



**TURUN
YLIOPISTO**

Matemaattis-luonnontieteellinen
tiedekunta

**Karjan metsälaidunnuksen ja kasvillisuuden vaikutus
perinnebiotoopin kovakuoriaisten (Coleoptera) ja luteiden
(Heteroptera) lajistoon ja monimuotoisuuteen**

Roni Seppä

Ekologia

Pro gradu -tutkielma

Laajuus: 30 op

Ohjaaja:

Jukka Suhonen

6.3.2023

Turku

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

Pääaine: Ekologia

Tekijä: Roni Seppä

Otsikko: Karjan metsälaidunnuksen ja kasvillisuuden vaikutus perinnebiotoopin kovakuoriaisten (Coleoptera) ja luteiden (Heteroptera) lajistoon ja monimuotoisuuteen

Ohjaaja: Jukka Suhonen

Sivumäärä: 41 sivua + liitteet 10 sivua

Päivämäärä: 6.3.2023

Hyönteisten monimuotoisuus on yhteydessä elinympäristön abiottisiin ja bioottisiin ominaisuuksiin, kuten kasvien monimuotoisuuteen, varjoisuuteen ja sekä elävän että lahon puun määrään. Ihmistoiminnalla on usein vaikutusta elinympäristön ominaisuuksiin, jolloin esimerkiksi pitkäaikaisen maatalouden seurauksena on muodostunut perinnebiotoopeja. Perinnebiotoopeissa on usein monia erilaisia elinympäristöjä ja ne ovatkin usein myös lajistoltaan monimuotoisia alueita. Perinteisten maatalouden menetelmien korvaaminen tehokkaammilla on johtanut perinnebiotooppien häviämiseen, jolloin niihin sopeutunut lajisto on myös vaarassa.

Tässä tutkielmassa tarkasteltiin Etelä-Suomessa sijaitsevan perinnebiotoopin lajistoa ja miten lajisto ja sen monimuotoisuus ovat yhteydessä elinympäristön ominaisuuksiin. Tarkastelluista elinympäristön ominaisuuksista keskeisimpänä oli tutkimusalueella uudelleen aloitetun perinteisen karjan metsälaidunnuksen mahdolliset vaikutukset lajistoon. Tämän lisäksi, tarkasteltuja ominaisuuksia olivat myös putkilokasvien monimuotoisuus, aluskasvillisuuden peittävyys, puuston tilavuus ja latvuspeittävyys. Näiden ominaisuuksien yhteyttä lajiaineistoon tarkasteltiin lineaaristen mallien ja monimuuttujamenetelmien avulla.

Havaintoaikana, tutkimusalueella havaittiin 285 lajia kovakuoriaisia ja luteita, joista 7 oli uhanalaista. Havaituista uhanalaisista ja harvinaisista lajeista monien ensi- tai toissijaisia elinympäristöjä olivat perinnebiotoopit tai niissä usein olevat kuivat niityt. Karjan metsälaidunnuksella havaittiin olevan positiivinen yhteys lähes kaikkiin tarkasteltuihin kovakuoriaisryhmiin, mutta kärsäkkäisiin ja luteisiin sillä ei ollut vaikutusta. Laidunnetun alueen kovakuoriaislajisto oli omanlaisensa muuhun tutkimusalueeseen verrattuna, mutta luteiden osalta vastaavaa ei havaittu. Muiden tarkasteltujen elinympäristön ominaisuuksien osalta yhteys monimuotoisuuteen vaihteli lajiryhmittäin ja useimmissa tapauksissa merkittävää yhteyttä ei ollut. Toisaalta, esimerkiksi kasvi- ja hyönteislajiston välillä oli positiivinen korrelaatio, eli kasvillisuudeltaan samankaltaisissa paikoissa myös hyönteislajisto oli samankaltainen.

Elinympäristön ominaisuuksien vaikutus kovakuoriais- ja ludelajistoon on varsin ilmeisesti seurausta lajien vaatimuksista elinympäristönsä suhteen. Tämän lisäksi, on todennäköistä, että tietynlainen kasvilajisto johtaa tietynlaisen hyönteisyhteisön muodostumiseen. Perinnebiotoopin ennallistamisessa keskitytäänkin usein ensisijaisesti kasvillisuuteen, jonka muokkaamisen toivotaan edesauttavan halutunlaisen eliöyhteisön muodostumista tai palaamista alueelle.

Avainsanat: Perinnebiotoopit, Kovakuoriaiset, Luteet, Monimuotoisuus

Sisällysluettelo

1. Johdanto.....	1
1.1 Ihmistoiminta ja monimuotoisuus.....	1
1.2 Perinnebiotoopit.....	2
1.3 Perinnebiotooppien jalopuut.....	4
1.4 Kovakuoriaiset ja luteet.....	5
1.5 Tutkielman tavoitteet.....	7
2. Menetelmät.....	8
2.1 Tutkimusalue.....	8
2.2 Lajiaineisto.....	10
2.3 Ympäristön ominaisuuksien mittaaminen.....	15
2.4 Tilastanalyysit.....	16
3. Tulokset.....	19
3.1 Havaitut lajimäärät ja arviot todellisista lajimääristä.....	19
3.2 Lineaariset mallit.....	23
3.3 Monimuuttujamenetelmät.....	28
4. Pohdinta.....	30
4.1 Kovakuoriaisten ja luteiden laji- ja yksilömäärät.....	30
4.2 Ympäristön ominaisuuksien yhteys kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuuteen.....	31
4.3 Perinnebiotoopin monimuotoisuuden suojele.....	33
4.4 Yhteenveto.....	34
5. Kiitokset.....	35
6. Viitteet.....	36
7. Liitteet.....	42
Liite 1. Käytettyjen välineiden kuvaukset.....	42
Liite 2. Puuston tilavuuden laskeminen.....	44
Liite 3. Lajilista.....	46

1. Johdanto

1.1 Ihmistoiminta ja monimuotoisuus

Ihmistoiminnalla on usein merkittävä vaikutus toiminnan vaikutuspiirissä oleviin lajeihin, elinympäristöihin ja ekosysteemeihin. Valitettavan usein tämä vaikutus on luonnon monimuotoisuudelle haitallinen, elinympäristöjen ja ekosysteemien vaurioitumisen myötä. Esimerkiksi, elinympäristöjen pirstoutuminen, tuhoutuminen ja niiden laadun heikkeneminen ovat osa merkittävimmistä luonnon monimuotoisuutta uhkaavista tekijöistä (Primack 2014).

Elinympäristöjen ja ekosysteemien vaurioitumisesta seuraava luonnon monimuotoisuuden heikkeneminen tapahtuu usein monella monimuotoisuuden tasolla. Luonnon monimuotoisuus jaetaan selkeyden ja tasojen välisten erojen vuoksi yleensä kolmeen eri tasoon, jotka ovat geneettinen, lajien ja ekosysteemien monimuotoisuus. Näiden tasojen lisäksi, voidaan monimuotoisuutta tarkastella myös lajiston toiminnallisten erojen tai fylogenian kannalta. Toiminnallinen monimuotoisuus kuvaa lajiston ekologista monimuotoisuutta eli kuinka useita erilaisia toimintoja tarkasteltavan alueen lajistolla on eliöyhteisön ja ekosysteemin kannalta (Petchey & Gaston 2006). Fylogeneettinen monimuotoisuus taas kuvaa tarkasteltavan alueen lajiston sukulaisuutta eli kuinka läheistä sukua alueen lajit keskimäärin ovat (Miller et al. 2018).

Eri monimuotoisuuden tasoista ja tyypeistä kenties eniten käytetty ja tutkittu on lajien monimuotoisuus, joka perustuu tarkasteltavalla alueella elävien lajien määrään ja niiden runsaussuhteisiin (engl. *evenness*) (Magurran & McGill 2010). Lajien monimuotoisuutta tarkastellaan usein käyttäen käsitteitä alfa-, beeta- ja gamma-diversiteetti, jotka kuvaavat monimuotoisuuden eri ulottuvuuksia. Näistä alfa-diversiteetti (α) kuvaa tietyn kohteen monimuotoisuutta, beeta-diversiteetti (β) kohteiden välistä lajiston tai monimuotoisuuden muutosta ja gamma-diversiteetti (γ) maisematason monimuotoisuutta (useita kohteita). Lajien määrään ja runsaussuhteisiin vaikuttavat voimakkaasti tarkasteltavalla alueella olevien erilaisten elinympäristöjen määrä ja niiden laatu, jotka perustuvat suurelta osin alueen abioottisiin ja bioottisiin ominaisuuksiin. Jotta jokin laji voi levittäytyä ja elää tietyllä alueella, on jonkin alueella olevan elinympäristön vastattava lajin ekologisia tarpeita (vaatimukset abioottisten ja bioottisten ominaisuuksien suhteen). Eli, mitä useampia erilaisia elinympäristöjä

alueella on, sitä useamman lajin on mahdollista löytää alueelta tarvitsemansa tai suosimansa kaltainen elinympäristö. Esimerkiksi maatalousalueilla, elinympäristöjen heterogeenisyyden on havaittu lisäävän lajiston monimuotoisuutta monella eri mittakaavalla (Benton et al. 2003). Toisaalta, mitä useampia erilaisia elinympäristöjä alueella on, sitä pienempiä ne ovat, jolloin liian pieni elinympäristö tai haitallinen reunavaikutus voivat rajoittaa lajien levittäytymistä ja sopeutumista näihin elinympäristöihin (Fahrig 2003).

1.2 Perinnebiotoopit

Mitä pidempään alueella on ollut ihmistoimintaa, sitä todennäköisemmin ja enemmän ovat alueen elinympäristöt ja ekosysteemit muuttuneet ihmistoiminnan seurauksena. Kenties pisimpään ihmistoiminnan vaikutuksen alaisena olleita luontotyyppisiä ovat perinnebiotoopit, joissa perinteiset maatalouden menetelmät, kuten niittäminen ja karjanlaidunnus sekä metsänhoidolliset toimenpiteet, kuten lehdestys (puiden latvomisen ja oksien keruu), ylläpitävät monimuotoisia niittyjä ja metsälaitumia (Ympäristöministeriö 2016; Lehtomaa et al. 2018a).

Karjanlaidunnuksella on havaittu olevan merkittävä vaikutus alueen kasvi- ja hyönteislajistoon, mutta vaikutuksen suunta voi vaihdella (Hart 2001; Zhu et al. 2012; Török et al. 2014). Kenties yleisemmin karjanlaidunnuksen on havaittu vaikuttavan positiivisesti laidunnetun alueen lajiston monimuotoisuuteen (Hart 2001; Török et al. 2014), mutta esimerkiksi kasvilajiston monimuotoisuuden ollessa korkea, voi karjanlaidunnus olla myös haitallista (Zhu et al. 2012). Karjanlaidunnuksen hyödyllisyyden monimuotoisuuden kannalta on arveltu perustuvan moniin tekijöihin. Kasvinsyöjät voivat esimerkiksi suosia yleisimpiä ravintokasveja, jolloin harvalukuisemmilla, kilpailutilanteessa heikommilla lajeilla voi olla enemmän kasvutilaa (Hart 2001). Tämän lisäksi, karjanlaidunnuksessa syntyvät lantakasat voivat tarjota ravinteita tai ravintoa, runsaasti ravinteita tarvitseville kasveille tai lantaan erikoistuneille hyönteisille (Pykälä 2001; Pykälä 2003). Lisää vaihtelua laitumen kasvillisuudessa voi aiheuttaa laiduntavan karjan laji ja rotu, koska karjan suosimat ravintokasvit ja ravinnonkäyttö vaihtelevat (Pykälä 2001). Esimerkiksi, nautakarja syö suhteellisen tasaisesti kaikkea maanpinnan kasvillisuutta, kun taas vuohet ovat valikoivampia, mutta suosivat myös puuvartisia kasveja (Pykälä 2001).

Lehdestyksen vaikutukset lajiston monimuotoisuuteen perustuvat suurelta osin elinympäristön rakenteen monipuolisuuteen ja tehokkaaseen ravinnekiertoon (Pykälä 2001). Näiden seurauksena muodostuu lehdestettyjen puiden ympärille usein monimuotoinen lajityhteisö, koska esimerkiksi lahoava puu- ja lehtiaines tarjoaa runsaasti ravinteita ja lahoppua niitä tarvitseville lajeille (Pykälä 2001; Pykälä 2003; Ympäristöministeriö 2016). Lehdestyksen lisäksi, metsänhoidolliset toimenpiteet, kuten kulotus ja kaskeaminen, voivat palaneesta biomassasta vapautuneiden ravinteiden ja vapautuneen tilan kautta suosia tiettyjä kasvi- ja eläinlajeja (Pykälä 2001).

Perinteisen maatalouden menetelmät vaikuttavat usein voimakkaimmin kasvilajistoon, joka taas vaikuttaa alueelle muodostuvaan eläinlajistoon. Tämä perustuu kasvillisuuden perustuotantoon (aurionvalon sitominen kasvien biomassaan), joka on yksi elinympäristöjen merkittävimmistä biottisista ominaisuuksista. Perustuotannon tarjoama energia on perusta kaikille ylemmille trofiatasoille (kasvinsyöjät, keskitason pedot, huippupedot jne.), mahdollistaen monimuotoisen ravintoverkon muodostumisen. Esimerkiksi, putkilokasvien monimuotoisuuden ollessa korkea, löytyy elinympäristöstä todennäköisemmin myös uhanalaisia lajeja (Suomi et al. 1997). Kasvillisuuden perustuotannon määrä riippuu alueen abioottisista ominaisuuksista (ravinteiden, hiilidioksidin ja auringonvalon määrä) ja kasvilajiston monimuotoisuudesta (Tilman 1999; Sonkoly et al. 2019). Yleisesti onkin havaittu, että mitä monimuotoisempi alueen lajisto on, sitä tehokkaammin kyseinen eliöyhteisö tuottaa biomassaa (Cardinale et al. 2012). Perustuotannon lisäksi, kasvillisuus on merkittävä osa elinympäristöjen kolmiulotteista rakennetta, jonka monimutkaisuudella voi olla merkitystä eläinten tarvitsemien suojapaikkojen kannalta (Kostylev et al. 2005). Elinympäristön rakenne voi myös vaikuttaa paikalliseen mikroilmastoon ja lajistoon varjoisuuden ja lämpötilan kautta, josta saattaa olla hyötyä esimerkiksi varjoisten paikkojen kasveille (Mendenhall et al. 2016; Milling et al. 2018).

Kasvilajiston ja aluskasvillisuuden lisäksi, yksi voimakkaimmin ihmistoiminnan muokkaama elinympäristön piirre on latvuspeittävyys. Latvuspeittävyys tarkoittaa kasvillisuuden (käytännössä puuston) peittämää osuutta tietyn alueen yläpuolella, josta aiheutuva varjoisuus voi vaikuttaa alueen lajistoon (Mendenhall et al. 2016). Esimerkiksi, useat hyönteiset suosivat suhteellisesti valoisampia ja lämpimämpiä elinympäristöjä, jolloin korkea latvuspeittävyys voi alentaa hyönteisten monimuotoisuutta (Pykälä 2001). Latvuspeittävyys vaikuttavat sekä luonnollisesti

latvustoon syntyvät aukot (puiden kaatuminen, metsäpalot) että ihmistoiminnasta aiheutuva latvuston harventuminen (metsänhakkuu, kulotus ja kaskeaminen). Näiden lisäksi, voi latvuston harventuminen olla seurausta alueella laiduntavasta karjasta, koska osa puun taimista tulee syödyksi tai tallautuu. Tällöin latvuston uusiutuminen voi hidastua tai laidunnus voi jopa ylläpitää pysyviä avoimia kohtia, joissa lämpöä ja valoa tarvitsevien kasvien ja hyönteisten monimuotoisuus on korkeampi. Tällainen karjanlaidunnuksen vaikutus latvuspeittävyteen muodostuu kuitenkin hyvin pitkällä aikajänteellä, koska aikuisiin puihin karja ei juurikaan vaikuta.

Monien erilaisten elinympäristöjen myötä, on perinnebiotooppien lajimäärä usein runsas, mutta elinympäristöjen laadusta riippuen, voi suuri osa lajistosta olla yleisiä lajeja (Summerville & Crist 2001; Robinson & Sutherland 2002). Lisäksi ekologisesti erilaisten lajien välillä on usein eroja niiden suhtautumisessa perinteiseen maatalouteen (Bengtsson et al. 2005). Tästä huolimatta, yleisempien lajien lisäksi monet uhanalaiset lajit esiintyvät pääasiallisesti perinnebiotoopeissa tai käyttävät perinnebiotooppeja toissijaisena elinympäristönä (Hyvärinen et al. 2019). Monien näiden lajien uhanalaisuus onkin seurausta perinnebiotooppien häviämisestä tai niiden laadun heikkenemisestä (Hyvärinen et al. 2019). Perinnebiotooppien häviäminen ja laadun heikkeneminen on usein seurausta maatalouden intensiteetin kasvusta, etäisten ja tuottamattomien maatalousalueiden hylkäämisestä ja maatalousalueille rakentamisesta (Stoate et al. 2001; Robinson & Sutherland 2002; Geiger et al. 2010). Näistä muutoksista johtuen, on perinnebiotoopeista tullut yksi Euroopan ja Suomen uhanalaisimmista luontotyypeistä (Robinson & Sutherland 2002; Lehtomaa et al. 2018a; Lehtomaa et al. 2018b).

1.3 Perinnebiotooppien jalopuut

Eräs perinnebiotoopeille tyypillinen piirre on jalopuiden suhteellinen runsaus, jonka taustalla on näiden pitkään asuttujen alueiden pitkä historia puutarhojen ja koristekasvien saralla. Tällä voi olla suuri merkitys jalopuista riippuvaisten lajien monimuotoisuudelle perinnebiotoopeissa, mutta myös koko Suomen tasolla, kun otetaan huomioon jalopuiden suhteellinen harvinaisuus Suomessa. Tämän lisäksi, koska jalopuita on yleensä pidetty koristekasveina, ovat ne usein saaneet kasvaa vanhoiksi, jolloin ne ovat kookkaita ja eriasteisesti lahonneita. Vanhat jalopuut voivatkin tarjota

monille lajeille elinympäristön, joka on Suomen talousmetsistä pitkälti hävinnyt puuston tehokkaan käytön myötä.

1.4 Kovakuoriaiset ja luteet

Hyönteiset ovat maailman monimuotoisin eläinkunnan luokka ja niitä tavataan lähes kaikissa elinympäristöissä (Primack 2014). Hyönteisten monimuotoisuudesta ja suuresta biomassasta johtuen, on hyönteisillä suuri merkitys ekosysteemien ja niissä elävien lajien kannalta. Hyönteiset voivat esimerkiksi valikoivan kasvinsyönnin kautta muokata elinympäristönsä kasvilajistoa, mikä voi mahdollistaa kilpailutilanteessa heikompien kasvilajien kasvun. Hyönteiset ovat myös merkittävä osa useiden eläinten ruokavaliota (joko osin tai kokonaan), jolloin korkeampien trofiatasojen olemassaolo voi olla hyönteisten määrästä riippuvaista. Hyönteisten merkityksestä johtuen, jos hyönteislajistossa tapahtuu muutoksia, seuraa siitä usein myös muutoksia muissa alueen eliöryhmissä.

Hyönteiset ovat myös arvokkaita bioindikaattoreita, eli lajeja, joiden määrästä tai monimuotoisuudesta voidaan arvioida ympäristön tilannetta, yhden tai useamman ympäristön ominaisuuden suhteen. Hyönteisten merkitys bioindikaattoreina perustuu niiden ekologiseen merkittävyyteen, niiden monimuotoisuuteen ja suureen osuuteen terrestristen ekosysteemien biomassasta, ja niitä onkin käytetty bioindikaattoreina pitkään (McGeoch 1998; Gerlach et al. 2013). Lajiston monimuotoisuuden lisäksi, hyönteiset ovat monimuotoisia morfologian että ekologian osalta ja ne kuvastavat usein eliöyhteisön rakennetta paremmin kuin selkärangaiset (Niemelä 2000; McGeoch 1998; Gerlach et al. 2013). Toisaalta, koska hyönteiset ovat ekologiaaltaan hyvin erilaisia, eri hyönteisryhmät myös suhtautuvat usein eri lailla ympäristön muutoksiin. Tällöin useampien hyönteisryhmien käyttäminen bioindikaattoreina voi kuvata ympäristössä tapahtuvia muutoksia kattavammin.

Hyönteiset ovat usein riippuvaisia kasvillisuuden tarjoamasta ravinnosta, suojasta sekä pesäpaikoista ja monet hyönteislajit ovatkin erikoistuneet tietyn kasviheimon käyttämiseen (Forister et al. 2015). Korkeasta erikoistumisen asteesta johtuen, hyönteiset voivat olla erityisen haavoittuvaisia ympäristön ja kasvillisuuden muutoksien suhteen. Tästä johtuen, on perinnebiotooppien hyönteislajisto merkittävän uhan alla, kun maatalousalueiden kasvillisuudessa ja kasvillisuuden rakenteessa tapahtuu

muutoksia (esim. perinnebiotooppien kasvilajien häviäminen, avoimien elinympäristöjen umpeenkasvaminen). Kasvinsyöjien lisäksi, kasvilajiston muutoksilla on usein myös kaskadivaikutuksia peto- ja loishyönteisiin, eli pedoille ja loisille on tarjolla vähemmän ravintoa, koska kasvinsyöjien määrä laskee niiden käyttämän ravinnon harvinaistuessa. Kasvien ja muiden eläinten lisäksi, useat hyönteiset käyttävät ravintonaan lahoppuuta ja useat niistä myös elävät osan elinkierrostaan lahoppuun sisällä. Tästä johtuen, lahoppuun määrä on yksi tärkeimmistä erityisesti kovakuoriaisten monimuotoisuuden vaikuttavista elinympäristön ominaisuuksista (Rutanen 1994; Suomi et al. 1997). Lahoppuun ominaisuudet, kuten ravintopitoisuus, lujuus ja näiden muutos ajan suhteen, voivat vaihdella eri puulajien välillä, jolloin on myös mahdollista, että tietyn puulajin lahoppuussa elää kyseisen kaltaiseen lahoppuuhun erikoistuneita hyönteisiä. Yleisesti ottaen, elinympäristön kasvilajisto (aluskasvillisuus ja puusto) voi vaikuttaa merkittävästi alueella elävien hyönteisten monimuotoisuuteen. Tällöin, mitä matalammaksi perinnebiotooppien kasvilajiston monimuotoisuus laskee, sitä matalampi on todennäköisesti myös alueella elävien hyönteisten monimuotoisuus.

Hyönteiset ovat tärkeitä ekosysteemien, niissä elävien lajien ja ihmisen kannalta, mutta hyönteisten suojeleminen voi olla haastavaa. Jotta hyönteisiä voidaan suojella, on ymmärrettävä niiden tarpeet ja sietokyky ympäristön ominaisuuksien suhteen. Erityisesti ihmisen muokkaamissa elinympäristöissä, kuten perinnebiotoopeissa, on keskeistä tietää, esimerkiksi miten ihmistoiminta, elinympäristön ominaisuudet ja kasvilajisto ovat yhteydessä hyönteislajistoon. Mitä tarkemmin perinnebiotoopin lajiston yhteys ihmistoiminnan muokkaamiin ympäristön ominaisuuksiin tunnetaan, sitä todennäköisemmin osataan näitä elinympäristöjä ylläpitää soveltuvin menetelmin. Koska eri hyönteisryhmien yhteys ympäristön ominaisuuksiin on todennäköisesti erilainen, on tätä yhteyttä tarkasteltava ryhmäkohtaisesti.

Tämän tutkielman tutkittaviksi hyönteisryhmiksi valittiin kovakuoriaiset (Coleoptera) ja luteet (Heteroptera). Kyseisten hyönteisryhmien valinnan taustalla oli sekä niiden pyydystettävyys ja tunnistamisen suhteellinen helppous, mutta myös henkilökohtainen mielenkiinto kyseisiä ryhmiä kohtaan. Tämän lisäksi, kovakuoriaiset ovat yksi yleisimmin bioindikaattorina käytetyistä hyönteisryhmistä, joista erityisesti maakiitäjäisten heimoa (Carabidae) käytetään usein bioindikaattorina (Niemelä 2000; Rainio & Niemelä 2003; Koivula 2011; Gerlach et al. 2013). Maakiitäjäiset voivat olla esimerkiksi hyviä ihmisen aiheuttamien muutoksien ja ympäristömyrkkujen

indikaattoreita, mutta ne eivät välttämättä kuvaa hyvin muiden taksoneiden runsautta (Koivula 2011). Luteet (Heteroptera) taas voivat olla hyvä uhanalaisten lajien runsauden indikaattori (Suomi et al. 1997; Niemelä 2000; Gerlach et al. 2013). Kovakuoriaisten monimuotoisuuden on lisäksi havaittu olevan korkeampi ympäristön kasvillisuuden ollessa kotoperäinen, jolloin matala kovakuoriaisten monimuotoisuus voi mahdollisesti toimia vierasperäisten kasvien indikaattorina (Crisp et al. 1998). Käytettäessä yhdessä, voidaan kovakuoriaisten ja luteiden avulla muodostaa suhteellisen kattava arvio perinnebiotoopin tilanteesta ihmisen aiheuttamien häiriöiden sekä uhanalaisten ja vierasperäisten lajien suhteen.

1.5 Tutkielman tavoitteet

Tämän tutkielman alkuperä ja tavoitteet liittyvät Saaren kartanon ympäristössä suoritettuun lajistoinventaarioon, jossa tarkoituksena on ollut kartoittaa alueen lajistoa ja sen monimuotoisuutta. Koska tällaisissa inventaarioissa lajiston tarkastelu jää usein varsin pinnalliselle tasolle, on tämän tutkielman tavoitteena perehtyä tarkemmin kartanon alueen kovakuoriaisiin ja luteisiin. Tämän tutkielman tavoitteena on perehtyä kyseisten hyönteisryhmien ja ympäristön ominaisuuksien välisiin yhteyksiin sekä lajiston että monimuotoisuuden osalta. Koska kovakuoriaisiin ja luteisiin vaikuttavia ympäristön ominaisuuksia on usein lukuisia, keskitytään tässä tutkielmassa käytännön syistä vain osaan mahdollisista tekijöistä. Ympäristön ominaisuuksien valinnan perusteena käytettiin sekä niiden ekologista merkittävyyttä (joko tunnettua tai arveltua) että niiden mittaamisen helppoutta (helposti mitattavalla ympäristön ominaisuudella voi olla potentiaalia esimerkiksi lajiston indikaattorina). Tarkasteltaviksi ympäristön ominaisuuksiksi valittiin karjan metsälaidunnus, putkilokasvien monimuotoisuus, aluskasvillisuuden peittävyys, puuston tilavuus ja latvuspeittävyys. Erityisen mielenkiinnon kohteena olivat karjan metsälaidunnuksen ja kasvien monimuotoisuuden yhteys kovakuoriaisiin ja luteisiin. Varsinkin karjan metsälaidunnuksen mahdolliset vaikutukset lajistoon oli keskeisessä asemassa tässä tutkielmassa, koska kyseinen perinteisen maatalouden menetelmä oli hiljattain otettu uudelleen käyttöön osassa tutkimusalueetta. Havaittujen kovakuoriais- ja ludeyhteisöjen sekä niiden monimuotoisuuden yhteyttä valittuihin ympäristön piirteisiin tarkasteltiin tämän tutkielman hypoteesien kannalta, jotka olivat:

1) Kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuus ovat yhteydessä ympäristön ominaisuuksiin.

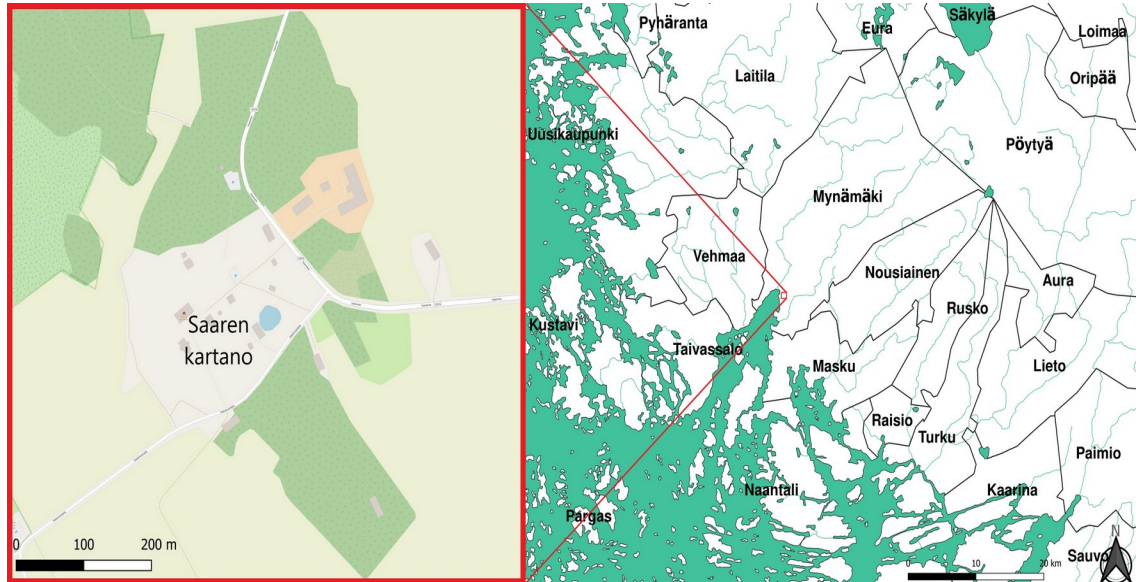
2) Alueiden väliset erot kovakuoriais- ja ludelajistossa (beeta-diversiteetti) ovat yhteydessä ympäristön ominaisuuksiin.

Useimpien tarkasteltujen ympäristön ominaisuuksien osalta ei ollut odotuksia niiden vaikutuksen suunnan tai suuruuden suhteen, mutta karjan metsälaidunnuksella odotettiin olevan positiivinen vaikutus, aikaisempiin tutkimuksiin perustuen (Hart 2001; Zhu et al. 2012; Török et al. 2014).

2. Menetelmät

2.1 Tutkimusalue

Perinnebiotoopin ympäristön ominaisuuksien yhteyttä kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuuteen tarkasteltiin Lounais-Suomessa sijaitsevan Saaren kartanon ympäristössä (Kuva 1). Tässä tutkielmassa käytetyt aineistot kerättiin kartanon mäeltä ja sen ympärillä kasvavasta metsiköstä. Saaren kartano on yksi Suomen vanhimmista maatalon kartanoista ja alue on toiminut merkittävänä kauppapaikkana 1200-luvulta lähtien, mutta todennäköisesti myös jo tätä aiemmin (Virrankoski 2008). Kyseinen alue on aikanaan ollut nimensä mukaisesti saari, mutta maankohoamisen seurauksena ovat Saaren ja manner-Suomen väliset merialueet kuroutuneet umpeen viimeistään 1500-luvulla (Uotila 2008). Maatalouden määrä ja merkitys Saaren alueella on kasvanut alueen asuttamisesta lähtien, koska maankohoamisen seurauksena on entisen saaren ympärille avautunut runsaasti laakeita ja ravinteikkaita maanviljelyyn soveltuvia alueita (Uotila 2008). Viimeistään 1500-luvulla Saaren kartanosta oli kehittynyt merkittävä maatalouden keskus, jossa viljeltiin vuotuisesti noin 20 hehtaaria peltoa ja pidettiin sadoittain erilaisia karjaeläimiä (Haggrén 2008). Saaren alueen maatalous ja sen laajentuminen ovat jatkuneet nykyhetkeen asti ilman merkittäviä takaiskuja ja Saaren kartanon ympärillä olevien peltojen ala on kasvanut noin 150 hehtaariin (1 km säteellä kartanosta) (Maanmittauslaitos 2022).



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti Lounais-Suomessa, Mietoisten lahden itäisellä rannalla (kartan lähde: Maanmittaislaitoksen karttapalvelu).

Pitkäaikaisen ja yhtämittaisen ihmistoiminnan seurauksena, ovat Saaren kartanon alueella olevat perinnebiotoopit varsin vakiintuneita. Alueella esiintyy siis mahdollisesti runsainkin määrin perinnebiotoopeille tyypillisiä kasvilajeja ja näihin erikoistuneita hyönteisiä. Toisaalta, viimeisen vuosisadan aikana tapahtuneet maatalouden muutokset, kuten karjan metsälaidunnuksen loppuminen, peltojen määrän kasvu ja yleistynyt lannoitteiden käyttö, ovat todennäköisesti johtaneet useiden perinnebiotooppien lajien häviämiseen myös Saaren alueelta. Erityisesti niittyjen ja ketojen määrän laskulla on todennäköisesti ollut merkittävä vaikutus alueen perinnebiotooppien lajistoon. Niittyjen ja ketojen määrän lasku on pääasiallisesti ollut seurausta karjatalouden taantumisesta (niittyjä ja ketoja ei ole enää tarvittu karjan laitumiksi) ja peltojen määrän lisäämisestä (uusia peltoja on usein perustettu kyntämällä niittyjä ja ketoja). Niittyjen ja ketojen määrän lasku onkin tapahtunut samanaikaisesti karjanlaidunnuksen vähentymisen ja maatalouden modernisaation kanssa (sekä Saaren alueella että Suomessa yleisesti) (Lehtinen 2008). Niittyjen ja ketojen määrän lasku on ollut erityisen nopeaa 1800-luvun loppupuolelta eteenpäin, jona aikana suurin osa alueen niityistä ja kedoista on muokattu pelloiksi (Lehtinen 2008).

Maatalous Saaren alueella on ollut hyvin omanlaatuista aikavälillä 1959–2006, jona aikana Saaren kartano ja sitä ympäröivät pellot toimivat Maatalouden tutkimuskeskuksen tutkimusasemana (Nurminen 2008). Maatalouden tutkimuskeskus (nykyisin osa Luonnonvarakeskusta, LUKE) suoritti alueella useita maatalouteen liittyviä kokeita esimerkiksi, hyötykasvien viljelyyn ja viljelytekniisiin menetelmiin

liittyen (Nurminen 2008). Koska näissä kokeissa on tutkittu samanaikaisesti useita eri hyötykasveja, on kartanon alueen kasvilajisto ollut tavallista peltoa monimuotoisempi. Tästä huolimatta, on kartanoa ympäröivän perinnebiotoopin laatu todennäköisesti heikentynyt tänä aikana, koska perinteisten menetelmien sijaan on alueella käytetty tehokkaampia moderneja maatalouden menetelmiä. Yksi merkittävimmistä muutoksista alueen maataloudessa tutkimuskeskuksen aikana on ollut karjanhoidon lopettaminen. Vaikka karjankasvatukseen liittyviä kokeita suoritettiin alueella vielä vuoteen 1968 asti, luovuttiin vastaavista kokeista navetassa sattuneen tulipalon johdosta. Tästä seurannut karjanlaidunnuksen loppuminen alueella on johtanut aikaisemmin laidunnettujen alueiden umpeenkasvamiseen, kun karjaa ei enää ole ollut säätelemässä kasvillisuuden määrää.

Koneen säätöön ostaessa Saaren kartanon vuonna 2006, olivat kartanoa ympäröivät metsät jo pitkälti umpeenkasvaneet ja alueen niittyjen määrä on ollut pieni. Alueella tapahtuvan rakennuksien ennallistamistoiminnan ohessa, on sekä alueen lajiston monimuotoisuutta että elinympäristöjen kuntoa pyritty ehostamaan. Esimerkiksi kartanoa ympäröivien metsien avoimuutta on pyritty palauttamaan raivaamalla niihin ilmaantunutta pensaikkoa ja samalla on metsiin jätetty puumassaa lahopuun lähteeksi. Tämän lisäksi, kartanoa ympäröivissä metsissä on viime vuosina myös ryhdytty laiduntamaan karjaa, karjanlaidunnuksen ylläpitämien elinympäristöjen palauttamiseksi.

2.2 Lajiaineisto

Lajiston ja ympäristön välisten yhteyksien tutkimiseksi, on tutkittavan alueen lajistosta kerättävä tietoa. Hyönteisten ja muiden pienten eläinten osalta tämä vaatii lähes aina niiden pyydystämistä, koska pieniä eläimiä on vaikeaa havainnoida kattavasti, saatika tunnistaa maastossa. Hyönteisten pyydystyksessä käytetään sekä aktiivisia että passiivisia pyydystysmenetelmiä (Gullan & Cranston 2010). Aktiiviset pyydystysmenetelmät, kuten hyönteisten pyydystäminen haavilla, pinseteillä tai sormin, ovat tehokkaita erityisesti hitaasti liikkuvien ja vähän lentävien lajien pyydystämisessä (Gullan & Cranston 2010). Toisaalta, esimerkiksi haavia käytetään myös nopeasti liikkuvien hyönteisten, kuten perhosten ja sudenkorentojen, pyydystämisessä, mutta tällöin pyydystettyjen hyönteisten määrä on usein pieni. Passiiviset pyydystysmenetelmät, kuten erilaiset pyydykset, ansat ja rysät, taas ovat tehokkaita

runsaasti liikkuvien tai houkuteltavissa olevien hyönteisten pyydystämisessä (Gullan & Cranston 2010). Koska eri menetelmät pyydystävät tehokkaasti erilaisia hyönteisiä, saadaan lajiyhteisöstä kattavampi kuva käytettäessä useita pyydystysmenetelmiä yhdessä. Tähän perustuen, tämän tutkielman hyönteislajineisto kerättiin ristikkoikkunapyydyksien, loukkupurkkien ja kenttähaavin avulla, joilla saadaan pyydystettyä hyönteisiä elinympäristön eri tasoilta (mm. maanpinnalta, puiden alaosista ja aluskasvillisuudesta).

Ristikkoikkunapyydyksen toiminta perustuu kahteen ristikkäiseen läpinäkyvään levyyn (ns. ”ikkunat”), johon törmäävät lentävät hyönteiset putoavat levyn alapuolella olevaan keräysastiaan. Keräysastiaan laitetaan ainetta, joka sekä tappaa että säilöo keräyspulloon päätyvät hyönteiset. Tässä tutkielmassa käytettyjen ikkunapyydyksen levyt olivat kooltaan 450 mm x 340 mm ja suppiloiden halkaisija oli 340 mm (Liite 1). Ikkunapyydyksen keräysastioihin laitettiin vettä johon oli lisätty suolaa hyönteisten säilömiseksi ja astianpesuainetta pintajännityksen rikkomiseksi (jotta hyönteiset uppoaisivat veteen herkemmin). Ikkunapyydykset sopivat erityisesti kovakuoriaisten ja luteiden pyydystämiseen, koska niille on tyypillistä pudottautua suoraan alas, jos ne törmäävät johonkin lennon aikana (Gullan & Cranston 2010). Tämän lisäksi, ikkunapyydykseen voi sen paikasta riippuen päätyä esimerkiksi puun oksilta putoavia hyönteisiä. Toisaalta, ikkunapyydyksen pyyntitehokkuus on voimakkaasti riippuvainen laitteen paikasta, jolloin hyvin erilaisten paikkojen vertaaminen voi olla epävarmaa (Rutanen 1994). Tässä tutkielmassa tämä on osin otettu huomioon asettamalla ikkunapyydykset suunnilleen samalle korkeudelle ja samankaltaisiin puihin. Suurin osa ikkunapyydyksistä asetettiin roikkumaan tammiin (*Quercus robur*), mutta 2 ikkunapyydystä asetettiin vaahteroihin (*Acer platanoides*) ja 1 kuuseen (*Picea abies*), mikä saattaa vaikuttaa pyydettyjen hyönteisten määriin näissä havaintoruuduissa (esim. kyseinen kuusi oli vanha kelo, jossa pyydystetyksi voi tulla suuria määriä lahoppuuta käyttäviä hyönteisiä).

Kenttähaavi (toiselta nimeltään lyöntihaavi) on ikkunapyydykseen verrattuna hyvin yksinkertainen väline, joka koostuu varresta ja sen päässä olevasta haavista. Haaveja voidaan käyttää sekä lentävien että lentämättömien hyönteisten pyydystämisessä, ja kestävästä materiaaleista tehty kenttähaavi on tarkoitettu esimerkiksi aluskasvillisuudessa ja oksilla piileskelevien hyönteisten pyydystämiseen (Gullan & Cranston 2010). Tähän tarkoitukseen käytettäessä, kenttähaavilla joko isketään

aluskasvillisuutta tai matalimpia puiden oksia, jolloin kasvillisuuden seassa piileskelevät hyönteiset päätyvät haaviin. Haavi voidaan myös asettaa esimerkiksi oksan päähän ympärille, jonka jälkeen oksaa ravistelemalla tiputetaan hyönteisten haaviin. Kenttähaavilla saadaan pyydystettyä kaikenlaisia hyönteisiä, mutta haavilla on helpointa pyydystää hitaita ja lentokyvyttömiä (lentohaluttomia) hyönteisiä, koska nopeat ja lentokykyiset hyönteiset ehtivät useammin joko väistää haavia tai paeta haaviin jouduttuaan. Aktiivisena pyyntimenetelmänä, haavin tehokkuus riippuu paljolti siitä kuinka paljon ja miten sitä käytetään. Jotta kenttähaavin pyyntitehokkuus pysyi suhteellisen saman havaintoruutujen välillä, suoritettiin kullakin havaintoruudulla vakioitu määrä haaviniskuja. Tämän aineiston keräämisessä haaviniskujen määräksi valittiin 50, perustuen haavinnan kattavuuteen (havaintoruutujen koko suhteessa kasvillisuuden määrään). Käytetyn haavin halkaisija oli 300 mm (Liite 1).

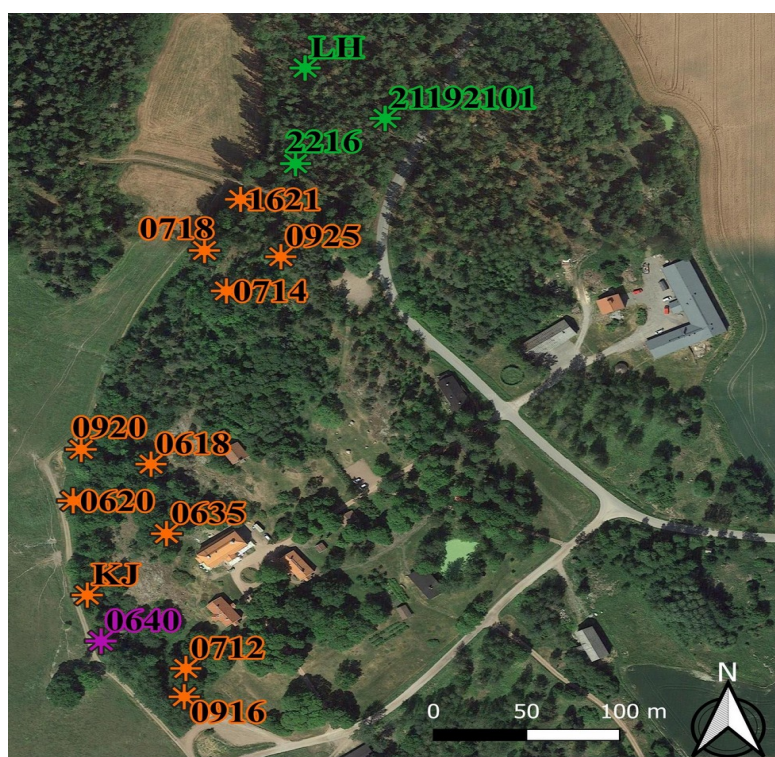
Loukkupurkki on kenttähaavin tavoin suhteellisen yksinkertainen väline ja loukkupurkiksi kelpaa melkein mikä tahansa kuppi, jonka koko riippuu pyydystettävien eläinten koosta. Loukkupurkki pyydystää kattavasti maanpinnalla liikkuvia eläimiä, mutta enemmän liikkuvien lajien on todennäköisempää päätyä purkkiin. Tämän seurauksena, esimerkiksi kookkaat maakiitäjäiset voivat olla yliedustettuja loukkupurkkeihin kertyvässä aineistossa. Tässä tutkielmassa käytetyt loukkupurkit olivat tilavuudeltaan noin 2 dl kokoisia (Liite 1), mikä on hyvin tyypillinen koko loukkupurkeille, koska 2 dl kuppeja on usein helposti saatavilla. Loukkupurkit kaivetaan maahan siten, että purkin reuna on maanpinnan tasolla, jonka jälkeen loukkupurkin pohjalle laitetaan ainetta, joka sekä tappaa että säilöö loukkupurkkiin päätyvät hyönteiset. Tässä tutkielmassa keräysastioihin laitettiin samaa nestettä kuin ikkunapyydyksiin, eli vettä johon oli lisätty suolaa ja astianpesuainetta.

Tässä tutkielmassa käytetty hyönteislajiaineisto kerättiin vuoden 2021 kesä-elokuussa (8.6–9.8), tutkimusalueelle perustettujen 15:sta 10 m x 10 m havaintoruudun sisältä (kuvat 2 ja 3, taulukko 1). Perustetuista havaintoruuduista kolme sijaitsi alueella, johon oli hiljattain perustettu karjan metsälaidun (kuva 2, vihreät merkit) ja loput ruuduista sijaitsivat laitumien ulkopuolella (kuva 2, muut värit). Laitumen ulkopuolisten havaintoruutujen joukossa oli yksi selvästi muista poikkeava paikka, jossa sijaitsi suuri kuusen kelo (kuva 2, violetti merkki), jolloin kyseisen havaintoruudun lajisto on todennäköisesti omanlaisensa (esim. runsaasti lahoppua käytäviä kovakuoriaisia). Tutkimusalueen lajiston kattavan kartoittamisen nojalla, hyönteisiä pyydystettiin myös

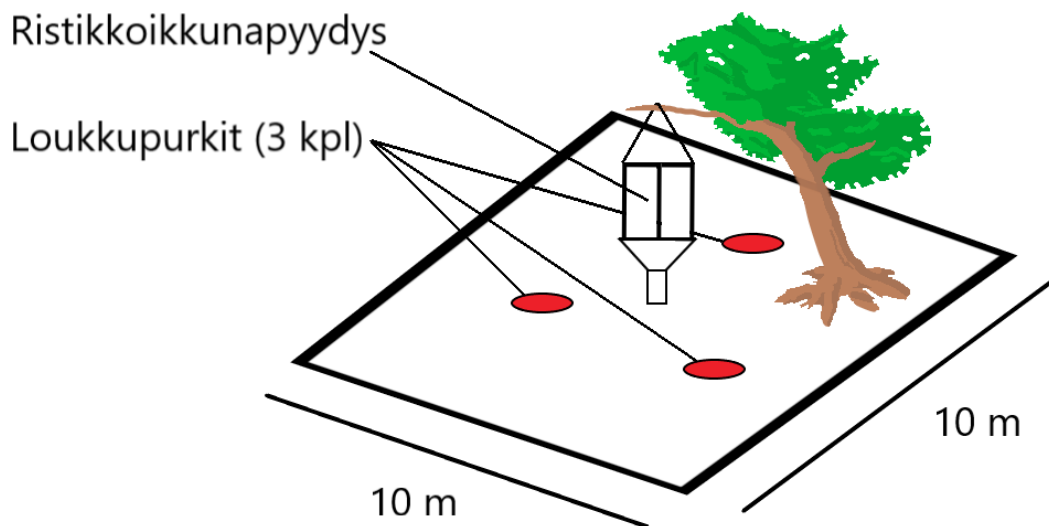
perustettujen havaintoruutujen ulkopuolelta ikkunapyydysten ja pakastavien valorysien avulla, joilla muun muassa alueen yöperhoset saatiin kartoitettua. Havaintoruutujen ulkopuolisia havaintoja ei kuitenkaan otettu mukaan tämän tutkielman aineistoihin.

Taulukko 1. Tutkimusalueelle perustettujen havaintoruutujen ETRS-TM35FIN mukaiset koordinaatit.

Havaintoruutu	Havaintoruutujen koordinaatit (ETRS-TM35FIN)		Havaintoruutu	Havaintoruutujen koordinaatit (ETRS-TM35FIN)	
	N	E		N	E
LH	6732824	218716	0618	6732578	218615
21192101	6732801	218766	0620	6732557	218572
2216	6732771	218708	0635	6732531	218620
1621	6732749	218677	KJ	6732494	218574
0925	6732710	218696	0640	6732463	218579
0718	6732717	218655	0712	6732441	218623
0714	6732689	218665	0916	6732423	218621
0920	6732591	218579			



Kuva 2. Havaintoruutujen sijainti tutkimusalueella (merkkien viereen kirjattu havaintoruuduille laaditut numero- tai kirjaintunnukset). Metsälaitumella sijaitsevat ruudut merkattu vihreällä ja laitumien ulkopuoliset oranssilla. Laitumien ulkopuolella myös muista poikkeava havaintoruutu, jossa sijaitsi vanha kuusen kelo (violetti merkki).



Kuva 3. Havainnollistava kuva perustettujen havaintoruutujen muodosta ja pyydysten sijoittumisesta niiden sisällä (ristikkoikkunapyydyks suhteellisen keskellä ruutua ja loukkupurkit ikkunapyydyksen ympärillä).

Havaintoruutujen sisältä pyydystettiin hyönteisiä ristikkoikkunapyydyksiä, kenttähaavia ja loukkupurkkeja käyttäen (Kuva 3). Ristikkoikkunapyydyksiä asetettiin kuhunkin havaintoruutuun yksi ja niillä pyydystettiin hyönteisiä koko havaintoajalta (8.6–9.8), jonka aikana pyydykset tyhjennettiin kerran viikossa. Loukkupurkeilla pyydystettiin hyönteisiä kahdesti, aikaväleiltä 8.6–15.6 ja 26.7–2.8. Näiden ajanjaksojen ajaksi, kunkin havaintoruudun sisälle asetettiin kolme loukkupurkkia, jotka sijoitettiin ikkunapyydyksen ympärille (noin 2-4 m päähän ikkunapyydyksestä). Kenttähaavilla pyydystettiin hyönteisiä 50 haaviniskun verran kultakin havaintoruudulta kahtena päivänä, joista ensimmäinen oli 9.6 ja jälkimmäinen 26.7. Pyydystetyt hyönteiset lajiteltiin ensin korkeampien taksonien mukaisesti (esim. Diptera, Formicidae, Coleoptera jne.), jonka jälkeen kovakuoriaiset ja luteet määritettiin vähintään suvulleen. Tunnistuksen apuna käytettiin sekä tunnistuskirjallisuutta että muun muassa laji.fi ja kerbtier.de -sivustoilta löytyvää kuvamateriaalia (Rintala & Rinne 2011; Benisch 2022; Suomen lajitietokeskus 2022).

2.3 Ympäristön ominaisuuksien mittaaminen

Kunkin havaintoruudun osalta määritettiin ja mitattiin ympäristön ominaisuuksia, joiden avulla lajiaineiston ja monimuotoisuuden eroja pyrittiin selittämään. Tarkasteltaviksi ympäristön ominaisuuksiksi valittiin karjan metsälaidunnus, putkilokasvien monimuotoisuus, aluskasvillisuuden peittävyys, puuston tilavuus ja latvuspeittävyys. Karjan metsälaidunnusta tarkasteltiin vertailemalla havaittuja kovakuoriais- ja ludeyhteisöjä laidunnettujen ja ei laidunnettujen havaintoruutujen välillä. Puuston tilavuutta tarkasteltiin sekä havaintoruutujen sisällä ja lähellä olleiden puiden osalta että havaintoruutujen ympäristöstä yleensä. Puuston tilavuutta tarkasteltiin pääasiallisesti eri puulajien yhteenlasketun tilavuuden avulla, mutta osin myös puulajikohtaisesti. Havaintoruutujen mahdollista käyttöhistoriaa pyrittiin arvioimaan vanhojen ilmakuviav avulla, mutta kartanon alueella ei ollut havaittavissa merkittäviä muutoksia jotka olisivat näkyneet ilmakuviavissa (esim. puuston tai peltojen määrä).

Havaintoruutujen kasvilajiston ja latvuspeittävyysien kartoitus suoritettiin 2021 kesällä (21.7) ja kasvilajiston osalta kartoitusta täydennettiin vuoden 2022 keväällä (mahdollisten aikaisten kasvilajien havaitsemiseksi). Useimmat kasvit tunnistettiin jo maastossa, mutta vaikeammin tunnistettavista lajeista otettiin näytteet myöhempää tunnistusta varten. Latvuspeittävyys arvioitiin ikkunapyydyksien läheisyydestä CanopyCapture -sovelluksella (CanopyCapture 1.0.2) (Patel 2018), joka laskee kuinka suuri osuus käyttäjän yläpuolelta otetusta kuvasta on latvustoa (käytännössä kaikki mikä ei ole taivasta). Jokaisen ikkunapyydyksen ympäriltä otettiin 9 kuvaa, joista 4 oli havaintoruudun jokaiselta kulmalta, 4 havaintoruudun sivujen keskeltä ja 1 ikkunapyydyksen vierestä. Havaintoruudun keskimääräinen latvuspeittävyys laskettiin ottamalla keskiarvo näistä luvuista. Kasvilajiston ja latvuspeittävyysien lisäksi, havaintoruuduilta määritettiin karkea arvio aluskasvillisuuden peittävydestä (0–100 %) ja aluskasvillisuuden yleisimmistä kasvityypeistä (esim. tasolla heinä, mustikka tms.). Aluskasvillisuuden peittävyys arvio suoritettiin käytännössä siten, että kunkin havaintoruudun sisältä etsittiin kohdat, joissa aluskasvillisuus oli selkeästi harvaa tai puuttui kokonaan, jonka jälkeen aluskasvittoman alueen pinta-ala suhteutettiin silmämääräisesti koko havaintoruudun alaan.

Puuston tilavuudesta laskettiin arviot kunkin havaintoruudun osalta, sekä läheltä havaintoruutua että ympäröivän hehtaarin alueelta yleensä. Havaintoruudun lähellä

oleviksi puiksi tulkittiin ne, jotka olivat havaintoruudun sisällä tai noin 5 m päässä havaintoruudun ulkopuolella. Puuston tilavuuden arvioimiseksi, puustosta mitattiin niiden korkeus (tyvestä latvaan), ympärysmitta (rinnankorkeudella) ja pohjapinta-ala (hehtaarin alueella). Puiden korkeudet mitattiin hypsometrillä, ympärysmittat mittanauhalla (puolen sentin tarkkuudella) ja pohjapinta-ala relaskoopilla (käytetyn hypsometrin ja relaskoopin kuvaus liitteessä 1). Puiden korkeudet ja ympärysmittat mitattiin vain havaintoruutujen sisällä ja lähellä olleista puista, joiden halkaisija oli vähintään noin 10 cm. Yli 5 m päässä havaintoruudusta olleista puista mitattiin vain niiden pohjapinta-ala hehtaarin alueelta (ja keskimääräiseksi valittujen puiden korkeus, jos havaintoruudun lähellä olleet puut vaikuttivat eroavan ympäröivän alueen puista). Arviot puuston tilavuudesta perustuivat siis havaintoruudun lähellä olleiden puiden osalta yksilökohtaisesti mitattuihin puihin, kun taas ympäröivän hehtaarin alueen osalta arviot perustuivat pohjapinta-alaan ja keskiarvoisten puiden mittoihin (lisätietoa liitteessä 2). Tilavuuden arvioiden laskemisessa käytettiin metsätalouden tarkoituksiin kehitettyjä tilavuusyhtälöitä ja -taulukkoita (lisätietoa liitteessä 2). Koska käytetyt tilavuusyhtälöt ja -taulukot olivat pitkälti lajikohtaisia, arvioitiin kunkin havaintoruudun ympäröivän alueen osalta puulajien suhteelliset osuudet, jotta puuston pohjapinta-alat saatiin jaettua lajien kesken. Summaamalla nämä puulajikohtaiset tilavuudet saatiin arviot puuston kokonaistilavuuksista sekä havaintoruudun läheltä että hehtaarin alueelta yleensä (lisätietoa liitteessä 2).

2.4 Tilastoanalyysit

Tämän tutkielman keskeiset tilastolliset analyysit olivat lajimäärän arviointi, lineaariset mallit ja monimuuttujamenetelmät. Tilastollisten analyysien tekemiseen käytettiin R-ohjelmaa (R 4.1.1) ja sen pakettia ”vegan” (Oksanen et al. 2020; R Core Team 2021). Pakettia ”vegan” käytettiin lajiaineistojen analysointiin monimuuttujamenetelmillä ja lajimäärän arviointiin (Oksanen et al. 2020; R Core Team 2021). Käytettyjen tilastollisten menetelmien valinnassa pyrittiin ottamaan huomioon sekä eri menetelmien vahvuudet että niiden soveltuvuus kerättyyn aineistoon. Kaikki analyysit pyrittiin suorittamaan sekä koko lajiaineistolle että erikseen kovakuoriaisille ja luteille, koska taksonien väliset erot ovat hyvin todennäköisiä. Tämän lisäksi, lineaarisessa mallinnuksessa ja osassa monimuuttujamenetelmistä lajiaineisto jaettiin heimoihin

perustuen, mahdollisten heimokohtaisten erojen selvittämiseksi. Heimokohtaisessa tarkastelussa erityisen mielenkiinnon kohteena olivat maakiitäjäiset, joita voidaan käyttää ympäristön kokeman häiriön indikaattoreina (Koivula 2011). Tämän kautta voidaan esimerkiksi arvioida onko karjan metsälaidunnuksesta aiheutunut merkittävää häiriötä hyönteisten kannalta.

Todellisen lajimäärän arviot laskettiin sekä tutkimusalueen eri osille (havaintoruuduille) että alueelle kokonaisuutena. Todellisen lajimäärän arvioimiseen on kehitetty monia menetelmiä, mutta niille on tyypillistä lajimäärän aliarvioiminen (Magurran & McGill 2010). Tästä johtuen, näiden menetelmien tuottamat arviot on hyvä tulkita pienimmän todellisen lajimäärän arvioiksi (Magurran & McGill 2010). Todellisen lajimäärän arviointimenetelmiksi valittiin alustavasti Chao1 ja ACE (Abundance-based Coverage Estimator), perustuen niiden soveltuvuuteen ja epäparametrisyyteen. Epäparametrisyyttä käytettiin valintaperusteena, koska epäparametristen arviointimenetelmien on todettu antavan parametrisiä menetelmiä tarkempia arvioita todellisesta lajimäärästä (Magurran & McGill 2010). Lopullisen arviointimenetelmän valintaperusteena käytettiin näillä menetelmillä laskettujen arvioiden keskimääräistä keskivirhettä. Soveltuvan laskumenetelmän valinnan lisäksi, voidaan arvioiden tarkkuutta mahdollisesti parantaa laskemalla arviot erikseen eri lajiryhmille ja pyyntimenetelmille. Tähän perustuen, pyrittiin todellisen lajimäärän arviot laskemaan erikseen kovakuoriaisille ja luteille sekä eri pyyntimenetelmille, mahdollisimman tarkan kokonaisarvion saamiseksi.

Lineaarisen mallinnuksen avulla pyrittiin selvittämään kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuuden yhteyttä ympäristön ominaisuuksiin. Monimuotoisuuden mittana käytettiin luonnollisella logaritmillä laskettua Shannonin monimuotoisuusindeksiä (Shannon 1948), jossa p_i vastaa lajin i osuutta havaittujen lajien yksilömäärästä ja S havaittujen lajien lukumäärää:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Laskettuihin monimuotoisuuden arvoihin sovitettiin lineaarinen regressiomalli, jonka selittävinä muuttujina käytettiin karjan metsälaidunnusta, puuston tilavuutta, kasvien monimuotoisuutta, aluskasvillisuuden peittävyyttä ja latvuspeittävyyttä. Puuston tilavuuksia sovitettiin malliin sekä havaintoruutujen sisältä ja läheltä että niiden

ympäristöstä yleensä (tilavuuksien yksikkönä kuutiometri, m³). Tämän lisäksi, puuston tilavuutta tarkasteltiin sekä kaikkien puulajien yhteisen tilavuuden että puulajikohtaisten tilavuuksien kannalta. Mallin sovituksessa käytettiin molempiin suuntiin askeltavaa mallinvalintaa, jossa mallista poistetaan ja siihen lisätään selittäviä muuttujia yksi kerrallaan, kunnes saavutetaan AIC (Akaike Information Criterion) arvon suhteen paras malli. Koska karjan metsälaidunnus ja kasvien monimuotoisuus olivat erityisen mielenkiinnon kohteena, pidettiin ne kaikissa malleissa mukana. Mallien vertaamisessa käytettiin AIC arvojen lisäksi mallin selkeyttä, siten että mallin tulkittiin olevan parempi, jos sen AIC oli vähintään 2 yksikköä matalampi, mutta ilman liiallista monimutkaisuutta (esim. liikaa muuttujia tai niiden yhdysvaikutuksia). Mallin oletuksien toteutumista tarkasteltiin Shapiro-Wilkin testillä, Durbin-Watsonin testillä sekä residuaaleihin perustuvista kuvaajista (Shapiro & Wilk 1965; Durbin & Watson 1971). Spatiaalista autokorrelaatiota tarkasteltiin Mantelin testin avulla, jonka tuloksiin perustuen havaintoruutujen välinen etäisyys otettiin tarvittaessa huomioon mallin sovituksessa. Näissä Mantelin testeissä havaintoruutujen välisten etäisyyksien mittana käytettiin euklidisia etäisyyksiä, joiden korrelaatio mallin tekijöiden kanssa tulkittiin spatiaaliseksi autokorrelaatioksi (lisätietoa Mantelin testistä ja etäisyysmitoista seuraavissa kappaleissa).

Monimuuttujamenetelmiä käytetään aineistoille joissa on useita samanaikaisesti tarkasteltavia muuttujia. Tällainen rakenne on erityisen tyypillinen lajiaineistoille, joissa kukin laji tuottaa aineistoon yhden muuttujan (ja lajeja on usein yhdessä aineistossa runsaasti). Monimuuttujamenetelmät ovatkin yksi yleisimmistä käytetyistä menetelmistä, tarkasteltaessa lajiyhteisöjen eroja havaintoyksiköiden tai paikkojen välillä (ts. beeta-diversiteettiä) (Tuomisto & Ruokolainen 2006). Tutkimuskysymyksistä riippuen, monimuuttujamenetelmien avulla voidaan analysoida joko itse raakadataa (eli lajiaineistoa, jonka rakenne on esim. havaintoruutu x laji) tai raakadataan perustuvia etäisyysmatriiseja, joissa lajiyhteisöjen erilaisuus (engl. *dissimilarity*), on ilmoitettu jonkin etäisyysmitan avulla (Tuomisto & Ruokolainen 2006). Käytetyn etäisyysmitan valinta perustuu suurelta osin aineiston muotoon, eli onko aineistossa mukana lajien havaitut yksilömäärät vai onko aineisto kerätty (tai muunnettu) binääriseen havaittiin (1) - ei havaittu (0) muotoon. Havaittiin - ei havaittu tyyppiselle aineistolle soveltuvia mittoja ovat yleisesti käytetyt Sørensenin ja Jaccardin etäisyydet (Magurran & McGill 2010). Yksilömääriä sisältävälle aineistolle soveltuvia etäisyyden mittoja on kehitetty

useampia ja niiden välillä voi olla merkittäviä eroja (Magurran & McGill 2010). Näistä mitoista yleisimmin käytetty on kenties Bray-Curtisin etäisyys, mutta esimerkiksi Morisita-Hornin etäisyys voi olla tarkempi tiheyteen liittyvän vaihtelun suhteen (Magurran & McGill 2010). Tästä huolimatta, Bray-Curtisin etäisyyden on havaittu kuvaavan ekologisia etäisyyksiä tarkasti ja vakaasti (Faith et al. 1987).

Tässä tutkielmassa, monimuuttujamenetelmillä keskityttiin havaintoruutujen lajiyhteisöjen välisten erojen, eli beeta-diversiteetin selittämiseen ympäristön ominaisuuksien avulla. Käytännössä monimuuttujamenetelmillä siis tarkasteltiin lajiaineistosta laskettuja etäisyysmatriiseja. Etäisyysmatriisien analysointiin soveltuvaksi monimuuttujamenetelmäksi valittiin NMDS:n eli epäparametrinen moniulotteinen skaalaus, joka on suhteellisen vakaa kaari-ilmiön suhteen. Moniulotteisessa skaalauksessa, tarkasteltava aineisto pyritään tiivistämään mahdollisimman pieneen määrään ulottuvuuksia (tiedon menetystä minimoiden), jolloin aineiston havainnollistaminen helpottuu. NMDS:n lisäksi, kovakuoriais- ja ludelajiston yhteyttä kasvilajistoon tarkasteltiin Mantelin testillä, jolla voidaan tarkastella kahden etäisyysmatriisin välistä korrelaatiota. NMDS:ssa ja Mantelin testissä käytettäviksi etäisyysmitoiksi valittiin Sørensenin etäisyys (havaittiin - ei havaittu muotoisille aineistoille) ja Bray-Curtisin etäisyys (yksilömääriä sisältäville aineistoille), perustuen kyseisten etäisyysmittojen soveltuvuuteen ja niiden käytön yleisyyteen. Monimuuttujamenetelmillä tehdyt analyysit suoritettiin pääasiallisesti havaittujen yksilömäärien kanssa, mutta osin myös havaittiin - ei havaittu muotoon muutetulle lajiaineistolle. Tämän avulla voidaan saada kattavampi kuva aineistosta, koska havaittiin - ei havaittu tyyppinen analyysi voi tuottaa yksilömääriin perustuvasta analyysistä poikkeavia tuloksia. Havaittu - ei havaittu tyyppinen analyysi esimerkiksi korostaa harvalukuisten lajien merkitystä, kun taas lukumääriin perustuva analyysi korostaa yleisiä lajeja (Magurran & McGill 2010).

3. Tulokset

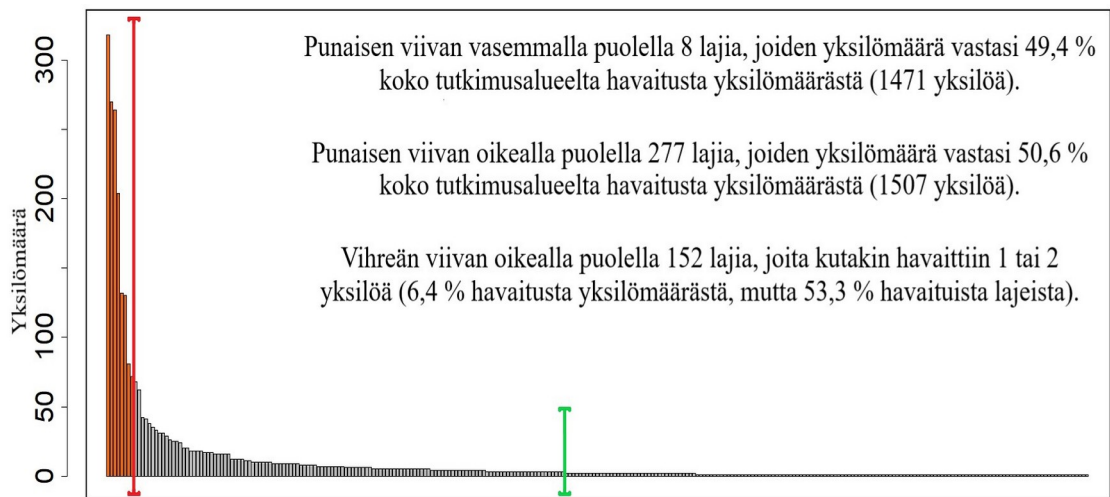
3.1 Havaitut lajimäärät ja arviot todellisista lajimääristä

Tutkimusalueelle perustettujen havaintoruutujen sisältä pyydystettiin havaintoaikana yhteensä 2454 yksilöä kovakuoriaisia ja 524 yksilöä luteita, jotka vastaavasti kuuluivat 221 ja 64 lajiin (tai sukuun). Pyydystetyistä kovakuoriaisista ja luteista 1831 yksilöä

saatiin ristikkoikkunapyydyksillä, 278 yksilöä loukkupurkeilla ja 869 yksilöä haavilla. Pyydystysmenetelmien tehokkuutta ei voitu tarkemmin vertailla, koska niitä käytettiin eri verran (ikkunapyydykset olivat käytössä selvästi pisimpään). Eri pyydystysmenetelmät kuitenkin tekivät tehtävänsä, koska niillä saatiin pyydystettyä selkeästi eri tyyppisiä hyönteisiä (esim. maakiitäjäisiä jäi erityisesti loukkupurkkeihin ja luteita saatiin runsaasti haavin avulla, kun taas ikkunapyydykset pyysivät eniten lentäviä hyönteisiä).

Havaituista lajeista runsaimpia (yli 100 yksilöä) olivat hentotakukas, *Dasytes plumbeus* (318 yksilöä), kastikkaheinälude, *Stenodema laevigata* (270 yksilöä), keltasäärinrppu, *Protapion fulvipes* (264 yksilöä) ja leinikkikuonokärsäkäs, *Exomias pellucidus* (204 yksilöä). Näiden jälkeen runsaslukuisimpia olivat kaksi sukutasolle tunnistettua kovakuoriaissukua, teriökiillokkaat, *Melighetes* (132 yksilöä) ja suku *Contacyphon* (130 yksilöä). Kyseisten lajien ja sukujen edustajia havaittiin kattavasti koko tutkimusalueella (kaikilta 15 havaintoruudulta) ja ainoastaan kastikkaheinäludetta (13 havaintoruutua) ja teriökiillokkaita (12 havaintoruutua) ei havaittu kaikilta havaintoruuduilta. Havaitut yksilömäärät olivat epätasaisesti jakautuneet lajien välillä ja noin puolet havaituista yksilöistä kuuluivat 8 runsaslukuisimpaan lajiin (Kuva 4). Hieman yli puolet havaituista lajeista olivat hyvin vähälukuisia (havaittiin 1 tai 2 yksilöä) (Kuva 4).

Tutkimusalueelta havaittiin myös harvinaisia ja uhanalaisia lajeja. Lajit jaoteltiin harvinaisuuden suhteen käyttäen joko frekvenssipisteitä (kovakuoriaiset) tai kirjallisuudessa esitettyjä arvioita (luteet) (Rintala & Rinne 2011; Rassi et al. 2015). Uhanalaisuusluokitukset otettiin viimeisimmästä Suomen lajien punaisesta kirjasta (Hyvärinen et al. 2019). Havaituista lajeista 4 oli hyvin harvinaisia; täplänaskalilude, *Nabis punctatus* (CR – äärimmäisen uhanalainen), halavasepikkä, *Hylocharis cruentatus* (EN – erittäin uhanalainen), vaskilyhytsiipi, *Ocypus aeneocephalus* (EN – erittäin uhanalainen) ja tammenjalosoukko, *Agrilus sulcicollis* (NT – silmälläpidettävä). Harvinaisia lajeja oli 15, joista toisaalta uhanalaisia olivat vain *Aleochara tristis* (VU – vaarantuneet), kirjokääpäkeiju, *Orcheisa undulata* (NT – silmälläpidettävät) ja *Plataraea brunnea* (NT – silmälläpidettävät). Havaittujen lajien lista liitteessä 3.



Kuva 4. Tutkimusalueelta havaittujen lajien yksilömäärät (kukin pylväs vastaa yhden lajin yksilömäärää). Kuvaajassa olevalla punaisella viivalla on jaettu havaitut lajit yksilömäärän suhteen puoliksi (viivan eri puolilla suunnilleen yhtä suuret yhteenlasketut yksilömäärät). Vihreän viivan oikealle puolelle eritelty havaituista lajeista harvalukuisimmat (havaittiin 1 tai 2 yksilöä).

Arviot tutkimusalueen ja sen osa-alueiden (havintoruutujen) todellisista lajimääristä laskettiin erikseen kovakuoriaisille ja luteille käyttäen ACE arviointimenetelmää. ACE-menetelmä valittiin, koska sen arvioiden keskivirheiden keskiarvo oli selkeästi matalampi kuin Chao1-menetelmän (ACE SE keskiarvo = 6,042, Chao1 SE keskiarvo = 19,463). ACE- ja Chao1-menetelmien arviot todellisista lajimääristä olivat samansuuntaisia, mutta ACE arviot olivat keskimäärin noin 20 lajia korkeampia. Aineiston jakaminen pyydysmenetelmittain jätettiin tekemättä, koska aineiston jakaminen liian pieniin osiin johti epätarkkuuteen tai jopa laskennalliseen mahdottomuuteen osassa arvioista.

Tutkimusalueen eri osa-alueilta havaittiin kovakuoriaisia keskimäärin 48 lajia ja koko tutkimusalueelta yhteensä 221 lajia (Taulukko 2). Luteita havaittiin osa-alueilta keskimäärin 11 lajia ja koko tutkimusalueella yhteensä 64 lajia (Taulukko 2). ACE arvioiden mukaan, osa-alueiden kovakuoriaisten todellinen lajimäärä olisi keskimäärin vähintään 99 lajia ja luteiden osalta vähintään 30 lajia (Taulukko 2). Sekä havaituissa että arvioiduissa lajimäärissä oli toisaalta selkeitä eroja eri osa-alueiden välillä (Taulukko 2). Koko tutkimusalueen osalta, arvio kovakuoriaisten todellisesta lajimäärästä oli vähintään 322 lajia ja luteiden osalta vähintään 110 lajia (Taulukko 2). Suhteuttamalla havaittujen lajien määrä laskettuun arvioon, saatiin kullekin osa-alueelle laskettua arvio kerätyn lajiaineiston kattavuudesta, eli kuinka suuri osa arvioidusta

todellisesta lajistosta tuli havaituksi tällä aineistolla. Täten laskettujen otoksen kattavuuksien mukaan, tutkimusalueen kovakuoriaislajistosta saatiin osa-alueiden osalta kartoitettua keskimäärin 50,9 % ja koko tutkimusalueen osalta 68,8 % (Taulukko 2). Ludelajiston osalta vastaavat luvut olivat 42,4 % (osa-alueet) ja 58,6 % (koko tutkimusalue) (Taulukko 2). Osa havaintoruuduista sai varsin korkeita otoksen kattavuuden arvoja luteiden osalta, mutta tämä on hyvin todennäköisesti seurausta liian pienestä otoksesta, joka haittaa arvioiden laskemista. Esimerkiksi, jos havaitaan pelkästään yleisiä lajeja, arvioinnin suorittava algoritmi tulkitsee että kaikki lajit on havaittu, jolloin arvio todellisesta lajimäärästä on lähes sama kuin havaittu lajimäärä.

Taulukko 2. Tutkimusalueen eri osien (havaintoruutujen) sekä koko tutkimusalueen osalta havaitut lajimäärät, ACE-arviointimenetelmän mukaiset arviot todellisesta lajimäärästä sekä havaitun lajimäärän suhteellinen osuus arvioidusta lajimäärästä (otoksen kattavuus).

Havaintoruutu	Luteet (Heteroptera)			Kovakuoriaiset (Coleoptera)		
	Havaittu lajimäärä	Arvioitu lajimäärä (ACE) (\pm SE)	Otoksen kattavuus (%)	Havaittu lajimäärä	Arvioitu lajimäärä (ACE) (\pm SE)	Otoksen kattavuus (%)
LH	10	24.8 (\pm 2.5)	40.3	64	196.7 (\pm 8.9)	32.5
21192101	12	14.7 (\pm 1.8)	81.4	49	123.5 (\pm 7.8)	39.7
2216	7	22.0 (\pm 1.0)	31.8	52	98.3 (\pm 6.6)	52.9
1621	7	34.5 (\pm 1.5)	20.3	32	57.0 (\pm 4.5)	56.2
0925	7	39.2 (\pm 2.4)	17.9	47	115.0 (\pm 5.9)	40.9
0718	14	57.1 (\pm 2.4)	24.5	52	115.7 (\pm 6.9)	45.0
0714	14	53.5 (\pm 3.7)	26.2	30	44.7 (\pm 4.4)	67.2
0920	11	28.3 (\pm 3.4)	38.8	49	79.6 (\pm 4.8)	61.5
0618	14	31.6 (\pm 2.2)	44.3	51	100.5 (\pm 7.0)	50.8
0620	12	30.4 (\pm 1.9)	39.5	43	70.0 (\pm 4.6)	61.4
0635	9	22.3 (\pm 1.7)	40.4	41	78.2 (\pm 5.5)	52.4
KJ	14	26.5 (\pm 3.3)	52.8	51	107.6 (\pm 6.5)	47.4
0640	8	20.0 (\pm 1.3)	40.0	56	108.0 (\pm 6.1)	51.8
0712	11	16.5 (\pm 2.0)	66.7	37	82.1 (\pm 5.1)	45.1
0916	13	18.2 (\pm 2.1)	71.4	59	101.5 (\pm 5.5)	58.2
Koko tutkimusalue	64	109.2 (\pm 6.0)	58.6	221	321.4 (\pm 9.5)	68.8

Tutkimusalueella havaituista kovakuoriais- ja ludeheimoista osa oli selvästi muita yleisempiä. Erityisen yleisiä heimoja (havaittiin yli 150 yksilöä) olivat kuneluteet, Miridae (414 yksilöä), kärsäkkäät, Curculionidae (404 yksilöä), takkukuoriaiset, Dasytidae (321 yksilöä), nirput, Apionidae (279 yksilöä), maakiitäjäiset, Carabidae (197 yksilöä) sekä lehtikuoriaiset, Chrysomelidae (154 yksilöä).

3.2 Lineaariset mallit

Linearisessa mallinnuksessa pyrittiin selvittämään eri hyönteisryhmien monimuotoisuusindeksin (Shannon) arvojen yhteyttä ympäristön ominaisuuksiin. Monimuotoisuusindeksin arvot laskettiin ja tarkasteltiin sekä erikseen että yhdessä kovakuoriaisille ja luteille (Taulukko 3). Tämän lisäksi, monimuotoisuusindeksit laskettiin kultakin havaintoruudulta kerätylle kasviaineistolle (Taulukko 3). Kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuutta tarkasteltiin myös heimokohtaisesti, siten että yleisimmille heimoille laskettiin monimuotoisuudet ja sovitettiin lineaariset mallit erikseen (tarkastellut heimot listattu edellisen kappaleen lopussa). Näistä heimoista 2, Dasytidae ja Apionidae, jätettiin lineaarisen mallinnuksen ulkopuolelle, koska niiden havainnot olivat keskittyneet muutamille havaintoruuduille, eivätkä mallit täten olleet kovin tarkkoja tai yleistettävissä tutkimusalueelle.

Mallien selittävinä tekijöinä pidettiin aina karjan metsälaidunnusta ja kasvien monimuotoisuutta. Muita selittäviä tekijöitä lisättiin tai poistettiin malleista, jos näin saatiin aikaiseksi parempi malli AIC:n tai mallin selkeyden suhteen. Tämän lisäksi, mallien selittävien tekijöiden määrä pyrittiin pitämään mahdollisimman pienenä, koska havaintojen määrä oli suhteellisen pieni (15 havaintoruutua). Mallin tekijöistä osassa oli havaittavissa spatiaalista autokorrelaatioita, mutta havaintoruutujen välisen etäisyyden ottaminen huomioon ei johtanut merkittävästi parempiin malleihin.

Taulukko 3. Eri eliöryhmille lasketut havaintoruutukohtaiset Shannon-monimuotoisuusindeksin arvot.

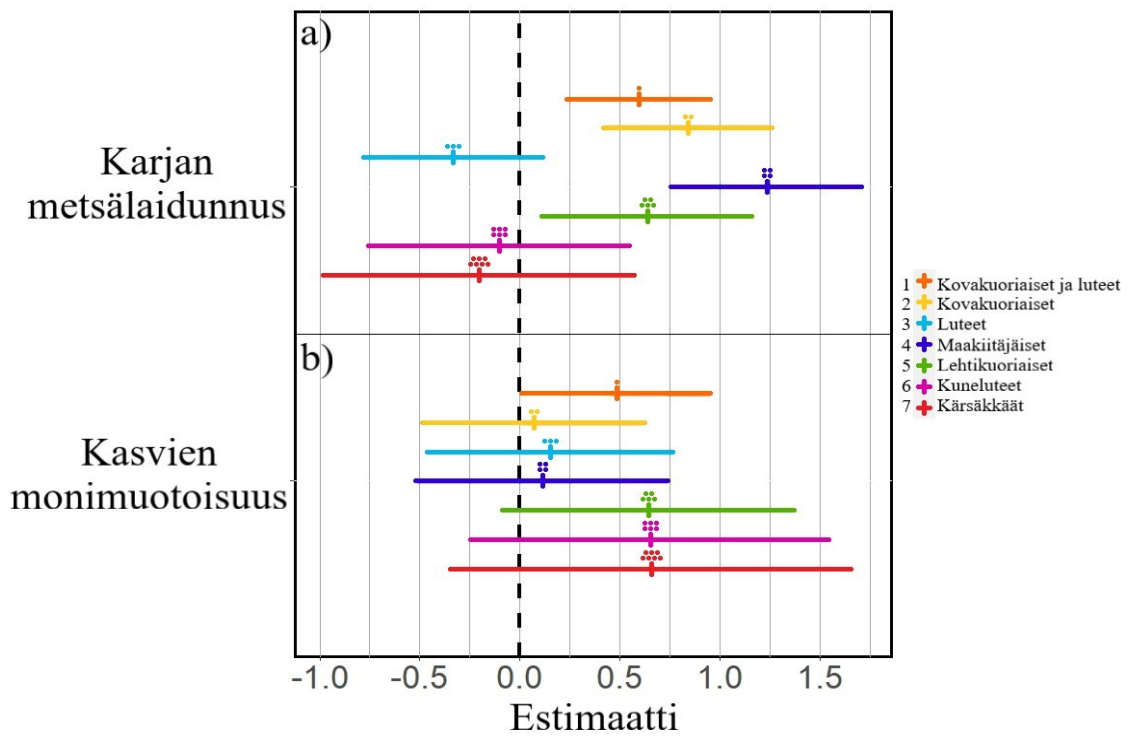
Havainto- ruutu	Shannon-monimuotoisuusindeksit			
	Kovakuoriaiset	Luteet	Kovakuoriaiset ja luteet	Kasvit
LH	3.375	1.490	3.492	3.296
21192101	3.489	0.877	2.735	3.045
2216	3.652	1.348	3.738	3.178
1621	2.751	1.831	2.952	3.555
0925	3.328	1.666	3.473	2.708
0718	2.663	1.467	2.927	3.258
0714	2.957	1.480	3.064	3.219
0920	2.450	2.019	2.713	3.135
0618	3.254	2.528	3.518	3.178
0620	2.818	2.393	3.059	2.639
0635	3.120	1.594	3.315	2.944
KJ	3.083	2.283	3.401	3.091
0640	3.145	2.025	3.260	2.833
0712	3.312	2.293	3.606	3.258
0916	3.134	2.491	3.376	2.398

Kullekin lajiryhmälle saatiin sovitettua merkitsevä regressiomalli (kaikkien mallien p -arvo $< 0,05$), mutta mallien välillä oli runsaasti eroja selittävien tekijöiden sekä niiden merkitsevyyden suhteen (Taulukko 4). Karjan metsälaidunnus oli positiivisesti yhteydessä kovakuoriaisten monimuotoisuuteen (poislukien kärsäkkäät), mutta luteiden monimuotoisuuteen sillä ei havaittu olevan vaikutusta (Kuva 5a, Taulukko 4). Kasvien monimuotoisuus oli merkitsevästi yhteydessä kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuuteen, mutta ainoastaan kun koko hyönteislajiaineistoa tarkasteltiin yhdessä (Kuva 5b, Taulukko 4). Kun aineisto jaettiin erikseen kovakuoriaisiin ja luteisiin tai edelleen näiden heimoihin, ei kasvien monimuotoisuudella havaittu olevan yhteyttä näiden lajiryhmien monimuotoisuuteen (Kuva 5b, Taulukko 4). Hehtaarin alueella olevan puuston tilavuudella havaittiin olevan negatiivinen yhteys monimuotoisuuteen tarkasteltaessa koko hyönteislajiaineistoa tai erikseen maakiitäjäisten tai kuneluteiden heimoja (Kuva 6, Taulukko 4). Lisäksi, tämä negatiivinen yhteys oli hyvin lähellä tilastollisen merkitsevyyden rajaa tarkasteltaessa

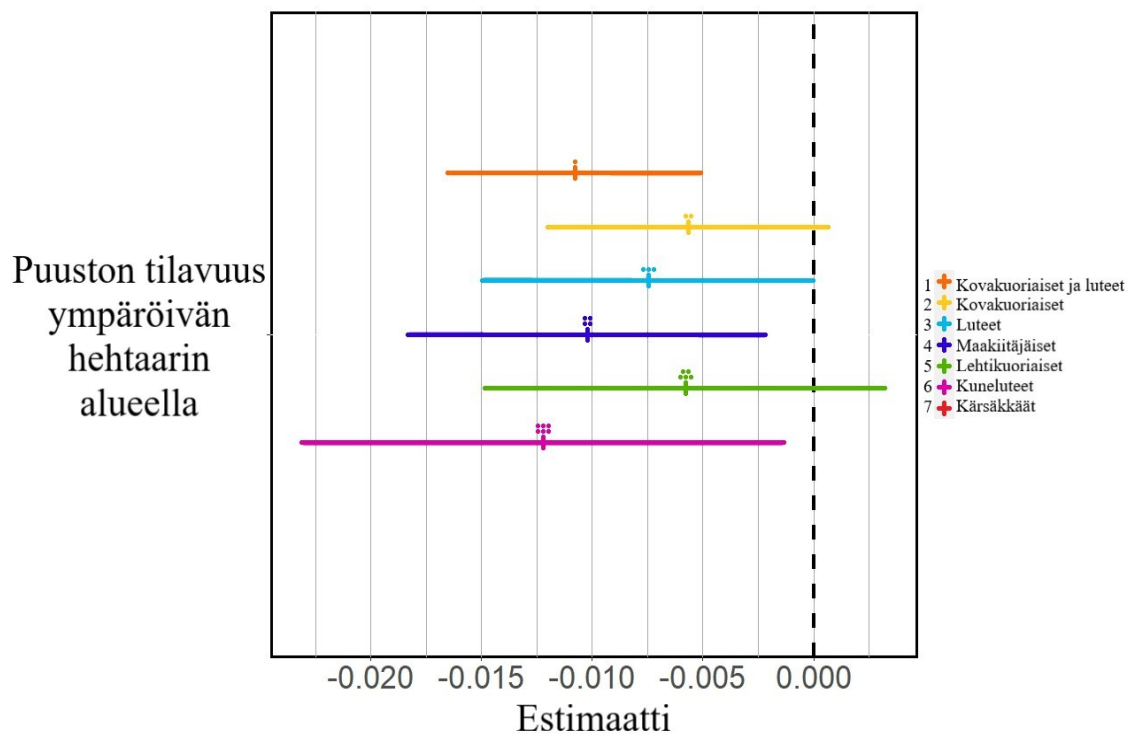
erikseen kovakuoriaisia ja luteita (Kuva 6, Taulukko 4). Latvuspeittävyys oli negatiivisesti yhteydessä monimuotoisuuteen koko hyönteislajiston ja kärsäkkäiden osalta, mutta tarkasteltaessa vain maakiitäjäisiä, tämä yhteys oli positiivinen (Kuva 8a, Taulukko 4). Aluskasvillisuuden peittävyys taas oli yhteydessä ainoastaan luteiden monimuotoisuuteen (Kuva 8b, Taulukko 4). Havaintoruudun lähellä olleiden havupuiden tilavuuden havaittiin olevan negatiivisesti yhteydessä koko hyönteislajiston monimuotoisuuteen, kun taas havaintoruudun lähellä olleiden lehtipuiden tilavuudella oli positiivinen yhteys lehtikuoriaisten monimuotoisuuteen (Kuva 7, Taulukko 4).

Taulukko 4. Eri lajiryhmien monimuotoisuutta kuvaavien lineaaristen regressiomallien selittävät tekijät ja niiden estimaatit (E), keskivirheet ($\pm SE$) ja p-arvot (tilastollisesti merkitsevät p-arvot lihavoitu). Kaikkien mallien p-arvo < 0,05 ja lineaarisen mallin oletukset toteutuivat.

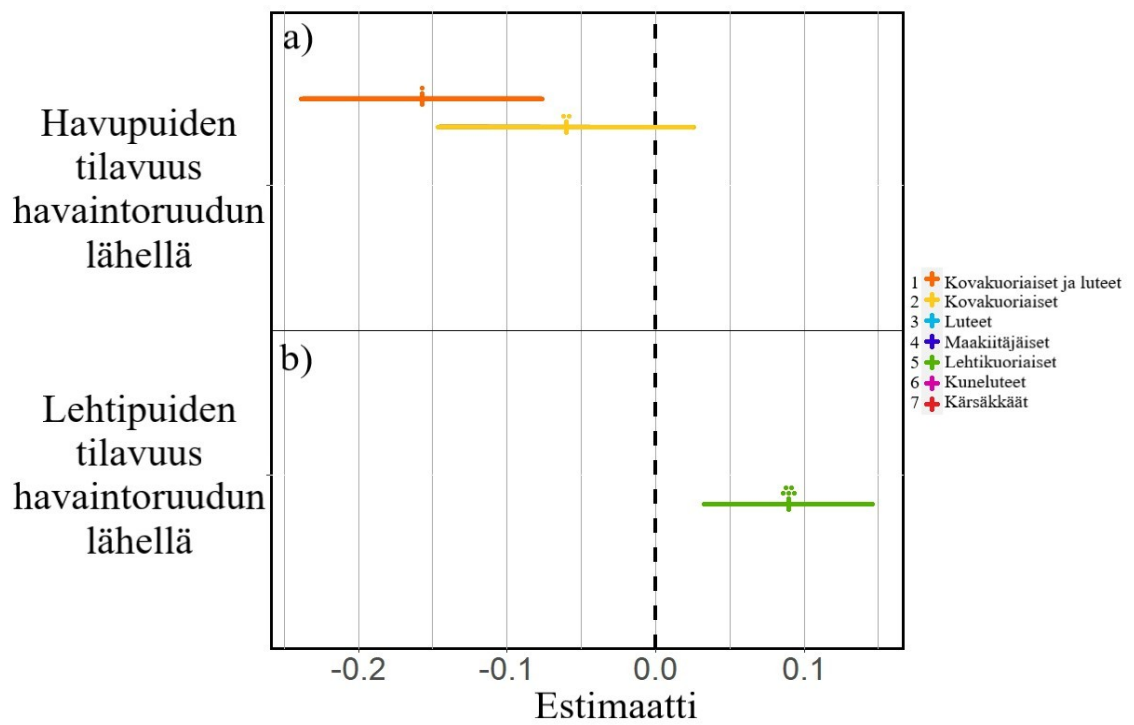
Hyönteislajiryhmä(t)		Vakiotermi (ei karjan metsä- laidunnusta)	Karjan metsä- laidunnus	Kasvien monimu- toisuus (Shannon)	Puuston tilavuus hehtaarin alueella (m ³)	Latvus- peittä- vyys (%)	Aluskasvil- lisuuden peittävyys (%)	Havupuiden tilavuus lähellä (m ³)	Lehtipuiden tilavuus lähellä (m ³)
Kovakuoriaiset ja luteet	E	4.676	0.594	0.483	-0.011	-2.253		-0.157	
	($\pm SE$)	(± 0.90)	(± 0.163)	(± 0.214)	(± 0.003)	(± 0.911)		(± 0.037)	
	p-arvo	< 0.001	0.005	0.050	0.002	0.035		0.002	
Kovakuoriaiset (Coleoptera)	E	3.455	0.840	0.072	-0.006			-0.060	
	($\pm SE$)	(± 0.672)	(± 0.195)	(± 0.255)	(± 0.003)			(± 0.039)	
	p-arvo	< 0.001	0.002	0.783	0.079			0.158	
Luteet (Heteroptera)	E	2.930	-0.333	0.152	-0.007		-0.821		
	($\pm SE$)	(± 0.739)	(± 0.206)	(± 0.281)	(± 0.003)		(± 0.269)		
	p-arvo	0.003	0.137	0.60	0.052		0.012		
Maakiitäjäiset (Carabidae)	E	-0.999	1.234	0.112	-0.010	4.113			
	($\pm SE$)	(± 1.310)	(± 0.220)	(± 0.289)	(± 0.004)	(± 1.205)			
	p-arvo	0.463	< 0.001	0.705	0.019	0.007			
Lehtikuoriaiset (Chrysomelidae)	E	-0.874	0.637	0.643	-0.006				0.090
	($\pm SE$)	(± 0.904)	(± 0.241)	(± 0.672)	(± 0.004)				(± 0.026)
	p-arvo	0.356	0.024	0.082	0.189				0.006
Kuneluteet (Miridae)	E	1.157	-0.102	0.651	-0.012		-0.635		
	($\pm SE$)	(± 1.072)	(± 0.299)	(± 0.407)	(± 0.005)		(± 0.389)		
	p-arvo	0.306	0.739	0.141	0.033		0.134		
Kärsäkkäät (Curculionidae)	E	2.505	-0.202	0.656		-4.859			
	($\pm SE$)	(± 2.247)	(± 0.359)	(± 0.333)		(± 2.033)			
	p-arvo	0.289	0.584	0.182		0.036			



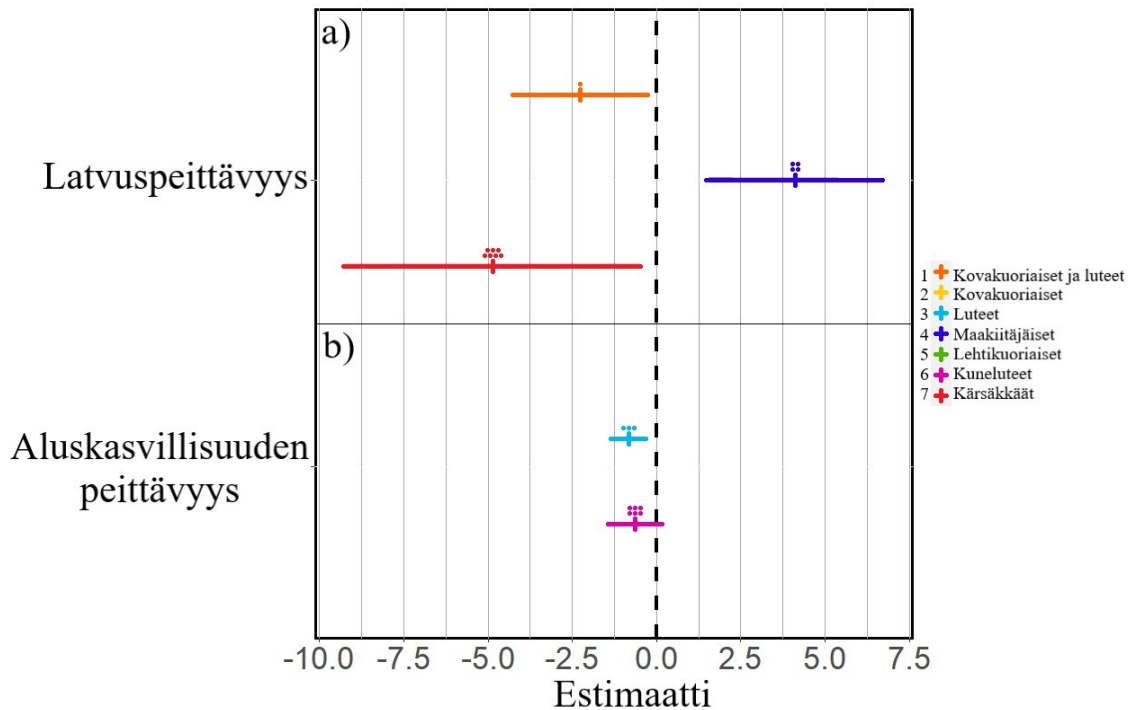
Kuva 5. Karjan metsälaidunnuksen (a) ja kasvien monimuotoisuuden (b) estimaatit (pystyviivat) ja niiden 95% luottamusvälit (vaakaviivat) eri lajiryhmille sovitettujen lineaaristen mallien mukaan. Estimaattien yläpuolella olevat pallot vastaavat mallien listattua järjestystä (merkattu numeroin eliöryhmien nimen edellä).



Kuva 6. Ympäröivän hehtaarin alueella olevan puuston tilavuuden (m^3) estimaatti (pystyviiva) ja 95% luottamusväli (vaakaviiva) eri lajiryhmille sovitettujen lineaaristen mallien mukaan. Estimaattien yläpuolella olevat pallot vastaavat mallien listattua järjestystä (merkattu numeroin eliöryhmien nimen edellä).



Kuva 7. Havaintoruudun lähellä olevien havupuiden tilavuuden (m^3) (a) ja lehtipuiden tilavuuden (m^3) (b) estimaatit (pystyviivat) ja niiden 95% luottamusvälit (vaakaviivat) eri lajiryhmille sovitettujen lineaaristen mallien mukaan. Estimaattien yläpuolella olevat pallot vastaavat mallien listattua järjestystä (merkattu numeroin eliöryhmien nimen edellä).



Kuva 8. Latvuspeittävyuden (a) ja aluskasvillisuuden peittävyys (b) estimaatit (pystyviivat) ja niiden 95% luottamusvälit (vaakaviivat) eri lajiryhmille sovitettujen lineaaristen mallien mukaan. Estimaattien yläpuolella olevat pallot vastaavat mallien listattua järjestystä (merkattu numeroin eliöryhmien nimen edellä).

3.3 Monimuuttujamenetelmät

Kovakuoriais- ja ludelajiaineiston korrelaatio kasvilajiaineiston kanssa selvitetiin Mantelin testin avulla (sekä yhdessä että erikseen) (Taulukko 5). Kasvilajiston havaittiin korreloivan positiivisesti koko hyönteislajiaineiston kanssa ja erikseen kovakuoriaislajiston kanssa (Taulukko 5). Myös lude- ja kasvilajiston välinen korrelaatio oli hyvin lähellä tilastollista merkitsevyyttä (Taulukko 5). Toisin sanoen, kasvilajistoltaan samankaltaiset havaintoruudut olivat myös kovakuoriaislajistoltaan samankaltaisemmat verrattuna havaintoruutuihin joiden kasvilajisto oli erilaisempi. Lajiaineistojen muuttaminen binääriseen, havaittiin - ei havaittu muotoon ei vaikuttanut korrelaatioiden merkitsevyyteen tai suuntaan, mutta korrelaatiot olivat selvästi heikompia (Taulukko 5).

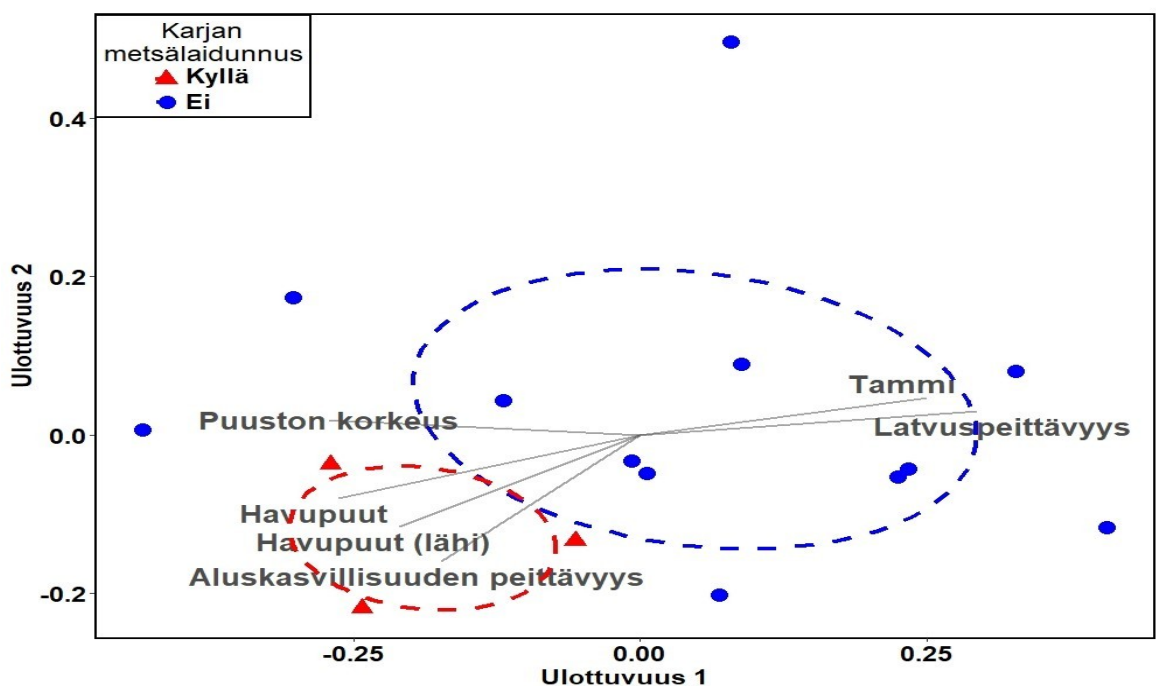
Taulukko 5. Eri hyönteislajiryhmien (lajiaineistojen) ja kasvilajiston väliset korrelaatiot. Korrelaatiot laskettu sekä yksilömäärät huomioon ottaen (korrelaatio r_N ja sen p -arvo p_N) että binääriseksi, havaittu - ei havaittu tyyppiseksi muutettuna (korrelaatio r_b ja sen p -arvo p_b) (Mantelin testi, 3000 permutaatiota).

Hyönteislajiryhmä(t)	r_N	p_N	r_b	p_b
Kovakuoriaiset ja luteet	0.364	< 0.001	0.086	0.260
Kovakuoriaiset (Coleoptera)	0.407	< 0.001	0.074	0.286
Luteet (Heteroptera)	0.204	0.060	0.143	0.108

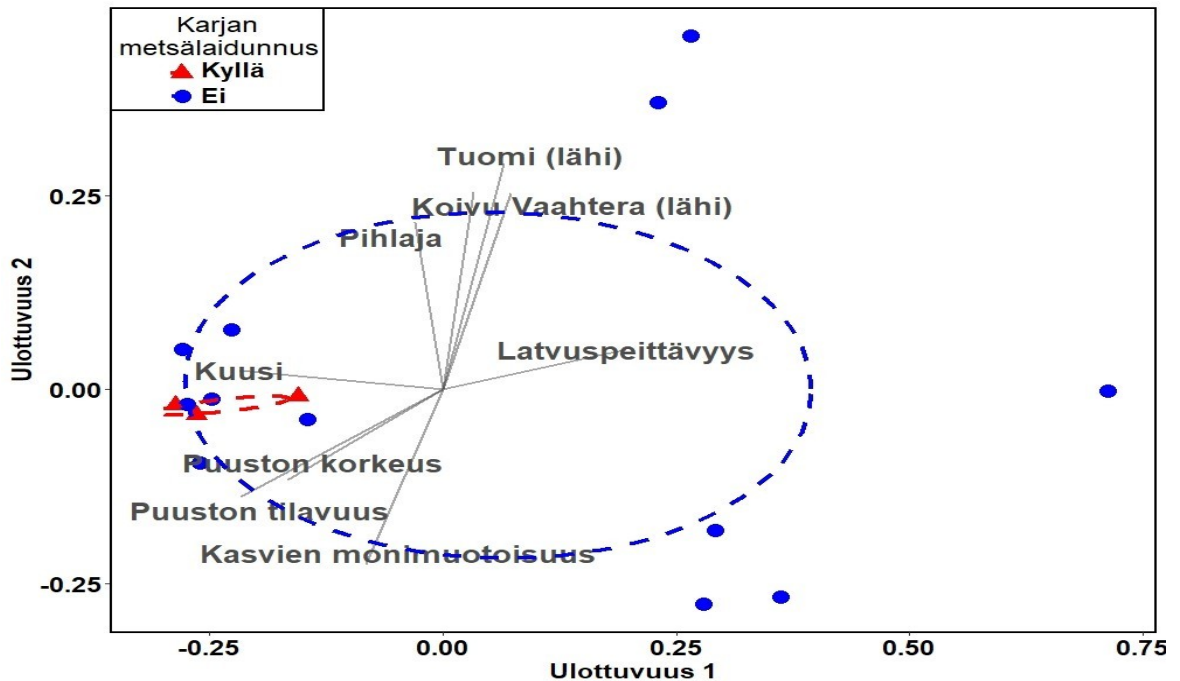
Epäparametrisen moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla tarkasteltiin havaintoruutujen välisiä eroja hyönteislajistossa. Hyönteislajiaineistoa tarkasteltiin sekä yksilömäärien kanssa että havaittu - ei havaittu muotoon muutettuna, mutta tulosten välillä ei ollut merkittäviä eroja. Tähän perustuen, jatkotarkastelut suoritettiin pelkästään yksilömääriä tarkastellen (yksilömäärien tulkittiin antavan tarkemman kuvan lajiyhteisön rakenteesta). Koko lajistolle tehty NMDS oli lähes samanlainen kuin

pelkästään kovakuoriaisille tehty NMDS, eikä siitä tällöin saatu juurikaan lisätietoa (poislukien tieto siitä, että NMDS tulokset painottuvat yksilömäärien perusteella).

Kovakuoriaislajiston moniulotteisessa skaalauksessa olivat laidunnetut alueet suhteellisen selkeästi omassa ryhmässään (Kuva 9). Luteiden osalta vastaavaa ei ollut havaittavissa (Kuva 10). Kovakuoriaislajiston skaalauksessa on myös havaittavissa puuston tilavuuden olevan korkeimmillaan laidunnetuilla alueilla, mikä ei voi olla seurausta itse laidunnuksesta (metsälaidunnus otettu uudelleen käyttöön hyvin hiljattain) (Kuva 9). Luteiden osalta vaikuttaa siltä, että esimerkiksi tiettyjen lehtipuiden runsaus (tilavuus) johtaa erilaiseen lajistoon ja havaintoruudut ovat kovakuoriaisten skaalaukseen verrattuna selkeämmin ryhmittyneet (Kuva 10).



Kuva 9. Kovakuoriaislajistolle tehdyn moniulotteisen skaalauksen (NMDS) kuvaaja. Havaintoruudut jaettu karjan metsälaidunnuksen mukaan ja skaalauksen kanssa korreloivat ympäristön ominaisuudet merkattu viivoin, joiden suunta kuvaa kyseisen ominaisuuden korkeampia arvoja. Ellipsit kuvaavat ryhmien keskiarvoista sijaintia (95% luottamusväli).



Kuva 10. Ludelajistolle tehdyn moniulotteisen skaalauksen (NMDS) kuvaaja. Havaintoruudut jaettu karjan metsälaidunnuksen mukaan ja skaalauksen kanssa korreloivat ympäristön ominaisuudet merkattu viivoin, joiden suunta kuvaa kyseisen ominaisuuden korkeampia arvoja. Ellipsit kuvaavat ryhmien keskiarvoista sijaintia (95% luottamusväli).

4. Pohdinta

4.1 Kovakuoriaisten ja luteiden laji- ja yksilömäärät

Tutkimusalueella havaitut kovakuoriaisten yksilö- ja lajimäärät (2454 yksilöä, 221 lajia / sukua) olivat selvästi korkeampia kuin luteiden (524 yksilöä, 64 lajia / sukua). Kyseinen havainto ei ole yllättävä, sillä kyseiset taksonit eivät ole saman tasoiset (lahko vs. alalahko). Tämän lisäksi, saman suuntainen tulos lajimäärissä oltaisiin mahdollisesti saatu vaikka luteiden alalahkon sijaan oltaisiin tarkasteltu koko nivelkärsäisten lahkoa (Hemiptera), koska Suomessa tavataan nykytiedon mukaan 3855 lajia kovakuoriaisia ja vain 1644 lajia nivelkärsäisiä (josta 560 lajia kuuluu luteisiin) (Suomen lajitietokeskus 2022).

Yksilömäärien osalta ero kovakuoriaisten ja luteiden välillä oli suhteellisesti lajimäärien eroa suurempi, erityisesti kun otetaan huomioon että noin puolet havaituista luteista kuului yhteen lajiin (kastikkaheinälude, 51,5 % havaituista luteista). Ero

havaituissa yksilömäärissä kovakuoriaisten ja luteiden välillä perustuu mahdollisesti lajimäärän tavoin kyseisten taksonien poikkeavaan lajilliseen runsauteen. Tämän lisäksi, on todennäköistä että käytetyt pyyntimenetelmät ovat olleet tehokkaampia kovakuoriaisten suhteen. Esimerkiksi kenttähaavilla, joka oli selvästi tehokkain menetelmä luteiden pyyntiin, pyydystettiin hyönteisiä vain suhteellisen hetkellisesti, verrattuna ristikkoikkunapyödyksiin tai loukkupurkkeihin. Tällöin on varsin mahdollista että suurin osa luteista on jäänyt havaitsematta, koska niitä ei ole pyydystetty niiden ollessa runsaimmillaan (paitsi sattumalta, kuten mahdollisesti kastikkaheinäluteen osalta kävi).

Arvioidut todelliset lajimäärät vaikuttavat suhteellisen luotettavilta, mutta muutamien havaintoruutujen osalta luteiden todellisen lajimäärän arvioiminen ei onnistunut liian pienen aineiston takia. Koko tutkimusalueen osalta arviot vaikuttavat varsin lupaavilta ja niiden mukaan tutkimusalueelta voidaan tavata noin 8,4 % Suomen kovakuoriaislajeista ja noin 19,6 % Suomen ludelajeista. Koska tällaisille lajimäärän arvioille on luontaista aliarvioida todellista lajimäärää, voidaan näiden arvioiden olettaa vastaavan pienintä mahdollista, todellista lajimäärää.

4.2 Ympäristön ominaisuuksien yhteys kovakuoriaisten ja luteiden monimuotoisuuteen

Karjan metsälaidunnuksen havaittiin johtavan keskimäärin korkeampaan monimuotoisuuteen koko tarkastellun hyönteislajiston ja kaikkien kovakuoriaisten osalta. Ainoa poikkeus tarkemmin tarkastelluista kovakuoriaisheimoista oli kärsäkkäät, joiden monimuotoisuuteen karjan metsälaidunnuksella ei havaittu olevan vaikutusta. Vastaavasti, luteiden ja kuneluteiden osalta karjan metsälaidunnuksella ei ollut vaikutusta monimuotoisuuteen. Monimuuttujamenetelmien avulla saatiin lähes vastaava tulos, jossa laidunnetun alueen lajisto poikkesi muusta tutkimusalueesta kovakuoriaisten osalta, mutta ei luteiden osalta. Vastaavia tuloksia on havaittu erityisesti laiduntavien eläinten lannasta riippuvaisten kovakuoriaisten osalta, mutta tässä lajiaineistossa ne olivat varsin vähälukuisia (Barbero et al. 1999; Tocco et al. 2013). Karjan metsälaidunnuksen hyöty kovakuoriaisten kannalta voikin perustua elinympäristön monipuolisuuteen, jota karja ylläpitää tallomalla ja syömällä aluskasvillisuutta (Ostman et al. 2001; Benton et al. 2003; Waite et al. 2022; Rischen et al. 2023). Erityisesti maakittäjäisten osalta elinympäristön monipuolisuuden on havaittu olevan merkittävää

monimuotoisuuden kannalta (Waite et al. 2022; Rischen et al. 2023). Hyönteisten monimuotoisuuden kannalta, laidunnus ei toisaalta saa olla liian tehokasta, vaan suurin hyöty saavutetaan juuri metsälaidunnuksen tyyppisessä melko kevyessä laidunnuksessa (Jerrentrup et al. 2014).

Kasvien monimuotoisuuden havaittiin olevan positiivisesti yhteydessä monimuotoisuuteen koko hyönteislajiston osalta, mutta ei silloin kun tarkasteltiin erikseen eri lajiryhmiä. Kasvien monimuotoisuudella on havaittu olevan sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia hyönteisiin ja nämä tulokset ovat usein trofiatasokohtaisia (Koricheva et al. 2000; Woodcock et al. 2005). Esimerkiksi, maakiitäjäisten loukkupurkeilla saatujen yksilömäärien on havaittu laskevan kasvilajien määrän kasvaessa, mutta kirvojen yksilömäärä sen sijaan kasvaa (Koricheva et al. 2000). On siis mahdollista että vastaavia yhteyksiä löytyy myös tämän aineiston lajiryhmiltä, mutta yhteys on niin heikko, että aineiston jakaminen tarkempaa analysointia varten heikentää testejä liialti, eikä merkittävää yhteyttä enää löydetä. Monimuuttujamenetelmillä havaittiinkin kovakuoriais- ja ludelajiston olevan yhteydessä kasvilajistoon, eli muutokset kasvilajistossa tulevat hyvin todennäköisesti johtamaan muutoksiin hyönteislajistossa (ja mahdollisesti myös päinvastoin).

Puuston tilavuudella havaittiin olevan negatiivinen yhteys monimuotoisuuteen koko hyönteislajiston ja luteiden alalahkon osalta sekä maakiitäjäisten ja kuneluteiden heimojen osalta. Myös kovakuoriaisten osalta yhteys oli lähellä tilastollisen merkitsevyyden raja-arvoa. Ainoastaan lehtikuoriaisten ja kärsäkkäiden osalta yhteys oli selvästi merkityksetön (kärsäkkäiden osalta puuston tilavuutta ei saatu edes sopimaan malliin). Puuston tilavuuden negatiivinen yhteys monimuotoisuuteen viittaa siihen, että puista ei ole ollut esimerkiksi merkittävää etua ravinnonlähteenä. Tämä taas voi viitata siihen, että puuston tilavuuden yhteys monimuotoisuuteen on epäsuora, jolloin puuston tilavuus kuvastaa jotain toista elinympäristön ominaisuutta. Koska puuston tilavuuden ja latvuspeittävyuden välillä ei ollut merkittävää korrelaatiota, perustuu puuston tilavuuden vaikutus monimuotoisuuteen kenties ympäristön rakenteeseen tai kemiallisiin tekijöihin. Esimerkiksi, ympäristön rakenteen monipuolisuuden on havaittu lisäävän monimuotoisuutta (Kostylev et al. 2005). Kenties mitä tiheimmin alueella on puita, sitä yksipuolisempi alue hyönteisten kannalta on, vaikkakin puuston tilavuus on suhteellisen suuren kokoluokan tekijä useimpien hyönteisten kannalta. Puuston tilavuuden vaikutus monimuotoisuuteen voi myös latvuspeittävyuden tavoin liittyä elinympäristön

varjoisuuteen. Havupuiden negatiivinen yhteys koko hyönteislajiston osalta liittyy todenäköisesti samoihin syihin kuin koko puuston tilavuus. Havupuista ja koko puustosta poiketen, havaittiin lehtipuiden tilavuudella olevan positiivinen yhteys lehtikuoriaisten monimuotoisuuteen. Tämän taustalla on kenties kyseisen hyönteisryhmän erikoistuminen puiden (ja muiden kasvien) lehtien käyttämiseen ravintona. Havupuiden lehtien käyttäminen ravintona taas on huomattavasti harvinaisempaa.

Latvuspeittävyydellä havaittiin olevan negatiivinen vaikutus monimuotoisuuteen koko hyönteislajiston ja kärsäkkäiden osalta, mutta positiivinen vaikutus maakiitäjäisten osalta. Tämä perustuu pitkälti elinympäristön varjoisuuteen ja sen myötä muodostuvasta mikroilmastosta. Varjoinen ja suhteellisen kostea mikroilmasto voi esimerkiksi edesauttaa sieniä ja tiettyjä kasveja syöviä kovakuoriaisia, kun taas valoisat ja kuivat mikroilmastot ovat useille maakiitäjäisille tyypillisiä elinympäristöjä. (Mendenhall et al. 2016)

Aluskasvillisuuden peittävyydellä havaittiin olevan negatiivinen yhteys luteiden monimuotoisuuteen, mutta muiden lajiryhmien osalta se ei ollut merkittävää (mukana mallissa vain kuneluteiden osalta ainoastaan). Luteille on havaittu päinvastainen tulos aikaisemmin, mutta toisaalta tämä tulos perustui enemmän soisella alueella elävään ludelajistoon (Sushko 2017). Kaiken kaikkiaan, aluskasvillisuuden peittävyuden ja monimuotoisuuden yhteys on melko vähän tutkittu asia. Negatiivisen yhteyden taustalla voi olla esimerkiksi luteiden mieltymys avoimien elinympäristöjen suhteen tai tietyn ravintokasvin löytämisen vaikeutuminen tiheässä aluskasvillisuudessa.

4.3 Perinnebiotoopin monimuotoisuuden suojelu

Saaren kartanon alueella havaittiin uhanalaisia kovakuoriais- ja ludelajeja, joista monien ensisijaisia elinympäristöjä ovat perinnebiotoopit tai kuivat niityt (joita esiintyy usein perinnebiotooppien yhteydessä). Näiden lisäksi, havaittiin alueella joitain lehtomaisten elinympäristöjen lajeja, jotka ovat usein lehtipuista riippuvaisia.

Kartanon alueella esiintyvien uhanalaisten lajien säilymistä alueella voidaan edesauttaa suojelemalla niiden suosimia elinympäristöjä. Kartanon perinnebiotoopin ja sen niittyjen ylläpitämisen osalta, voi karjan metsälaidunnuksesta olla merkittävää hyötyä (Metsähallitus 2022). Erityisesti pitkällä aikajänteellä laidunnuksen avulla

voidaan pyrkiä ennallistamaan umpeenkasvaneita metsälaitumia ja niittyjä sekä luoda kokonaan uusia vastaavia elinympäristöjä. Uusien laitumien suunnittelussa tulee kuitenkin ottaa huomioon myös elinympäristöt joiden tilalle laitumia sijoitetaan, koska esimerkiksi ravinteikkaat, lehtipuuvaltaiset alueet voivat myös olla elinympäristö uhanalaisille lajeille. Näiden lehtipuuvaltaisten elinympäristöjen lajiston monimuotoisuutta voidaan suojella ja lisätä vaalimalla kartanon metsien ja puiston vanhoja, kookkaita lehtipuita sekä lisäämällä alueella olevan lahopuun määrää. Lahopuuta tulisi mahdollisuuksien mukaan olla sekä monista puulajeista että eri asteisesti lahonneena, koska lajien vaatimukset lahopuun laadun suhteen voivat olla varsin tarkkoja (ja usein tuntemattomia).

Kartanon alueella havaitut uhanlaiset ja harvinaiset kovakuoriais- ja ludelajit eivät olleet keskittyneet tiettyihin paikkoihin (esim. vain laidunnettu alue), jonka perusteella vaikuttaisi siltä, että koko kartanoa ympäröivä metsä on osa näiden lajien elinympäristöä. Varsin todennäköistä on myös se, että kartanon viereiset puistomaiset alueet ja tienpienareet ovat osalle lajeista soveltuvaa elinympäristöä, joten myös niiden muokkaamisessa tulee olla tarkkana. Kartanon perinnebiotoopin ennallistamisessa (ja ennallistamisessa yleensä) onkin suositeltavaa edetä harkituin askelin ja tarkkailla lajistossa tapahtuvaa muutosta, jolloin jos ennallistamisesta aiheutuu odottamatonta haittaa joillekin lajeille, pystytään tilannetta korjaamaan ajoissa. Onnistuneesta kunnostuksesta tulevat hyötymään useimmat perinnebiotooppeihin sopeutuneet lajit, joita kovakuoriaisten ja luteiden lisäksi ovat esimerkiksi monet muut selkärangattomat, kasvit ja linnut. Kartanon alueen lajiston monimuotoisuutta pystytäänkin kunnollistamisen myötä lisäämään, mutta laajamittaisia ja nopeita muutoksia tulee välttää, koska niiden vaikutuksien ennustaminen on harvoin täysin varmaa.

4.4 Yhteenveto

Kaiken kaikkiaan, voidaan tämän tutkielman tuloksien perusteella sanoa, että karjan metsälaidunnuksella ei havaittu olevan haitallisia vaikutuksia laitumen kovakuoriais- tai ludelajistolle. Toisaalta, tämän tuloksen yleistettävyyks on rajallinen, koska havaintoaika on lyhyt ja tarkasteltavana oli vain yksi alue. Myös muiden mitattujen ympäristön ominaisuuksien osalta yleistykset voivat olla harhaanjohtavia, erityisesti koska vasteet useimpiin näistä ominaisuuksista vaikuttivat olevan lajiryhmäkohtaisia. Varmempien

tuloksien saamiseksi, oltaisiin ideaalisessa tutkimuksessa tarkasteltu useampia perinnebiotooppeja ja pidemmällä aikavälillä. Tämän tutkimuksen osalta tällaista ei voitu tehdä, logistiikan ja rahoituksen asettamien rajoitusten myötä. Varsin mielenkiintoista ja tärkeää olisi myös tutkia useampien eliöryhmien vastetta elinympäristön kunnostukseen, koska tässä tutkielmassa tarkasteltavana olivat vain kovakuoriaiset ja luteet.

5. Kiitokset

Kiitokset Jukka Suhoselle sekä tämän gradun ohjaamisesta että avusta ja osallistumisesta gradun kenttä- ja määritystyössä.

6. Viitteet

Alberta sustainable resource development (2006). Alberta Scaling Manual - Tree Length Volume Tables. <<https://open.alberta.ca/dataset/6aab5e05-c415-4728-9c94-1f0a4647e786/resource/6adf9c00-d448-4281-8016-4c0b05d651a1/download/2006-alberta-scaling-manual-chapter-12-tree-length-volume-tables.pdf>> [luettu 31.5.2022]

Barbero E., Palestrini C. & Rolando, A. (1999). Dung beetle conservation: effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). *Journal of Insect Conservation*, 3: 75–84 DOI:10.1023/A:1009609826831

Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 261-269

Benisch C. (2022). kerbtier.de – Beetle Fauna of Germany. <<https://www.kerbtier.de/enindex.html>> [luettu 28.5.2022]

Benton T.G., Vickery J.A. & Wilson J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 182–188

Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. & Naeem S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59–67

Crisp P.N., Dickinson K.J.M. & Gibbs G.W. (1998). Does native invertebrate diversity reflect native plant diversity? A case study from New Zealand and implications for conservation. *Biological Conservation*, 83: 209–220

Durbin J. & Watson G.S. (1971). Testing for Serial Correlation in Least Squares Regression. III. *Biometrika*, 58: 1–19. DOI: 10.2307/2334313

Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487–515

Faith D.P., Minchin P.R. & Belbin L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69: 57–68 DOI: 10.1007/BF00038687

Forister M.L., Novotny V., Panorska A.K., Baje L., Basset Y., Butterill P.T., Cizek L., Coley P.D., Dem F., Diniz I.R., Drozd P., Fox M., Glassmire A.E., Hazen R., Hrcek J., Jahner J.P., Kaman O., Kozubowski T.J., Kursar T.A., Lewis O.T., Lill J., Marquis R.J., Miller S.E., Morais H.C., Murakami M., Nickel H., Pardikes N.A., Ricklefs R.E., Singer M.S., Smilanich A.M., Stireman J.O., Villamarin-Cortez S., Vodka S., Volf M., Wagner D.L., Walla T., Weiblen G.D. & Dyer L.A. (2015). The global distribution of diet breadth in insect herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112: 442–447

Gerlach J., Samways M. & Pryke J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17: 831–850

Török P., Valkó O., Deák B., Kelemen A., Tóthmérész B. (2014). Traditional Cattle Grazing in a Mosaic Alkali Landscape: Effects on Grassland Biodiversity along a Moisture Gradient. *Plos One*. 9 DOI: 10.1371/journal.pone.0097095

Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., Morales M.B., Ceryngier P., Liira J., Tschardt T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L.W., Dennis C., Palmer C., Oñate J.J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer C., Goedhart P.W., Inchausti P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11: 97-105

Haggrén G. (2008). Saari kuninkaankartanona. Teoksessa: *Saaren kartano Mynämäellä* (Nurminen H, toim.). Suomalaisen kirjallisuuden seura, Helsinki. ISBN 978-952-222-010-3

Hart R.H. (2001). Plant biodiversity on shortgrass steppe after 55 years of zero, light, moderate, or heavy cattle grazing. *Plant Ecology*, 155: 111-118

Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U.-M. (toim.) (2019). *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. ISBN 978-952-11-4974-0

Jerrentrup J.S., Wrage-Monnig N., Rover K.U. & Isselstein J. (2014). Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51: 968–977 DOI:10.1111/1365-2664.12244

Koivula M. (2011). Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *Zookeys*, 100: 287–317

Koricheva J., Mulder C.P.H., Schmid B., Joshi J. & Huss-Danell K. (2000). Numerical responses of different trophic groups of invertebrates to manipulations of plant diversity in grasslands. *Oecologia*, 125: 271–282 DOI:10.1007/s004420000450

Kostylev V.E., Erlandsson J., Ming M.Y. & Williams G.A. (2005). The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. *Ecological Complexity*, 2: 272–286

Laasasenaho J. (1982). Taper curve and volume functions for pine, spruce and birch. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 108

Lehtinen J. (2008). Saaren kartanon historialliset kartat ja maiseman historiaa kartoilta tulkittuna. Teoksessa: *Saaren kartano Mynämäellä* (Nurminen H, toim.). Suomalaisen kirjallisuuden seura, Helsinki. ISBN 978-952-222-010-3

Lehtomaa L., Ahonen I., Hakamäki H., Häggblom M., Jutila H., Järvinen C., Kemppainen R., Kondelin H., Laitinen T., Lipponen M., Mussaari M., Pessa J., Raatikainen K. J., Raatikainen K., Tuominen S., Vainio M., Vieno M., Vuomajoki M. (2018a). Perinnebiotoopit. Teoksessa: *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018*.

Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet (Kontula T. & Raunio A. toim.), s. 225–254. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. ISBN 978-952-11-4816-3

Lehtomaa L., Ahonen I., Hakamäki H., Häggblom M., Jantunen J., Jutila H., Järvinen C., Kemppainen R., Kondelin H., Laitinen T., Lipponen M., Mussaari M., Pessa J., Raatikainen K.J., Raatikainen K., Tuominen S., Vainio M., Vieno M., Vuomajoki M. 2018b). Perinnebiotoopit. Teoksessa: *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: luontotyyppien kuvaukset* (Kontula T. & Raunio A. toim.), s. 660–757. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. ISBN 978-952-11-4819-4

Maanmittauslaitos (2022). Karttapaikka. Maanmittauslaitoksen verkkopalvelu maanmittauslaitos.fi. <<https://asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka/>> [luettu 9.5.2022]

Magurran A.E. & McGill B.J. (2010). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, New York, USA. ISBN 978-0-19-958066-8

McGeoch M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181–201

Mendenhall C.D., Shields-Estrada A., Krishnaswami A.J. & Daily G.C. (2016). Quantifying and sustaining biodiversity in tropical agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113: 14544–14551. DOI: 10.1073/pnas.1604981113

Metsähallitus (2022). Perinneympäristöjen hoito. Metsähallituksen verkkopalvelu metsä.fi. <<https://www.metsa.fi/luonto-ja-kulttuuriperinto/ennallistaminen/perinneymparistojen-hoito/>> [luettu 11.3.2022]

Miller J.T., Jolley-Rogers G., Mishler B.D. & Thornhill A.H. (2018). Phylogenetic diversity is a better measure of biodiversity than taxon counting. *Journal of Systematics and Evolution*, 56: 663–667

Milling C.R., Rachlow J.L., Olsoy P.J., Chappell M.A., Johnson T.R., Forbey J.S., Shipley L.A. & Thornton D.H. (2018). Habitat structure modifies microclimate: An approach for mapping fine-scale thermal refuge. *Methods in Ecology and Evolution*, 9: 1648–1657

Niemelä J. (2000). Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici*, 37: 307–317

Nurminen H. (2008). Puoli vuosisataa maatalouden tutkimusta. Teoksessa: *Saaren kartano Mynämäellä* (Nurminen H. toim.). Suomalaisen kirjallisuuden seura, Helsinki. ISBN 978-952-222-010-3

- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlenn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- Ostman O., Ekblom B., Bengtsson J. & Weibull A.C. (2001). Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. *Ecological Applications*, 11: 480–488 DOI:10.1890/1051-0761(2001)011[0480:LCAFP]2.0.CO;2
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9: 741–758
- Primack R.B. (2014). *Essentials of Conservation Biology* (6. painos). Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, USA. ISBN 978-1-60535-289-3
- Pykälä J. (2001). *Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. ISBN 952-11-0927-0
- Pykälä J. (2003). Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2211–2226
- Rainio J. & Niemelä J. (2003). Ground beetles (Coleoptera : Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12: 487–506
- Rantala S. (toim.) (2008). *Tapion Taskukirja* (25. painos). Helsinki, Metsälehti. ISBN : 978-952-5694-26-0
- Rassi P., Karjalainen S., Clayhills T., Helve E., Hyvärinen E., Laurinharju E., Malmberg S., Mannerkoski I., Martikainen P., Mattila J., Muona J., Pentinsaari M., Rutanen I., Salokannel J., Siitonen J. & Silfverberg H. (2015). Kovakuoriaisten maakuntaluettelo 2015 (Supplement 1). *Sahlbergia*, 21: 1–164
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>
- Rintala T. & Rinne V. (2011). *Suomen luteet* (2. painos). Hyönteistarvike Tibiale, Helsinki. ISBN 978-952-67544-0-6
- Rischen T., Kaffenberger M., Plath E., Wolff J. & Fischer K. (2023). Configurational landscape heterogeneity: Crop-fallow boundaries enhance the taxonomic diversity of carabid beetles and spiders. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 341 DOI:10.1016/j.agee.2022.108194
- Robinson R.A. & Sutherland W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157–176
- Rutanen I. (1994). *Etelä-Suomen vanhojen metsien kovakuoriaiset I*. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja. Sarja A. ISBN 951-47-9077-4

Schlaegel B.E. & Willson R.B. (1983). Nuttall oak volume and weight tables. New Orleans, Louisiana, US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Research Paper SO-186.

Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27: 379–423. DOI: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x

Shapiro S.S. & Wilk M.B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52: 591–611. DOI: 10.2307/2333709

Sonkoly J., Kelemen A., Valkó O., Deák B., Kiss R., Tóth K., Miglécz T., Tóthmérész B. & Török P. (2019). Both mass ratio effects and community diversity drive biomass production in a grassland experiment. *Scientific Reports*, 9. DOI: 10.1038/s41598-018-37190-6

Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Rio Carvalho C., de Snoo G.R. & Eden P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63: 337–365

Summerville K.S. & Crist T.O. (2001). Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology*, 82: 1360–1370

Suomen lajitietokeskus (2022). Suomen lajitietokeskuksen verkkopalvelu laji.fi. <<https://laji.fi/>> [luettu 20.11.2022]

Suomi T., Aarnivirta A., Ahlroth P., Huitu O., Hyvärinen E., Korkeamäki E., Mattila J., Niskanen K., Päivinen J., Rintala T. & Suhonen J. (1997). *Merenkurkun vanhojen metsien lajistollinen monimuotoisuus*. Merenkurkun neuvosto, Vaasa. Merenkurkun neuvoston julkaisut, 5. ISBN 951-53-1569-7

Sushko G.G. (2017). Species Composition and Diversity of the True Bugs (Hemiptera, Heteroptera) of a Raised Bog in Belarus. *Wetlands*, 36: 1025–1032
DOI:10.1007/s13157-016-0816-x

Tilman D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80: 1455–1474

Tocco C., Probo M., Lonati M., Lombardi G., Negro M., Nervo B., Rolando A. & Palestrini C. (2013). Pastoral Practices to Reverse Shrub Encroachment of Sub-Alpine Grasslands: Dung Beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) Respond More Quickly Than Vegetation. *Plos One*, 8 DOI:10.1371/journal.pone.0083344

Uotila K. (2008). Arkeologian tavoitteena tuhat vuotta kartanon historiaa. Teoksessa: *Saaren kartano Mynämäellä* (Nurminen H, toim.). Suomalaisen kirjallisuuden seura, Helsinki. ISBN 978-952-222-010-3

Virrankoski P. (2008). Soutakaamme Suomeen, sauvokaamme Saareen. Saarenkartanon vaiheet keskiajalla. Teoksessa: *Saaren kartano Mynämäellä* (Nurminen H, toim.). Suomalaisen kirjallisuuden seura, Helsinki. ISBN 978-952-222-010-3

Waite E.S., Houseman G.R., Jensen W.E., Reichenborn M.M. & Jameson M.L. (2022). Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Responses to Cattle Grazing, Grassland Restoration, and Habitat across a Precipitation Gradient. *Insects*, 13
DOI:10.3390/insects13080696

Woodcock B.A., Pywell R.F., Roy D.B., Rose R.J. & Bell D. (2005). Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation*, 125: 193–202
DOI:10.1016/j.biocon.2005.03.017

Ympäristöministeriö (2016). Lehdesniityt. Ympäristöhallinnon verkkopalvelu Ympäristö.fi.
<https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Luontotyypit/Luonnonsuojelulain_luontotyypit/Lehdesniityt> [luettu 11.3.2022]

Zhu H., Wang D.L., Wang L., Bai Y.G., Fang J. & Liu J. (2012). The effects of large herbivore grazing on meadow steppe plant and insect diversity. *Journal of Applied Ecology*, 49: 1075–1083

7. Liitteet

Liite 1. Käytettyjen välineiden kuvaukset

Hyönteisten pyynnissä käytettiin ristikkoikkunapyydyksiä, loukkupurkkeja ja kenttähaavia (Rutanen 1994). Puuston piirteiden mittauksessa käytettiin relaskooppia ja hypsometriä.

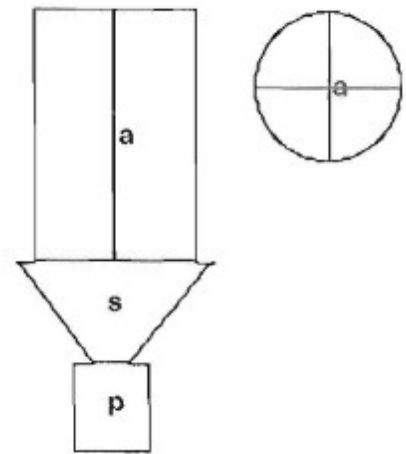
Ristikkoikkunapyydyks

Ominaisuudet:

Kahdesta ristikkäin asetetusta 450 mm korkeasta ja 340 mm leveästä läpinäkyvästä akryylilevystä ja niiden alle asetetusta suppilosta (halkaisija 340 mm) koostuva laite. Suppilon päässä keräyspullo pyydettyjä hyönteisiä varten.

Käyttö:

Ikkunapyydyks asetetaan roikkumaan irti maasta ja akryylilevyyn törmäävät lentävät hyönteiset putoavat suppiloon ja sen kautta keräyspulloon. Keräyspulloon kaadetaan vettä, johon on lisätty suolaa hyönteisten säilömiseksi ja astianpesuainetta pintajännityksen rikkomiseksi (jotta hyönteiset uppoisivat herkemmin veteen).



Käytettyjen ikkunapyydyksen rakenne sivusta ja ylhäältä katsottuna. Kaaviossa a =ristikkäin asetetut akryylilevyt, s =suppilo, p =keräyspullo (Rutanen 1994).

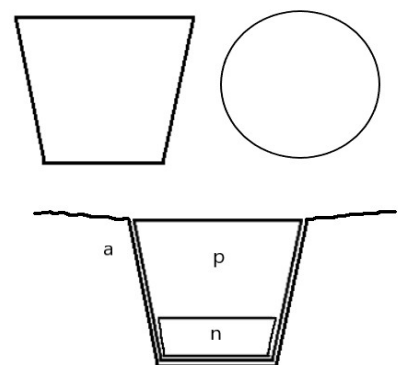
Loukkupurkki

Ominaisuudet:

Loukkupurkin yläosan halkaisija 70 mm, alaosan halkaisija 53 mm ja syvyys 70 mm (tilavuus noin 2 dl). Purkin materiaalina samea, vaalea muovi.

Käyttö:

Loukkupurkki kaivetaan maahan, niin että purkin reuna on maapinnan tasolla. Loukkupurkin pohjalle kaadetaan muutama sentti vettä, johon on lisätty suolaa hyönteisten säilömiseksi ja astianpesuainetta pintajännityksen rikkomiseksi (jotta hyönteiset uppoisivat herkemmin veteen).



Loukkupurkki sivulta, ylhäältä sekä maahan kaivettuna. Kaaviossa a =maanperä, p =loukkupurkki, n =purkkiin kaadettu liuos.

Kenttähaavi

Ominaisuudet:

Halkaisijaltaan 300 mm haavi, 930 mm varrella.

Käyttö:

Kenttähaavilla isketään kasvillisuutta pöntein ottein, jotta hyönteiset eivät ehdi sitä väistää. Haaviin päätyvät hyönteiset kerätään talteen erilliseen rasiaan tai pussiin haavin täytyessä.

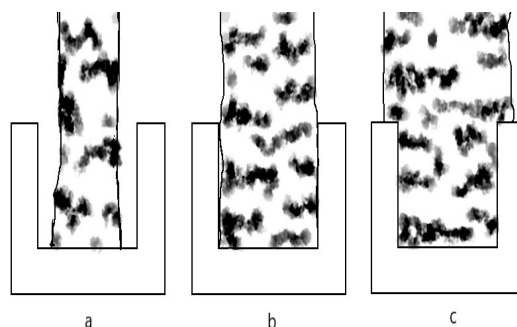
Relaskooppi

Ominaisuudet:

Sekä 2 cm että 1,3 cm hahloilla varustettu ketjurelaskooppi 65 cm ketjulla. Väri punainen.

Käyttö:

Relaskoopin varren / ketjun toinen pää asetetaan silmän alle ja pää, jossa relaskoopin hahlot ovat, viedään varren / ketjun etäisyyden päähän käyttäjästä. Tämän jälkeen, käydään ympärillä kasvava puusto läpi, hahlon lävitse katsoen ja paikoillaan pysyen. Puut jotka noin 1,3 metrin korkeudelta täyttävät hahlon kirjataan ylös 1 arvoisina ja puut jotka täyttävät hahlon juuri ja juuri 0,5 arvoisina. Näiden arvojen lopullinen summa kertoo suunnilleen alueen puuston pohjapinta-alan (m²/ha).



Relaskoopin käyttöperiaate ja mahdolliset tilanteet. Tilanne a: puu liian kaukana tai liian pieni = +0, tilanne b: puu täyttää hahlon juuri ja juuri = + 0,5 ja tilanne c: puu täyttää hahlon selvästi = + 1.

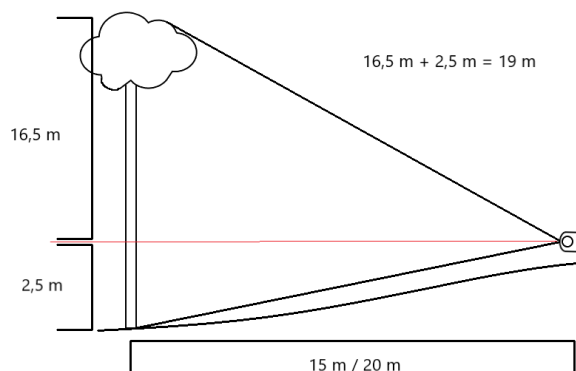
Hypsometri

Ominaisuudet:

Suunto PM-5/1520 merkinen hypsometri.

Käyttö:

Hypsometri mittaa tietyn etäisyyden (asteikot 15 ja 20 metrille) päässä olevan kohteen korkeuden. Hypsometrin antamat arvot luetaan sekä mitattavan kohteen tyveltä että latvasta, jolloin arvojen summan tai erotuksen avulla voidaan mitata myös kohteita, jotka ovat käyttäjän ylä- tai alapuolella. Jos mitattavan kohteen tyvi on käyttäjän silmän tasolla, antaa hypsometri kohteen korkeuden suoraan.



Hypsometrin käyttöperiaate. Kaavassa puun tyvi käyttäjän alapuolella, joten lisäämällä hypsometrin lukema puun tyveltä lukemaan puun latvasta, saadaan puun todellinen mitta.

Liite 2. Puuston tilavuuden laskeminen

Tutkimusalueen puustosta mitattiin korkeus (m), ympärysmitta rinnankorkeudelta (cm) ja pohjapinta-ala (m²/ha). Näiden mittojen perusteella, laskettiin arvio puuston tilavuudesta sekä havaintoruudun lähellä että alueella yleensä. Puuston tilavuuden laskemisessa käytettiin lajikohtaisia tilavuustaulukoita ja -yhtälöitä. Jos lajikohtaista tilavuustaulukkoa tai -yhtälöä ei löytynyt, käytettiin tilavuuden arvioinnissa kooltaan ja muodoltaan samantyyppisen puulajin tilavuustaulukkoa tai -yhtälöä.

Kuusen (*Picea abies*), männyn (*Pinus sylvestris*) ja koivun (*Betula pendula*) osalta käytettiin suomalaisessa metsätaloudessa käytettäviä tilavuustaulukoita ja -yhtälöitä (Laasasenaho 1982; Rantala 2008).

Tammelle (*Quercus robur*) ei löytynyt omaa taulukkoa, joten tilavuuden arvioinnissa käytettiin toiselle tammilajille (*Quercus nuttallii*) tehtyä taulukkoa (Schlaegel & Willson 1983).

Vaahteralle (*Acer platanoides*) ei löytynyt omaa taulukkoa, mutta lajin tulkittiin olevan kasvumuodoltaan rinnastettavissa tammeen. Tähän perustuen, käytettiin vaahteralle samaa taulukkoa kuin tammille.

Haavalle (*Populus tremula*) löytyi metsätaloudelle tehty tilavuustaulukko, joka antaa puuston tilavuuden korkeuden ja halkaisijan perusteella (Alberta sustainable resource development 2006). Kyseisessä taulukossa on kuvattu rungon tilavuus tyvestä siihen pituuteen asti, jossa rungon halkaisija on enää 8 cm. Maastossa mitattu puun korkeus ei siis ole sama mitta, kuin taulukossa ilmoitettu korkeus. Tästä johtuen, vähennettiin maastossa mitatuista arvoista 1 m, mahdollisimman tarkan tilavuuden arvion saamiseksi.

Saarnille (*Fraxinus excelsior*) ja raidalle (*Salix caprea*) ei löytynyt omia taulukoita, mutta lajien tulkittiin olevan kasvumuodoltaan rinnastettavissa koivuun. Tähän perustuen, käytettiin saarnille ja raidalle samaa taulukkoa kuin koivulle.

Pihjalle (*Sorbus aucuparia*) ja tuomelle (*Prunus padus*) ei löytynyt omia taulukoita, mutta lajien tulkittiin olevan kasvumuodoltaan lähes rinnastettavissa koivuun. Tähän perustuen, käytettiin pihlajalle ja tuomelle samaa taulukkoa kuin koivulle, mutta

saaduista tilavuuden arvoista vähennettiin 20 % (erityisesti latvuston kevyempään kasvumuotoon perustuvien erojen huomioon ottamiseksi).

Havaintoruutua ympäröivän hehtaarin alueella kasvavien puiden tilavuus laskettiin relaskoopilla mitatun pohjapinta-alan ja puuston keskimääräisen korkeuden ja ympärysmitan perusteella. Ympäröivän alueen tarkastelussa, samankaltaisen kasvutyypin omaavia puulajeja ei eritelty, eli käytännössä, puulajit joille käytettiin samaa tilavuustaulukkoa tai -yhtälöä, summattiin yhteen ryhmään. Näille ryhmille määritettiin keskimääräiset korkeudet ja ympärysmitat, laskemalla korkeuden ja ympärysmitan mediaani koko aineistosta. Havaintoruutua ympäröivän alueen puuston tilavuus laskettiin puulajikohtaisesti seuraavien viiden kohdan mukaisesti:

1) Koko alueen puustosta mitattu pohjapinta-ala jaettiin lajikohtaisiin osuuksiin, perustuen silmämääräiseen arvioon havaintoruudun ympäristössä esiintyvien puulajien suhteellisista osuuksista.

2) Puulajin keskimääräisestä ympärysmitasta johdettiin yhden puun keskimääräinen pohjapinta-ala laskukaavalla:

$$\text{pohjapinta-ala} = (\pi * (\text{ympärysmitta} / \pi)^2) / 4$$

3) Puulajin yksilömäärä hehtaarin alueella laskettiin jakamalla puulajikohtainen pohjapinta-ala yhden puun pohjapinta-alalla.

4) Lajikohtaisten tilavuustaulukoiden tai -yhtälöiden avulla laskettiin keskimääräisen korkuisen ja ympärysmittaisen puun tilavuus.

5) Puulajin tilavuus hehtaarin alueella laskettiin kertomalla puulajin yksilömäärä yhden puun tilavuudella.

Tarkasteltaessa havaintoruudun ympäristön puulajien suhteellisia runsauksia, havaittiin useimmilla alueilla olevan pieniä määriä ”satunnaisia” puulajeja. Näiden huomioon ottamiseksi, summattiin tällaiset harvalukuiset puulajit ryhmään ”sekalehtiset puut”. Laskettaessa näiden sekalehtisten puiden tilavuutta hehtaarin alueella, toimittiin samoin kuin yksittäisten puulajien kanssa, mutta yksittäisen ”sekalehtisen” puun tilavuutena käytettiin kuusen, männyn, koivun, tammen ja haavan keskimääräisten tilavuuksien keskiarvoa.

Liite 3. Lajilista

Saaren kartanon ympäristössä (2021) havaitut kovakuoriais- ja ludelajit. Kunkin lajin kohdalla ilmaistu kuinka monessa havaintoruudussa ja kuinka monta yksilöä kyseistä lajia tutkimusalueella havaittiin.

Laji / suku	Lajin esiintyvyys (havaintoruudut)	Havaittu yksilömäärä
Kovakuoriaiset, Coleoptera		
Hentotakukas, <i>Dasytes plumbeus</i>	16	318
Mustatakukas, <i>Dasytes niger</i>	3	3
Täpläviherikäs, <i>Malachius bipustulatus</i>	6	6
<i>Altica</i> sp.	2	2
Vattukirppa, <i>Batophila rubi</i>	3	4
Aaltojuovakirppa, <i>Phyllotreta undulata</i>	6	8
Ohrakirppa, <i>Phyllotreta vittula</i>	13	41
Rantakukkakirppa, <i>Lythraia salicariae</i>	1	1
<i>Longitarsus</i> sp.	2	5
<i>Chaetocnema</i> sp. (siniset)	7	20
<i>Chaetocnema</i> sp. (ruskeat)	13	68
Vaskijahkiainen, <i>Salpingus planirostris</i>	3	3
<i>Salpingus</i> sp.	2	2
<i>Cimberis attelaboides</i>	1	1
Karheakorväkäräsäkäs, <i>Otiorhynchus carinatopunctatus</i>	6	16
Siilikäräsäkäs, <i>Brachysomus echinatus</i>	4	5
Leinikkikuonokäräsäkäs, <i>Exomias pellucidus</i>	12	204
Uurrehernekäräsäkäs, <i>Sitona sulcifrons</i>	4	4
Juomuhernekäräsäkäs, <i>Sitona suturalis</i>	1	1
Tukkimiehentäi, <i>Hylobius abietis</i>	4	6
Pikkutukkikäräsäkäs, <i>Hylobius pinastri</i>	6	29
Uurrekorväkäräsäkäs, <i>Otiorhynchus sulcatus</i>	1	1
Liperikorväkäräsäkäs, <i>Otiorhynchus ligustici</i>	1	1
Korvakekäräsäkäs, <i>Hypera nigrirostris</i>	1	1
Mustasuppilokäräsäkäs, <i>Deporaus betulae</i>	1	1
Sinipöttykäräsäkäs, <i>Magdalis violacea</i>	1	1
Voikukkäkäräsäkäs, <i>Glocianus punctiger</i>	1	1
Lutukkäkäräsäkäs, <i>Ceutorhynchus typhae</i>	1	1
Pajunhyppykäräsäkäs, <i>Tachyerges salicis</i>	1	1
Pajunäkämäkäräsäkäs, <i>Archarius salicivorus</i>	1	1
Valkoapiläkäräsäkäs, <i>Tychius picirostris</i>	2	2
Aaltosuomukäräsäkäs, <i>Polydrusus tereticollis</i>	2	18
Aitokeräkäräsäkäs, <i>Strophosoma capitatum</i>	11	81
Tuomikäräsäkäs, <i>Anthonomus rectirostris</i>	2	2
Viherlehtikäräsäkäs, <i>Phyllobius argentatus</i>	4	9
Vattukäräsäkäs, <i>Anthonomus rubi</i>	4	5
Keltasäärinirppu, <i>Protapion fulvipes</i>	16	264
Koivunirppu, <i>Betulapion simile</i>	2	2
Isoapilanirppu, <i>Protapion apricans</i>	2	2
Vimanirppu, <i>Eutrichapion viciae</i>	1	1

Piennamirppu, <i>Cyanapion gyllenhali</i>	1	1
Minttunirppu, <i>Squamapion vicinum</i>	1	1
Vihernirppu, <i>Ischnopterapion virens</i>	2	2
Virvilänirppu, <i>Eutrichapion ervi</i>	2	3
Nätkelmänirppu, <i>Oxystoma subulatum</i>	2	3
Punaselkäsukkulainen, <i>Anaspis thoracica</i>	9	25
Kyläsukkulainen, <i>Anaspis frontalis</i>	7	18
Pikkusukkulainen, <i>Anaspis marginicollis</i>	7	17
Vyökääpäkeiju, <i>Orchesia fasciata</i>	1	1
Kirjokääpäkeiju, <i>Orchesia undulata</i>	1	1
Kirjosienikeiju, <i>Abdera flexuosa</i>	1	1
<i>Hallomenus binotatus</i>	2	3
Jääräpimikkä, <i>Pseudocistela ceramoides</i>	2	5
Hentokukkajääkä, <i>Alosterna tabacicolor</i>	5	5
Hoikkakukkajääkä, <i>Stenurella melanura</i>	10	16
Rusokukkajääkä, <i>Stictoleptura rubra</i>	3	4
Töpökukkajääkä, <i>Stictoleptura maculicornis</i>	13	31
Kiiltokuusijääkä, <i>Tetropium castaneum</i>	1	1
Himmeäkuusijääkä, <i>Tetropium fuscum</i>	1	1
Nelivyojääkä, <i>Leptura quadrifasciata</i>	3	3
Ruskojääkä, <i>Arhopalus rusticus</i>	1	1
Tummasylkikuoriainen, <i>Cantharis obscura</i>	9	12
Ketosylkikuoriainen, <i>Cantharis rustica</i>	1	1
Kirjosylkikuoriainen, <i>Cantharis figurata</i>	1	1
Havusylkikuoriainen, <i>Cantharis nigricans</i>	4	4
Laitasylkikuoriainen, <i>Cantharis lateralis</i>	2	2
Hakasylkikuoriainen, <i>Rhagonycha lignosa</i>	3	4
Mustasylkikuoriainen, <i>Rhagonycha atra</i>	1	2
<i>Malthinus biguttatus</i>	1	1
<i>Malthinus flaveolus</i>	1	1
<i>Malthodes mysticus</i>	1	1
<i>Malthodes guttifer</i>	6	10
<i>Malthodes marginatus</i>	7	9
<i>Aderus populneus</i>	1	2
Isomuurahaiskuoriainen, <i>Thanasimus formicarius</i>	1	1
<i>Omonadus formicarius</i>	1	1
<i>Euglenes pygmaeus</i>	1	2
<i>Stenichmus collaris</i>	1	1
Valeseppä, <i>Serropalpus barbatus</i>	3	4
Metalliseppä, <i>Selatosomus aeneus</i>	2	2
Juomuseppä, <i>Dalopius marginatus</i>	12	17
Puikkoseppä, <i>Athous subfuscus</i>	13	38
Pikiseppä, <i>Melanotus castanipes</i>	6	9
Mustaseppä, <i>Ampedus nigrinus</i>	4	12
Mustaperäseppä, <i>Ampedus balteatus</i>	4	6
Mustahammasseppä, <i>Denticollis borealis</i>	1	1
Ruskohammasseppä, <i>Denticollis linearis</i>	2	2
Vähärantaseppä, <i>Hypnoidus rivularius</i>	1	1
Niittyrikkaseppä, <i>Trixagus carinifrons</i>	10	24
Pensasrikkaseppä, <i>Trixagus dermestoides</i>	5	6

Halavasepikkä, <i>Hylochares cruentatus</i>	1	1
Nelikuoppakauniainen, <i>Anthaxia quadripunctata</i>	2	2
Tammenjalosoukko, <i>Agrilus sulcicollis</i>	1	1
Aurorakuoriainen, <i>Dictyoptera aurora</i>	1	1
<i>Catops</i> sp.	1	1
Syysrääpikäs, <i>Catops nigricans</i>	5	7
<i>Sciodrepoides fumatus</i>	1	1
<i>Sciodrepoides watsoni</i>	5	6
<i>Antherophagus pallens</i>	5	12
<i>Mycetochara flavipes</i>	3	5
<i>Nalassus dermestoides</i>	1	1
Kiiltohyrrä, <i>Bembidion lampros</i>	1	1
Lehtoloimukiihtäjäinen, <i>Badister lacertosus</i>	2	4
Mäkiloimukiihtäjäinen, <i>Badister bullatus</i>	2	5
Ristirunkokiihtäjäinen, <i>Philorhizus sigma</i>	1	1
<i>Philorhizus notatus</i>	1	1
Tummarunkokiihtäjäinen, <i>Dromius agilis</i>	9	18
Tammenrunkokiihtäjäinen, <i>Dromius quadrimaculatus</i>	2	4
Kalveätkökihtäjäinen, <i>Trechus secalis</i>	2	2
Ruosteponsikihtäjäinen, <i>Leistus ferrugineus</i>	2	4
Lehtosydänkihtäjäinen, <i>Nebria brevicollis</i>	2	3
Puistokihtäjäinen, <i>Carabus nemoralis</i>	14	62
Lehtokihtäjäinen, <i>Carabus hortensis</i>	4	6
Leukakihtäjäinen, <i>Stomis pumicatus</i>	1	1
Karvakihtäjäinen, <i>Harpalus rufipes</i>	4	10
Ruskosiemenkihtäjäinen, <i>Amara bifrons</i>	4	7
Peltosiemenkihtäjäinen, <i>Amara eurynota</i>	1	1
Aitosysikihtäjäinen, <i>Pterostichus melanarius</i>	5	42
Isosysikihtäjäinen, <i>Pterostichus niger</i>	5	10
Metsäsysikihtäjäinen, <i>Pterostichus strenuus</i>	1	1
Kaarnasysikihtäjäinen, <i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	3	5
<i>Ophonus</i> sp.	1	1
Pisteharvekihtäjäinen, <i>Harpalus laevipes</i>	1	1
Tarhaharvekihtäjäinen, <i>Ophonus rufibarbis</i>	3	4
Niittyharvekihtäjäinen, <i>Harpalus latus</i>	2	3
Jurmuhaiskiainen, <i>Silpha carinata</i>	6	9
Etanahaiskiainen, <i>Phosphuga atrata</i>	3	3
Tutkijatürkilo, <i>Nicrophorus investigator</i>	1	1
Pikkutürkilo, <i>Nicrophorus vespilloides</i>	3	4
Kuperämäihäinen, <i>Glischrochilus hortensis</i>	1	1
Museokuoriainen, <i>Anthrenus museorum</i>	5	10
Mattokuoriainen, <i>Anthrenus scrophulariae</i>	5	8
<i>Anthrenus</i> sp.	2	2
<i>Anisotoma humeralis</i>	1	8
<i>Anisotoma castanea</i>	1	1
<i>Anisotoma glabra</i>	1	1
Punkkipirkko, <i>Stethorus pusillus</i>	1	2
Seitsenpistepirkko, <i>Coccinella septempunctata</i>	10	18
Ruutupirkko, <i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	7	8
Soikopisarpirkko, <i>Myzia oblongoguttata</i>	2	2

Tuomipisarpirkko, <i>Halyzia sedecimguttata</i>	2	2
Ahopirkko, <i>Psyllobora vigintiduopunctata</i>	10	72
Haavanruskokalvaja, <i>Gonioctena decemnotata</i>	1	2
Muurahaispääkkö, <i>Clytra quadripunctata</i>	2	2
Haavan-/Rusolehtikuoriainen, <i>Chrysomela</i> sp.	1	1
Isohelysieniäinen, <i>Triplax russica</i>	2	1
<i>Dacne bipustulata</i>	1	1
<i>Atomaria</i> sp.	4	5
<i>Contacyphon</i> sp.	6	130
Typökaavikas, <i>Microcara testacea</i>	2	7
Harmorosokas, <i>Soronia grisea</i>	1	1
<i>Epuraea</i> sp.	2	2
Silkkihälvekäs, <i>Cychramus luteus</i>	1	2
<i>Meligethes</i> sp.	16	132
<i>Cryptophagus</i> sp.	4	6
<i>Latridius/Enicmus</i> sp.	11	35
Niittylymykäs, <i>Stephostethus lardarius</i>	1	1
Kurenyhäkäs, <i>Corticara gibbosa</i>	7	9
<i>Corticarina</i> sp.	7	12
<i>Cerylon</i> sp.	8	16
<i>Cis</i> sp.	1	1
<i>Ennearthron</i> sp.	1	1
Tammenmantokuoriainen, <i>Scolytus intricatus</i>	4	4
Havutikaskuoriainen, <i>Trypodendron lineatum</i>	1	1
Kirjanpainaja, <i>Ips typographus</i>	1	3
Kuusentähkirjaaja, <i>Pityogenes chalcographus</i>	1	1
Kannonhutikirjaaja, <i>Dryocoetes autographus</i>	1	1
Leipäkuoriainen, <i>Stegobium paniceum</i>	1	1
Kuolemankello, <i>Hadrobregmus pertinax</i>	1	31
Tupajumi, <i>Anobium punctatum</i>	1	1
Hirsijumi, <i>Hadrobregmus confusus</i>	3	10
<i>Dorcatoma</i> sp.	1	1
Kanatunkkari, <i>Alphitobius diaperinus</i>	1	1
Vaippaniluri, <i>Hylurgops palliatus</i>	1	1
<i>Hylastes</i> sp.	3	3
Varaslesiäinen, <i>Ptinus fur</i>	6	11
Kaarnalesiäinen, <i>Ptinus subpillosus</i>	2	2
Kimalaiskuoriainen, <i>Trichius fasciatus</i>	4	5
Kolopesätylppö, <i>Gnathoncus nidorum</i>	2	2
Pohjanlantiaainen, <i>Planolinoides borealis</i>	1	2
Mustalantiaainen, <i>Agrilinus ater</i>	1	1
Kaarilantiaainen, <i>Acrossus rufipes</i>	5	5
<i>Helophorus</i> sp.	2	7
<i>Ilybius</i> sp.	1	1
<i>Sepedophilus</i> sp.	2	2
<i>Tachinus</i> sp.	3	3
Laikkuvaajakas, <i>Tachyporus solutus</i>	1	1
<i>Tachyporus chrysomelinus</i>	2	1
<i>Tachyporus hypnorum</i>	4	5
<i>Aleochara curtula</i>	1	1

<i>Aleochara tristis</i>	1	1
<i>Bryophacis crassicornis</i>	1	1
<i>Ischnosoma</i> sp.	4	4
Vaskilyhytsiipi, <i>Ocypus aeneocephalus</i>	2	3
<i>Lyprocorrhe anceps</i>	2	4
<i>Nehemitropia lividipennis</i>	1	1
<i>Acrotona</i> sp.	10	26
<i>Alianta incana</i>	1	1
Mätäsirkeinen, <i>Geostiba circellaris</i>	3	3
<i>Plataraea</i> sp.	2	3
<i>Plataraea brunnea</i>	5	9
<i>Notothecta flavipes</i>	6	7
<i>Dadobia immersa</i>	1	1
<i>Anotylus</i> sp.	4	3
Hietavakosonkiainen, <i>notylus insecatus</i>	1	1
Kangaslyhytsiipi, <i>Platydracus stercorarius</i>	1	1
Kangasrovovilistäjä, <i>Pella humeralis</i>	2	9
Hietarovovilistäjä, <i>Pella limbatus</i>	1	1
Keikarivilistäjä, <i>Drusilla canaliculata</i>	9	16
<i>Quedius</i> sp.	3	5
<i>Ocypus brunnipes</i>	3	3
<i>Oxypoda</i> sp.	1	1
<i>Philonthus</i> sp.	6	11
<i>Gyrohypnus atratus</i>	1	1
<i>Scopaeus laevigatus</i>	2	2
<i>Rugilus rufipes</i>	1	1
Hukkakartukas, <i>Nudobius lentus</i>	1	1
<i>Xantholinus</i> sp.	1	1
<i>Xantholinus tricolor</i>	6	7
<i>Xantholinus longiventris</i>	1	1
<i>Brachygluta</i> sp.	1	1
Luteet, Heteroptera		
Verilude, <i>Corizus hyoscyami</i>	1	1
Härkälude, <i>Pentatoma rufipes</i>	5	6
Marjalude, <i>Dolycoris baccarum</i>	2	3
Jaspislude, <i>Peribalus strictus</i>	2	2
Tuomilude, <i>Acanthosoma haemorrhoidale</i>	2	2
Lehvälude, <i>Elasmotherus interstinctus</i>	3	4
Kuusamalude, <i>Elasmotherus minor</i>	1	1
Halavalude, <i>Elasmotherus brevis</i>	1	1
Pilkkupiilolude, <i>Adomerus biguttatus</i>	1	1
Sysipiilolude, <i>Sehirus luctuosus</i>	1	1
Tylppölude, <i>Neottiglossa pusilla</i>	1	5
Täpläkorsilude, <i>Aelia acuminata</i>	5	5
Kalvolude, <i>Kleidocerys resedae</i>	6	8
Luhtamantelilude, <i>Cymus glandicolor</i>	1	1
Kurpankarikelude, <i>Drymus sylvaticus</i>	1	1
Ruskokarikelude, <i>Drymus brunneus</i>	2	2
Kirjokunttalude, <i>Eremocoris abietis</i>	1	1
Ruskonukkalude, <i>Stygnocoris sabulosus</i>	1	1

Kiitäjaislode, <i>Aphanus rolandri</i>	1	1
Okasääskilode, <i>Empicoris vagabundus</i>	6	10
Täplänaskalilode, <i>Nabis punctatus</i>	1	1
Pikkunaskalilode, <i>Nabis brevis</i>	1	1
Luhtatikarilode, <i>Nabis limbatus</i>	2	5
Lyhytsiipikirvalode, <i>Temnostethus gracilis</i>	5	5
Puistorikkalode, <i>Orius vicinus</i>	2	1
Ansaririkkalode, <i>Orius majusculus</i>	2	3
Hallavanokkalode, <i>Anthocoris confusus</i>	2	2
Saarinokkalode, <i>Anthocoris simulans</i>	2	4
Lehvänokkalode, <i>Anthocoris nemorum</i>	2	2
Oksakerilode, <i>Loricula pselaphiformis</i>	2	2
Tummakahtaislode, <i>Mecomma ambulans</i>	1	1
Neulaslode, <i>Plesiodema pinetella</i>	1	1
Tammisuomulode, <i>Psallus variabilis</i>	6	7
Terho-/Tummasuomulode, <i>Psallus</i> sp.	7	17
Kelta-/Hoikkasuomulode, <i>Psallus</i> sp.	9	33
Mustasuomulode, <i>Psallus aethiops</i>	1	1
Kuusenpamppulode, <i>Atractotomus magnicornis</i>	1	1
Nelitäplälode, <i>Dryophilocoris flavoquadrimaculatus</i>	6	7
Harlekiinilode, <i>Cylloceria histronius</i>	2	2
Rämepallopää, <i>Globiceps salicicola</i>	1	1
Poikkolode, <i>Charagochilus gyllenhalii</i>	2	3
Pajulode, <i>Salicarus roseri</i>	1	1
Ketolode, <i>Lygus pratensis</i>	1	1
Katvemustapolvi, <i>Plagiognathus arbustorum</i>	2	4
Kirjokauluslode, <i>Closterotomus biclavatus</i>	1	1
Tammikauluslode, <i>Rhabdomiris striatellus</i>	6	16
Viiruvittalode, <i>Adelphocoris lineolatus</i>	1	1
Kastikkaheinälode, <i>Stenodema laevigata</i>	13	270
Konkkaheinälode, <i>Stenodema virens</i>	1	1
Okaheinälode, <i>Stenodema calcarata</i>	1	2
Pikkuheinälode, <i>Stenodema holsata</i>	2	2
Himmeäkitalode, <i>Orthotylus marginalis</i>	2	2
Tarhakauluslode, <i>Calocoris affinis</i>	5	20
Haapamarmorilode, <i>Phytocoris populi</i>	1	1
Syysmarmorilode, <i>Phytocoris tiliae</i>	1	1
Verkasmarmorilode, <i>Phytocoris longipennis</i>	1	1
Lehväraitalode, <i>Pilophorus clavatus</i>	1	1
Kärsämösiimalode, <i>Deraeocoris punctulatus</i>	2	2
Keltasiimalode, <i>Deraeocoris lutescens</i>	7	9
Ehtoolode, <i>Bothynotus pilosus</i>	1	1
Saniaislode, <i>Monalocoris filicis</i>	2	3
Juovahyppylode, <i>Saldula opacula</i>	1	1
Kypärälode, <i>Derephysia foliacea</i>	10	25
Leveäsammallode, <i>Acalypta carinata</i>	1	1