

Ympäristön vaikutus hirvikolaririskiin

Antti Nykänen
Pro gradu -tutkielma
Helsingin yliopisto
Metsätieteiden laitos
Metsäekologia
2014

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty		Laitos/Institution– Department
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Metsätieteiden laitos
Tekijä/Författare – Author		
Antti Nykänen		
Työn nimi / Arbetets titel – Title		
Ympäristön vaikutus hirvikolarisemaan		
Oppiaine / Läroämne – Subject		
Metsäekologia		
Työn laji/Arbetets art – Level	Aika/Datum – Month and year	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages
Pro gradu -tutkielma	19.9.2014	73
Tiivistelmä/Referat – Abstract		
<p>Hirvieläinonnettomuudet ovat merkittävä riskitekijä Suomen tieliikenteessä. Hirvieläinonnettomuuksissa on 2000-luvulla kuollut vuosittain kesimäärin 6 ja loukkaantunut 218 ihmistä. Merkittävistä taloudellista ja yhteiskunnallisista kustannuksista huolimatta Suomessa on tehty vain vähän tutkimusta hirvikolareihin vaikuttavista tekijöistä. Maisematekijöiden vaikutusta hirvikolarisemaan ei ole toistaiseksi tutkittu lainkaan. Jotta hirvikolareita pystyttäisiin ennaltaehkäisemään nykyistä tehokkaammin, tarvitaan aiempaa parempia ja tarkempia keinoja tunnistaa riskialteimmat tieosuudet ja jopa yksittäiset paikat, joissa kolarit ovat todennäköisimpiä.</p> <p>Tutkielman tavoitteena oli selvittää miten eri ympäristömuuttujat vaikuttavat hirvikolareiden tapahtumisen todennäköisyyteen. Lisäksi pohdittiin, voidaanko ympäristömuuttujien tunnistamisen perusteella kehittää kolareiden ennaltaehkäisy menetelmiä.</p> <p>Tutkimusta varten kerättiin suurriistavirka-apu -henkilöiltä 218 kolaripaikkaa Keski-Suomen, Pohjois- ja Etelä-Savon Riistakeskuksen alueoimistojen alueilta. SRVA-henkilöt käyvät jokaisella kolaripaikalla. He ovat paikallisia metsästäjiä, joten heidän paikallistuntemuksensa on erinomainen ja kolaripaikat ovat tarkasti tiedossa.</p> <p>Tutkielmassa tarkasteltiin kolari- ja kontrollipaikkojen (ei kolaria) eroja kahdessa eri mittakaavassa, makro- ja mikrotasolla. Makrotason tarkastelussa ympäristöä tutkittiin 1 000 metriä halkaisijaltaan olevan ympyrän sisältä, mikrotasolla ympyrän halkaisija oli 200 metriä. Ympäristömuuttujien vaikutusta hirvikolarin tapahtumisen todennäköisyyteen selvitettiin logistisella regressioanalyysillä. Logistisesta regressiosta käytettiin muunnosta ”matched logistic regression -analysis”, jossa jokaiselle kolaripaikalle valitaan yksilöllinen kontrollipaikka. Hirvikolaririskiä vaikuttavien muuttujien merkitystä tutkittiin menetelmällä, jossa muuttujajoukosta valittiin kerrallaan yksi muuttuja, jonka vetosuhteen (OR) muutosta tulkittiin vakioimalla muita muuttujia.</p> <p>Makrotason tarkastelussa kolarit keskittyivät tien metsäisille osuuksille ja puulaji oli useimmiten kuusi tai koivu kuin mänty. Kolaripaikoilla oli enemmän varttunutta ja nuorta metsää kuin kontrollipaikoilla. Kolaripaikkojen maisema sisälsi vähemmän maataloutta, vesistöjä ja rakennettua aluetta kuin kontrollipaikkojen.</p> <p>Mikrotasolla tutkittiin metsänrakenteen lisäksi kolari- ja kontrollipaikkojen sijaintien välisiä eroja ja maastonmuotoja. Kolaripaikat sijaitsivat lähempänä metsänreunaa ja kauempana asutusta kuin kontrollipaikat. Kolaripaikat olivat hieman keskimääräistä maastoa korkeammalla kuin kontrollipaikat. Kolaripaikoilla oli enemmän varttunutta tai nuorta kasvatusmetsää ja puulaji oli useammin kuusi tai koivu kuin mänty.</p> <p>Tulosten perusteella voidaan päätellä, että kolaririski vaihtelee suuresti tien eri osuuksilla. Erityisesti metsän reunalla oli muista muuttujista riippumaton vaikutus kolaririskiä, joten ne ovat potentiaalisia ns. ”hot spotteja”. Jos riskialttiit paikat voitaisiin tunnistaa nykyistä tarkemmin, jopa 100–200 metrin tarkkuudella, hirvivaarasta varoittavia liikennemerkkejä voitaisiin kehittää, esimerkiksi lyhentämällä varoitusaluetta ja lisäämällä nopeusrajoituksia kohdennetusti. Tehokkain ja halvin keino vähentää hirvikolareita on alentaa kulkuneuvon nopeutta riskialteimissa paikoissa.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords		
Hirvi, GIS, Efra, Hirvikolari, Kolarien ennaltaehkäisy.		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited		

Sisällysluettelo

1	Johdanto.....	7
1.1	Hirven elinpiiri	8
1.1.1	Hirven elinpiirin koko.....	8
1.1.2	Elinpiirin maisemanrakenne.....	9
1.2	Hirvien liikkuminen metsämaisemassa.....	10
1.2.1	Kevät ja kesä	11
1.2.2	Syksy ja talvi	12
1.3	Kolareihin vaikuttavat tekijät.....	13
1.3.1	Hirvikolarien temporaalinen jakautuminen	13
1.3.2	Hirvikolarien spatiaalinen jakautuminen	14
1.3.3	Hirvikannan ja liikennemäärän vaikutus kolariskiin	17
1.4	Hirvikolarien ennaltaehkäisy Suomessa	17
1.5	Tutkimuksen tavoitteet.....	19
2	Aineistot ja menetelmät.....	20
2.1	Tutkimusalue ja tutkimusasetelma	20
2.2	Aineiston hankinta ja käsittely.....	22

2.2.1	Hirvikolarit.....	22
2.2.2	Kontrollipisteet.....	23
2.3	Ympäristömuuttujat.....	24
2.3.1	Maisemamuuttujat.....	27
2.3.2	Etäisyysmuuttujat.....	27
2.3.3	Puustomuuttujat.....	28
2.4	Aineiston tilastollinen käsittely.....	29
2.4.1	Vetosuhde eli odds ratio (OR).....	31
3	Tulokset.....	33
3.1	Makrotason tarkastelu.....	33
3.1.1	Kolariskin kuvaus vetosuhteen avulla.....	34
3.1.2	Maisemamuuttujien vaikutus hirvikolariskiin.....	35
3.1.3	Maatalouden ja rakennetun alueen raja-arvot.....	37
3.1.4	Puulajimuuttujien vaikutus hirvikolariskiin.....	38
3.2	Metsän iän vaikutus hirvikolariskiin.....	40
3.3	Makrotason malli.....	41
3.4	Mikrotason tarkastelut.....	43
3.4.1	Etäisyysmuuttujat.....	44

3.4.2	Topografiamuuttujat	46
3.4.3	Puustomuuttujat	47
3.4.4	Mikrotason malli	49
4	Tulosten tarkastelu	51
4.1	Makrotaso	51
4.1.1	Kolariskin kuvaus vetosuhteen avulla	52
4.1.2	Maisemamuuttujat	53
4.1.3	Maatalouden ja rakennetun alueen raja-arvot	54
4.1.4	Puulajien merkitys hirvikolaririskiin	54
4.1.5	Metsän iän vaikutus	55
4.1.6	Makrotason malli	56
4.2	Mikrotaso	56
4.2.1	Etäisyysmuuttujat	57
4.2.2	Topografiamuuttujat	58
4.2.3	Metsämuuttujat	58
4.2.4	Mikrotason malli	59
4.3	Tukevatko makro- ja mikrotason tulokset toisiaan?	60
4.4	Johtopäätökset	61

4.4.1	Tulosten hyödyntäminen käytännössä	62
4.4.2	Ajatuksia jatkotutkimukseen	64
5	Kiitokset.....	65
	Lähteet	66
6	Liitteet	74

1 Johdanto

Hirvi (*Alces alces*) Suomen suurimpana nisäkkäänä herättää erilaisia tunteita niin autoilijoiden, metsänomistajien, luonnossa liikkujien kuin metsästäjienkin keskuudessa. Hirvi on rahassa mitattuna Suomen merkittävin riistaeläin, mutta samalla se on myös vaarallisin nisäkkäämme.

Hirvieläinonnettomuudet ovat merkittävä riskitekijä Suomen tieliikenteessä. Yhteiskunnalle hirvieläimistä koituvista kustannuksista 80–90 prosenttia muodostuu liikennevahingoista (Aarnio 2007). Liikenneviraston tilastojen (2013) mukaan Suomen tieliikenteessä tapahtuu vuosittain noin 4 000–5 000 hirvieläinonnettomuutta. Vuonna 2012 tilastoitiin 5 201 hirvieläinonnettomuutta, joista 1 321 (25 %) oli hirven ja auton välisiä törmäyksiä. Onnettomuuksista kertyi kustannuksia noin 56 miljoonaa euroa, joista hirvikolareiden osuus oli noin 34 miljoonaa euroa. Taloudellisten kustannusten lisäksi hirvieläinonnettomuudet aiheuttavat lukuisia henkilövahinkoja. Hirvieläinonnettomuuksissa on 2000-luvulla kuollut vuosittain kesimäärin 6 ja loukkaantunut 218 ihmistä. Suurin osa henkilövahingoista on sattunut hirvikolareissa (Liikennevirasto 2013).

Merkittävistä taloudellista ja yhteiskunnallisista kustannuksista huolimatta Suomessa on tehty vain vähän tutkimuksia hirvikolareihin vaikuttavista tekijöistä (Haikonen ja Summala 2001, Krisp ja Durot 2007, Niemi ym. 2010, Niemi ym. 2013b). Maisematekijöiden vaikutusta kolariskiiin ei ole toistaiseksi tutkittu lainkaan. Jotta hirvikolareita pystyttäisiin ennaltaehkäisemään nykyistä tehokkaammin, tarvitaan aiempaa parempia ja tarkempia keinoja tunnistaa riskialteimmat tieosuudet ja jopa yksittäiset paikat, joissa kolarit ovat todennäköisimpiä. Näitä hirvikolareiden ehkäisykeinoja voisivat olla esimerkiksi nopeusrajoituksen hetkellinen alentaminen tai lyhyempikestoisten ja samalla vaikutukseltaan tehokkaampien hirvivaaramerkkien käyttö (Krisp ja Durot 2007), sekä mahdolliset metsänhoitosuositukset teiden varsilla sijaitseville tienvarsimetsille (Danks ja Porter 2010).

Villieläimen ja auton väliseen kolariskiin vaikuttavat esimerkiksi eläimen liikkuminen, tien ominaisuudet ja erilaiset ympäristötekijät. Ympäristötekijöillä, kuten hirville sopivan elinympäristön määrällä (Seiler 2005) ja laadulla (Danks ja Porter 2010), maiseman topografialla (Leblanc ym. 2005, Gunson ym. 2006) ja urbaanin ympäristön määrällä (Dussault ym. 2006), on havaittu olevan vaikutusta hirvikolareiden tapahtumisen todennäköisyyteen. Näin ollen hirvikolaririskiä on mahdollista ennustaa ympäröivän maiseman perusteella (Seiler 2005, Danks ja Porter 2010, Neumann ym. 2012).

Seuraavassa kirjallisuuskatsauksessa esittelen tarkemmin hirven käyttäytymistä, hirvikolariskiin vaikuttavia tekijöitä ja hirvikolareiden temporaalista eli ajallista sekä spatiaalista eli paikkaan sidottua jakautumista. Lisäksi käyn läpi Suomessa käytössä olevat keinot hirvikolareiden ennaltaehkäisemiseksi.

1.1 Hirven elinpiiri

1.1.1 Hirven elinpiirin koko

Elinpiirillä tarkoitetaan aluetta, jonka sisällä yksilö liikkuu suorittaessaan normaaleja rutiineja, joita ovat muun muassa ravinnon hankinta, parittelu ja poikasista huolehtimista (Burt 1943). Elinpiirin kokoon voivat vaikuttaa muun muassa eläimen sukupuoli, ikä, vallitseva vuodenaika, eläinkannan tiheys ja yksilön sosiaalinen asema. Hirven elinpiirin lasketaan kuuluvaksi alueet, joita hirvi käyttää normaaliin liikkumiseen, ravinnon hankintaan ja lisääntymiseen (Heikkinen 2000).

Reviiri on elinpiirin puolustettava osa, joka voi sisältää koko elinpiirin tai osan siitä (Burt 1943). Hirvellä ei ole puolustettavaa elinpiiriä eli reviiriä ja sen paikka ja koko voivat vaihdella vuodenaikojen mukaan. Hirven elinpiirin koosta on saatu hieman erilaisia tuloksia eri osissa Suomea. Heikkisen (2000) Oulun

seudulla tekemässä radiopantatutkimuksessa havaittiin hirven elinpiirin ydinalueen (Heikkisen tutkimuksessa ydinalue oli paikannustietojen perusteella laskettu alue, josta hirvi havaitaan 80 % todennäköisyydellä) koon olevan uroksilla noin 2 000–2 500 hehtaaria ja naarailla 1 200–1 800. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen toteuttamassa hirvien GPS-pantatutkimuksessa havaittiin, että Etelä-Suomessa hirvien elinpiirin koko (95 % -MCP, *Minimum convex polygon*, eli pienin kupera monikulmio, jonka sisään sopii 95% havainnoista) vaihteli noin 1 000–4 000 hehtaarin välillä (Pusenius 2013).

Hirven normaaliin vuosittaiseen rytmiin kuuluvat erilliset talvi- ja kesälaidunalueet, joiden etäisyys toisistaan vaihtelee yleensä muutamasta kilometristä kymmeneen kilometreihin (Ballard ym. 1991, Cederlund ja Sand 1994). Heikkisen (2000) tutkimuksessa paikannustiedoista oli lähes poikkeuksetta erottavissa kesä- ja talvilaidunalueet sekä liikkumiskaudet, jolloin eläimet siirtyivät laidunalueelta toiselle. Kaikki hirvet eivät kuitenkaan vaihda laidunalueita, vaan pysyttelevät vuodenajasta riippumatta samalla alueella (Singh ym. 2012). Hirven kausittaisen liikkumisen on havaittu periytyvän (Sweanor ja Sandegren 1988), eli vasat seuraavat emänsä käyttäytymismallia.

1.1.2 Elinpiirin maisemanrakenne

Hjeljordin ym. (1990) mukaan hirvet suosivat elinpiirinään alueita, jotka ovat mosaiikkimainen sekoitus nuorta mäntyvaltaista metsää ja rehevää varttunutta metsää. Nikula ym. (2004) arvioivat, että vasta kun nuoren mäntymetsän osuus on riittävän suuri, nousevat ympäristön muut ominaisuudet, kuten vanhan metsän osuus, tärkeäksi.

Nikula ym. (2004) havaitsivat tutkimuksessaan hirven kesälaitumien sijaitsevan hieman keskimääräistä ravinteikkaimmilla alueilla ja niissä oli vähemmän mäntyvaltaisia nuorta metsää suhteessa vallitsevaan ympäristöön. Hirvet viihtyivät kuusivaltaisissa harvennetuissa varttuneissa metsissä (puuston tilavuus >95m³/ha). Kesälaitumet sijaitsivat myös lähellä maatalousalueita,

mutta ihmisasutuksia hirvet välttelivät. Talvilaitumet sijaitsivat kauempana ihmisasutuksesta ja sisälsivät vähemmän maatalousmaisemaa kuin kesälaidunalueet. Talvilaitumien maisemassa oli myös hieman enemmän mäntyvaltaisempaa suometsää kuin kesälaidunalueissa.

1.2 Hirvien liikkuminen metsämaisemassa

Villieläimet, hirvi mukaan lukien, käyttävät usein samoja reittejä päivittäisessä liikkumisessa ja siirtyessään vuosittain laitumelta toiselle (Bruggeman ym. 2007, Bunnefeld ym. 2011), eikä hirvi liiku maastossa sattumanvaraisesti (Leblond ym. 2010). Olosuhteissa ja elinympäristössä tapahtuvat vuodenaikaismuutokset, kuten lumipeitteen syvyys, kasvukausi ja vehreys, saavat hirvet vaihtamaan laidunalueitaan (LeResche 1974). Hirvien kulkemiin reitteihin vaikuttavat erilaiset ympäristötekijät, kuten maastonmuodot, elinympäristössä saatavilla olevan ravinnon määrä ja laatu, suoja (Johnson ym. 2002, Henriksson 2007, Nathan ym. 2008), petojen välttely (Latombe ym. 2014), sekä ihmisen aiheuttama häiriö (Hu Su-xian ym. 2013).

Heikkinen (2000) havaitsi hirvien kausittaisen liikkumisen olevan lähes kaavamainen tapahtuma. Hirvet liikkuivat vuodenaikojen mukaan elinpiirillä ja niiden välillä, ainoastaan syksyllä liikkuminen oli epäsäännöllisempää. Etelä-Suomessa pantahirvillä kesä- ja talvilaitumen välinen matka oli kaikilla alle 10 kilometriä (Pusenius 2013). Talvi- ja kesäelinpiirien läheisyys sekä hirven paikkauskollisuus osoittavat hirvien elävän suhteellisen pienellä alueella (Heikkinen 2000).

1.2.1 Kevät ja kesä

Keväällä kasvukauden alku saa hirvet liikkeelle ja ne siirtyvät talvilaitumilta kesälaitumille (Henriksson 2007, Singh ym. 2012, Neumann ym. 2012). Heikkinen (2000) havaitsi kevätliikkumisen olevan yhtäaikainen ja nopea tapahtuma huhti-toukokuun vaihteessa. Hirvet siirtyvät yhden-kahden viikon aikana nopeasti ja suoraviivaisesti talvilaitumilta kesälaitumille. Aikuiset hirvet palaavat useimmiten samalle kesäelinpiirille, eli ne ovat hyvin kesäpaikkauskollisia (Cederlund ja Okarma 1988, Ballard ym. 1991). Loppukevästä naarashirvet karkottavat edellisen vuoden vasat, jolloin ylivuotiset hirvet liikkuvat yllättävissäkin paikoissa etsien uutta elinympäristöään (White ym. 2001).

Hirven kevätvaellus kesälaitumille on siis nopea pyrähdys ja sitä seuraa rauhallinen liikehdintä kesäelinpiirissä, jossa kasvukauden alkaminen tarjoaa hirvelle runsaasti laadukasta ravintoa paikkamaan talvikauden ravintovajetta (LeResche 1974). Kesäelinpiirin ydinalue on vain hieman talvieliniiriä isompi, mutta sen käyttö on aktiivisempaa (Heikkinen 2000).

Kesäelinpiirien käyttö osoittautui Heikkisen (2000) tutkimuksessa vuosi vuodelta lähes identtiseksi, ja aineistosta pysyttiin havaitsemaan jopa se, että hirvet käyttivät tiettyjen elinpiirien osia tiettyyn aikaan kesästä. LeResche (1974) arvioi kasvillisuuden muutoksien ohjaavan hirven liikkumista elinpiirin eri osien välillä. Heikkinen (2000) puolestaan arvioi hirven tuntevan elinpiirinsä hyvin ja liikkuvan sopivien suojapaikkojen ja ravintovarojen läheisyydessä. Heikkisen arviota tukevat Leblondin ym. (2010) tekemät havainnot, että hirvi ei liiku pienelläkään alueella sattumanvaraisesti, vaan hyödyntää esimerkiksi maastonmuotoja etsiessään ravintoa.

1.2.2 Syksy ja talvi

Hirvien syksyinen liikkuminen on hyvin erilaista kuin keväällä; aktiivisuuden lisääntymisestä ja poukkoilevasta liikkumisesta johtuen hirven elinpiiri laajenee huomattavasti kesäaikaista elinpiiriä suuremmaksi (Heikkinen 2000). Syysliikkumiseen vaikuttavat elinpiirin vaihdon lisäksi metsästys ja kiima-aika, mutta Suomessa niiden vaikutuksen yksilöinti on erittäin vaikeaa, koska ne osuvat osin päällekkäin (Heikkinen 2000, Pusenius 2013).

Hirvien kiima-aika alkaa esikiimana, joka ajoittuu Etelä-Suomessa elokuun loppuun ja jatkuu siitä kohti varsinaista kiima-aikaa. Hirvien kiima-ajan keskiarvopäivä on osunut Suomessa välille 17.–29.9. siten, että aikaisin kiimahuippu on Sisä-Suomessa ja myöhäisin Lapissa. Hirven kiima ei lopu kiimahuipun vaimenemiseen vaan voi jatkua hiljaisempaan aina marraskuulle asti (Nygrén ym. 2011). Henriksonin (2007) tutkimuksissa kiiman ei havaittu vaikuttavan naaraiden liikkumiin matkoihin, mutta kiimaiset sonnit puolestaan liikkuivat noin 60 % enemmän kuin muuna aikana syksystä. Valkohäntäkaurisuroksilla *Odocoileus virginianus* kiima-ajan lisääntynyt liikkuvuus näkyy selkeänä piikkinä kolaritilastoissa (Niemi ym. 2013a).

Hirvenmetsästys alkaa Suomessa syyskuun viimeisenä lauantaina kestäen vuoden loppuun. Hirvenmetsästyksellä on todennäköisesti oma vaikutuksensa ainakin yksittäisten hirvien liikkumiseen päivällä. Ruotsalaisessa hirvien liikkumistutkimuksissa metsästyksen vaikutusta ei havaittu (Ericsson ja Wallin 1996), vaan lisääntynyt aktiivisuus johtuu pääasiassa kiimasta (Neumann ym. 2009). Japaninhirvellä *Cervus nippon* (Kamei ym. 2010) ja villisialla *Sus scrofa* (Said ym. 2012) metsästyksen on havaittu vaikuttavan eläimen liikkumiseen ja ympäristön valintaan.

Myöhäissyksyllä alkavaa talvilaidunaikaa Heikkinen (2000) luonnehtii hitaasti alkavaksi ja nopeasti loppuvaksi laidunajaksi. Lumipeitteen saapumisella ja sen paksuudella on iso vaikutus hirvien liikkumiseen ja talvieliniirin käyttöön (LeResche 1974, Pulliainen 1974). Hirven talvieliniirin käyttö on lyhyehköä

kulkemista ravintolaikulta toiselle, joita käytetään muutamasta päivästä muutama viikkoon (Vanballe ja Peek 1971, Cederlund ja Okarma 1988).

1.3 Kolareihin vaikuttavat tekijät

1.3.1 Hirvikolarien temporaalinen jakautuminen

Hirvien vuodenaikainen ja vuorokausittainen aktiivisuus sekä liikkuminen ovat havaittavissa myös onnettomuustilastoissa. Syksy on hirvikolareiden määrässä synkintä aikaa: vuoden 2012 hirvikolareista 45 % tapahtui syys- marraskuussa (Liikennevirasto 2013). Toinen onnettomuuspiikki ajoittuu keväälle ja alkukesään (Haikonen ja Summala 2001, Niemi ym. 2013b).

Hirvien aktiivisuus ja liikutut matkat vaihtelevat paljon vuodenaikojen mukaan (Risenhoover 1986). Talvella ravintoa on niukasti tarjolla, jolloin hirvet liikkuvat vähän minimoidakseen energian kulutuksen. Keväällä ja alkukesästä hirvikolarit lisääntyvät kasvavan liikennemäärän ja hirvien lisääntyneen liikkumisen myötä (Niemi ym. 2013b). Lisäksi kolariskiä mahdollisesti kasvattaa teiden varsille kerääntynyt maantiesuola, joka voi houkutellessa hirviä tienvarsille täyttämään talvella syntyneitä ravintovajetta (Fraser ja Thomas 1982, Laurian ym. 2008, Grosman ym. 2011).

Hirven vuorokautinen rytmi jaksottuu kahteen aktiivisuushuippuun, mikä on tyypillistä useille villieläimille (Cederlund ja Okarma 1988, Miquelle 1990). Hirvet ovat aktiivisimmillaan hämäräaikaan, sekä illalla että aamulla. Aktiivinen jakso kestää noin kaksi tuntia hämäräajan molemmiin puolin (Henriksson 2007, Neumann ym. 2012). Hirvet ylittävät teitä aktiivisuuspiikkien aikana sekä yöllä liikenteen ollessa vähäistä (Henriksson 2007). Vuonna 2012 Suomen maanteillä ajetuista hirvikolareista 71 % tapahtui hämärä- tai pimeäaikaan (Liikennevirasto 2013). Haikonen ja Summala (2001) tutkivat yli 5 500

Suomessa ajetun hirvikolarin ajallista jakaumaa ja havaitsivat, että 46 % onnettomuuksista tapahtui kolmen tunnin sisällä auringonlaskun jälkeen.

1.3.2 Hirvikolarien spatiaalinen jakautuminen

Gunson ym. (2011) tarkastelivat 24:ää villieläinkolaritutkimusta, joissa havaittiin, että kolarit eivät jakautuneet sattumanvaraisesti, vaan esiintyvät ryppäissä (*klusteroituvat*). Myös hirvikolareiden on havaittu useissa eri tutkimuksissa keskittyvän spatiaalisesti (Seiler 2005, Leblanc ym. 2005, Gunson ym. 2006, Danks ja Porter 2010, Neumann ym. 2012). Erilaisilla ympäristötekijöillä, kuten maisemarakenteella, sopivan elinympäristöjen määrällä ja laadulla (Seiler 2005, Leblanc ym. 2005, Gunson ym. 2006, Danks ja Porter 2010, Neumann ym. 2012) sekä tien ominaisuuksilla (Seiler 2005, Gunson ym. 2006, Neumann ym. 2012), on havaittu olevan vaikutusta hirvikolareiden tapahtumisen todennäköisyyteen.

Neumann ym. (2012) tutkivat Ruotsissa GPS -pannoilla kerätyn hirvien liikkumisaineiston ja hirvikolariaineiston käytettävyyttä kolaririskin ennustamisessa. He havaitsivat, että hirvien liikkumat matkat korreloivat positiivisesti tienlytystodennäköisyyden kanssa. Hirvien liikkumisissa matkoista voitiin erottaa laidunalueiden vaihdot keväällä ja myöhään syksyllä, jotka näkyivät selkeästi lisääntyneenä liikkumisena. Kolareita tapahtui kuitenkin eniten syksyllä ja talvella, mikä ei sopinut yhteen liikkumisaineiston kanssa. Tutkijoiden mukaan pelkän liikkumisaineiston perusteella tehdyt riskiarviot ovat riittämättömiä todellisten spatiaalisten riskipaikkojen ennustamisessa: myös ympäristöllä ja tien ominaisuuksilla on suuri vaikutus kolareiden tapahtumiseen. Pelkkä kolariaineisto voi vastaavasti ylikorostaa tiettyjen maisemarakenteiden vaikutusta kolarien todennäköisyyteen. Tutkijat arvioivat, että vähäisellä valolla ja tien ominaisuuksilla on suurempi vaikutus kolaririskiin kuin hirvien liikkumilla matkoilla.

Seiler (2005) tutki hirvikolareiden tapahtumapaikkoja Ruotsissa. Hän havaitsi yleisellä tasolla hirvikolareiden tapahtuvan riista-aitaamattomilla teillä, joissa nopeudet ja liikennemäärät ovat keskimääräisiä, ja joiden lähialueilla on keskimääräistä runsaammat hirvikannat.

Metsän osuudella (Seiler 2005), metsän rakenteella kuten avohakkuualoilla ja varttuneella havumetsällä (Danks ja Porter 2010), sekä metsäisessä maastossa puroilla ja jokiuomilla (Leblanc ym. 2005) on havaittu olevan lisäävää vaikutusta hirvikolareiden tapahtumisen todennäköisyyteen. Tämä johtuu siitä, että avohakkuualat sekä puro- ja jokiuomat tarjoavat hirvelle mieluisaa ruokailuympäristöä ja varttunut havumetsä puolestaan suojaa lumelta, kuumuudelta ja pedoilta (Leblanc ym. 2005, Danks ja Porter 2010, Bjorneraas ym. 2011). Järvien ja kosteikoiden määrällä on puolestaan havaittu hirvikolareita vähentävä vaikutus (Seiler 2005). Danks ja Porter (2010) havaitsivat, että lehti- ja sekametsän, avosoiden sekä rakennetun ympäristön osuuskasvu vähensi hirvikolaririskiä, kun taas Gunson ym. (2006) tutkimuksissa havumetsällä ja kallioiden osuuden kasvu ympäristössä vähensi riskiä.

Lineaariset elementit kuten sähkölinjat, ojat, metsänreunat ja pellonreunat ovat merkittävä osa erilaisia habitaatteja ja niillä on oma rooli ympäristön ekologisessa rakenteessa (Van Der Zanden, E., H. ym. 2013). Myös metsän reunan osuudella maisemassa on havaittu olevan kolareita lisäävä vaikutus (Seiler 2005) ja kolaripaikkojen on havaittu sijaitsevan lähempänä metsänreunaa kuin satunnaistettujen kontrollipaikkojen (Danks ja Porter 2010). Seiler (2005) havaitsi myös teiden lukumäärän lisäävän kolariskiä. Pienempien teiden, ja tietyissä tapauksissa myös rautateiden, kolareita lisäävä riski korostuu erityisesti talvella syvän lumen aikaan, jolloin hirvet hyödyntävät niitä kulkureitteinään (Lavsund ja Sandegren 1991, Gundersen ja Andreassen 1998). Metsänreunan, teiden risteysten ja jyrkänteiden on havaittu ohjaavan hirviä teille (Seiler 2005).

Tutkittaessa topografian vaikutusta hirvikolareiden tapahtumisen todennäköisyyteen on havaittu, että hirvikolarit tapahtuvat yleensä tien tasaisilla osuuksilla (Seiler 2005, Leblanc ym. 2005). Gunson ym. (2006) tekivät saman havainnon ja tämän lisäksi heidän tutkimuksensa osoitti, että hirvikolarit tapahtuivat todennäköisemmin leveällä tieosuudella. Tien leveys ja tasaisuus siis tutkijoiden tekemien lähtöoletusten vastaisesti lisäsivät kolariskiä, eikä autoilijan näkemällä matkalla havaittu olevan merkittävää vaikutusta kolareiden välttämiseksi. Tutkijoiden mukaan tämä johtunee autoilijoiden varomattomammasta ajokäyttäytymisestä ja ajonopeuden kasvusta tien tasaisilla ja suorilla osuuksilla. Mutkaisella ja kapealla tiellä nopeudet ovat alhaisemmat ja autoilijat pysyvät näin valppaampina. Suurten korkeuserojen (Seiler 2005, Gunson ym. 2006) ja tien varsilla olevien yli 3 metriä korkeiden jyrkänteiden (Leblanc ym. 2005) on havaittu vähentävän hirvikolariskiä.

Danks ja Porter (2010) tutkivat lisäksi erilaisten monimuotoisuusindeksien vaikutusta kolariskiin ja havaitsivat, että maiseman pirstoutumista kuvaavan indeksin (*intersperion-juxtaposition-index*; IJI) nousu vähensi kolaririskiä. Indeksien nousu kertoo erilaisten ympäristötyyppien suuremmasta pirstoutumisesta. Leblancin ym. (2005) tekemät havainnot tukivat ruokailu- ja suojaympäristön pirstoutumisen kolariskiä vähentävää vaikutusta.

Kolareiden spatiaalista jakautumista on tutkittu myös eri peuralajien osalta. Metsän osuudella ja sen rakenteella (Bashore ym. 1985, Finder ym. 1999), metsän reunan ulottumisella tien läheisyyteen (Hubbard ym. 2000) ja maiseman monimuotoisuutta kuvaavan indeksin kasvulla (Finder ym. 1999, Nielsen ym. 2003, Malo ym. 2004, Found ja Boyce 2011) on havaittu peurakolaririskiä lisäävä vaikutus. Ihmisen vaikutuksella ja rakennetulla alueen määrällä (Bashore ym. 1985, Nielsen ym. 2003, Malo ym. 2004, Found ja Boyce 2011) sekä maatalouden osuuden kasvulla (Hubbard ym. 2000) on puolestaan havaittu peurakolareita vähentävä vaikutus. On hyvä muistaa, että vaikka hirven ja eri peuralajien elinpiireissä on paljon samaa niin habitaattivaatimukset vaihtelevat lajeittain ja alueittain, eikä eri peuralajeilla

tehtyjen tutkimusten tuloksista voi näin vetää suoria johtopäätöksiä hirvikolaririskiä vaikuttavista maisematekijöistä.

1.3.3 Hirvikannan ja liikennemäärän vaikutus kolariskiin

Hirvikolareiden määrän on havaittu korreloivan voimakkaasti hirvikannan koon ja liikennemäärän kanssa (Farrell ym. 2002, Seiler ym. 2003, Seiler 2005). Myös Rolandsenin ym. (2011) mukaan suurin yksittäinen selittäjä hirvikolareiden määrälle on hirvikannan koko. Suomen kolaritilastot tukevat tutkimuksissa havaittua yhteyttä. Suomen kolarimäärät kääntyivät laskuun vuodelle 2000 ajoittuneen huipun jälkeen hirvikannan laskun myötä (Liikennevirasto 2013).

Liikennemäärien on havaittu vaikuttavan hirvikolaririskiä kaksijakoisesti; Kolariski kasvaa liikennemäärien kasvun myötä, mutta kasvua tapahtuu vain tiettyyn rajaan asti. Liikennemäärien kasvaessa riittävän suureksi kolareiden määrän on havaittu vähenevän. Seiler (2005) havaitsi, että kolareita (kolari/100 km) tapahtuu eniten tieosuuksilla, joissa liikennemäärät ovat 2 000–6 000 autoa vuorokaudessa. Teillä, joissa vuorokauden liikennemäärä ylittää 6 000 autoa, kolariski ei enää kasva vaan jopa vähenee. On arvioitu, että riittävän suuri liikennemäärä aiheuttaa jatkuvaa melua, joka saa hirvet välttämään tien läheisyyttä (Rolandsen ym. 2011).

1.4 Hirvikolarien ennaltaehkäisy Suomessa

Suomessa hirvikolareita on pyritty ennaltaehkäisemään pääasiassa hirvikannan koon säätelyllä, riista-aidoilla, hirvivaarasta varoittavilla liikennemerkeillä, tienlaitoja raivaamalla (Tiehallinto 2007) sekä yli- ja alikuluilla (Väre ym. 2003). Hirvien metsästys on tehokkain keino hirvikolareiden ennaltaehkäisyssä, mutta

myös riista-aita on tehokas keino vilkkaasti liikennöidyillä teillä. Parhaissa tapauksissa hirviaidan on todettu vähentävän hirvieläinkolareita jopa 80 % (Tiehallinto 2007).

Riista-aita, yhdistettynä oikein sijoitettuihin ali- tai ylikulkuihin, on siis selkeästi liikenneturvallisuutta lisäävä vaikutus. Aidan käytössä on kuitenkin myös omat haittapuolensa. Ensinnäkin hirviaita on kallista; sen rakennus ja ylläpitokustannukset ovat noin 20 000–30 000 €/km (Tiehallinto 2007). Korkeista kustannuksista johtuen hirviaita ei siis ole erityisen kustannustehokas keino. Toiseksi aitaaminen ilman oikein sijoitettuja yli- tai alikulkija voi johtaa kolareiden lisääntymiseen viereisillä teillä (Olsson ym. 2008, Niemi ym. 2010), ja aita voi olla tietyissä tapauksissa jopa haitallinen, mikäli hirvi tai muu villieläin aidan ylitettyään jää ”ansaan” aitojen väliin. (Väre 2001, Seiler ym. 2003, Javier Colino-Rabanal ym. 2011). Riista-aita myös rajoittaa eläinten liikkumista ja sen on todettu lisäävän villieläinpopulaatioiden eristäytymistä (Davies ym. 2000, Krauss ym. 2004, Crooks ym. 2011).

Tiehallinnon (2007) raportissa todetaan, että riista-aidan on oltava vähintään viiden kilometrin pituinen ennaltaehkäistäkseen kolareita tehokkaasti. Tätä lyhyemmät aidat estävät kolareita heikommin ja ehkäisyn sijaan osittain siirtävät hirvikolareita sen molempiin päihin. Pääasiassa riista-aidat ovat taloudellisesti kannattavia vain moottoriväylillä, joissa liikennemäärät ja nopeudet ovat suuria. Lisäksi moottoriteille pystytään tekemään pitkiä yhtenäisiä aitoja liittymien vähäisen määrän vuoksi.

Hirvivaarasta varoittavien liikennemerkkien käytön hyödystä on vaihtelevia tutkimustuloksia, mutta ne ovat kuitenkin tarpeellisia osoittamaan hirvien kulkureittejä (Väre ym. 2003). Hirvivaarasta varoittavien merkkien vaikuttavuus heikkenee niiden liiallisen käytön myötä (Krisp ja Durot 2007) ja niitä pitäisi sijoittaa vain kaikista riskialteimmille paikoille (COST341 2003).

Nopeudella on iso merkitys hirvikolareiden määrään ja erityisesti tapahtuneen kolarin vakavuuteen. Nopeuden lasku alle 80 km/h on tutkimusten mukaan tehokkaimpia keinoja vähentää hirvikolareita ja vakavia loukkaantumisia

(Seiler 2005, Liikennevirasto 2013). Vuonna 2012 Suomessa tapahtuneissa kolareista vain 8 % sattui tieosuudella, jossa nopeusrajoitus oli alle 80 km/h. On tosin muistettava, että tilastot eivät kerro auton todellista nopeutta vaan ainoastaan nopeusrajoituksen (Liikennevirasto 2013).

1.5 Tutkimuksen tavoitteet

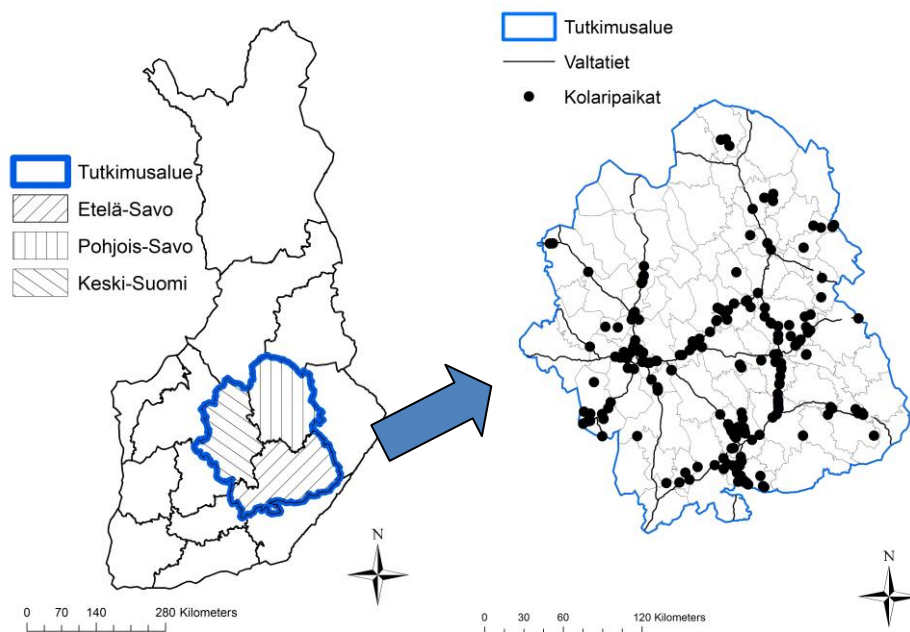
Tässä tutkielmassa tarkastellaan ympäristömuuttujien vaikutusta hirvikolaririskiin kahdessa eri mittakaavassa. Makrotason tarkastelussa erilaisia ympäristömuuttujia tarkastellaan halkaisijaltaan 1000 metrin ja mikrotasolla 200 metrin ympyrän sisältä, joiden keskipisteenä ovat kolari- ja kontrollipaikat. Tässä tutkimuksessa ympäristömuuttujilla tarkoitetaan mm. metsän rakennetta sekä peltojen, asutuksen ja vesistöjen osuutta maisemasta ja maanpinnan muotoja. Tutkimus on ensimmäinen laatuaan Suomessa ja myös maailmalla eläinkolareihin vaikuttavien tekijöiden mikrotason tarkastelut ovat harvinaisia.

Tutkielman tavoitteena oli selvittää: (I) miten eri ympäristömuuttujat vaikuttavat hirvikolareiden tapahtumisen todennäköisyyteen ja (II) pohtia, voidaanko ympäristömuuttujien tunnistamisen perusteella kehittää kolareiden ennaltaehkäisy menetelmiä. Esitellyn kirjallisuuden perusteella tutkimushypoteeseina ovat: (I) metsän osuuden kasvulla maisemassa ja metsän kokoluokkarakenteella on vaikutusta hirvikolaririskiin, (II) maatalouden ja urbaanin alueen osuuden kasvulla on kolariskiä vähentävä vaikutus, ja (III) suurilla korkeuseroilla on kolariskiä vähentävä vaikutus.

2 Aineistot ja menetelmät

2.1 Tutkimusalue ja tutkimusasetelma

Tutkimusalue (kuva 1) käsitti Suomen riistakeskuksen Etelä-Savon, Pohjois-Savon ja Keski-Suomen aluetoimistojen alueet, joiden yhteispinta-ala on 48 400 km². Tutkimusalueeksi valittiin maantieteellisesti yhtenäinen alue, jossa ympäristö ja hirvikanta olivat mahdollisimman samankaltaiset. Tutkimusalueen pinta-alasta 68 % oli metsämaata, 19 % järviä, 7 % maatalousalueita, 4 % urbaani-alueita ja 2 % suota tai kosteikoita (laskettu aineistosta CORINE 2006, Suomen ympäristökeskus 2009). Tutkimusalueella oli teitä 8 543 km (valta-, kanta- ja seututiet) ja sen läpi kulkivat muun muassa valtatie 4, 5, 9 ja 13 (laskettu aineistosta DIGIROAD 2011, Liikennevirasto). Tutkimusalueen keskimääräinen asukastiheys vuonna 2013 oli 14.07 asukasta/km² (Tilastokeskus 2013). Suurimmat kaupungit ovat Jyväskylä ja Kuopio. Korkein kohta on Pohjois-Savossa, Rautavaaran Maaselänmäki (318 metriä merenpinnan yläpuolella). Hirvikanta vaihteli tutkimusalueella vuosina 2009–2011 siten, että keskimäärin Etelä-Savossa oli hirviä 3.9 hirveä/1 000 ha, Pohjois-Savossa 3.8 hirveä/1 000 ha ja Keski-Suomessa 4.3 hirveä/1 000 ha.



Kuva 1. Tutkimusalue ja kolaripaikat. (Suomen kartta: Maanmittauslaitos 2011. Tutkimusalue. Valtatiet, Digiroad: Liikennevirasto 2011. Kolaripaikat, SRVA-henkilöt 2013)

Tutkimuksessa tarkasteltiin hirvikolaripaikkojen ja kontrollipaikkojen (ei kolaria) maisemarakennetta kahdessa eri mittakaavassa. Makrotason tarkastelussa kolari- ja kontrollipisteiden ympäristöä tarkasteltiin niiden ympärille piirretyn, halkaisijaltaan kilometrin suuruisen ympyrän sisältä. Mikrotason tarkastelussa kolari- ja kontrollipaikkojen lähiympäristöä tarkasteltiin halkaisijaltaan 200 metrin kokoisen ympyrän sisältä. Jokaiselle kolaripaikalle arvottiin 2 kontrollipistettä, yksi kummallekin mittakaavalle (ks. 2.3.2 kontrollipisteet).

Kolari- ja kontrollipaikkojen maisemaerojen perusteella tarkasteltiin eri ympäristötekijöiden vaikutusta kolaririskiin. Tarkastelu tehtiin molemmille maisematasoille (makro ja mikro). Analyysimenetelmänä käytettiin logistista regressionanalyysiä (ks. 2.4 tutkimusmenetelmä).

2.2 Aineiston hankinta ja käsittely

2.2.1 Hirvikolarit

Suomessa poliisin tietoon tulleet hirvieläinkolarit tallennetaan tietokantaan, johon kirjataan jokaisesta onnettomuudesta muun muassa sen tarkka tapahtumapaikka. Tilastokeskus muodostaa poliisin rekisteristä Liikennevirastolle onnettomuusrekisterin (Riikka Rajamäki, kirj. ilm.), johon taltioidaan kaikki poliisin tietoon tulleet maanteillä tapahtuneet hirvieläinkolarit (Liikennevirasto 2013). Liikenneviraston onnettomuusrekisterin aineiston spatiaalista tarkkuutta tarkasteltiin suurriistavirka-apu (SRVA) organisaatioon (ks. seuraava kappale) kuuluvien henkilöiden tietojen avulla ja havaittiin, että onnettomuusrekisteriin päätyneen koordinaattipisteen ja todellisen kolaripaikan välillä voi olla jopa kilometrien heitto. Koska tarkkojen kolaripisteiden löytäminen oli tutkimuksen onnistumisen ehdoton edellytys, päätettiin kolaripisteet kerätä suoraan SRVA-henkilöiltä.

SRVA eli suurriistavirka-apu on riistanhoitoyhdistysten ylläpitämä vapaaehtoisten organisaatio, joka avustaa viranomaisia suurriistakonflikteissa (Suomen riistakeskus 2013). Tavallisimpia SRVA -tehtäviä ovat kolareissa loukkaantuneiden hirvieläinten jäljestäminen ja eläimen kunnan tarkastaminen. SRVA -vapaaehtoiset käyvät jokaisella kolaripaikalla, joten näihin talkoisiin osallistuva metsästäjä tuntee oman alueensa hirvikolaripaikat. SRVA -henkilöt ovat käytännössä aina paikallisia metsästäjiä, joten heidän paikallistuntemuksensa on erinomainen.

Kolareiden keräysmenetelmän suunnittelu ja testaus aloitettiin kesällä 2012 haastattelemalla yhteensä kuutta SRVA -henkilöä Mikkelissä (Etelä-Savo) ja Teiskossa (Pohjois-Häme). Näiden haastattelujen perusteella päädyttiin siihen, että aineiston keruuseen tarvittaisiin menetelmä, jolla voitaisiin tavoittaa kustannustehokkaasti suuri joukko henkilöitä; yksi SRVA -vapaaehtoinen vierailee kolaripaikalla yleensä vain muutamia kertoja vuodessa. Aineiston

keruumenetelmäksi valittiin Luonnontieteellisen keskusmuseon toteuttama sähköinen karttasovelluspalvelu, jota testattiin ennen varsinaisen keräyksen aloittamista. Luonnontieteellisen keskusmuseon karttasovelluspalvelua on käytetty aiemmin mm. kanihavaintojen keräämiseen. Karttasovelluksen taustakarttana on Googlen toteuttama karttasovellus. SRVA -henkilöiden yhteystiedot saatiin riistakeskuksen kautta ja heille lähetettiin kirjeitse yhteydenotto ja ”virka-apupyynnö” sekä ohjeet sähköisen tallennuslomakkeen käytöstä (Liite 1).

SRVA -henkilöiltä kerättiin tiedot kolaripaikoista, joissa he olivat käyneet henkilökohtaisesti paikalla ja jotka he varmasti muistivat. Tiedot kolaripaikoista kerättiin vuosilta 2009–2011. Varsin suppealla aikarajauksella pyrittiin varmistamaan, ettei maisemassa tapahtuisi liikaa muutoksia kolarin tapahtumisen ja tausta-aineistojen tuottamisen välillä ja että kolaripaikat olivat SRVA -henkilöiden tarkassa muistissa. SRVA -henkilöt merkitsivät karttasovelluspalveluun kolaripaikat ja ajankohdat mahdollisimman tarkasti. Henkilöille joilla ei ollut tietokonetta tai riittäviä ATK-taitoja lomakkeen täyttämiseksi, lähetettiin pyynnöstä paperikartat, joihin he merkitsivät kolaripaikat. Paperikarttojen avulla saadut kolaripaikat tallennettiin karttasovelluspalveluun. Tarkkoja kolaripaikkoja saatiin 218 kpl. Onnettomuusrekisterin tietojen mukaan kolareita sattui tutkimusalueella vuosina 2009–2011 yhteensä 816 kpl, eli tähän tutkimukseen saatiin mukaan noin neljännes kaikista rekisteröidyistä hirvikolareista.

2.2.2 Kontrollipisteet

Jokaiselle kolaripisteelle määritettiin kaksi ”yksilöllistä” kontrollipistettä (makro- ja mikrotaso), jotka sijoitettiin lähelle kolaripaikkoja (”matched case - control” -asetelma). Tällä asetelmalla pyrittiin siihen, että kolarihirvellä olisi ollut teoriassa mahdollisuus ylittää tie myös kontrollipaikalta, ja että

kontrollipaikat sijaitsivat mahdollisimman lähellä kolarihirven elinpiiriä tai kulkemaa reittiä.

Kontrollipisteet arvottiin ArcMap ohjelman versiolla 10.0 (Esri 2009) kolaripaikkojen kanssa samoille tieosuuksille. Tieosuudet sijaitsivat 200–2 000 metrin päässä kolaripaikasta (molemmiin puolin linnuntietä, 2000 metriä vrt. hirven elinpiirin ydinalue, Heikkinen 2000). Jotta tarkasteltavat ympyrät eivät menneet päällekkäin, kolaripaikan ja nollapisteen minimietäisyydeksi asetettiin makrotason tarkastelussa vähintään 1 000 m (linnuntietä). Mikrotason tarkastelussa kolaripaikan ja kontrollipaikan etäisyyden oli oltava vähintään 200 metriä (linnuntietä). Näin ollen mikrotasolla kolaripaikan ja kontrollipaikan väliseksi etäisyydeksi tuli 200–2 000 metriä ja makrotasolla 1 000–2 000 metriä. Kontrollipaikkojen arpomisessa huomioitiin myös toiset kolaripaikat siten, että kontrollipaikkoja ei arvottu niiden tarkastelualueiden sisään. Näin varmistuttiin siitä, että tarkasteltiin aina kolaripaikan ja ei-kolaripaikan välistä eroa, eikä kahden eri kolaripaikan. Kaikille kontrollipaikoille ei muodostunut täsmälleen samanlaisia asetelmia sijainnin arpomisen suhteen, vaan ”vapaana” olevan tieosuuden pituus saattoi vaihdella. Jos kolaripaikkoja oli niin lähekkäin, että vapaata paikkaa kontrollipaikalle ei löytynyt 200–2 000 metrin alueelta, kontrollipaikka sijoitettiin manuaalisesti niin lähelle kolaripaikkaa kuin mahdollista. Kontrollipaikoista 30 kpl (20 kpl eli 9 % makrotasolla ja 10 kpl eli 5 % mikrotasolla) jouduttiin sijoittamaan manuaalisesti.

2.3 Ympäristömuuttujat

Kolari- ja kontrollipaikkojen ympäristön erilaisuutta tutkittiin paikkatietoaineistoista muodostettujen ympäristömuuttujien avulla (Taulukko 1). Hankittuja paikkatietoaineistoja käsiteltiin niin, että niistä saatiin muokattua erilaisia muuttujia kuvaamaan ympäristöä (Liite 2).

Makrotason maisemaa kuvaamaan laskettiin maatalouden, rakennetun alueen, vesistöjen, metsän, suometsien ja avosuon osuudet maisemasta. Muuttujien arvot ovat prosenttiosuuksia kolari- tai kontrollipistettä ympäröivän alueen pinta-alasta. Makrotason metsänrakennetta tutkittiin kolmen eri puulajimuuttujan avulla ja neljällä metsän ikärakennetta kuvaavalla muuttujalla (Taulukko 1). Puulajimuuttujien arvot ovat kyseisten muuttujien prosenttiosuuksia tutkittavan alueen pinta-alasta.

Mikrotasolla maisemarakennetta tarkasteltiin topografian osalta korkeutta merenpinnasta ja rinteiden kaltevuutta kuvaavien muuttujien avulla. Kolari- ja kontrollipaikkojen sijaintien eroja tarkasteltiin mittaamalla etäisyys metsänreunaan, rakennukseen ja jokeen. Mikrotason tarkasteluun tehtiin makrotasoa tarkempi metsän rakennetta kuvaava luokittelu ja metsän rakenne luokiteltiin viiteen luokkaan tilavuuden mukaan (Taulukko 1).

Taulukko 1. Ympäristömuuttujat, tausta-aineistot ja mittakaava. Aineistot: *Corine 2006, 25m x 25m, 1.3.2008 Suomen ympäristökeskus. Korkeusmalli m25, 25m x 25m, 23.3.2010, Maanmittauslaitos. Maastokarttarasteri 1:100 000, 5m x 5m 2011, Maanmittauslaitos. VMI-monilähdeinventointi, 20m x 20m, 9.11.2012, Metsäntutkimuslaitos.*

Muuttuja	Selite	Aineisto	Resoluutio	Makro	Mikro
Agri	Maatalouden osuus, %	Corine 2006	25m x 25m	x	x
Inhab	Rakennetun alueen osuus, %	Corine 2006	25m x 25m	x	
Water	Vesistöjen osuus, %	Corine 2006	25m x 25m	x	
Forest	Metsän osuus kivennäismaalla %	Corine 2006	25m x 25m	x	
Mire	Avosoiden osuus %	Corine 2006	25m x 25m	x	
Peatland forest	Metsän osuus turvemaalla %	Corine 2006	25m x 25m	x	
Dem	Korkeus merenpinnasta,	Korkeusmalli m25	25m x 25m		x
Slope	Rinteen kaltevuus, aste	Korkeusmalli m25	25m x 25m		x
D_river	Etäisyys jokeen, (dam)	Maastokarttarasteri	5m x 5m		x
D_inhab	Etäisyys rakennukseen,	Corine 2006	25m x 25m		x
D_edge	Etäisyys metsänreunaan,(dam)	Corine 2006	20m x 20m		x
Age_0_6	Metsän ikä 0-6, %	VMI-moliähd. MVMI	20m x 20m	x	
Age_6_25	Metsän ikä 6.01-25, %	MVMI	20m x 20m	x	
Age_25_65	Metsän ikä 25.01-65, %	MVMI	20m x 20m	x	
Age_65	Metsän ikä 65.01-, %	MVMI	20m x 20m	x	
m³_0_4	Puuston tilavuus m ³ _0-4, %	MVMI	20m x 20m		x
m³_4_25	Puuston tilavuus m ³ _4.01-25, %	MVMI	20m x 20m		x
m³_25_50	Puuston tilavuus m ³ _25.01-50, %	MVMI	20m x 20m		x
m³_50_100	Puuston tilavuus m ³ _50.01-100, %	MVMI	20m x 20m		x
m³_100_200	Puuston tilavuus m ³ _100.01-200, %	MVMI	20m x 20m		x
m³_200	Puuston tilavuus m ³ _200, %	MVMI	20m x 20m		x
Spruce	Puulaji, %	MVMI	20m x 20m	x	x
Pine	Puulaji, %	MVMI	20m x 20m	x	x
Birch	Puulaji, %	MVMI	20m x 20m	x	x

2.3.1 Maisemamuuttajat

Maatalousmaiseman (Agri), rakennetut alueen (Inhab), vesistöjen (Water), metsän (Forest), avosoiden (Mire) ja suometsien (Peatland forest) osuuksia kuvaavat muuttajat luokiteltiin Suomen ympäristökeskuksen tuottamasta, maankäyttöä kuvaavasta paikkatietoaineistosta "Corine 2006"(rasterikoko 25 m x 25 m). Corine 2006 aineisto perustuu satelliittikuvatulkintaan ja jo olemassa oleviin Suomen ympäristökeskuksen paikkatietoaineistoihin (Suomen ympäristökeskus 2009). Corine 2006 aineisto luokiteltiin maatalouden, rakennettujen alueiden ja vesistöjen pääluokkien mukaan. Metsiin otettiin mukaan metsät kivennäismaalla, suometsiin metsät turvemaalla. Avosuot olivat oma alaluokka (Suomen ympäristökeskus 2011). Luokiteltujen maisemamuuttajien rasteritasoista laskettiin suhteelliset osuudet kolari- ja kontrollipaikoille.

Topografiamuuttajien (Dem ja Slope) tausta-aineistona käytettiin Maanmittauslaitoksen tuottamaa korkeusmalli 25m -rasterikarttaa (25 m x 25 m). Korkeutta merenpinnasta kuvaava muuttuja (Dem) on korkeusmallin sen solun arvo, jolla kolari tai kontrollipiste sijaitsi. Rinteen kaltevuutta kuvaaja muuttuja (slope) laskettiin korkeusmallin solujen korkeusarvojen muutoksen avulla. Rinteen kaltevuus muuttuja on kolari- tai kontrollipaikan ympäristön jyrkin kohta asteina.

2.3.2 Etäisyysmuuttajat

Etäisyyttä lähimpään rakennukseen kuvaavan muuttujan (D_inhab) tausta-aineistona käytettiin Corine 2006 rasteriaineistoa, josta erotettiin luokat: 1) tiiviisti rakennetut asuinalueet ja 2) väljästi rakennetut asuinalueet. Luokitelluista rasteritasosta tehtiin polygoni-vektoritaso ja etäisyys mitattiin kolari- tai kontrollipisteestä rakennuksia kuvaavan polygonin lähimpään reunaan.

Etäisyyttä lähimpään jokeen (D_river) kuvaavan muuttujan taustaineistona käytettiin Maanmittauslaitoksen rasterimuotoisesta peruskarttaa (1:100 000). Kartasta irrotettiin kaikki jokiuomat ja tästä jokiuomarasteri-tasosta muodostettiin polygoni-vektoripinta. Etäisyys kolari- ja kontrollipisteistä mitattiin lähimpään joki-polygonin reunaan. 1:100 000 kartat valittiin siksi, koska siinä näkyvät vain isoimmat joet, joilla on todennäköisemmin hirviä ohjaava vaikutus kuin pienemmillä puroilla.

Etäisyyttä metsänreunaan (D_edge) kuvaavaa muuttujaa varten muodostettiin erillinen vektoritaso ilmentämään metsänreunaa. Vektoritaso muodostettiin siten, että MVMI- metsämaa-aineistosta poistettiin avohakkuualueet (metsän ikä <6 vuotta, kts. 2.3.4 Puustomuuttujat). Näin saatiin muodostettua metsänreuna-vektori-taso, joka käsitti peitteellisen metsämaan ja avoimen alueen välisen reunan, sekä avohakkuiden ja peitteellisen metsän välisen reunan.

2.3.3 Puustomuuttujat

Puustomuuttujien tausta-aineistona käytettiin Landsat TM- satelliittikuvia ja VMI:n maastokoealoja hyödyntävää monilähteistä valtakunnan metsien inventointia (MVMI 2009, julkaistu 9.11.2012, rasterikoko 20 x 20 m)(Tomppo 2006). Puustoa kuvaavina muuttujina käytettiin puulajia, puuston tilavuutta (mikrotaso) ja puuston ikää (makrotaso). Puulajia kuvaava muuttuja luokiteltiin aineistosta ”*päätyyppi 2009 1-4*” siten, että luokiksi tulivat spruce (kuusi, *Picea abies*), pine (mänty, *Pinus sylvestris*) ja birch (rauduskoivu + hieskoivu, *Betula pendula* + *B. pubescens*). Puuston tilavuus luokiteltiin viiteen luokkaan aineistosta ”*tilavuus, puusto yhteensä 2009 (m³/ha)*”. Puuston ikä luokiteltiin neljään luokkaan aineistosta ”*Puuston ikä 2009 (vuosi)*” (Taulukko 1).

2.4 Aineiston tilastollinen käsittely

Ympäristömuuttujien vaikutusta hirvikolarin tapahtumisen todennäköisyyteen tarkasteltiin logistisella regressioanalyysillä. Logistinen regressioanalyysi on muunnos tavanomaisesta regressioanalyysistä, jota käytetään silloin, kun selitettävällä muuttujalla on vain kaksi mahdollista arvoa: tapahtuma tapahtuu (1) tai tapahtuma ei tapahdu (0). Tällöin tutkitaan ilmiön tapahtumisen todennäköisyyttä (Hosmer ja Lemeshow 1989). Todennäköisyyttä π sille, että selitettävä muuttuja saa arvon 1 kuvaa logistinen malli:

$$\pi = \frac{\exp(p)}{1 + \exp(p)}, \text{ missä } p = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_kx_k$$

Missä

a = vakio, k = selittävien muuttujien lukumäärä, b = regressiokerroin ja x = selittävä muuttuja

Logistisesta regressiosta käytettiin muunnosta ”matched logistic regression-analysis” (ks. esim. Found ja Boyce 2011), jossa jokaiselle kolaripaikalle valitaan tai arvotaan yksilöllinen kontrollipaikka. Aineiston analysointi toteutettiin R:llä versiolla 2.15.3 (R Development Core Team 2013), SimHap -paketin avulla (McCaskie 2012).

Hirvikolaririskiin vaikuttavien muuttujien merkitystä tutkittiin tavanomaisesta poikkeavalla menetelmällä, jossa muuttujajoukosta valittiin kerrallaan yksi muuttuja, jonka vetosuhteen (odds ratio, OR, ks. 2.4.1) muutosta tulkittiin vakioimalla (lisäämällä malliin) muita muuttujia (Sah ym. 2006, Penttilä ym. 2006, Kukkonen ym. 2008). Menetelmästä käytetään kirjallisuudessa yleensä lyhennettä ”EFRA” joka tulee sanoista: ”explanatory framework based regression analysis” (Lehtonen 2013). Kyseinen menetelmä on teoreettisempi lähestymistapa kuin yleisesti käytetty ”usean muuttujan tilastollinen regressioanalyysi” (*stepwise multiple regression analysis*), jossa muuttujien

valinta perustuu puhtaasti tilastomatemattisiin kriteereihin (Tabachnick ja Fidell 1984).

Valitulla menetelmällä pyrittiin selvittämään, vaikuttavatko muuttujat hirvikolarisikiin toisistaan riippumatta, vai selittävätkö muuttujat ilmiötä toisten muuttujien avulla. Lisäksi kyseisellä menetelmällä yritettiin ymmärtää muuttujien vaikutusta ilmiöön, eikä etsimään parasta mahdollista tilastollista mallia, koska näin monimutkaisessa ilmiössä se ei ole mielekäästä (suullinen tiedonanto H. Rita).

Analysointi prosessi aloitteen t-testillä, jonka avulla testattiin kolari- ja kontrollipaikkojen erilaisuutta mikro- ja makrotasolla (Ranta ym. 1991). T-testin tulosta hyödynnettiin muuttujaryhmien sisäisen dynamiikan tarkastelussa siten, että tarkempaan tarkasteluun valittiin muuttuja, jonka arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi kolari- ja kontrollipaikkojen suhteen. Jos muuttujaryhmässä oli useita muuttujia joiden osalta t-testin tulokset olivat tilastollisesti merkitseviä, valittiin näistä kirjallisuuden perusteella kiinnostavin eli kolaririskiä todennäköisimmin vaikuttava. Vastaavasti jos t-testillä ei löydetty muuttujaryhmästä tilastollisesti merkitsevää muuttujaa, valittiin tarkasteluun kirjallisuuden perusteella kiinnostavin muuttuja.

Muuttujaryhmien sisäisen dynamiikan tarkastelun perusteella valittiin parhaiten selittävä (pienin p-arvo) ja ekologisesti kiinnostavia (Kukkonen ym. 2008) muuttujia mittakaavataso tarkasteluun. Molempien mittakaavojen muuttujien väliset korrelaatiot tarkastettiin ja lopulliseen muuttujajoukkoon ei valittu keskenään korreloivia (Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin > 0.6) muuttujia (Zuur ym. 2009).

Makrotason muuttujista ekologisesti kiinnostavina voitiin kirjallisuuden perusteella pitää varttunutta metsää (Nikula ym. 2004), nuorta metsää (Hjeljord ym. 1990), havupuuvältaista metsää (Danks ja Porter 2010), maataloutta (Hubbard ym. 2000), vesistöjä (Seiler 2005) ja urbaanialuetta (Found ja Boyce 2011). Mikrotason tarkastelussa ekologisesti kiinnostavia muuttujia olivat etäisyysmuuttujat (Seiler 2005) ja topografiamuuttujat (Leblanc ym. 2005).

Makrotason tarkastelussa tehtiin vielä erillinen luokittelu kolariskiä vähentäville muuttujille, jotta löydettäisiin muuttujan osuudesta raja-arvo, milloin kolariskiä vähentävä vaikutus alkaa näkyä. Luokittelu tehtiin maatalous, rakennettu alue ja vesistömuuttujille. Muuttujien arvot jaettiin viiteen tasaluokkaan, jolloin neljään ensimmäiseen luokkaan tuli 87 arvoa ja viidenteen 88 arvoa.

2.4.1 Vetosuhde eli odds ratio (OR)

Vetosuhde eli odds ratio (OR) mittaa, kuinka paljon kaksi todennäköisyyttä tai suhteellista osuutta poikkeavat toisistaan eli kuinka erilaisia ne ovat. Vertailu tapahtuu vetojen (odds) avulla (Rita ja Komonen 2008).

Mihin tahansa suhteelliseen osuuteen tai todennäköisyyteen p liittyy aina veto $v(p)$, joka määritellään kaavalla:

$$v(p) = p/(1 - p)$$

Osuuksia p_1 ja p_2 vastaava vetosuhde (OR) on

$$OR = \frac{v(p_2)}{v(p_1)} = \frac{\left[\frac{p_2}{(1 - p_2)} \right]}{\left[\frac{p_1}{(1 - p_1)} \right]}$$

Taulukko 2. Osuus (valkea), osuutta vastaava veto (odds)(vaaleanharmaa) ja vetosuhte (odds ratio) (tummanharmaa). Laskettu Rita ja Komonen (2008) perusteella.

Osuus		5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95	99
	Veto	0.05	0.11	0.25	0.43	0.67	1.00	1.50	2.33	4.00	9.00	19.00	99.00
5	0.05	1.00	0.47	0.21	0.12	0.08	0.05	0.04	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00
10	0.11	2.11	1.00	0.44	0.26	0.17	0.11	0.07	0.05	0.03	0.01	0.01	0.00
20	0.25	4.75	2.25	1.00	0.58	0.38	0.25	0.17	0.11	0.06	0.03	0.01	0.00
30	0.43	8.14	3.86	1.71	1.00	0.64	0.43	0.29	0.18	0.11	0.05	0.02	0.00
40	0.67	12.67	6.00	2.67	1.56	1.00	0.67	0.44	0.29	0.17	0.07	0.04	0.01
50	1.00	19.00	9.00	4.00	2.33	1.50	1.00	0.67	0.43	0.25	0.11	0.05	0.01
60	1.50	28.50	13.50	6.00	3.50	2.25	1.50	1.00	0.64	0.38	0.17	0.08	0.02
70	2.33	44.33	21.00	9.33	5.44	3.50	2.33	1.56	1.00	0.58	0.26	0.12	0.02
80	4.00	76.00	36.00	16.00	9.33	6.00	4.00	2.67	1.71	1.00	0.44	0.21	0.04
90	9.00	171.00	81.00	36.00	21.00	13.50	9.00	6.00	3.86	2.25	1.00	0.47	0.09
95	19.00	361.00	171.00	76.00	44.33	28.50	19.00	12.67	8.14	4.75	2.11	1.00	0.19
99	99.00	1881.00	891.00	396.00	231.00	148.50	99.00	66.00	42.43	24.75	11.00	5.21	1.00

Tässä tutkielmassa vetosuhdetta tulkitaan siten, että vetosuhteen arvon ollessa yli yksi, muuttujan määrän yhden yksikön kasvulla on tapahtumisen todennäköisyyttä lisäävä vaikutus. Vastaavasti vetosuhteen ollessa alle yksi, on muuttujan määrän kasvulla tapahtumisen todennäköisyyttä vähentävä vaikutus.

3 Tulokset

3.1 Makrotason tarkastelu

Kolari- ja kontrollipisteitä ympäröivän maiseman erilaisuutta testattiin t-testillä 13 muuttujan suhteen (Taulukko 3). Kahdeksan muuttujan (Agri, Water, Inhab, Forest, Peatland forest, Age_65, Spruce, Birch) keskiarvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.05$) toisistaan. Maatalouden (Agri) osuus oli keskimäärin 29 %, vesistön (Water) 49 % ja rakennetun alueen (Inhab) 27 % suurempi kontrolli- kuin kolari- paikoilla. Metsän (Forest) osuus oli keskimäärin 9 %, suometsien (Peatland forest) 20 %, varttuneen metsän (Age_65) 12 % ja koivun 23 % suurempi kolari- kuin kontrollipaikoilla.

Taulukko 3, Makrotason muuttujien keskiarvot (osuuksia maisemasta), keskivirheet ja t-testin tulokset. S = keskivirhe, vapausaste = 217. Tilastollisesti merkitsevät (< 0.05) p-arvot lihavoitu.

Muuttuja	Kolaripaikka		Kontrollipaikka		t	P-arvo
	Keskiarvo	S	Keskiarvo	S		
Agri	0.057	0.006	0.080	0.009	2.974	0.003
Water	0.025	0.003	0.044	0.006	-2.800	0.006
Inhab	0.086	0.006	0.118	0.006	-4.922	0.000
Forest	0.632	0.011	0.579	0.014	3.590	0.000
Mire	0.008	0.001	0.006	0.001	1.655	0.099
Peatland forest	0.109	0.006	0.091	0.015	2.125	0.035
Age 0-6	0.030	0.001	0.029	0.001	0.649	0.517
Age 6-25	0.169	0.005	0.160	0.005	1.382	0.168
Age 26-65	0.402	0.007	0.383	0.011	1.738	0.084
Age 65	0.158	0.006	0.140	0.006	2.515	0.013
Pine	0.055	0.005	0.049	0.006	0.928	0.355
Spruce	0.704	0.009	0.649	0.012	3.916	0.000
Birch	0.043	0.002	0.035	0.002	2.905	0.004

3.1.1 Kolariskin kuvaus vetosuhteen avulla

Muuttujien vetosuhteiden avulla voidaan kuvata kolariskiä ja sen muutosta muuttujien osuuksien tai määrän muuttumisen myötä. Seuraavassa on esimerkit makro- ja mikrotasolta.

Kuusen määrän lisääntyminen yhdellä prosenttiyksiköllä muutti kolarin tapahtumisen vedon 13.2-kertaiseksi (ks. taulukko 6), eli kuusen määrän yhden yksikön lisääntymisellä oli kolaririskiä lisäävä vaikutus vedon 13.2 verran. Kun männyn osuus vakioitiin (lisättiin malliin), kuusen vetosuhte (17.4) nousi 31 %, eli mänty oli peittänyt kuusen vaikutusta. Männyn vakioinnin myötä kuusen vaikutus kolariskiin oli samaa suuruusluokkaa, kuin maatalouden kolariskiä vähentävä vaikutuksen vetosuhte $0.055 (18,181^{-1})$ (Taulukko 4). Tämä ilmentää sitä, että siellä missä on paljon peltoa, on myös vähän metsää.

Mikrotasolla tarkasteltiin kolari- ja kontrollipaikkojen sijantien välisiä eroavaisuuksia. Etäisyyden lyheneminen metsänreunaan (D_{edge}) vaikutti hirvikolaririskiä vähentävästi ja vastaavasti etäisyyden kasvaminen asutukseen (D_{inhab}) kolariskiä lisäävästi (Taulukko 10). Kolarit siis tapahtuivat keskimäärin lähempänä metsänreunaa ja kauempana asutuksesta. Metsänreunan etäisyydessä tapahtuvaa kymmenen metrin lisäyksen vaikutusta kuvaava vetosuhte on $0.9297 (1.0756^{-1})$, eli kolaririski pienenee välimatkan kasvaessa metsänreunaan. Hirvikolarin vetosuhte vähenee 52 % (0.9297^{10}), kun etäisyys metsänreunaan kasvaa 100 metriä.

Etäisyyttä metsänreunaan kuvaavan muuttujan vaikutusta hirvikolariskiin voidaan havainnollistaa seuraavalla teoreettisella esimerkillä. Olkoon hirvikolaririski 50 % paikassa x , jonka etäisyys metsänreunaan on 0 metriä. Muuttujan veto oli 0.93, joten 10 metrin etäisyyden kasvu muuttaa hirvikolariskin vedon 0.93-kertaiseksi. 100 metrin päässä metsänreunasta riski on pienentynyt 33 %:iin (Taulukko 4).

Taulukko 4. Etäisyyttä metsänreunaan kuvaavan muuttujan tarkastelu teoreettisen hirvikolariskin avulla.

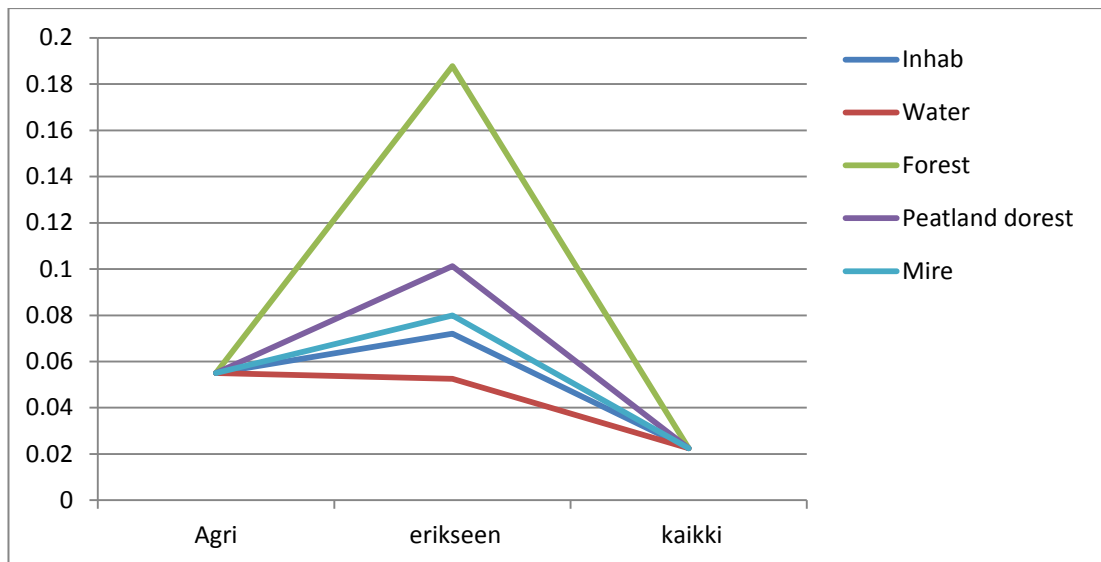
Etäisyys (metriä)	Veto (odds)	Riski
0	1.000	0.50
10	0.930	0.48
20	0.865	0.46
30	0.804	0.45
40	0.748	0.43
50	0.696	0.41
60	0.647	0.39
70	0.602	0.38
80	0.560	0.36
90	0.520	0.34
100	0.484	0.33

3.1.2 Maisemamuuttujien vaikutus hirvikolariskiin

Maisemamuuttujien tarkastelussa havaittiin, että maatalouden, rakennetun alueen ja vesistön osuuksien kasvu vähensi hirvikolariskiä tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.05$) (Taulukko 5). Metsän osuus vastaavasti lisäsi kolariskiä tilastollisesti merkitsevästi. Suometsien ja avosoiden osuudet eivät vaikuttaneet tilastollisesti merkitsevästi kolariskiin. Muuttujien sisäisen dynamiikan tarkastelun perusteella havaittiin, että muiden muuttujien vakioinnin myötä maatalouden kolaririskiä vähentävä vaikutus lisääntyi 60 %, eli muut muuttujat olivat peittäneet maatalouden vaikutusta (kuva 2). Pelkän metsämuuttujan vakiointi vähensi maatalouden vaikutusta kolminkertaisesti. Tämä kertoo muuttujien keskinäisestä korrelaatiosta sekä yksinkertaisesti siitä, että kontrollipisteet sijaitsivat peltovaltaisilla alueilla ja kolaripaikat metsävaltaisessa maisemassa.

Taulukko 5. Maisemamuuttujien osuuden vaikutus kolariskiin. (OR = vetosuhte, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot lihavoitu).

Muuttuja	OR	P-arvo
Agri	0.055 (0.008-0.359)	0.003
Agri	0.072 (0.010-0.539)	0.010
Inhab	0.001 (0.000-0.023)	0.000
Agri	0.052 (0.008-0.353)	0.002
Water	0.011 (0.000-0.386)	0.013
Agri	0.188 (0.029-1.197)	0.077
Forest	3.988 (1.141-13.942)	0.030
Agri	0.101 (0.017-0.577)	0.010
Peatland forest	2.135 (0.349-13.053)	0.410
Agri	0.079 (0.015-0.432)	0.003
Mire	615.471 (0.071-5321000.000)	0.160
Agri	0.022 (0.002-0.333)	0.006
Inhab	0.002 (0.000-0.107)	0.002
Water	0.002 (0.000-0.156)	0.004
Forest	0.299 (0.028-3.240)	0.320
Peatland forest	0.102 (0.006-1.739)	0.110
Mire	3699.000 (0.144-95260000.000)	0.110



Kuva 2. Maatalousmuuttujan (Agri) vetosuhteen muutos muiden maisemamuuttujien vakioinnin myötä.

3.1.3 Maatalouden ja rakennetun alueen raja-arvot

Kolaririskiä vähentävien maisemamuuttujien tarkemmassa tarkastelusta havaittiin, että maatalouden ja rakennetun alueen osalta on mahdollista löytää raja-arvot, jolloin muuttujien kolareita ehkäisevä vaikutus ilmenee. Maatalouden osuuden noustessa yli 16.5 % kolaririskiä vähentävä vaikutus alkaa näkyä, kun tätä pienemmillä osuuksilla ei ole tilastollisesti merkitsevää vaikutusta. Urbanin alueen osalta samaan vaikutukseen tarvitaan 8.4 % osuus maisemasta (Taulukko 6). Vesistön osalta vastaavanlaista raja-arvoa ei havaittu.

Taulukko 6. Maatalouden ja rakennetun alueen osuuksien määrän vaikutus kolariskiin. (OR = vetosuhde, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot lihavoitu).

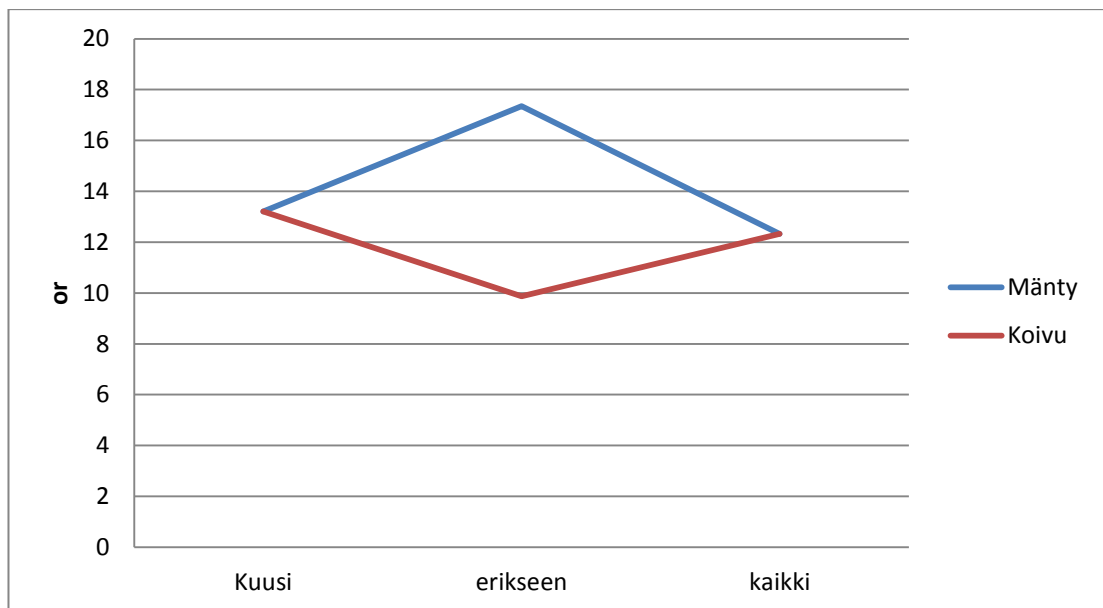
Muuttujat	%-osuudet	OR	P-arvo
Agri 2	0-2.9	0.845 (0.471-1.514)	0.570
Argi 3	2.9-8.1	0.644 (0.334-1.243)	0.190
Agri 4	8.1-16.4	0.886 (0.469-1.676)	0.710
Agri 4	16.5-73.7	0.515 (0.266-0.995)	0.050
Inhab 2	4.1-6.1	1.422 (0.734-2.755)	0.300
Inhab 3	6.1-8.4	0.732 (0.373-1.436)	0.360
Inhab 4	8.4-14.4	0.497 (0.239-1.033)	0.060
Inhab 5	14.4-74-5	0.202 (0.092-0.441)	0.000

3.1.4 Puulajimuuttujien vaikutus hirvikolariskiin

Makrotason tarkastelussa kävi ilmi, että kaikkien puulajien osuudet lisäsivät kolaririskiä (Taulukko 7). Puulajeista erityisesti kuusen (Spruce) osuus oli tilastollisesti merkitsevä (OR 13.212, $p > 0.01$). Kun tarkasteltiin puulajimuuttujaryhmän sisäistä dynamiikkaa ja vakioitiin männyn (Pine) osuus, niin kuusen vetosuhde nousi 31 %, eli mänty oli peittänyt kuusen vaikutusta. Vastaavasti kun vakioitiin koivun (Birch) osuus, niin kuusen vetosuhde laski 25 %, joten kuusi oli selittänyt kolariskiä myös osalla koivun osuudesta.

Taulukko 7. Puulajien vaikutus kolaririskiin. OR = vetosuhte, sulkeissa 95 % luottamusväli. (OR = vetosuhte. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot lihavoitu).

Muuttujat	OR	P-arvo
Spruce	13.212 (3.327-52.470)	0.000
Spruce	17.354 (4.148-72.600)	0.000
Pine	16.369 (0.733-365.500)	0.078
Spruce	9.873 (2.405-40.54)	0.002
Birch	1829.456 (1.402-2388000.000)	0.040
Spruce	12.328 (2.769-54.890)	0.001
Pine	5.502 (0.175-172.770)	0.330
Birch	347.401 (0.138-875982.730)	0.140



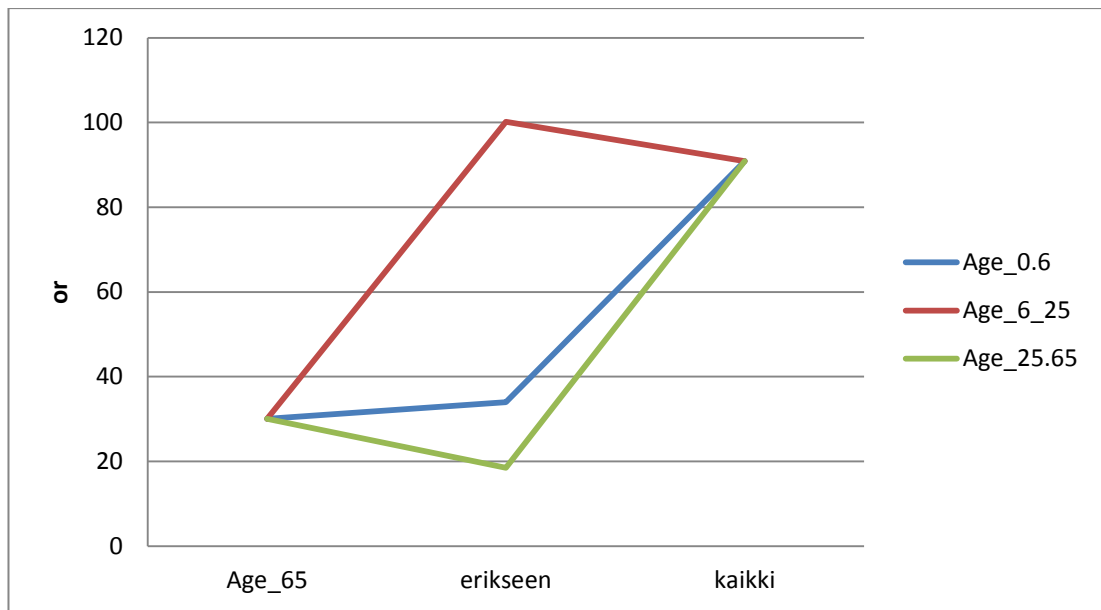
Kuva 3. Kuusen (Spruce) vetosuhteen muutos muiden puulajimuuttujien vakioinnin myötä.

3.2 Metsän iän vaikutus hirvikolaririskiin

Tarkasteltaessa metsän iän vaikutusta hirvikolaririskiin havaittiin, että varttuneen puuston (age_65) ja nuoren metsän (age_6_25) osuudet lisäsivät kolariskiä tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.05$) (taulukko 8). Kun muut ikämuuttujat vakioitiin, nousi varttuneen metsän vetosuhte noin 200 %, eli muut muuttujat olivat peittäneet varttuneen puuston vaikutusta kolariskiin. Kun vakioitiin pelkästään nuoren metsän osuutta kuvaava muuttuja, niin varttuneen metsän vetosuhte kasvoi suurimmilleen. Tämä johtuu muuttujien välisestä negatiivisesta korrelaatiosta (Spearmanin järjestyskorrelaatio, -0.2).

Taulukko 8. Metsänikämuuttujat. (OR = vetosuhte, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät P -arvot lihavoitu).

Muuttujat	OR	P-arvo
Age_65.	30.082 (1.956-462.700)	0.015
Age_65.	33.948 (2.159-533.900)	0.012
Age_0.6	36.031 (0.013-99951.600)	0.380
Age_65.	100.172 (5.046-1988.700)	0.003
Age_6.25	36.922 (1.72-792.600)	0.021
Age_65.	18.479 (0.966-353.550)	0.053
Age_25.65	2.148 (0.330-13.980)	0.420
Age_65.	90.870 (3.041-2715.335)	0.009
Age_0.6	0.238 (0.000-3413.928)	0.770
Age_6.25	45.430 (1.100-1877.478)	0.044
Age_25.65	1.203 (0.000.156-9.276)	0.860



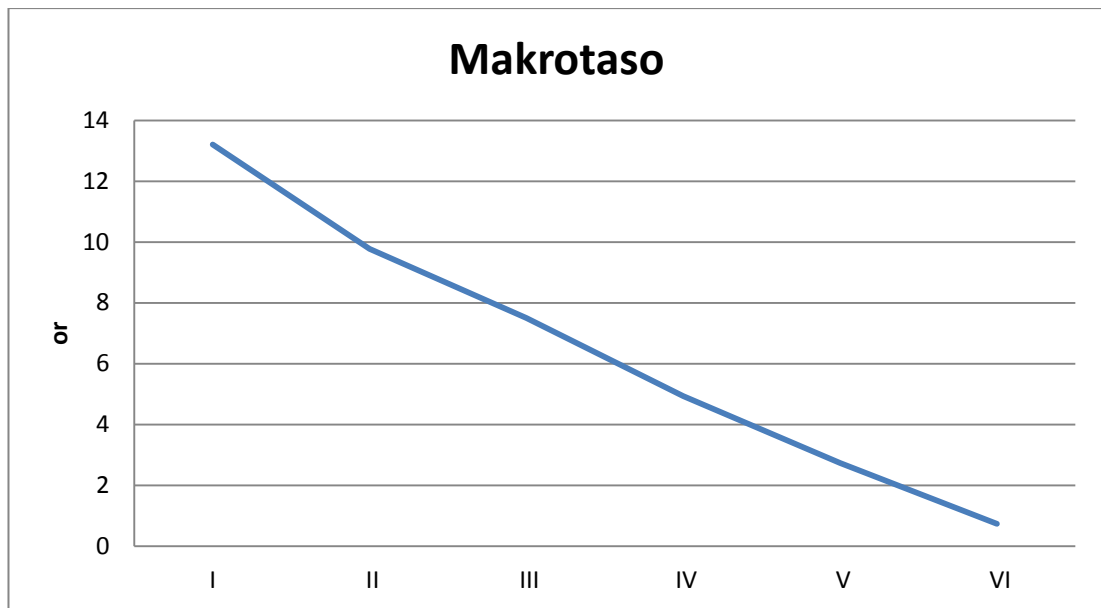
Kuva 4. Varttuneen metsän osuutta kuvaavan muuttujan (Age_65.) vetosuhteen (OR) muutos muiden metsän ikään liittyvien muuttujien vakioinnin myötä.

3.3 Makrotason malli

Muuttujaryhmien sisäisen dynamiikan tarkastelun perusteella valittiin makrotason malliin kolaririskiä lisäävistä muuttujista puulaji kuusi (Spruce) ja metsän ikää kuvaavista muuttujista hirvälle sopiva ruokailuelinympäristö (age_6_25) sekä varttunut metsä (age_65.) Kolaririskiä vähentäviä muuttujista valittiin maatalouden osuus (Agri), vesistön osuus (Water) ja urbaanin ympäristön osuus (Inhab). Muuttujia lisättiin malliin yksitellen (taulukko 9 ja kuva 5). Puulajimuuttujien vakioiminen vähensi kuusen vetosuhdetta 46 %, mutta kuusen vaikutus pysyi tilastollisesti merkitsevänä. Kun kolarisikiä vähentävät muuttujat vakioitiin, kuusen selitysvoima heikkeni merkittävästi ja tilastollinen merkitsevyys putosi (0.000 -> 0.790). Kolarisikiä vähentävät muuttujat maatalouden (agri), urbaanialueen (Inhab), vesistön (water) osuudet olivat tilastollisesti merkitseviä ($p < 0.05$).

Taulukko 9. Makrotason malli. (OR = vetosuhte, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät P -arvot lihavoitu).

Lisäys	Muuttuja	OR	P-arvo
I	Spruce	13.212 (3.327-52.470)	0.000
II	Spruce	9.777 (2.287-41.790)	0.002
	Age_65.	6.212 (0.340-113.410)	0.220
III	Spruce	7.501 (1.226-45.880)	0.029
	Age_65.	10.174 (0.294-352.560)	0.200
	Age_6.25	2.576 (0.053-124.170)	0.630
IV	Spruce	4.937 (0.713-34.191)	0.110
	Age_65.	6.966 (0.194-250.038)	0.290
	Age_6.25	2.215 (0.045-107.926)	0.690
	Agri	0.272 (0.029-2.587)	0.260
V	Spruce	2.740 (0.360-20.731)	0.330
	Age_65.	1.400 (0.030-65.735)	0.860
	Age_6.25	1.540 (0.030-84.365)	0.830
	Agri	0.166 (0.010-1.848)	0.140
	Inhab	0.001 (0.000-0.049)	0.000
VI	Spruce	0.730 (0.070-7.193)	0.790
	Age_65.	0.520 (0.010-26.892)	0.740
	Age_6.25	0.830 (0.010-48.985)	0.930
	Agri	0.050 (0.000-0.701)	0.026
	Inhab	0.000 (0.000-0.018)	0.000
	Water	0.005 (0.000-0.330)	0.013



Kuva 5. Makrotason malli. Kuusen vetosuhteen (OR) muutos, kun muuttujia lisätään yksitellen malliin. X-akselilla muuttujien määrä.

3.4 Mikrotason tarkastelut

Mikrotason tarkastelussa kolari- ja kontrollipisteiden erilaisuutta testattiin t-testillä 16 muuttujan suhteen (Taulukko 10). Neljän muuttujan (D_edge, D_inhab, Dem ja birch) keskiarvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi. Kolaripaikoilta oli 78 % pidempi etäisyys asutukseen, 62 % lyhyempi etäisyys metsänreunaan ja koivun suhteellinen osuus oli 41 % suurempi kuin kontrollipaikoilla. Kolaripaikat sijaitsivat 1.8 metriä korkeammalla kuin kontrollipaikat.

Taulukko 10. Mikrotason muuttujien keskiarvot (% maisemasta), keskivirheet ja t-testin tulokset. S= keskivirhe, Vapausasteet = 217. Tilastollisesti merkitsevät P-arvot lihavoitu.

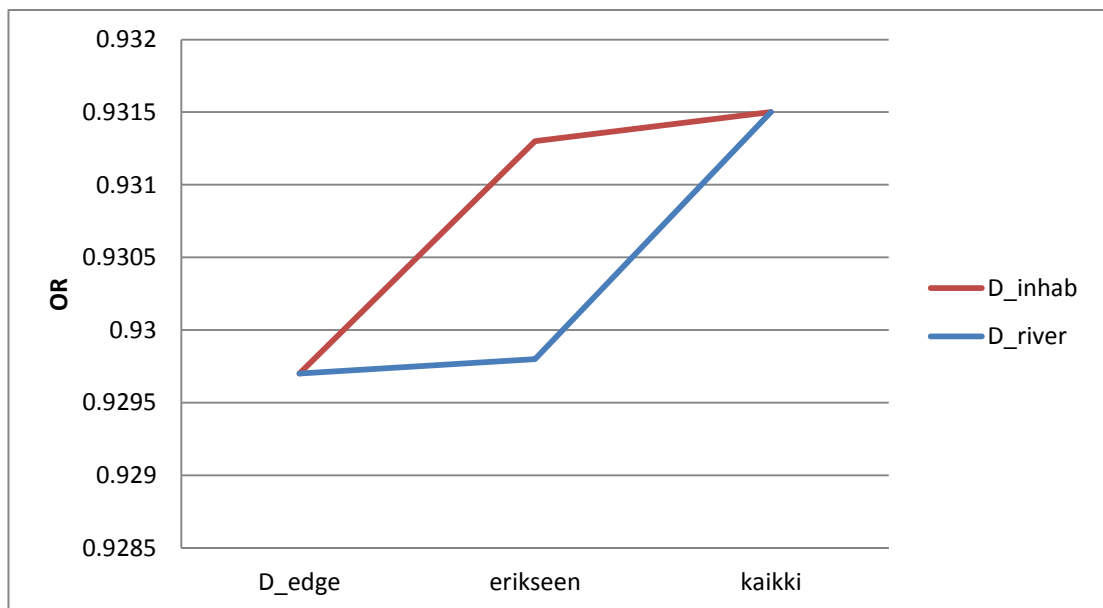
Muuttuja	Kolaripaikka		Kontrollipaikka		t	P-arvo
	keskiarvo	s	keskiarvo	s		
D_edge	10.924	0.822	17.606	1.080	-6.783	0.000
D_inhab	27.020	1.604	21.109	1.937	2.313	0.022
D_river	22.622	1.368	23.323	1.416	-0.601	0.549
DEM	12.020	0.159	11.840	0.154	2.842	0.005
SLOPE	4.026	0.119	3.942	0.120	0.688	0.493
Agri	0.057	0.008	0.080	0.012	-1.740	0.083
m3 0-4	0.026	0.004	0.021	0.003	1.001	0.318
m3 4-25	0.071	0.005	0.071	0.005	0.085	0.932
m3 25-50	0.073	0.005	0.068	0.004	0.896	0.371
m3 50-100	0.155	0.006	0.167	0.007	-1.468	0.144
m3 100-200	0.268	0.010	0.251	0.010	1.332	0.184
m3 200-	0.103	0.007	0.094	0.007	1.052	0.294
Pine	0.031	0.005	0.040	0.007	-1.100	0.273
Spruce	0.635	0.012	0.608	0.014	1.761	0.080
Birch	0.031	0.003	0.022	0.003	2.266	0.024

3.4.1 Etäisyysmuuttujat

Etäisyysmuuttujissa tilastollisesti merkitsevin oli etäisyys metsänreunaan (D_edge). Kolaripaikat sijaitsivat lähempänä metsänreunaa kuin kontrollipaikat. Etäisyys asutukseen (D_inhab) oli kolaripaikoilta pidempi kuin kontrollipaikoilta, mutta tulos ei ollut tilastollisesti merkitsevä (p=0.111) (Taulukko 11). Etäisyys jokeen (D_river) ei eronnut kolari- ja kontrollipaikkojen kesken. Etäisyysmuuttujien ryhmän sisäistä dynamiikkaa tarkasteltaessa havaittiin, että muuttujien vakioinnilla ei ollut juurikaan vaikutusta etäisyyttä metsänreunaan kuvaavan muuttujan (D_edge) vetosuhteeseen eli etäisyysmuuttujat olivat toisistaan riippumattomia (kuva 6).

Taulukko 11. Etäisyysmuuttujat. (OR = vetosuhte, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät p -arvot lihavoitu).

Muuttujat	OR	P-Arvo
D_edge	0.930 (0.906-0.954)	0.000
D_edge	0.931 (0.908-0.956)	0.000
D_inhab	1.007 (0.998-1.015)	0.110
D_edge	0.930 (0.906-0.954)	0.000
D_river	0.998 (0.981-1.016)	0.850
D_edge	0.932 (0.908-0.956)	0.000
D_river	0.999 (0.981-1.016)	0.860
D_inhab	1.007 (0.998-1.015)	0.110



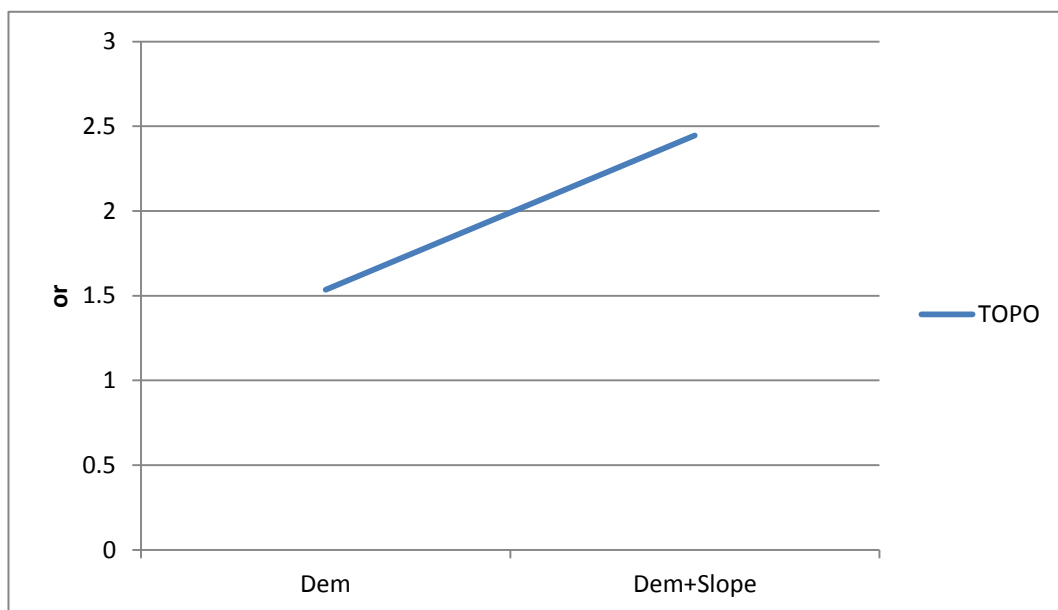
Kuva 6. Etäisyys metsänreunaan -muuttujan vetosuhteen muutos muiden etäisyysmuuttujien vakioinnin myötä.

3.4.2 Topografiamuuttujat

Topografiamuuttujien osalta havaittiin, että kolarit tapahtuivat ympäröivää maisemaa korkeammalla. Kymmenen metrin muutos muuttujan korkeus merenpinnasta (Dem) arvossa nosti vedon 1.536-kertaiseksi (Taulukko 12). Muuttujan korkeus merenpinnasta (Dem) veto kasvoi 60 % rinteän kaltevuutta kuvaavan muuttujan (Slope) vakioinnin myötä (Taulukko 12 ja kuva 7). Myös rinteän jyrkkyydellä oli hirvikolarien todennäköisyyttä lisäävä vaikutus ($p=0.013$). Kun rinteän jyrkkyys kasvoi 10 astetta, veto muuttui 2.861-kertaiseksi.

Taulukko 12. Topografiamuuttujat. (OR = vetosuhte, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät P -arvot lihavoitu).

Muuttujat	OR	P.Arvo
dem	1.536 (1.129-2.09)	0.006
dem	2.446 (1.500-3.99)	0.000
slope	2.861 (1.252-6.537)	0.013



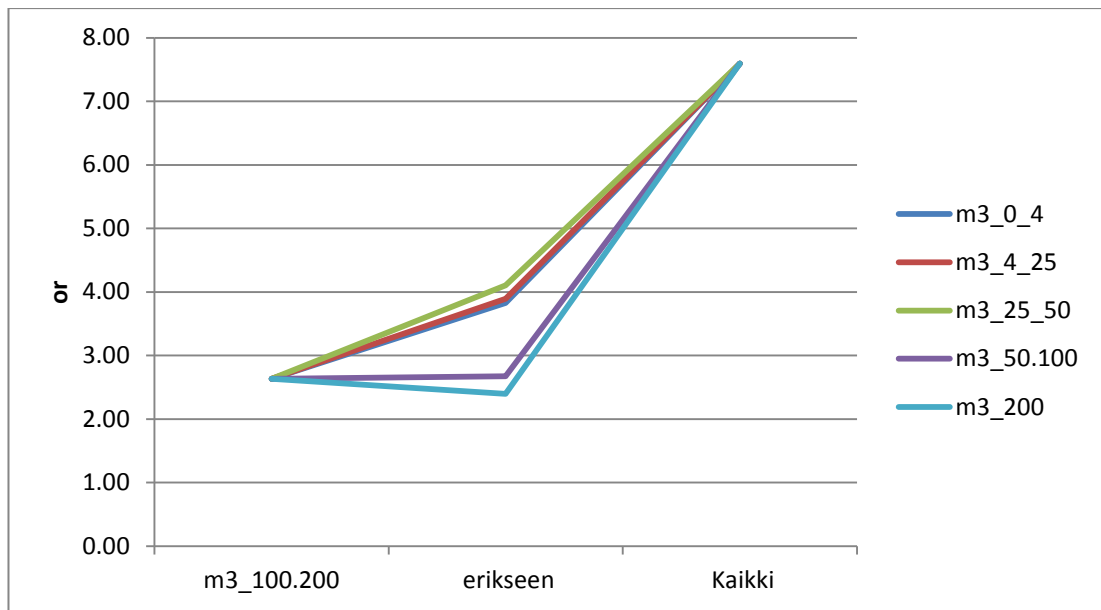
Kuva 7. Muuttujan korkeus merenpinnasta vetosuhteen muutos rinteän kaltevuutta kuvaavan muuttujan vakioinnin myötä.

3.4.3 Puustomuuttujat

Varttuneen metsän (m³ 100.200) osuuden kasvu prosenttiyksiköllä kasvatti kolariskin vedon 2.633-kertaiseksi (Taulukko 13 ja kuva 8). Varttuneen metsän muuttujan vetosuhte nousi noin 200 % muiden tilavuusmuuttujien vakioinnin myötä ja tilastollinen merkitsevyys kasvoi (p = 0.19 -> p = 0.026).

Taulukko 13. Puuston tilavuusmuuttujat. (OR = vetosuhte, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät P -arvot lihavoitu).

Muuttuja	OR	P.Arvo
m3_100.200	2.633 (0.628-11.040)	0.190
m3_100.200	3.829 (0.834-17.580)	0.084
m3_0_4	32.132 (0.298-3468.530)	0.150
m3_100.200	3.895 (0.730-20.790)	0.110
m3_4_25	4.769 (0.156-145.810)	0.370
m3_100.200	4.104 (0.866-19.450)	0.075
m3_25_50	11.989 (0.451-318.58)	0.140
m3_100.200	2.675 (0.633-11.304)	0.180
m3_50.100	0.178 (0.018-1.775)	0.140
m3_100.200	2.398 (0.563-10.220)	0.240
m3_200	2.442 (0.321-18.610)	0.390
m3_100.200	7.592 (1.268-45.445)	0.026
m3_0_4	50.928 (0.299-8687.89)	0.130
m3_4_25	1.242 (0.026-60.034)	0.910
m3_25_50	62.890 (1.303-3035.892)	0.036
m3_50.100	0.241 (0.016-3.534)	0.300
m3_200	5.382 (0.432-67.092)	0.190

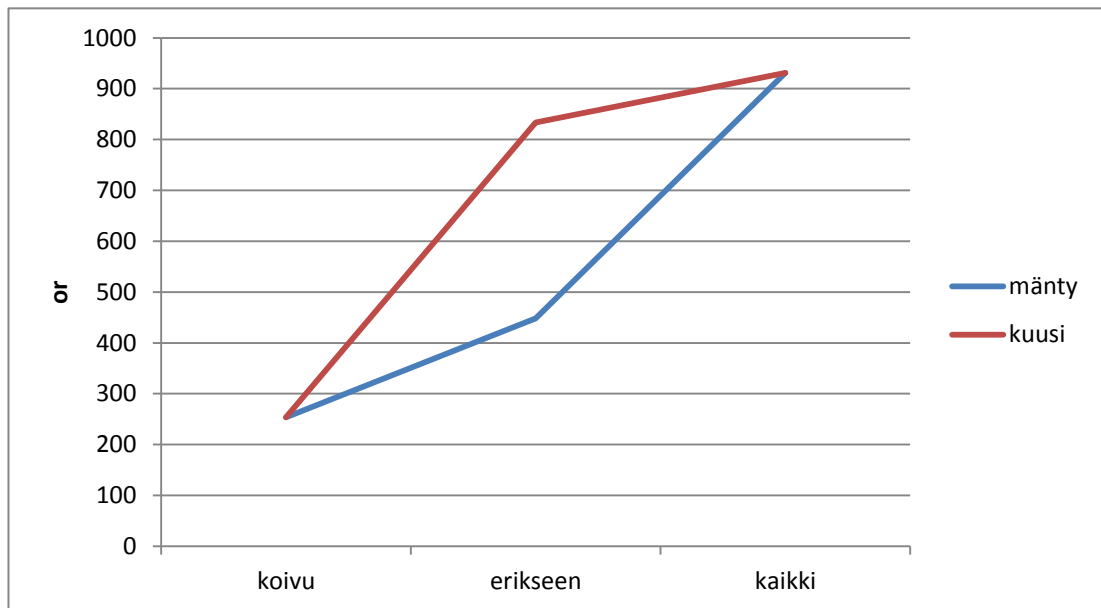


Kuva 8. Varttunutta metsää (100–200 m³) kuvaavan muuttujan vetosuhteen muutos muiden puuston tilavuusmuuttujien vakioinnin myötä.

Puulajeista koivun ja kuusen osuuksien kasvu lisäsi kolariskiä ja vastaavasti männyn osuus vähensi kolaririskiä (Taulukko 14). Puulajien ryhmän sisäisen dynamiikan tarkastelun perusteella havaittiin, että männyn ja kuusen vakioinnin myötä koivun vetosuhde nousi noin 320 %, eli muut puulajimuuttujat olivat peittäneet koivun vaikutusta (Kuva 9).

Taulukko 14. Puulajimuuttujat. (OR = vetosuhde, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät P -arvot lihavoitu).

Muuttujat	OR	P.Arvo
Birch	253.353 (1.781-36047.000)	0.029
Birch	448.260 (2.622-76627.600)	0.020
Pine	0.172 (0.014-2.181)	0.170
Birch	833.736 (4.75-146325.300)	0.011
Spruce	4.069 (1.167-14.190)	0.028
Birch	931.097 (4.973-174000)	0.010
Spruce	3.533 (0.879-14.200)	0.075
Pine	0.528 (0.031-8.990)	0.660



Kuva 9. Koivun vetosuhteen muutos muiden puulajimuuttujien vakioinnin myötä.

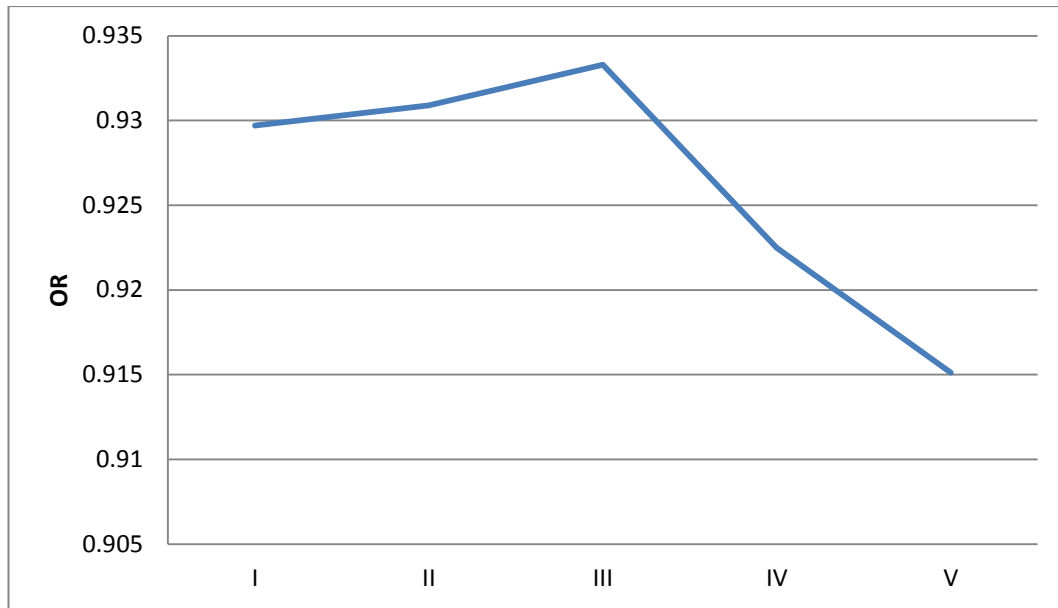
3.4.4 Mikrotason malli

Mikrotason malliin valittiin jokaisen muuttujaryhmän sisäisen dynamiikan tarkastelun perusteella parhaiten hirvikolaririskiä selittävät ja ekologisesti kiinnostavat muuttujat. Muuttujien vakioinnin vaikutusta tarkasteltiin etäisyys metsänreunaan muuttujan (D_{edge}) vetosuhteen kautta, koska sen vaikutus oli tilastollisesti merkitsevin ja muuttuja on kirjallisuuden perusteella (Danks ja Porter 2010) ekologisesti erittäin kiinnostava (Taulukko 15). Muuttujat lisättiin malliin yksitellen. Etäisyys metsänreunaan muuttujan vetosuhte kasvoi 1.6 % muiden muuttujien vakioinnin myötä (Kuva 10). Metsäreunalla oli muista muuttujista riippumaton vaikutus kolaririskiin. Neljännessä vaiheessa ennen maatalouden vakiointia muuttujien etäisyys metsänreunaan (D_{edge}), korkeusmerenpinnasta (Dem) ja varttunut metsä ($m3_{100.200}$) kolaririskiä lisäävä vaikutus oli tilastollisesti merkitsevää ($p < 0.05$). Maatalouden osuuden vakioinnin myötä korkeuden ja varttuneen metsän vaikutus vähenee, koska

maatalousvaltaisilla alueilla on usein tasaista ja vähemmän puustoa. Maatalouden kolaririskiä vähentävä vaikutus oli tilastollisesti merkitsevä (OR 0.120 (8.333⁻¹), p=0.021).

Taulukko 15. Mikrotason malli. (OR = vetosuhde, sulkeissa 95% luottamusväli. Tilastollisesti merkitsevät P -arvot lihavoitu).

Lisäys	Muuttuja	OR	P.Arvo
I	D_edge	0.930 (0.906-0.954)	0.000
II	D_edge	0.931 (0.907-0.956)	0.000
	dem	1.443 (1.018-2.046)	0.040
III	D_edge	0.933 (0.909-0.958)	0.000
	dem	1.484 (1.045-2.106)	0.027
	Koivu	82.474 (0.357-19072.140)	0.110
IV	D_edge	0.922 (0.896-0.950)	0.000
	dem	1.434 (1.002-2.052)	0.049
	Koivu	21.103 (0.082-5402.369)	0.280
	m3_100.200	11.638 (1.901-71.263)	0.008
V	D_edge	0.915 (0.887-0.944)	0.000
	dem	1.361 (0.951-1.949)	0.092
	Koivu	10.682 (0.036-3157.565)	0.410
	m3_100.200	5.047 (0.732-34.778)	0.100
	agri	0.120 (0.020-0.728)	0.021



Kuva 10. Etäisyys metsänreunaan –muuttujan vetosuhteen muutos muiden mikrotason mallin muuttujien vakioinnin myötä. X-akselilla muuttujien määrä.

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Makrotaso

Makrotason tarkastelussa havaittiin, että kolarit keskittyvät tien metsäisille osuuksille: niiden ympäristössä oli enemmän metsää kuin kontrollipaikoilla. Tulos oli varsin odotettu, koska hirven elinympäristön käyttö painottuu metsäisille alueille (Nikula ym. 2004). Uutta tietoa oli sen sijaan se, että myös metsän rakenteella on vaikutusta kolaripaikkojen sijaintiin. Kolaripaikoilla oli enemmän varttunutta ja nuorta metsää kuin kontrollipaikoilla, mikä mukailee osaltaan hirven elinympäristön piirteitä (Hjeljord ym. 1990, Nikula ym. 2004)

4.1.1 Kolariskin kuvaus vetosuhteen avulla

Vetosuhteen avulla voidaan kuvata muuttujien vaikutusta kolariskiin, mutta vetosuhteiden arvot eivät ole yhtä realistisia, kuten esimerkiksi lääketieteellisissä tutkimuksissa (Suullinen tiedonanto H. Rita). Esimerkiksi muuttajat kuusi (OR= 13.2) ja koivu (OR = 931.0) saivat epärealistisen suuria vetosuhdearvoja. Tämä johtuu koeasetelmasta. Esimerkiksi, jos kolaripaikka on tien metsäisellä osuudella ja kontrollipaikka sijaitsee peltojen keskellä, saa metsämuuttuja epärealistisen suuren vetosuhdearvon. Tällöin muuttujan vetosuhdetta on tulkittava enemmänkin suuntaa-antavana. Tämä on tyypillistä vastaavan tyyllisissä kolaritutkimuksissa (Found ja Boyce 2011) ja liikenneonnettomuustutkimuksissa yleensäkin (Barbone ym. 1998).

Epärealistisia suuria vetosuhteita voidaan havainnollistaa seuraavalla esimerkillä. Jos huomioidaan vain ajetut kilometrit ja kolarien määrä, oli kolaririski tutkimusalueella vuonna 2011 keskimäärin 0.000006 %/km. Kuusen osuus makrotason tarkastelussa kolari- ja kontrollipaikoilla oli keskimäärin noin 68 % maisemasta. Kuusen veto oli 13.2, joten kuusen osuuden 6 prosenttiyksikön kasvu nosti kolariskin käytännössä 100 % (ks. Taulukko 16). Esimerkki kertoo selkeästi sen, että tutkimuksen tulokset antavat viitteitä muuttujien vaikutuksesta kolariskiin, mutta ne eivät anna realistista kuvaa todellisesta riskistä ja sen muutoksesta. On hyvä huomioida vielä se, että puustomuuttujien tausta-aineistona käytetty MVMI-aineisto on tarkoitettu laajojen alueiden metsien inventointiin, joten tausta-aineiston mahdollista keskivirhettä tutkimusalueen kokoiselle alueelle on vaikea arvioida (Katila 2006).

Taulukko 16. Teoreettinen esimerkki, miten kolariski kasvaa kuusen osuuden kasvaessa maisemassa.

Kuusen osuus maisemassa %	Veto	Riski
68	0.000006	0.000006
69	0.000079	0.000079
70	0.001	0.001
71	0.014	0.014
72	0.182	0.154
73	2.404	0.706
74	31.739	0.969
75	418.959	0.998
76	5530.257	1.000
77	72999.391	1.000
78	963591.961	1.000

4.1.2 Maisemamuuttajat

Maisemamuuttujista rakennetun alueen, maatalouden, vesistön ja metsän osuudet vaikuttivat kolariskiin tilastollisesti merkitsevästi. Myös kirjallisuus tuki tutkimuksessa saatuja tuloksia. Rakennetun alueen (Danks ja Porter 2010), vesistön (Seiler 2005) ja maatalouden (Hubbard ym. 2000) osuuksilla on havaittu olevan kolareita vähentävä vaikutus. Metsän osuuden on havaittu lisäävän kolariskiä (Seiler 2005). Suometsien vaikutus kolariskiin oli samansuuntainen kun kivennäismaalla kasvavilla metsillä. Suometsillä on erityisesti talvella tärkeä rooli hirven elinpiirin valinnassa (Nikula ym. 2004), eli ne saattavat suunnata hirven elinpiirin käyttöä ja samalla tienylityspaikkojen – ja edelleen kolaripaikkojen – sijaintia. Vastaavasti avosoilla ja kosteikoilla ei havaittu tilastollisesti merkitsevää vaikutusta.

4.1.3 Maatalouden ja rakennetun alueen raja-arvot

Maatalouden ja rakennetun alueen osuuskien tarkemmassa tarkastelussa havaittiin, että muuttujien osuuksista oli mahdollista löytää raja-arvo, jonka ylityksen jälkeen muuttujan osuudella oli tilastollisesti merkitsevästi vaikutus hirvikolariskiiin. Maatalouden osuuden kasvaessa yli 16.5 % maisemasta kolarit vähentyvät tilastollisesti merkitsevästi. Tätä pienemmällä maatalouden osuuksilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta. Hirvien elinpiiriin kuuluu usein maatalousmaisemaa (Nikula ym. 2004), mutta tutkimusaineiston havaintojen perusteella hirvet joko eivät ylitä teitä peltojen kohdalta tai mikäli ylittävät, on autoilijan helpompi havaita ne, jolloin onnettomuuksilta vältytään.

Rakennetun alueen osuuden määrän kasvaessa yli 8.4 %:n kolarit vähentyivät tilastollisesti merkitsevästi. Tätä pienemmällä osuuksilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta. Maanteiden lähellä oleva asutus sijaitsee usein tien vieressä, joten suhteellisen pieni prosenttiosuus riittää vähentämään kolareita. Huomioitavaa on myös se, että tutkimusaineistossa rakennettuun alueeseen luettiin kuuluvaksi kaikki rakennukset, joten esimerkiksi ei- vakituisessa asuinkäytössä olevien rakennusten (esimerkiksi kesämökkien) vaikutusta kolariskiiin on aineiston perusteella mahdoton arvioida.

Vesistöjen osuudella oli kolareita vähentävä vaikutus, minkä myös Seiler (2005) havaitsi Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa. Aineiston perusteella vesistöjen osalta ei löydetty raja-arvoa, minkä jälkeen vaikutus olisi tilastollisesti merkitsevä.

4.1.4 Puulajien merkitys hirvikolariskiiin

Puulajeista kuusen ja koivun osuuksien kasvut vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi hirvikolariskiiin kasvuun. Puulajimuuttujaryhmän sisäisen dynamiikan tarkastelussa havaittiin, että muuttujan koivu vakioinnin myötä

kuusen vetosuhte laski 25 % eli kuusi on selittänyt kolareita myös osalla koivun osuudesta. Keski-Suomessa koivu ja kuusi kasvavat usein ravinteikkaammalla maaperällä kuin mänty, ja koska ravinteikas maaperä tuottaa suuremman biomassan (Ingestad ja Agren 1991), voidaan tuloksen perusteella varovasti päätellä, että ravinteikkaan metsän osuuden kasvu maisemasta kasvattaa kolaririskiä. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että ravinteikas maaperä tuottaa usein tiheän aliskasvuston, joka estää autoilijaa havaitsemasta tielle tulevaa hirveä. Myös mikrotason tarkastelu tukee tätä havaintoa. Hirvet myös viihtyvät rehevissä varttuneissa kuusivaltaisissa metsissä, joka tarjoaa ravintoa, suojaa pedoilta ja lumelta sekä auringolta (Nikula ym. 2004, Danks ja Porter 2010, Leblond ym. 2010, Bjorneraas ym. 2011). Tutkimuksen tulosten perusteella ei voida varmasti todeta, johtuuko kuusen ja koivun kolareita lisäävä vaikutus siitä, että autoilija ei peitteellisen aliskasvuston vuoksi havaitse tietä lähestyvää hirveä vai liikkuvatko hirvet enemmän tämän tyyllisissä metsissä.

Hirvet viihtyvät Suomessa hieman keskimääräistä ravinteikkaammilla alueilla (Nikula ym. 2004), mutta tämä tuskin selittää puulajeista ilmennyttä vaikutusta. Aiemmissa hirvikolaritutkimuksissa ei ole tutkittu alikasvun vaikutusta kolariskiin, eikä tämänkään tutkimuksen tulosten perusteella sitä voida päätellä kuin epäsuorasti.

4.1.5 Metsän iän vaikutus

Metsän iällä havaittiin olevan vaikutusta hirvikolariskiin. Varttuneen puuston ja nuoren metsän, eli hirvelle sopivan ruokailuympäristön, osuudet lisäsivät kolariskiä tilastollisesti merkitsevästi. Hirven elinympäristötutkimuksissa on havaittu, että hirvi suosii alueita, jotka ovat seikoitus varttunutta ja nuorta metsää (Hjeljord ym. 1990, Nikula ym. 2004). Tämä lisäksi tien vieressä olevat ruokailuympäristöt kasvattavat riskiä, kun hirvet liikkuvat paljon tien läheisyydessä (Danks ja Porter 2010). Näyttäisikin siltä, että varttuneen metsän

ja sopivan ruokailuympäristön läheisyys lisäävät kolariskiä. Tutkimusaineistosta ei käy ilmi, mihin vuodenaikaan kolarit ovat tapahtuneet, mutta nuorella metsällä voi olla erityisesti talviaikaan kolareita lisäävä vaikutus, koska hirvi suosii nuoren ikäluokan metsiä erityisesti talvielinpiirissään (Nikula ym. 2004).

4.1.6 Makrotason malli

Makrotason lopulliseen malliin valittiin muuttujaryhmien sisäisen dynamiikan tarkastelun perusteella tilastollisesti merkitsevät muuttujat ja kirjallisuuden perusteella ekologisesti kiinnostavia muuttujia. Makrotason mallin perusteella kolarit tapahtuvat tien metsäisillä osuuksilla, ja puuston vaikutus kolariskiin häviää maisemamuuttujien vakioinnin myötä. Tämä johtuu muuttujien välisestä korrelaatiosta. Siellä, missä on maataloutta, rakennettua ympäristöä ja vesistöjä, on vähemmän metsää. Kolariskiä vähentävät maisemamuuttujat selittävät kolariskin vähenemistä niin voimakkaasti, että puuston vaikutus peittyy niiden alle. Tästä johtuen maisemamuuttujien raja-arvot tuovat lisäarvoa mahdollisen kolariskin arvioimisessa. Niiden perusteella voidaan varmemmin sanoa, missä kolarit eivät tapahdu. Kun maatalouden ja rakennetun alueen osuudet kasvavat riittävän suureksi, ei hirvikolareita käytännössä tapahdu. Siksi muuttujien raja-arvojen perusteella hirvivaarasta varoittavien merkkien aluetta ja sijaintia on mahdollista kohdentaa tarkemmin.

4.2 Mikrotaso

Mikrotason tarkastelussa kävi ilmi, että kolaripaikat sijaitsivat lähempänä metsänreunaa kuin kontrollipaikat. Kolaripaikat sijaitsivat myös hieman korkeammalla ja jyrkempien rinteiden lähetyvillä. Niillä oli enemmän varttunutta tai nuorta kasvatusmetsää kuin kontrollipaikoilla. Lisäksi

kolaripaikoilla oli enemmän koivua ja kuusta, ja vastaavasti kontrollipaikoilla oli enemmän mäntyä.

4.2.1 Etäisyysmuuttujat

Mikrotasolla tarkasteltiin hirvikolari- ja kontrollipaikkojen sijaintien välisiä eroja kolmen etäisyysmuuttujan avulla. Etäisyyttä metsänreunaan kuvaavan muuttujan vaikutus oli tilastollisesti merkitsevä; hirvikolarit sijaitsivat lähempänä metsänreunaa kuin kontrollipaikat. Tulos oli linjassa aiemmissa tutkimuksissa tehdyn havainnon kanssa, että kolarien riski lisääntyy metsänreunan läheisyydessä (Danks ja Porter 2010) ja lisäksi metsän reunan määrällä oli kolareita lisäävä vaikutus (Seiler 2005). Tutkimusaineiston perusteella rakennetun alueen määrällä oli kolareita vähentävä vaikutus, mutta kolari- ja kontrollipaikkojen etäisyydellä rakennukseen ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa. Etäisyyden kasvulla oli kuitenkin kolareita lisäävä vaikutus (OR=1.007, p=0.111). Mikäli aineisto sisältäisi ainoastaan vakituisesti asutut rakennukset, voisi vaikutus olla selkeämpi. Aiemmissa tutkimuksissa ihmisen läsnäololla on havaittu olevan selkeä hirviä karkottava vaikutus (Neumann ym. 2013, Hu Su-xian ym. 2013), jolloin kolarit keskittyvät kauemmaksi asutuksesta (Found ja Boyce 2011).

Leblanc ym. (2005) havaitsivat Kanadassa tehdyssä tutkimuksessa, että hirvikolarit tapahtuvat lähellä jokia ja puroja, mutta vastaavaa ilmiötä ei tämän tutkimuksen aineistossa havaittu. Se johtuu todennäköisesti siitä, että Suomessa hirvet eivät hyödynnä purovarsia ruoka- ja suojapaikkanaan vastaavalla tavalla kuin Kanadassa. Toinen syy miksi vaikutusta ei havaittu voi johtua aineiston mittakaavasta: 1: 1 000 000 peruskartatta sisältää kaikki joet, jotka ovat leveydeltään noin 2 metriä ja sitä leveämpiä. Kahden metrin levyisellä ojalla ei kuitenkaan ole vielä hirviä ohjailevaa vaikutusta (Geist 1963).

4.2.2 Topografiamuuttajat

Topografiamuuttajien tarkastelusta kävi ilmi, että kolarit tapahtuivat ympäristöä hieman korkeammalla ja jyrkempien rinteiden lähetyvillä. Aiemmissa tutkimuksissa on päinvastaisesti havaittu tasaisen maaperän lisäävän kolariskiä (Seiler 2005, Gunson ym. 2006) ja suurten korkeuserojen vähentävän sitä (Seiler 2005, Leblanc ym. 2005). On huomioitava, että Seilerin (2005) tutkimus tehtiin Ruotsissa ja Leblancin ym. (2005) Kanadassa. Tutkimusalueen maaperä on niin tasaista verrattuna Kanadaan ja Ruotsiin, että samanlaista korkeuden vaikutusta Suomen maaperällä tuskin esiintyy. Korkeuden merkitystä voisi harhaan johtavasti tulkita niin, että mitä korkeammalla maaston kohta on, sitä korkeampi on myös kolariski. Näin ei kuitenkaan ole, koska tutkimusalueella maasto on hyvin tasaista ja havaittu korkeuden vaikutus liittyy hyvin todennäköisesti kumpuilevaan maastoon. Kumpuileva maasto lyhentää autoilijan näkemää matkaa ja esimerkiksi nyppylän takaa tietä ylittävään hirveä on hankala havaita ajoissa. Jyrkät rinteet tai kallioseinämät voivat myös ohjailla hirviä tielle (Seiler 2005). Hirvi voi myös hyödyntää korkeuseroja etsiessään ravintoa rinteiltä (Leblond ym. 2010).

4.2.3 Metsämuuttajat

Mikrotason tarkastelussa kolaripaikolla oli enemmän varttunutta puustoa ja nuorta kasvatusmetsää kuin kontrollipaikoilla. Molempien muuttajien hirvionnettomuuksia lisäävä vaikutus oli tilastollisesti merkitsevä. Varttuneen metsän vaikutuksesta kolariskiin saatiin viitteitä jo makrotason tarkastelussa. Mikrotason tarkastelun perusteella voidaan tarkemmin päätellä, että hirvet ylittävät teitä tai ainakin kolarit sattuvat usein paikoissa, joissa puusto on varttunutta. Makrotason tarkastelussa nuoret kasvatusmetsät eivät vaikuttaneet kolariskiin tilastollisesti merkitsevästi, mutta mikrotasolla niiden vaikutus nousi esiin. Nuoret kasvatusmetsät ovat useissa tapauksissa varsin tiheitä, joten tielle pyrkivän hirven havaitseminen ajoissa on tällaisilla paikoilla hankalaa.

Puulajimuuttujien osalta havaittiin, että koivun ja kuusen osuuksilla oli kolaririskiä lisäävä vaikutus. Kun kuusi vakioitiin, koivun vetosuhte nousi 320 % eli kuusi oli osaltaan peittänyt koivun vaikutusta. Makrotasolla havaittiin samansuuntainen vaikutus puulajimuuttujien vakioinnissa. Tulos antaa tukea päätelmälle, että kolarit tapahtuvat maaston ravinteikkaimmilla osuuksilla. Ravinteikkaammat metsät muodostavat useasti tiheämmän alikasvuston, joka vähentää näkyvyyttä ja hirvet viihtyvät myös hieman keskimääräisistä ravinteikkaimmilla alueilla (Nikula ym. 2004). Lisäksi männyn merkitys kolariskiä pienentävänä puulajina antaa tukea päätelmälle. Koivun merkitystä tarkasteltaessa on huomioitava se, että koivua esiintyy noin joka toisella kolaripaikalla, kun taas vastaavasti kontrollipaikoilla noin joka kolmannella on koivua. Tästä erosta johtuvat tulososion epärealistisen suuret vetosuhteet. Siksi vetosuhteen suuruusluokan todenmukaisuutta ja sitä kautta niin merkittävää kolariskiä lisäävää vaikutusta on syytä kyseenalaistaa. Toisaalta aineiston perusteella rehevän metsän vaikutusta kolariskiiin ei voi myöskään kiistää epärealististen suurien vetosuhteiden myötä.

4.2.4 Mikrotason malli

Mikrotason mallilla pyrittiin kuvaamaan keskimääräistä kolaripaikkaa tutkimusalueen tyyppisessä maisemassa, joka on mosaiikkimainen sekoitus peitteellistä metsää, taimikoita, avohakkuita, vesistöjä ja maataloutta. Mikrotason tarkastelu antaa makrotason tason tarkastelua tarkempaa tietoa kolari- ja kontrollipaikkojen piirteiden eroavaisuuksista. Mikrotason tarkasteluun valitun muuttujaryhmän perusteella voidaan todeta, että kolarit tapahtuvat lähellä metsänreunoja ja niillä on muista muuttujista riippumaton vaikutus kolariskiiin. Puusto on varttunut tai nuorta kasvatusmetsää ja pääpuulaji on useimmiten kuusi tai koivu kuin mänty. Kolaripaikan puusto antaa todennäköisesti viitteitä siitä, että peitteellisemmästä metsästä tielle pyrkivän hirven havainnointi on vaikeampaa, mikä lisää riskiä auton ja hirven törmäykselle. Maastossa on lisäksi hieman korkeuseroja, jotka mahdollisesti

vähentävät autoilijan näkemää matkaa ja tekevät hirven havaitsemisesta vaikeampaa.

4.3 Tukevatko makro- ja mikrotason tulokset toisiaan?

Makrotasolla hirvikolarit näyttävät tapahtuvan tien metsäisillä osuuksilla. Suomen oloissa tämä tulos ei tuo lisäarvoa kolarien ennaltaehkäisylle. Kuitenkin maisemamuuttujien luokittelun perusteella voidaan varmemmin sanoa, missä kolarit eivät tapahdu. Maatalouden ja rakennetun alueen ja vesistön osuuksilla oli selkeä kolaririskiä vähentävä vaikutus. Maatalouden ja rakennetun alueen osuuksista pystyttiin löytämään raja-arvo, milloin riski alkaa vähentyä. Näiden raja-arvojen perusteella on mahdollista kohdistaa kolareita ehkäiseviä toimenpiteitä muille alueille.

Mikrotason tarkastelusta ilmeni yksityiskohtaisempia piirteitä kolari- ja kontrollipaikkojen eroista. Eroavaisuuksia löytyi kolaripaikkojen sijainnista, maastonmuodoista ja metsänrakenteesta. Niiden avulla pystyttiin löytämään tien metsäisiltä osuuksilta piirteitä, kuten metsänreunat, jotka antavat viitteitä kohonneesta hirvikolariskistä. Tutkimusalueella lähes kaikki metsät ovat talousmetsiä, joten metsien rakenne on jatkuvassa muutoksessa. Pelkästään maisemamuuttujat eivät kerro kolariskistä riittävästi, joten metsien rakenteessa tapahtuvat muutokset on hyvä huomioida. Esimerkiksi metsänreunapaikat muuttuvat ja laajat avohakkuualueet vaikuttavat hirvien liikkumiskäyttäytymiseen. Maisematason muuttujat vastaavasti muuttuvat hitaasti, jos ollenkaan. Rakentaminen voi olla poikkeus, mutta sekin keskittyyneen eniten taajamien läheisyyteen.

Makro- ja mikrotason tarkastelujen tuloksena saadaan enemmän tietoa silloin, kun niitä hyödynnetään yhdessä. Ne tukevat toisiaan ja antavat molemmat lisäarvoa kolaririskin arvioimiseen. Useissa vastaavissa tutkimuksissa kolariskistä on tarkasteltu ainoastaan yhdellä mittakaavalla (Seiler 2005, Leblanc

ym. 2005, Dussault ym. 2006, Neumann ym. 2012). Tämän tutkimuksen tulosten perusteella mikro- ja makrotason tarkastelun yhdistäminen tuottaa kuitenkin tarkempaa tietoa.

4.4 Johtopäätökset

Tutkimuksen tulokset ovat samansuuntaisia aiempien tutkimusten kanssa ja antavat tukea havainnolle, että kolarit eivät tapahdu sattumanvaraisesti, vaan keskittyvät tietynlaiseen ympäristöön. Kirjallisuuden perusteella liikennemäärällä (Seiler 2005) ja hirvikannalla (Rolandsen 2011) on suurin vaikutus kolariskiin. Tässä työssä nämä seikat vakioitiin tutkimusasetelmalla, joten niiden vaikutus saatiin suljettua pois.

Tulosten perusteella voidaan päätellä, että kolaririski vaihtelee suuresti tien eri osuuksilla. Maatalouden, rakennetun alueen ja vesistöjen riittävän suuret osuudet maisemasta pudottavat kolariskin käytännössä nolnaan. Tutkimusaineiston perusteella maataloudelle ja rakennetulle alueelle pystyttiin määrittelemään raja-arvot, milloin tutkimusalueella kolareita ei juuri esiinny. Hirvi on Suomessa metsien laji, joten ei ole yllättävää, että kolarit keskittyvät tien metsäisille osuuksille. Metsänrakenteesta saatiin uutta tietoa Suomen oloihin. Varttunut ja nuori metsä, hirven ruokailuympäristö, erottuivat lisääntyneitä metsänrakenteina kolaripaikoilla. Vastaavasti suometsillä ja avosoilla ei havaittu olevan merkittävää vaikutusta suuntaa eikä toiseen.

Mikrotason tarkastelussa saatiin uutta ja arvokasta tietoa kolaripaikkojen sijainnista. Kolaripaikat olivat kontrollipaikkojen lähempänä metsänreunaa ja kauempana asutuksesta. Erityisesti metsäreunalla on muista muuttujista riippumaton vaikutus kolaririskiin, joten ne ovat potentiaalisia ns. ”hot spotteja”. Puulajien perusteella voidaan arvioida, että maaston peitteellisyydellä on kolareita lisäävä vaikutus. Lisäksi kumpuileva maasto näyttäisi lisäävän kolariskiä.

Neumann ym. (2012) totesivat tutkimuksensa perusteella, ettei kolariskiä tulisi arvioida pelkän hirven liikkumisaineiston perusteella, vaan sen rinnalle tarvitaan kolaripaikka-aineistoa samalta alueelta. Lisäksi he arvioivat, että pelkkä kolariaineisto ylikorostaa tiettyjen maisematyyppien vaikutusta.

Suomessa ei ole hirvien liikkumisaineistoa, jonka avulla hirvien tienylityskohtia voisi tutkia tarkasti. Jos hirvien tarkat tienylityspaikat olisivat tiedossa, se toisi lisäarvoa ja uutta tietoa kolaripaikkojen ja ylityspaikkojen mahdollisista eroista. Läheskään jokainen läheltä piti -tilanne ei johda kolariin, joten todennäköisesti ylityspaikoissa ja kolaripaikoissa on eroja. Niiden avulla voisi kolareihin vaikuttavia ympäristötekijöitä selvittää entistä tarkemmin.

4.4.1 Tulosten hyödyntäminen käytännössä

Hirvikolariski vaihtelee tien eri osuuksilla. Riskin suuruus vaihtelee tilastojen perusteella myös ajallisesti (Liikennevirasto 2013). Hirvikolari voi teoriassa tapahtua Suomessa millä tien osuudella tahansa, aivan kaupunkien keskustoja lukuun ottamatta. Siitä huolimatta kolarien ennaltaehkäisyä olisi tärkeää keskittää, koska meillä käytetyimmän ennaltaehkäisymenetelmän, hirvivaarasta varoittavien liikennemerkkien, vaikuttavuus laskee liiallisen käytön myötä (Krisp ja Durot 2007). Siksi onnettomuusriskistä varoittavia liikennemerkkejä tulisi sijoittaa vain riskialttiimmille paikoille (COST341 2003).

Riskialttiimpien paikkojen sijainnin tarkka selvittäminen lisäisi ainakin muutamia keinoja kolareiden vähentämiseksi. Tehokkain ja halvin keino vähentää hirvikolareita on alentaa kulkuneuvon nopeutta (Liikennevirasto 2013). Jos riskialttiit paikat voitaisiin tunnistaa nykyistä tarkemmin, jopa 100–200 metrin tarkkuudella, hirvivaarasta varoittavia liikennemerkkejä voitaisiin kehittää esimerkiksi lyhentämällä varoitusalueita ja lisäämällä nopeusrajoituksia kohdennetusti. Tässä tutkielmassa käytetyn makrotason tarkastelun perusteella voitaisiin etsiä maisemasta riskialueita, joille voitaisiin

sijoittaa nykyisen kaltaiset hirvivaarasta varoittavat liikennemerkkit. Näiden alueiden sisältä etsittäisiin mikrotason tarkastelussa ns. "hot spotit", joissa riski kolarille on ympäröivää maisemaa selkeästi suurempi. Näille tien osuuksille lisättäisiin erilaiset vaarasta varoittava merkit, joissa olisi esimerkiksi kehoitus hiljentää vauhtia yhtä tuntia ennen ja kolme tuntia jälkeen auringonlaskua (kolareiden ajallisesta jakaantumisesta: ks. Haikonen & Summala 2001). Mahdollisesti tulevaisuudessa muuttuvien nopeusrajoitusmerkkien yleistymisen myötä, riskialttiimmat hirvikolaripaikat voitaisiin huomioida vuorokauden ajan mukaan alentamalla nopeusrajoitusta vain hämärä ja pimeäaikaan. Lisäksi teknologian kehittyminen avaa uusia mahdollisuuksia varoittaa kuljettajia kohonneesta hirvikolaririskistä: Lähes jokaisesta autosta löytyy nykyisin navigaattori, johon voisi kehittää kohonneesta hirvivaarasta ajan ja paikan mukaan varoittavan sovelluksen. Vastaava sovellus on jo testissä porokolarivaarasta varoittamassa (Yle uutiset 2009).

Näiden keinojen lisäksi voitaisiin antaa tarkempia metsänhoitosuosituksia tienvarsimetsille (Danks ja Porter 2010). Riskialteimmilta paikoilta olisi hyvä raivata alikasvos tarkasti pois ja poistaa peitteisistä paikoista puiden alaoksia, jotta autoilijalle olisi paremmat mahdollisuudet havaita tielle juokseva hirvi ajoissa. Tämän lisäksi piennarta voisi levittää näkyvyyden parantamiseksi. Tien viereen yltävien metsänreunakaistaleiden etäisyyttä tienreunaan voisi pidentää, koska tutkimustulosten perusteella ne ovat potentiaalisia kolaripaikkoja. Varttunutta, suojaa antavaa metsää ja sopivaa ruokailuympäristöä ei tulisi jättää tien eri puolille. Nämä keinot ovat ainakin jossain määrin riippuvaisia metsänomistajien tahdosta, joten autoilijan käyttäytymiseen on ainakin teoriassa helpompi vaikuttaa. Parempi tiedotus ja valistaminen sekä viranomaisten puolesta tehty tarkempi selvitys kolariskin suuruudesta johtaisivat todennäköisesti parhaaseen lopputulokseen.

Uusia teitä suunniteltaessa maisemamuuttujien vaikutusta kolaririskiin on hyvä huomioida jo etukäteen. Leblandin ym. (2005) mukaan kustannustehokkain keino vähentää hirvikolareita on se, että jo tien suunnitteluvaiheessa huomioidaan hirvien elinympäristö ja kulkureitit. Näin riskialttiille kohdille

voidaan rakentaa ali- tai ylikulut nisäkkäille ja aidata tie niiltä osin. Suomessa tieverkon aitaaminen on isommilta osin ongelmallista, koska Suomessa on paljon teitä, joissa liikenteenmäärä on suhteellisen vähäistä, ja joissa on paljon liittymiä (Tiehallinto 2007).

Ilman muita tehokkaita keinoja vähentää hirvikolareita, on tyydyttävä pienentämään hirvikannan kokoa (Rolandsen ym. 2011). Nykyisten keinojen ollessa käytössä on hyvä muistaa, että samalla kun hyväksymme tietyn kokoisen hirvikannan, hyväksymme myös tietyn määrän onnettomuuksia. Hirvi on Suomen merkittävin riistaeläin ja sillä on paikkansa Suomen luonnossa. Runsaammat hirvieläinkannat ovat yhteiskunnallisesti helpommin hyväksyttävissä, jos hirvestä aiheutuneita kustannuksia voidaan ehkäistä nykyistä tehokkaammin. Hirvien aiheuttamista kustannuksista merkittävä osa tulee liikennevahingoista, joten niiden ehkäisyyn tulisi antaa aiempaa enemmän resursseja.

4.4.2 Ajatuksia jatkotutkimukseen

Hirven elinympäristövaatimukset muuttuvat vuodenaikojen mukaan, joten lisätietoa tarvittaisiin siitä, miten ympäristötekijät vaikuttavat kolariskiiin eri vuodenaikoina. Lisäksi pimeän ja valoisan ajan kolaripaikkojen eroja tulisi selvittää aiempaa tarkemmin. Tutkimusaineistomme ei suhteellisen pienen kolarimäärän vuoksi antanut mahdollisuutta huomioida vuodenaikaista tai vuorokausittaista vaihtelua. Onnettomuusrekisteriin tallennetun hirvikolariaineiston spatiaalisen tarkkuuden parantuminen mahdollistaisi tarkemman tutkimuksen toteuttamisen eri puolilla Suomea, erilaisissa tienvarsimaisemissa. Tässä tutkimuksessa liikennemäärä ja hirvikanta oli vakioitu tutkimusasetelmalla, mutta niiden huomioiminen mahdollistaisi todellisen riskiarvion tekemisen eri tieosuuksille vuorokausittaisen ja vuodenaikaisen vaihtelun mukaan.

5 Kiitokset

Kiitos Milla Niemelle ja Veli-Matti Väänäselle työn ohjaamisesta ja arvokkaista kommentteista. Kiitos Hannu Ridalle suuresta avusta tutkimusmenetelmän toteutuksessa ja Mikko Vastarannalle paikkatietoavusta ja kommentteista. Suuri kiitos tutkimukseen osallistuneille SRVA -henkilöille ja aineiston keruussa auttaneelle Helsingin yliopiston luonnontieteelliselle keskusmuseolle. Erityiskiitos vielä Lauralle ja Aaronille kannustuksesta ja tuesta.

Lähteet

- Aarnio, J. 2007. Hirvieläinvahingot teillä, metsissä ja pelloilla. Julkaisussa: Härkönen, S. & Hiedanpää, J. (toim). Poliittinen hirvi – yhteiskuntatieteellisen hirvitutkimuksen haasteet. Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja 47, Saatavissa: <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2007/mwp047.pdf>. s. 34–36.
- Ballard, W. B., Whitman, J. S. & Daniel, J. 1991. Population Dynamics of Moose in South-Central Alaska. *Wildlife Monographs*(114): 3-49.
- Barbone, F., McMahon, A., Davey, P., Morris, A., Reid, I., McDevitt, D. & MacDonald, T. 1998. Association of road-traffic accidents with benzodiazepine use. *Lancet* 352(9137): 1331-1336.
- Bashore, T., Tzilkowski, W. & Bellis, E. 1985. Analysis of Deer-Vehicle Collision Sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49(3): 769-774.
- Bjorneraas, K., Solberg, E. J., Herfindal, I., Van Moorter, B., Rolandsen, C. M., Tremblay, J. et al. 2011. Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology* 17(1): 44-54.
- Bruggeman, J. E., Garrott, R. A., White, P. J., Watson, F. G. R. & Wallen, R. 2007. Covariates affecting spatial variability in bison travel behavior in Yellowstone National Park. *Ecological Applications* 17(5): 1411-1423.
- Bunnefeld, N., Boerger, L., van Moorter, B., Rolandsen, C. M., Dettki, H., Solberg, E. J. & Ericsson, G. 2011. A model-driven approach to quantify migration patterns: individual, regional and yearly differences. *Journal of Animal Ecology* 80(2): 466-476.
- Burt, W., H. 1943. Territoriality and home-range concept as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* (24): 346-352.
- Cederlund, G. & Sand, H. 1994. Home-Range Size in Relation to Age and Sex in Moose. *Journal of mammalogy* 75(4): 1005-1012.
- Cederlund, G. N. & Okarma, H. 1988. Home Range and Habitat use of Adult Female Moose. *Journal of Wildlife Management* 52(2): 336-343.
- COST341. 2003. Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C. & Boitani, L. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore

habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 366(1578): 2642-2651.

Danks, Z. D. & Porter, W. F. 2010. Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose-Vehicle Collisions in Western Maine. *Journal of Wildlife Management* 74(6): 1229-1241.

Davies, K., Margules, C. & Lawrence, K. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81(5): 1450-1461.

Dussault, C., Poulin, M., Courtois, R. & Ouellet, J. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12(4): 415-425.

Ericsson, G. & Wallin, K. 1996. The impact of hunting on moose movements. *Alces 32 - Including Papers from the 32nd North American Moose Conference and Workshop 32(-)*: 31-40.

Farrell, J., Irby, L. & McGowern P. 2002. Strategies for ungulate-vehicle collisions mitigation. *Intermountain Journal of Science* 8(1): 1-18.

Finder, R., Roseberry, J. & Woolf, A. 1999. Site and landscape conditions at white-tailed deer vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44(2-3): 77-85.

Found, R. & Boyce, M. S. 2011. Predicting deer-vehicle collisions in an urban area. *Journal of environmental management* 92(10): 2486-2493.

Fraser, E. & Thomas, R. 1982. Moose vehicle accidents in Ontario: Relation to highway salt. *Wildlife society Bulletin* 10(3): 261-265.

Geist, V. 1963. On the behaviour of the North American moose (*Alces alces andersoni* Peterson 1950) in British Columbia. *Behaviour* 377-416.

Grosman, P. D., Jaeger, J. A. G., Biron, P. M., Dussault, C. & Ouellet, J. 2011. Trade-off between road avoidance and attraction by roadside salt pools in moose: An agent-based model to assess measures for reducing moose-vehicle collisions. *Ecological Modelling* 222(8): 1423-1435.

Gundersen, H. & Andreassen, H. P. 1998. The risk of moose *Alces alces* collision: A predictive logistic model for moose-train accidents. *Wildlife Biology* 4(2): 103-110.

Gunson, K. E., Chruszcz, B. & Clevenger, A. P. 2006. What feature of the landscape and highway influence ungulate vehicle collisions in the watershed of the Central Canadian Rocky mountains: a fine-scale perspective. Recent Work, road Ecology Center, John Muir Institute, Montana State University

- Gunson, K. E., Mountrakis, G. & Quackenbush, L. J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of environmental management* 92(4): 1074-1082.
- Haikonen, H. & Summala, H. 2001. Deer-vehicle crashes - Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21(3): 209-213.
- Heikkinen, S. 2000. Hirven vuosi. Suomen riista. 46. painos. Gummerus Kirjapaino Oy, Helsinki. s. 82-91.
- Henriksson, L. 2007. Movement pattern of Moose (*Alces alces*) in southwestern Sweden in relation to highway traffic intensity. Division for nature & environment, Karlsads universitet.
- Hjeljord, O., Hovik, N. & Pedersen, H. 1990. Choice of Feeding Sites by Moose during Summer, the Influence of Forest Structure and Plant Phenology. *Holarctic Ecology* 13(4): 281-292.
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. 1989. *Applied Logistic Regression*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Hu Su-xian, Jiang Guang-shun, Ma Jian-zhang, Zhang Ming-hai & Liu Hui. 2013. Resource selection of moose (*Alces alces cameloides*) and their response to human disturbances in the northwestern slope of Lesser Khingan Mountains, northeastern China. *Journal of Forestry Research* 24(4): 727-734.
- Hubbard, M., Danielson, B. & Schmitz, R. 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64(3): 707-713.
- Ingestad, T. & Agren, G.,I. 1991. The Influence of Plant Nutrition on Biomass Allocation. *Ecological Applications* 1(2): 168-174.
- Javier Colino-Rabanal, V., Lizana, M. & Peris, S. J. 2011. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57(3): 399-409.
- Johnson, C., Parker, K., Heard, D. & Gillingham, M. 2002. A multiscale behavioral approach to understanding the movements of woodland caribou. *Ecological Applications* 12(6): 1840-1860.
- Kamei, T., Takeda, K., Izumiyama, S. & Ohshima, K. 2010. The effect of hunting on the behavior and habitat utilization of sika deer (*Cervus nippon*). *Mammal Study* 35(4): 235-241.
- Katila, M. 2006. Empirical errors of small area estimates from the multisource national forest inventory in Eastern Finland. *Silva Fennica* 40(4): 729-742.

- Krauss, J., Schmitt, T., Seitz, A., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. 2004. Effects of habitat fragmentation on the genetic structure of the monophagous butterfly *Polyommatus coridon* along its northern range margin. *Molecular ecology* 13(2): 311-320.
- Krisp, J. M. & Durot, S. 2007. Segmentation of lines based on point densities - An optimisation of wildlife warning sign placement in southern Finland. *Accident Analysis and Prevention* 39(1): 38-46.
- Kukkonen, M., Rita, H., Hohnwald, S. & Nygren, A. 2008. Treefall gaps of certified, conventionally managed and natural forests as regeneration sites for Neotropical timber trees in northern Honduras. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2163-2176.
- Latombe, G., Fortin, D. & Parrott, L. 2014. Spatio-temporal dynamics in the response of woodland caribou and moose to the passage of grey wolf. *Journal of Animal Ecology* 83(1): 185-198.
- Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J., Courtois, R., Poulin, M. & Breton, L. 2008. Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management* 72(5): 1094-1100.
- Lavsund, S. & Sandegren, F. 1991. Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* (27): 118-126.
- Leblanc, Y., Bolduc, F. & Martel, D. 2005. Upgrading a 144-km section of highway in prime moose habitat: where, why and how to reduce moose vehicle collisions. Road Ecology Center, John Muir Institute of the Environment, UC Davis
- Leblond, M., Dussault, C. & Ouellet, J. 2010. What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. *Ecography* 33(6): 1102-1112.
- Lehtonen, J. T. 2013. Occurrence of the introduced black rat (*Rattus rattus*) and its potential effects on endemic rodents in southeastern Madagascar. Academic dissertation University of Helsinki, Unigrafia, Helsinki 2013. 17-18 s.
- LeResche, R., E. 1974. Moose migrations in North America. *Naturaliste Canadien* 101(-): 393-415.
- Liikennevirasto. 2013. Hirvieläinonnettomuudet maanteillä 2012. Saatavissa: http://www2.liikennevirasto.fi/julkaisut/pdf3/lti_2013-05_hirvielainonnettomuudet_maanteilla_2012_web.pdf 2014:(24.2):
- Malo, J., Suarez, F. & Diez, A. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41(4): 701-710.
- McCaskie, P. A. 2012. A comprehensive modeling framework for epidemiological outcomes and a simulation-based approach to haplotypic analysis of

population-based data. <http://cran.r-project.org/web/packages/SimHap/SimHap.pdf> 2013:(09.20):

Miquelle, D. G. 1990. Why Dont Bull Moose Eat during the Rut. Behavioral Ecology and Sociobiology 27(2): 145-151.

Nathan, R., Getz, W. M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D. & Smouse, P. E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105(49): 19052-19059.

Neumann, W., Ericsson, G. & Dettki, H. 2009. The non-impact of hunting on moose *Alces alces* movement, diurnal activity, and activity range. European Journal of Wildlife Research 55(3): 255-265.

Neumann, W., Ericsson, G., Dettki, H. & Radeloff, V. C. 2013. Behavioural response to infrastructure of wildlife adapted to natural disturbances. Landscape and Urban Planning 114(-): 9-27.

Neumann, W., Ericsson, G., Dettki, H., Bunnefeld, N., Keuler, N. S., Helmers, D. P. & Radeloff, V. C. 2012. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. Biological Conservation 145(1): 70-78.

Nielsen, C., Anderson, R. & Grund, M. 2003. Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. Journal of Wildlife Management 67(1): 46-51.

Niemi, K.,M., Martin, A., Tanskanen, A. & Nummi, P. 2010. How efective are wildlife fences in preventing collisions with wild ungulates? IENE 2010 International Conference on Ecology and Transportation, Velence, Hungary

Niemi, M., Melin, M., Matala, J., Häggblom, K., Hokkanen, P., Tiilikainen, R. et al. 2013a. Peuroja vai kauriita - mitä peurakolaritilastot sisältävät? Suomen riista. 59. painos. Saarijärven offset Oy, Saarijärvi. s. 100-112.

Niemi, M., Tiilikainen, R. & Nummi, P. 2013b. Moose-vehicle collisions occur earlier in warm springs. Acta Theriologica 58(4): 341-347.

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.

Nygrén, T., Wallén, M. & Tykkyläinen, R. 2011. Ylä-Lapin aikaistettu hirvijahti syksyllä 2010. RKTL:n työraportteja

Olsson, M. P. O., Widen, P. & Larkin, J. L. 2008. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. Landscape and Urban Planning 85(2): 133-139.

- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. *Oikos* 114(2): 225-240.
- Pulliainen, E. 1974. Seasonal movements of moose in Europe. *Naturaliste Canadien* 101(-): 379-392.
- Pusenius, J. 2013. Hirven liikkeit. Julkaisussa: Nummi, P. & Väänänen, V.,-M. (toim). Suomalainen riistanhoito. Metsäkustannus. painos. Bookwell Oy, Helsinki. s. 34-35.
- R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.R-project.org 2013:(20/9):
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1991. *Biometria : tilastotiedettä ekologeille* />. Yliopistopaino, Helsinki.
- Risenhoover, K. L. 1986. Winter Activity Patterns of Moose in Interior Alaska. *Journal of Wildlife Management* 50(4): 727-734.
- Rita, H. & Komonen, A. 2008. Odds ratio: an ecologically sound tool to compare proportions. *Annales Zoologici Fennici* 45(1): 66-72.
- Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Herfindal, I., Van Moorter, B. & Saether, B. 2011. Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose: Is it all about population density? *Ecosphere* 2(10): 113.
- Sah, S. P., Rita, H. & Ilvesniemi, H. 2006. N-15 natural abundance of foliage and soil across boreal forests of Finland. *Biogeochemistry* 80(3): 277-288.
- Said, S., Tolon, V., Brandt, S. & Baubet, E. 2012. Sex effect on habitat selection in response to hunting disturbance: the study of wild boar. *European Journal of Wildlife Research* 58(1): 107-115.
- Seiler, A., Cederlund, G., Jernelid, H., Grängstedt, P. & Ringaby, E. 2003. The barrier effect of highway E4 on migratory moose (*Alces alces*) in the High Coast area, Sweden. *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - IENE*
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 371-382.
- Singh, N. J., Boerger, 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.
- Suomen riistakeskus. 2013. SRVA. <http://riista.fi/riistatalous/riistavahingot-ja-konfliktit/suurriistavirka-apu/> 2014:(24/2):

Suomen ympäristökeskus. 2011. Corine Land Cover 2006.
<http://geoportal.ymparisto.fi/meta/julkinen/dokumentit/CorineLandCover2006.pdf> 2012:(30/9):

– 2009. CLC2006 Finland. Final technical report.
<http://www.syke.fi/download/noname/%7BC7C849EB-3F4D-42AE-9A94-5B8069FFDFFB%7D/37641> 2013:(2/10):

Sweanor, P. & Sandegren, F. 1988. Migratory Behavior of Related Moose. *Holarctic Ecology* 11(3): 190-193.

Tabachnick, B. & Fidell, L. 1984. Using Multivariate Statistics. *Applied Psychological Measurement* 8(4): 471-471.

Tiehallinto. 2007. Aitojen suunnittelu Helsinki, Saatavissa:
alk.tiehallinto.fi/thohje/pdf/2100049-v-07-aitojensuunn.pdf Edita Prima Oy:2.3.2014.

Tilastokeskus. 2013. Tilastokeskuksen PX-Web-tietokannat.
http://pxweb2.stat.fi/database/StatFin/vrm/vaerak/vaerak_fi.asp 2014:(2/10):

Tomppo, E. 2006. The Finnish multi-source National Forest Inventory - Small area estimation and map production. *Forest Inventory: Methodology and Applications* 10195-224.

Van Der Zanden, E., H., Verburg, P., H. & Mucher, C.,A. 2013. Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecological Indicators* 27(-): 125-136.

Vanballe, V. & Peek, J. 1971. Radiotelemetry Studies of Moose in Northeastern Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 35(1): 63-71.

Väre, S. 2001. Follow-up research of moose and other wild animals at Pernaja European Highway E1. *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, September 24–28, Keystone, Colorado.*

Väre, S., Huhta, M. & Martin, A. 2003. Eläinten kulkujärjestelyt tiealueen poikki. *Tiehallinnon selvityksiä* 36

White, K., Testa, J. & Berger, J. 2001. Behavioral and ecologic effects of differential predation pressure on moose in Alaska. *Journal of mammalogy* 82(2): 422-429.

Yle uutiset. 2009. Navigaattorit varoittavat poroista.
http://yle.fi/uutiset/navigaattorit_varoittavat_poroista/5920071 2014:(4.9):

Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.

Suulliset tiedonannot

Hannu Rita, FT, lehtori, Helsingin yliopisto.

6 Liitteet

Liite 1

HIRVIKOLARILOMAKKEEN TÄYTTÖOHJEET

Yleistä

Keräämme sähköisellä lomakkeella SRVA-toimintaan osallistuvilta vapaaehtoisilta metsästäjiltä tietoja niistä hirvikolaripaikoista, joilla he ovat käyneet henkilökohtaisesti. Tietoja kerätään onnettomuuksista, jotka ovat tapahtuneet vuonna 2009 tai sen jälkeen.

Toivomme, että lomakkeelle merkitään vain sellaisia hirvikolaripaikkoja, joiden tapahtumapaikasta kirjaaja on ehdottoman varma. Mikäli tarkkuus heittää useita kymmeniä tai satoja metrejä, on parempi jättää havainto kokonaan kirjaamatta. Mitään kappalemääräistä rajaa kolaripisteiden kirjaamiselle ei ole – yksikin havainto on arvokas.

Tarkoituksenamme on riskimallien kehittämisen ohella verrata SRVA-vapaaehtoisten ilmoittamia tarkkoja kolaripaikkoja ja viralliseen onnettomuusrekisteriin tallennettua paikkatietoa. Näin saamme selville, kuinka suuria virheitä virallisen rekisterin tiedoissa on, ja pystymme edelleen arvioimaan rekisterin käyttökelpoisuutta hirvikolaririskin mallintamisessa.

Rekisterin arviointia varten tarvitsemme jokaiseen hirvikolariin liittyviä lisätietoja, joiden perusteella voimme yhdistää lomakkeella ilmoitetut ja rekisterissä olevat onnettomuudet toisiinsa. Tärkein lisätieto on kolarin tapahtuma-aika. Tarkkaa päivämäärää ei tarvitse muistaa, vaan esimerkiksi "alkutalvesta 2009" riittää useimmissa tapauksissa yksilöimään onnettomuuden. Mikäli tarkka päivämäärä (ja miksei myös kellonaika) ovat muistissa, on tiedot luonnollisesti hyvä merkitä mukaan. Lomakkeessa on myös kenttä, johon voi merkitä tarkentavia huomioita esimerkiksi tapahtumapaikasta tai olosuhteista.

Olemme saaneet havaintojenkeruulomakkeen käyttöömme Helsingin yliopiston Luonnontieteelliseltä keskusmuseolta. Lomake on tehty alun perin muihin kuin tämän tutkimuksen tarpeisiin, joten kaikki kysymyskentät eivät välttämättä tunnu loogisilta. Tämän vuoksi olemme luoneet "kohta kohdalta"-ohjeen, jossa selitetään, mitä mihinkin kysymyskenttään tulisi kirjata.

Teknisistä syistä johtuen kolaripisteet on tallennettava lomakkeelle yksitellen. Lomakkeen täyttö on kuitenkin helppoa, ja yhden havainnon tallentamiseen menee korkeintaan muutamia minuutteja.

Lomakkeella lähetetyt havainnot tallentuvat suoraan sähköiseen tietokantaan. Lisäksi osa tallennetuista tiedoista (mm kolaripaikka) jää kaikkien internetin käyttäjien näkyville. **Mikäli et halua että nimesi näkyy havainnon yhteydessä, seuraa erityisen tarkasti "Kuka olet?" kentän täyttöohjeita.** Lomakkeelle tallennettuja yhteystietoja ei koskaan julkaista internetissä.

Lomakkeeseen pääsee kirjoittamalla selaimen osoitekenttään seuraavan osoitteen:
<http://karhu.luomus.fi/havaintoilmoitin/hanke/nimi/hirvikolarit>

[Ja klikkaamalla kohtaa "Hirvikolarilomakkeelle"](#)

Osoitteessa avautuvalla etusivulla on linkki sekä kolaripaikkalomakkeeseen että ylityspaikkalomakkeeseen. Kolaripaikkalomake on näistä tärkeämpi, joten toivomme, että siirrytte tallentamaan hirvien käyttämiä tienylityspaikkoja vasta sen jälkeen, kun olette tallentaneet kolaritietoja.

1

1

Mitä havaitsit?

Laji:
hirkolari

Kuinka monta yksilöä tai kuinka runsas?
1 urosvasa

Kuvaile havaintoa (esim. mitä eläin teki? kukkiko kasvi?):
Vasa oli jäänyt rekan töytäisemäksi ja kuollut heti. Muistaakseni kolari tapahtui tammi- tai helmikuussa 2010. ...

piilota tarkka paikka ja aika

Klikkaa tähän rasti, jos haluat että tarkat paikka- ja aikatiedot tallentuvat tietokantaan, mutta eivät näy kaikille internetin käyttäjille.

Kirjaa tähän kenttään kolariin joutuneiden hirtien lukumäärä, erityisesti, jos auto on kolhinut useampaa kuin yhtä eläintä. Mikäli tiedossa on eläimen sukupuoli tai ikä (aikuinen/vasa), kirjaa myös ne. Uroksesta voi merkitä myös sarvipiikkien lukumäärän (esim. 3+3).

Tähän kenttään voi syöttää lisätietoja esimerkiksi jäljestystilanteesta. Erityisen tärkeää olisi kirjata arvio ajankohdasta, jos tarkkaa päivämäärää ei ole muistissa. Arvio voi tarvittaessa olla epätarkka, esim. "kesällä 2011". Tekstin ei tarvitse mahtua näkyvillä olevaan tilaan.

Missä?

Kunta:
Mik PAKOLLINEN

Mikkeli

Mikkeli Mlk riistanhoitoyhdistys

Voit merkitä havaintopaikan kartalle klikkaamalla →

Vielä tarkempi kuvaus, jonka perusteella tarkkan paikan voi
Kolari tapahtui keskellä kartalle merkittävä notkoa. Hirtet tulevat tielle yleensä ojan pohjoispuolta, ja samalla ...

Tähän kenttään tallennetaan tapahtumapaikan kunnan nimi. Kun ryhdyt kirjoittamaan kunnan nimeä, lomake avaa automaattisesti nimivalikon. Oikea kunta valitaan hiirellä klikkaamalla.

Tähän kenttään kirjoitetaan tapahtumapaikan riistanhoitoyhdistyksen nimi.

Tähän voi tallentaa erilaisia kolaripaikkaan liittyviä lisätietoja. Tekstin ei tarvitse mahtua tässä näkyvään tilaan.

2

**HUOM.! MERKITSE AINA TARKKA ONNETTOMUUSPAIKKA
KARTALLE KLIKKAAMALLA!**

Lomakkeen karttanäkymä aloitusilassa on seuraavanlainen:

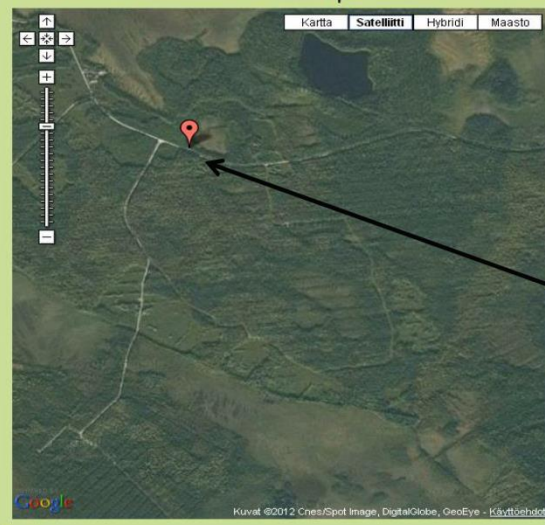
Näillä näppäimillä voit
liikkuu karttaikkunassa.



Voit lähentää tai loitontaa
karttanäkymää liikuttamalla
"vetoketjun" keskellä olevaa
painiketta hiirellä.

Ennen kuin merkitset havainnon,
varmistu, että karttanäkymä on
"satelliitti" muodossa. Näkymän
saa vaihdettua klikkaamalla
hiirellä painiketta. Hybridi-
valinnalla näkyvät mm teiden
nimet, joten sitä voi tarvittaessa
käyttää apuna tarkan kolaripaikan
hahmottamisessa.

Klikkaa karttaa niin että havaintopaikkaan ilmestyy ikoni Ikonin voi poistaa klikkaamalla sitä.



Zoomattu satelliittikuva
näyttää tältä. Punainen
"täppä" osoittaa
kuvitteellista
hirkolaripaikkaa.

Milloin? PAKOLLINEN

Tänään

Eilen

Aikaisemmin, milloin?

Jos et tiedät tarkkaa päivämäärää, valitse vaihtoehto "Tänään".

Kuka olet?

Nimesi:

Yhteystieto (sähköposti t

Lokakuu 2012

Ma	Ti	Ke	To	Pe	La
1	2	3	4	5	6
8	9	10	11	12	13
15	16	17	18	19	20
22	23	24	25	26	27
29	30	31			

Mikäli muistat kolarin päivämäärän, tallenna tieto "Aikaisemmin, milloin?" -kenttään. Kun tekstikenttää klikkaa, avautuu automaattisesti kalenteri. Kalenterin yläreunan oranssissa palkissa on nuolinäppäimet, joilla voi liikkua eteen tai taaksepäin. Päivämäärä valitaan kalenterista hiirellä klikkaamalla.

Milloin? PAKOLLINEN

Tänään

Eilen

Aikaisemmin, milloin?

Jos et tiedät tarkkaa päivää, kirjaa arvio.

Mikäli et muista tarkkaa päivämäärää, valitse päivämääräksi ylin vaihtoehto "Tänään". Tässä tapauksessa kirjaa muistinvarainen arvio (esim. "alkutalvella 2010") **lomakkeen alussa olevaan laatikkoon.**

Kuvaile havaintoa (esim. mitä eläin teki? kukkiko kasvi?):

Vasa oli jäänyt rekan töytäisemäksi ja kuollut heti. Aika oli muistaakseni tammikuussa 2010, ehkä helmikuun alussa. ...

Kuka olet?

Nimesi:

SRVA

PAKOLLINEN

Yhteystieto (sähköposti tai muu):

Oikea nimeni on Hannu Hirvenpyytäjä.
Minut tavoittaa parhaiten puhelimella.
0400 123 456

Nimeäsi ja yhteystietojasi tarvitaan, mikäli havainnosta pitää kysyä lisätietoja. Yhteystietoja ei julkaista verkossa, eikä käytetä mainostamiseen. Nimi näkyy aina havainnon mukana; nimettömät havainnot katsotaan yleensä epäluotettaviksi.

Mikäli et halua, että nimesi näkyy internetissä havainnon yhteydessä, kirjoita tähän kenttään tunnus SRVA. Jos käytät SRVA-tunnusta, kirjoita oikea nimesi "Yhteystieto"-laatikkoon.

Kirjaa tähän laatikkoon myös jokin yhteystieto siltä varalta, että joudumme pyytämään havainnoista lisätietoja tai että Onnetar suosii kirja-arvonnassa.

Tallenna havainto

Klikkaa lopuksi hiirellä harmaata tallennuspainiketta, niin tiedot tallentuvat tietokantaan. Tallentamisen jälkeen voit aloittaa uuden havainnon kirjaamisen.

Liite 2

Liite 2. Ympäristömuuttujien käsittely ja käytetyt työkalut

Muuttuja	Aineisto	Käytetyt työkalut ArcMap 10.0
Agri	Corine 2006	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Inhab	Corine 2006	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Water	Corine 2006	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Forest	Corine 2006	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Mire	Corine 2006	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Peatland forest	Corine 2006	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Dem	Korkeusmalli	1)Extract value to points
Slope	Korkeusmalli	1) Slope 2) extract value to points
D_river	Uomaverkko(Maastokarttarasteri	1) Near
D_inhab	Rakennukset (Corine 2006)	1) Near
D_edge	Metsänreunataso (Corine 2006)	1) Near
Age 0_6	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Age 6_25	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Age _25_65	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Age _65	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
m³_0_4	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
m³_4_25	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
m³_25_50	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
m³_50_100	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
m³_100_200	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
m³_200	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Spruce	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Pine	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points
Birch	MVMI	1)Reclassify, 2) zonal statistics 3) extract value to points