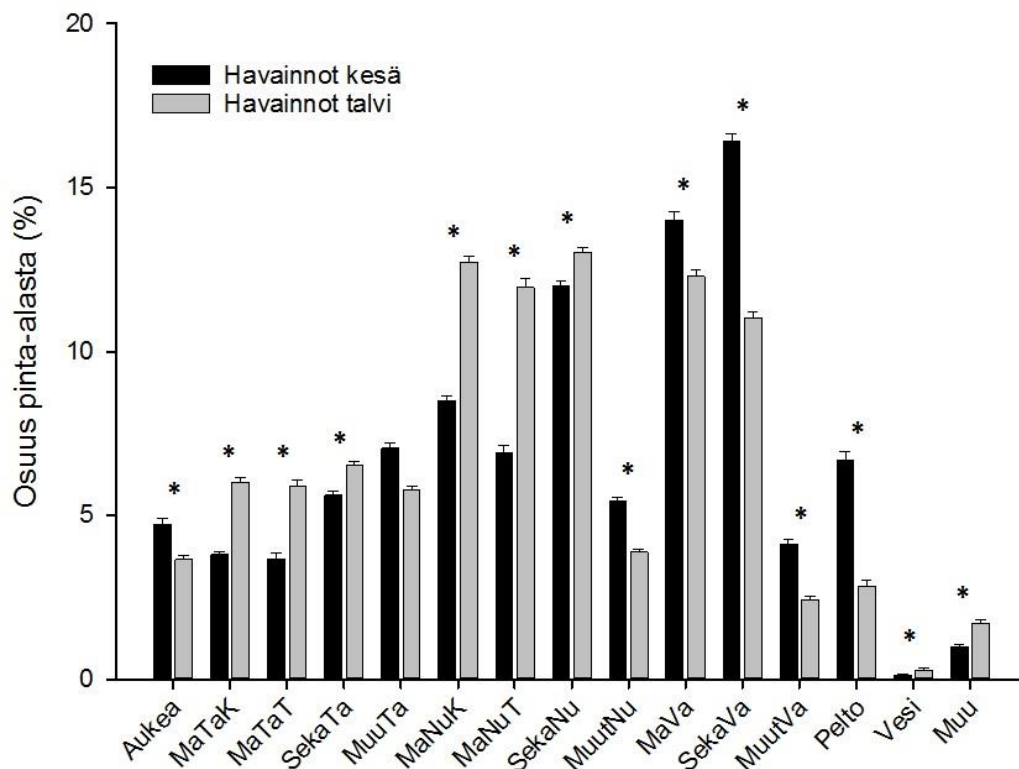
Naarashirvet käyttivät elinpiirien sisällä elinympäristöjä lähes samaan tapaan kuin uroshirvet. Selkeimmät erot verrokkihavaintoihin olivat peltoalueiden välttäminen ( $p < 0,001$ ) ja nuorten sekametsien suosiminen ( $p < 0,001$ , kuva 16). Taimikoita ja nuoria metsiä suosittiin, lukuun ottamatta turvepohjaisia mäntytaimikoita ( $p < 0,001$ ) ja muita nuoria metsiä ( $p = 0,002$ ). Varttuneita metsiä, erityisesti varttuneita mäntymetsiä ( $p = 0,005$ ) vältettiin, vaikka niitä olikin runsaasti talvieliniipiireille sijoitetuilla verrokkihavainnoilla.



Kuva 16. Uros- ja naarashirvien talvihavaintojen habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna verrokkihavaintoihin (N uros=896, N naaras=2798) (ka + S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

Koska hirvet käyttävät kesäisin ja talvisin erilaisia elinympäristöjä, oli tutkimuksessa tarkoituksenmukaista myös verrata suoraan kesä- ja talvihavaintojen elinympäristökoostumusta keskenään. Erot muodostuivat hyvinkin selkeiksi, ja erot olivat myös muita taimikkoja ( $p=0,111$ ) lukuun ottamatta tilastollisesti merkitseviä (kuva 17). Suurimmat erot näkyivät mäntyvaltaisten taimikoiden ja nuorten metsien, sekapuustoisten varttuneiden metsien sekä

peltojen osuuksissa (kaikki  $p < 0,001$ ), joiden kaikkien erot kausien välillä olivat noin viiden prosenttiyksikön luokkaa. Pääsääntöisesti taimikoita käytettiin talvisin enemmän, kuten myös nuoria metsiä ja muita alueita. Kaikkia varttuneempia metsiä taas käytettiin kesäisin enemmän, kuten myös peltoja ja aukeita alueita. Kesäisin hirvet siis käyttivät enemmän vanhempia metsäluokkia ja peltoalueita kuin talvisin, jolloin hirvet hakeutuivat enemmän taimikoiden ja nuorten metsien läheisyyteen.



Kuva 17. Kesähavaintojen (N= 3582) habitaattiluokkien keskimääräiset osuudet verrattuna talvihavaintoihin (talvi= 3694) (ka + S.E.). Tilastollisesti merkitsevät erot tasolla  $p < 0,05$  merkattu asteriskilla.

## 6. Keskustelu

### 6.1. Elinpiirien koko ja niillä vietetty aika

Eläimet liikkuvat elinpiireillään, jotka sisältävät riittävästi resursseja lisääntymisen, elämiseen ja suojaan (Burt 1943). Elinpiirit vaihtelevat lajin, iän, sukupuolen ja vuodenajan mukaan (Burt 1943, G. Cederlund & Sand 1994,

Barraquand & Murrell 2012, Powell 2012). Hypoteeseina oletettiin, että kesäelinpiirit ovat pinta-alaltaan suurempia kuin talvielinpiirit, ja että urosten elinpiirit ovat suurempia kuin naaraiden. Tässä tutkimuksessa hirvien elinpiirien kokojen välille muodostui suuria eroja niin sukupuolten kuin kausienkin kohdalla, mikä tukee myös aiempien Pohjoismaissa tehtyjen tutkimusten tuloksia (G. N. Cederlund & Okarma 1988, Tanskanen 2011, G. Cederlund & Sand 1994, Heikkinen 2000). Urosten elinpiirit olivat tilastollisesti merkitsevästi noin kaksinkertaiset naaraiden elinpiireihin verrattuna. Kesäelinpiirit olivat merkitsevästi suuremmat, mutta talvielinpiirit eivät (liite 1). Naarailta elinpiirien koko oli 963 hehtaaria, eikä kausien välillä ollut käytännössä lainkaan eroa. Uroksilla keskimääräinen elinpiirin koko oli 2013 hehtaaria, ja kesä- ja talvielinpiirien kokojen ero oli noin 1000 hehtaaria. Kausien välillä ei ollut yhteensä tai sukupuolittain tarkasteltuna tilastollisesti merkitseviä eroja, vaikka erityisesti urosten kohdalla erot elinpiirien koossa kausien välillä olivat suurehkot.

Urosten suuremmat elinpiirit ovat todennäköisesti seurausta muun muassa suuremmasta ravinnontarpeesta suuremman ruumiinkoon takia sekä seksuaalisesta käyttäytymisestä (van Beest ym. 2011). Erityisesti kesäisin hieman ennen syyskuun ja lokakuun vaihteessa tapahtuvaa kiimaa uroshirvet laajentavat elinpiiriään tarkkaillessaan alueen naaraita (G. Cederlund & Sand 1994). Kesäelinpiireiltä lähdön ajoituksessa havaittiin myös yhtäläisyyksiä urosten kesäelinpiirin kokoon; mitä myöhempään urokset lähtivät pois kesäelinpiireiltään, sitä suuremmat ne pääsääntöisesti olivat. Tämä näkyy hyvin kesäelinpiirien kokojen eroissa sukupuolten välillä, jossa ero oli noin 1500 hehtaaria (kuva 6). Naarailta merkittävin syy elinpiirien pienempään kokoon pienemmän ruumiinkoon lisäksi ovat vasat (van Beest ym. 2011), vaikkakaan tässä tutkimuksessa naaraita ei eritelty vasallisiin ja vasattomiin. Vasattomien naaraiden elinpiirit ovat Tanskanen (2011) ja mukaan yli kaksi kertaa laajempia kuin vasallisten naaraiden. Vasallisten ja vasattomien naaraiden liikkuminen poikkeavat toisistaan merkittävästi heti vasomisen jälkeen, mutta erot kapenevat vasojen kasvaessa. Syksyyn tultaessa elinpiireillä liikkumisessa ei ole enää suuria eroja, mutta kesäelinpiirien koossa vasominen näkyy naaraiden ja urosten vertailussa selkeästi (van Beest ym. 2011).

Tulokset elinpiirien pinta-aloista ovat saman suuntaisia kuin Heikkisen (2000) Oulun seudulla tekemän tutkimuksen tulokset. Hänen havaintojensa perusteella uroshirvillä oli laajemmat elinpiirit kuin naarailla, ja elinpiirit olivat laajempia kesäisin kuin talvisin. Ainoa merkittävä ero Heikkisen (2000) tuloksiin havaittiin naaraiden kesäelinpiirien koossa, sillä tässä tutkimuksessa elinpiirit olivat keskimäärin noin 700 hehtaaria pienempiä. Verrattuna Kainuussa eläviin hirviin tulokset ovat vaihtelevia (Tanskanen 2011). Tanskasen tuloksiin verrattuna uroksilla on huomattavasti pienemmät elinpiirit ja naarailla taas laajemmat elinpiirit. Kainuussa ihmisen vaikutus on selkeästi vähäisempää, ja ympäristöolosuhteet hieman erilaiset muun muassa korkeamman lumensyvyyden takia. Ruotsissa tehtiin tutkimuksiin verrattuna elinpiirien pinta-alat ovat järjestään hieman pienempiä, mutta vaihtelevat kausien ja sukupuolten välillä samankaltaisesti (G. Cederlund & Sand 1994, G. N. Cederlund & Okarma 1988). Pohjois-Amerikassa tutkittujen hirvien elinpiirit sen sijaan ovat huomattavasti laajempia kuin Pohjoismaissa tutkittujen (Wattles 2013).

Lumen syvyys tutkimusalueella on melko vähäistä, mikä näkyy osaltaan myös suurehkoina elinpiireinä talvisin. Hyvälaatuisen ravinnon määrän on havaittu korreloivan negatiivisesti talvielinpiirien koon kanssa (van Beest ym. 2011). Tutkimusalueella sopivaa ravintoa on talvisinkin tarjolla laajalla alueella, eikä lumi aiheuta liiaksi vaikeakulkuisuutta. Ravintoa on kuitenkin talvisin tarjolla vähemmän kuin kesällä, jonka takia myös elinpiirit ovat pienempiä keskittyen hyvälaatuisen ravinnon alueille. Osa hirvistä käytti kuitenkin jopa samoja elinpiirejä kesäisin ja talvisin, vaikka suurin osa vaelsi erillisille laitoille kesäisin ja talvisin. Tämä tukee myös aiempia tutkimuksia, joissa on havaittu selkeitä yksilöllisiä eroja hirvien vaelluskäyttäytymisessä (White 2014, Singh ym. 2012). Keskimäärin tutkimuksessa olleet hirvet vaelsivat 12 kilometriä (vaihteluväli 0-60km) kesä- ja talvielinpiirien välillä, urosten vaeltaessa hieman kauemmas kuin naaraat. Keskimääräinen vaelluksen pituus on yhteneväinen myös aiempien tutkimusten tuloksiin (Heikkinen 2000, Nygrén 2009: 70-72)

Tutkimuksessa tarkasteltiin elinpiirien koon lisäksi myös elinpiireillä vietettyä aikaa. Hypoteesina elinpiireillä vietetystä ajasta oletettiin, että kesäelinpiireillä hirvet pysyvät kauemmin kuin talvisin, ja että naaraat pysyvät elinpiireillä uroksia

pidempään. Tutkimuksen tulokset tukevat molempia hypoteeseja, sillä tilastollisesti merkitseviä eroja syntyi niin kausien kuin sukupuoltenkin välille. Eniten aikaa elinpiireillään viettivät naaraat, jotka pysyivät kesäelinpiireillään lähes 140 vuorokautta (kuva 7, liite 2). Naaraiden pitkään kesäelinpiireillä vietettyyn aikaan vaikuttaa lisääntymisaika, jolloin naaraat synnyttävät vasansa alkukesästä. Naaraat lähtevät uroksia aiemmin talvielinpiireiltään ja suuntaavat suoraan kesäelinpiireilleen synnyttämään. Osittain myös vasojen takia naaraat myös pysyttelevät runsasravintoisilla ja suojaisilla paikoilla kesäisin kauemmin kuin urokset (kuva 7). Uroksilla taas kiima vaikuttaa negatiivisesti kesäelinpiireillä vietetyn ajan pituuteen (van Beest ym. 2011, G. Cederlund & Sand 1994). Tulokset ovat saman suuntaisia Heikkisen (2000) tulosten kanssa. Oulun seudulla tehdyn tutkimuksen mukaan hirvet viettivät kesäelinpiireillään (135-176 vrk) hieman pidemmän aikaa kuin talvisin (133-144 vrk). Suurin ero Heikkisen tutkimukseen verrattuna muodostui talvielinpiireillä viipymisessä, sillä tässä tutkimuksessa hirvet viipyivät talvielinpiireillään yli kuukauden vähemmän. Ainakin osa tästä johtuu todennäköisesti etelämpänä olevan sijaintinsa takia aikaisemmasta kevään alkamisesta.

Talvisin elinpiirit ovat pienempiä ja niillä pysytään vähemmän aikaa, sillä ympäristötekijät (lumi ja ravinnon vähyys) rajoittavat hirvien liikkumista. Myös aktiivisuus laskee merkittävästi, ja hirvet pysyttelevät ravintolaikkujen läheisyydessä kauemmin (G. Cederlund 1989). Kesäelinpiireille matkataan heti kun pystytään, ja niillä pysytään niin kauan kuin ravintoa on riittävästi ja ympäristön olosuhteet pysyvät suotuisina. Kesäelinpiireillä hirvet pysyivätkin noin 40 vuorokautta talvielinpiirejä kauemmin, mikä kertoo erityisesti tarjolla olevan ravinnon hyvästä saatavuudesta kesäisin. Uroksilla elinpiireillä vietettyyn aikaan vaikuttaa selkeästi kiimakäyttäytyminen. Kiiman lähestyminen syksyllä lopettaa kesäelinpiirillä oleskelun, ja urokset lähtevät kiertelemään laajemmalle alueelle naaraita etsien ja paimentaen (van Beest ym. 2011, G. Cederlund & Sand 1994). Myös syksyn metsästyskausi vaikuttaa elinpiireillä vietettyyn aikaan, sillä syyskuun viimeisenä lauantaina alkava hirvenmetsästyskausi laittaa hirvet liikkeelle. Lähes kaikki hirvet lähtivät kesäelinpiireiltään liikkeelle viimeistään lokakuun alussa, ja asettuivat talvielinpiireilleen tyypillisesti tammikuun alussa metsästyskauden loputtua vuoden loppuun mennessä. Samankaltaisia

havaintoja siirtymisten ajankohdissa on tehty myös muissa tutkimuksissa (Heikkinen 2000, Tanskanen 2011). Talvisin naaraat ja urokset käyttäytyvät samankaltaisemmin ympäristöolosuhteiden takia, jolloin merkitseviä eroja ei myöskään löytynyt elinpiirien koossa tai elinpiireillä vietetyssä ajassa.

Tuntemalla hirvien käyttäytymisen elinpiirien koon ja niillä vietetyn ajan suhteen voidaan paremmin suunnitella riistanhoidollisia toimenpiteitä (esim. metsästys) ja arvioida hirvikannan kokoa. Varsinkin hirvien vaelluskäyttäytyminen vaikeuttaa merkittävästi kannan koon arviointia, johon nämä tulokset tuovat helpotusta. Tietämällä kauanko hirvet viipyvät kesä- ja talvilaitumillaan voidaan päätellä, kuinka suuri osa hirvistä on missäkin kannanarviota laatiessa. Myös maa- ja metsätalouden sekä liikenteen suunnittelu voivat hyödyntää tämän tutkimuksen tuloksia muun muassa taimikkotuhojen ja liikennevahinkojen ennaltaehkäisyn tehostamiseksi.

## 6.2. Elinpiirivalinta maisematasolla

Eläinten liikkumista ja elinpiirivalintaa ohjaa pitkälti ravinnon ja suojan hankinta (Dussault ym. 2006, Hjeljord ym. 1990, Melin ym. 2016). Jos joitain resursseja käytetään muita enemmän tai vähemmän huolimatta niiden esiintymisestä alueella, ajatellaan käytön olevan valikoivaa (Manly ym. 2007: 1). Valikoinnin perusteella saadaan selville, minkälaisiin habitaatteihin hirvet hakeutuvat. Ravinnon hankinta ohjaa liikkumista etenkin elinpiirien sisällä (Puttock ym. 1996, Hjeljord ym. 1990, Nygrén ym. 2013). Kesäisin hirvet syövät pääasiassa lehtipuita, kuten koivuja, haapaa, pihlajaa ja pajuja sekä mustikkaa. Mäntyä hirvet käyttävät ravintonaan lähinnä talvella, kun muuta ravintoa on vain vähän tarjolla. Tutkimuksen hypoteesina hirvien oletettiin käyttävän kesäisin reheviä metsiä ja peltoalueita, ja talvisin mäntyvaltaisia taimikoita ja nuoria metsiä. Urosten ja naaraiden välillä ei oletettu ilmenevän suuria eroja habitaattien valinnan suhteen.

Hypoteesi kesäelinpiirien kompositiosta voidaan hyväksyä lähes sellaisenaan, sillä hirvien kesäelinpiireillä oli tilastollisesti merkitsevästi enemmän taimikoita ja nuoria metsiä, joilla mänty ei ollut päälajina (kuva 8). Nuoremmat metsät ovat yleensä tiheämpiä ja siten tarjoavat enemmän suojaa ja ravintoa kuin harvemmat metsät varttuneet metsät. Sekapuustoiset ja muut-ryhmässä olevat metsät, jotka

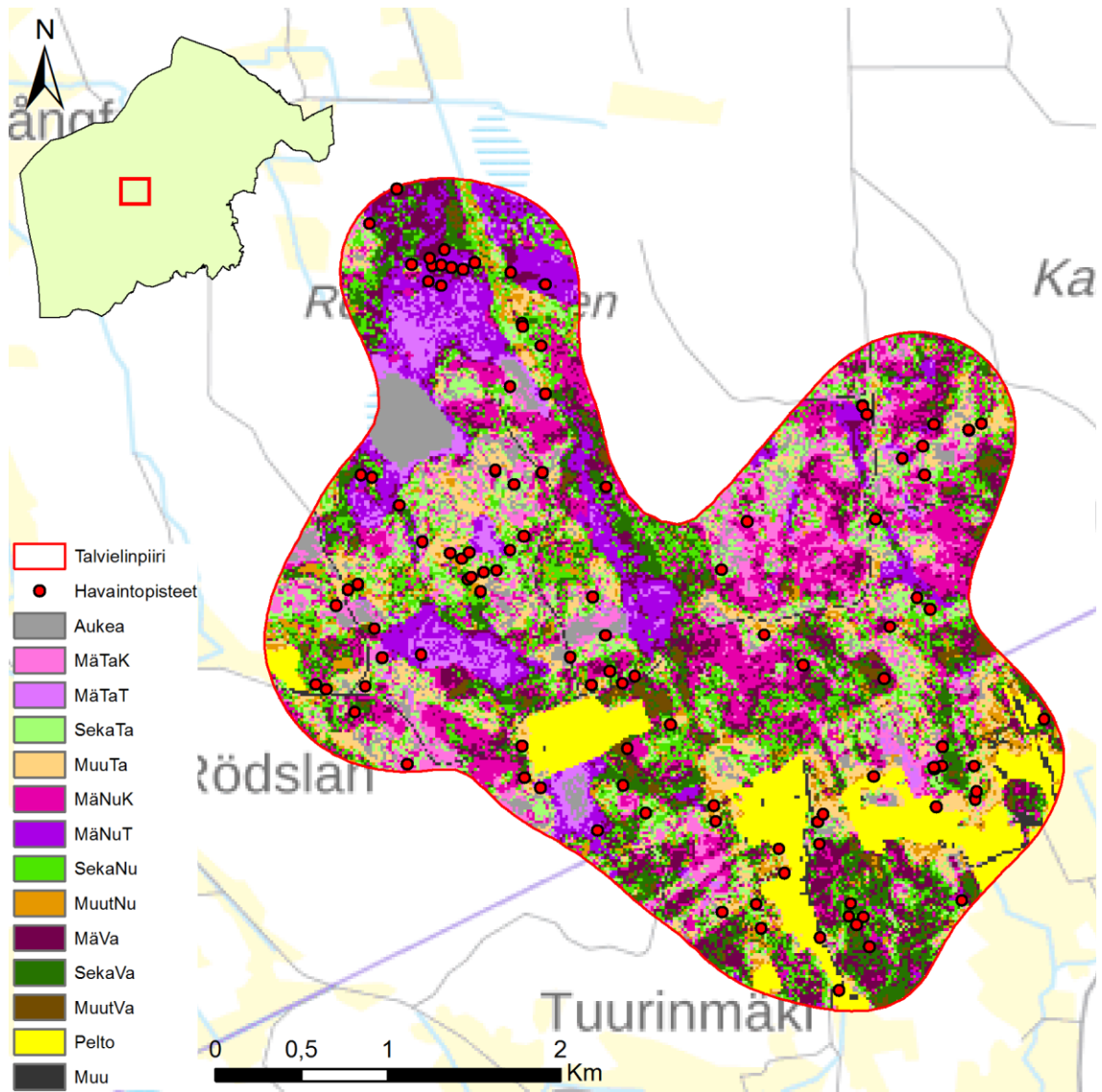


sisältävät myös lehtimetsät, ovat yleensä rehevämpiä kuin havupuustoiset metsät. Tulos tukee aiempien tutkimusten tuloksia, joissa hirvien on havaittu suosivan rehevämpiä habitaattiluokkia (Nikula ym. 2004, Hjeljord ym. 1990). Peltoalueita kesäelinpiireillä oli selkeästi vähemmän kuin kokonaisuudessaan, mutta silti peltojen osuus kesäelinpiireistä oli noin 13%. Peltojen kohdalla ilmenee valikoivan habitaattien käytön tutkimisen hankaluus, sillä peltoja käytettiin tarjontaa vähemmän kaikilla tarkastelun tasoilla. Ainoastaan vertailemalla kesä- ja talvielinpiirien kompositiota havaittiin, että peltoalueita käytettiin tilastollisesti merkitsevästi noin kaksi kertaa enemmän kesäisin kuin talvisin (kuva 12). Erityisesti loppukesästä viljan kypsyessä hirvet ruokailevat usein pelloilla, mutta peltojen osuus ei tilastollisesti korostu tutkimusalueen peltovaltaisuuden takia. Peltojen merkitys näkyy paremmin esimerkiksi Kainuussa, jossa peltojen osuus maankäytössä on huomattavasti pienempi. Siellä hirvet suosivat peltoalueita kesäisin niin elinpiiri- kuin havaintotasollakin (Tanskanen 2011). Tilastollisten merkitsevyyksien puuttuessa hypoteesia peltojen suosimista ei voida vahvistaa muilta osin, kuin että hirvet käyttävät peltoja enemmän kesällä kuin talvella.

Talvielinpiirien metsäalueet olivat keskimäärin nuorempia kuin kesäelinpiirien, ja peltoalueita oli vain puolet kesäelinpiirien osuudesta. Myös hypoteesi talvielinpiirien kompositiosta voidaan siis täten hyväksyä. Koska pelloilla ei talvisin ole juurikaan ravintoa tarjolla, eivät hirvet niitä juurikaan käyttäneet. Kuten kuvasta 18 näkee, välttelevät hirvet pelloilla kulkemista ja kulkevat sen sijaan peltojen reunametsiä pitkin. Peltojen suurehko osuus talvielinpiireillä talvisin selittyy pitkälti koko tutkimusalueen peltovaltaisuudella sekä sillä, että havaintopisteet sijaitsevat usein peltojen reunoilla, jolloin 100 bufferivyöhyke pisteen ympärillä yltää myös pellon puolelle. Myös muita alueita välteltiin selkeästi, sillä ihmisen muokkaamilla alueilla ravintoa on heikosti tarjolla talvisin.

Hirvet suosivat talvisin tilastollisesti merkitsevästi erityisesti mäntyvaltaisia ja sekapuustoisia taimikoita sekä mäntyvaltaisia nuoria metsiä, joissa ravintoa on saatavilla runsaammin (kuva 7, kuva 12) (R. Heikkilä 1991, Nikula ym. 2004). Tämä näkyy myös suurina taimikkotuhoina, joita Suomessa havaitaan Lappia myöten (Ruuholta ym. 2016, Nikula ym. 2008). Erityisen paljon hirvituhoista on havaittu kärsivän sellaisten taimikoiden, joissa on paljon sekä koivun että männyn

taimia (R. Heikkilä & Härkönen 1993). Taimikoiden ja nuorten metsien yhteenlaskettu osuus talvielinpiireillä olikin noin 57%, kun kesäelinpiireillä vastaava osuus oli 47%. Varttuneita metsiä ja peltoja oli talvella yhteensä noin 35%, mutta kesäelinpiirien suuri peltojen osuus nostaa yhteenlasketun osuuden yli 43%:iin.



Kuva 18. Uroksen 4531 talvielinpiiri ja analyysissä olleet 112 havaintopistettä. Elinpiirin sisällä habitaattiluokiteltu moni-VMI -aineisto ja indeksikartassa tutkimusalueen rajat. Taustakartta Maanmittauslaitoksen Maastotietokannan Taustakarttasarja 1: 80 000 8/2017.

Aiemmissä tutkimuksissa on havaittu, että hirvien elinympäristövalintaan lumen syvyys vaikuttaa eri mittakaavatasoilla eri tavoin (Singh ym. 2012, White 2014). Vaelluskäyttäytyminen ja elinpiirien rakenne kokonaisuutena nähden ei riipu lumen syvyydestä, mutta elinpiirien sisäinen elinympäristövalinta riippuu. Hirvet siis suosivat elinpiiriensä sisällä alueita, joilla lumen syvyys on vähäisempää kuin

muualla (White 2014, Melin ym. 2016). Tässä tutkimuksessa hirvet kuitenkin merkitsevästi välttelivät varttuneita metsiä, joissa lumen syvyys on yleensä suuren latvuspeittävyuden ansiosta vähäisempää (kuva 12). Varttuneita metsiä käytettiin havaintopisteiden perusteella talvielinpiireillä silti yhteensä noin 25 %, joten hirvet todennäköisesti käyvät hankkimassa ravintoa nuoremmissa metsistä ja taimikoista, ja palaavat lepäämään varttuneempiin vähälumisempiin metsiin. Aiempien tutkimusten perusteella on havaittu, että noin 2-8 metrin korkuisissa metsissä hirvillä on riittävästi sekä suojaa että ravintoa, jonka takia hirvet käyttävät niitä tarjontaa enemmän (Melin ym. 2013, Melin ym. 2016, R. Heikkilä & Härkönen 1993). Pohjanmaalla keskimääräinen lumensyvyys ei ole liian korkea vaikuttaakseen hirvien liikkumiseen liiaksi, jonka takia hirvet todennäköisesti käyttävät enemmän nuoria metsiä paremman ravinnon tarjonnan takia.

Tutkimushypoteesina oli, ettei sukupuolten välillä habitaattiluokkien käytössä ole suuria eroja. Sukupuolten välillä suurimmat erot syntyivätkin habitaattiluokkien osuuksien vaihtelusta, eikä niinkään eri luokkien suosimisesta tai välttelystä. Tilastollisesti merkitseviä eroja muodostui kuitenkin hyvin vähän otoskoon pienuuden takia. Tämän takia tutkimushypoteesi voidaan hyväksyä sellaisenaan. Naaraat hakeutuvat vastasyntyneiden vasojensa takia alkukesästä suojaisemmille alueille kuin urokset, mikä selittää avointen peltojen karttamisen ja varttuneempien metsien suuremman osuuden elinpiireillä (kuva 10) (Melin ym. 2016). Pian vasojen syntymisen jälkeen naaraiden on havaittu siirtyvän nuorempiin metsiin, missä kasvillisuus on tyypillisesti alle viisi metriä korkeaa (Melin ym. 2016) Naaraiden kesäelinpiireillä oli merkitsevästi enemmän sekapuustoisia ja muita taimikoita, joista myös vasat saavat helposti ravintoa imettämisen vähentyessä loppukesästä ja alkusyksystä (Nygren ym. 2015). Talvisin naaraat käyttivät merkitsevästi verrokkielinpiirejä enemmän nuoria mäntymetsiä. Sama näkyi myös uroksilla, vaikkakaan tilastollista merkitsevyyttä ei löytynyt. Nuorissa mäntymetsissä on sopivasti sekä suojaa että ravintoa hirville, sillä talvisin mänty on hirvien pääravintoa (Bergqvist ym. 2003, Poole & Stuart-Smith 2005, R. Heikkilä & Härkönen 1993, Poole & Stuart-Smith 2006, P. E. Baigas 2008). Kesäisin hirvet käyttävät eri elinympäristöjä tasaisemmin, sillä ravintoa löytyy kaikkialta enemmän. Talvisin tarjolla oleva ravinto rajoittuu pääosin vain matalakasvustoisiin elinympäristöihin, mikä näkyy selkeästi

molempien sukupuolten elinympäristövalinnassa. Kaikkia muita taimikoita ja nuoria metsiä, paitsi muita nuoria metsiä, käytettiin talvisin verrokkielinpiirejä enemmän (kuva 11).

Koska tutkimusalue on tutkimuksessa olevien hirvien elinpiirien sijainteihin nähden melko laaja, saattaa se aiheuttaa jonkin verran vääristymää verrokkielinpiirien habitaattiluokkien osuuksiin. Tutkimusalue muodostui viidestä kokonaisesta hirvitalousalueesta, joiden alueilla tutkimuksessa olleet hirviyksilöt olivat liikkuneet. Ympäristöolosuhteet ovat yleensä hieman erilaiset rannikolla kuin sisämaassa, jonka takia verrokkielinpiirien ja todellisten elinpiirien vertailujen tuloksiin tulee suhtautua varauksella. Tutkimuksessa olevat hirviyksilöt eivät olleet satunnaisotos koko tutkimusalueen hirvistä, vaan lähinnä rannikkovyöhykkeen tuntumassa talvehtivista hirvistä. Tutkimusalueeseen haluttiin kuitenkin sisällyttää kokonaisia hirvitalousalueita, sillä uusien hirvitalousalueiden pitäisi olla yhtenäisiä ja samankaltaisia alueita, joilla hirvikantaa voidaan säädellä samojen tavoitteiden ja rajojen puitteissa (Maa- ja metsätalousministeriö 2014: 42-50). Oletuksena tutkimusalueen rajauksessa siis oli, että habitaattikompositio ei vaihtelee radikaalisti hirvitalousalueiden sisällä. Jatkossa hirvitalousalueiden sisäiseen habitaattikomposition tutkimukseen tulisikin panostettava enemmän. Tätä kautta voitaisiin myös arvioida paremmin, minkälainen hirvikanta sopisi kullekin hirvitalousalueelle parhaiten.

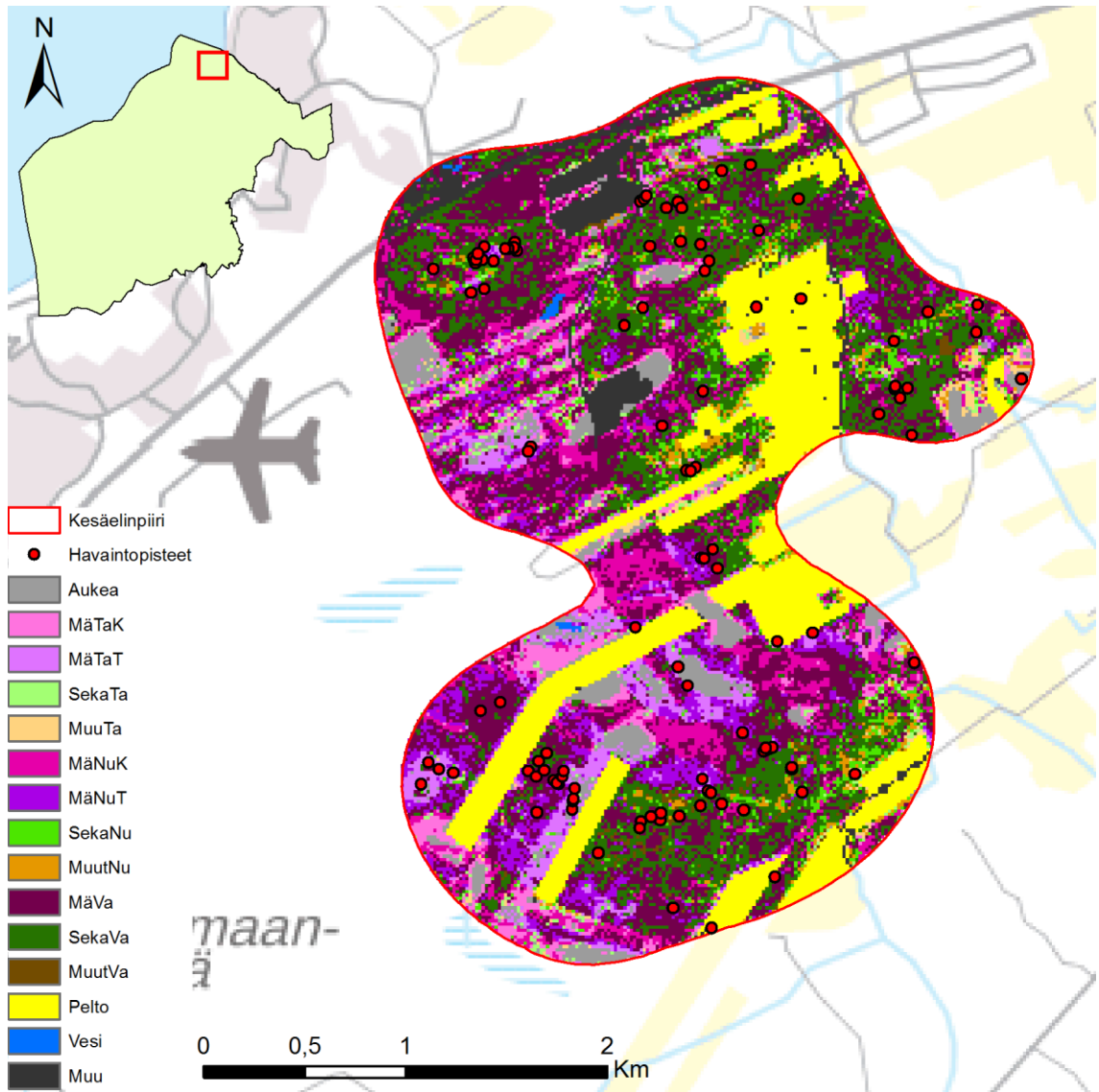
### 6.3. Habitaattivalinta elinpiirin sisällä

Habitaattien valintaa on tarkasteltava eri tasoilla ja vertailtava aina suurempiin kokonaisuuksiin, jotta suositut ja vältettävät resurssit saataisiin selville (D. H. Johnson 1980, Thomas & Taylor 1990). Valinnan on todettu vaihtelevan tarkastelutasojen välillä, jonka takia johtopäätöksiä ei sovi tehdä vain yhden tason tarkastelun perusteella (Dussault ym. 2006, Forbes & Theberge 1993, Herfindal ym. 2009). Elinpiiritason valinnan perusteella eläimet valikoivat kausittaiset elinpiirinsä tiettyjen elinympäristötekijöiden perusteella. Kuitenkin vasta tarkkojen havaintopisteiden perusteella päästään riittävän tarkasti havainnoimaan eläinten käyttäytymiseen sekä päivittäiseen liikkumiseen vaikuttavaa habitaattivalintaa (Thomas & Taylor 1990). Elinpiirin sisällä on tietty

määrä kutakin habitaattiluokkaa, mutta luokkien merkitystä voidaan arvioida vasta havaintojen perusteella.

Ehkä mielenkiintoisin tulos kesäelinpiirien havainnosta oli se, kuinka vähän hirvet käyttävät peltoja suhteessa niiden pinta-alaan verrokkihavaintopisteillä elinpiirien sisällä. Peltoja elinpiireillä oli lähes 13%, kun havaintopisteiden läheisyydessä vain alle 7%. Hirvet pyrkivät elämään sellaisilla alueilla, joilla ravintoa on runsaasti saatavilla (Hjeljord ym. 1990, Nikula ym. 2004). Tämän takia hirvet hakeutuvat runsaspeltoisille alueille, joiden läheisyydestä löytyy myös riittävästi suojaa metsistä, mutta joista pääsee helposti ruokailemaan pelloille viljan kasvaessa ja kypsyyssä (kuva 19). Hirvien on havaittu käyttävän peltoalueita loppukesästä ja alkusyksystä, kun peltojen biomassa on suurimmillaan. Tällöinkin vierailut tapahtuvat lähinnä öisin, kun pimeä luo paremman suojan avoimille alueille (Bjørneraas ym. 2011). Peltojen takia myös muita alueita eli ihmisen muokkaamia alueita ja asutusta jää elinpiirien sisälle, mutta hirvet kuitenkin välttelevät näitä alueita.

Erytyisesti uroshirvillä muiden taimikoiden ja nuorten metsien suosiminen mäntyvaltaisia ja sekapuustoisia metsiä enemmän ilmenee selkeästi. Kesäisin hirven pääravintoon kuuluvat muun muassa lehtipuut kuten koivu, haapa ja pajut (Puttock ym. 1996, Hjeljord ym. 1990, Nygrén ym. 2013). Lehtipuuvallaiset metsät kuuluvat "muut"- luokkaan elinympäristöluokittelussa, joten näitä luokkia suositetaan todennäköisesti ravintotarjonnan takia. Norjassa tehdyn tutkimuksen mukaan hirvet suosivat kesäisin alueita, joilla on runsaasti 1,2-1,8 metriä korkeita koivuja ja runsaasti pajuja (Hjeljord ym. 1990). Mitä pidemmälle kesä eteni, sitä varttuneempiin metsiin hirvet siirtyivät syömään erityisesti mustikkaa, kun taas alku- ja keskikesällä ravinto koostui pääasiassa koivuista, pajuista, pihlajasta ja mustikasta. Toukokuusta elokuuhun hirvet ruokailivat melko tasaisesti rehevillä taimikoilla ja varttuneissa metsissä, sekä alkukesästä karummissa nuorissa metsissä. Syys-lokakuussa ruokailupaikat sijoittuivat jo pääosin reheviin varttuneisiin metsiin (Hjeljord ym. 1990). Keskimäärin tämän tutkimuksen hirvet olivat kesäelinpiireillään huhtikuun lopusta syyskuun loppupuolelle.



Kuva 19. Naaraan 4472 kesäelinpiiri ja analyysissä olleet 112 havaintopistettä. Elinpiirin sisällä habitaattiluokiteltu moni-VMI -aineisto ja indeksikartassa tutkimusalueen rajat. Taustakartta Maanmittauslaitoksen Maastotietokannan Taustakarttasarja 1: 80 000.

Varttuneita mänty- ja sekametsiä kesäelinpiireillä oli muutenkin runsaasti, mutta niitä lisäksi suosittiin havaintopisteiden perusteella. Tämän kaltaisissa varttuneissa metsissä on runsaasti muitakin sopivaa ravintoa, kuten varpuja, koivuja ja pajuja. Hirvien on havaittu myös kärsivän lämpöstressistä yli 14 °C lämpötiloissa, jolloin ne hakeutuvat varjosiin metsiin (McCann ym. 2013, Renecker & Hudson 1986). Kesäkuukausina Pohjanmaalla lämpötilat nousevat päivisin usein lähelle 20 °C ja jopa yli, jolloin suuret hyvän latvuspeittävyuden omaavat metsät ovat hirville tärkeitä keinoja lämpösäätelyyn (Melin 2014).

Kesäisin hirvet käyttävät ympäristöään hedelmällisempiä alueita, mikä näkyy erityisesti sekapuustoisten taimikoiden, nuorten metsien sekä varttuneiden metsien suosimisena (Puttock ym. 1996, Hjeljord ym. 1990). Myös muita taimikoita ja metsiä suositaan, joihin sisältyvät myös lehtipuuvaltaiset hedelmälliset metsät. Vesialueita käytetään kesäisin lähinnä juomiseen ja hyvin satunnaiseen liikkumiseen vesistön yli, joten niitä käytettiin vähemmän kuin mitä elinpiireillä oli tarjolla. Vesistön läheisyydessä olevat elinympäristöt ovat keskimäärin muuta ympäristöään vehreämpiä ja hedelmällisempiä, jonka takia hirvet myös hakeutuvat vesistöjen äärelle. Tutkimushypoteesi voidaan siis hyväksyä kesäelinpiireillä rehevien puustoluokkien suosimisen osalta, mutta peltojen osalta hypoteesi on hylättävä.

Talvisin eri elinympäristöjä käytettiin hieman tasaisemmin kuin kesäisin. Hirvet pystyvät siis myös talvisin hyödyntämään eri elinympäristöjä, eivätkä ole riippuvaisia ainoastaan mäntyvaltaisista alueista. Talvisin osaa mäntyvaltaisista elinympäristöistä jopa välteltiin, sillä elinpiirien sisäisessä valinnassa turvepohjaisia mäntytaimikoita sekä varttuneita mäntymetsiä käytettiin vähemmän kuin mitä elinpiirillä oli tarjolla. Sen sijaan erityisen paljon hirvet suosivat sellaisia taimikoita ja metsiä, joissa mänty ei ollut valtapuulajina (kuva 12). Tämä tulos on hieman ristiriidassa aiempiin tuloksiin, joissa hirvet ovat elinpiirien sisällä valikoineet enemmän mäntyvaltaisia taimikoita ja nuoria metsiä, erityisesti turvepohjaisia taimikoita (Nikula ym. 2004, Tanskanen 2011). Suhteessa näihin tutkimuksiin, tämän tutkimuksen tutkimusalue on maantieteellisesti etelämpänä ja lähempänä rannikkoa, joka todennäköisesti vaikuttaa myös hirvien käyttäytymiseen. Etelämpänä ja lähempänä rannikkoa lunta on vähemmän ja metsät ovat kasvilajistoltaan monipuolisempia, jolloin myös lehtipuita on hirvien ravinnoksi enemmän tarjolla.

Tiheälatvustoisissa metsissä lunta on yleensä vähemmän kuin harvemmissä metsissä, jonka takia hirvet tarvitsevat niitä talvieliniireilleen. Elinpiirien sisäisen valinnan perusteella hirvet kuitenkin käyttävät varttuneita metsiä tarjontaa vähemmän, mikä kertoo lähinnä suojan hakemisesta varttuneista metsistä, mutta ruokailu tapahtuu nuoremmissa ja matalampikasvustoisissa metsissä. Jos talvisin lumipeite ei ole liian paksu, pystyvät hirvet liikkumaan laajemmalla

alueella etsien monipuolisempaa ravintoa (Poole & Stuart-Smith 2005, Mansson 2012). Peltojen välttely kertoo toisaalta peltojen vähäisestä merkityksestä hirville talvisin, mutta myös tutkimusalueen peltovaltaisuudesta. Tutkimusalueella peltoa on hyvin tasaisesti joka puolella, joten niitä on melko runsaasti kaikilla elinpiireillä. Niitä kuitenkin käytetään hyvin vähän, sillä vain harvalla pellolla on myös talvisin hirville sopivaa ravintoa. Myös vesistöjen merkitys on talvisin vähäinen, sillä useimmat vesistöt ovat talvisin jäässä, jonka takia niitä käytetään lähinnä kulkuväylinä. Talven osalta tutkimushypoteesi mäntyvaltaisten taimikoiden ja nuorten metsien suosimisesta voidaan osittain hyväksyä. Hirvet kyllä suosivat talvieliniireillään mäntyvaltaisia nuoria metsiä ja taimikoita kivennäismaalla, mutta selkeämmin ne suosivat kuitenkin sekapuustoisia ja muita taimikoita ja nuoria metsiä. Mäntyvaltaisten puustoluokkien merkitys hirville on tulosten perusteella pienempi kuin mitä odotettiin.

Naaras- ja uroshirvillä ravinnon tarve ja käyttäytyminen poikkeavat toisistaan (G. Cederlund & Sand 1994), mikä näkyy myös eroina habitaattien valinnassa. Sukupuolittain elinpiirien sisäistä käyttöä tarkasteltaessa eroja habitaattien käytössä löytyy runsaasti, mikä vahvistaa tätä olettamusta. Erot elinpiirien sisäisessä valinnassa ovat suurempia kuin elinpiiritasolla. Merkittävimmät erot elinpiirien sisäisessä valinnassa kesäisin syntyivät peltojen, vesialueiden, muiden alueiden ja nuorten sekametsien käytössä. Uroksilla tilastollisesti merkitseviä eroja syntyi vähemmän. Urokset käyttivät peltoalueita noin kolme kertaa enemmän kuin naaraat, mikä tukee hypoteesia urosten suuremmasta ravinnontarpeesta (G. Cederlund & Sand 1994). Myös nuorissa sekametsissä on runsaasti ravintoa, mikä on todennäköisesti yksi syy niiden selkeämpään suosimiseen urosten keskuudessa kuin naaraiden.

Havaintopisteiden perusteella kolme urosten eniten käyttämää habitaattiluokkaa kesäisin olivat sekapuustoiset nuoret ja varttuneet metsät, sekä pellot käsittäen yhteensä noin 39% havaintopisteiden kokonaispinta-alasta. Naarailta vastaavat kolme elinympäristöluokkaa olivat sekapuustoiset nuoret ja varttuneet metsät, sekä mäntyvaltaiset varttuneet metsät, ja nämä muodostivat noin 45 % kokonaispinta-alasta (kuva 13). Yhteenlaskettuna kaikki varttuneet metsät muodostivat yli 36 % naaraiden elinpiirien sisäisestä valinnasta, kun uroksilla



vastaava luku oli vain 28 %. Naaraat käyttivät siis selkeästi vanhempia metsiä kesäisin kuin urokset. Eri kasvuvaiheiset metsät ovat usein lähellä toisiaan, joka saattaa selittää kaikkien mäntyvaltaisten metsien suurempaa osuutta naaraiden havaintojen läheisyydessä suhteessa urosten havaintoihin. Kun naaraat käyttävät varttuneita mäntymetsiä lähes kaksi kertaa enemmän kuin urokset, vaikuttaa se todennäköisesti myös muiden mäntymetsien ja taimikoiden osuuksiin.

Urokset tarvitsevat suuremman ruumiinkokonsa takia enemmän ravintoa, minkä takia ne myös liikkuvat enemmän (G. Cederlund & Sand 1994). Saksanhirvillä tehtyjen tutkimusten mukaan urokset käyttävät enemmän sellaisia elinympäristöjä, joissa ravintoa on runsaasti tarjolla, vaikka ravinnon laatu olisikin heikompaa (Clutton-Brock ym. 1987). Urokset liikkuvat elinpiireillään enemmän kiertäen alueita, joilla ravintoa on runsaasti tarjolla. Urosten selkeästi naaraita enemmän käyttämällä peltoalueilla ravintoa on hyvin paljon tarjolla, mutta laatu ei kuitenkaan ole yhtä korkeaa kuin muulla ravinnolla. Naaraat sen sijaan panostavat varsinkin vasojen kanssa enemmän korkeamman laadun ravintoon, jotta ravinnon hankintaan menisi vähemmän aikaa (Clutton-Brock ym. 1987).

Tässä tutkimuksessa ei ollut mahdollista selvittää vasojen vaikutusta naaraiden elinympäristövalintaan, mutta hyvin todennäköisesti vasoilla on ollut vaikutusta naaraiden käyttäytymiseen myös elinpiirien sisällä. Aiempien tutkimusten mukaan vasallisten naaraiden kesäelinpiirit ovat huomattavasti vasattomien naaraiden elinpiirejä pienempiä (van Beest ym. 2011, Heikkinen 2000, Tanskanen 2011), joten oletettavasti myös eri elinympäristöluokkien käyttö on suppeampaa. Sekametsistä erityisesti vasalliset naaraat hakevat suojaa ja ravintoa, jolloin vasoja ei tarvitse viedä avoimille pelloille ravinnon hankinnan ajaksi. Eniten naaraat suosivatkin kesäelinpiiriensä sisällä sekapuustoisia ja muita taimikoita ja nuoria metsiä, joista runsasravinteista ravintoa, kuten koivuja ja pajuja, on helposti saatavilla. Varttuneissa mäntyvaltaisissa ja sekametsissä on runsaasti mustikkaa, mikä on varsinkin loppukesästä hirvien pääravintoa (Hjeljord ym. 1990).

Talvihavaintojen eroja sukupuolittain tarkasteltuna molemmat sukupuolet suosivat tai välttelivät samoja elinympäristöjä, mutta eri luokkien osuuksissa oli

selkeitä eroja (kuva 14). Urosten elinpiireillä oli hyvin runsaasti sekapuustoisia nuoria metsiä, mutta silti urokset käyttivät niitä merkitsevästi tarjontaa enemmän. Nuorissa sekametsissä on sekaisin sekä mäntyä että muita ravintopuita hirville, kuten myös urosten suosimissa taimikoissa. Myös tämä tukee aiempia tutkimuksia, joiden perusteella uroshirvet hakeutuvat runsasravintoisille alueille suuremman ravinnontarpeensa takia (Hjeljord ym. 1990, G. Cederlund & Sand 1994). Uroshirvien kohdalla hyvin mielenkiintoinen tulos oli, että mäntyvaltaisten habitaattien merkitys on ennakoitua vähäisempi. Mäntyvaltaisten elinympäristöjen yhteenlaskettu osuus oli urosten talvihavaintojen perusteella alle 40 %, kun taas sekapuustoisten ja muita puulajeja sisältävien elinympäristöjen osuus oli yli 50 %. Naarashirvien kohdalla osuudet menevät täysin päinvastoin. Tämä saattaa johtua urosten suuremmasta ravinnon tarpeesta, jota ne saavat enemmän sekametsistä. Mäntymetsissä taas on kenties korkeamman laatuista ravintoa, jota naarashirvet preferoivat määrän sijaan. Peltoja talvihavaintojen läheisyydessä on merkitsevästi vähemmän kuin kesähavaintojen. Verrokkipisteissä peltoja on runsaasti tutkimusalueen peltovaltaisuuden takia, joten peltojen todellinen merkitys hirville talvisin on nähtävissä vertailemalla todellisten havaintopisteiden ja verrokkipisteiden eroja (kuva 14). Tutkimushypoteesi naaraiden ja urosten samankaltaisesta habitaattiluokkien käytöstä on siis elinpiirien sisäisen valinnan osalta hylättävä, sillä myös tilastollisesti merkitseviä eroja sukupuolten välillä löytyi.

Talviaikaan hirvillä on eriteltävissä selkeästi habitaatit suojalle ja ravinnolle. Ravintoa haetaan avoimemmasta maastosta ja nuoremmista metsistä, jossa pensaskerros on tiheämpi. Suojaa lumelta ja muilta sääolosuhteilta hirvet hakevat varttuneista metsistä, jolloin niitä on hyvä olla elinpiireillä runsaasti (Poole & Stuart-Smith 2005, Poole & Stuart-Smith 2006). Ravintoa on kuitenkin varttuneissa metsissä lumiaikana hyvin rajallisesti, sillä pääosa tarjolla olevasta ravinnosta on tutkimusten mukaan alle 30-vuotiaissa metsissä (Månsson 2009). Hirvien havaintopisteiden perusteella onkin nähtävillä selkeä transiitio nuorempiin metsäluokkiin talven ajaksi (kuva 15). Pohjois-Amerikassa tehtyjen tutkimusten mukaan hirvet sijaitsivat yli 40 %:lla havainnoista ravinnon hankintaan sopivilla habitaattiluokilla, ja noin 20 %:lla suojaisilla habitaattiluokilla (Poole & Stuart-Smith 2006). Tulokset eivät ole suoraan sovellettavissa Suomen oloihin, mutta

tutkimuksen tulokset ovat hyvin saman suuntaisia tässä tutkimuksessa saatuihin verrattuna. Erityisesti taimikoissa pensaskerros on tiheä, jonka takia ne ovat talvisin tärkeitä ravintolähteitä. Talvisin hirvet suosivat mäntytaimikoita, joissa niiden talviaikaista pääravintoa mäntyä on runsaasti tarjolla. Suurimmat erot verrattuna kesähavaintoihin syntyvät kuitenkin nuorten mäntymetsien suosimisesta. Nuorissa mäntymetsissä yhdistyvät riittävä ravinnon tarjonta sekä suoja. Riittävän matalalla olevia männyn oksia ja pensaskasvillisuutta on runsaasti, mutta korkeahkot männyn latvat tarjoavat silti jonkin verran suojaa sääolosuhteilta. Lumensyvyys on näissä metsissä myös matalampi kuin taimikoissa, joissa lumi peittää helposti matalamman kasvuston ja liikkuminen vaikeutuu.

Kesä- ja talvihavaintoja suoraan verrattaessa kesäisin hirvet käyttivät keskimäärin vanhempia metsiä, sekä huomattavasti enemmän peltoalueita kuin talvisin (kuva 15). Ravinnon lähteet muuttuvat kesään tultaessa hyvin yksipuolisesta mäntyravinnosta monipuoliseen varpujen, lehtien ja ruohovartisten kasvien hyödyntämiseen (Puttock ym. 1996, Hjeljord ym. 1990, Bergqvist ym. 2003, R. Heikkilä 1991). Kesällä ei tarvitse hakeutua säältäkään suojaan samalla tavalla kuin talvella, joten hirvet voivat keskittyä enemmän ravinnon hankintaan. Varttuneissa seka- ja mäntymetsissä varpu- ja pensaskasvillisuutta on runsaasti, mistä hirvet ottavat pääosan ravinnostaan kesäisin (R. Heikkilä 1991, Heikkinen 2000, Hjeljord ym. 1990). Peltoalueita hirvet käyttivät kesäisin yli kaksi kertaa enemmän kuin talvisin, mikä selittyy ravinnon hankinnalla vehreiltä pelloilta. Myös kaikkia ”muut”-luokan metsiä hirvet käyttivät kesäisin enemmän kuin talvella. Luokka sisältää lehtipuuvaltaiset ja kuusivaltaiset metsät, joista lehtimetsistä hirvet saavat runsaasti ravintoa, ja tiheistä ja varjoisista kuusimetsistä suojaa kesän kuumuudelta (Renecker & Hudson 1986, McCann ym. 2013, Melin 2014). Aukeita alueita käytettiin kesähavaintojen perusteella myös enemmän. Kesäisin aukeilla alueilla, kuten hakkuuaukeilla, on primäärisukcession tuloksena runsaasti ruohovartista kasvillisuutta ravinnoksi. Myös pajut ja koivun taimet levittäytyvät nopeasti aukeille alueille, jotka ovat hirvien pääravintoa kesäisin mustikan ohella (Hjeljord ym. 1990).

#### 6.4. Mittakaavan vaikutus tuloksiin

Resurssi- ja habitaattivalintaa on tarkasteltava eri valinnan tasoilla, jotta habitaattiluokkien merkitykset saadaan selville (D. H. Johnson 1980, Manly ym. 2007: 1, Thomas & Taylor 1990). Saatavilla olevien ja käytettyjen resurssien vertailun perusteella voidaan todeta, mitä resursseja suositaan ja mitä vältellään (Thomas & Taylor 1990). Tämän tutkimuksen hypoteesina oli, ettei habitaattivalinnassa eri tarkastelutasojen välillä ole suuria eroja. Vertailtaessa elinpiiritason ja havaintopistetason valintaa kesälaitumien osalta, ei eroja muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta löydy. Tärkeimpiä habitaattiluokkia hirville ovat kuitenkin ne, joita suositaan molemmilla tarkastelun tasoilla. Näin tarkasteltuna tärkeimmät habitaattiluokat kesäisin hirville ovat sekapuustoiset taimikot ja nuoret metsät sekä muut taimikot ja nuoret metsät (kuvat 8 & 13). Urosten osalta korostuvat erityisesti muut taimikot ja nuoret metsät, kun taas naaraat suosivat lisäksi sekapuustoisia taimikoita ja nuoria metsiä. Näin tarkalla habitaattiluokituksella tehtyjä tutkimuksia ei Suomessa aiemmin tehty, joten täysin verrattavissa olevia tuloksia ei ole saatavilla. Tanskasen (2011) ja Nikulan et al. (2004) luokitteluissa metsien osalta oli eroteltuna vain mäntyvaltaiset sekä muut taimikot ja nuoret metsät sekä varttuneet metsät yhtenä luokkana, muutluokan sisältäen niin seka- lehti- kuin kuusimetsätkin. Heidän tuloksiinsa verrattuna tämän tutkimuksen tulokset ovat saman suuntaisia taimikoiden ja nuorten metsien suosimisen osalta. Myös he havaitsivat, että hirvet suosivat muutluokkia molemmilla tarkastelun tasoilla. Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan havaittu yhtä selkeää mäntyvaltaisten puustoluokkien suosimista.

Talvilaitumien habitaattivalintaa eri valinnan tasoilla tarkastelemalla havaitaan, että tärkeimmiksi habitaattiluokiksi hirville nousevat mäntyvaltaiset ja sekapuustoiset taimikot sekä nuoret metsät (kuvat 9 & 14). Männiköistä erityisesti kivennäismaapohjaisia taimikoita ja nuoria metsiä suositaan, mikä on yhteneväinen myös Tanskasen (2011) tulosten kanssa. Kuitenkin myös sekapuustoiset taimikot ja nuoret metsät ovat yhtä tärkeitä, mikä on nähtävissä myös aiempien tutkimusten perusteella muiden kuin mäntyvaltaisten tai lehtipuisten metsäluokkien suosimisessa (Nikula ym. 2004, Bjørneraas ym. 2011, Tanskanen 2011). Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa on havaittu hirvien suosivan

metsäluokkia, joissa kenttä- ja pensaskerrokset ovat runsaita erityisesti pajujen osalta (Poole & Stuart-Smith 2005).

Urosten ja naaraiden habitaattiluokkien suosimisessa tai välttämisessä eroja ei juurikaan löytynyt tarkastelutasojen välillä. Eri luokkien osuuksissa oli kuitenkin suuriakin eroja, vaikka ne eivät muodostuneetkaan tilastollisesti merkitseviksi. Molempien tarkastelutasojen perusteella naaraat tuntuivat talvilaitumillaan johdonmukaisesti käyttävän uroksia enemmän mäntyvaltaisia turvepohjaisia taimikoita ja nuoria metsiä sekä varttuneita mäntymetsiä, kun taas urokset käyttivät naaraita enemmän kaikkia sekapuustoisia ja muita metsäluokkia sekä muita alueita. Kesäisin naaraat jatkoivat turvepohjaisten männiköiden käyttöä uroksia enemmän. Erityisesti varttuneita mäntymetsiä naaraat käyttivät lähes kaksi kertaa enemmän kuin urokset. Myös varttuneita sekametsiä naaraat käyttivät uroksia enemmän. Urokset sen sijaan käyttivät peltoja yli kaksinkertaisesti naaraisiin verrattuna, kuten myös muita nuoria ja varttuneita metsiä sekä nuoria sekametsiä.

Hirvien tiedetään käyttävän taimikoita ravintonaan erityisesti talvisin, ja tästä aiheutuu suuria metsätuhoja metsänomistajille erityisesti mäntytaimikoissa (Edenius ym. 2002, R. Heikkilä & Härkönen 2007, R. Heikkilä & Härkönen 1996, R. Heikkilä 1991). Tämän tutkimuksen tulosten perusteella naarashirvet käyttävät uroshirviä enemmän mäntytaimikoita ja nuoria mäntymetsiä, kun taas urokset käyttivät enemmän muita kuin mäntyvaltaisia taimikoita ja nuoria metsiä. Mikäli alueella on runsaasti taimikkotuhoja, voidaan tämän tutkimuksen tuloksia hyödyntää hirvikannan rakenteellisen verotuksen suunnittelussa vahinkojen ennaltaehkäisemiseksi. Hirvituhoihin liittyen tarvitaan kuitenkin enemmän tutkimusta, jotta saataisiin selville, miten esimerkiksi vasojen läsnäolo vaikuttaa taimikkotuhojen määrään. Hirvien aiheuttamien liikennevahinkojen ennaltaehkäisyssä voidaan myös käyttää hirvien suosimien habitaattien tuntemusta, kuten jo Ruotsissa on tehty (Seiler 2005).

Hypoteesi siitä, ettei tarkastelutasojen välillä olisi eroja, joudutaan osittain hylkäämään. Erot riippuvat suurelta osin siitä, mitä ryhmiä vertaillaan keskenään. Jos vertaillaan esimerkiksi suoraan kausien välisiä eroja, korostuvat mäntyvaltaiset puustoluokat selkeästi suosittuna habitaattiluokkana. Kuitenkin

jos luokkia vertaillaan todellisten ja verrokkihavaintojen välillä, mäntyvaltaisia luokkia jopa vältellään. Elinpiiritason ja elinpiirien sisäisen valinnan eroja ei luokkien suosimisessa tai välttelystä juurikaan löydy, mutta niiden osuuksissa erot saattavat muodostua huomattaviksikin. Tämän takia niin tarkastelutasoihin, kuin myös eri ryhmien vertailuihin on kiinnitettävä erityistä huomiota, jotta hirvien todellisesta habitaattivalinnasta saadaan selvyys.

## 7. Johtopäätökset

Pääpiirteittäin voidaan todeta, että hirvet elävät suuremmilla elinpiireillä pidempään kesäisin kuin talvisin, ja että urosten elinpiirit ovat naaraiden elinpiirejä laajempia. Hirvet suosivat kesäisin varttuneempia ja rehevämpiä habitaatteja kuin talvisin. Talviksi hirvet siirtyvät enemmän mäntyvaltaisemmille alueille. Sekapuustoiset ja muut puustoluokat ovat aiemmista tutkimuksista poiketen merkittävämpiä hirville niin kesäisin, kuin talvisinkin. Sukupuolten välillä ei ilmennyt suuria eroja. Urokset kuitenkin käyttävät hieman naaraita enemmän peltoja ja sekapuustoisia metsiä. Habitaattivalinta riippuu hyvin pitkälti siitä, mitä ryhmiä vertaillaan. Tutkimuksissa käytettyjen vertailujen onkin oltava kattavia, jottei tuloista tehdä vääriä johtopäätöksiä. Tarkastelutasolla on myös merkitystä, sillä vain yhtä tasoa käyttämällä ei voida tehdä kunnollisia johtopäätöksiä (D. H. Johnson 1980). Tämän tutkimuksen perusteella molempia tarkastelutasoja käyttämällä tärkeimmiksi habitaattiluokiksi hirville muodostuivat talvisin mäntyvaltaiset ja sekapuustoiset taimikot sekä nuoret metsät, ja kesäisin kaikki sekapuustoiset puustoluokat sekä muut taimikot ja nuoret metsät.

Tulosten perusteella voidaan johtopäätöksenä todeta, että hirvillä on hyvin erilaiset vaatimukset elinpiirien ja habitaattien suhteen riippuen siitä, missä ne elävät. Tämän takia Suomen hirvikannan hoitoon ei voida ottaa liikaa mallia Pohjois-Amerikasta (P. E. Baigas 2008) eikä edes muista Pohjoismaista (G. N. Cederlund & Okarma 1988, G. Cederlund & Sand 1994, Bjørneraas ym. 2011). Suomen sisälläkin hirvien habitaatit poikkeavat alueittain suuresti (Tanskanen 2011, Nikula ym. 2004), jonka takia Suomen hirvikantaa on tarkasteltava ja hoidettava riittävän tarkoin aluerajoin. Uudet hirvitalousalueet vastaavat tähän

tarpeeseen erinomaisesti, mutta niiden sisäisten habitaattikompositioiden analysointiin on jatkossa panostettava enemmän. Hirvitalousalueita on kuitenkin tarkasteltava jatkossa kriittisesti, mikäli niiden habitaattikompositio ei ole yhteneväinen koko alueella. Tämä saattaisi vääristää alueiden hirvikannan hoitoa, mikäli ympäristöolosuhteet alueiden sisällä vaihtelisivat liiaksi. Tuloksia voidaan myös hyödyntää hirvikannan hoitosuunnitelman toimenpiteiden toteutuksessa monipuolisesti (Maa- ja metsätalousministeriö 2014).

## Kiitokset

Tutkimus on tehty yhteistyössä Luonnonvarakeskuksen kanssa. Aineiston on kerännyt entinen Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus ja Evira. Kiitokset aineiston keräämiseen osallistuneille henkilöille. Ohjaajinani toimivat Turun yliopiston maantieteen ja geologian laitoksen johtaja, professori Risto Kalliola sekä Luonnonvarakeskuksen erikoistutkija Jyrki Pusenius. Kiitokset molemmille ohjaajilleni kärsivällisyydestä sekä kaikesta saamastani tuesta. Tahtoisin myös kiittää analyyseissä avustaneita Vesa Nivalaa Luonnonvarakeskukselta sekä Vesa Selosta Turun yliopistolta. Kiitokset myös Luonnonvarakeskuksen Ari Nikulalle arvokkaista kommentteista. Kauhajoen Kulttuurisäätiötä ja Suomen Riistanhoito-säätiötä tahdon myös kiittää arvokkaista stipendeistä.

## Lähdeluettelo

- Abrams, P.A. (1988). How should resources be counted? *Theoretical population biology* 33: 2, 226-242.
- Aebischer, N.J., Robertson, P.A. & Kenward, R.E. (1993). Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 5, 1313-1325.
- Allison, P.D. (2012). *Logistic regression using SAS: Theory and application*, 2nd. p. 348 s. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Baigas, P.E. (2008), *Winter habitat selection, winter diet, and seasonal distribution mapping of moose (Alces alces shirasi) in southeastern Wyoming*. 221 s. M.S. thesis. Laramie, WY. University of Wyoming.
- Baigas, P., Olson, R.A., Nielson, R.M., Miller, S.N. & Lindzey, F.G. (2010). Modeling seasonal distribution and spatial range capacity approximations of moose in southeastern Wyoming. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose* 46: 89-112.
- Barraquand, F. & Murrell, D.J. (2012). Evolutionarily stable consumer home range size in relation to resource demography and consumer spatial organization. *Theoretical ecology* 5: 4, 567-589.
- Beasley, J.C., DeVault, T.L., Retamosa, M.I. & Rhodes Jr, O.E. (2007). A hierarchical analysis of habitat selection by raccoons in northern Indiana. *Journal of Wildlife Management* 71: 4, 1125-1133.
- Bergqvist, G., Bergström, R. & Edenius, L. (2003). Effects of moose (*Alces alces*) rebrowsing on damage development in young stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Forest Ecology and Management* 176: 1–3, 397-403.
- Bjørneraas, K., Solberg, E.J., Herfindal, I., Moorter, B.V., Rolandsen, C.M., Tremblay, J., Skarpe, C., Sæther, B., Eriksen, R. & Astrup, R. (2011). Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology* 17: 1, 44-54.
- Borralho, R., Carvalho, S., Rego, F. & Vaz Pinto, P. (1999). Habitat correlates of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) breeding density on Mediterranean farmland. *Revue d'écologie* 54: 1, 59-69.
- Bowyer, R.T., Kie, J.G. & Van Ballenberghe, V. (1996). Sexual segregation in black-tailed deer: effects of scale . *The Journal of Wildlife Management* 60: 1, 10-17.
- Boyce, M.S. (2006). Scale for resource selection functions. *Diversity and Distributions* 12: 3, 269-276.



- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.K. (2002). Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 2, 281-300.
- Burt, W.H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy* 24: 3, 346-352.
- Cederlund, G. (1989). Activity patterns in moose and roe deer in a north boreal forest. *Ecography* 12: 1, 39-45.
- Cederlund, G.N. & Okarma, H. (1988). Home range and habitat use of adult female moose. *The Journal of Wildlife Management* 52: 2, 336-343.
- Cederlund, G. & Sand, H. (1994). Home-range size in relation to age and sex in moose. *Journal of mammalogy* 75: 4, 1005-1012.
- Clark, R.D., Mathieu, R. & Seddon, P.J. (2008). Geographic information systems in wildlife management: A case study using yellow-eyed penguin nest site data. *DOC Research & Development Series* 303: 1-35.
- Clutton-Brock, T.H., Iason, G.R. & Guinness, F.E. (1987). Sexual segregation and density-related changes in habitat use in male and female Red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of zoology* 211: 2, 275-289.
- Dennis, R.L.H., Shreeve, T.G. & Van Dyck, H. (2003). Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102: 2, 417-426.
- Dussault, C., Courtois, R. & Ouellet, J. (2006). A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 5, 1097-1107.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G. & Danell, K. (2002). The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica* 36: 1, 57-67.
- Esri (2014). *ArcGIS Help 10.2, 10.2.1, and 10.2.2*. Esri. 8.12.2015.  
<[http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/#/What\\_s\\_new\\_in\\_ArcGIS\\_10\\_2\\_2/016w0000005w000000/](http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/#/What_s_new_in_ArcGIS_10_2_2/016w0000005w000000/)>
- Falconi, N. (2015). The home range and multi-scale habitat selection of the threatened maned three-toed sloth (*Bradypus torquatus*). *Mammalian Biology* 80: 5, 431-439.
- Forbes, G.J. & Theberge, J.B. (1993). Multiple landscape scales and winter distribution of moose (*Alces alces*) in a forest ecotone. *The Canadian Field-Naturalist* 107: 2, 201.
- Fotheringham, A.S. (2009). "The problem of spatial autocorrelation" and local spatial statistics. *Geographical Analysis* 41: 4, 398-403.

- Fryxell, J. & Sinclair, A. (1988). Causes and consequences of migration by large herbivores. *Trends in Ecology & Evolution* 3: 9, 237-241.
- Geologian tutkimuskeskus. *Geological Map of the Fennoscandian Shield, Finnish Section 1:1 000 000* Geologian tutkimuskeskus, Helsinki 2014.
- Geologian tutkimuskeskus. *Maaperä 1: 200 000 (Maalajit)* Geologian tutkimuskeskus, Helsinki 2015.
- Graham, M.H. (2003). Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84: 11, 2809-2815.
- Hall, L.S., Krausman, P.R. & Morrison, M.L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25: 1, 173-182.
- Hebblewhite, M. & Merrill, E.H. (2007). Multiscale wolf predation risk for elk: does migration reduce risk? *Oecologia* 152: 2, 377-387.
- Heikkilä, R. (1991). Moose browsing in a Scots pine plantation mixed with deciduous tree species. *Acta Forestalia Fennica* 224: 1-13.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. (1993). Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of their winter habitats. *Silva Fennica* 27: 2, 127-143.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. (1996). Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 88: 1-2, 179-186.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. (2007). Hirvivahingot ja hirvikanta. *Metsätieteen aikakauskirja* 2: 122-126.
- Heikkilä, T. (2013). *Suomen maisemamaakunnat ja -seudut*, Ympäristöministeriö.
- Heikkinen, S. (2000). Hirven vuosi. *Suomen Riista* 46: 82-91.
- Herfindal, I., Tremblay, J., Hansen, B.B., Solberg, E.J., Heim, M. & Sæther, B. (2009). Scale dependency and functional response in moose habitat selection. *Ecography* 32: 5, 849-859.
- Hjeljord, O., Hövik, N. & Pedersen, H.B. (1990). Choice of feeding sites by moose during summer, the influence of forest structure and plant phenology. *Ecography* 13: 4, 281-292.
- Hundertmark, K.J. (2002). Mitochondrial Phylogeography of Moose (*Alces alces*): Late Pleistocene Divergence and Population Expansion. *Molecular Phylogenetics & Evolution* 22: 3, 375-387.

- Jacobs, L.F. (2003). The evolution of the cognitive map. *Brain, behavior and evolution* 62: 2, 128-139.
- Johnson, C.J., Nielsen, S.E., Merrill, E.H., McDonald, T.L. & Boyce, M.S. (2006). Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *Journal of Wildlife Management* 70: 2, 347-357.
- Johnson, D.H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 1, 65-71.
- Jortikka, S. (2017). *Susikannan arviointi tarkentuu*. Luonnonvarakeskus. 4.10.2017. <<https://www.luke.fi/mt-susikannan-arviointi-tarkentuu/>>
- Kangas, V. (2013). Present genetic structure revealed by microsatellites reflects recent history of the Finnish moose (*Alces alces*). *European Journal of Wildlife Research* 59: 5, 613.
- Keating, K.A. & Cherry, S. (2004). Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *Journal of Wildlife Management* 68: 4, 774-789.
- Keränen, J. & Orava, R. (1997). Työryhmä esittää: Hirvikannan seurantamenetelmien selvitys käynnistettävä. *Metsästäjä* 5: 8-11.
- Kneib, T., Knauer, F. & Küchenhoff, H. (2011). A general approach to the analysis of habitat selection. *Environmental and Ecological Statistics* 18: 1, 1-25.
- Koivulehto, M. & Paloniemi, R. (2012). Mittakaava ja luonnonsuojelu. *Terra* 124: 1, 17-27.
- Lam, N.S. & Quattrochi, D.A. (1992). On the issues of scale, resolution, and fractal analysis in the mapping sciences. *The Professional Geographer* 44: 1, 88-98.
- Lavsund, S., Nygrén, T. & Solberg, E.J. (2003). Status of moose populations and challenges to moose management in Fennoscandia. *Alces* 39: 109-130.
- Lavsund, S. (1987). Moose relationships to forestry in Finland, Norway and Sweden. *Swedish Wildlife Research Supplement* 1: 1, 229.
- Lehtinen, M., Nurmi, P.A. & Rämö, T. (1998). *Suomen kallioperä: 3000 vuosimiljoonaa*, 375 s. s. Suomen Geologinen Seura ry, Helsinki.
- Luoma, A. (2002), *Moose hunting in Finland-management of a heavily harvested population*. Academic dissertation. Department of Ecology and Systematics. Helsingin yliopisto.

- Luoma, A., Ranta, E. & Kaitala, V. (2001). Moose *Alces alces* hunting in Finland—an ecological risk analysis. *Wildlife Biology* 7: 3, 181-187.
- Luonnonvarakeskus (2016a). *Mitä on kolmiolaskenta*. Luonnonvarakeskus. 4.10.2017. <<https://www.riistakolmiot.fi/riistakolmio/mita-kolmiolaskenta/>>
- Luonnonvarakeskus (2016b). *Hirvitietotaulukko 2016*, Luonnonvarakeskus.
- Luonnonvarakeskus (2016c). *Verotussuosituksset 2016*, Luonnonvarakeskus.
- Luonnonvarakeskus. *Monilähteen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2011* Luonnonvarakeskus, 2013.
- Maa- ja metsätalousministeriö (2014). *Suomen hirvikannan hoitosuunnitelma. Tavoitteet ja toimenpiteet*.
- Manly, B., McDonald, L., Thomas, D., McDonald, T.L. & Erickson, W.P. (2007). *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*, 2nd. p. 222 s. Springer Science & Business Media, Kluwer Academic Publishers.
- Mansson, J. (2012). Spatial and temporal predictions of moose winter distribution. *Oecologia* 170: 2, 411-419.
- McCann, N., Moen, R. & Harris, T. (2013). Warm-season heat stress in moose (*Alces alces*). *Canadian journal of zoology* 91: 12, 893-898.
- McGarigal, K., Cushman, S.A. & Ene, E. (2012), FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps.
- McMaster, R.B. & Shea, K.S. 1992, "Generalization in digital cartography", Association of American Geographers, Washington, DC.
- Melin, M. (2014). Moose (*Alces alces*) reacts to high summer temperatures by utilizing thermal shelters in boreal forests - an analysis based on airborne laser scanning of the canopy structure at moose locations. *Global Change Biology* 20: 4, 1115-1125.
- Melin, M., Packalén, P., Matala, J., Mehtätalo, L. & Pusenius, J. (2013). Assessing and modeling moose (*Alces alces*) habitats with airborne laser scanning data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 23: 389-396.
- Melin, M., Matala, J., Mehtätalo, L., Pusenius, J. & Packalén, P. (2016). Ecological dimensions of airborne laser scanning—Analyzing the role of forest structure in moose habitat use within a year. *Remote Sensing of Environment* 173: 238-247.
- Meriggi, A., Stella, R.M.d., Brangi, A., Ferloni, M., Masseroni, E., Merli, E. & Pompilio, L. (2007). The reintroduction of grey and red-legged partridges

- (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*) in central Italy: a metapopulation approach. *Italian Journal of Zoology* 74: 3, 215-237.
- Metla (2015). *Valtakunnan metsien inventointi (VMI)*. Metla. 23.11.2015. <<http://www.metla.fi/ohjelma/vmi/info.htm>>
- Midi, H., Sarkar, S.K. & Rana, S. (2010). Collinearity diagnostics of binary logistic regression model. *Journal of Interdisciplinary Mathematics* 13: 3, 253-267.
- Minoiu, C. & Reddy, S.G. (2007). *Kernel density estimation based on grouped data: The case of poverty assessment*. 34s. International Monetary Fund.
- Moen, R. (2008). Movement and Habitat Use of Canada Lynx During Denning in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 72: 7, 1507-1513.
- Morrison, M.L. (2006). *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. 493s. Island Press, Washington.
- Mysterud, A., Loe, L.E., Zimmermann, B., Bischof, R., Veiberg, V. & Meisingset, E. (2011). Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes—a role for density dependence? *Oikos* 120: 12, 1817-1825.
- Månsson, J. (2009). Environmental variation and moose *Alces alces* density as determinants of spatio-temporal heterogeneity in browsing. *Ecography* 32: 4, 601-612.
- Mäkelä, A. (2006). Biologinen systeemanalyysi metsänhoidon suunnittelussa. *Metsätieteen aikakauskirja* 1: 82-87.
- Nielsen, S.E., Boyce, M.S. & Stenhouse, G.B. (2004). Grizzly bears and forestry: I. Selection of clearcuts by grizzly bears in west-central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* 199: 1, 51-65.
- Nikula, A., Heikkinen, S. & Helle, E. (2004). Habitat selection of adult moose *Alces alces* at two spatial scales in central Finland. *Wildlife Biology* 10: 2, 121-135.
- Nikula, A., Hallikainen, V., Jalkanen, R., Hyppönen, M. & Mäkitalo, K. (2008). Modelling the factors predisposing Scots pine to moose damage in artificially regenerated sapling stands in Finnish Lapland. *Silva Fennica* 42: 4, 587-603.
- Norrdahl, K. (2013), *Riistabiologiaa ekologeille*. 70 s. Julkaisematon opetusmoniste. Biologian laitos, Turun yliopisto.
- Nygrén, T. (2009), *Suomen hirvikannan säätely - biologiaa ja luonnonvarapolitiikkaa*. 227 s. Akateeminen väitöskirja. Biotieteiden tiedekunta. Joensuun yliopisto.

- Nygrén, T. & Pesonen, M. (1995). Metsästyksessä kohti tehohirvitaloutta pienemmästä pääomasta suurempi tuotto. *Riistantutkimuksen tiedote* 136: 1-13.
- Nygrén, T., Pusenius, J. & Kojola, I. (2013), Hirven biologia ja kannan nykytila, Teoksessa Suomen riistakeskus. (toim.): *Hirvikannan hoitosuunnitelma. Luonnos*. 26-62 s.
- Nygrén, T., Wallén, M., Tykkyläinen, R. & Pusenius, J. (2015). Lisääntyvät hirvinaaraat. Urosten osuudet vaikuttavat hedelmöitymisen ajoittumiseen. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 15: 52.
- Ojala, A.E., Palmu, J., Åberg, A., Åberg, S. & Virkki, H. (2013). Development of an ancient shoreline database to reconstruct the Litorina Sea maximum extension and the highest shoreline of the Baltic Sea basin in Finland. *Bulletin of the Geological Society of Finland* 85: 127-144.
- Orava, R. (1995). Hirvisonneja kaadetaan liikaa. Naarasverotusta lisättävä – mutta harkiten. *Metsästäjä* 5: 8-11.
- Pampel, F.C. (2000). *Logistic regression: A primer*, 96 s. SAGE Publications.
- Peiro, V. & Blanc, C.P. (1998). Geographic information system and red-legged partridge (*Alectoris rufa*) management in the vinelands of Hérault (France)[abundance, trend, habitat potentiality]. *Game and wildlife* 11: 355-378.
- Peiro, V. (2011). Predicting the spring abundance distribution of red-legged partridge populations in agricultural regions using environmental models and an application for game management. *Folia Zoologica* 60: 3, 203-213.
- Pellikka, J., Rita, H. & Lindén, H. (2005). Monitoring wildlife richness—Finnish applications based on wildlife triangle censuses. *Annales Zoologici Fennici* 42: 2, 123-134.
- Phillips, J.D. (1992). The end of equilibrium? *Geomorphology* 5: 3, 195-201.
- Pirinen, P., Simola, H., Aalto, J., Kaukoranta, J., Karlsson, P. & Ruuhela, R. (2012). *Tilastoja Suomen ilmastosta 1981-2010*, Ilmatieteenlaitos, Helsinki.
- Poole, K.G. & Stuart-Smith, K. (2005). Fine-scale winter habitat selection by moose in interior montane forests. *Alces* 41: 1, 1-8.
- Poole, K.G. & Stuart-Smith, K. (2006). Winter habitat selection by female moose in western interior montane forests. *Canadian journal of zoology* 84: 12, 1823-1832.
- Powell, R.A. (1994). Effects of scale on habitat selection and foraging behavior of fishers in winter. *Journal of mammalogy* 75: 2, 349-356.

- Powell, R.A. (2012). What is a home range? *Journal of mammalogy* 93: 4, 948-958.
- Purhonen, J., Keränen, J. & Bisi, J. (1995). Hirvikannan määrän arvioinnissa on ongelmia. *Metsästäjä* 5: 11-12.
- Puttock, G.D., Shakotko, P. & Rasaputra, J.G. (1996). An empirical habitat model for moose, *Alces alces*, in Algonquin Park, Ontario. *Forest Ecology and Management* 81: 1–3, 169-178.
- Renecker, L.A. & Hudson, R.J. (1986). Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. *Canadian journal of zoology* 64: 2, 322-327.
- Renwick, W.H. (1992). Equilibrium, disequilibrium, and nonequilibrium landforms in the landscape. *Geomorphology* 5: 3, 265-276.
- Risenhoover, K.L. (1986). Winter activity patterns of moose in interior Alaska. *Journal of Wildlife Management* 50: 4, 727.
- Ruuhola, T., Nikula, A., Nivala, V., Nevalainen, S. & Matala, J. (2016). Effects of bedrock and surficial deposit composition on moose damage in young forest stands in Finnish Lapland. *Silva Fennica* 50: 3, 1-20.
- Salo, M., Sirén, A. & Kalliola, R. (2013). *Diagnosing wild species harvest: resource use and conservation*, 494 s. Elsevier Inc.
- SAS Institute Inc. (2008), The GLIMMIX Procedure, Teoksessa SAS Institute Inc. (toim.): *SAS/STAT® 9.2 User's Guide*, 380 s. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 2, 371-382.
- Silverman, B.W. (1986). *Density estimation for statistics and data analysis*, CRC press.
- Sinclair, A.R.E. (2006). *Wildlife ecology, conservation and management*, 2nd. p. 469 s. Blackwell Publishing, Oxford.
- Singh, N.J., Börger, L., Dettki, H., Bunnefeld, N. & Ericsson, G. (2012). From migration to nomadism: movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range. *Ecological Applications* 22: 7, 2007-2020.
- Spencer, W.D. (2012). Home ranges and the value of spatial information. *Journal of mammalogy* 93: 4, 929-947.
- Suomen riistakeskus (2014). *Julkinen riistakonserni*. Suomen riistakeskus. 19.4.2015. <<http://riista.fi/riistahallinto/julkinen-riistakonserni/>>

- Suomen riistakeskus (2015a). *Hirvikantatavoitteet asetettu hirvitalousalueille*. Suomen riistakeskus. 15.7.2015. <<http://riista.fi/hirvikantatavoitteet-asetettu-hirvitalousalueille/>>
- Suomen riistakeskus (2015b). *Hirvikanta*. 17.7.2015. <<http://riista.fi/riistatalous/riistakannat/hoitosuunnitelmat/hirvikanta/>>
- Suomen riistakeskus (2016). *Hoitosuunnitelmat*. Suomen riistakeskus. 3.10.2017. <<https://riista.fi/riistatalous/riistakannat/hoitosuunnitelmat/>>
- Suomen Riistanhoito-säätiö (2017). *Säätiön historiaa*. Suomen Riistanhoito-säätiö. 3.10.2017. <<http://www.riistasaatio.fi/historia.html>>
- Suomen virallinen tilasto (2011). *Väestörakenne*. Tilastokeskus. Helsinki. 18.4.2016. <[http://www.stat.fi/til/vaerak/2011/vaerak\\_2011\\_2012-03-16\\_tie\\_001\\_fi.html](http://www.stat.fi/til/vaerak/2011/vaerak_2011_2012-03-16_tie_001_fi.html)>
- Tanskanen, A. (2011), *Hirven (Alces alces L.) elinpiirien koko ja elinympäristövalinta kesällä ja talvella Kainuussa*. 59 s. Pro gradu - tutkielma. Metsätieteiden osasto. Itä-Suomen yliopisto. Joensuu.
- Thomas, D.L. & Taylor, E.J. (1990). Study designs and tests for comparing resource use and availability. *The Journal of wildlife management* 322-330.
- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S. & Portin, P. (2001). *Biologian sanakirja*, 3rd. p. 888 s. Otava, Helsinki.
- van Beest, F.M., Rivrud, I.M., Loe, L.E., Milner, J.M. & Mysterud, A. (2011). What determines variation in home range size across spatiotemporal scales in a large browsing herbivore? *Journal of Animal Ecology* 80: 4, 771-785.
- Virkkala, R. (1991). Annual variation of northern Finnish forest and fen bird assemblages in relation to spatial scale. *Ornis Fennica* 68: 4, 193-203.
- Wattles, D.W. (2013). Space use and movements of moose in Massachusetts: Implications for conservation of large mammals in fragmented environment. *Alces* 49: 65-81.
- White, K.S. (2014). Benefits of migration in relation to nutritional condition and predation risk in a partially migratory moose population. *Ecology* 95: 1, 225-237.
- Wikström, M. (2015). Uusi kannanhoitojärjestelmä otetaan käyttöön: Hirvitalousalueet yhteisen kannanhoidon hyväksi. *Metsästäjä* 1: 16-18.
- Ylitalo, E. (2013). *Metsätilastollinen vuosikirja 2013*. 450 s. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Åberg, A. (2013), *Itämeren ylin ranta Suomessa*. 84 s. Pro gradu-tutkielma. Geotieteiden ja maantieteen laitos. Helsingin yliopisto.



## Liitteet

Liite 1. Hirvien elinpiirien keskimääräiset pinta-alat.

Sukupuoli	Elinpiiri	N	KA (ha)	S.D.	S.E.	Min	Max	95% CL	
Naaras	Kesä	24	962,2	580,3	118,4	241,6	2738,8	717,2	1207,3
Naaras	Talvi	25	963,6	572,8	114,6	404,0	3186,7	727,2	1200,1
Uros	Kesä	8	2449,7	1138,4	402,5	741,0	4092,0	1498,0	3401,3
Uros	Talvi	8	1576,5	1433,5	506,8	741,6	5081,3	378,1	2774,9
Naaras	Molemmat	49	963,0	570,4	241,6	3186,7	3186,7	799,1	1126,8
Uros	Molemmat	16	2013,1	1329,3	741,0	5081,3	5081,3	1304,8	2721,4
Molemmat	Kesä	32	1334,1	985,2	174,2	241,6	4092,0	978,9	1689,3
Molemmat	Talvi	33	1112,2	875,6	152,4	404,0	5081,3	801,7	1422,7

Liite 2. Hirvien elinpiireillään keskimäärin viettämien vuorokausien määrä.

Sukupuoli	Elinpiiri	N	KA (pvä)	S.D.	S.E.	Min	Max	95% CL	
Naaras	Kesä	24	139,6	15,9	3,3	92	164	132,9	146,3
Naaras	Talvi	25	97,0	27,5	5,5	62	169	85,7	108,4
Uros	Kesä	8	111,5	25,5	9,0	74	138	90,2	132,8
Uros	Talvi	8	86,3	15,4	5,4	65	111	73,4	99,1
Naaras	Molemmat	49	117,9	31,0	4,4	62	169	109,0	126,8
Uros	Molemmat	16	98,9	24,1	6,0	65	138	86,0	111,7
Molemmat	Kesä	32	132,6	22,1	3,9	74	164	124,6	140,6
Molemmat	Talvi	33	94,4	25,3	4,4	62	169	85,4	103,4