



Turun yliopisto
University of Turku

Vieraslaji valkohäntäpeuran (*Odocoileus virginianus*) aiheuttamat satovahingot kauralle (*Avena sativa*)

Maria Perkkola

Ekologia
pro gradu -tutkielma
Laajuus: 30 op

Ohjaajat:
Sami Aikio
Satu Ramula

19.4.2023
Turku

Turun yliopiston laatu järjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu
Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä.

Pro gradu -tutkielma

Pääaine: Ekologia

Tekijä: Maria Perkkola

Otsikko: Vieraslaji valkohäntäpeuran (*Odocoileus virginianus*) aiheuttamat satovahingot kauralle (*Avena sativa*)

Ohjaajat: Sami Aikio ja Satu Ramula

Sivumäärä: 47 sivua + liitteet 4 sivua

Päivämäärä: 19.4.2023

Vieraslajit ovat yksi tämän hetken suurimmista uhista biodiversiteetille. Ne voivat myös aiheuttaa erilaisia sosiaalisia, taloudellisia, ekologisia ja terveydellisiä haittoja. Valkohäntäpeura (*Odocoileus virginianus*) on Suomeen Pohjois-Amerikasta tuotu vieraslaji, jonka kanta on kasvanut huomattavasti viimeisten vuosikymmenten aikana. Suomessa valkohäntäpeurat aiheuttavat erityisesti kolareita sekä metsätuhoja. Lisäksi riistavahinkokisterin mukaan valkohäntäpeuran aiheuttamat maatalousvahingot ovat kasvaneet viime vuosina merkittävästi ja niistä maksetaan riistavahinkolain mukaisia korvauksia. Tämän tutkimuksen tarkoitus on selvittää miten valkohäntäpeura vaikuttaa kauran (*Avena sativa*) satoon. Samalla tutkin valkohäntäpeurojen vaikutusta rikkakasviyhteisöihin sekä valkohäntäpeurahavaintojen määrää eri habitaattien välillä. Tutkimuksen aineisto kerättiin kesällä 2021 valkohäntäpeuran tiheään kannan alueelta Pirkanmaalta. Tutkimuspelloille, joilla viljeltiin kevätkauraa, pystytettiin yhteensä 18 kpl 2 x 2 m kokoista ja noin 1,2 m korkeaa verkkoaitausta heti kylvön jälkeen. Jokaista aitausta kohden valittiin verrokkiruudut n. 6 m aitausten ulkopuolelta ja pelloille asetettiin riistakamerat. Rikkakasvien peittävyys laskettiin kokeen lopetuksen yhteydessä aidatuille ja aitaamattomille alueille. Satovahingot määritettiin kokeen alkupuolella ja kokeen lopulla laskemalla katkotut korret aitaamattomilta alueilta. Sadon määrä laskettiin aitaamattomilta ja aidatuilta aloilta kokeen lopussa keräämällä tuleentuneen kauran röyhyt ja punnitsemalla kuivatut jyvät. Lisäksi riistakameradatasta laskettiin valkohäntäpeurahavainnot ja alueille laskettiin metsäisyys sekä peltoisuus. Eroa satovahinkojen määrässä kokeen alussa ja lopussa tutkittiin Mann-Whitneyn U -testillä. Valkohäntäpeurojen vaikutusta kauran satoon ja rikkakasvien peittävyyteen tutkittiin lineaarisilla sekamalleilla ja rikkakasvilajien yhteisörakennetta aitaamattomien ja aidattujen alueiden välillä tutkittiin NMDS-ordinaation avulla. Peurahavaintojen määrää selvitettiin suhteessa alueiden peltoisuuden, metsäisyyden, aitaamattomien alueiden kauran sadon ja satovahinkojen määrän kanssa. Satovahinkoja oli huomattavasti enemmän kokeen lopussa ja sato oli pienempi aitaamattomilla alueille. Rikkakasviyhteisöissä tai niiden peittävydessä ei ollut eroja aitaamattomien ja aidattujen alueiden välillä. Valkohäntäpeurahavaintojen määrä korreloi negatiivisesti metsäisyyden ja sadon määrän kanssa sekä positiivisesti vahinkojen määrän kanssa. Tutkimuksen tulosten perusteella valkohäntäpeurat aiheuttavat maatalousvahinkoja laiduntamalla kauraa ja heikentävät siten satoa. Valkohäntäpeurahavaintojen määrä oli suurempi sellaisilla aloilla, joilla on enemmän peltoalaa ja pienempi sellaisilla aloilla, joilla on enemmän metsäalaa. Tutkimuksen tulokset eivät kuitenkaan osoita, että valkohäntäpeurat muuttaisivat rikkakasvien diversiteettiä tai peittävyyttä. Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat selvästi, että valkohäntäpeurat aiheuttavat maatalousvahinkoja kauran satotappioiden muodossa. Tulevaisuudessa tarvitaankin tehokkaampia tapoja valkohäntäpeurojen aiheuttamien maatalousvahinkojen vähentämiseksi.

Avainsanat: vieraslaji, valkohäntäpeura, *Odocoileus virginianus*, satovahingot, kaura, *Avena sativa*

Master's thesis

Subject: Ecology

Authors: Maria Perkkola

Title: Damages in oat (*Avena sativa*) by the invasive white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*)

Supervisors: Sami Aikio and Satu Ramula

Number of pages: 51 pages

Date: 19.4.2023

Alien species pose a significant threat to biodiversity, and their presence can have negative social, economic, ecological, and health impacts. The white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), an introduced species from North America, has experienced a substantial population growth over the last few decades in Finland, where it has been responsible for car crashes and forest damage. Moreover, its damages to agriculture have increased, leading to an increase in compensation payments under the Game Damage Act (Riistavahinkolaki). This study investigates the effects of white-tailed deer on oat (*Avena sativa*) yield and on agricultural weed communities, as well as explores what factors are associated with deer sightings in different habitats. The data were collected in the summer of 2021 in the high-population area of Pirkanmaa, southern Finland. To investigate the effects of white-tailed deer on oat yield, 18 fenced study areas (2 x 2 x 1,2 m) were established immediately after sowing. Unfenced control areas were chosen 6 meters away from the fenced areas, and trail cameras were installed to determine the frequency of deer sightings. Weeds Weed species abundance were assessed in both fenced and control areas at the end of the study. Agricultural damages (the number of damaged oats stems) were recorded at the beginning and end of the study, and oat yield was determined by collecting oat panicles and weighing the grains. Differences in agricultural damages between the beginning and end of the study were evaluated using the Mann-Whitney U test. The effects of white-tailed deer on oat yield and on weed abundance were analyzed using linear mixed models, and differences in weed community composition between areas were evaluated using NMDS ordination. The number of deer sightings was analyzed in relation to arable land cover, forest cover, oat yield in the unfenced areas, and crop damage. Agricultural damages were greater at the end of the study than early in the growing season, and oat yield was smaller in the unfenced areas compared to that of the fenced ones. Neither the cover nor composition of weed communities differed between the fenced and unfenced areas, suggesting that white-tailed deer may not influence weed communities. The number of white-tailed deer sightings was negatively correlated with forest cover and crop yield, and positively correlated with agricultural damages. These results indicate that white-tailed deer causes agricultural damage by grazing oat, resulting in reduced crop yields. In conclusion, this study provides evidence that white-tailed deer causes agricultural damages in the form of oat crop losses, highlighting the need for more effective methods to prevent such damages in the future.

Key words: invasive species, white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, crop damage, oat, *Avena sativa*

Sisälllys:

1	Johdanto	1
1.1	Vieraslajit	1
1.2	Ilmastonmuutos: vieraslajit ja maanviljely	2
1.3	Peltoviljely	3
1.4	Herbivoria ja sen vaikutukset kasviyhteisöihin	3
1.5	Hirvieläimet vahinkojen aiheuttajina	5
1.6	Valkohäntäpeurakanta ja -tiheys	5
1.7	Valkohäntäpeuran vieraslajina: vahingot ja maatalous	7
1.8	Tutkimuksen tavoitteet	9
2	Aineisto ja menetelmät	11
2.1	Tutkimuslajit	11
2.1.1	Valkohäntäpeura	11
2.1.2	Kaura	12
2.2	Tutkimusalueet	12
2.3	Koeasetelma	13
2.4	Valkohäntäpeuran tunnistaminen riistakameran kuvista	15
2.5	Rikkakasvien ja niiden peittävyden määrittäminen	16
2.6	Satovahinkojen määrittäminen	17
2.7	Sadon määrittäminen	18
2.8	Aineistojen analysointi ja tilastolliset menetelmät	19
3	Tulokset	21
3.1	Satovahingot	21
3.2	Rikkakasviyhteisöt	22
3.3	Peurahavainnot	23
4	Pohdinta	25
4.1	Kevätviljan sato	25
4.2	Rikkakasvien runsaus ja lajisto	28
4.3	Peurahavaintojen määrä suhteessa eri habitaatteihin	29

4.4	Tulevaisuus	31
	Kiitokset.....	33
	Lähteet	34
	Liitteet.....	43
	Liite 1. Koepeltokohtaiset keskiarvot sadon painosta.	43
	Liite 2. Rikkakasviaineistoon perustuvassa ordinaatiossa käytetyt kasvilajien lyhenteet sekä niiden suomenkieliset nimet ja tieteelliset nimet.	44
	Liite 3. Koepeltokohtaiset peltoisuudet, metsäisyydet ja riistakamerahavainnot.	46

1 Johdanto

1.1 Vieraslajit

Vieraslajit muodostavat yhden suurimmista tämänhetkisistä uhista luonnon monimuotoisuudelle eli biodiversiteetille (Mollot ym. 2017). Vieraslajeilla tarkoitetaan sellaisia eliölajeja, jotka eivät ole tietylle alueelle alkuperäisiä, vaan ne ovat levinneet uudelle alueelle ihmisen myötävaikutuksella leviämisseen, kuten mantereen tai vuoriston yli (Niemivuo-Lahti 2012; Russell & Blackburn 2017). Osa lajeista on siirretty tahallisesti ja osa tahattomasti esimerkiksi painolastivesien mukana (Cristescu ym. 2001). Tästä erona ovat tulokaslajit, joilla tarkoitetaan eliölajeja, jotka ovat siirtyneet uudelle alueelle itsestään ilman ihmisen apua, esimerkiksi luontaisen levinneisyysalueen laajenemisen seurauksena (Niemivuo-Lahti 2012; Russell & Blackburn 2017). Esimerkiksi merimetso (*Phalacrocorax carbo*) on levinnyt luontaisesti takaisin Suomeen ja on näin ollen tulokaslaji eikä vieraslaji (Niemivuo-Lahti 2012).

Jotkin vieraslajit sopeutuvat hyvin uuteen ympäristöönsä ja muodostavat nopeasti elinvoimaisen kannan. Nopeasti lisääntyvä kanta voi aiheuttaa huomattavan uhan paikallisille lajeille esimerkiksi vähentämällä alueen biodiversiteettiä ja sitä kautta muuttamalla ekosysteemipalveluita, tai esimerkiksi lisäämällä lajien välistä kilpailua ja levittämällä tauteja (Mooney & Cleland 2001; Forman 2003; Charles & Dukes 2008; Beltrán-Beck ym. 2012). Vieraslajit voivat aiheuttaa myös erilaisia sosiaalisia, taloudellisia, ekologisia tai terveydellisiä haittoja. Jos haitat arvioidaan kyllin merkittäviksi, voidaan laji luokitella haitalliseksi vieraslajiksi, mistä voi seurata tavoite lajin hävittämiseksi tai leviämisen estämiseksi (Niemivuo-Lahti 2012). Haitallisten vierastajien torjunta aiheuttaakin suuria taloudellisia kustannuksia ja on myös yksi luonnonsuojelun tärkeimpiä tavoitteita biodiversiteetin ylläpitämiseksi.

Suomessa vieraslajilaki määrittelee kansallisesti haitalliset vieraslajit (Laki vieraslajeista aiheutuvien riskien hallinnasta 2015/1709) ja Euroopan unionin vieraslajiasetus määrittelee EU:n vieraslajit sekä haitalliset vieraslajit (Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus haitallisten vieraslajien tuonnin ja leviämisen ennalta ehkäisemisestä ja hallinnasta 2014/1143). Vieraslajisäädökset eivät koske tulokaslajeja. Suomessa on vuoden 2016 tietojen mukaan noin 160 haitalliseksi määriteltyä vieraslajia (Lehtiniemi ym. 2016).

1.2 Ilmastonmuutos: vieraslajit ja maanviljely

Ilmastonmuutoksen odotetaan muuttavan merkittävästi biodiversiteettiä ja aiheuttavan muutoksia lajien geneettisessä koostumuksessa, fenologiassa sekä levinneisyydessä muuttaen näin lajien vuorovaikutussuhteita ja ekosysteemipalveluita (Root ym. 2002). Ilmastonmuutos saattaa lisätä vieraslajien levintää uusille alueille tai vahvistaa jo elinvoimaisia kantoja lisäten sosiaalisia, taloudellisia, ekologisia tai terveydellisiä haittoja (Mainka & Howard 2010). Vieraslajien lisäksi ilmastonmuutos onkin toinen tämän hetken suurimmista uhista biodiversiteetille (Walther ym. 2002).

Vieraslajit ovat tyypillisesti runsaslukuisia, kun taas monet paikalliset lajit ovat harvinaisempia. Monilla vieraslajeilla on myös ominaisuuksia, jotka eroavat paikallisista lajeista. Esimerkiksi monet vieraskasvilajit sietävät erilaisia ilmasto-olosuhteita ja niillä on usein laaja levinneisyysalue, jolloin ne pystyvät sopeutumaan ilmastonmuutokseen paikallisia lajeja paremmin (Clements & Ditommaso 2011). Ilmastonmuutos kuitenkin vaikuttaa lajeihin eri tavoin. Esimerkiksi haitallisen vieraslajin haitallisuus voi vähentyä muuttaen sen vieraslajiksi tai paikalliset lajit voivat levitä laajemmalle alueelle. Kuitenkin vieraslajien aiheuttama lisääntynyt kilpailu, saalistus, laidunnus, loiset ja taudit vaikuttavat huomattavasti paikallisten lajien menestykseen (Mack ym. 2000; Roy ym. 2019).

Ilmastonmuutos voi vaikuttaa keskeisesti myös erilaiseen maankäyttöön, kuten maanviljelyyn. Ilmastonmuutoksen on ennustettu lisäävän sään ääriolosuhteita, kuten rankkasateita sekä kuivia ja kuumia jaksoja, jotka voivat vaikuttaa suoraan kasvien kasvuun ja samalla lisätä tuhoeläinten ja kasvitautien määrää ja lajistoa (Altieri ym. 2015). Kuivat ja kuumat kaudet vähentävät viljojen satoa ja myös vähälumiset talvet voivat heikentää varsinkin syysviljojen satoisuutta (Rinta-Tassi 2014; Lesk ym. 2022). Toisaalta Suomessa ilmastonmuutoksen seurauksena kasvukausi voi pidentyä ja viljakasveja voidaan viljellä myös nykyistä pohjoisempana, mikä lisää satoisuutta (Peltonen-Sainio ym. 2010).

Haitallisia vieraslajeja, jotka vaikuttavat maanviljelyyn, ovat esimerkiksi kasvipatogeenit ja viljelykasvien tuhohyönteiset (Paini ym. 2016). Ilmastonmuutos saattaa edesauttaa näiden lajien levintää ja näin ollen vaikuttaa huomattavasti myös maatalouteen. Vieraslajien ja ilmastonmuutoksen aiheuttamat ekosysteemivaikutukset ovatkin epävarmoja, ja vieraslajien levintää tulisi tarkastella myös ilmastonmuutoksen näkökulmasta (Hulme 2017).

1.3 Peltoviljely

Peltoviljelyllä tarkoitetaan peltokasvien viljelyä pelloilla. Suomessa viljeltyjä peltokasveja ovat esimerkiksi erilaiset viljakasvit kuten kaura (*Avena sativa*), ruis (*Secale cereale*), ohra (*Hordeum vulgare*) ja vehnä (*Triticum aestivum*), öljykasvit eli rapsi (*Brassica napus* ssp. *oleifera*) ja rypsi (*Brassica rapa* ssp. *oleifera*) sekä herne (*Lathyrus oleraceus*), peruna (*Solanum tuberosum*), kumina (*Carum carvi*), härkäpapu (*Vicia faba*) ja sokerijuurikas (*Beta vulgaris* ssp. *vulgaris* var. *altissima*). Vuonna 2021 viljakasveista viljeltiin eniten ohraa ja toiseksi eniten kauraa (Luonnonvarakeskus 2021). Kokonaisuudessaan viljojen viljely kattaa hieman yli puolet koko viljellystä alasta.

Tehostunut maatalous on yksipuolistanut viljelyä, ja viljamonokulttuuri on yleistynyt maailmanlaajuisesti. Monokulttuuriviljely on jatkuvaa viljelyä, jossa samalla peltolohkolla viljellään samaa kasvilajia monina peräkkäisinä vuosina. Tämä voi pahimmassa tapauksessa esimerkiksi laskea maaperän tuottavuutta, aiheuttaa eroosiota, sotkea peltojen vesitaloutta ja altistaa kasvit tuhoeläimille sekä kasvitaudeille (Aman 2020). Näitä ongelmia voidaan koettaa hillitä harjoittamalla viljelykiertoa (Nissinen ym. 2003). Viljelykiertossa samalla peltolohkolla viljellään eri kasveja peräkkäisinä vuosina. Myös suorakylvön harjoittaminen kynnön ja kevytmuokkauksen sijasta voi auttaa esimerkiksi vähentämään maaperän eroosiota sekä hiilidioksidipäästöjä, parantamaan veden laatua ja nostamaan maaperän tuottavuutta (Derpsch ym. 2010). Kuitenkin jokaisessa viljelymenetelmässä on omat riskinsä ja etunsa.

1.4 Herbivoria ja sen vaikutukset kasviyhteisöihin

Herbivoria eli kasvinsyönti on ravinnonkäytön muoto, jossa ravintona käytetään pääasiassa kasveja. Herbivorialla on biomassan poistamisen lisäksi monia vaikutuksia esimerkiksi kasvien kasvuun ja selviytymiseen, kukintaan, siementen kehittymiseen ja satoisuuteen (Begon ym. 1996). Herbivoria ei aina vaikuta samalla tavalla, vaan vaikutusten laajuutta määrittää esimerkiksi se, missä kohtaa kasvukautta kasvia syödään (fenologia) ja mitä osaa kasvista syödään (eri solukot). Myös herbivorian intensiteetti ja taajuus vaikuttavat vaurioiden laajuuteen (Morris ym. 2016).

Koska kasvit ovat sessiileitä eliöitä, ne eivät pysty liikkumaan ja näin ollen pakenemaan saalistajaansa. Siksi niille on kehittynyt monia puolustusmekanismeja. Kasvit voivat puolustautua esimerkiksi fyysisillä puolustusrakenteilla kuten piikeillä tai karvoilla. Lisäksi monilla kasveilla on erilaisia kemiallisia puolustusmekanismeja ja ne voidaan vielä jakaa

akuutteihin ja indusoituviin mekanismeihin (Morris ym. 2016). Kasvit pystyvät harvoin täysin kompensoimaan herbivorian aiheuttamia vahinkoja, mutta ne voivat minimoida niitä esimerkiksi allokoimalla resursseja puolustautumisen ja lisääntymisen välillä tai sie-tämällä herbivoriaa erilaisin fysiologisin ja morfologisin keinoin (Rosenthal & Kotanen 1994; Redmond ym. 2019).

Herbivoria vaikuttaa kasviyhteisöjen lajirikkauteen ja -koostumukseen suoraan solukko-vaurioiden ja kasvikuolleisuuden kautta (Averill ym. 2018). Herbivoria voi vaikuttaa kas-viyhteisöihin myös epäsuorasti muuttamalla kasvien välistä kilpailua (Augustine & McNaughton 1998). Valikoiva herbivoria voi esimerkiksi vähentää dominoivia kasvila-jeja, jolloin useammat lajit voivat elää rinnakkain tai se voi muuttaa vieraslajien osuutta kasviyhteisöissä vähentämällä paikallisten kasvilajien rikkautta. Myös sukkession kehi-tyskaari saattaa muuttua, jos herbivoria kohdistuu esimerkiksi vain sukkession alun tai lopun kasvilajeihin. Herbivorit voivat näin toiminnallaan vaikuttaa avainasemassa kas-viyhteisöjen koostumuksen ja ekosysteemipalveluihin.

Näennäiskilpailulla tarkoitetaan epäsuoraa vuorovaikutussuhdetta, jossa saalistajan kautta lajien välille syntyy negatiivinen vuorovaikutus (Holt & Bonsall 2017). Näennäis-kilpailua voi olla esimerkiksi tilanne, jossa kahden tai useamman saalislajin välillä on epäsuora kilpailu, joka aiheutuu siitä, kun saalistajan paine kohdistuu erityisesti vain yh-teen saalislajiin (Holt & Bonsall 2017). Yksi esimerkki näennäiskilpailusta on tilanne, jossa kahdesta kirvalajista toinen lisääntyy voimakkaammin. Tämä johtaa siihen, että lep-päkerttu, joka saalistaa näitä kirvoja, menestyy paremmin ja pystyy saalistamaan tehok-kaammin. Tämä puolestaan vähentää heikommin lisääntyvän kirvalajin populaatioti-heyttä. Vaikka tässä tapauksessa näennäiskilpailu tapahtuu saalistajan välityksellä, se voi olla vaikeaa erottaa todellisesta kilpailusta, joka tapahtuu suoraan kyseisten saalislajien välillä. Valikoiva herbivoria voi myös lisätä näennäiskilpailua ja muuttaa siten lajidi-versiteettiä (Eubanks & Finke 2014). Vieraskasvilajit voivat myös syrjäyttää kotoperäiset kasvilajit lisäämällä kotoperäisten herbivorien painetta kotoperäisiin kasveihin näennäis-kilpailun avulla (Orrock ym. 2008). Näennäiskilpailua heijastuu myös moniin muihin ekologisiin ongelmiin, kuten maatalouden tuholaisten torjuntaan, sairauksien dynamiik-kaan ja uhanalaisten lajien suojeluun.

1.5 Hirvieläimet vahinkojen aiheuttajina

Hirvieläimet ovat Suomessa arvostettu riistavara ja metsästys onkin harrastusmuoto, joka hyväksytään myös yhteiskunnallisesti. Saaliin liha-arvon lisäksi metsästys tuottaa esimerkiksi virkistysarvoa, joka edistää terveyttä ja pitää populaatiokokoja kurissa. Metsästyksen lisäksi hirvieläimet vaikuttavat myös muilla tavoin yhteiskuntaan ja ekosysteemiin. Hirvieläimet aiheuttavat esimerkiksi taloudellisia menetyksiä metsä- sekä viljelystuhojen kautta ja hirvieläinkolareihin kuolee myös vuosittain ihmisiä. Hirvieläimet voivat myös toimia sekundaarisina isäntäeläiminä puutiaisille (*Ixodes ricinus*) sekä taigapunkeille (*Ixodes persulcatus*) ja levittää puutiaisia, jotka kantavat puutiaisaivokuume-virusta (TBEV), uusille alueille (Tonteri ym. 2016).

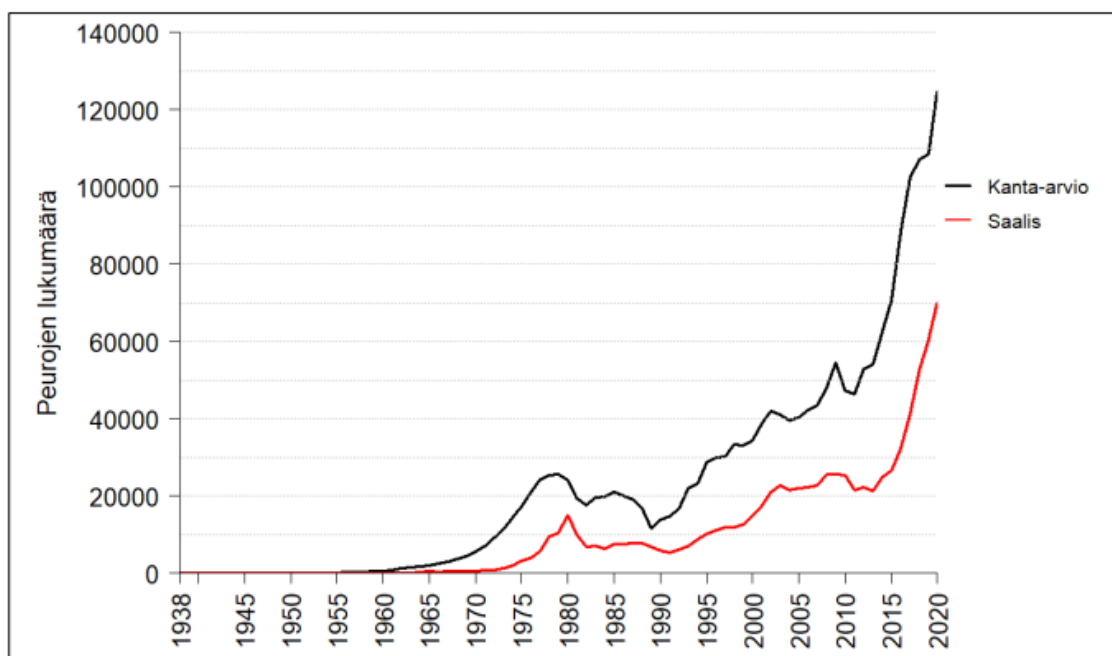
Suomessa esiintyy luonnonvaraisena viisi hirvieläinlajia: hirvi (*Alces alces*), valkohäntäpeura (*Odocoiles virginianus*), metsäkauris (*Capreolus capreolus*), metsäpeura (*Rangifer tarandus fennicus*) ja kuusipeura (*Dama dama*). Kaikki Suomen hirvieläimet käyttävät kesällä ravinnokseen pääosin ruohovartisia kasveja, millä voi olla lajistollista vaikutusta kasviyhteisöjen koostumukseen (Kunttu ym. 2021). Näiden vähäisen talvisaatavuuden vuoksi kaikkien ravinnossa on myös puuvartisia kasveja. Pienemmät hirvieläimet keskittyvät enemmän varpukasvillisuuteen. Suurimmat vahingot taimikoille aiheuttaa hirvi ja toiseksi todennäköisin tuhonaiheuttaja on valkohäntäpeura (Nikula 2021). Metsäpeura ei uhkaa taimikoita ja kuusipeuran levinneisyysalue on niin pieni, että tuhot jäävät vähäisiksi. Metsäkauris voi aiheuttaa pienimuotoisia tuhoja nuorissa taimikoissa.

Vuonna 2022 hirvikannan arvioitu koko oli noin 81 000 yksilöä ja valkohäntäpeurakan arvioitu koko oli noin 109 000 yksilöä (Aikio & Pusenius 2022; Luonnonvarakeskus 2022). Ison kokonsa vuoksi hirvi tarvitsee Suomessa laiduntavista hirvieläimistä eniten ravintoa. Kuitenkin myös populaatiokoko vaikuttaa ravinnon kokonaiskulutukseen. Vaikka valkohäntäpeurat ovat huomattavasti hirveä pienempiä, on niiden populaatiokoko suurempi. Valkohäntäpeura keskittyy myös hirveä enemmän maatalousympäristöihin ja runsastunut kanta aiheuttaa yhä enemmän vahinkoja viljelyksille. Tallomisen, valikoivan herbivorian ja ulosteiden ravinteiden seurauksena valkohäntäpeurat voivat muuttaa myös elinympäristöjä ja ekosysteemejä.

1.6 Valkohäntäpeurakanta ja -tiheys

Valkohäntäpeura on Suomeen vuonna 1934 tuotu vieraslaji (Kekkonen ym. 2016). Ensimmäisellä kerralla Pohjois-Amerikan Minnesotasta tuotiin vain neljä yksilöä, kolme

naarasta ja yksi uros (Kekkonen ym. 2012). Valkohäntäpeuroja tuotiin Suomeen toisen kerran 1940-luvulla, mutta näiden yksilöiden selviytymisestä ja lisääntymisestä ei ole tietoja (Poutanen 2020). Alkuperäisen neljän Suomeen tuodun valkohäntäpeurayksilön kanta on runsastunut huomattavasti viime vuosikymmenien aikana, vaikka kehitys olikin aluksi hidasta (Kuva 1). Uusimman koko maan kanta-arvion mukaan Suomessa oli noin 109 000 valkohäntäpeurayksilöä talven 2021–2022 jahdin jälkeen, joka oli noin 9,5 % pienempi verrattuna edelliseen vuoteen (Aikio & Pusenius 2022). Valkohäntäpeurakan-
 nan tiheimmät alueet sijoittuvat Varsinais-Suomen, Satakunnan sekä Pohjois- ja Etelä-Suomen riistakeskusalueille ja leviävät idemmäksi sekä pohjoisemmaksi lauhempien talvien myötä. Kannan koko pieneni kaikilla näillä alueilla viime vuodesta ja suurin yksilömääräinen muutos oli Satakunnassa.



Kuva 1. Valkohäntäpeurakan ja metsästämällä kaadettujen valkohäntäpeurojen määrän kasvu Suomessa vuosien 1938–2020 välillä (Matala ym. 2021).

Vuodesta 2016 valkohäntäpeuran kanta-arviot on tehty käyttämällä bayesilaiseen tilastotieteeseen perustuvaa populaatiomallia. Tämä malli huomioi metsästäjien arvion kannan koosta ja saaliin lisäksi esimerkiksi vasatuoton, ikä- ja sukupuolijakauman sekä kuolleiden yksilöiden määrän peurakolarien ja ilvesten aiheuttamina. Kanta-arvioita voidaan tehdä myös esimerkiksi uloste- ja ilmalaskennoilla sekä riistakolmiolaskennalla (Camargo-Sanabria & Mandujano 2011; Riistakolmiot n.d.). Nämä menetelmät ovat

kuitenkin työläitä ja saattavat muuttua yhä epävarmemmiksi leutojen ja lumettomien talvien myötä.

Valkohäntäpeuran kannanhoidollinen metsästys on kannan suurin rajoittava tekijä ja vuoden 2021 arvioitu saalismäärä oli noin 74 000 yksilöä (Aikio & Pusenius 2022). Tämän lisäksi kantaa rajoittavat luonnollinen kuolema, saalistajat ja kolarit. Metsästyksellä voidaan vaikuttaa huomattavasti kannan rakenteeseen, jonka riistahallinto pyrkii ottamaan huomioon lupia myöntäessään (Riistainfo n.d.). Metsästystä pyritään myös kohdistamaan sellaisiin yksilöihin, joiden luonnollinen kuolevuus on korkea, ettei metsästys vaikuta negatiivisesti kannan sukupuoli- ja ikärakenteeseen (Wikström 2018). Suuret ja tiheät populaatiot lisäävät kolareita sekä metsä- ja maatalousvahinkoja.

1.7 Valkohäntäpeuran vieraslajina: vahingot ja maatalous

Tähänastiset Suomessa toteutetut valkohäntäpeuratuhon koskeneet tutkimukset ovat liittyneet pääasiassa joko hirvieläinten aiheuttamiin metsätuhoihin tai kolareihin, eikä valkohäntäpeuroja ole käsitelty erikseen (Niemi 2016; Ryyppö 2016; Matala ym. 2021). Jos vertaillaan kaikkia hirvieläimiä Suomessa, ovat valkohäntäpeurat useimmiten osallisena kolareissa. Kolarit ovat vain harvoin johtaneet ihmishenkien menetykseen, mutta taloudelliset menetykset ovat suuria. Vuonna 2021 Suomessa tapahtui yhteensä 13953 riistannonnettomuutta, joissa 6607:ssä valkohäntäpeura oli osallisena, 23:ssa kuusipeura oli osallisena, 1680:ssä hirvi oli osallisena, 76:ssa metsäpeura oli osallisena ja 5537:ssä metsäkauris oli osallisena (Tilastokeskus 2022). Hieman yli 47 %:ssa kolareista valkohäntäpeura oli osallisena, kun taas muut hirvieläimet olivat osallisena yhteensä hieman yli 52 %:ssa kaikista onnettomuuksista.

Hirvi aiheuttaa Suomessa eniten taimikkovaiheen metsätuhon, mutta myös valkohäntäpeurat käyttävät ravinnokseen nuoria taimikoita ja voivat aiheuttaa paikallisesti suuria vahinkoja (Matala 2020). Taimikon varhaisvaiheen tuhot voivat tappaa osan taimista, kun taas toisten kasvu hidastuu. Tulevaisuudessa tuhot saattavat näkyä myös puutavaran laadun heikentymisenä. Hirvieläinten aiheuttamien metsätuhon taloudellisesta vaikutuksesta ei ole yhtenäistä tietoa, mutta on arvioitu, että hirvieläinten aiheuttamat suorat metsätaloustaloudelliset vahingot ovat noin 50 miljoonan euroa vuodessa (Matala ym. 2021).

Metsätuhon lisäksi valkohäntäpeurat aiheuttavat maanviljelystuhon, joita on tutkittu esimerkiksi Pohjois-Amerikassa, josta laji on kotoisin. Tutkimuksissa on osoitettu, että valkohäntäpeurat vaikuttavat negatiivisesti esimerkiksi maissin ja soijapavun satoon

(Stewart ym. 2007; Begley-Miller & Cady 2015). Laidunnetut soijapavut tuottivat 74 % vähemmän siemeniä ja niiden biomassa oli 47 % matalampi kuin laiduntamattomien (Begley-Miller & Cady 2015). Kuitenkin satovahinkoihin vaikuttaa huomattavasti myös peltojen sijainti. Pellot, jotka ovat lähempänä metsää, kärsivät enemmän satovahingoista (Stewart ym. 2007).

Toisin kuin esimerkiksi Pohjois-Amerikassa, Suomessa ”hirvieläimen aiheuttamana viljelysvahinkona korvataan pellolle, puutarhalle, taimistoviljelmälle ja kootulle sadolle aiheutunut vahinko” (Riistavahinkolaki 2009/105). Valkohäntäpeurojen aiheuttamista maanviljelysvahingoista voi siis saada jonkin näköistä osviittaa maksettujen korvausten perusteella. Kuitenkaan varsinaisia tutkimuksia maatalousvahingoista ei ole tehty. Valkohäntäpeurat syövät hanakasti oraalla olevaa viljaa ja oraiden kuoliaaksi tallominen on vielä herbivoriaakin tappiollisempaa, koska herbivoria harvoin tappaa kasvia täysin. Myös lakoontuneen viljan syöminen aiheuttaa huomattavia tappioita. Kasvivahinkojen lisäksi valkohäntäpeurat saattavat repiä esimerkiksi peruna- tai mansikkaviljelysten suojamuovit rikki, mistä aiheutuu lisäkustannuksia maanviljelijälle (Tuominen 2018). Pelloilla ruokaillessa valkohäntäpeurat ulostavat viljan joukkoon, mikä voi aiheuttaa puintivaiheessa ongelmia (Kairikko & Ruola 2004).

Riistavahinkorekisterin (2021) mukaan valkohäntäpeuran aiheuttaman maatalousvahingot ovat kasvaneet viime vuosina merkittävästi ja ohittaneet jopa hirven aiheuttamat vahingot. Maa- ja metsätalous ministeriön ylläpitämän riistavahinkotietokannan datan mukaan tiheän valkohäntäpeurakannan alueille keskittyneitä maatalousvahinkokorvauksia maksettiin vuonna 2020 yhteensä 425 401 euroa. Kuitenkin työläs hakemusten täyttäminen, suuri omavastuuosuus ja epävarmuus korvauspäätöksen hyväksymisestä vähentää hakemusten määrää. Todellisuudessa maatalousvahingot saattavatkin olla huomattavasti riistavahinkorekisterin kautta ilmoitettuja suurempia (Matala ym. 2021).

Suorien taloudellisten vahinkojen lisäksi riski valkohäntäpeuran aiheuttamille tuhoille ohjaa viljelijöitä valitsemaan sellaisia viljelyslajeja ja lajikkeita, jotka kärsivät vahingoista vähiten, ovat edullisia viljellä tai joita valkohäntäpeurat eivät käytä yhtä paljon ravinnoksi. Tämä voi pahimmassa tapauksessa johtaa monokulttuuriin ja vähentää diversiteettiä. Tämän takia uusia erikoiskasveja ei oteta kasvatukseen ja myös kaupallinen kilpailu saattaa vääristyä. Viljelmien aitaaminen sekä suojaaminen aiheuttaa myös enemmän kuluja ja vie aikaa (Kairikko & Ruola 2004; Tuominen 2018). Viljelijät siis luopuvat

kaikkein tuottavimmista kasveista ja lajikkeista, jolloin vaihtoehtoiskustannus on suurempi vähemmän alttiiseen viljelykasviin siirtymisessä.

1.8 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää, aiheuttavatko valkohäntäpeurat satovahinkoja kauralle. Kaura on Suomen toiseksi viljellyin viljakasvi, jota käytetään monipuolisesti rehu- ja elintarvikekäyttöön (Luonnonvarakeskus 2021). Valkohäntäpeuran aiheuttamia maanviljelystuhoja ei ole systemaattisesti tutkittu Suomessa, eivätkä Pohjois-Amerikassa toteutetut tutkimukset ole suoraan verrannollisia Suomen tilanteeseen, koska populaatiotiheydet sekä ravintokasvit ovat erilaiset. Suomessa hirvieläinten aiheuttamista viljelys- ja satovahingoista maksetaan riistavahinkolain mukaisia korvauksia (Riistavahinkolaki 2009/105). Tämän takia tulisikin tutkia maatalousvaikutuksia ja arvioida tuhojen suuruutta. Tulosten perusteella voidaan arvioida korvausmäärään oikeellisuutta, parantaa vahinkojen torjuntaa suunnittelulla ja arvioida valkohäntäpeurakannan tiheystavoitteita.

Tutkin valkohäntäpeuran aiheuttamia satovahinkoja ja vaikutuksia rikkakasviyhteisöihin vertailemalla aitaamattomia ja aidattuja peltokoealoja. Tutkimuskysymykseni ja hypoteesini ovat:

1. Miten valkohäntäpeura vaikuttaa kevätiljan satoon? Tutkimushypoteesini on, että valkohäntäpeurat aiheuttavat maatalousvahinkoja laiduntamalla oraalla olevaa kauraa, mikä hidastaa satokasvin kasvua ja heikentää satoa. Tämä johtuu oletettavasti suorasta laidunnuksen aiheuttamasta mekaanisesta vahingosta. Samalla viljelykasvit kärsivät tallomisesta.
2. Onko aidattujen ja aitaamattomien alueiden välillä eroa rikkakasvien runsaudessa ja lajistossa? Toinen tutkimushypoteesi on, että valkohäntäpeurat voivat muuttaa myös kasvidiversiteettiä aidattujen ja aitaamattomien alueiden välillä siten, että aitaamattomilla alueilla on enemmän rikkakasveja. Diversiteettierot voivat johtua siitä, että valkohäntäpeurat suosivat tiettyjä lajeja. Samalla valkohäntäpeurat voivat ulosteen mukana kuljettaa rikkakasvien siemeniä.
3. Onko valkohäntäpeurahavaintojen määrässä eroja eri habitaattien (peltoisuus ja metsäisyys) välillä kasvukaudella? Tutkimushypoteesini on, että aloilla, joilla on enemmän peltoalaa, on enemmän valkohäntäpeuroja, ja aloilla, joilla on enemmän metsäalaa, on

vähemmän valkohäntäpeuroja. Valkohäntäpeurat elävät metsissä, mutta suurempi pelto-ala tarjoaa enemmän ravintoa, jolloin myös peurahavaintoja saattaa olla enemmän.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimuslajit

2.1.1 Valkohäntäpeura

Valkohäntäpeura on kooltaan keskikokoinen hirvieläin. Sen säkäkorkeus vaihtelee 85–130 cm välillä ja ruumiin pituus on 150–200 cm välillä. Urokset ovat naaraita suurempia painaen jopa 170 kg, kun taas naaraat painavat alle 100 kg. Valkohäntäpeuran kesäkarva on punaruskea ja talvikarva harmahtava. Tärkeimmät tuntomerkit ovat kuitenkin vaalea peräpeili sekä pitkähäkky, alta vaalea häntä (Kairikko & Ruola 2004).

Valkohäntäpeurat tulevat sukukypsiksi ylivuotisina (noin 1,5-vuotiaina), mutta 4,5–8,5-vuotiaina niiden lisääntyminen on tehokkainta (Vikström 2018). Urokset kasvattavat sarvet vuosittain kiima-ajan alkuun mennessä loka-joulukuussa ja pudottavat ne tammi-maaliskuussa. Valkohäntäpeurausten sarvet ovat usein ns. tulppaanisarvet, mutta myös muita tyyppisiä tavataan. Naaras tulee kiimaan marraskuussa, ja sen mahdollisuus hedelmöityä kestää vain noin vuorokauden verran. Jos naarasta ei astuta onnistuneesti tällä aikavälillä, voi se tulla uusintakiimaan 25–30 päivän päästä. Jos astuminen ei onnistu silloinkaan, voi kiima jatkua edelleen kevääseen.

Naaraan tiineys kestää noin kuusi ja puoli kuukautta, ja se vasoo toukokuun alusta kesäkuun alkuun yksi tai kaksi vasaa (Kairikko & Ruola 2004). Emät imettävät vasojaan syksyyn, jonka jälkeen ne vieroittuvat. Vasat kuitenkin seuraavat emiään vielä vähintään ensimmäisen vuoden muodostaen emä-vasa-laumoja (Smith 1991). Jos ylivuotiset vasat seuraavat emiään, jotka ovat vasoneet uudestaan, voi muodostua laajojakin laumoja. Aikuiset valkohäntäpeurat elävät pääasiassa yksin kesäisin, mutta talvisin nekin muodostavat pieniä laumoja.

Valkohäntäpeurat tarvitsevat elinalueekseen sellaisia metsiköitä, joista löytyy tarpeeksi tiheää kasvillisuutta suojaksi ja tarpeeksi aluskasvillisuutta ravinnoksi. Valkohäntäpeuroilla on erilliset talvi- ja kesälaitumet. Talvella ne käyttävät ravinnoksi pääasiassa katajaa, mustikkaa ja muita lumen alta löytyviä kasveja. Kesällä ne syövät pensaiden ja puiden versoja, varpuja sekä ruohovartisia kasveja ja oraita (Kairikko & Ruola 2004).

2.1.2 Kaura

Kaura on itsepölytteinen yksivuotinen heinäkasvi, joka kasvaa noin 70–120 cm korkeaksi (OIT 1964). Kauran varsi on ontto korsi, jonka nivelet ovat täyteisiä solmuja. Tupelliset sekä ruodittomat lehdet ovat korressa vuorottain ja ne ovat vartta lyhyempiä. Kukintoa kutsutaan röyhyksi ja siinä on kaksikukkaisia tähkylöitä (OIT 1964). Tähkylät voivat olla vihneellisiä tai vihneettömiä lajikkeesta riippuen. Siemenet sijaitsevat helpeiden ja kaleiden ympäröimänä röyhyissä. Suomessa kauran voi sekoittaa haitalliseen yksivuotiseen vieraslajiin, hukkakauraan (*Avena fatua*). Hukkakauran torjumisesta on annettu laki, joka velvoittaa torjumaan hukkakauraa ja estämään sen leviämistä, jotta kasvintuotantoa voidaan edistää (Laki hukkakauran torjunnasta 2002/185).

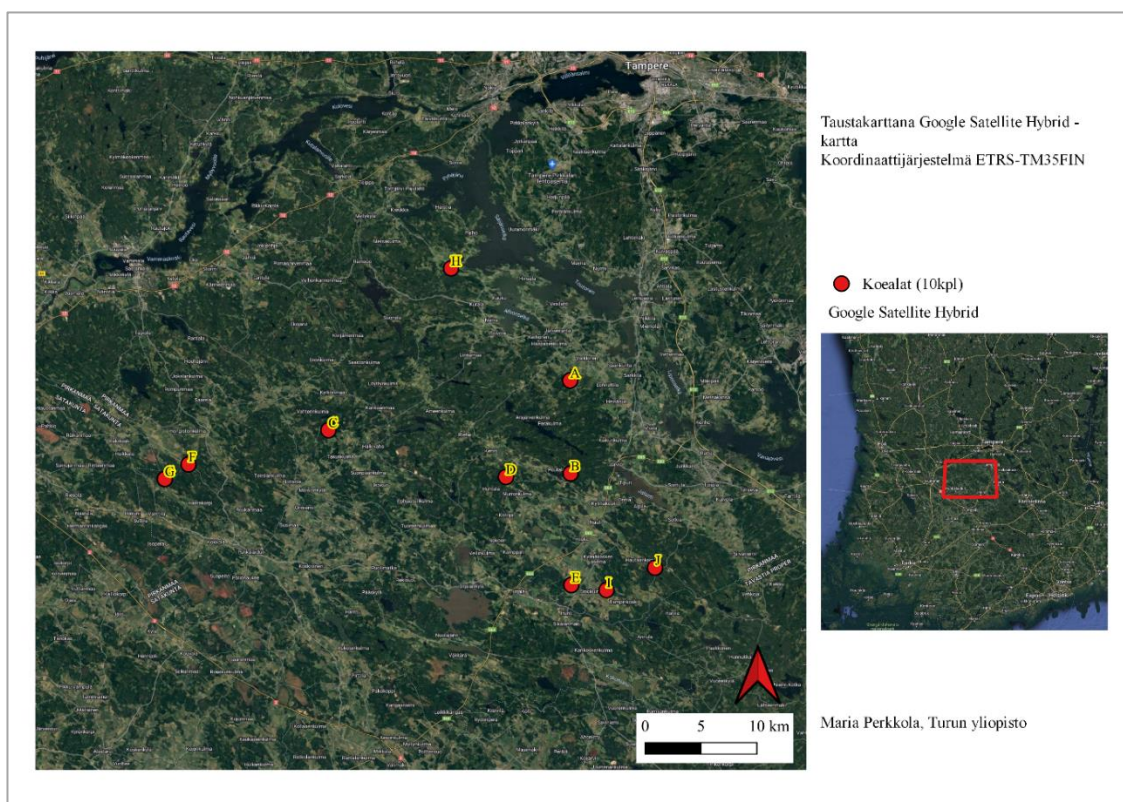
Kaura kestää muita viljoja paremmin kylmyyttä, joten se sopii hyvin viljeltäväksi Suomen olosuhteissa. Kylvö tapahtuu keväisin, jolloin puhutaan kevätviljasta, koska kaura pystyy itämään jo 3–5 celsiusasteessa. Kylvö voidaan toteuttaa suorakylvöllä, kynnöllä tai kevytmuokkauksella ja yleinen kylvötiheys on 400–550 itävää siementä neliometriä kohden riippuen kylvöajasta ja maalajista (VYR 2013). Kauraa voidaan kasvattaa monenlaisilla maalajeilla, mutta peltolohkon valinnassa tulee huomioida kauran muita viljoja suurempi vedentarve (VYR 2013). Kaura ei ole herkkä maaperän pH:n suhteen, mutta eloperäisillä mailla lakoriski tulee huomioida lannoituksessa ja korrensäätöaineissa (VYR 2013).

Zadoksin asteikon mukaan kauran kasvu koostuu yhdeksästä eri vaiheesta: itämisestä, orastumisesta, versomisesta, korrenkasvuvaiheesta, lippulehtivaiheesta, kukinnasta, maitovaiheesta, taikinavaiheesta ja tuleentumisesta (Zadoks ym. 1974). Tuleentumisen jälkeen sato on valmis puitavaksi. Puiminen ajoittuu yleensä noin 95–100 vuorokauden päähän kylvöstä, riippuen lajikkeesta (Ruokatieto n.d.). Kauralla esiintyy *Fusarium*-sienten aiheuttamia punahomeita, jotka tuottavat ihmisille sekä eläimille myrkyllisiä hometoksiineja ja heikentävät sadon laatua (Koivisto 2017). Satoa heikentää myös erilaiset sienitaudit, virustaudit, rikkakasvit, tuhoeliöt ja viljan lakoontuminen. Rikkakasveja torjutaan yleisesti versomisvaiheen ruiskutuksella.

2.2 Tutkimusalueet

Tutkimus toteutettiin työryhmänä, jossa oli itseni lisäksi tutkijoita Luonnonvarakeskuksesta. Tutkimusalueet sijaitsivat tiheän valkohäntäpeurakannan alueilla Pirkanmaalla. Tutkimuspeltoja haettiin Luonnonvarakeskuksen aiempien kontaktien sekä Maa- ja metsätaloustuottajien Keskusliiton (MTK) paikallisyhdistyksistä

saatujen viljelijöiden yhteystietojen kautta. Tutkimukseen valikoitui kymmenen kevätiljapeltoa, joissa viljeltiin kauraa ja joissa oli riski valkohäntäpeuran aiheuttamille satovahingoille. Näihin peltoihin päädyttiin Luonnonvarakeskuksen ja maanviljelijöiden yhteistyönä, eikä peltoja saatu tätä enempää mukaan. Kaura valikoitui tutkimuskohteeksi, koska se on Suomen toiseksi viljellyin viljakasvi ja koska valkohäntäpeurat ovat myönnettyjen korvausten perusteella aiheuttaneet yleisesti vahinkoa kaurasadoille (Matala ym. 2021; Riistavahinkorekisteri 2021). Yksityisyyden suojan takia tutkimuksessa ei esitetä viljelijöiden nimiä, vaan jokaiselle koepellolle on luotu oma kirjaintunnisteensa (Kuva 2).

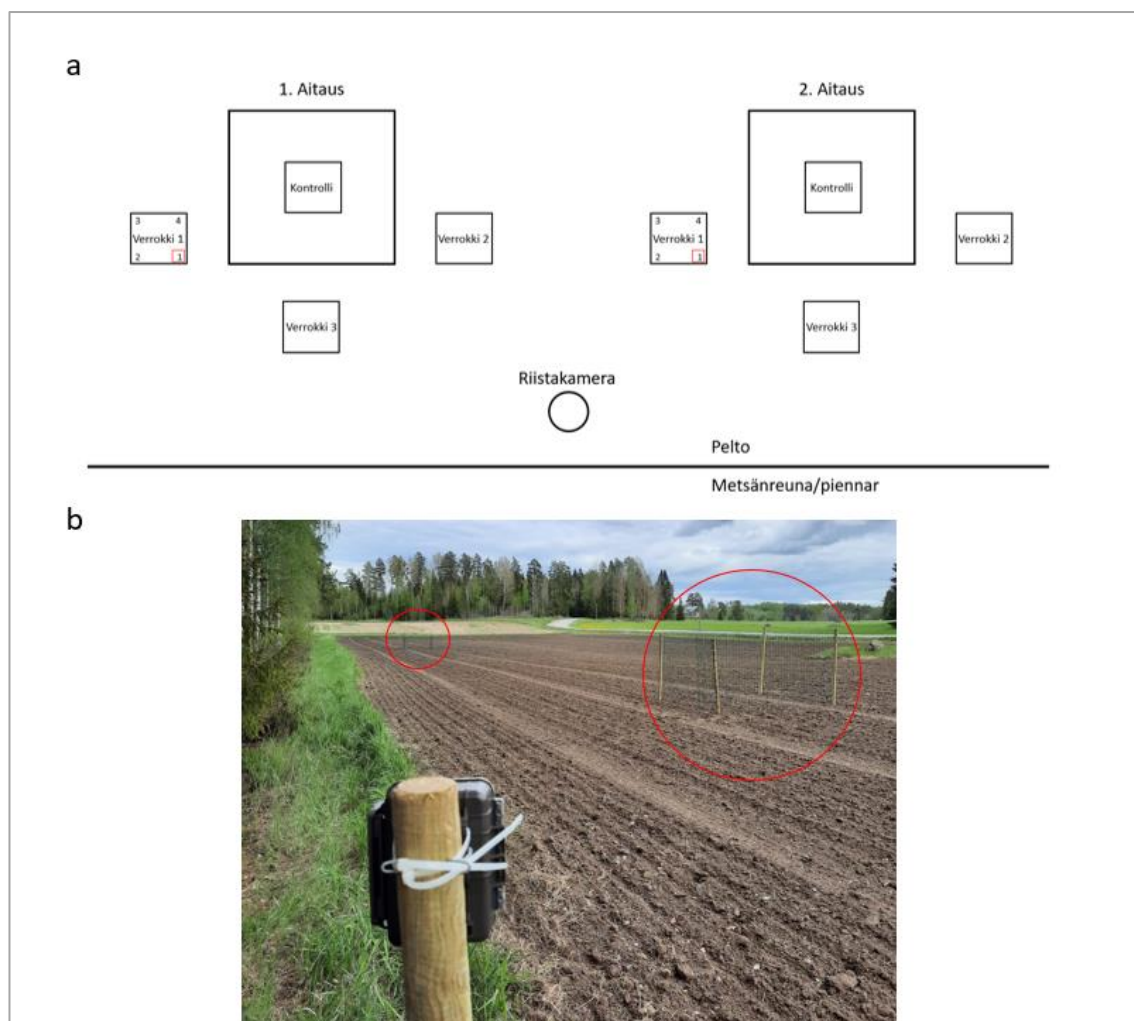


Kuva 2. Koepeltojen sijainnit Pirkanmaalla. Koepellot merkitty punaisella pisteellä ja jokaisen pisteen vieressä sitä kuvaava kirjaintunnus.

2.3 Koasetelma

Tutkimuspelloille pystytettiin työryhmän kanssa yhteensä 18 kpl 2 x 2 m kokoista ja noin 1,2 m korkeaa verkkoaitausta heti kylvön jälkeen, ennen kuin kaura oli oraalla ja altis vahingoille. Isommille koepelloille A-E ja H-J pystytettiin kaksi aitausta peltoa kohden ja pienille pelloille G-F pystytettiin yksi aitaus peltoa kohden (Kuva 3). Aitaukset sijoiti-

tettiin metsänpuoleiselle reunalle tai muuhun sellaiseen kohtaan, joka tiedettiin valkohäntäpeuravahingoille alttiiksi. Pellot, jotka ovat lähempänä metsää, kärsivät enemmän sato-
vahingoista (Stewart ym. 2007). Jokaista aitausta kohden valittiin myös verrokkiruudut
noin 6 m aitauksen ulkopuolelta. Näitä alueita ei aidattu, vaan maahan painettiin aitatolp-
pien sijaintia vastaavat kuopat verrokkiruutujen uudelleenlöytämistä helpottamaan. Ai-
tausten lisäksi jokaiselle koepellolle asetettiin riistakamera. Koeasetelma on esitetty ku-
vassa 3.



Kuva 3. (a) Hahmotelma koeasetelmasta. Jokainen aitaus on 2 x 2 m kokoinen. Nume-
roilla merkitty aitaukset yksi ja kaksi. Jokaista aitausta kohden aitauksen ulkopuolella
kolme verrokkiruutua ja aitauksen sisällä kontrolliruutu. Jokainen ruutu on 1 x 1 m ala.
Jokaisen verrokkiruudun kulmissa lisäksi 20 x 20 cm syöntialueet, jotka on merkitty nu-
meroilla ja ensimmäinen ympyröity punaisella. Näiltä alueilta laskettiin katkenneiden
korsien määrät. (b) Havainnollistava kuva koeasetelmasta, jossa punaisella ympyröity ai-
taukset.

2.4 Valkohäntäpeuran tunnistaminen riistakameran kuvista

Seurasin tutkimuksessa riistakameroiden (Uovision GREEN30) tuottamaa kuvamateriaalia, ja sen avulla määritin, mikä laji aiheutti satovahinkoja. Kamera toimii passiivisella infrapunatunnistimella (passive infrared, PIR), jossa on 15 m kantama, 0,22 sekunnin vasteaika ja 30 MP kuvan tarkkuus. PIR-tunnistimet tunnistavat lämmönlähteen liikkeestä aiheutuvat infrapunasäteilyn nopeat ja voimakkaat vaihtelut. Toimintaan tarvitaan siis sekä liikettä että lämpötilaeroa (Welbourne ym. 2016). Kameroissa oli 16 GB muistikortit, joihin kuvat tallentuivat. Koska kamerat toimivat paristoilla, tarkistin kameroiden latauksen säännöllisesti, noin joka toinen viikko. Samalla vaihdoin kameroihin uudet muistikortit ja kävin läpi edellisen tarkastuksen jälkeen kertyneen kuvamateriaalin.

Jokaiselle pellolle asetettiin yksi riistakamera. Kamerat asetettiin kuvaamaan kohti aidattuja alueita siten, että kuvaan osui mahdollisimman laaja alue. Kuvaussuunnalla ja kameran asettelulla pyrittiin välttämään häiriöitä, kuten auringon noususta (koillinen) ja las-kusta (luode) aiheutuvia varjoja, joiden takia kamera pyrittiin suuntaamaan pohjoiseen. Kamerat suunnattiin myös poispäin metsäautoteistä, jotta liikenne ei aiheuttaisi turhia kuvia. Myös heiluva kasvillisuus ja kiinnityksen nippusiteiden päät otettiin huomioon (Apps & McNutt 2018).

Valkohäntäpeuran tärkeimmät tuntomerkit ovat vaalea peräpeili sekä pitkähäkko (20–35 cm), alta puhtaan valkoinen häntä. Jos häntä on alhaalla, muodostuu häntäkarvoista valkoinen v-kuvio, joka erottuu kauas (Kairikko & Ruola 2004). Valkohäntäpeuran erottaa hännän lisäksi esimerkiksi metsäkauriista koon avulla. Metsäkauris on huomattavasti valkohäntäpeuraa pienempi ja kesäturkki on myös ruskehtavampi verrattuna valkohäntäpeuraan. Riistakameroiden kuvamateriaali oli pääosin selkeää, ja yksittäisiä tapauksia lukuun ottamatta tunnistus kuvista onnistui helposti (Kuva 4). Suurin osa havainnoista oli valkohäntäpeurahavaintoja (82 %) ja vain 18 % havainnoista oli muita eläimiä.



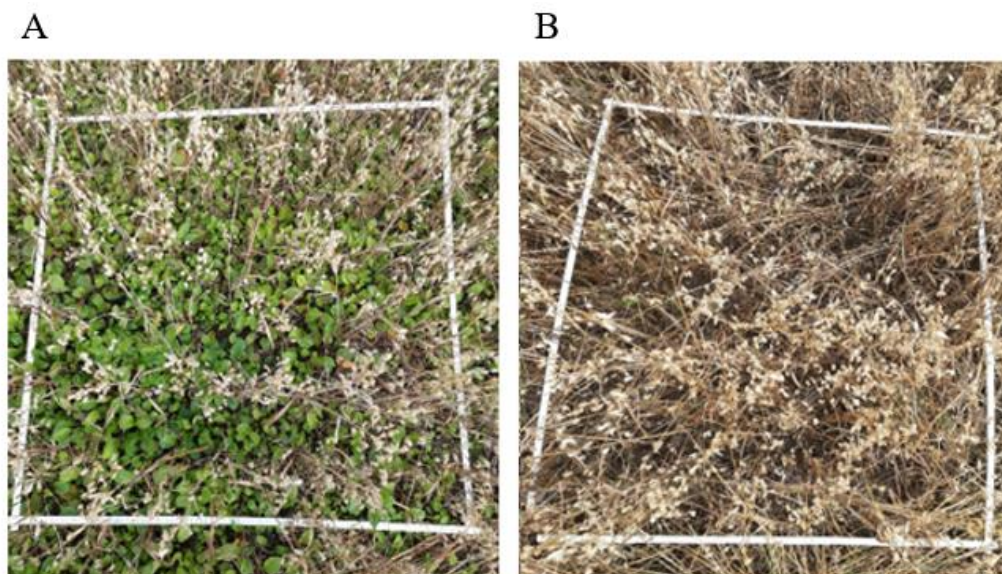
Kuva 4. Kaksi valkohäntäpeuraa riistakameran kuvassa 2.6.2021 kello 10:16. Kuvassa näkyy selkeästi tärkeimmät tuntomerkit, vaalea peräpeili sekä pitkähäkö, alta valkoinen häntä.

2.5 Rikkakasvien ja niiden peittävyuden määrittäminen

Valmistauduin kasvillisuusinventointiin keräämällä kattavan luettelon maatalousympäristöjen rikkakasveista ja perehtymällä niiden tunnistamiseen (Farmit.net; Viljelijänberner.fi; Hankkija.fi). Varsinainen lajitunnistus tapahtui maastossa aluksi ohjaajan avustuksella ja sen jälkeen yksin, oman listan sekä kasvioiden avulla (Hackman ym. 1998; Hiitonen ym. 2005; Mossberg ym. 2007). Käytin maastossa myös Luomuksen aineistoon perustuvaa Retkikasvio-sovellusta (Luomus 2021). Jos jokin kasvi jäi tunnistamatta, keräsin alueiden ulkopuolelta vastaavan talteen, jotta pystyin pyytämään tunnistamiseen apua myöhemmin.

Tutkimuksen lopetuksen yhteydessä tunnistin rikkakasvilajit verrokkiruuduille yksi, kaksi ja kolme sekä aitauksen sisäpuolella olevalle kontrolliruudulle (Kuva 3; Kuva 5). Ensimmäinen verrokkiruutu sijaitsi aitauksen vasemmalla puolella, noin kuuden metrin etäisyydellä aitauksesta ja toinen verrokkiruutu oikealla puolella samalla etäisyydellä. Kolmas verrokkiruutu sijaitsi myös noin kuuden metrin päässä aitauksesta, kohti metsänreunaa. Kasvillisuuden diversiteettiä mitataan usein biomassan, frekvenssin, tiheyden tai peittävyuden avulla (Bonham 2013). Tässä tutkimuksessa tutkin rikkakasvien peittävyttä perinteisellä ruutumenetelmällä. Jokainen verrokki- ja kontrolliruutu on siten yksi

1 x 1 m kokoinen ruutu, jolta arvioin rikkakasvilajien peittävydet visuaalisesti tutkimuksen lopetuksen yhteydessä asteikolla 0–100 % (Kuva 3; Kuva 5).



Kuva 5. Peittävyden arvioiminen ruutumenetelmää käyttäen. Valkoisella rajattu ruutu on 1 x 1 m alue, jolta kasvilajit ja peittävydet arvioitiin visuaalisesti. Kuva havainnollistaa ruutujen erilaisuutta rikkakasvien peittävyksissä. Kuvassa A rikkakasvit peittävät ruudusta suuremman osan kuin kaura, kun taas kuvassa B vähäiset rikkakasvit ovat kauran peittäminä lähes näkymättömissä.

Tilastollisia testejä varten laskin aitauskohtaiset keskiarvot lopetuksen yhteydessä keräämilleni rikkakasvien peittävyksille. Laskin aitausten ulkopuolisille verrokkiruuduille keskiarvon ja aitausten sisäpuolella olevan kontrolliruudun peittävydet olivat aitauskohdaisia. Näin ollen yksi aitaus on yksikkö ja sille on laskettu sisä- ja ulkopuolen keskimääräiset peittävydet. Tilastollisissa testeissä rikkakasvien määrillä tarkoitetaan näitä keskiarvoja.

2.6 Satovahinkojen määrittäminen

Arvioin satovahingot kahteen kertaan. Tein ensimmäisen arvioinnin kokeen alkupuolella kauran ollessa oraalla, kesä- ja heinäkuun vaihteessa ja toisen kokeen lopussa, kun kaura oli tuleentunut elo- ja syyskuun vaihteessa. Ensimmäisessä määrittäyksessä jokaista aitausta kohden tarkastelin verrokkiruutuja yksi ja kaksi (Kuva 3). Toisessa vahinkojen määrittäyksessä tarkastelin samoja verrokkiruutuja yksi, kaksi ja kolme kuin kasvilajien arvioinnissa (Kuva 3).

Yksittäisten korsien laskeminen oli liian aikaavievää koko ruudun alueelta tehtäväksi, joten rajasin jokaisen ruudun kulmasta 20 x 20 cm syöntialueet, joilta laskin vahingoittuneet korret (Kuva 3; Kuva 6). Kävin jokaiselta syöntialueelta läpi sekä vahingoittuneiden että ehjien korsien lukumäärät. Analyyseja varten laskin jokaisen verrokkiruudun neljän syöntialueen katkenneista korsista ruutukohtaisen keskiarvon jokaiselle verrokkiruudulle. Mann-Whitneyn U -testissä sekä korrelaatiotesteissä satovahingoilla, eli katkottujen korsien prosentuaalisella määrällä, tarkoitetaan tätä keskiarvoa.



Kuva 6. Satovahinkojen määrittämisessä katkenneiden korsien laskeminen onnistui hyvin, koska katkenneet korret erottuivat selkeästi ehjistä. Vasemmanpuoleinen kuva havainnollistaa katkenneita korsia kokeen ensimmäisessä vahinkojen määrittämisessä ja oikeanpuoleinen kuva tutkimuksen lopulla suoritetussa määrittämisessä.

2.7 Sadon määrittäminen

Keräsin jokaiselta tutkimuksessa käytetyltä 1 x 1 m kontrolli- ja verrokkiruudulta myös kauran sadon. Katkaisin saksilla tuleentuneet röyhyt ja keräsin ne nimikoituihin paperipusseihin. Kuivasin sadon Turun yliopiston kuivausuunissa 65 °C vähintään 48 tunnin ajan, jotta jyvät olivat täysin kuivia. Kuivaamisen jälkeen osa jyivistä irtosi itsestään röyhyistä, mutta osa piti käsin erotella. Myös tämä työvaihe oli aikaavievä. Koska erottelin osan jyivistä käsin riipimällä, tuli jyvien mukaan myös ruumenia, pääosin akanoita eli jyviä ympäröiviä helpeitä. Punnitsin kuivat jyvät sekä ruumenet jokaiselle ruudulle. Myöhemmissä tilastollisissa testeissä puhuttaessa sadon määrästä tarkoitetaan tätä kuivien jyvien ja ruumenien yhteispainoa.

2.8 Aineistojen analysointi ja tilastolliset menetelmät

Käytin tämän tutkimuksen tilastollisiin testeihin R-ohjelmiston versiota 4.1.3 (R Core Team 2022). Tutkin, eroaako valkohäntäpeuran aiheuttamien satovahinkojen määrää kokeen alussa oraalla olevalla kauralla ja kokeen lopussa kypsällä kauralla. Koska en ole laskenut katkenneiden korsien määrää samoilta ruuduilta kokeen alussa (verrokkiruudut yksi ja kaksi) ja kokeen lopussa (verrokkiruudut yksi, kaksi ja kolme), ei lineaarisen mallin oletukset täyty. Aineisto ei ollut myöskään normaalisti jakautunut, joten käytin vertailuun Mann-Whitney U -testiä. Tähän käytin R-ohjelmistoon sisältyvää `wilcox.test` funktiota. Lisäksi tutkin valkohäntäpeurojen vaikutusta kauran satoon ja rikkakasvien peittävyteen lineaarisilla sekamalleilla, joihin käytin ”lme4” -paketin `lmer` funktiota (Bates ym. 2015). Lineaarisissa sekamalleissa vain vastemuuttujat (sadon määrä ja rikkakasvien peittävyys) vaihtuivat ja niitä selitettiin käsittelyllä (aitaamattomat sekä aidatut alueet) ja koepellot olivat satunnaistekijänä. Päädyin käyttämään sekamalleja, koska isoilla koepelloilla oli aina kaksi aitausta.

Satunnaistekijän (pelto) vaikutuksen testaamiseen käytin Akaiken informaatiokriteeriä (AIC) (Sakamoto ym. 1986). Jokaisen lineaarisen mallin kohdalla testasin koepeltojen ja käsittelyn välisen mahdollisen yhdysvaikutuksen. AIC-arvo oli pienempi niissä versioissa, joissa pelto vaikutti mallin vakiotermiin, mutta ei kulmakertoimeen. Käsittely (eli aitaus) vaikutti siis samalla tavoin jokaisella koepellolla, ja jätin pellot satunnaistekijäksi jokaiseen malliin ilman yhdysvaikutusta. Tutkin mallien jäännösvaihteluiden jakautumien normaalisuutta visuaalisesti sirontakuviolla, kvantiilikuviolla sekä vertailemalla käsittelyiden variansseja laatikko-janakuviolla (boxplot). Molemmissa malleissa jäännösvaihtelut olivat normaalisti jakautuneet.

Tutkin rikkakasvilajien yhteisörakennetta eli lajistollista samankaltaisuutta käsittelyjen välillä NMDS-ordinaation eli moniulotteisen skaalauksen avulla (engl. non-metric multidimensional scaling). Tähän tarkoitukseen käytin ”vegan” -paketin `metaMDS` funktiota (Oksanen ym. 2022). Valitsin ordinaatioon kaksi ulottuvuutta, jotta lajiaineiston oleellinen tieto suhteellisista peittävyyksistä saatiin tiivistettyä ja tulos oli visuaalisesti helposti tulkittavissa. Etäisyysmitaksi valitsin Bray-Curtisin erilaisuusindeksin. Tuloksien tulokset visuaalisesti ordinaatiokuvasta. Ordinaation luotettavuutta voidaan mitata stressifunktion avulla, jonka tulisi olla $< 0,2$. Tässä ordinaatiossa stressiarvo oli 0,67, joten rikkakasvilajiston rakenteessa on merkittävästi vaihtelua, jota ei saatu kuvattua kahdella ordinaatioulottuvuudella. Ulottuvuuksia lisäämällä stressiarvo nousi entisestään,

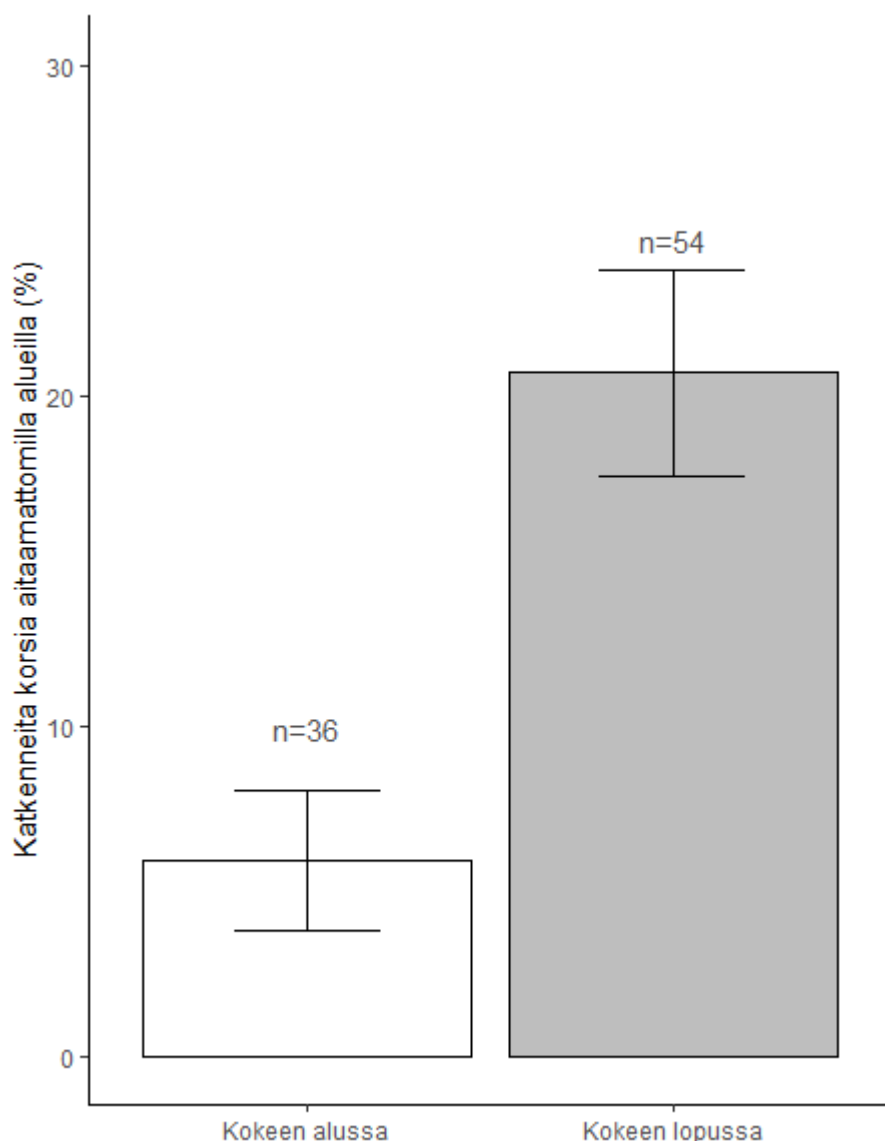
joten havaintoyksiköt sijoittuvat sattumanvaraisesti ordinaatioon ja tulosten tulkinta ordinaatiokuvan pohjalta ei ole luotettavaa. Tämän takia päädyin käyttämään vain kahta ulottuvuutta. Koska malli ei sopinut hyvin ordinaatioon, testasin vielä permutaatiotestin (999 permutaatiota) avulla aitausten vaikutusta. Tähän analyysiin käytin ”vegan” -paketin adonis2 funktiota (Oksanen ym. 2022).

Satovahinkojen ja rikkakasvien yhteisörakenteen lisäksi testasin tässä tutkimuksessa, korreloiko peurahavaintojen määrä alueiden peltoisuuden, metsäisyyden, aitaamattomien alueiden kauran sadon tai satovahinkojen määrän kanssa. Metsäisyyden laskemiseen käytin avoimesti saatavilla olevaa CORINE Land Cover 2018 -aineistoa ja avoimen lähdekoodin QGIS paikkatieto-ohjelmiston long-term release -versiota 3.10 A Coruña (Copernicus Land Monitoring Service 2018; QGIS Development Team 2019). Rajasin jokaisen koealan ympäriltä ympyrän, jonka säde oli yksi kilometri. Tämän ympyrän sisältä laskin niiden pikselien prosentuaalisen osan, joiden luokka oli metsä. Tein muuttujista korrelaatiomatriisin, jotta voin tarkastella korreloivatko muuttujat vahvasti keskenään. Alueiden metsäisyys ja peltoisuus korreloivat keskenään voimakkaan negatiivisesti ($r=-0,98$, $p<0,0001$), joten päätin tarkastella vain metsäisyyden yhteyttä peurahavaintoihin. Korrelaatiotesteihin käytin R-ohjelmistoon sisältyvää cor.test funktiota. Sekä visuaalisessa tarkastelussa että korrelaatiotesteissä käytin Spearmanin korrelaatiokerrointa, joka sopii hyvin kahden jatkuvan muuttujan yhteisvaihtelun mittaamiseen, kun normaalijakautuneisuuden oletus ei täyty.

3 Tulokset

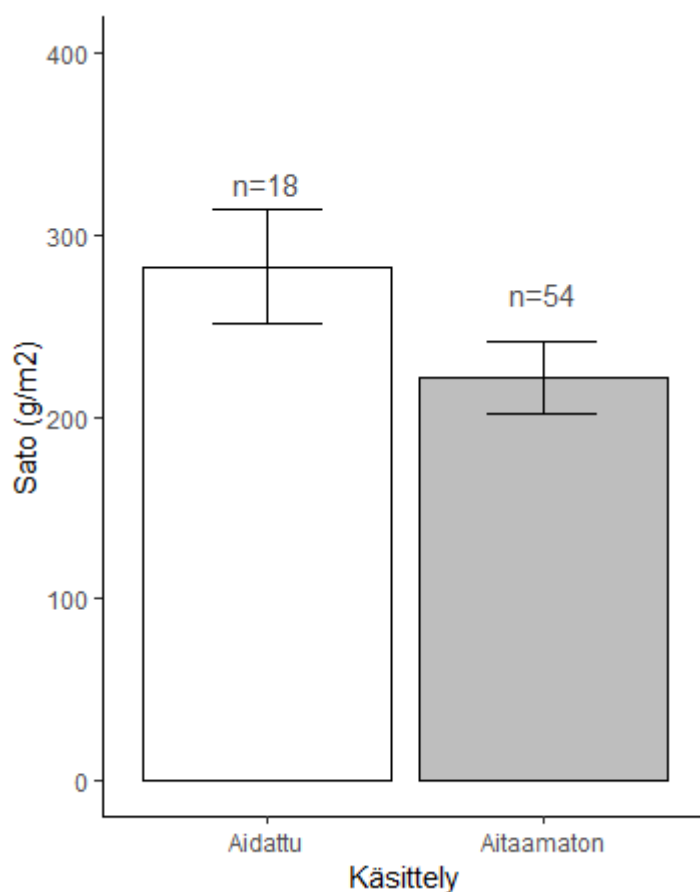
3.1 Satovahingot

Vahinkojen määrä oli huomattavasti suurempi kokeen lopussa kuin kokeen alussa ($W=1667,5$, $p<0,0001$). Kokeen alussa laidunnusta ja tallomista suojaavien aitauksien ulkopuolisilla aloilla keskimäärin 5,9 % (keskihajonta 12,7 %) kauran korsista oli katkennut ja kokeen lopussa keskimäärin 20,7 % (keskihajonta 22,9 %) korsista oli katkennut (Kuva 7). Aitausten sisältä ei löytynyt katkenneita korsia.



Kuva 7: Katkenneiden korsien osuus aitaamattomilla alueilla kokeen alussa ja lopussa (otoskoko, keskiarvo ja keskivirhe).

Kauran sato oli pienempi aitaamattomilla alueilla verrattuna aidattuihin alueisiin ($F_{1,61}=10,1$, $p=0,002$). Aitaamattomilla alueilla kypsiä jyviä oli keskimäärin 60,9 grammaa, eli 20,2 % vähemmän kuin aidatuilla alueilla (Kuva 8). Sadon määrä kuitenkin vaihteli huomattavasti peltojen välillä ja suurimmillaan satoa oli noin 83,5 % enemmän aidatulla alueella verrattuna aitaamattomiin, kun taas joillakin alueilla satoa oli 9,1 % enemmän aitausten ulkopuolella (Liite 1).

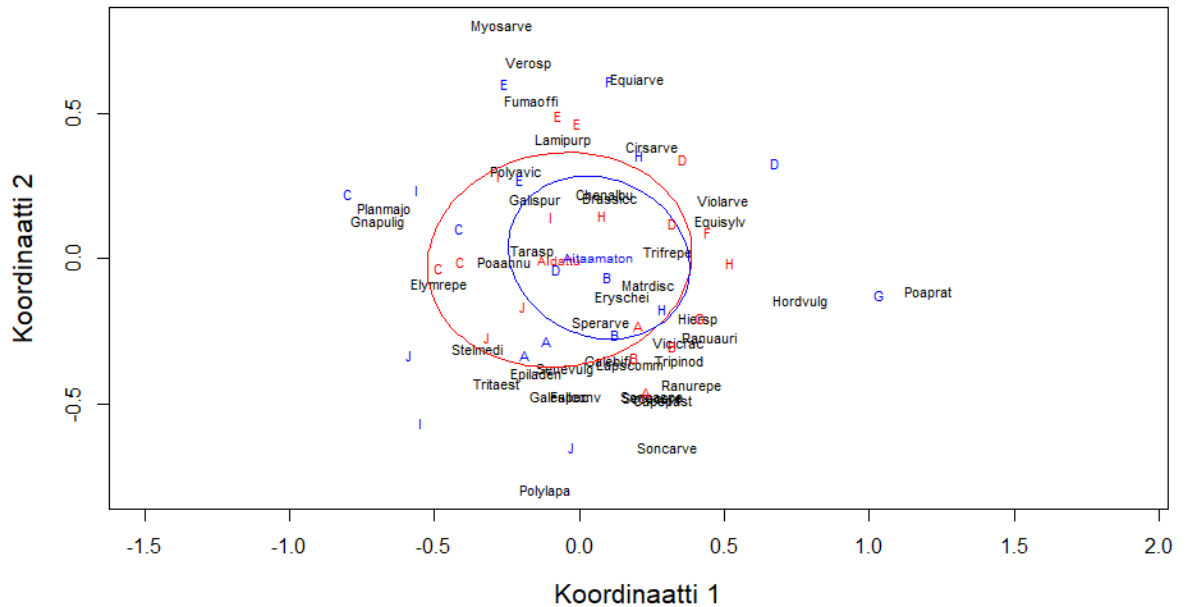


Kuva 8. Kypsiä jyvien paino aidatuilla ja aitaamattomilla koealoilla (otoskoko, keskiarvo ja keskivirhe).

3.2 Rikkakasviyhteisöt

Rikkakasvien kokonaispeittävyksissä ei ollut tilastollista eroa aidattujen ja aitaamattomien alueiden välillä ($F_{1,61}=0$, $p=1,00$). Kasviyhteisöstä piirretyn ordinaation perusteella rikkakasviyhteisöissä ei myöskään näkynyt eroja aidattujen ja aitaamattomien alueiden välillä (Kuva 9). Mitä lähempänä kirjaintunnukset ovat toisiaan, sitä samankaltaisempia niiden rikkakasvilajistot ovat. Jos kirjaintunnukset ovat lähellä tietyn kasvilajin nimeä, on aloilla paljon kyseistä lajia. Koska ellipsit ovat sisäkkäin, ei käsittelyiden välillä ole eroja

kasvilajien yhteisörakenteissa (Kuva 9). Myöskään permutaatiotestin mukaan aitauksella ei ollut vaikutusta rikkakasviyhteisöihin ($F_{1,71}=0,2$, $r^2=0,003$, $p=0,98$).



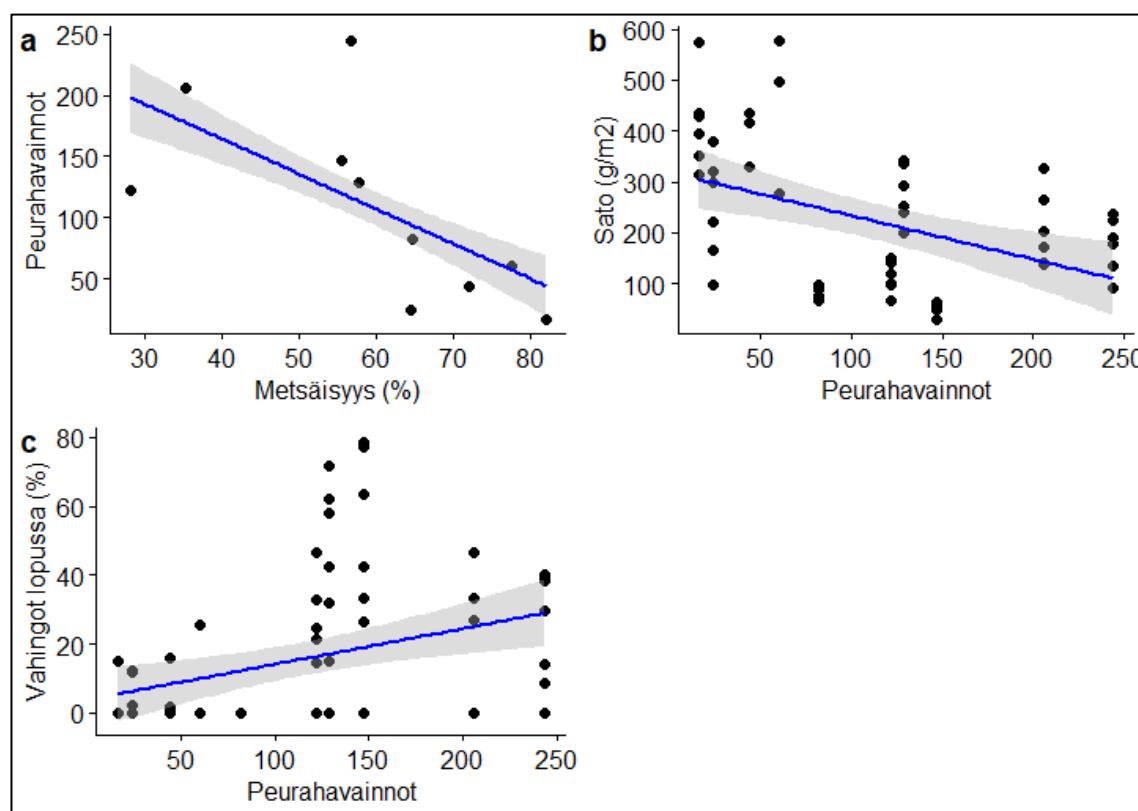
Kuva 9. Rikkakasviaineistoon perustuva ordinaatio, josta näytetään akselit 1 ja 2. Mustalla tekstillä merkitty kasvilajien lyhenteet. Nimissä on yhdistetty suvun kolme ensimmäistä kirjainta ja lajin neljä ensimmäistä kirjainta, jotta kuvasta saadaan selkeämpi (Liite 2). Punainen ellipsi näyttää aidattujen alueiden keskimääräisen sijoittumisen ordinaatioon ja sininen aitaamattomien alueiden keskimääräisen sijoittumisen ordinaatioon perustuen 95 % luottamusväleihin. Yksittäisten aidattujen koealojen sijoittuminen ordinaatioon on esitetty punaisiin kirjaintunnuksin ja yksittäisten aitaamattomien sinisiin.

3.3 Peurahavainnot

Alueiden metsäisyys korreloi negatiivisesti peurahavaintojen kanssa (Taulukko 1; Kuva 10 a). Mitä enemmän alueilla on metsää, sitä vähemmän riistakamerakuvissa esiintyi valkohäntäpeuroja. Aitaamattomien alueiden sato korreloi negatiivisesti valkohäntäpeurahavaintojen kanssa (Taulukko 1; Kuva 10 b). Mitä enemmän valkohäntäpeuroja näkyi, sitä vähemmän aitaamattomilta alueilta tuli satoa. Tutkimuksen alussa määritetyt satovahingot eivät korreloineet valkohäntäpeurahavaintojen kanssa tilastollisesti merkitsevästi (Taulukko 1). Kuitenkin tutkimuksen lopussa vahinkojen määrä korreloi positiivisesti valkohäntäpeurahavaintojen kanssa (Taulukko 1; Kuva 10 c). Tutkimuksen lopulla valkohäntäpeurahavaintojen lisääntyessä myös tuleentuneen kauran vahingot lisääntyivät.

Taulukko 1. Valkohäntäpeurahavainnot suhteessa metsäisyyteen, satoon ja satovahinkoihin. Jokaisessa korrelaatiotestissä yhtenä verrattavan muuttujana oli valkohäntäpeurahavaintojen lukumäärä. Taulukkoon on merkitty jokaisen korrelaatiotestin toinen muuttuja, Spearmanin korrelaatiokerroin (r), p-arvo ja vapausasteet (df). Sadon laskemiseen on käytetty vain aitaamattomia alueita, joten vapausasteita on vähemmän.

Muuttuja	r	p	df
Metsäisyys (%)	-0,73	<0,0001	70
Sato (g)	-0,45	0,0006	52
Vahingot alussa (%)	0,18	0,1400	70
Vahingot lopussa (%)	0,39	0,0007	70



Kuva 10. Peurahavainnot suhteessa a) alueen metsäisyyteen, b) kaurasatoon ja c) kauravahinkojen määrään kokeen lopussa. Mustat pisteet ovat havaintoyksiköjä, sininen viiva on korrelaatiosuora ja harmaa alue rajaa 95 % luottamusvälin.

4 Pohdinta

Tämän tutkimuksen tulokset tukivat hypoteesiani, jonka mukaan valkohäntäpeurat aiheuttavat maatalousvahinkoja laiduntamalla kauraa ja heikentävät siten satoa. Kuitenkin oraalla olevalla kauralla katkenneita korsia oli huomattavasti vähemmän verrattuna tuleentuneeseen kauraan. Koska huomattavat vahingot aiheutuivat vasta tuleentuneelle kauralle, näkyi laidunnuksen vaikutus selvästi kauran sadossa. Aitaamattomilla alueilla kauran sato oli vähäisempää verrattuna aidattuihin alueihin. Myös hypoteesini, jonka mukaan valkohäntäpeurahavaintojen määrä on suurempi sellaisilla aloilla, joilla on enemmän peltoalaa ja pienempi sellaisilla aloilla, joilla on enemmän metsäalaa, sai tukea tämän tutkimuksen tulosten perusteella. Valkohäntäpeuroja näkyi enemmän niillä aloilla, joilla oli enemmän peltoalaa ja vähemmän niillä aloilla, joilla oli enemmän metsäalaa. Tutkimuksen tulokset eivät kuitenkaan tue alkuperäistä hypoteesiani, jonka mukaan valkohäntäpeurat voivat tallomisen, valikoivan herbivorian ja ulosteiden ravinteiden seurauksena muuttaa rikkakasvien diversiteettiä sekä peittävyttä. Rikkakasveja oli siis yhtä peittävästi aitaamattomien ja aidattujen alueiden välillä sekä lajistot olivat samankaltaisia aidattujen ja aitaamattomien alueiden välillä.

4.1 Kevätviljan sato

Tässä tutkimuksessa satovahingot arvioitiin kahteen kertaan, kauran ollessa oraalla ja kun kaura oli tuleentunut. Tuloksia tarkasteltiin katkenneiden korsien määrän avulla, sekä vertailemalla aitaamattomien että aidattujen alueiden sadon kuivapainoa. Tämä kokeellinen data osoittaa selviä muutoksia kauran sadossa, mikä johtuu valkohäntäpeuran laiduntamisesta. Kuten monissa Pohjois-Amerikassa toteutetuissa tutkimuksissa, jotka koskevat valkohäntäpeuran aiheuttamia maatalousvahinkoja (West & Parkhurst 2002; Stewart ym. 2007; Begley-Miller & Cady 2015), valkohäntäpeura vähensi kauran satoa myös Pirkanmaalla. Alueet, joilla oli katkottuja korsia, tuottivat keskimäärin 20,2 % vähemmän satoa kuin aidatut alueet. Valkohäntäpeurojen laidunnus vaikuttaa siis suoraan kasvien tuottavuuteen biomassan poistamisen kautta.

Kairikon ja Ruolan (2004) mukaan valkohäntäpeurat syövät halukkaasti oraalla olevaa viljaa ja viljan kasvaessa ne käyvät pelloilla harvemmin. Odotuksista huolimatta, kauran ollessa oraalla, satovahinkoja ei juurikaan ilmennyt tämän tutkimuksen yhteydessä. Kuitenkin kun kaura oli tuleentunut, löytyi katkenneita korsia ja sato oli vähäisempää aitausten ulkopuolella. Viljelystuhojen ajoittumiseen voi vaikuttaa saatavilla olevan ravinnon

laatu. Ravinnoksi käytettävien kasvien ravintosisältö vaihtelee lajeittain ja kasvinosien mukaan (Blair ym. 1977). Tutkimusten mukaan suuret herbivorit eivät syö sattumanvaraisesti saatavilla olevia kasveja, vaan ne pyrkivät valitsemaan sellaisia kasveja ja kasvinosia, jotka täyttävät niiden metaboliset vaatimukset (Dumont ym. 2005). Tärkeimmät herbivoreja rajoittavat ravintotekijät ovat energian ja proteiinien saatavuus. Herbivorit valitsevatkin ravintokasveja näiden tekijöiden perusteella (Parker 2003). Keväällä kasvit ovat aloittamassa kasvuaan ja ne ovat proteiinipitoisia (Dostaler ym. 2011). Tämän takia ravintoa on hyvin saatavilla, eikä valkohäntäpeurojen tarvitse tulla pelloille etsimään ravintoa. Myöhemmin kauran tuleentuessa valkohäntäpeurat suosivat sitä, koska viljeltyt kasvit ovat usein vilttejä kasveja proteiinipitoisempia (Dostaler ym. 2011). Vahinkojen määrään vaikuttaa myös se, kuinka myöhään pellot puidaan. Syksyn edetessä muu ravinto vähenee ja jos pellot ovat puimatta pitkiä aikoja, saattaa valkohäntäpeurojen ruokailu pelloilla lisääntyä runsaan ja helposti saatavilla olevan ravinnon takia.

Satovahinkojen voimakkuuteen vaikuttaa myös valkohäntäpeurapopulaatioiden tiheys. Tiheän kannan alueilla satovahinkojen todennäköisyys kasvaa suurentuneen laidunpaineen seurauksena (Putman ym. 2011). Tämä tutkimus suoritettiin tiheän kannan alueella, joten satovahingot olivat todennäköisiä. Koska tiheydet eivät ole samanlaisia kaikkialla, on vahinkojen määrä yleensä hyvin paikallista. Vahinkojen määrään voi vaikuttaa populaatiokoon lisäksi myös käyttäytymismallit. Yleensä valkohäntäpeurat ruokailevat metsän suojissa. Kuitenkin useat yksilöt uskaltavat myös avoimille pelloille syömään. Takeshin ym. (2014) mukaan avoimen alueen mieltymys vaikuttaa satovahinkojen määrään. Jos tämä käyttäytymismalli yleistyy populaatiossa, uskaltavat yhä useammat yksilöt ruokailemaan avoimille pelloille, ja näin ollen myös satovahingot voivat kasvaa.

Peuravahinkojen tutkimukselle on haasteellista se, etteivät vahingot jakaudu pelloilla tasaisesti. Tähän osasyynä ovat viljelytekniset ongelmat, kuten viljan paikoittainen lakoon-tuminen, rikkakasvit, jotka vievät kasvualaa sekä kasvuston epätasaisuus. Valkohäntäpeurat eivät myöskään syö pelloilta tasaisesti, vaan ne aloittavat laidunnuksen useasti metsänreunasta omien kulkualueidensa läheltä. Myös valkohäntäpeuran kokemus pellon tai sen osan turvallisuudesta suhteessa muuhun ympäristöön vaikuttaa todennäköisesti pelloilla vietettyyn aikaan ja siten satovahinkoihin. Vahingot siis vaihtelevat pelloittain mutta myös pellon sisäisesti. Siihen, että oraalla olevalla kauralla ei näkynyt satovahinkoja, voi vaikuttaa myös ero verrokkialojen määrässä satovahinkojen arvioinnin alussa ja lopussa.

Kokeen alussa päätimme valita satovahinkoja varten kaksi verrokkialaa, aitausten oikealta ja vasemmalta puolelta. Kuitenkin huomasimme myöhemmin, että aitaukset ovat suhteellisen kaukana pellon reunasta eivätkä valkohäntäpeurat laidunna järjestelmällisesti. Vain sivusuunnassa olevat verrokkialat eivät antaneet tarpeeksi hyvää kuvaa aitauksen ympäristöstä, joten päätimme lopussa ottaa mukaan kolmannen verrokkialan, joka oli aitauksesta kohti metsänreunaa.

Tutkimuksen pienehkö otoskoko määräytyi suurimmaksi osaksi sen perusteella, miten tutkimukseen soveltuvia peltoaloja kyettiin yhteistyöverkostojen ja viljelijöiden etujärjestön kontaktien kautta löytämään ja montako koealaa arveltiin pystyttävän tutkimaan käytössä olleiden resurssien puitteissa. Tämän lisäksi tutkimuspeltojen tuli sijaita tiheän valkohäntäpeurakannan alueilla siten, että ne olivat logistisesti saavutettavissa. Tämän takia alueet sijoittuivat vain Pirkanmaalle, eikä aloja ollut muilta alueilta. Tutkimuksessa tarkasteltiin vain satovahinkoja kauralle, joten jotkin pellot jäivät pois muiden viljelykasvien takia.

Tässä tutkimuksessa käytettiin 1,2 m korkeita verkkoaitauksia estämään valkohäntäpeurojen pääsy kontrollialoille. Jo etukäteen oli tiedossa, että valkohäntäpeurat pystyvät tarvittaessa hyppäämään tällaisten aitojen yli. Oletuksena oli, etteivät valkohäntäpeurat kuitenkaan hyppää aitojen sisäpuolelle, koska samaa ravintoa on runsaasti saatavilla myös aitojen ulkopuolella. Aitausten pienialaisuudella (2 x 2 m) pyrittiin lisäksi muodostamaan suljetun kaltainen tila, johon eläimet välttäisivät hyppäämästä. Satovahinkoja määrittäessä mikään ei osoittanut sitä, että valkohäntäpeurat olisivat hyppineet aitojen yli.

Riistakameroihin tallentui koko tutkimuksen aikana vain kaksi havaintoa metsäkauriista, jotka voi sekoittaa valkohäntäpeuraan. Hirvihavainnot tallentui 19 kappaletta ja itse valkohäntäpeurahavainnot kertyi yhteensä 1076 kappaletta (Liite 3). Pelloilla tuhoja tehneet eläimet olivat siis pääosin valkohäntäpeuroja. Mitä enemmän riistakameroissa näkyi valkohäntäpeurahavainnot, sitä enemmän katkenneita korsia löytyi kokeen lopussa ja satoa tuli vähemmän. Valkohäntäpeurahavaintojen määrä ei vaikuttanut tutkimuksen alussa määritettyihin satovahinkoihin. Tutkimuksen alussa riistakameroihin tallentui myös havainnot rusakoista (*Lepus europaeus*), jotka voivat käyttää ravinnokseen oraalla olevaa kauraa. Oraalla olevan kauran korsia ei ollut juurikaan katkennut, joten rusakkojen aiheuttamat vahingot ovat hyvin vähäisiä ja paikallisia. Myös linnut voivat käyttää varsinkin

kin oraalla olevaa kauraa ravinnoksi. Riistakameroissa näkyi joitakin lintuja, mutta aitausten sisäpuolella ei näkynyt satovahinkoja (Liite 3). Tämän takia muiden eläinten aiheuttamat vahingot ovat hyvin vähäisiä, eikä niistä aiheudu taloudellisia vahinkoja.

4.2 Rikkakasvien runsaus ja lajisto

Satovaikutusten lisäksi tässä tutkimuksessa tutkittiin valkohäntäpeurojen vaikutusta rikkakasvien diversiteettiin sekä peittävyysasteeseen. Rikkakasvien peittävyysasteissa tai lajistoissa ei ollut eroja aidattujen ja aitaamattomien alueiden välillä. Kasviyhteisöstä piirrettyä ordinaatiota olisi voinut testata myös tilastollisesti erojen löytämiseksi. Kuitenkin ordinaation perusteella piirretyt ellipsit olivat täysin sisäkkäin, joten en nähnyt tälle tarvetta. On kuitenkin huomioitava, että tutkimusalueeseen kuuluvilla pelloilla käytettiin rikkakasvien torjunta-aineita, joiden vaikutus on voinut peittää valkohäntäpeuran mahdolliset rikkakasvilajistoon kohdistuvat vaikutukset. Kuitenkin Pohjois-Amerikassa tehdyissä tutkimuksissa on huomattu, että valkohäntäpeurat voivat vaikuttaa lajistolliseen monimuotoisuuteen (Carson 2005; Rooney 2009).

Tiheän kannan alueilla valkohäntäpeurojen herbivoria on hallitseva tekijä, joka voi muokata kasvipopulaatioiden ja -yhteisöjen dynamiikkaa ja muuttaa lajien suhteellisia runsauksia valikoivan herbivorian seurauksena suosimalla tiettyjä lajeja (Stockon ym. 2005). Näin ollen voimakas laidunpaine voi lisätä ravintoarvoiltaan huonojen kasvien määrää ja vähentää parempiarvoisten kasvien osuutta kasviyhteisöissä (Horsley ym. 2003). Samalla valikoiva herbivoria voi muuttaa lajien välisiä kilpailusuhteita sekä muuttaa yhteisörakennetta (Russel ym. 2001; Cote ym. 2004). Myös Suomessa on huomattu valkohäntäpeurojen vaikuttavan negatiivisesti luonnonkasveihin (Kunttu ym. 2021). Nämä tutkimukset ovat kuitenkin toteutettu suurimmaksi osaksi luonnollisissa ympäristöissä, kuten metsissä, jotka eroavat huomattavasti maatalousympäristöstä. On arvioitu myös, että valkohäntäpeurat voivat kuljettaa kasvien siemeniä pitkiä matkoja vaikuttaen niiden levinneeseen (Myers ym. 2004).

Myös tässä tutkimuksessa oli alun perin tarkoituksena valita mukaan luonnollisia niittyalueita tai pellon pientareita, joihin voitaisiin pystyttää aitauksia ja tutkia valkohäntäpeurojen vaikutusta luonnonkasviyhteisöihin. Kuitenkaan sopivia alueita ei löytynyt, koska useimmilla tutkimusalueen pelloilla ei ollut varsinaista piennaraluetta. Koska viljeltyjen kasvien ravintotekijät ovat usein viljelejä lajeja paremmat, eivät valkohäntäpeurat

välttämättä käytä niitä yhtä paljoa ravinnoksi. Näin ollen alhaisen laidunpaineen seurauksena yhteisövaikutuksia ei näy. Tuleentunut kaura on myös rikkakasveja korkeampaa, joten herbivorian vaikutukset näkyvät pääasiassa kaurassa eikä rikkakasveissa. Rikkakasviyhteisöissä olisikin voinut näkyä enemmän eroja kokeen alussa. Kuitenkin vasta kasvatamaan alkaneita kasveja on hyvin vaikea tunnistaa.

Peltoviljelyssä käytetään lisäksi erilaisia kasvinsuojeluaineita, joiden tarkoitus on suojella kasveja erilaisilta tuhoeläimiltä ja taudeilta, suojata rikkakasveilta, säädellä kasvua ja auttaa säilyvyydessä. Kasvinsuojeluaineiden käyttö maatalousalueilla voi merkittävästi vähentää rikkakasvien diversiteettiä (Børresen ym. 2003). Kun rikkakasvien määrä on kasvinsuojeluaineiden käytön takia vähäinen pelloilla, ei valkohäntäpeurojen herbivoria ja tallominen vaikuta merkittävästi rikkakasvien diversiteettiin. Tämän tutkimuksen jokaisella pellolla käytettiin kasvinsuojeluaineita, minkä seurauksena rikkakasvien peittävyyksissä oli huomattavia eroja peltojen ja aitausten välillä. Rikkakasvien aitauskohtainen minimipeittävyys oli 0,2 % ja maksimipeittävyys 93,3 %. Onnistunut kasvinsuojeluaineiden käyttö antaa enemmän kasvualaa kauralle, mikä voi vaikuttaa satovahinkojen suuruuteen. Jos pelloilla ei ole rikkakasveja, valkohäntäpeurojen laidunpaine kohdistuu ainoastaan kauraan. Kasvinsuojeluaineet voivat myös akkumuloitua herbivoreihin ravinnon kautta (Li 2020). Seurauksia on tutkittu varsinkin linnuilla, mutta vaikutuksia muihin eläimiin, kuten valkohäntäpeuroihin, tulisi tutkia (Hoy ym. 2002; Hötker ym. 2013; Crocker & Lawrence 2018; Li 2020).

4.3 Peurahavaintojen määrä suhteessa eri habitaatteihin

Satovahinkojen ja rikkakasvien diversiteetin lisäksi tässä tutkimuksessa selvitettiin, vaihtelee peurahavaintojen määrä eri habitaattien välillä vertailemalla riistakamerassa näkyneiden peurahavaintojen määrää alueiden metsäisyyden ja peltoisuuden kanssa. Valkohäntäpeuroja näkyi vähemmän niillä alueilla, joilla oli enemmän metsää ja vastaavasti enemmän alueilla, joilla peltojen osuus oli suurempi (metsäisyys korreloi negatiivisesti peltoisuuden kanssa). Eläimet eivät usein käytä kaikkia mahdollisia elinalueita, vaan valinta riippuu usein alueen laadusta (Bjørneraas ym. 2012). Tämän seurauksena alueilla, joilla on paljon resursseja, on usein korkeammat populaatiotiheydet.

Poutasen ym. (2023) mukaan Suomessa valkohäntäpeuratiheys on erityisen korkea maatalousalueilla ja sekametsissä, mutta alhainen havumetsissä. Nämä tulokset tukevat myös

omaa hypoteesiani. Kuitenkin sekä tämä että Poutasen ym. (2023) tutkimus ovat suoritettu kesällä, jolloin valkohäntäpeurat vierailevat pelloilla etsien proteiinipitoista ravintoa. Esimerkiksi talvisin, lumipeitteen saavuttua, valkohäntäpeurat syövät erilaisia ravintokasveja, joten on selvää, että elinympäristön vaatimukset ovat erilaiset vuodenaikojen mukaan. Talvisin valkohäntäpeurat välttelevät avoimia alueita ja elävät pääosin metsissä, joissa ohuempi lumikerros helpottaa ravinnon etsintää (Martinka 1968). Tämän perusteella pidän todennäköisenä, että tämän tutkimuksen tulokset antavat oikeansuuntaisen kuvan valkohäntäpeurojen kesänaikaisesta elinympäristöpreferenssistä, eli valkohäntäpeuroja löytyy enemmän peltoisilta alueilta. Tuloksia ei voi yleistää muihin vuodenaikoihin ja valkohäntäpeuran elinympäristöjen käytöstä olisi näiltä osin hyödyllistä saada lisätietoa.

Resurssien lisäksi myös saalistajien välttäminen ja parittelukumppanien löytäminen vaikuttavat elinalueen valintaan (Kie & Bowyer 1999; DeCesare ym. 2014). Osa tähän tutkimukseen osallistuneista maanviljelijöistä kertoi, että alueilla oli nähty susia. Petoeläimille altistuminen voi vaikuttaa valkohäntäpeurojen käyttäytymiseen lisäten valppautta ja vähentäen ravinnonhakua (Flagel ym. 2018). Saalistajat voivatkin ajaa valkohäntäpeurat sellaisille alueille, joissa on enemmän suojaa. Habitaattien valinta onkin monen asian summa, eikä pelkkä ravinnon laatu tai saalistajien määrä vaikuta siihen. Myös esimerkiksi mieltymys ja uskaltautuminen käyttämään avoimia peltoja ravinnonlähteinä voi vaikuttaa siihen, että valkohäntäpeuroja näkyy yhä enemmän pelloilla (Takeshi ym. 2014).

Tässä tutkimuksessa alueiden metsäisyys laskettiin CORINE Land Cover 2018 -aineistosta. Tutkimus suoritettiin kesällä 2021, joten käytetty maanpeiteaineisto ei välttämättä täysin vastaa tutkimusajankohdan tilannetta, vaan näiden välissä on voinut tapahtua metsänhakkuita tai muita maankäytön muutoksia, jotka voivat vaikuttaa valkohäntäpeurojen paikalliseen runsauteen ja siten satovahinkokokeen tuloksiin. Tarkempiin habitaattimäärittäisiin olisi voitu käyttää korkean resoluution satelliittikuvia, esimerkiksi Landsat 8 -aineistoja, joiden avulla alueelle olisi voitu määrittää tarkat maanpeite- ja maankäyttöluokat. Tämä olisi kuitenkin ollut todella aikaavievä prosessi, eikä tämän tutkimuksen pää tavoitteena ollut selvittää valkohäntäpeurojen käyttämiä habitaattityyppejä. Tämän takia CORINE Land Cover 2018 -aineisto oli tähän tutkimukseen tarvittavan täsmällinen, ja antaa hyvän arvion valkohäntäpeurojen habitaattien käytöstä.

4.4 Tulevaisuus

Valkohäntäpeura on vieraslaji, joka on tuotu Suomeen noin 90 vuotta sitten, ja jonka kanta on kasvanut huomattavasti viimeisten vuosikymmenten aikana (Aikio & Pusenius 2022). Samalla, viimeisen 150 vuoden aikana, ilmastonmuutos on nostanut Suomen keskilämpötilaa noin kahdella asteella. Nousun oletetaan jatkuvan vajaalla puolella asteella vuosikymmenessä (Lehtonen ym. 2020). Varsinkin pohjoisilla alueilla lämpeneminen vaikuttaa erityisesti talvien leudontumiseen (Lehtonen ym. 2020). Valkohäntäpeurat eivät ole sopeutuneet kylmiin oloihin ja yksi suurimmista niiden levinneisyyteen vaikuttavista tekijöistä on paksu lumipeite (Matala 2020). Leudommat ja vähälumiset talvet voivat helpottaa valkohäntäpeurojen ravinnon hankintaa ja vähentää talvikuolemia (Matala 2020). Leudot talvet, helposti saatavilla oleva ravinto ja talviruokinta voivat yhdessä kasvattaa valkohäntäpeurojen levinneisyyttä ja populaatiokokoa. Jos kantojen kasvua ei saada rajoitettua, voivat maanviljelysvahingot kasvaa entisestään.

Lämpenevä ilmasto myös lisää ja pidentää hellejaksoja (Lesk ym. 2022). Hellejaksojen kuivuus vaikuttaakin kauran kasvuun ja vähentää satoisuutta (Wen ym. 2023). Samalla ilmastonmuutos voi lisätä myös erilaisten kasvipatogeenien ja tuhohyönteisten levintää (Hakala ym. 2011). Ongelmat kuivuuden, tautien, tuholaisten ja mahdollisesti suuremman valkohäntäpeurakannan kanssa voivat lisätä tulevaisuudessa maanviljelysvahinkoja. Toisaalta pidempi kasvukausi voi lisätä sadon tuottavuutta (Hakala ym. 2011). Pidempi satokausi voi taas altistaa viljelykset suuremmille satovahingoille. Ilmastonmuutoksen ja vieraslajien aiheuttamat yhteisvaikutukset ovatkin epävarmoja, ja valkohäntäpeuran vaikutuksia vieraslajina tulisi tarkastella myös ilmastonmuutoksen valossa.

Tässä tutkimuksessa satovahingot määriteltiin vain pieniltä koeruuduilta. Tulevaisuudessa vahinkojen arvioinnissa voitaisiin käyttää esimerkiksi dronekuvia tai korkearesoluutioisia satelliittikuvia, joiden avulla jokaisen pellon tallausvahinkojen pinta-ala voitaisiin laskea tarkasti koko peltolohkon alalta. Koska valkohäntäpeurat syövät peltoja usein metsänrajasta kohti pellon keskustaa, voitaisiin pelloille laskea reunoista sisäänpäin vyöhykkeet, joissa satovahingot ovat todennäköisiä. Tämän avulla voitaisiin arvioida sadon määrä tällä alalla ja sen perusteella laskea tosiasialliset satotappiot. Lisäksi tutkimusta voitaisiin jatkaa myös muille viljelyskasveille ja esimerkiksi syysviljalle, jotta vahinkojen määrästä saataisiin laajempi käsitys ja korvausten riittävyttä voitaisiin arvioida.

Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat selvästi, että valkohäntäpeurat aiheuttavat maatalousvahinkoja kauran satotappioiden muodossa. Kuitenkin vähäinen tutkimustieto koskien muiden kuin viljojen satotappioita, ja maanviljelijöiden korvaushakemusten tekemättä jättäminen, vaikuttavat käsitykseen siitä, kuinka todenmukaisia maksetut korvaukset ovat suhteessa vahinkoihin. Tulevaisuudessa tarvitaankin tehokkaampia tapoja valkohäntäpeurojen aiheuttamien maatalousvahinkojen vähentämiseksi. Populaatiokokoa voidaan esimerkiksi rajoittaa nykyistä voimakkaammalla kannanhoidollisella metsästyksellä ja peuroja karkottaa halutuilta alueilta karkotekemikaaleilla, joiden tehosta tarvittaisiin kuitenkin ensin tutkimustietoa. Vaikka aidat ovatkin erittäin tehokkaita ehkäisemään tuhoja, ne eivät yleensä ole taloudellisesti järkevä ratkaisu muun kuin verraten pienialaisten ja pinta-alaa kohti arvokkaiden erikoisviljelmien tapauksessa. Metsästyslupia voitaisiin myös kohdentaa satovahinkojen riskialueille, jotta tiheän kannan aiheuttamia vahinkoja voitaisiin vähentää. Peltojen reunoille voidaan myös jättää enemmän niittymäistä kasvustoja ja tutkia väheneekö satovahingot tämän suoja-alueen avulla. Valkohäntäpeurakantojen alueellisessa hoidossa tulisikin kiinnittää huomiota myös maatalousvaikutuksiin.

Kiitokset

Erityiset kiitokset tutkielmani ohjaajille, Sami Aikiolle ja Satu Ramulalle. Sami auttoi huomattavasti itse kenttätutkimuksessa sekä koodin kirjoittamisessa. Satu taas auttoi tulosten analysoinnissa ja tilastomenetelmien valinnassa. Kiitokset myös Roope Rantaselle ja Johannes Tapiolle, jotka auttoivat kokeen purun yhteydessä.

Lähteet

- Aikio S. & Pusenius J. (2022). Valkohäntäpeurakanta talvella 2021–2022: Arvio Suomen valkohäntäpeurakannan koosta ja rakenteesta sekä kuvaus kanta-arvion laskentamenetelmistä. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 26/2022, Luonnonvarakeskus, Helsinki, 19 s.
- Altieri M., Nicholls C., Henao A. & Lana M. (2015). Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 869–890.
- Aman M. (2020). Impact of monocropping for crop pest management: Review. *Academic Research Journal of Agricultural Science and Research*, 8(5), 447-452.
- Apps P. & McNutt J. (2018). How camera traps work and how to work them. *African Journal of Ecology*, 56(4), 702–709.
- Augustine D. & McNaughton S. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of Wildlife Management*, 62, 1165–1183.
- Averill K., Mortensen D., Smithwick E., Kalisz S., McShea W., Bourg N., Parker J., Royo A., Abrams M., Apsley D., Blossey B., Boucher D., Caraher K., DiTommaso A., Johnson S., Masson R. & Nuzzo V. (2018). A regional assessment of white-tailed deer effects on plant invasion. *AoB Plants*, 10(1).
- Bates D., Maechler M., Bolker B. & Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Begley-Miller D. & Cady A. (2015). White-tailed deer browsing of soybeans significantly changes plant morphology and reduces yield, contributing to large financial losses. *The Ohio Journal of Science*, 115(2).
- Begon M., Harper J. & Townsend C. (1996). *Ecology: individuals, populations and communities* (Kolmas painos). Blackwell Science.
- Beltrán-Beck B., García F. & Gortázar C. (2012). Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research*, 58.
- Bjørneraas K., Herfindal I., Solberg E., Sæther B.-E., van Moorter B. & Rolandsen C. (2012). Habitat quality influences population distribution, individual space use and functional responses in habitat selection by a large herbivore. *Oecologia*, 168(1), 231–243.

- Blair R., Short H. & Epps E. (1977). Seasonal nutrient yield and digestibility of deer forage from a young pine plantation. *The Journal of Wildlife Management*, 41(4), 667–676.
- Bonham C. (2013). *Measurements for terrestrial vegetation (Toinen painos)*. Wiley-Blackwell.
- Børresen T., Strand J., Bjerke J. & Boestad I. (2003). The impact of arable weed management practices on weed species richness and diversity. *Weed Research*, 43(2), 105-112.
- Camargo-Sanabria A. & Mandujano S. (2011). Comparison of pellet-group counting methods to estimate population density of white-tailed deer in a Mexican tropical dry forest. *Tropical Conservation Science*, 4(2).
- Carson W., Banta J., Royo A. & Kirschbaum C. (2005). Plant communities growing on boulders in the Allegheny National Forest: evidence for boulders as refugia from deer and as a bioassay of overbrowsing. *Natural areas journal: a quarterly publication of the Natural Areas Association*, 25, 10-18.
- Charles H. & Dukes J. (2008). Impacts of invasive species on ecosystem services. *Biological Invasions, Ecological Studies*, 193.
- Clements D. & Ditommaso A. (2011). Climate change and weed adaptation: can evolution of invasive plants lead to greater range expansion than forecasted? *Climate change and weed evolution. Weed Research*, 51(3), 227–240.
- Copernicus Land Monitoring Service (2018). European Environment Agency (EEA)
- Côté S., Rooney T., Tremblay J.-P., Dussault C. & Waller D. (2004). Ecological impacts on deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 113–147.
- Cristescu M., Hebert, P., Witt J., MacIsaac H. & Grigorovich I. (2001). An invasion history for *Cercopagis pengoi* based on mitochondrial gene sequences. *Limnology and Oceanography*, 2.
- Crocker D. & Lawrence A. (2018). Estimating the potential effects of pesticide seed treatments on the reproductive success of arable birds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 124-131.
- DeCesare N., Hebblewhite M., Bradley M., Hervieux D., Neufeld L. & Musiani M. (2014). Linking habitat selection and predation risk to spatial variation in survival. *Journal of Animal Ecology*, 83(2), 343–352.

- Derpsch R., Friedrich T., Kassam A. & Hongwen L. (2010). Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 3(1).
- Dostaler S., Ouellet J.-P., Therrien J.-F. & Côté S. (2011). Are feeding preferences of white-tailed deer related to plant constituents? *The Journal of Wildlife Management*, 75(4), 913–918.
- Dumont A., Ouellet J.-P., Crete M. & Huot J. (2005). Winter foraging strategy of white-tailed deer at the northern limit of its range. *Écoscience*, 12(4), 476–484.
- Eubanks M. & Finke D. (2014). Interaction webs in agroecosystems: beyond who eats whom. *Current Opinion in Insect Science*, 2, 1–6.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus haitallisten vieraslajien tuonnin ja leviämisen ennalta ehkäisemisestä ja hallinnasta 2014/1143. Annettu 22.10.2014.
- Farmit. Rikkakasvien tunnistuskuvat.
<https://www.farmit.net/kasvinviljely/kasvinsuojelu/rikkakasvit_0> [Viitattu 17.5.2021]
- Flagel D., Belovsky G. & Beyer Jr. D. (2015). Natural and experimental tests of trophic cascades: gray wolves and white-tailed deer in a Great Lakes forest. *Oecologia*, 180(4), 1183-1194.
- Forman J. (2003). The introduction of American plant species into Europe: issues and consequences. *Plant invasions: Ecological threats and management solutions*, 17–39.
- Hackman W., Hämet-Ahti L., Koistinen M., Lampinen R., Suominen J. & Uotila P. (1998). *Retkeilykasvio (Neljäs painos)*. Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo.
- Hakala K., Hannukkala A., Huusela-Veistola E., Jalli M. & Peltonen-Sainio P. (2011). Pests and diseases in a changing climate a major challenge for Finnish crop production. *Agricultural and Food Science*, 20 (1), 3–14.
- Hankkija. Rikkakasvien tunnistaminen.
<https://www.hankkija.fi/Maatalous_ja_metsa/kasvinsuojeluaineet/rikkakasvien-tunnistaminen/> [Viitattu 17.5.2021]
- Hiitonen I., Gidstam B., Silvennoinen R., Ursing B., Wanntorp H., Kurtto A. & Helynranta L. (2005). *Otavan värikkasvio*. Otava.
- Holt R. & Bonsall M. (2017). Apparent competition. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 447–471.

- Horsley S., Stout S. & de Calesta D. (2003). White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of northern hardwood forest. *Ecological Applications*, 13, 98–117.
- Hoy J., Hoy R., Seba D. & Kerstetter T. (2002). Genital abnormalities in white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in west-central Montana: pesticide exposure as a possible cause. *Journal of Environmental Biology*, 23(2).
- Hulme P. (2017). Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options: Alien species and climate change in Great Britain. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 92(3), 1297–1313.
- Hötker H., Oppermann R., Jahn T. & Bleil R. (2013). Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. *Julius-Kühn-Archiv*, 442.
- Kairikko J. & Ruola J. (2004). Valkohäntäpeura. Suomen metsästäjäliitto.
- Kekkonen J., Wikstrom M. & Brommer J. (2012). Heterozygosity in an isolated population of a large mammal founded by four individuals is predicted by an individual-based genetic model. *Plos One*, 7(9).
- Kekkonen J., Wikström M., Ala-Ajos I., Lappalainen V. & Brommer J. (2016). Growth and age structure in an introduced and hunted cervid population: white-tailed deer in Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 53(1–2), 69–80.
- Kie J. & Bowyer R. (1999). Sexual segregation in white-tailed deer: density-dependent changes in use of space, habitat selection, and dietary niche. *Journal of Mammalogy*, 80, 1004–1020.
- Koivisto A. (2017). Punahome on kauralla itävänkin siemenen ongelma. Maaseudun Tulevaisuus. <<http://www.maaseuduntulevaisuus.fi/maatalous/punahome-on-kaurallait%C3%A4v%C3%A4nkin-siemenen-ongelma-1.181634>> [Viitattu 1.12.2022]
- Kunttu P., Mussaari M. & Rytteri T. (2021). Kauriiden vaikutus luonnonkasveihin. *Lutukka*, 37, 92–112.
- Laki hukkakauran torjunnasta 2002/185. Annettu Helsingissä 8.3.2002.
- Laki vieraslajeista aiheutuvien riskien hallinnasta 2015/1709. Annettu Helsingissä 30.12.2015.
- Lehtiniemi M., Nummi P. & Leppäkoski E. (2016). Jättiputkesta citykaniin – Vieraslajit Suomessa. Docendo.
- Lehtonen I., Venäläinen A. & Gregow H. (2020). Ilmastonmuutoksen vaikutukset Suomessa metsänhoidon näkökulmasta. *Ilmatieteen laitos, raportteja*, 5.

- Lesk C., Anderson W., Rigden A., Coast O., Jägermeyr J., McDermid S., Davis K. & Konar M. (2022). Compound heat and moisture extreme impacts on global crop yields under climate change. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3, 872–889.
- Li Z. (2020). Spatiotemporal pattern models for bioaccumulation of pesticides in herbivores: An approximation theory for North American white-tailed deer. *Science of the Total Environment*, 737.
- Luomus (2021). Kasvientunnistuksen klassikko ja paljon muuta lajitietoa mahtuu nyt kännykkääsi, Helsingin yliopisto.
<<https://www.luomus.fi/fi/uutinen/kasvientunnistuksen-klassikko-paljon-muuta-lajitietoa-mahtuu-nyt-kannykkaasi>> [Viitattu 17.5.2022]
- Luonnonvarakeskus (2021). Käytössä oleva maatalousmaa ELY-keskuksittain.
<[Käytössä oleva maatalousmaa muuttujina Vuosi, ELY-keskus, Muuttuja ja Laji. PxWeb \(luke.fi\)](#)> [Viitattu 21.6.2022]
- Luonnonvarakeskus (2022). Hirvikannan lasku jatkui. Seurantajulkistus
<https://www.luke.fi/fi/seurannat/hirvikannan-seuranta/hirvikannan-lasku-jatkui>
[Viitattu 15.12.2022]
- Mack R., Simberloff D., Lonsdale W., Evans H., Clout M. & Bazzaz F. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689–710.
- Mainka S. & Howard G. (2010). Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*, 5(2), 102–111.
- Martinka C. (1968). Habitat relationships of white-tailed and mule deer in northern Montana. *The Journal of Wildlife Management*, 32(3), 558–565.
- Matala J. (2020). Hirvieläintuhot muuttuvassa ilmastossa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2020-10497. Tieteen tori: Metsien terveys nyt ja tulevaisuudessa.
- Matala J., Nikula A., Pellikka J., Aikio S., Forsman J., Henttonen H., Holmala K., Huitu O., Jauni M., Kojola I., Melin M., Paasivaara A. ja Pusenius J. (2021). Hirvieläinten vaikutuksia yhteiskuntaan, elinkeinoihin ja ekosysteemiin. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 38/2021, Luonnonvarakeskus, Helsinki.
- Mollot G., Pantel J. & Romanuk T. (2017). The effects of invasive species on the decline in species richness: A global meta-analysis. *Advances in Ecological Research*, 56.
- Mooney H. & Cleland E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10).

- Morris J., Hartl D., Knoll A., Lue R., Michael M., Berry A., Biewener A., Farrel, B. & Holbrook N. (2016). *Biology: how life works* (Toinen painos). W. H. Freeman & Company.
- Mossberg B., Stenberg L. & Vuokko S. (2007). *Maastokasvio*. Tammi.
- Myers J., Vellend M., Gardescu S. & Marks P. (2004). Seed dispersal by white-tailed deer: implications for long-distance dispersal, invasion, and migration of plants in eastern North America. *Oecologia*, 139, 35–44.
- Niemi M. (2016). *Animal-vehicle collisions: From knowledge to mitigation*. Finnish Society of Forest Science.
- Niemivuo-Lahti J. (2012). *Kansallinen vieraslajistrategia*. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Nikula A. (2021) *Metsätalouden ja hirvieläinten yhteensovittaminen*. Metsien kasvatusta muuttuvassa ilmastossa – KMS hankewebinaari 30.3.2021.
https://mmm.fi/documents/1410837/68087894/05+Mets%C3%A4talouden+ja+hirviel%C3%A4inten+yhteensovittaminen_Nikula.pdf/30389b1f-e6eb-03ae-2105-c60d4ba5f44e/05+Mets%C3%A4talouden+ja+hirviel%C3%A4inten+yhteensovittaminen_Nikula.pdf?t=1617172175102 [Viitattu 15.12.2021]
- Nissinen A., Vanhala P., Salo T., Lötjönen T., Outa P. & Piirainen A. (2003). Luomuvihannesten viljelykiertojen hallinta: onko viljelykiertosi nousukierre vai syösykiierre? Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, MTT:n selvityksiä 47.
- OIT = Otavan Iso Tietosanakirja (1964). Neljäs osa JYRS-KUUR: Keuruu, Kustannusosakeyhtiö Otavan kirjapaino, 686–687.
- Oksanen J., Simpson G., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O'Hara R., Solymos P., Stevens M. Henry H., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S., Evangelista H., Beatriz A., Fitz J., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M., Lahti L., McGlenn D., Ouellette M.-H., Cunha E., Smith T., Stier A., Braak C. & Weedon J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-2. <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>
- Orrock J., Witter M. & Reichman O. (2008). Apparent competition with an exotic plant reduces native plant establishment. *Ecology* (Durham), 89(4), 1168–1174.

- Paini D., Sheppard A., Cook D., De Barro P., Worner S. & Thomas M. (2016). Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS*, 113(27), 7575–7579.
- Parker K. (2003). Advances in the nutritional ecology of cervids at different scales. *Écoscience*, 10(4), 395–411.
- Peltonen-Sainio P., Jauhiainen L., Hakala K. & Ojanen H. (2010). Kasvukauden pitenemisen ja olosuhteiden muuttumisen vaikutukset alueellisiin viljelymahdollisuuksiin ja tuotantokykyyn Suomessa ilmaston lämmetessä. *Suomen Maataloustieteellisen Seuran Tiedote*, 26, 1–5.
- Poutanen J, Fuller A., Pusenius J., Royle J., Wikström M. & Brommer J. (2023). Density-habitat relationships of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in Finland. *Ecology & Evolution*, 13(1).
- Poutanen, J. (2020). Insights from unseen individuals – using non-invasive approaches to study population biology of white-tailed deer in Finland. *Turun Yliopiston Julkaisuja*, 367.
- Putman R., Langbein J., Green P. & Watson P. (2011). Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal Review*, 41(3), 175–196.
- QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic information system. Open-Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Redmond M., Davis T., Ferrenberg S. & Wion A. (2019). Resource allocation trade-offs in a mast-seeding conifer: piñon pine prioritizes reproduction over defence. *AoB Plants*, 11(6).
- Riistainfo (n.d.). Valkohäntäpeuran biologia, iän arvioiminen ja valikoiva metsästysverotus. <<https://www.riistainfo.fi/kurssi/valkohantapeuran-biologia-ian-arvioiminen-ja-valikoiva-metsastysverotus/>> [Viitattu 4.5.2021]
- Riistakolmiot (n.d.). Mitä on kolmiolaskenta. <Mitä on kolmiolaskenta - Riistakolmiot.fi> [Viitattu 2.8.2022]
- Riistavahinkolaki 2009/105. Annettu Helsingissä 27.2.2009.
- Riistavahinkorekisteri. (2021). <<https://riistavahinko.mmm.fi/login.html>> [Viitattu 5.5.2021]

- Rinta-Tassi M. (2014). Syysviljat uhkaavat tuhoutua ilman lumipeitteen suojaa. Yle Uutiset 22.1.2014. < <https://yle.fi/a/3-7044227> > [Viitattu 1.12.2022]
- Rooney T. (2009) High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology*, 202, 103–111.
- Root T., Price J., Hall K., Schneider S., Rosenzweig C. & Pounds J. A (2003). Fingerprints of global warming on animals and plants. *Nature*, 421, 57– 60.
- Roy H., Bacher S., Essl F., van der Velde G., Zenetos A. & Rabitsch W. (2019). Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology*, 25(3), 1032–1048.
- Ruokatieto (n.d.). Suomalaisia viljakasveja. <https://www.ruokatieto.fi/ruokakasvatus/ruokaketju-ruuan-matkapelloilta-poytaan/maatila/peltokasvit/suomalaisia-viljakasveja> [Viitattu 1.12.2022]
- Russell F., Zippin D. & Fowler N. (2001). Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants. *Plant Populations and Communities: A Review. The American Midland Naturalist*, 146, 1–26.
- Russell J. & Blackburn T. (2017). Invasive alien species: Denialism, disagreement, definitions, and dialogue. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(5), 312-314.
- Ryyppö L. (2016). Hirvieläinten aiheuttamat metsätuhot vuosina 2005–2014: Pirkanmaa ja Satakunta.
- Sakamoto Y., Ishiguro M. & Kitagawa G. (1986). Akaike information criterion statistics. D. Reidel Publishing Company.
- Smith W. (1991). *Odocoileus virginianus*. *Mammalian Species*, 388, 1-13.
- Stewart C., Mcshea W. & Piccolo B. (2007). The impact of white-tailed deer on agricultural landscapes in 3 national historical parks in Maryland. *The Journal of Wildlife Management*, 71(5), 1525–1530.
- Stockton S., Allombert S., Gaston A. & Martin J.-L. (2005). A natural experiment on the effects of high deer densities on the native flora of coastal temperate rain forests. *Biological Conservation*, 126(1), 118-128.
- Takeshi H., Yoshiki M., Hiroshi K., Shuhei Y. & Hayato I. (2014). Behavioral traits of damage-causing sika deer: Open land preference. *Mammal Study*, 39(1), 27–32.
- Tilastokeskus (2022) Riistaonnettomuudet 2017-2021 <[Riistaonnettomuudet muuttujina Alue, Osallinen eläinlaji, Vuosi ja Tiedot. PxWeb \(stat.fi\)](#)> [Viitattu 20.7.2022]

- Tonteri E., Jokelainen P., Matala J., Pusenius J. & Vapalahti O. (2016). Serological evidence of tick-borne encephalitis virus infection in moose and deer in Finland: sentinels for virus circulation. *Parasites & Vectors*, 9(1), 54–54.
- Tuominen M. (2018). Peurat ovat aiheuttaneet naantalilaisviljelijälle tuhansien eurojen lisäkustannukset: "Kyllähän ne kiukkua herättävät". *Maaseudun tulevaisuus, Maatalous*. <<https://www.maaseuduntulevaisuus.fi/maatalous/artikkeli-1.233965>> [Viitattu 12.5.2021]
- Viljelijän Avena Berner (n.d.). Tyypilliset viljelymaiden rikkakasvit. <<https://viljelijanberner.fi/rikkakasvit>> [Viitattu 17.5.2021]
- VYR (2013). Kauran viljelijän huoneentaulu. http://www.vyr.fi/document/1/72/471e9de/oppaat_ef526c3_kauran_viljelijan_huoneentaulu_suomi.pdf [Viitattu 1.12.2022]
- Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T., Fromentin J., Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.
- Welbourne D., Claridge A., Paull D., Lambert A., Rowcliffe M. & Disney M. (2016). How do passive infrared triggered camera traps operate and why does it matter? Breaking down common misconceptions. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(2), 77–83.
- Wen G., Ma B.-L., Shi Y., Liu K. & Chen W. (2023). Selection of oat (*Avena sativa* L.) drought-tolerant genotypes based on multiple yield-associated traits. *Journal of the Science of Food and Agriculture*.
- West B. & Parkhurst J. (2002). Interactions between deer damage, deer density, and stakeholder attitudes in Virginia. *Wildlife Society Bulletin*, 30(1), 139–147.
- Wikström M. (2018). Valkohäntäpeuran biologia – Metsästyksenjohtajan perustaidot. Suomen riistakeskus, riistainfo.fi. [Viitattu 4.5.2021]
- Zadoks J., Chang T. & Konzak C. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14, 415–421.

Liitteet

Liite 1. Koepeltokohtaiset keskiarvot sadon painosta.

Koepelto	Ruutu	Sadon painon keskiarvo (g)
A	Verrokki	49,4
A	Aitaus	107,4
B	Verrokki	86,0
B	Aitaus	134,6
C	Verrokki	247,8
C	Aitaus	230,4
D	Verrokki	277,3
D	Aitaus	396,8
E	Verrokki	112,5
E	Aitaus	232,0
F	Verrokki	394,4
F	Aitaus	361,6
G	Verrokki	450,3
G	Aitaus	552,8
H	Verrokki	176,7
H	Aitaus	324,2
I	Verrokki	207,5
I	Aitaus	250,8
J	Verrokki	416,8
J	Aitaus	410,6

Liite 2. Rikkakasviaineistoon perustuvassa ordinaatiossa käytetyt kasvilajien lyhenteet sekä niiden suomenkieliset nimet ja tieteelliset nimet.

Suomalainen nimi	Tieteellinen nimi	Lyhenne
Ristikukkaiskasvit	<i>Brassicaceae</i>	Brassicc
Lutukka	<i>Capsella bursa-pastori</i>	Capspast
Jauhosavikka	<i>Chenopodium album</i>	Chenalbu
Pelto-ohdake	<i>Cirsium arvense</i>	Cirsarve
Niittyjuola	<i>Elymus repens</i>	Elymrepe
Amerikanhorsma	<i>Epilobium adenocaulo</i>	Epiladen
Peltokorte	<i>Equisetum arvense</i>	Equiarve
Metsäkorte	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Equisylv
Peltoukonnauris	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Eryschei
Kiertotatar	<i>Fallopia convolvulus</i>	Fallconv
Peltoemäkki	<i>Fumaria officinalis</i>	Fumaoffi
Peltopillike	<i>Galeopsis bifida</i>	Galebifi
Kirjopillike	<i>Galeopsis speciosa</i>	Galespec
Peltomatara	<i>Galium spurium</i>	Galispur
Savijäkkärä	<i>Gnaphalium uliginosium</i>	Gnapulig
Keltanot	<i>Hieracium sp.</i>	Hiersp
Ohra	<i>Hordeum vulgare</i>	Hordvulg
Punapeippi	<i>Lamium purpureum</i>	Lamipurp
Linnunkaali	<i>Lapsana communis</i>	Lapscomm
Pihasaunio	<i>Matricaria discoidea</i>	Matrdisc
Peltolemmikki	<i>Myosotis arvensis</i>	Myosarve
Piharatamo	<i>Plantago major</i>	Planmajo
Kylänurmikka	<i>Poa annua</i>	Poaannu
Niittynurmikka	<i>Poa pratensis</i>	Poaprat
Pihatatar	<i>Polygonum aviculare</i>	Polyavic
Ukontatar	<i>Polygonum lapathifolium</i>	Polylapa
Kevätleinikki	<i>Ranunculus auricomus</i>	Ranuauri
Rönsyleinikki	<i>Ranunculus repens</i>	Ranurepe
Ruis	<i>Secale cereale</i>	Secacere
Peltovillakko	<i>Senecio vulgaris</i>	Senevulg
Peltovalvatti	<i>Sonchus arvensis</i>	Soncarve
Otavalvatti	<i>Sonchus asper</i>	Soncaspe
Peltohatikka	<i>Spergula arvensis</i>	Sperarve
Vesiheinä	<i>Stellaria media</i>	Stelmedi
Voikukat	<i>Taraxacum sp.</i>	Tarasp
Valkoapila	<i>Trifolium repens</i>	Trifrepe
Peltosaunio	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Tripinod
Vehnä	<i>Triticum aestivum</i>	Tritaest
Tädykkeet	<i>Veronica sp.</i>	Verosp

Hiirenvirna	<i>Vicia cracca</i>	Vicirac
Pelto-orvokki	<i>Viola arvensis</i>	Violarve

Liite 3. Koepeltokohtaiset peltoisuudet, metsäisyydet ja riistakamerahavainnot.

Koe- pelto	Peltoisuus (%)	Metsäisyys (%)	Valkohäntä- peura (lkm)	Hirvi (lkm)	Kissa (lkm)	Lintu (lkm)	Rusakko (lkm)	Kurki (lkm)	Kettu (lkm)	Ives (lkm)	Metsä- kauris (lkm)	Supikoira tai mäyrä (lkm)	Tuntema- ton (lkm)
F	13,7	72,1	44	2			8		2				1
G	11,5	77,6	60	9			7		1	1	1		
C	21,8	64,6	24				4						
D	32,7	57,9	129	3		1	6	4					1
A	32,1	55,6	147	3	1	1							
H	29,2	56,7	244				6	3					
B	18,0	64,8	82			8	1						
E	54,6	28,2	122			115	6						1
I	56,7	35,2	206	2		7	25		11		1	1	1
J	7,5	82,1	16										