



**TURUN  
YLIOPISTO**

Matemaattis-luonnontieteellinen  
tiedekunta

# **Ympäristömuuttujien ja hoitotoimien vaikutus uhanalaisen tummaverkkoperhosen isäntäkasviin - lehtovirmajuureen (*Valeriana excelsa*) Pirkanmaalla**

Biologia (ekologia ja evoluutiobiologia)  
Pro gradu -tutkielma  
Laajuus: 30 op

Laatija:  
Inari Kuitunen

14.5.2025  
Turku

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

Pro gradu -tutkielma

**Pääaine:** Biologia

**Tekijä:** Inari Kuitunen

**Otsikko:** Ympäristömuuttujien ja hoitotoimien vaikutus uhanalaisen tummaverkkoperhosen isäntäkasviin – lehtovirmajuureen (*Valeriana excelsa*) Pirkanmaalla

**Ohjaajat:** dosentti Satu Ramula, dosentti Jukka Suhonen

**Sivumäärä:** 48 sivua + liitteet 10 sivua

**Päivämäärä:** 14.5.2025

---

Elinympäristökato uhkaa nykypäivänä monia lajeja. Elinympäristöjen vähenemisen syinä ovat esimerkiksi ihmisen aiheuttamat maankäytön muutokset sekä ilmastonmuutos. Kuitenkin myös luonnolliset ilmiöt, kuten sukkessio, uhkaavat tiettyjen lajien menestystä. Erityisesti tämä koskee varhaisen sukkession lajeja, kuten monia perhosia sekä niittykasveja. Tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*) on erittäin uhanalainen päiväperhonen, jota esiintyy Suomessa Etelä-Pohjanmaan ja Pirkanmaan alueilla. Laji viihtyy avoimilla, kosteilla niityillä ja umpeenkasvu uhkaa sen selviämistä. Tummaverkkoperhosen toukat käyttävät ravintokasvinaan ainoastaan lehtovirmajuurta (*Valeriana excelsa*). Perhosen riippuvuus lehtovirmajuuresta tekeekin siitä alttiin elinympäristöjen kokemille muutoksille, sillä lehtovirmajuuren menestymisellä on suora yhteys myös perhosen menestymiseen. Jotta tummaverkkoperhosta voidaan suojella tehokkaammin, on tärkeää hankkia lisätietoa sen isäntäkasvista ja tätä kautta myös perhosen ja kasvin elinympäristövaatimuksista. Tummaverkkoperhosen suojelun ja tutkimuksen eteen on nähty paljon vaivaa. Isäntäkasvin - lehtovirmajuuren - elinvaatimukseen liittyvät tiedot ovat kuitenkin yhä puutteelliset, ja siksi halusinkin tutkielmassani tutustua aiheeseen tarkemmin. Aineistoni käsittää Pirkanmaan 145 tummaverkkoperhosniittyä, joihin liittyen keräsin tiedot erinäisistä ympäristömuuttujista (mm. sukkessio, pintamaalaji, topografia). Lisäksi selvitin, miten perhosniittyihin kohdistetut hoitotoimet (puuvartisen kasvillisuuden poisto) vaikuttavat lehtovirmajuureen. Tulosteni perusteella niityn sukkessiovaihe vaikuttaa kasvin runsauteen siten, että avoimet alueet lisäävät kasvin runsautta, ja pensaikkoinen sukkessiovaihe puolestaan heikentää sitä. Lisäksi lehtovirmajuurta esiintyy runsaammin, kun niityllä ja sen välittömässä läheisyydessä on eloperäisiä maalajeja ja heikommin maalajien ollessa saviperäisiä. Alueen topografialla tai niityn koolla ei vaikuta olevan vaikutusta kasvin runsauteen tai esiintyvyyteen. Hoitotoimien suhteen selvisi, että kasvia esiintyy runsaammin, kun niityn avoimena pidetyn alueen osuus on suurempi. Viimeisimmästä hoitokerrasta kulunut aika vuosissa puolestaan näkyy kasvin runsauden heikkenemisenä. Tuloksiani voidaan käyttää tulevaisuudessa hyödyksi, kun suunnitellaan olemassa olevien niittyjen hoitotoimia tai harkitaan uusien niittyjen perustamista.

---

**Avainsanat:** tummaverkkoperhonen, lehtovirmajuuri, luonnonhoito, luonnonsuojelu, sukkessio, umpeenkasvu

Master's thesis

**Subject:** Biology

**Author:** Inari Kuitunen

**Title:** The effects of environmental factors and management on the host plant (*Valeriana excelsa*) of an endangered butterfly in the Pirkanmaa region

**Supervisors:** docent Satu Ramula, docent Jukka Suhonen

**Pages:** 48 pages + 10 pages of appendices

**Date:** 14.5.2025

---

False heath fritillary (*Melitaea diamina*) is an endangered butterfly occurring in the Pirkanmaa and South Ostrobothnia regions in Finland. It lives in open meadows and is threatened by habitat overgrowth and succession. The species is also dependent on a single host plant, *Valeriana excelsa*, on which it oviposits monophagous larvae to feed on the plant. Due to this dependency, *M. diamina* is vulnerable to changes in its environment and changes in the abundance of *V. excelsa*. To be able to protect *M. diamina*, it is important to better understand the habitat requirements of its host plant. I used data of 145 meadows known to have history with *M. diamina* and *V. excelsa* in the Pirkanmaa region and combined environmental information (e.g., successional stage, soil type, topography) and management data to explore how they affect the abundance and occurrence of *V. excelsa*. I discovered that the abundance of *V. excelsa* was reduced by a successional stage consisting mostly of shrubs, while an early successional stage with open areas enhanced it. I also found that the plant species was more abundant in organic soil types and less abundant in clay soils. However, topography in the area did not have an effect on the plant. Considering the management activities, keeping the meadows open by regularly removing woody vegetation is beneficial for the plant. These results can be utilized when planning management activities for the existing meadows or when considering the establishment of new meadows for the butterfly in the Pirkanmaa region.

---

**Key words:** *Melitaea diamina*, *Valeriana excelsa*, management, conservation, succession, overgrowth

## **Sisällysluettelo**

<b>1</b>	<b>Johdanto</b>	<b>5</b>
1.1	Perhoset vailla niittyjä	5
1.2	Haasteet perhosniittyjen hoidossa	6
1.3	Tummaverkkoperhonen	8
1.4	Lehtovirmajuuri	10
1.5	Tutkimuskysymykset ja hypoteesit	12
<b>2</b>	<b>Aineisto ja menetelmät</b>	<b>13</b>
2.1	Aineistot Pirkanmaalta	13
2.2	Hoitotoimet Pirkanmaalla	17
2.3	Tilastolliset analyysit: ympäristömuuttujat	18
2.3	Tilastolliset analyysit: hoitotoimet	20
<b>3</b>	<b>Tulokset</b>	<b>22</b>
3.1	Ympäristömuuttujat niityllä ja 50 metrin vyöhykkeellä	22
3.2	Ympäristömuuttujat niityllä 25 ja metrin vyöhykkeellä	28
3.3.	Hoitotoimet	28
<b>4</b>	<b>Pohdinta</b>	<b>31</b>
4.1	Vallitseva sukkessioluokka ja avoimen alueen osuus	31
4.2	Vallitseva maalaji	33
4.3	Niityn koko ja alueen korkeusvaihtelut	36
4.4	Hoitotoimet	37
4.5	Lehtovirmajuuren tulevaisuus	39
<b>5</b>	<b>Kiitokset</b>	<b>41</b>
	<b>Lähteet</b>	<b>42</b>
	<b>Liitteet</b>	

# 1 Johdanto

## 1.1 Perhoset vailla niittyjä

Perhosten määrä on ollut huolestuttavassa laskussa jo useamman vuosikymmenen ajan (Wallisdevries ym. 2012; Wagner ym. 2021). Niiden elinvoimaisuutta uhkaavat sekä ilmaston lämpeneminen, elinympäristökato että elinympäristöjen pirstoutuminen (Thomas ym. 2004; Wagner ym. 2021). Kaikki nämä voivat tietyissä tapauksissa johtua ihmisen toiminnasta, kuten kasvihuonekaasujen lisäämisestä tai maankäytön muutoksista (Wagner ym. 2021). Etenkin maanviljelyksellä ja sen aiheuttamilla maankäytön muutoksilla on huomattava rooli perhosten määrän, lajirunsauden sekä niiden elinympäristöjen vähenemisessä (Kuussaari ym. 2007; Habel ym. 2019, Wagner ym. 2021). Maatalous ei pelkästään vie elintilaa perhosilta, vaan maataloudessa käytettävien hyönteistorjunta-aineiden on lisäksi todettu karkottavan lähiseudun perhosia etsimään uusia elinalueita kauempaa käsitellyiltä pelloilta (Habel ym. 2019). Syynä tälle voi olla torjunta-aineiden suora vaikutus perhosiin itseensä tai toisaalta myös aineiden haitallinen vaikutus perhosten ravintokasveihin (Habel ym. 2019).

Toisinaan keskeinen uhka elinympäristöjen ja perhosten vähenemiselle on kuitenkin elinympäristöjen luonnollinen sukkessio, jonka hidastamiseksi tai estämiseksi ihmistoiminta on lähes välttämätöntä (Warren 1987, Fabritius & McBride 2017; Nupponen ym. 2019; Sunde ym. 2024). Sukkessio tarkoittaa tietyn ekosysteemin vaiheittaista lajistokehitystä häiriövaiheen lajeista kliimaksivaiheen lajeihin (Gaigher ym. 2019). Perhosniittyjen tapauksessa sukkession voi ajatella alkavan esimerkiksi raivaustapahtumasta, jossa tietty alue raivataan avonaiseksi, tai kun karja laiduntaa alueelta vanhempaa kasvillisuutta pois. Tämän jälkeen alueelle alkaa siirtyä ensin hyvin paahtetta sietäviä, usein yksivuotisia pioneirilajeja, ja seuraavaksi pensaikkoa, puustoa sekä aina vain myöhäisemmän sukkession lajeja, jotka alkavat viedä elintilaa varhaisen sukkession ruohovartisilta lajeilta sekä varjostaa niitä (Warren 1987; Parker 1995 s. 30-55). Mikäli uutta häiriötä ei tapahdu, alue alkaa monivuotisten kasvien toimesta kasvaa umpeen, ja samalla muuttuu vähemmän suotuisaksi elinympäristöksi avonaisia alueita suosivien perhosten sekä niittykasvien kannalta (Steffan-Dewenter & Tschardt 1997; Schirmel & Fartmann 2014; Sunde ym. 2024). Monet perhoslajit ovat riippuvaisia juuri tällaisista varhaisen sukkession avonaisista, paahteisista elinympäristöistä, ja niille umpeenkasvu onkin suuri uhka (Nupponen ym. 2019). Raivaustapahtuma, niitto tai esimerkiksi laidunnus ovat keinoja pitää niittyjä avonaisina ja taata varhaisen sukkession

lajeille enemmän elintilaa (New ym. 1995; Parker 1995 s. 30-55; Schirmel & Fartmann 2014; Fabritius & McBride 2017; Fabritius ym. 2017).

Eräs esimerkki perhosille hyvin soveltuvista varhaisen sukkession elinympäristöistä ovat perinnebiotoopit, kuten niitty- tai ketoalueet, jotka pysyvät avoimina niiton tai laidunnuksen ansiosta ja tyypillisesti tarjoavat erinomaisia elinympäristöjä runsaalle määrälle muitakin hyönteisiä (Lehtomaa ym. 2018 s. 225-252). Näiden alueiden historia juontaa juurensa entisajan maatalousmenetelmiin, kun karjan annettiin laiduntaa vapaammin ja perinnebiotoopit syntyivät maanviljelyksen sivutuotteena (Lehtomaa ym. 2018 s. 225-252). Entisajan karjankasvatus ja viljelytavat kuitenkin alkoivat 1800-luvun lopulla jäädä tehokkaampien maatalouden menetelmien jalkoihin, ja siksi myös monet entiset perinnebiotoopit ovat nykyään kasvamassa umpeen modernimpien viljelytapojen yleistyessä sekä laidunnuksen ja niiton vähentyessä (Soininen 1974 s. 150-162; Morris ym. 1994; Lehtomaa ym. 2018 s. 225-252). Samaan aikaan kun laidunnettujen niittyjen laatu on jo vuosikymmenten ajan heikentynyt, myös niiden pinta-ala on kutistunut ja kytkeytyneisyys selvästi vähentynyt yksittäisten habitaattilaikkujen jäädessä muista eristykseen (Luoto ym. 2003; Kuussaari ym. 2007; Lehtomaa ym. 2018 s. 225-252). Tämän seurauksena myös niittyjä suosivien perhosten lajimäärät ovat vähentyneet ja osa lajeista on kokonaan taantunut (Kuussaari ym. 2007). Suomalaisilta perinnebiotoopeilta sekä muilta ihmisen muokkaamilta elinalueilta löytyykin suurin osa silmälläpidettävistä ja uhanalaisista perhoslajeistamme, eli elinympäristöjen häviämällä on selvä yhteys myös perhosten häviämiseen (Nupponen ym. 2019).

## **1.2 Haasteet perhosniittyjen hoidossa**

Perhoset tyypillisesti ilmentävät nopeasti elinympäristön heikentyneen tilan, sillä niiden sukupolvenväli on varsin lyhyt ja haitalliset muutokset niiden elinympäristössä vaikuttavat nopeasti (van Teeffelen ym. 2008). Kasvit puolestaan saattavat säilyä ja esiintyä alueella pitempäänkin, ja niiden siemenpankit tekevät niistä kenties hiukan kestävämpiä elinympäristön muutoksille (van Teeffelen ym. 2008). Toisaalta on myös huomioitava, että kasvien ja perhosten levittäytyminen uusille elinalueille on varsin heikkoa verrattuna moniin muihin eliöryhmiin, eli niillä ei välttämättä edes ole mahdollisuuksia vaihtaa parempaan elinympäristöön, jos muut otolliset elinympäristöt ovat turhan kaukana (Kuussaari ym. 2007).

Joissakin tapauksissa onkin haastavaa pystyä riittävällä tarkkuudella arvioimaan niittykasvien ja perhosten elinvoimaisuutta tietyllä alueella. Perhoset saattavat tehdä lyhytaikaisia vierailuja epäsuotuisille niityille ja antaa näin virheellisen kuvan laadukkaasta niitystä (Hanski 1998; van Teeffelen ym. 2008). Kasvit puolestaan saattavat olla havaittavissa alueella vielä pitkään senkin jälkeen, kun niiden populaation taantuminen on alkanut, ja myöhemmin tapahtuva sukupuutto on käynyt väistämättömäksi (Hanski 1998; van Teeffelen ym. 2008). Tätä kutsutaan sukupuuttovelaksi ja se asettaa entistä enemmän haasteita elinympäristön todellisen tilan ja lajien elinkelpoisuuden arvioinnille (Tilman ym. 1994; Hanski 1998; van Teeffelen ym. 2008).

Toisinaan myös niitty, jolla ei havaita tiettyä perhoslajia, ei automaattisesti ole tarpeeton lähellä oleville paikallispopulaatioille, vaan se voi olla keskeinen linkki alueen eri populaatioiden välillä, ja mahdollinen alku tulevalle, menestyvälle perhosniitylle (Hanski 1998; Pöyry ym. 2001). Tämä ajatus on keskeinen myös metapopulaatioteoriassa, jossa paikallissukupuutot ja lajien häviäminen ja palaaminen tietyille laikuille on luonnollinen osa kokonaiskuvaa (Hanski 1998; Pöyry ym. 2001). Metapopulaatiolla tarkoitetaan pienistä paikallispopulaatioista koostuvaa dynaamista kokonaisuutta, jossa yksittäisten asutettujen laikkujen paikallissukupuutot sekä muuttoliike paikallispopulaatioiden ja niiden asuttamien laikkujen välillä on olennaisessa roolissa (Moilanen & Hanski 1998). Metapopulaatioteoria sopii hyvin juuri perhosiin ja muihin hyönteisiin. Nämä nimittäin ovat tunnettuja siitä, että niitä esiintyy pieninä paikallispopulaatioina, jotka ovat jatkuvan sukupuuttouhan alla, kuten metapopulaatioteoria asian kuvailee (Moilanen & Hanski 1998; Pöyry ym. 2001). Yksittäiset tyhjätkin laikut voivat olla kelvollisia elinympäristöjä metapopulaation yksilöille, mutta siitä huolimatta väliaikaisesti tyhjillään, mikäli niitä ei edellisen paikallissukupuuton jälkeen ole uudelleen asutettu (Moilanen & Hanski 1998).

Jotta perhosia ja niiden elinympäristöjä koskevat uhat saataisiin selätettyä, on tärkeää huolehtia perhosten suojelun ennaltaehkäisevistä toimista – etenkin sopivien elinympäristöjen laadun säilymisestä ja yksittäisten laikkujen kytkeytyneisyydestä (Fabritius ym. 2017). Mikäli ennaltaehkäisevät toimet eivät auta, tarpeen vaatiessa voidaan myös ennallistaa laadultaan heikentyneitä elinympäristöjä, mikäli ne ovat päässeet kasvamaan umpeen tai muuten muuttuneet perhosille elinkelvottomiksi. Ideaalilanteessa ennaltaehkäisevät toimet varmistavat perhoskantojen elinkelpoisuuden ja vähentävät ennallistamistoimien tarpeellisuutta (New ym. 1995). Yksittäisen niityn ennallistaminen voi kuitenkin vaatia useiden vuosien työtä ja laidunnusta, eikä

tällöinkään ole varmaa, että alkuperäiset perhos- tai kasvilajit palaavat niitylle (Pöyry ym. 2005). Varsin usein kuitenkin hupenevien perhoskantojen ahdinkoon havahdutaan vasta viime tipassa, kun ennaltaehkäisevät toimet eivät enää ole mahdollisia, vaan perhonen elinympäristöineen on jo sukupuuton partaalla.

Toisinaan voi olla aiheellista jopa harkita täysin uusien niittyjen perustamista riittävän lähelle edellisiä populaatioita (Fabritius ym. 2021). Mikäli alueen muut olemassa olevat ominaisuudet ovat edullisia uuden niityn ja perhospopulaation elinvaatimusten kannalta, niittyjen kytkeytyneisyyttä, laajuutta sekä hoitotoimien logistiikkaa pystytään hallitsemaan näin aiempaa tehokkaammin (Fabritius ym. 2021). Tällöin täytyy vain olla varma, että perustettavan alueen ympäristötekijät ovat kohdekasveille ja –perhosille suotuisia. Toinen näkökulma perhosten suojelulle ja metapopulaatioille on mieluummin suojella, parantaa tai laajentaa jo tiedossa olevia, elinvoimaisia populaatioita (Pöyry ym. 2009). Habitaatin laadulla kuitenkin on tärkeä vaikutus perhosten runsauteen ja siksi on tilanteita, joissa suojeluun käytettävät resurssit voi olla perusteltua käyttää elinvoimaisten populaatioiden hyväksi, eikä niinkään sellaisiin populaatioihin, jotka mahdollisesti ovat jo menetettyjä tapauksia (Pöyry ym. 2009). Samasta syystä voi olla riskialtista vähentää tunnettujen populaatioiden suojelua ja sen sijaan perustaa uusia niittyjä, joille perhoset eivät välttämättä hyvästä suunnittelusta huolimatta koskaan löydä, tai joilla niittykasvit eivät kykene kasvamaan.

Koska niittyjen suojelussa ja luonnonsuojelussa ylipäätään on aina kyse rahasta ja resursseista, sopivat ja sopimattomat hoitotoimet puhuttelevat ihmisiä laajalti ja saavat herkästi kritiikkiä osakseen. Tämän takia olisi erittäin tärkeää perehtyä ennalta jokaiseen suunniteltuun hoitotoimeen sekä alueeseen, johon hoitotoimia ollaan kohdistamassa. Koska myöskään kaikkia niittyjä ei pystytä järkevästi suojelemaan koko Suomen alueella, on oleellista kartoittaa tärkeimmät alueet ja huolehtia ainakin niiden asianmukaisesta ja tehokkaasta suojelusta (Cabeza ym. 2010). Näin ei myöskään käytetä turhaan resursseja sellaisiin kohteisiin, jotka ovat perhosten puolesta jo menetettyjä tapauksia.

### **1.3 Tummaverkkoperhonen**

Tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*) on vuonna 1989 rauhoitettu, erittäin uhanalaiseksi luokiteltu päiväperhoslaji, joka kuuluu täpläperhosten heimoon (Nymphalidae) (Wahlberg 1996, 1998; Nupponen ym. 2019). Lajia esiintyy

metapopulaatioina tuoreilla ja kosteilla niityillä, usein nimenomaan suurruohoniityillä (Wahlberg 1996, 1998). Perhosta tavataan Suomessa nykyään lähinnä Etelä-Pohjanmaan ja Pirkanmaan maakunnissa, ja näilläkin varsin rajoittuneilla alueilla (Fabritius ym. 2015). Ennen 1990-lukua lajia tavattiin laajemmin sekä Etelä-Hämeestä, Satakunnasta että Etelä-Pohjanmaalta, mutta jo 1990-luvulle tultaessa lajin esiintymisalueet olivat kutistuneet huomattavasti (Wahlberg 1998).

Maantieteellisesti rajautuneiden alueiden lisäksi myös yksittäisten niittyjen populaatiokoot voivat olla hyvinkin pieniä, mikä entisestään lisää paikallissukuputtojen riskiä (Wahlberg 1998). Riskiä kasvattaa myös sopivien niitylaikkujen tuhoutuminen (Wahlberg 1998). Mitä vähäisemmäksi käy sopivien niitylaikkujen määrä, sitä vähemmän tummaverkkoperhoselle jää asuttamiskelpoisia niittyjä tai reittejä niityiltä toisille (Wahlberg 1998). Tämä voi ajaa niittyjä ja perhospopulaatioita hyvinkin erilleen toisistaan, mikä on jälleen yksi riskitekijä paikallissukupuutoille (Wahlberg 1998). Laadukkaiden niittyverkostojen ylläpito olisikin erityisen tärkeää, jotta perhosen metapopulaatorakenne säilyy elinvoimaisena (Wahlberg 1998).

Tummaverkkoperhosta uhkaa erityisesti niittyjen umpeenkasvu sekä tietyissä tapauksissa myös niittyjen metsittäminen (Wahlberg 1998; Fabritius ym. 2017). Lisäksi perhoskantojen taantumiseen on luultavimmin vaikuttanut muutokset laidunnus- ja maatalousmenetelmissä, kun entiset laidunmaat ovat hävinneet tehokkaampien maatalouden menetelmien tieltä, ja entiset laidunmaat ovat alkaneet ajan myötä kasvaa umpeen (Wahlberg 1996; Fabritius 2017). Etenkin toukkavaiheessa perhoset tarvitsevat paljon auringon lämpöä, ja siksi avonaiset niityt, joita puut eivät liiaksi varjosta, ovat niille tärkeitä (Wahlberg 1996). Tummaverkkoperhosen asuttamat niityt olisikin perhosen selviämisen vuoksi tärkeä pitää avoimena tai varmistaa, että ne ovat riittävän suuria (Wahlberg 1996). Suuremmalla niityllä reunoilla olevat puut pääsevät varjostamaan vain pienen osan niitystä, eivätkä tällöin vaikuta niin suureen osaan perhosen elinympäristöstä (Wahlberg 1996).

Tummaverkkoperhonen on monofagi, ja se munii ainoastaan kukattoman lehtovirmajuuren (*Valeriana excelsa*) lehdille, josta sen toukat saavat kuoriuduttuaan ravintonsa (Wahlberg 1996, 1997, 1998). Aikuisena perhonen kerää mettä ravinnokseen lehtovirmajuuren lisäksi muiltakin kasveilta, kuten rönsyleinikiltä (*Ranunculus repens*), ja lisäksi koiraat saattavat toisinaan ruokailla mutalätäköillä (Wahlberg 1996, 1998). Vaikka aikuiselle yksilölle olisi muitakin ravinnonlähteitä, munien laskemiselle ja toukan

ravinnonsaannille lehtovirmajuuri on kuitenkin välttämättömyys (Wahlberg 1997). Myös nurmitädykettä (*Veronica chamaedrys*) on epäilty potentiaalisesti ravinnonlähteeksi tummaverkkoperhosen toukille, mutta aikuisten perhosten ei silti tiettävästi ole koskaan havaittu munivan näille, vaan etsivän niityiltä vain ja ainoastaan kukattomia lehtovirmajuuria (Wahlberg 1996, 1997, 1998). Perhonen onkin siis erityisen haavoittuvainen elinympäristön muutoksille, sillä toukille ei ole olemassa muita käyttökelpoisia ravintokasveja, mikäli lehtovirmajuurikasvustot häviävät sen elinalueilta. Lisäksi aikuisyksilöillä on toisinaan haasteita erottaa toukkien ravintokasvia vuohenputkesta (*Aegopodium podagraria*), jota usein esiintyy niityillä lehtovirmajuuren rinnalla (Wahlberg 1996, 1998). Siksi pelkästään lehtovirmajuuren esiintyminen niityllä ei välttämättä riitä tummaverkkoperhoselle, vaan lehtovirmajuuriesiintymien tulisi olla runsaita, jotta munia kantavat naaraat löytäisivät ne varmemmin (Wahlberg 1996, 1998).

#### 1.4 Lehtovirmajuuri

Lehtovirmajuuri (*Valeriana excelsa*) on kosteilla ja kalkkipitoisilla paikoilla, kuten purojen ja ojien varsilla, kosteilla niityillä ja lehdoissa esiintyvä putkilokasvi (Mossberg ym. 2005 s. 574; Fabritius ym. 2021; Bäck 2023; Bjørn ym. 2006). Se on ruohovartinen, kuusamakasvien (Caprifoliaceae) heimoon kuuluva monivuotinen laji, joka lisääntyy pölyttäjien avulla suvullisesti sekä maa- ja pintarönsyjen avulla suvuttomasti (Sprague 1944; Hämet-Ahti ym. 1998 s. 343; Mossberg ym. 2005 s.574; Bjørn ym. 2006; Fabritius & McBride 2017). Kasvia tavataan kaikissa Pohjoismaissa ja Suomessa etenkin länsirannikolla (Mossberg ym. 2005 s. 574; Bjørn ym. 2006).

Lehtovirmajuurella on kaksi selkeää eri elämänvaihetta: kukallinen muoto ja kukaton muoto. Kasvia kutsutaan luultavasti tämän takia toisinaan myös kaksivuotiseksi, sillä kukallinen muoto usein kasvaa seuraavana vuotena kukattoman jälkeen (Sprague 1944; Fabritius & McBride 2017). Kasvin elinkierto on tärkeää ottaa huomioon niittyjen hoitotoimia suunniteltaessa, ettei vahingossa turmele kasvin elinolosuhteita esimerkiksi turhan tiheillä hoitotoimilla tai jätä hoitamatta niittyä, jolla lehtovirmajuuri ei vaikuta yksittäisenä vuotena kukkivan (Fabritius & McBride 2017). Kukaton yksilö voi kuitenkin seuraavana vuonna jo kasvattaa kukintonsa, eli yhden vuoden ilmiasu ei kerro vielä seuraavan vuoden tilanteesta.

Tummaverkkoperhosen tavoin myös lehtovirmajuuren esiintyvyys heikkenee umpeenkasvun myötä (Wahlberg 1996, 1998; Fabritius & McBride 2017). Esimerkiksi karjatalouden siirtyminen luonnonniityltä pelloille on vaikuttanut lehtovirmajuurenkin suosimiin elinalueisiin, sillä samoin kuin tummaverkkoperhonenkin, myös lehtovirmajuuri viihtyy karjan avonaisina pitämällä laidunmailla (Wahlberg 1996).

Lehtovirmajuuren pahimpia kilpailijoita ovat erityisesti nokkoset (*Urtica*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*), karhunputki (*Angelica sylvestris*) sekä pajut – etenkin kiiltopaju (*Salix phylicifolia*) (Wahlberg 1998; Fabritius & McBride 2017). Erityisesti pajut ovat tehokkaita valtaamaan tilaa kosteilta niityiltä, ja niiden aiheuttama umpeenkasvun riski uhkaa lehtovirmajuuren menestystä niityillä (Wahlberg 1998; Ponzio ym. 2025).

Lehtovirmajuurella on runsaat, vaaleanpunertavat, väkevätuoksuiset kukinnot, ja laji onkin tummaverkkoperhosen lisäksi tärkeä mesikasvi myös esimerkiksi mehiläisille, kukkakärpäsillem, kimalaiskuoriaisille sekä muille perhosille (Mossberg ym. 2005 s. 574; Lehmuskallio & Lehmuskallio 2019 s. 180-183; oma havainto). Lehtovirmajuuren rooli niityillä onkin siis tärkeä useille hyönteisille, joita niityillä vierailee, ja siksi se tuokin arvokkaan lisän niittykukkien kirjoon (kuva 1).



Kuva 1a) Kimalainen (*Bombus* spp.) vierailemassa lehtovirmajuurella. © Kari Kuitunen 2024.  
b) Kukkakärpänen (Syrphidae) juomassa lehtovirmajuuren mettä. © Inari Kuitunen 2024.  
c) Ampiaisvieras (*Volucella pellucens*) lehtovirmajuuren kukinnolla. © Inari Kuitunen 2023.

## 1.5 Tutkimuskysymykset ja hypoteesit

Jotta sekä tummaverkkoperhosta että sen elinympäristöjä voidaan suojella, on tärkeää tuntea sekä perhosen että sen isäntäkasvin elinympäristöt sekä ympäristötekijät, jotka mahdollisesti rajoittavat näiden esiintymistä. Vaikka tummaverkkoperhosta on tehty runsaasti tutkimuksia, lehtovirmajuuren elinympäristövaatimukset tuntuvat olevan puutteellisemmin tunnetut (Warren 1987; Wahlberg 1996, 1997, 1998; Moilanen 1999; Ovaskainen 2004; Fabritius ym. 2015, 2021). Siksi lähestyn aihetta tutkimalla tarkemmin erilaisia ympäristötekijöitä sekä niittyjen hoitotoimia, jotka voisivat vaikuttaa lehtovirmajuuren runsauteen sekä esiintyvyyteen. Keskityn Pirkanmaan alueeseen, josta saan tuoreen inventointiaineiston käyttööni. Tavoitteenani on kerätä uutta tietoa, jota voidaan hyödyntää tummaverkkoperhosen sekä sen elinympäristöjen kustannustehokkaassa suojelussa.

Tutkimuskysymykseni ovat:

*i) Miten niityn koko, sukkessio, paikalliset korkeuserot tai muut ympäristötekijät ovat yhteydessä lehtovirmajuuren runsauteen ja esiintyvyyteen Pirkanmaan niityillä sekä näiden välittömässä läheisyydessä?*

*ii) Vaikuttavatko hoitotoimet (puuvartisen kasvillisuuden poisto) lehtovirmajuuren runsauteen, ja jos vaikuttavat, miten niityn hoitotoimista kulunut aika, hoitokertojen määrä tai muut hoitotoimiin liittyvät tekijät (kuten avoimena pidetyn niityn osuus) vaikuttavat lehtovirmajuuren runsauteen?*

Hypoteesini on, että suurempi niityn pinta-ala tarjoaa enemmän elintilaa lehtovirmajuurelle, ja siten sen runsaus ja esiintyvyys voisivat saada suurempia arvoja suuremmilla niityillä. Sukkession suhteen uskon avoimen niityn vaikuttavan positiivisesti kasvin esiintyvyyteen ja runsauteen, kun taas pidemmälle edennyt sukkessio vaikuttaa negatiivisesti molempiin. Lehtovirmajuuren runsauden on jo aiemmin havaittu heikkenevän umpeenkasvun seurauksena, joten uskon saavani vastaavia tuloksia omilla aineistoillani (Fabritius & McBride 2017). Niittyä ympäröivän kasvillisuuden sukkessiolla voi myös olla vaikutuksensa lehtovirmajuuren runsauteen ja esiintyvyyteen. Vaikka umpeenkasvu heikentääkin lehtovirmajuuren menestystä, on kuitenkin mahdollista, että kasvi voisi hyötyä esimerkiksi puustoisesta suojavyöhykkeestä avoimen niityn ympärillä. Puiden ja niiden lehvästöjen on todettu edesauttavan vesien säilymistä

maaperässä vähentämällä haihduntaa (Austad & Losvik 1998). Koska lehtovirmajuuri viihtyy kosteilla mutta avoimilla niityillä, se voisi hyötyä niittyä ympäröivästä puustosta, joka ei vaikuta niityn itsensä avoimuuteen, mutta voi luoda esimerkiksi niityn reunoille muita niityn osia kosteampia alueita (Austad & Losvik 1998; Mossberg ym. 2005 s. 574; Fabritius & McBride 2017). Oletan myös, että niityiltä löytyy todennäköisemmin ja runsaammin lehtovirmajuurta, mikäli niityn keskimääräinen korkeus merenpinnasta on matalampi ympäristöönsä verrattuna. Kun topografia muistuttaa enemmän laaksoa kuin kukkulaa, uskon kosteuden painovoiman ansiosta säilyvän niityllä paremmin ja takaavan näin lehtovirmajuurelle sen kaipaamat kosteat elinolosuhteet (Mossberg ym. 2005 s. 574; Moreno-Mateos & Palmer 2016; Bäck 2023). Kosteuden kertyessä kukkuloilta laaksoihin myös ravinteet usein kulkevat mukana, ja myös tämä voisi edesauttaa virmajuuren runsautta sekä esiintyvyyttä (Austad & Losvik 1998).

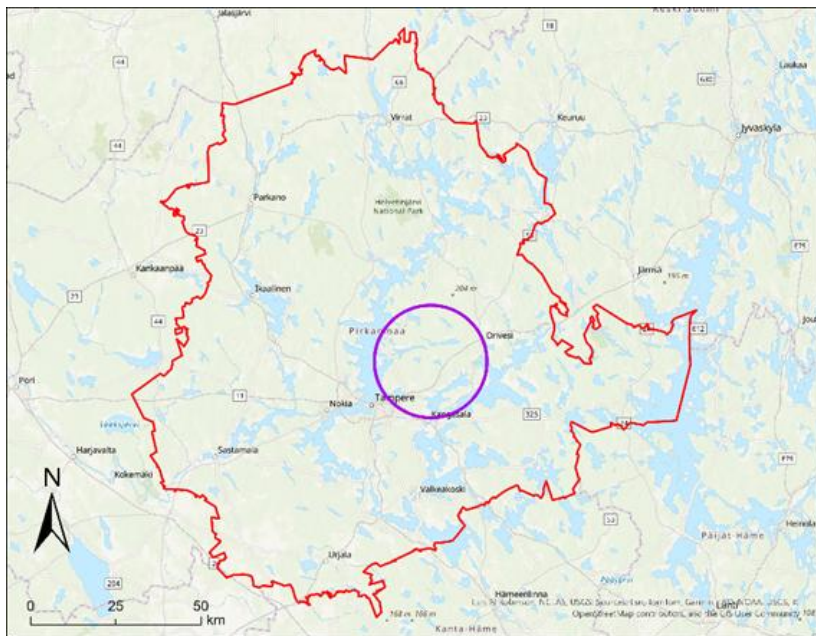
Hoitotoimien suhteen oletan, että ne vaikuttavat virmajuuren runsauteen positiivisesti. Fabritius ja McBride (2017) osoittivat lehtovirmajuuren tiheyden olevan huipussaan 2-3 vuotta raivaustoimenpiteiden jälkeen, minkä jälkeen tiheys lähti laskuun. Oletan Pirkanmaan virmajuurien noudattavan jotakuinkin samanlaista kehityskulkua. Lisäksi on todennäköistä, että mitä useammin niitty on hoidettu, sitä runsaampana lehtovirmajuuri esiintyy. Lehtovirmajuuri joutuu kilpailemaan esimerkiksi pajujen kanssa, ja nämä tunnetusti kasvavat nopeasti takaisin yksittäisen raivaustapahtuman jälkeenkin (Wahlberg 1998; Muotka 2024). Lisäksi tummaverkkoperhosen tiedetään hyötävän niittyjen toistuvasta hoidosta, joten on luultavaa, että samoin hyöttyy myös sen isäntäkasvi (Wahlberg 1998). Siksi uskonkin, että toistuvat niittyihin kohdistetut hoitotoimet edesauttavat lehtovirmajuuren runsautta.

## **2 Aineisto ja menetelmät**

### **2.1 Aineistot Pirkanmaalta**

Pirkanmaan niittyaineisto on kerätty aikavälillä 27.6.2022-6.7.2022 Pirkanmaan ELY-keskuksen ja Turun yliopiston tummaverkkoperhostyöryhmän toimesta (Suhonen & Suhonen 2022). Alueella inventoitiin tuolloin 152:lta niityltä lehtovirmajuuren runsausasteikolla 0-5 (0 = ei lehtovirmajuurta, 1 = muutamia yksittäisiä kukkivia lehtovirmajuuria, 2 = joitakin harvahkoja kasvustoja, 3 = kohtuullisesti lehtovirmajuurta, 4 = runsaasti lehtovirmajuurta, 5 = erittäin runsaasti lehtovirmajuurta; Suhonen &

Suhonen 2022). Tähän liittyvät tiedot sain valmiina Excel- ja paikkatietoaineistoina, ja niistä sain myös niittykohtaiset tiedot lehtovirmajuuren runsaudesta sekä esiintyvyydestä ja lisäksi niittyjen pinta-alat. Osan näistä niityistä (7 kpl) jouduin jättämään pois analyyseistani, sillä niiltä joko ei oltu kerätty lehtovirmajuuren runsauteen liittyvää tietoa tai niiden Excel-tiedostot eivät täsmänneet paikkatietoaineistojen kanssa. Lopullisen aineistoni laajuus oli siis 145 niittyä ja ne sijoituivat Tampereen ja Oriveden välimaastoon (kuva 2). Niittyjen pinta-alat vaihtelivat 0,04-5,63 hehtaarin väliltä ja niittyjen yhteenlaskettu pinta-ala oli 199,72 hehtaaria. Niittyjen etäisyys lähimpään naapuriniittyyyn vaihteli 0,00-3,71 kilometrin välillä siten, että keskimääräinen etäisyys lähimpään naapuriniittyyyn oli noin 0,29 kilometriä. Toisin sanoen osa niityistä oli vähintään yhdeltä kyljeltään kosketuksessa toiseen, kun taas osa oli selvästi muista eristyksissä, ja välimuotoja näiden ääripäiden väliltä löytyi paljon.



Kuva 2: Pirkanmaan alue näkyy punaisella rajattuna, ja violetti ympyrä kuvaa tutkimusaluetta, jolle kaikki 145 niittyä sijoittuvat. Lähde: Suomen maakunnat © MML 2021.

Ympäristömuuttujiin (sukessioluokka, avoimen alueen osuus, maalaji, korkeusvaihtelut) liittyvän aineiston keräsin ja rajasin ArcGIS Pro–paikkatieto-ohjelmalla (versio 3.4.2). Saadakseni lisätietoa ympäristömuuttujien vaikutusalueesta niittyjen välittömästä läheisyydestä, loin jokaiselle niitylle omat vyöhykkeensä Buffer-työkalulla. Kokeilin aluksi 20 metrin ja 40 metrin vyöhykettä jokaista niittyä kohden, mutta koska nämä mitat tuntuivat varsin pieniltä, vaihdoin pian 25 metrin sekä 50 metrin vyöhykkeisiin. Keräsin ympäristömuuttujiin liittyvät aineistot kultakin vyöhykkeeltä sekä jokaiselta niityltä erikseen. Vyöhykkeistä 50 metrin vyöhyke kattoi sisäänsä myös

25 metrin vyöhykkeen, eli tiettyjen ympäristömuuttujien tapauksissa muuttujia ei voi pitää toisistaan riippumattomina.

Suknessioon liittyvää tietoa keräsin sekä satelliitti- että ortoilmakuvan avulla. Hyvälaatuinen ortoilmakuva löytyi Pirkanmaan alueelta vain vuodelta 2023 (MML 2023, spatiaalinen resoluutio 0.5 m), joten valitsin sen tueksi lisäksi Sentinel-2B-satelliittikuvan, joka oli otettu kesän 2022 aikana – samaan aikaan kuin niittyjen inventoinnit suoritettiin (Copernicus 2022, spatiaalinen resoluutio 10 m).

Valitsin suknessiolle neljä eri luokkaa, joiden perusteella digitoin niittyjen sisällöt sen mukaan, miten kasvillisuus niillä jakautui. Suknessioluokat muodostuivat seuraavilla perusteilla:

1 – Avoimet alueet. Avoimet niityt, pellot ja muut alueet, joilla näyttää ensisijaisesti kasvavan ruohovartisia kasveja. Puita ja pensaita ei juurikaan erotettavissa maastosta.

2 – Pensaikot. Matalan puuston tai pensaikon alueet, joilla ei selviä metsäekosysteemin tai avoimen ympäristön piirteitä, mutta pensaita ja yksittäisiä pystyyn jätettyjä puita voi näkyä siellä täällä.

3 – Metsät. Vanhempaa metsää, puustoa tiheästi ja puut selvästi kohoavat ympäristöään korkeammalle.

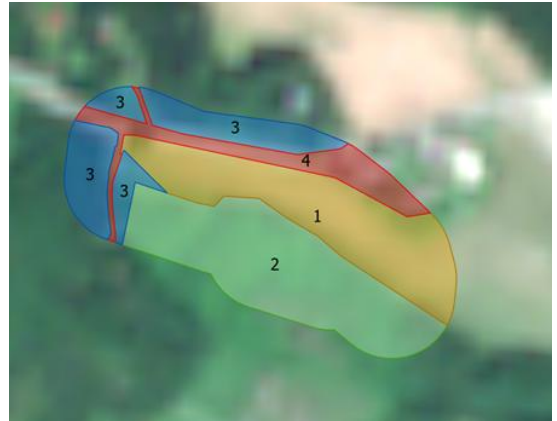
4 – Muut alueet. Alueet, joilla ei ole suknessioluokkiin luokiteltavaa kasvillisuutta. Esimerkiksi vesistöt, hiekkapinnat ja urbaanit alueet (tiet, asfaltti, rakennukset).

Näiden perusteella digitoin jokaisen niityn ja vyöhykkeen (25 metriä ja 50 metriä) sisältämät suknessioluokat. Käytin apuna sekä aiemmin mainittua ortoilmakuvaa (MML 2023) että satelliittikuvaa (Copernicus 2022). Suknessioluokat olivat pääteltävissä kummastakin taustakuvasta, mutta ortoilmakuva oli spatiaalisen resoluutionsa vuoksi selvästi tarkempi (kuva 3). Käytinkin satelliittikuvaa lähinnä apuna epäselvissä tilanteissa, sekä silloin kun oli syytä epäillä, ettei vuoden 2023 ortoilmakuva vastannut riittävän hyvin vuoden 2022 inventointiolosuhteita. Vaikka suknessioluokat eivät juurikaan olleet muuttuneet vuosien 2022 ja 2023 välillä, oli vanhemmasta satelliittikuvasta hyötyä etenkin silloin, kun digitoitavalta alueelta oli vuosien välissä hakattu puustoa pois.

a)



b)



Kuva 3: Erään niityn digitointiprosessi a) ortoilmakuvan avulla © MML 2023 b) satelliittikuvan avulla © 2022 Copernicus. Mustalla kuvatut numerot ja niiden alla näkyvät väritetyt alueet kuvaavat eri sukkessioluokkia (1-4). Kokonaisuudessaan väritetty alue sisältää sekä niityn että 25 metrin ja 50 metrin vyöhykkeet niityn ympärillä.

Laskin sukkessioluokille omat niitty- ja vyöhykekohtaiset prosenttiosuutensa ArcGIS Pro:n Tabulate intersection -työkalulla. Tämän perusteella pystyin määrittämään jokaiselle niitylle ja vyöhykkeelle oman vallitsevan sukkessioluokkansa sillä perusteella, mitä niistä oli suhteellisesti eniten kunkin alueella. Sain myös laskettua avoimen pinta-alan osuuden kullekin niitylle suoraan sen perusteella, mikä oli 1-sukessioluokan osuus kullakin niityllä ja vyöhykkeellä, ja tätä tietoa hyödynsin omana muuttujanaan.

Halusin myös perehtyä maalajien mahdollisiin vaikutuksiin virtajuuressa. Alueen maalajeihin liittyvät tiedot sain Geologisen tutkimuskeskuksen Maalajit 1:20 000 –aineistosta (GTK 2010). Tässä aineistossa on kuvattu pohjamaana se maakerros, joka löytyy 1 metrin syvyydestä sekä pintamaana tämän yläpuolinen maakerros (GTK 2018). En erotellut näitä analyysejani varten, sillä koin molemmat yhtä lailla mielenkiintoisiksi tiedoiksi, ja käytänkin näistä molemmista tästä eteenpäin vain termiä maalaji.

Kuten sukkessioluokkienkin tapauksessa, myös maalajimuuttujista keräsin kunkin maalajin suhteelliset prosenttiosuudet niityiltä ja vyöhykkeiltä ArcGIS Pro:n Tabulate intersection -työkalulla. Tämän jälkeen määritin jokaiselle niitylle ja vyöhykkeelle vallitsevan maalajin sillä perusteella, mikä maalaji sai suurimman prosenttiarvon kunkin niityn tai vyöhykkeen kohdalla. Tulevien tilastoanalyysien yksinkertaistamiseksi päätin vähentää maalajien luokkien määrää taulukon 1 mukaisesti, ja jokaisen niityn ja vyöhykkeen vallitseva maalaji määräytyi lopulta tämän mukaan.

Taulukko 1: Analyyseissä käytetyt maalajien uudet luokat.

Uudet luokat (oma luokitteluni)	Vanhat luokat (GTK:n luokittelu)
Eloperäiset maalajit	Saraturve, rahkaturve, lieju
Kiviperäiset maalajit	Hiekkamoreeni, hienoainesmoreeni, hiesu, kalliomaa, karkea hieta, hiekka
Savimaat	Savi, liejusavi

Paikallisiin korkeusvaihteluihin liittyvät tiedot puolestaan sain Maanmittauslaitoksen Korkeusmalli-aineistosta (MML 2024; spatiaalinen resoluutio 2 m). Korkeusmuuttujan suhteen olin kiinnostunut alueen topografiasta, eli erityisesti siitä, olivatko niityt laaksomaisilla vai kukkulaisilla alueilla. Saadakseni tästä lisätietoa, laskin ensin ArcGIS Pro:lla keskimääräiset korkeudet merenpinnasta sekä niityille että kaikille vyöhykkeille Zonal statistics as table -työkalulla. Tämän jälkeen vähensin niityn keskimääräisen korkeuden kunkin vyöhykkeen keskimääräisestä korkeudesta. Näin saadut negatiiviset luvut kuvasivat niittyjä, jotka olivat vyöhykkeisiinsä verrattuna korkeammalla, ja positiiviset luvut puolestaan niittyjä, jotka olivat keskimääräisesti matalammalla kuin vyöhykkeensä. Erotuksen suuruus myös antoi käsitystä siitä, kuinka suuret korkeuserot tosiasiaassa olivat niittyjen ja näiden vyöhykkeiden välillä.

Lopullisiin analyysiini valitut ympäristömuuttujat olivat: niityn koko, vallitseva sukkessioluokka niityllä ja vyöhykkeillä, avoimen alueen osuus niityllä ja vyöhykkeillä (%), vallitseva maalaji niityllä ja vyöhykkeillä, sekä alueen korkeusvaihtelut. Tarkastelin niittyjen ja vyöhykkeiden muuttujia toisistaan erillisinä.

## 2.2 Hoitotoimet Pirkanmaalla

Osalla niityistä on myös aika ajoin tehty hoitotoimia – lähinnä raivattu puustoa ja vesakkoa pois tai kaivettu pajuja ylös - ja tästäkin on kirjattu ylös tiedot hoidon ajankohdasta ja hoitotavasta (Pirkanmaan ELY-keskus 2014, 2024). Hoitotoimia on muun muassa tehty Pirkanmaan ELY-keskuksen johdolla Helmi-hankkeen yhteydessä, talkootyöllä sekä maanomistajien ja paikallisten yrittäjien voimin (Pirkanmaan ELY-keskus 2014; Fabritius ym. 2017; Intke 2024). Kaikista 145:sta niitystä yhteensä 41 oli hoidettu joko kerran tai useammin, ja näiden tietojen perusteella tutustuin hoitotoimien

vaikutuksiin alueen virmajuuriin. Koska hoidettuihin niittyihin liittyvä aineisto oli selvästi suppeampi kaikkiin alueen niittyihin verrattuna, päätin käydä 4.-5.7.2024 Pirkanmaalla kiertämässä pienen määrän niittyjä läpi ja keräämässä lisätietoja hoitotoimien vaikutuksista. Keskityin ensisijaisesti sellaisiin niittyihin, joihin tiesin kohdistetun hoitotoimia vuoden 2022 inventointien jälkeen, ja lisäksi ehdin käydä myös muita hoidettuja niittyjä läpi. Keräsin 14:ta niityltä tiedot virmajuuren runsaudesta (asteikolla 0-5) ja lisäksi kirjallisia huomioita hoidontarpeesta ja mahdollisista näkyvistä hoitotoimista, mitä niityillä oli tehty.

Lopulliseen analyysiini otin mukaan seuraavat hoitotoimiin liittyvät muuttujat: hoidosta kulunut aika (vuosissa), hoidosta kulunut aika korotettuna toiseen potenssiin, niityn pinta-ala, avoimen alueen osuus sekä hoitokertojen lukumäärä. Mukana on siis myös muutamia ympäristömuuttujia, mutta koska nämä osaltaan ovat liitoksissa hoitotoimiin, halusin huomioida myös ne. Esimerkiksi niityn koko tai avoimena pidetty alue ovat hoitotoimilla ja päätöksenteolla ratkaistavia asioita, joten niillä on selvä yhteys myös muihin mainittuihin hoitotoimiin.

### **2.3 Tilastolliset analyysit: ympäristömuuttujat**

Koska minulla oli runsas määrä muuttujia selittämässä lehtovirmajuuren runsautta, päätin toteuttaa analyysini Akaiken (1973) informaatiokriteeriä hyödyntäen (tunnetaan myös lyhenteellä AIC). Akaiken informaatiokriteerin ideana on etsiä paras tai parhaat mahdolliset mallit selittämään haluttua ilmiötä (Burnham & Anderson 2002 s. 49-97). Useammalla selittäväällä tekijällä pystyy muodostamaan useampia yhdistelmiä vaihtoehtoisista malleista, joista osa kuvaa selitettävää ilmiötä paremmin, osa heikommin. Jotta tiedetään, mitkä mallit parhaiten kuvaavat ilmiötä, onkin tapana laskea AIC-arvot jokaiselle vaihtoehtoiselle mallille (Burnham & Anderson 2002 s. 49-97). Nämä AIC-arvot kuvaavat käytännössä mallin etäisyyttä todellisuudesta, eli mitä pienempi AIC-arvo, sitä parempi malli (deLeeuw 1994; Burnham & Anderson 2002 s. 49-97). Perinteisesti lähes yhtä hyvinä malleina on pidetty sellaisia malleja, joiden AIC-arvojen erotus on vähemmän kuin 2 parhaaseen malliin verrattuna (Burnham & Anderson 2002 s. 49-97). Toisin sanoen AIC-periaatteen mukaan voi löytää useamman mallin, jotka muuttujineen selittävät ilmiötä lähes yhtä hyvin.

Loinkin aluksi täysmallit kuvaamaan ympäristömuuttujien vaikutuksia lehtovirmajuuren runsauteen ja esiintyvyyteen (liitteet 1-4). Nämä täysmallit sisälsivät kaikki muuttujat,

jotka eivät korreloineet keskenään, mutta vaikuttivat mahdollisilta tekijöiltä selittämään lehtovirmajuuren runsautta tai esiintyvyyttä. Testatessani muuttujien välisiä korrelaatioita pidin korrelaatiokertoimen raja-arvona  $|0,60|$ :ta, eli tätä pienemmän korrelaation hyväksyin malleihini mukaan. Käytin jatkuvien muuttujien korrelaatiotarkasteluihin R-Studio PerformanceAnalytics-paketin `chart.Correlation` -funktiota (Peterson & Carl 2020). Korkeusvaihtelut sekä avoimen alueen osuus korreloivat vahvasti kahden eri vyöhykkeeni välillä (25 metrin vyöhyke sekä 50 metrin vyöhyke). Jotta sain näiden molempien muuttujien vaikutukset testattua lehtovirmajuuren runsauteen ja esiintyvyyteen nähden, päätin tehdä erilliset täysmallit molemmille vyöhykkeille ja käsitellä vyöhykkeitä toisistaan erillisinä kokonaisuuksina (liitteet 1-4).

Luokittelevien muuttujien suhteen tarkastelin muuttujien välisiä korrelaatioita taulukoiden ja visuaalisen tarkastelun avulla, sekä lopuksi laskemalla kullekin mallille VIF-arvot R Studio `car`-paketin `vif`-funktiolla (Fox & Weisberg 2019). VIF-arvojen suhteen pidin kriittisenä rajana arvoa 10, eli tätä pienemmät arvot hyväksyin malleihini mukaan. Myös VIF-arvot tukivat päätöstäni eritellä kaksi vyöhykettä omiksi kokonaisuuksikseen. Erottelun jälkeen mitkään lopullisista malleistani eivät saaneet raja-arvoani ylittäviä VIF-arvoja, vaan korkein esiintynyt arvo oli eräällä mallilla 5,38. Koska valtaosa muiden mallien saamista VIF-arvoista sai reilusti tuota alhaisempia arvoja, totesin muuttujieni sopivan hyvin samojen mallien sisään.

Täysmalleihin päätyivät lopulta seuraavat ympäristömuuttujat: niityn koko, vallitseva sukkessioluokka niityillä ja vyöhykkeillä, avoimen alueen osuus niityillä ja vyöhykkeillä (%), vallitseva maalaji niityillä ja vyöhykkeillä, sekä alueen korkeusvaihtelut. Nämä samat muuttujat olivat mukana sekä malleissa, jotka selittivät lehtovirmajuuren runsautta, että malleissa, jotka selittivät kasvin esiintyvyyttä.

Selvitettyäni kuhunkin täysmalliin korrelaatioiden puolesta sopivat selittävät muuttujat, kävin seuraavaksi läpi kaikki mahdolliset yhdistelmät, mitä täysmallien sisältämällä muuttujilla sai aikaan. Laskin näille jokaiselle mallille AIC-arvot tietääkseni, mitkä selittävien muuttujien yhdistelmät parhaiten selittivät lehtovirmajuuren runsautta ja esiintyvyyttä. Käytin AIC-arvojen laskemista varten R-studion `MuMIn`-paketin `dredge`-funktiota (Bartoń 2024). Valitsin vaihtoehtoisista malleistani jatkokäsittelyyn ne, joilla oli pienimmät eli parhaimmat AIC-arvot, ja päätin esittää ainoastaan nämä tuloksissani. Mikäli jonkin mallin AIC-arvon erotus oli vähemmän kuin 2,00 parhaaseen malliin

verrattuna, päätin pitää sen mukana, sillä molemmat kuvasivat selittämäni ilmiötä lähes yhtä hyvin (Burnham & Anderson 2002 s. 49-97).

Selvitin ympäristömuuttujien vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen lineaarisilla malleilla R Studion lm-funktiolla. Tarkastin mallien oletukset niiden jäännösvaihtelusta R Studion plot-funktiolla, jotta sain varmuuden niiden sopivuudesta aineiston jakaumalle. Testasin mallien sekä yksittäisten muuttujien merkitsevyydet anova-funktion F-testillä. Ympäristömuuttujien vaikutusta lehtovirmajuuren esiintyvyyteen (esiintyy, ei esiinny) tarkastelin puolestaan yleistetyillä lineaarisilla malleilla käyttäen R Studion glm-funktioita (binomijakaumalla). Tarkastelin mallien sopivuutta aineistolle tarkastamalla QQ-plotin sekä dispersiofaktorin DHARMA-paketin simulateResiduals- ja testDispersion-funktiolla (Hartig 2024). Esiintyvyyden suhteen tarkastelin mallien sekä yksittäisten muuttujien merkitsevyyttä myös anova-funktion  $\chi^2$ -testillä.

Koska vallitseva sukkessioluokka niityillä sekä vallitseva pintamaalaji 50 metrin vyöhykkeellä ja niityillä saivat merkitseviä arvoja lehtovirmajuuren runsauden suhteen, testasin lopuksi vielä Tukeyn testillä, mitkä luokat erosivat toisistaan. Tähän käytin R Studion TukeyHSD-funktiota. Nostin ainoastaan näissä Tukeyn testeissä merkitsevyyden rajaa  $p < 0,100$ :een, sillä muuten Tukeyn testi olisi mitätöinyt aiemmin F-testillä saamani merkitsevät tulokset. Merkitsevyyden raja on kaikissa muissa tekemissäni tilastotesteissä  $p < 0,050$ .

Myös lehtovirmajuuren esiintyvyyden tapauksessa vallitseva pintamaalaji sai merkitseviä arvoja sekä niityillä että 50 metrin vyöhykkeillä. Näiden luokkien eroavaisuuksien testaamiseen käytin Tukeyn testin binomijakaumalle sovitettua versiota. Tähän käytin R Studion multcomb-paketin glht-funktiota (Hothorn ym. 2008).

Tein kaikki edellä mainitut tilastotestini R Studiolla (R core team 2024 versio 4.4.1), kuten myös seuraavaksi kuvattavat hoitotoimiin liittyvät tilastoanalyysit.

### **2.3 Tilastolliset analyysit: hoitotoimet**

Hoitotoimien suhteen testasin aluksi pelkästään hoitotoimien vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen itsenäisenä muuttujana, jotta sain tietää, onko hoitotoimilla ylipäätään vaikutusta lehtovirmajuureen. Käytin aineistona kaikkia niittyjä, joilla oli tehty vähintään kerran hoitotoimia, ja lisäksi näiden läheisyydessä olevia hoitamattomia niittyjä. Toisin sanoen etsin paikkatietoaineistoista jokaista hoidettua niittyä kohden yhden

hoitamattoman niityn siten, että jokainen hoidettu niitty sai parikseen lähimmän mahdollisen hoitamattoman niityn. Malliin päätyi lopulta 41 hoidettua ja 41 hoitamattomaa niittyä. Testasin hoitotoimien vaikutuksen lineaarisella sekamallilla R-Studioon lmer4-paketin lmer-funktiolla sekä lmerTest-paketin anova-funktion F-testillä (Bates ym. 2015; Kuznetsova ym. 2017). Tässä mallissa ainoana selittävänä tekijänä oli siis se, oliko niitty hoidettu vai ei. Lisäksi niittyparit toimivat mallissa satunnaistekijöinä. Tarkastin vielä jälkikäteen mallin sopivuuden aineistolle tarkastamalla muuttujien kvantiilijakaumat QQ-plotilla R-Studioon qqnomr-funktiolla ja ryhmien varianssien yhtäsuuruudet var.test-funktiolla.

Saatuani selville, että hoitotoimilla on vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen, menettelin hoitotoimien tarkastelussa samalla tavalla kuin myös aiemmin kuvattujen ympäristömuuttujien suhteen. Toisin sanoen tein ensimmäisenä hoitotoimille täysmallin kaikista hoitotoimi-muuttujista, jotka eivät korreloineet keskenään. Tarkastelin korrelaatiot samalla periaatteella kuin myös ympäristömuuttujien tapauksessa (korrelaatiokertoimien, visuaalisen tarkastelun sekä VIF-arvojen avulla). Hoitotoimien täysmalliin päätyivät mukaan seuraavat muuttujat: hoidosta kulunut aika (vuosia), hoidosta kulunut aika korotettuna toiseen potenssiin, niityn pinta-ala, avoimen alueen osuus sekä hoitokertojen määrä (liite 5). Hoidosta kulunut aika ja hoidosta kulunut aika korotettuna toiseen potenssiin luonnollisesti korreloivat keskenään, mutta tein tämän muuttujan suhteen poikkeuksen ja olin välittämättä korrelaatiosta. Kuitenkin yleisenä tapana on lisätä aikamuuttujan rinnalle myös sama muuttuja toiseen potenssiin korotettuna, jotta nähdään, onko ajan suhde vastemuuttujaan lineaarinen vai epälineaarinen. Koska muiden muuttujien välillä korrelaatioita ei ollut havaittavissa, annoin niiden pysyä mukana malleissani.

Kävin myös hoitotoimien suhteen läpi kaikki mahdolliset yhdistelmät, joita täysmallin sisältämistä muuttujista sai muodostettua. Saadakseni selville näistä parhaimmat mahdolliset mallit, hyödynsin jälleen kerran R-Studioon MuMIn-paketin dredge-funktiota (Bartoń 2024). Tämän avulla sain jokaiselle vaihtoehdoiselle mallille laskettua AIC-arvot, joiden perusteella otin jatkokäsittelyyn vain ne mallit, jotka AIC-arvojensa perusteella parhaiten selittivät lehtovirmajuuren runsautta.

Tarkastelin hoitotoimien vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen R-Studioon lm-funktiolla, ja tarkistin mallien sekä yksittäisten muuttujien merkitsevyydet anova-funktion F-testillä. Tarkastin mallin oletukset R-Studioon plot-funktiolla residuaalien

perusteella, jotta sain varmuuden mallin sopivuudesta aineiston jakaumalle, kuten tein myös ympäristömuuttujien tapauksessa.

Tutkielmassa ei ole käytetty tekoälyä.

### **3 Tulokset**

#### **3.1 Ympäristömuuttujat niityillä ja 50 metrin vyöhykkeellä**

AIC-arvojen perusteella lehtovirmajuuren runsautta selittää parhaiten 12 erilaista mallia, joiden selitysasteet ( $r^2$ ) vaihtelevat välillä 0,04-0,07 (mallit M1-M12, taulukko 3). Nämä mallit sisältävät siis muuttujia ainoastaan niityiltä sekä 50 metrin vyöhykkeeltä, kuten täysmallistakin näkee (liite 1). Kaikki nämä mallit myös selittävät lehtovirmajuuren runsautta huomattavasti paremmin, kuin täysmalli, jonka AIC-arvo on 516,48 (liite 1). Ympäristömuuttujista etenkin sukkessio, vallitseva maalaji sekä niityillä että 50 metrin vyöhykkeellä sekä avoimen alueen osuus niityillä näyttävät olevan yhteydessä lehtovirmajuuren runsauteen, sillä ne saavat useassa eri mallissa merkitseviä tuloksia (taulukko 3).

Taulukko 3: Parhaat AIC-arvot saaneet mallit, jotka selittävät lehtovirmajuuren runsautta niityillä ja 50 metrin vyöhykkeellä (n = 145 niittyä). Tilastollisesti merkitsevät selittävät tekijät on lihavoitu (p < 0,05).  $\Delta$ AIC kuvaa mallin erotusta parhaasta mallista (arvoltaan 0,00) ja alaindeksit F-sarakkeessa kuvaavat mallin vapausasteita.

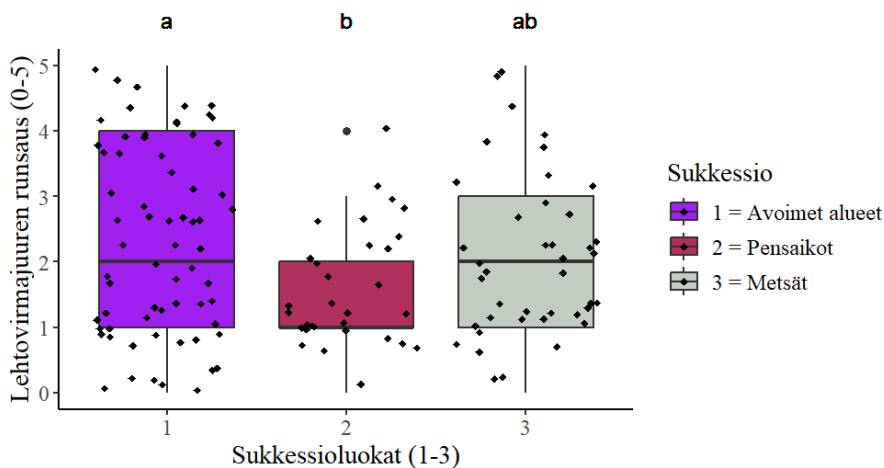
Mallin muuttujat	AIC	$\Delta$ AIC	F	p-arvo
<b>M1: Sukkessio, maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	505,30	0,00	3,44 <sub>4,140</sub>	<b>0,010</b>
M2: Pinta-ala (ha), <b>sukkessio, maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	505,55	0,25	3,10 <sub>5,139</sub>	<b>0,011</b>
M3: <b>Sukkessio</b> , korkeusvaihtelut, <b>maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	505,88	0,58	3,03 <sub>5,139</sub>	<b>0,012</b>
M4: <b>Maalaji, sukkessio</b>	506,22	0,92	3,20 <sub>4,140</sub>	<b>0,015</b>
M5: <b>Avoin alue (%)</b> , <b>maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	506,48	1,18	3,50 <sub>3,141</sub>	<b>0,017</b>
M6: <b>Avoin alue (%)</b> , pinta-ala, <b>maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	506,73	1,43	3,06 <sub>4,140</sub>	<b>0,019</b>
M7: Pinta-ala (ha), <b>sukkessio</b> , korkeusvaihtelut, <b>maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	506,97	1,67	2,67 <sub>6,138</sub>	<b>0,018</b>
M8: <b>Maalaji, sukkessio</b> , maalaji 50 m vyöhykkeellä	507,02	1,72	2,66 <sub>6,138</sub>	<b>0,018</b>
M9: <b>Sukkessio, maalaji 50 m vyöhykkeellä</b> , avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	507,13	1,83	2,77 <sub>5,139</sub>	<b>0,020</b>
M10: <b>Avoin alue (%)</b> , <b>maalaji</b>	507,24	1,94	3,24 <sub>3,141</sub>	<b>0,024</b>
M11: <b>Maalaji, sukkessio</b> , korkeusvaihtelut	507,28	1,98	2,74 <sub>5,139</sub>	<b>0,022</b>
M12: <b>Avoin alue (%)</b> , <b>sukkessio, maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	507,29	1,99	2,73 <sub>5,139</sub>	<b>0,022</b>

Niityillä vallitsevien sukkessioluokkien tapauksessa lehtovirmajuurta esiintyy runsaammin avoimilla alueilla kuin pensaikkoisilla (p = 0,035), mutta avointen alueiden ja metsien välillä vastaavaa eroa ei ole (p = 0,681; kuva 4a). Myöskään pensaikkoisten alueiden ja metsien välillä eroa ei löytynyt lehtovirmajuuren runsauden suhteen (p = 0,250; kuva 4a).

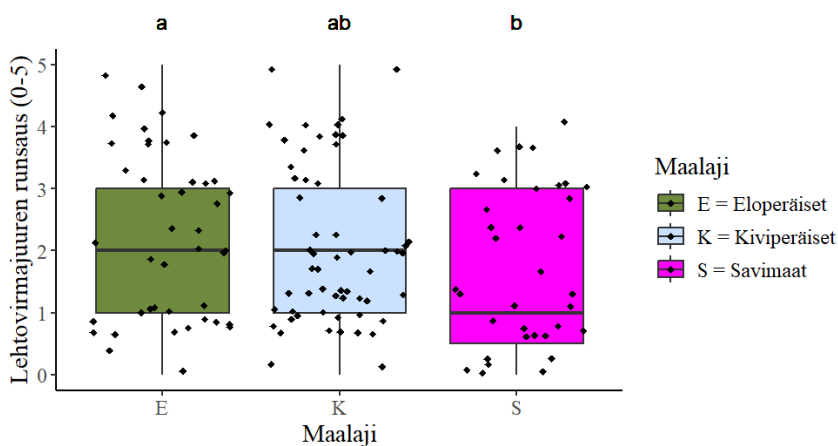
Niityillä vallitsevista maalajeista savimaat ja eloperäiset maalajit eroavat merkitsevästi toisistaan, kun merkitsevyyden raja on nostettu  $p < 0,10$ :een ( $p = 0,057$ ). Lehtovirmajuurta esiintyy siis runsaampana eloperäisillä maalajeilla kuin savimailla (kuva 4b). Kuitenkaan kiviperäisten ja eloperäisten maalajien välillä merkitsevää eroa ei ole ( $p = 0,741$ ), kuten ei myöskään savimaiden ja kiviperäisten maalajien välillä ( $p = 0,193$ ; kuva 4b). Samoin 50 metrin vyöhykkeellä vallitsevista maalajeista lehtovirmajuurta esiintyy runsaampana eloperäisillä mailla kuin savimailla ( $p = 0,094$ ; kuva 4c). Eloperäisten ja kiviperäisten maalajien väliltä merkitsevää eroa ei löytynyt ( $p = 0,359$ ), kuten ei myöskään kiviperäisten maalajien ja savimaiden väliltä ( $p = 0,120$ ; kuva 4c).

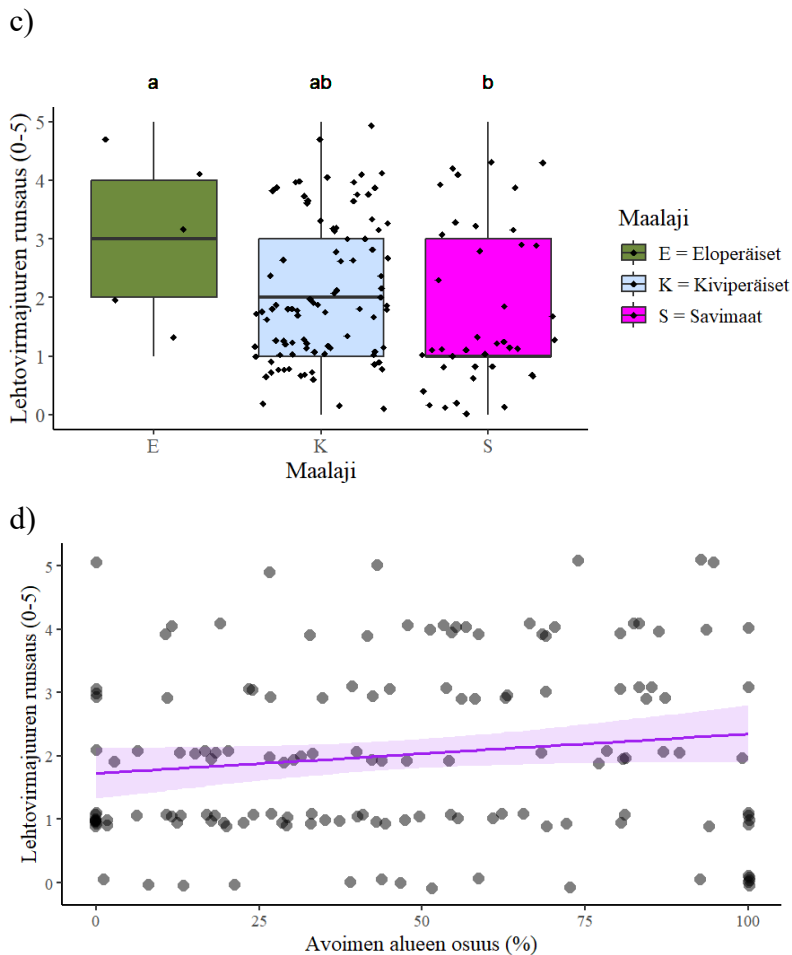
Lehtovirmajuurta esiintyy myös runsaampana, kun avoimen alueen osuus niitystä on suurempi (kuva 4d). Tämän huomaa myös siitä, että avoimen alueen osuus saa toistuvasti merkitseviä arvoja, useissa eri malleissa (taulukko 3). Tarkemmat erittelyt yksittäisistä malleista löytyvät liitteestä 6.

a)



b)





Kuva 4 a) Vallitsevan sukkessioluokan, b) niityllä vallitsevan maalajin ja c) 50 metrin vyöhykkeellä vallitsevan maalajin yhteys lehtovirmajuuren runsauteen Pirkanmalla. Kuvien a-c laatikkojen ala- ja yläreuna kuvastavat aineiston ala- ja yläneljänneksiä. Musta tummennettu vaakaviiva kuvaa molempien ryhmien mediaania ja pystyviiva virmajuurirunsauden pienintä ja suurinta arvoa. Viivan ylä- ja alapuolelle jäävien pisteiden sijainti johtuu pisteiden hajautuksesta, ja eri kirjainyhdistelmät (a, b, ab) kuvaavat luokkia, jotka eroavat merkitsevästi toisistaan siten, että ainoastaan eri kirjaimia sisältävät kirjainyhdistelmät kuvaavat merkitsevää eroa ( $p < 0,010$ , Tukeyn testi). d) Niityn avoimen alueen osuuden yhteys lehtovirmajuuren runsauteen. Violetti viiva kuvaa ennustettua yhteyttä näiden muuttujien välillä, ja vaaleampi violetti kaistale mallin ennusteen 95% luottamusvälejä. Tässä lehtovirmajuuren runsaus =  $1,73 + 0,01 \times \text{avoimen alueen osuus}$ .

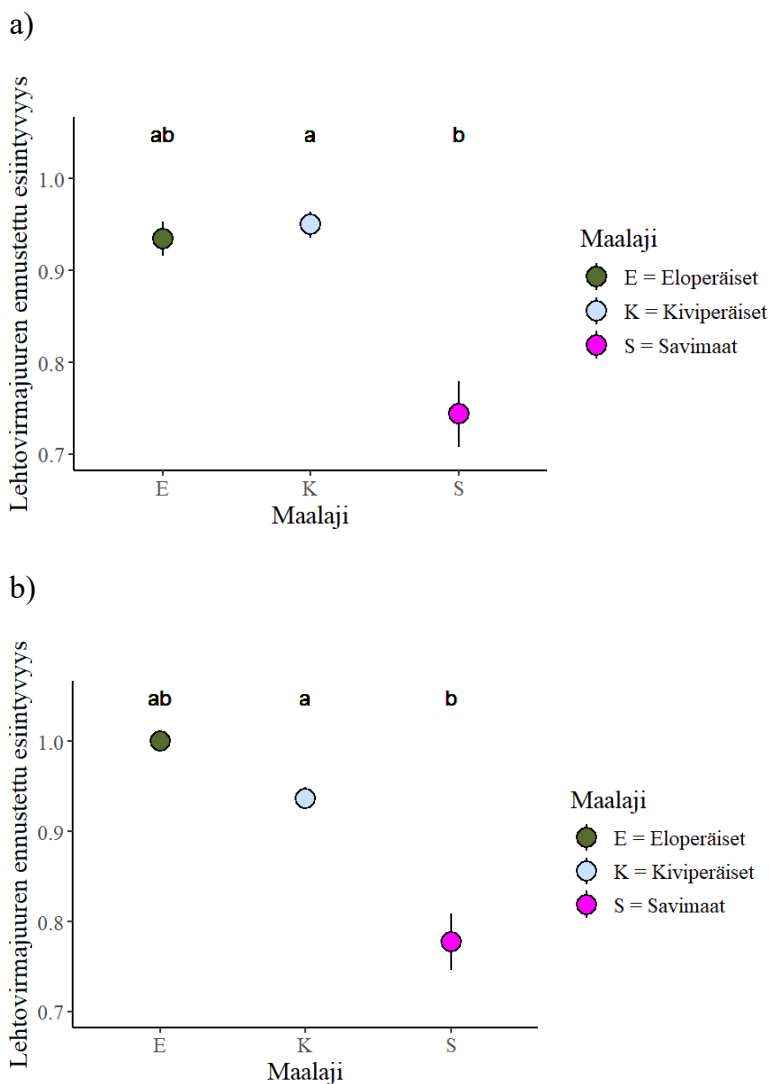
Lehtovirmajuuren esiintyvyyttä (esiintyi, ei esiintynyt) selittämään löytyi AIC-arvojen perusteella 15 yhtä hyvää mallia, joiden selitysaste ( $r^2$ ) vaihtelee välillä 0,10-0,17 (mallit M13-M27, taulukko 4). Nämä mallit sisältävät muuttujia niityiltä sekä 50 metrin vyöhykkeiltä, ja selittävät lehtovirmajuuren esiintyvyyttä paremmin kuin täysmalli (AIC-arvoltaan 107,50; liite 2). Niityllä vallitsevalla maalajilla on jokaisessa mallissa merkitsevä yhteys lehtovirmajuuren esiintyvyyteen (taulukko 4). Lisäksi yhdessä mallissa myös vallitseva maalaji 50 metrin vyöhykkeellä saa merkitseviä arvoja (Malli M23, taulukko 4). Mikään muu muuttuja ei kuitenkaan merkitsevällä tasolla selitä virmajuuren esiintymistä niityillä. Tarkemmat erittelyt yksittäisistä malleista löytyvät liitteestä 7.

Taulukko 4: Parhaat AIC-arvot saaneet mallit, jotka selittävät lehtovirmajuuren esiintyvyyttä niityillä ja 50 metrin vyöhykkeellä (n = 145 niittyä). Tilastollisesti merkitsevät selittävät tekijät on lihavoitu (p<0.05).  $\Delta$ AIC kuvaa mallin erotusta parhaasta mallista (arvoltaan 0,00) ja alaindeksit  $\chi^2$ -sarakkeessa kuvaavat mallien vapausasteita.

Mallin muuttujat	AIC	$\Delta$ AIC	$\chi^2$	p-arvo
M13: Avoin alue, <b>maalaji</b>	95,83	0,00	12,86 <sub>3</sub>	<b>0,005</b>
M14: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	96,07	0,24	14,63 <sub>4</sub>	<b>0,006</b>
M15: <b>Maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	96,09	0,26	14,61 <sub>4</sub>	<b>0,006</b>
M16: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut	96,13	0,30	14,57 <sub>4</sub>	<b>0,006</b>
M17: <b>Maalaji</b> , avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	96,14	0,31	12,56 <sub>3</sub>	<b>0,006</b>
M18: <b>Maalaji</b> , korkeusvaihtelut	96,25	0,42	12,45 <sub>3</sub>	<b>0,006</b>
M19: <b>Maalaji</b>	96,40	0,57	10,29 <sub>2</sub>	<b>0,006</b>
M20: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	96,47	0,64	16,23 <sub>5</sub>	<b>0,006</b>
M21: Pinta-ala (ha), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	96,78	0,95	15,91 <sub>5</sub>	<b>0,007</b>
M22: Pinta-ala (ha), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut	97,13	1,30	13,57 <sub>4</sub>	<b>0,009</b>
M23: Avoin alue (%), <b>maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	97,46	1,63	11,24 <sub>3</sub>	<b>0,011</b>
M24: Pinta-ala (ha), <b>maalaji</b> , avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	97,50	1,67	13,20 <sub>4</sub>	<b>0,010</b>
M25: Pinta-ala (ha), avoin alue (%), <b>maalaji</b>	97,57	1,74	13,12 <sub>4</sub>	<b>0,011</b>
M26: Pinta-ala (ha), avoin alue (%), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	97,59	1,76	17,11 <sub>6</sub>	<b>0,009</b>
M27: Pinta-ala (ha), avoin alue (%), <b>maalaji</b> , avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	97,67	1,84	15,02 <sub>5</sub>	<b>0,010</b>

Tukeyn testin perusteella lehtovirmajuurta esiintyy useammin, kun niityn vallitseva maalaji on kiviperäistä maata eikä savimaata ( $p = 0,019$ ; kuva 5a). Kiviperäisten ja eloperäisten maalajien välillä puolestaan ei ole eroa esiintyvyyden suhteen ( $p = 0,939$ ; kuva 5a). Myöskään savimaiden ja eloperäisten maalajien välillä eroa esiintyvyydessä ei ole, vaikka näihin liittyvä tulos onkin lähes merkitsevä ( $p = 0,058$ ; kuva 5a).

50 metrin vyöhykkeillä samat tulokset toistuiivat. Vyöhykkeillä vallitsevista maalajeista lehtovirmajuurta esiintyy useammin kiviperäisillä maalajeilla kuin savimailla ( $p = 0,018$ ), mutta muiden maalajien välillä eroa ei kuitenkaan ole ( $p = 1,00$  molemmissa, kuva 5b).



Kuva 5: Lehtovirmajuuren ennustettu esiintyvyys eri pintamaaluokissa a) niityillä ja b) 50 metrin vyöhykkeillä Pirkanmaalla. Molemmissa kuvissa mustat viivat kuvastavat ennusteiden keskivirhettä, ja kuvan rajaus on skaalattu asteikolle 0,7-1,0, jotta keskivirheet erottuvat paremmin. Eri kirjainyhdistelmät (a, b, ab) kuvaavat luokkia, jotka erosivat merkitsevästi toisistaan siten, että ainoastaan eri kirjaimia sisältävät kirjainyhdistelmät eroavat merkitsevästi toisistaan ( $p < 0,05$ , Tukeyn binomijakaumalle sovitettu testi).

### **3.2 Ympäristömuuttujat niityllä 25 ja metrin vyöhykkeellä**

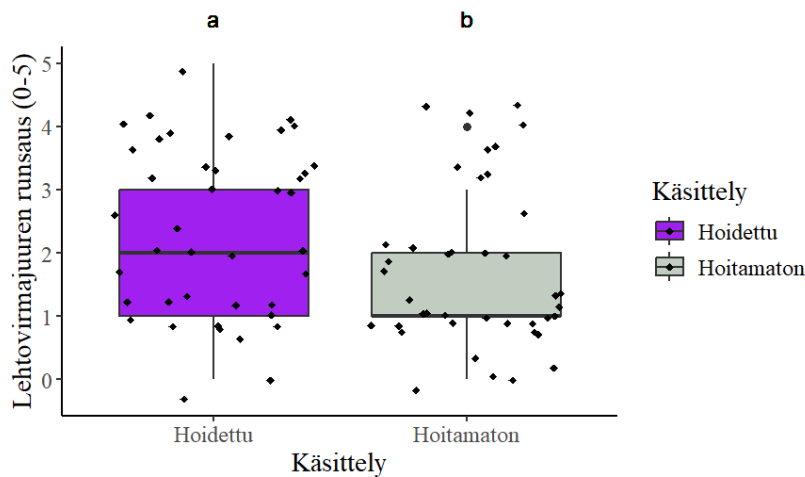
25 metrin vyöhykkeen tulokset eivät tuottaneet käytännössä juuri mitään lisätietoa 50 metrin vyöhykkeeseen verrattuna, ja siksi tähän liittyvät tulokset on esitetty ainoastaan liitteissä (liitteet 8-11). Lehtovirmajuuren runsauden suhteen parhaat AIC-arvot saaneet mallit (M28-M34) on esitetty liitteessä 8 ja tarkemmat erittelyt jokaisesta näistä malleista puolestaan liitteessä 9. Lehtovirmajuuren esiintyvyyden suhteen parhaat AIC-arvot saaneet mallit (M35-M45) on esitetty liitteessä 10 ja kasvin esiintyvyyden suhteen parhaat mallit puolestaan liitteessä 11.

Tiivistettynä 25 metrin vyöhykkeillä toistui sama ilmiö kuin 50 metrinkin vyöhykkeillä; lehtovirmajuuren runsauden tapauksessa vallitseva sukkessiluokka niityllä, vallitseva maalaji niityllä sekä avoimen alueen osuus niityllä olivat toistuvasti merkitseviä mallista toiseen. Lehtovirmajuuren esiintyvyyden suhteen puolestaan ainoastaan vallitseva maalaji oli merkitsevä selittävä tekijä, kun taas avoin alue niityllä ja avoin alue 25 metrin vyöhykkeellä saivat lähes merkitseviä arvoja.

Selkein ero 50 metrin vyöhykkeeseen nähden oli kenties se, ettei 25 metrin vyöhykkeellä vallitseva maalaji ollut merkitsevästi yhteydessä virmajuureen, kuten kävi 50 metrin vyöhykkeellä vallitsevan maalajin kanssa.

### **3.3. Hoitotoimet**

Pelkillä hoitotoimilla (hoidettu/hoitamaton) osoittautui olevan merkitsevä vaikutus lehtovirmajuuren runsauteen (lineaarinen sekamalli:  $F = 5,43$ ; vapausasteet = 1, 41,12;  $p = 0,025$ ;  $r^2 = 0,07$ ). Kuvan 6 perusteella hoidetut niityt saavat keskimäärin suurempia arvoja lehtovirmajuuren runsauden suhteen hoitamattomiin niittyihin verrattuna, eli hoitotoimet lisäävät lehtovirmajuuren runsautta.



Kuva 6: Lehtovirmajuuren runsauden yhteys hoidettujen ja hoitamattomien niittyjen välillä Pirkanmaalla. Mustat pisteet taustalla kuvaavat yksittäisiä niittyjä (hoidettuja sekä hoitamattomia 41 kpl kutakin). Laatikkojen ala- ja yläreuna kuvastavat aineiston ala- ja yläneljänneksiä. Musta tummennettu vaakaviiva puolestaan kuvaa molempien ryhmien mediaania ja pystyviiva virmajuurirunsauden pienintä ja suurinta arvoa. Viivan ylä- ja alapuolelle jäävät pisteet sen sijaan johtuvat pisteiden hajautuksesta. Eri kirjaimet (a, b) korostavat merkitsevää eroa luokkien välillä ( $p < 0,05$ , F-testi).

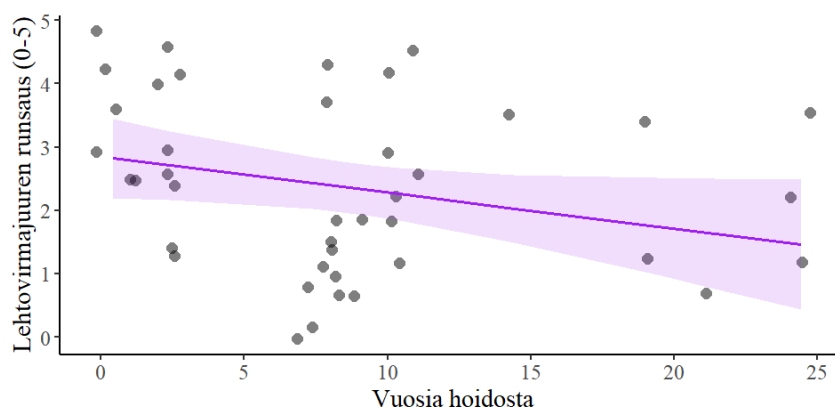
Muiden hoitotoimi-muuttujien tapauksessa erityisesti hoidosta kulunut aika vuosissa sekä avoimen alueen osuus ovat ainoat yksittäiset muuttujat, jotka säännönmukaisesti saavat malleissa merkitseviä arvoja. Tämän voi havaita taulukosta 5, jossa on listattu parhaat AIC-arvot saaneet mallit hoitotoimi-muuttujien suhteen. AIC-arvojen perusteella parhaita malleja oli yhteensä 7 kappaletta, ja ne kaikki selittävät lehtovirmajuuren runsautta lähes yhtä hyvin. Mallit myös selittävät lehtovirmajuuren runsautta paremmin kuin täysmalli, jonka AIC-arvo on 135,63 (liite 5). Hoitotoimiin liittyvien mallien selitysasteet ( $r^2$ ) vaihtelevat välillä 0,22-0,27. Tarkemmat erittelyt yksittäisistä malleista löytyvät liitteestä 12 (mallit M46-M52).

Taulukko 5: Parhaat AIC-arvot saaneet mallit, jotka selittävät lehtovirmajuuren runsausta hoitotoimilla (n = 41 niittyä). Tilastollisesti merkitsevät selittävät tekijät on lihavoitu (p < 0.05).  $\Delta$ AIC kuvaa mallin erotusta parhaasta mallista (arvoltaan 0,00) ja alaindeksit F-sarakkeessa kuvaavat mallien vapausasteita.

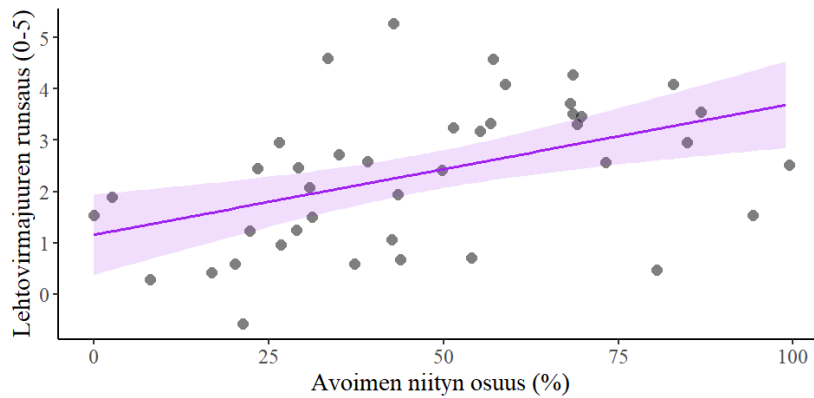
Mallin muuttujat	AIC	$\Delta$ AIC	F	p-arvo
<b>M46: Hoidosta kulunut aika, hoidosta kulunut aika<sup>2</sup>, avoin alue (%)</b>	131,88	0,00	5,94 <sub>3,37</sub>	<b>0,002</b>
<b>M47: Hoidosta kulunut aika, avoin alue (%)</b>	131,95	0,07	7,77 <sub>2,38</sub>	<b>0,001</b>
<b>M48: Avoin alue (%)</b>	132,68	0,80	12,40 <sub>1,39</sub>	<b>0,001</b>
<b>M49: Hoidosta kulunut aika<sup>2</sup>, avoin alue (%)</b>	133,40	1,52	6,83 <sub>2,38</sub>	<b>0,003</b>
<b>M50: Hoidosta kulunut aika, hoidosta kulunut aika<sup>2</sup>, avoin alue (%), hoitokerrat</b>	133,64	1,76	4,41 <sub>4,36</sub>	<b>0,005</b>
<b>M51: Hoidosta kulunut aika, pinta-ala, avoin alue (%)</b>	133,80	1,92	5,10 <sub>3,37</sub>	<b>0,005</b>
<b>M52: Hoidosta kulunut aika, hoidosta kulunut aika<sup>2</sup>, pinta-ala, avoin alue (%)</b>	133,87	1,99	4,34 <sub>4,36</sub>	<b>0,006</b>

Tulosten perusteella vaikuttaa, että mitä enemmän vuosia on kulunut niittyihin kohdistetuista hoitotoimista, sitä heikommaksi käy lehtovirmajuuren runsaus (kuva 7a). Avoimen niityn osuus puolestaan viittaa positiiviseen yhteyteen virmajuuren runsauden ja avoimen alueen välillä, eli mitä suurempi osuus niitystä on säilynyt tai säilytetty avoimena, sitä suurempia arvoja saa myös lehtovirmajuuren runsaus (kuva 7b).

a)



b)



Kuva 7: Lehtovirmajuuren runsauden yhteys a) hoitotoimista kuluneeseen aikaan (vuosina) Pirkanmaalla (lehtovirmajuuren runsaus =  $2,85 - 0,06 \times$  vuosia hoidosta) ja b) avoimen alueen osuuteen niitystä (lehtovirmajuuren runsaus =  $1,16 + 0,03 \times$  avoimen niityn osuus). Molemmissa kuvissa violetti viiva kuvaa ennustetta siitä, mihin suuntaan arvot muuttuvat ja vaalean violetti kaistale kuvaa mallin ennusteen 95 %:n luottamusväliä.

## 4 Pohdinta

### 4.1 Vallitseva sukkessioluokka ja avoimen alueen osuus

Tuloksissani samat merkitsevät muuttujat tuntuivat toistuvan mallista toiseen lehtovirmajuuren runsauden suhteen (vallitseva sukkessioluokka, avoimen niityn osuus, vallitseva maalaji niityillä ja vyöhykkeillä). Vallitsevan sukkessioluokan sekä siihen liittyvän avoimen niityn osuuden suhteen tulokseni tukevat aikaisempia tutkimuksia sukkession etenemisen negatiivisista vaikutuksista lehtovirmajuuren runsauteen (Fabritius & McBride 2017). Niittyjä ympäröivien vyöhykkeiden sukkessioluokilla tai vyöhykkeiden avoimen alueen osuuksilla ei kuitenkaan ollut vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen. Tämä ei sinällään ole yllättävää, sillä pahin kilpailu muiden kasvilajien kanssa tapahtuu siellä, missä lehtovirmajuurikin kasvaa, eli niityillä.

Olisi voinut olla myös mahdollista, että esimerkiksi niittyä ympäröivän vyöhykkeen sukkessiolla -erityisesti puustolla- olisi voinut olla niittyä ja lehtovirmajuuria suojeleva ja niittyjä kosteuttava vaikutus, joka olisi näkynyt myös lehtovirmajuuren runsaudessa. Austad & Losvik (1998) huomasivat lehtovirmajuuren jopa indikoivan hiukan varjoisampia, puiden suojaamia alueita. Tämä liittyy puuston kykyyn vähentää veden haihduntaa maaperästä, mikä voisi taata lehtovirmajuurelle sen kaipaamat kosteat

olosuhteet (Austad & Losvik 1998; Mossberg ym. 2005 s. 574). Tulosteni mukaan tällaista vaikutusta ei kuitenkaan löytynyt Pirkanmaalla.

Austadin ja Losvikin (1998) tulokset voivat vaikuttaa ristiriitaisilta omieni kanssa, sillä heidän mukaansa kasvi indikoi varjoisia alueita, ja omieni mukaan kasvi viihtyy avoimilla alueilla. Nämä eivät kuitenkaan automaattisesti sulje toisiaan pois. Aiemmin on kuitenkin osoitettu, että lehtovirmajuuren menestymiselle tärkeitä seikkoja ovat kostea elinympäristö sekä mahdollisuus välttää kilpailu muiden kenttäkerrosten kasvien kanssa (Mossberg ym. 2005 s. 574; Bjørn ym. 2006; Fabritius & McBride 2017; Bäck 2023). Omien tulosteni mukaan sukkessioluokista nimenomaan avoimet alueet erosivat merkitsevästi pensaikkoisista alueista, mutta puustolla ei ollut vaikutusta kasvin runsauteen. Näin ollen voikin olla, että puusto tosiaan voi joissakin elinympäristöissä tehostaa kasvin menestystä, kuten Austad ja Losvik (1998) huomasivat, mutta Pirkanmaan niityillä näin ei ole. Pirkanmaan tapauksessa voi olla, että niityillä ei tarvita erikseen puustoa takaamaan kosteuden säilymistä maaperässä, vaan esimerkiksi ojat ja purot alueella riittävät ajamaan saman asian.

On mielenkiintoista, että vallitsevalla sukkessioluokalla tai avoimen alueen osuudella ei kuitenkaan näyttänyt olevan vaikutusta lehtovirmajuuren esiintyvyyteen. Sukkessioluokan suhteen voi olla, että lehtovirmajuuri pystyy kyllä kasvattamaan versonsa myös sukkessioltaan epäsuotuisilla alueilla, mutta kenties ei kuitenkaan lisäännä alueella yhtä runsaasti kuin suotuisammilla, avoimilla alueilla. Voi olla, että esimerkiksi hyvin tiheäkasvuisessa pensaikossa tai metsässä ei ole yhtä paljon pölyttäjiä edesauttamassa kasvin runsastumista, tai kilpailijoita on sen verran paljon enemmän, ettei kasvilla ole resursseja käytettävissä runsaaseen lisääntymiseen. Näin ollen kasvia kyllä esiintyy myös epäsuotuisilla sukkessioluokilla, mutta se ei kenties ole pystynyt pölyttäjien tai resurssien vähäisyyden vuoksi kasvattamaan siellä yhtä runsaita kasvustoja kuin avoimemmilla alueilla, joilla kilpailu on vähäistä ja pölyttäjät ovat runsaita.

Toisaalta myös erilaiset häiriöt ja niiden tuottamat avoimet alueet yhdistetään monesti ensisijaisesti niittykasvien siementen itämiseen (Berendse ym. 1992). Monista muista niittykasveista poiketen lehtovirmajuuri lisääntyy siementen lisäksi kuitenkin myös suvuttomasti rönsyjen avulla, ja tämäkin voi osaltaan selittää sitä, miksi esiintyvyyteen sukkessiolla tai avoimilla alueilla ei ole vaikutusta, mutta runsauteen sen sijaan on (Hämet-Ahti ym. 1998 s. 343; Mossberg ym. 2005 s.574; Bjørn ym. 2006). Varjoisissa olosuhteissa kuitenkin pölyttäjiä on tyypillisesti sen verran paljon vähemmän, ettei

lehtovirmajuuri kenties siellä pysty yhtä tehokkaaseen suvulliseen lisääntymiseen. Suvuttomaan lisääntymiseen varjoisuudella ei kenties ole yhtä suurta vaikutusta kuitenkaan, sillä se ei ole aurinkoa suosivista pölyttäjistä riippuvaista (Nupponen ym. 2019). Aurinkoisilla, avoimilla paikoilla lehtovirmajuurella puolestaan on käytössään sen molemmat lisääntymisstrategiat – sekä suvuton että pölyttäjistä riippuvainen suvullinen lisääntyminen. Tämä voisi selittää, miksi esiintyvyyteen avoimella alueella tai sukkessioluokalla ei ole vaikutusta, kun taas runsauteen on.

Aineistoni suhteen on myös huomioitava, että esiintyvyyteen liittyvät muuttujat olivat hiukan epätasaisesti jakautuneita. Niittyjä, joilla ei esiinny lehtovirmajuurta, oli nimittäin huomattavasti vähemmän kuin niittyjä, joilla lehtovirmajuurta esiintyy (145:stä niitystä vain 16 oli virmajuurettomia). On myös huomioitava, että avoimen niityn osuus sai lähes merkitseviä tuloksia esiintyvyyden suhteen, eli todellisuudessa ei ole varmaa, etteikö avoin alue vaikuttaisi positiivisesti myös virmajuuren esiintyvyyteen. Tämänkin selvittämiseksi voisi olla hyvä saada aineistoon vertailun vuoksi lisää niittyjä, joilla virmajuurta ei esiinny lainkaan.

Ylipäättään on mielenkiintoista, että runsauteen liittyvien mallien selitysasteet vaihtelivat välillä  $r^2 = 0,04-0,07$  kun taas esiintyvyyteen liittyvillä malleilla selitysaste oli korkeampi:  $r^2 = 0,10-0,17$ . Päättellen siitä, kuinka epätasainen esiintyvyyden aineisto on, olisi voinut kuvitella tilanteen olevan toisin päin. Toisaalta voi myös olla, että esiintyvyys on binäärisenä tietona sen verran yksinkertainen (lehtovirmajuurta esiintyy / ei esiinny), että siitä saa luotettavammin vedettyä erinäisiä johtopäätöksiä esiintyvyyteen vaikuttavista ympäristömuuttujista. Runsaus on muuttujana paljon monitulkintaisempi, ja jo pelkästään inventointia tehtäessä siihen voi syntyä eri inventoijista aiheutuvaa vaihtelua. Virmajuuren esiintyvyydestä ei yleensä voi olla eri mieltä tietyn niityn suhteen, kun taas asteikolla 0-5 arvioitavasta runsaudesta voidaan olla montaa eri mieltä.

## **4.2 Vallitseva maalaji**

Tietääkseni lehtovirmajuuren suosimasta maalajista ei ennakkoon ollut tehty juurikaan tutkimuksia. Omat tulokseni valaisivatkin tilannetta hiukan lisää, ja antavat vihjeitä siitä, minkälaisilla alueilla esimerkiksi niittyjen suojeleminen on kannattavinta ja missä puolestaan haastavinta. Lehtovirmajuuren runsaus sai suurempia arvoja, kun niityn tai 50 metrin vyöhykkeen vallitseva maalaji oli eloperäinen, kun taas savipohjaisella maaperällä

runsaus sai matalampia arvoja. Tässä tapauksessa selvästi pelkän niityn olosuhteiden lisäksi myös suuremmalla vaikutusalueella on osuutensa kasvin menestykseen.

Eloperäiset maalajit usein tarjoavat sopivat orgaaniset elinolosuhteet maaperän mikrobeille, mitkä puolestaan edesauttavat esimerkiksi ravinteiden kiertoa ja siten myös kasvillisuuden kehittymistä ja pärjäämistä alueella (Gregory & Vickers 2003). Lisäksi eloperäisissä maalajeissa, joissa eloperäisen aineen osuus on suurempi, usein myös maaperä on ilmavampaa ja kasvien juurilla on paremmat mahdollisuudet kasvaa ja kehittyä (Zhang ym. 2025). Saviperäisen maan puolestaan on todettu olevan kasveille hankala kasvualusta; savi on hyvin tiivistä ja siksi päästää heikosti ja hitaasti vettä ja ilmaa lävitseen (Muzzi & Mongardi 2016; Zhang 2025). Kasvien juurten kehittymisen kannalta dynaamisempi veden virtaus kuitenkin edesauttaisi niiden pärjäämistä huomattavasti paremmin kuin pitkään savipartikkeleiden välissä pysyvä vesi (Handel ym. 2018; Zhang ym. 2025). Toisaalta myös kuumissa ja kuivissa olosuhteissa savimaat voivat äärimmäisissä tapauksissa kuivua lähes kokonaan, mikä puolestaan asettaa omat haasteensa kasvillisuuden pärjäämiselle (Gregory & Vickers 2003). Savimailla on myös heikosti tarjolla kasveille käyttökelpoisia ravinteita, mikä entisestään heikentää monien kasvien kykyä pärjätä savimailla (Handel ym. 2018).

Lehtovirmajuuren esiintyvyys sai maalajien suhteen samankaltaisia tuloksia kuin lehtovirmajuuren runsauttakin selittävät: vallitseva maalaji niityillä sekä vallitseva maalaji 50 metrin vyöhykkeellä selittivät kasvin esiintyvyyttä merkitsevästi. Näissä oli kuitenkin enemmän eroavaisuuksia eri maalajiryhmien välillä, sillä savimaat erosivat merkitsevästi nyt vain kiviperäisistä maalajeista sekä niityillä että 50 metrin vyöhykkeillä (kuvat 5a ja 5b). Erot eivät kuitenkaan olleet suuria myöskään esimerkiksi savimaiden ja eloperäisten maiden välillä niityillä, ja voikin olla, että lähinnä aineiston epätasainen jakautuminen eri maalajiluokkien välillä vaikutti tulokseen. Kiviperäisten maalajien suhteen tulos oli hiukan yllättävä, sillä tulosten perusteella kiviperäisillä mailla olisi positiivinen vaikutus lehtovirmajuuren esiintyvyyteen savimaihin verrattua. On toki mahdollista, että esimerkiksi kiviperäistä maalajia sisältävillä niityillä on enemmän kallioperästä irronneita hyödyllisiä mineraaleja lehtovirmajuuren käytössä, mikä edesauttaa kasvin elinkelpoisuutta ja siten myös esiintyvyyttä.

Vyöhykkeiden suhteen voi olla mahdollista, että esimerkiksi savipohjainen vyöhyke niityn ympärillä voi toimia jonkinlaisena lisääntymisesteenä siten, ettei kasvi pääse toiselta elinalueeltaan edes levittäytymään niitylle 50-metrinen savimaan yli, kun taas

eloperäinen maalaji niityn ympäristössä voi edistää levittäytymistä ja niityn asuttamista. On kuitenkin huomioitava, että vaikka vyöhyke niityn ympärillä olisi vallitsevalta maalajiluokaltaan savipohjainen tai eloperäinen, vyöhykkeeltä voi silti löytyä myös muita maalajeja. Voisikin olla mielenkiintoista tietää lisäksi, miten esimerkiksi savimaiden tai eloperäisten maalajien sijainti vyöhykkeellä tai vaikkapa kahden virmajuuriesiintymän välillä vaikuttaa kasvin esiintyvyyteen, runsauteen ja levittäytymiseen.

Vallitsevan maalajin suhteen vyöhykkeideni väliset erot kävivät selkeimmin ilmi; vallitsevalla maalajilla oli vaikutusta 50 metrin vyöhykkeen tapauksessa, mutta ei 25 metrin vyöhykkeen tapauksessa. Voikin olla, että maalajeihin liittyvät vaikutusalueet ovat todellisuudessa 25 metristä vyöhykettä suuremmat, ja siksi 50 metrin vyöhyke kuvaa tilannetta paremmin lehtovirmajuuren suhteen. 25 metrin vyöhyke oli alun perin lähinnä kokeilumielessä valittu vyöhykkeen laajuus, ja tulosteni perusteella se ei tosiaankaan näytä kuvaavan niittyjen vaikutusalueita riittävän kattavasti. Tämäkin on hyvä ottaa huomioon Pirkanmaan niittyjen hoitotoimissa, sillä yllättävän suuri alue niittyjen ympärilläkin voi vaikuttaa siihen miten lehtovirmajuuri pärjää niityllä.

Esiintyvyyden suhteen vallitseva maalaji niityllä sekä 50 metrin vyöhykkeellä oli kaikista käyttämästäni muuttujistani ainoa, joka edes vaikutti esiintyvyyteen. Toisin sanoen vaikuttaisi, että analyysissäni käyttämissäni muuttujista maalaji on keskeisin määrittävä tekijä sille, voiko lehtovirmajuurta esiintyä lainkaan tietyllä niityllä. Kenties kasvin minimivaatimukset estävät sitä kasvamasta lainkaan savipohjaisella niityllä, kun taas muut maalajityypit mahdollistavat sen esiintyvyyden. Mikäli siis vaihtoehtoja on, voi olla kannattavampaa keskittyä eloperäistä tai kallioperäistä maalajia sisältävien niittyjen perustamiseen ja hoitoon, ja tiedostaa haasteet, joita savipohjaisuus voi aiheuttaa. Lehtovirmajuuren runsauteen liittyvien tulosten perusteella kannattaisi kenties jopa mieluummin keskittyä eloperäisiin maihin sekä savimaiden että kallioperäisten sijasta, mikäli vaihtoehtoja on. Esiintyvyyssaineisto on kuitenkin hiukan epätasapainoinen, joten niihin liittyviin tuloksiin tulee suhtautua kriittisesti.

On mielenkiintoista, etteivät aineistoni maalajit korreloineet keskenään niittyjen tai niiden vyöhykkeiden välillä siitä huolimatta, että molemmat vaikuttavat merkittävästi kasvin runsauteen ja esiintyvyyteen. Tämä voi osaltaan kuvastaa aineiston epätasaista jakautumista; 50 metrin vyöhykkeistä ainoastaan viisi sai vallitsevaksi maalajiluokakseen eloperäisen maalajin, kun taas loput (140 vyöhykettä) jakautuivat kiviperäisten ja savimaiden välillä. Niittykohtaiset maalajit jakautuivat selvästi tasaisemmin kaikkiin

kolmeen maalajiluokkaan. Vaikuttaa siis siltä, että niityt ovat maalajiluokiltaan selvästi heterogeenisempia kuin niittyjä ympäröivät vyöhykkeet, ja siksi molemmat osaltaan voivat vaikuttaa lehtovirmajuureen korreloimatta kuitenkaan keskenään.

### **4.3 Niityn koko ja alueen korkeusvaihtelut**

Niityn koolla ei ollut merkitsevää vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen eikä esiintyvyyteen. Tämä saattaa selittyä lehtovirmajuuren jakautumisella niittyjen sisällä; kasvustot eivät aina täytä koko niittyä, vaan saattavat sijoittua esimerkiksi niityn reunalle tai niittyä halkovan ojan reunalle, sinne missä niille on tarjolla parhaat elinolosuhteet niityn sisällä (Wahlberg 1998; oma havainto). Ison niityn sisällä voi olla hyvinkin erilaisia kasvuympäristöjä, joista vain pieni osa voi olla lehtovirmajuurelle sopivia. Näin ollen niityn koko ei sinällään automaattisesti kerro mitään lehtovirmajuuren pärjäämisestä alueella.

Vaikkei Pirkanmaan niittyjen koko vaikuttanutkaan lehtovirmajuuren runsauteen tai esiintyvyyteen, kasvulla voi kuitenkin toisissa olosuhteissa ollakin jokin niityn kokoon liittyvä raja-arvo, joka ei vain Pirkanmaalla tullut vastaan. On kuitenkin tiedossa, että kun elinympäristön pinta-alan suhde käy reuna-alueisiin verrattuna pieneksi, ovat alueella elävät eliöt alttiimpia esimerkiksi herbivorialle ja loisille (Fryxell ym. 2014 s. 381-398). Juuri tämä reunavaikutukseen liittyvä ilmiö on havaittavissa esimerkiksi elinympäristöjen pirstoutumisen yhteydessä, mikä puolestaan on lehtovirmajuurtakin koskettava ilmiö (Wahlberg 1996; Fryxell ym. 2014 s. 381-398). On myös huomioitava, että monet Pirkanmaan niityt ovat käytännössä kyljistä kiinni toisissaan, eli todellisuudessa niitä kaikkia ei voi ekologisesti tai tilastollisesti pitää erillisinä yksikköinä. Näin ollen niityn koko on muuttujana jo hiukan kyseenalainen ja hankalasti tulkittava.

Alueen korkeusvaihteluilla ei myöskään ollut merkitsevää vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen. Tämä saattaa selittyä sillä, että vaikka alueella on jonkin verran korkeusvaihteluita, niitä ei kuitenkaan ole niin paljon, että ne merkittävästi vaikuttaisivat esimerkiksi kosteuden kertymiseen laaksoihin. Niityn keskimääräiset korkeudet merenpinnasta vaihtelivat välillä 89,64-152,19 m, eli vaihteluväli on vain 62,55 m alueella. Tämä ei kenties vielä riitä selkeisiin vesimassojen liikkeisiin ja kertymisiin tietyille niityille. Voi myös olla, että korkeus ja topografia eivät yksinään ole riittäviä selittäjiä vesien virtauksille. Kokonaisvaltaisemman kuvan alueen vesistöistä saisi

varmasti ottamalla huomioon esimerkiksi myös pinta- ja pohjavedet, ojat ja purot sekä esimerkiksi vuotuiset sademäärät (Moreno-Mateos & Palmer 2016).

Lisäksi käyttämäni menetelmä topografian tarkasteluun ei välttämättä ollut paras mahdollinen. Tarkastelin ainoastaan niittyjen ja vyöhykkeiden välistä erotusta, mikä ei sellaisenaan kuitenkaan tarjoa koko totuutta alueen todellisista pinnanmuodoista. Mikäli alue sattuisi olemaan hyvin heterogeeninen topografiansa puolesta, voi niityn ja vyöhykkeen erotukseksi helposti tulla virheellinen 0, ikään kuin korkeusvaihteluita ei alueella olisi lainkaan. Vyöhykkeeni myös olivat varsin pieniä siihen verrattuna, miten laajoja alueita hydrologiset ilmiöt voivat todellisuudessa koskea (Moreno-Mateos & Palmer 2016).

Halutessaan korkeusaineistosta voisi johtaa esimerkiksi tiedon siitä, mihin ilmansuuntaan alueen rinteet osoittavat tai kuinka jyrkkiä rinteitä alueella on. Tämän perusteella voisi sitten tehdä päätelmiä esimerkiksi veden virtauksesta tai sen haihtumisesta. Jyrkemmät rinteet kuitenkin yleensä nopeuttavat vesien virtausta pois alueelta, kun taas tasaisemmat maat mahdollistavat hitaamman virtauksen ja siten yleensä myös parantavat veden imeytymistä maaperään (Moreno-Mateos & Palmer 2016). Myös kasveilla on tyypillisesti enemmän aikaa ottaa veden tuomia ravinteita käyttöönsä, kun veden virtaus on hitaampi, maaperässä tai sen päällä (Baer 2016). Maanpäällisistä virtauksista joilla on oma roolinsa jopa tummaverkkoperhoselle; perhoset tyypillisesti välttävät joen ylittämistä, mutta voivat hyödyntää vertikaalisessa suunnassa joenpenkkoja matkatessaan niityltä toiselle (Fabritius ym. 2015). Siksi jokien ja muiden vesistöjen huomioiminen olisi perusteltua lehtovirmajuuren lisäksi myös tummaverkkoperhosen näkökulmasta.

#### **4.4 Hoitotoimet**

Hoitotoimien suhteen ainoastaan hoidosta kuluneella ajalla sekä avoimen niityn osuudella oli vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen. Tämä oli jälleen odotettavissa aikaisempien tutkimusten perusteella, joiden mukaan hoidosta kulunut aika vaikuttaa negatiivisesti lehtovirmajuureen ja joiden mukaan umpeenkasvu heikentää lehtovirmajuuren menestystä (Fabritius & McBride 2017). Saamieni tulosten perusteella olisikin järkevää suorittaa hoitotoimia säännöllisesti, ja varmistaa, että mahdollisimman iso osuus niitystä pidetään avoimena. Kun viimeisimmistä hoitotoimista kuluu turhan paljon aikaa, alkaa sukkessiokehitys edetä ja pensaikot ja muut puuvartistet kasvit alkavat viedä tilaa alueelta.

Tämä heikentää lehtovirmajuuren lisäksi myös muiden niittykasvien pärjäämistä alueella, kun niityt alkavat kasvaa umpeen ja ruohovartiset varhaisen sukcession kasvit eivät pärjää monivuotisia puuvartisia vastaan (Warren 1987; Parker 1995 s. 30-55).

Etenkin pajut ovat ensimmäisten joukossa edistämässä sukcessiokehitystä avoimista niityistä tiheisiin pusikoihin (Ponzio ym. 2025). Pajujen tapauksessa pajukasvustojen on havaittu nousevan uuteen kasvuun jo 4-6 vuoden päästä sen jälkeen, kun ne on kokonaisuudessaan poistettu torjunta-aineilla (Ponzio ym. 2025). Tämä osoittaa pajujen sitkeyden ja antaa vihjeitä siitä, kuinka usein pajuvaltaisia niittyjä voisi olla hyvä hoitaa (Ponzio ym. 2025). Kun ottaa vielä huomioon sen, että lehtovirmajuuren tiheys on usein huipussaan 2-3 vuotta edellisten hoitotoimien jäljiltä, voisikin olla järkevää suorittaa hoitotoimia 3-4 vuoden jälkeen edellisistä (Fabritius & McBride 2017). Tällöin lehtovirmajuuren tiheys olisi juuri lähdössä laskuun, ja pajut olisivat todennäköisesti juuri palaamassa takaisin niitylle (Fabritius & McBride 2017; Ponzio ym. 2025). Toisaalta myös niittykohtaiset olosuhteet esimerkiksi ravinteiden suhteen vaikuttavat siihen, kuinka pian alue alkaa kasvaa umpeen ja kuinka lyhyellä aikavälillä niitty olisi syytä hoitaa uudelleen edellisen hoitokerran jäljiltä (Parker 1995 s. 30-55).

Niittyjen umpeenkasvu näkyy lopulta myös perhosten ja muiden avoimista niityistä riippuvaisten pölyttäjien selviämässä (Nupponen ym. 2019). Hoitamattomat, umpeenkasuvat niityt tyypillisesti köyhtyvät niitylajistoltaan metsittymisen ja pusikoitumisen seurauksena, mikä osaltaan heikentää perhosten ja hyönteisten mahdollisuuksia pärjätä niillä (Parker 1995 s. 30-55). Esimerkiksi Suomessa nimenomaan elinympäristöjen umpeenkasvu koskee jopa 60 %:a Suomen uhanalaisista ja silmälläpidettävistä perhosista, ja asettaa ne sukupuuttouhan alle (Nupponen ym. 2019). Siksi niittyjen pitäminen avoimena ei palvelisi ainoastaan lehtovirmajuurta ja tummaverkkoperhosta, vaan myös muita varhaisen sukcession lajeja.

Niityn pinta-alalla ei hoitotoimien kontekstissakaan ollut yhteyttä lehtovirmajuuren runsauteen. Niityn koolla on kuitenkin havaittu olevan positiivinen yhteys tummaverkkoperhosen esiintymisrunsauteen, joten pelkästään lehtovirmajuuren takia niittyjen kokoa ei kannata alkaa pienentämään (Intke 2003). Koska niityn koko ei vaikuta merkitsevästi lehtovirmajuureen, mutta vaikuttaa positiivisesti tummaverkkoperhoseen, voisi olla aiheellista harkita jopa joidenkin niittyjen koon kasvattamista. Koska perhonen esiintyy metapopulaatioina, myös metapopulaatioteorian mukaan suuremmat niityalat takaisivat sille paremman menestyksen ja pienemmän paikallissukupuuttoriskin (Hanski

ym. 1996; Wahlberg 1998). Tämän onnistuminen tosin riippuu täysin siitä, millaista ympäristöä kunkin niityn välittömässä läheisyydessä on, ja onko rajausten muuttaminen edes perhosen tai sen isäntäkasvin elinympäristövaatimusten kannalta järkevää tai mahdollista.

Tummaverkkoperhosen lisäksi kuitenkin myös muut niittykasveilla vierailevat perhoset ja muut pölyttäjät voivat hyötyä suurialaisista niityistä. Mitä suurempi on niityn – tai muun elinympäristön - pinta-ala, sitä enemmän alueella on yleensä myös resursseja ja sitä paremmat edellytykset alueella on ylläpitää suurempaa lajikirjoa (Metzger & Brancalion 2016). Niittyjen tapauksessa kukkivien kasvien määrä on perhosten kannalta oleellinen, sillä mitä runsaammin niityllä on kukkivia kasveja, sitä runsaammin niillä on myös perhosia (Wallisdevries ym. 2012; Habel ym. 2019). Siksi oliskin hyvä pitää niityt mahdollisimman suurina – jos ei lehtovirmajuuren niin ainakin muiden niityillä viihtyvien kasvien ja pölyttäjien vuoksi.

Hoitokertojen määrällä ei myöskään ollut merkitsevää vaikutusta lehtovirmajuuren runsauteen. Voisi toisaalta olla, että suuremmalla aineistolla tulokset olisivat toisenlaisia. Oma aineistoni oli nimittäin siinä mielessä epätasainen, että useammin kuin kerran hoidettuja niittyjä oli vain 14 kappaletta, kun taas loput 27 oli hoidettu vain kerran. Kuitenkin esimerkiksi pajut ovat usein hyvin sitkeitä kasvamaan pian edellisen raivauksen jälkeen takaisin niitylle, ja siksi toistuvat raivaustoimet voivat hyvinkin olla tärkeitä lehtovirmajuurelle (Kulik 2014; Muotka 2024; Ponzio ym. 2025). Myös jatkuvat hoitotoimet esimerkiksi nautalaidunnuksen avulla voisivat edesauttaa pajujen ja muun pensaikon poistossa ja näin taata lehtovirmajuurelle otolliset elinolosuhteet (Wahlberg 1998). Osalla Pirkanmaan niityistä onkin tapahtunut laidunnusta esimerkiksi lampaiden tai ylämaankarjan toimesta, mutta valitettavasti näiltä niityiltä ei ole aitausten takia päästy keräämään tarkkoja tietoja lehtovirmajuuren runsaudesta (Suhonen & Suhonen 2022). Laidunnuspaineen vaikutusta olisi kuitenkin mielenkiintoista selvittää alueella, mikäli vain inventoinnit saataisiin mahdollistumaan.

#### **4.5 Lehtovirmajuuren tulevaisuus**

Pirkanmaalla tehdyt hoitotoimet ovat selvästi edistäneet lehtovirmajuuren runsautta alueella, eli pajujen ja muun puuvartisen kasvillisuuden poisto on ollut hyvä ratkaisu niityillä. Tässä työssä esittelemiäni tuloksia voidaan käyttää tulevaisuudessa suoritettavien hoitotoimien tukena, kun halutaan edistää jo olemassa olevien niittyjen

laatua tai esimerkiksi perustaa aivan uusia niittyjä alueelle. Tulokseni perustuvat Pirkanmaalta kerättyihin aineistoihin, mutta niitä voi hyödyntää myös Etelä-Pohjanmaalla, tummaverkkoperhosen toisella tunnetulla elinalueella.

Mikäli halutaan perustaa uusia niittyjä, voidaan esimerkiksi raivata puuvartista kasvillisuutta pois lehtovirmajuurelle sovelialta alueilta. Omien tulosteni perusteella nämä alueet voisivat olla maalajiltaan mielellään suurimmaksi osaksi eloperäisiä, ja ne olisi hyvä raivata niin avonaisiksi kuin mahdollista. Vaikka omien tulosteni mukaan niityn koolla ei ole vaikutusta lehtovirmajuureen, tummaverkkoperhosen näkökulmasta voisi kuitenkin olla kannattavampaa luoda mahdollisimman suuria niittyjä, joissa niityn pinta-alan ja sen reunojen suhde säilyy mahdollisimman edullisena, ja tummaverkkoperhosen paikallispopulaatiot säilyvät elinkelpoisempina (Hanski ym. 1996; Wahlberg 1998; Intke 2003; Fryxell ym. 2014 s. 381-398).

Olemassa olevien niittyjen hoidossa on myös tärkeää pyrkiä pitämään niityt niin avoimena kuin mahdollista. Etenkin pensasvaiheen kasvillisuudella on omien tulosteni mukaan lehtovirmajuuren runsautta heikentävä vaikutus, ja tähän sukkessioluokkaan kuuluvia pajuja ja muuta puuvartista kasvillisuutta olisikin hyvä poistaa säännöllisesti. Pensaikon ja muun puuvartisten kasvillisuuden poisto palvelisi myös muuta niitylajistoa lisäämällä niille tärkeiden avointen elinympäristöjen määrää (Schirmel & Fartmann 2014; Nupponen ym. 2019; Sunde ym. 2024).

Omat tulokseni osoittavat lineaarisen negatiivisen yhteyden lehtovirmajuuren runsauden ja hoitotoimista kuluneen ajan väliltä, mikä viittaisi ripeiden hoitotoimien tärkeyteen. Aiemmat tutkimukset kuitenkin vihjaavat, että vielä ensimmäisenä parina vuotena ei välttämättä ole kiire toistaa hoitotoimia uudelleen (Fabritius & McBride 2017; Ponzio ym. 2025). Fabritius & McBride huomasivat lehtovirmajuuren tiheyden olevan huipussaan 2-3 vuotta hoitotoimien jälkeen, ja pajujen tiedetään nousevan 4-6 vuoden jälkeen uuteen kukoistukseen niiden edellisen poiston jäljiltä (Ponzio ym. 2025). Kenties sopiva hoitoväli voisikin siis olla jotakin 3-4 vuoden väliltä. Tällöin lehtovirmajuuren runsaus on kenties juuri lähtenyt laskuun, ja ensimmäiset pajut kenties jo nousevat uudelleen niityille. Toisaalta hoitotoimien laatu varmasti vaikuttaa myös siihen, kuinka pian uudet hoitotoimet on suoritettava. Ponzio ym. (2025) käyttivät apunaan torjunta-aineita hävittäessään pajuja tutkimusalueeltaan, mutta tilanne on luonnollisesti toinen, kun hoidetaan niittyjä esimerkiksi satunnaisilla niitoilla tai esimerkiksi jatkuvalla laidunnuksella.

Kun lehtovirmajuurelle tarpeelliset elinympäristöt pidetään hyvässä kunnossa, edistetään samalla myös muiden niittykasvien ja niistä riippuvaisten hyönteisten menestystä. Samaten lehtovirmajuurta suojelemalla suojellaan samalla myös kaikkia sitä hyödyntäviä pölyttäjiä, kuten kukkakärpäsiä, mehiläisiä, kimalaiskuoriaisia sekä muita perhosia (Lehmuskallio & Lehmuskallio 2019 s. 180-183; oma havainto) Etenkin nykypäivänä vellovan ilmastonmuutoksen alla on tärkeää olla jo etukäteen varautunut elinympäristöjen muutoksiin ja niiden häviämiseen. On tärkeää olla tietoinen siitä, millaisilla alueilla ja millaisilla hoitotoimilla kohdelajin suojeluyritykset valuvat hukkaan, ja toisaalta millaisilla alueilla ja millaisilla hoitotoimilla saadaan maksimoitua hoitotoimien hyödyt tietyn lajin suhteen. Kun kohdelajin elinympäristövaatimukset tunnetaan riittävän hyvin, pystytään sitä sekä suojelemaan paremmin nykyolosuhteissa että myös varmistamaan sen menestys muuttuvassa maailmassa.

## **5 Kiitokset**

Haluan kiittää ohjaajiani Satu Ramulaa ja Jukka Suhosta säännöllisistä tapaamisistamme ja hyvistä neuvoista graduprosessini alusta loppuun. Kiitokset myös Pirkanmaan ELY-keskukselle aineistoista sekä kaikista lisätiedoista Pirkanmaan perhosniittyihin liittyen. Erityiskiitokset myös Julia Muotkalle, joka kulki kanssani niittyjä läpi kesällä 2024. Samasta syystä kiitän myös vanhempiani kuljetusavusta ja henkisestä tuesta. Kiitos kuuluu myös Suomen hyönteisseuralle sekä Societas pro Fauna et Flora Fennicalle, joilta sain taloudellista tukea tutkielmaani varten.

## Lähteet

- Akaike H. 1973. Information Theory and an extension of the maximum likelihood principle. Proceeding of the second international symposium of information theory, B. N. Petrov & F. Caski (toim.). Akademiai Kiado, Budapest, 1973. 267-281
- Austad I. & Losvik M. H. 1998. Changes in species composition following field and tree layer restoration and management in a wooded hay meadow. *Nordic Journal of Botany* 18: 641-662
- Baer S. G. 2016. Nutrient dynamics as determinants and outcomes of restoration. Teoksessa: Palmer M. A., Zedler J. B. & Falk D. A. (toim.), toinen painos, Foundations of Restoration Ecology, Island Press 2016, Washington DC. 333-364
- Bates D., Maechler M., Bolker B. & Walker S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1-48
- Bartoń K. 2024. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.48.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>
- Berendse F., Oomes M. J., Altena H. J. & Elberse W. T. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65
- Bjørn G. K., Olsson K. & Wedelsbäck Bladh K. 2006. *Valeriana officinalis* L. (Common valerian). Teoksessa: Asdal Å., Galambosi B., Kjeldsen Bjørn G., Olsson K., Pihlik U., Radusiene J., Thorvaldsdottir E. G., Wedelsbäck Bladh K., Zukauskas I. 2006. Spice- and medicinal plants in the Nordic and Baltic countries: Conservation of genetic resources. 107-117
- Burnham K. P. & Anderson D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, toinen painos. Springer 2002, New York. 49-97
- Bäck D. 2023. Taxonomic overview of common valerians (*Valeriana officinalis* aggr.) in Sweden. A preliminary study. University of Gothenburg, Department of Biological and Environmental Sciences
- Cabeza M., Arponen A., Jäätelä L., Kujala H., Van Teeffelen A. & Hanski I. 2010. Conservation planning with insects at three different spatial scales. *Ecography* 33: 54-63

- Copernicus 2022. Sentinel-2B-satelliittikuva.  
 <<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>> [luettu 22.10.2024]
- deLeeuw J. 1994. Introduction to Akaike (1973) information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Teoksessa: Kotz, S., Johnson, N.L. (toim.) Breakthroughs in Statistics. Springer Series in Statistics. Springer 1973, New York. 599-609
- Fabritius H., Jokinen A. & Cabeza M. 2017. Metapopulation perspective to institutional fit: maintenance of dynamic habitat networks. *Ecology and Society* 22
- Fabritius H., de Knecht H. & Ovaskainen O. 2021. Effects of a mobile disturbance pattern on dynamic patch networks and metapopulation persistence. *Ecological Modelling* 460: 1-9
- Fabritius H. & McBride M. 2017. Modelling habitat persistence and impacts of management on the habitats of an endangered butterfly. *Insect Conservation and Diversity* 10: 200–210
- Fabritius H., Rönkä K. & Ovaskainen O. 2015. The dual role of rivers in facilitating or hindering movements of the false heath fritillary butterfly. *Movement Ecology* 3:1-14
- Fox J. & Weisberg S. 2019. An R companion to applied regression, kolmas painos. Sage, Thousand Oaks, Kalifornia. <<https://www.john-fox.ca/Companion/>>
- Fryxell J. M., Sinclair A. R. E. & Caughley G. 2014. Wildlife ecology, conservation and management. Kolmas painos. John Wiley & Sons 2014, New Jersey. 381-398
- Gaigher R., Pryke J. S. & Samways M. J. 2019. Divergent fire management leads to multiple beneficial outcomes for butterfly conservation in a production mosaic. *Journal of Applied Ecology* 56: 1322–1332
- Gregory A. S. & Vickers A. W. 2003. The effects of a composted organic amendment on soil biological properties in a clay soil-forming material used as a landfill restoration cap. *Land Contamination & Reclamation* 11: 315-321
- GTK 2018. Maaperä 1:20 000/1:50 000  
 <[https://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/maapera\\_20\\_50k.html](https://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/maapera_20_50k.html)>  
 [luettu 17.3.2025]
- Habel J. C., Ulrich W., 2 Biburger N., Seibold S. & Schmitt T. 2019. Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conservation and Diversity* 12: 289–295

- Handel S. N., Robinson G. R., Parsons W. F. J & Mattei J. H. 2018. Restoration of woody plants to capped landfills: Root dynamics in an engineered soil. *Restoration Ecology* 5: 178-186
- Hanski I., Moilanen A., Pakkala T. & Kuussaari M. 1996. The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. *Conservation Biology* 10: 578-590
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49
- Hartig F. 2024. DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models. R package version 0.4.7, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>
- Hothorn T., Bretz F. & Westfall P. 2008. “Simultaneous Inference in General Parametric Models.” *Biometrical Journal* 50: 346-363
- Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T., Uotila P., Hackman W., Haeggström E., Jalas J., Karlsson T., Kukkonen I., Kurtto A., Kytövuori I., Kääntönen M., Laine U., Lampinen R., Lempiäinen T., Mäkinen Y., Nurmi J., Pykälä J., Reinikka E., Rostanski K., Sennikov A., Toivonen H., Vuokko S., Väre H. & Koistinen M. 1998. Retkeilykasvio, neljäs painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo 1998, Helsinki. 343
- Intke S. 2003. Niittyjen hoitotoimenpiteet uhanalaisen tummaverkkoperhosen (*Melitaea diamina*) suojelussa. Jyväskylän yliopisto
- Intke S. 2024. Henkilökohtainen tiedonanto 22.2.2024
- Kulik M. 2014. Changes of Biodiversity and Species Composition of Molinia Meadow Depending on Use Method. *Polish Journal of Environmental Studies* 23: 773-782
- Kuussaari M., Heliölä J., Pöyry J. & Saarinen K. 2007. Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect Conservation* 11: 351–366
- Kuznetsova A., Brockhoff P. B. & Christensen R. H. B. 2017. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, 82: 1-26
- Lehmuskallio E. & Lehmuskallio J. 2019. Luonnon villit käyttökasvit. Readme.fi 2019, Helsinki. 180-183
- Lehtomaa, L., Ahonen, I., Hakamäki, H., Häggblom, M., Jutila, H., Järvinen, C., Kempainen, R., Kondelin, H., Laitinen, T., Lipponen, M., Mussaari, M., Pessa, J., Raatikainen, K., Raatikainen, K., Tuominen, S., Vainio, M., Vieno, M. & Vuomajoki, M. 2018. Perinnebiotoopit. Suomen luontotyypin

- uhanalaisuus 2018: luontotyypin punainen kirja. Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus. *Suomen ympäristö* 5. 225-252
- Luoto M., Rekolainen S., Aakkula J. J. & Pykälä J. 2003. Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *AMBIO A Journal of the Human Environment* 32: 447-52
- Maanmittauslaitos 2023. Ortoilmakuva.  
<<https://asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka/tiedostopalvelu/ortoilmakuva?lang=fi>> [luettu 11.9.2024]
- Maanmittauslaitos 2024. Korkeusmalli.  
<<https://asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka/tiedostopalvelu/korkeusmalli?lang=fi>> [luettu 11.9.2024]
- Metzger J. P. & Brancalion P. H. S. 2016. Landscape ecology and restoration processes. Teoksessa: Palmer M. A., Zedler J. B. & Falk D. A. (toim.), toinen painos, Foundations of Restoration Ecology, Island Press 2016, Washington DC. 90-120
- Moilanen A. 1999. Patch occupancy models of metapopulation dynamics: Efficient parameter estimation using implicit statistical inference. *Ecology* 80: 1031-1043
- Moilanen A. & Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79: 2503–2515
- Moreno-Mateos D. & Palmer M. A. 2016. Watershed processes as drivers for aquatic ecosystem restoration. Teoksessa: Palmer M. A., Zedler J. B. & Falk D. A. (toim.), toinen painos, Foundations of Restoration Ecology, Island Press 2016, Washington DC. 395-423
- Morris M. G., Thomas J. A., Ward L. K., Snazell R. G., Pywell R. F., Stevenson M. J. & Webb N. R. 1994. Re-creation of early-successional stages for threatened butterflies – an ecological engineering approach. *Journal of Environmental Management* 42: 119-135
- Mossberg B., Stenberg L., Vuokko S. & Väre H. 2005. Suuri Pohjolan kasvio. Kustannus oy Tammi 2005, Helsinki. 574
- Muotka J. 2024. Henkilökohtainen tiedonanto 4.7.2024
- Muzzi E. & Mongardi G. 2016. Comparison of revegetation techniques on mineral clay soil: analysis of quantitative response of vegetation cover. *Italian Journal of Agronomy* 11: 164-170
- New T. R., Pyle R. M., Thomas J. A. & Hammond P. C. 1995. Butterfly conservation management. *Annual Review of Entomology* 40: 57-83

- Nupponen K., Nieminen M., Kaitila J.-P., Hirvonen P., Leinonen R., Koski H., Kullberg J., Laasonen E., Pöyry J., Sallinen T. & Välimäki P. 2019. Perhoset. Teoksessa: Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus 2019, Helsinki. 470-508
- Ovaskainen O. 2004. Habitat-specific movement parameters estimated using mark-recapture data and diffusion model. *Ecology* 85: 242-257
- Parker D. M. 1995. Habitat creation – a critical guide. *English nature science* 21. English Nature 1995, Peterborough. 30-55
- Peterson B. G. & Carl P. 2020. PerformanceAnalytics: Econometric tools for performance and risk analysis. R package version 2.0.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=PerformanceAnalytics>>
- Pirkanmaan ELY-keskus 2014. Tummaverkkoperhoselle raivattiin ja kaivettiin lisää elintilaa Tampereen Viitapohjassa ja Oriveden Yliskylässä (Pirkanmaan ELY-keskus). <<https://www.ely-keskus.fi/-/tummaverkkoperhoselle-raivattiin-ja-kaivettiin-lisaa-elintilaa-tampereen-viitapohjassa-ja-oriveden-yliskylassa-pirkanmaan-ely-keskus-#.Uv3fZIXiOO4>> [luettu 15.4.2025]
- Pirkanmaan ELY-keskus 2024. Henkilökohtainen tiedonanto
- Ponzio K. J., Akers C. M., Miller T. D., Snyder R. S. & Miller J. D. 2025. Management of Carolina willow (*Salix caroliniana*) with herbicides to restore herbaceous marsh. *Wetlands Ecology and Management* 33: 1-21
- Pöyry J., Wahlberg N. & Nieminen M. 2001. Perhosten istutukset lajien suojelussa. *Baptia* 26
- Pöyry J., Lindgren S., Salminen J. & Kuussaari M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122: 465–478
- Pöyry J., Paukkunen J., Heliölä J. & Kuussaari M. 2009. Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia* 160: 577–587
- R Core Team 2024. R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <<https://www.R-project.org/>>
- Schirmel J. & Fartmann T. 2014. Coastal heathland succession influences butterfly community composition and threatens endangered butterfly species. *Journal of Insect Conservation* 18: 111–120

- Soininen A. M. 1974. Vanha maataloutemme: maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. Suomen historiallinen seura 1974, Helsinki. 150-162
- Sprague T. A. 1944. Field Studies on *Valeriana officinalis* Linn. in the Cotswold Hills. *Proceedings Linnean Society London*, 155: 93–104
- Steffan-Dewenter I. & Tscharrntke T. 1997. Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia*, 109: 294–302
- Suhonen J. & Suhonen T. 2022. Pirkanmaan tummaverkkoperhosinventoinnit kesällä 2022. Turun yliopisto, Biologian laitos
- Sunde J., Askling J., Kindvall O., Johansson V. & Franzen M. 2024. Negative impacts of future forest succession on three threatened butterfly species. *Biodiversity and Conservation* 33: 2885–2910
- Tilman D., May R. M., Lehman C. L. & Nowak M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66
- Thomas J. A., Telfer M. G., Roy D. B., Preston C. D., Greenwood J. J. D., Asher J., Fox R., Clarke R. T. & Lawton J. H. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879–1881
- van Teeffelen, A. J. A., Cabeza M., Pöyry J., Raatikainen K. & Kuussaari M. 2008. Maximizing conservation benefit for grassland species with contrasting management requirements. *Journal of Applied Ecology* 45: 1401-1409
- Wagner D. L., Grames E. M., Forister M. L., Berenbaum M. R. & Stopak D. 2021. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 118: 1-10
- Wahlberg N. 1996. Tummaverkkoperhosen (*Melitaea diamina*) elinkierto Suomessa. *Baptria* 21: 113-118
- Wahlberg N. 1997. The life history and ecology of *Melitaea diamina* (Nymphalidae) in Finland. *Nota Lepidopterologica* 20: 70-81
- Wahlberg N. 1998. Suomen uhanalaisia lajeja: Tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*). Suomen ympäristökeskus. Oy Edita Ab 1998, Helsinki. *Suomen ympäristö* 168
- Wallisdevries M. F., Swaay C. A. M. & Plate C. L. 2012. Changes in nectar supply: A possible cause of widespread butterfly decline. *Current Zoology* 58: 383-391
- Warren M. S. 1987. The ecology and conservation of the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia*. *Journal of Applied Ecology* 24: 499-513

Zhang Y., Weng B., Yan D., Li W. & Dong Z. 2025. Analysis of soil water-holding capacity and hydraulic conductivity of alpine meadow soil based on soil pore curvature. *Polish Journal of Environmental Studies* 2: 1921-1943

## Liitteet

Liite 1: Täysmalli niittyjen sekä 50 metrin vyöhykkeen ympäristömuuttujien vaikutuksista lehtovirmajuuren runsauteen. Mallin vapausasteet = 13, 131;  $F = 1,52$ ;  $p = 0,117$ ;  $r^2$  (sopeutettu) = 0,05; AIC = 516,48.

	Vapausasteet	F	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1, 131	1,30	0,256
Avoim alue (%)	1, 131	2,83	0,095
<b>Maalaji</b>	2, 131	2,99	<b>0,054</b>
Suknessio	2, 131	1,40	0,249
Korkeusvaihtelut	1, 131	0,27	0,607
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1, 131	0,78	0,377
Maalaji 50 m vyöhykkeellä	2, 131	2,48	0,088
Suknessio 50 m vyöhykkeellä	3, 131	0,30	0,827

Liite 2: Täysmalli niittyjen sekä 50 metrin vyöhykkeen ympäristömuuttujien vaikutuksista lehtovirmajuuren esiintyvyyteen. Mallin vapausasteet = 13;  $\chi^2 = 21,20$ ;  $p = 0,069$ ;  $r^2 = 0,21$ ; AIC = 107,50.

	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
Avoim alue (%)	1	3,09	0,079
<b>Maalaji</b>	2	9,83	<b>0,007</b>
Suknessio	2	0,26	0,878
Korkeusvaihtelut	1	2,18	0,139
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	1,81	0,178
Maalaji 50 m vyöhykkeellä:	2	0,78	0,678
Suknessio 50 m vyöhykkeellä	3	3,05	0,384

Liite 3: Täysmalli niittyjen sekä 25 metrin vyöhykkeen ympäristömuuttujien vaikutuksista lehtovirmajuuren runsauteen. ANOVA-mallin vapausasteet = 13, 131;  $F = 1,53$ ;  $p = 0,113$ ;  $r^2$  (sopeutettu) = 0,05; AIC = 516,36.

	Vapausasteet	F	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1, 131	1,30	0,256
Avoim alue (%)	1, 131	2,83	0,095
Maalaji	2, 131	2,88	0,060
Suknessio	2, 131	1,87	0,159
Korkeusvaihtelut	1, 131	0,26	0,610
Avoim alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1, 131	1,37	0,245
Maalaji 25 m vyöhykkeellä	2, 131	1,42	0,245
Suknessio 25 m vyöhykkeellä	3, 131	0,61	0,607

Liite 4: Täysmalli niittyjen sekä 25 metrin vyöhykkeen ympäristömuuttujien vaikutuksista lehtovirmajuuren esiintyvyyteen. Mallin vapausasteet = 13;  $\chi^2 = 19,74$ ;  $p = 0,102$ ;  $r^2 = 0,20$ ; AIC = 108,96.

	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
Avoin alue (%)	1	3,09	0,078
<b>Maalaji</b>	2	8,28	<b>0,016</b>
Sukessio	2	0,60	0,739
Korkeusvaihtelut	1	1,31	0,252
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1	0,27	0,601
Maalaji 25 m vyöhykkeellä	2	1,58	0,453
Sukessio 25 m vyöhykkeellä	3	4,40	0,221

Liite 5: Täysmalli hoitotoimien vaikutukselle lehtovirmajuuren runsauteen. Mallin vapausasteet = 5, 35;  $F = 3,44$ ;  $p = 0,013$ ;  $r^2$  (sopeutettu) = 0,23; AIC = 135,63.

	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Hoidosta kulunut aika</b>	1, 35	4,56	<b>0,040</b>
Hoidosta kulunut aika <sup>2</sup>	1, 35	3,49	0,070
Pinta-ala (ha)	1, 35	0,01	0,918
<b>Avoin alue (%)</b>	1, 35	9,11	<b>0,005</b>
Hoitokerrat	1, 35	0,00	0,100

Liite 6: Ympäristömuuttujien vaikutus lehtovirmajuuren runsauteen niityillä ja 50 metrin vyöhykkeellä.

M1 ANOVA $F = 3,44$ <sub>4, 140</sub>	$p = 0,010$	$r^2(\text{adj.}) = 0,06$	AIC = 505,30
M1	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Sukessio</b>	2, 140	3,28	<b>0,041</b>
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 140	3,60	<b>0,030</b>
M2 ANOVA $F = 3,10$ <sub>5, 139</sub>	$p = 0,011$	$r^2(\text{adj.}) = 0,07$	AIC = 505,55
M2	Vapausasteet	F	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1, 139	1,08	0,300
<b>Sukessio</b>	2, 139	3,30	<b>0,040</b>
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 139	3,92	<b>0,022</b>
M3 ANOVA $F = 3,03$ <sub>5, 139</sub>	$p = 0,012$	$r^2(\text{adj.}) = 0,07$	AIC = 505,88
M3	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Sukessio</b>	2, 139	3,29	<b>0,040</b>
Korkeusvaihtelut	1, 139	1,29	0,258
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 139	3,65	<b>0,030</b>
M4 ANOVA $F = 3,20$ <sub>4, 140</sub>	$p = 0,015$	$r^2(\text{adj.}) = 0,06$	AIC = 506,22
M4	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2, 140	3,14	<b>0,046</b>
<b>Sukessio</b>	2, 140	3,26	<b>0,041</b>

M5 ANOVA F = 3,50 <sub>3, 141</sub>	p = 0,017	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,05	AIC = 506,48
M5	Vapausasteet	F	p-arvo
Avoin alue (%)	1, 141	3,07	0,082
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 141	3,72	<b>0,027</b>
M6 ANOVA F = 3,06 <sub>4, 140</sub>	p = 0,019	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,05	AIC = 506,73
M6	Vapausasteet	F	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1, 140	1,08	0,300
Avoin alue (%)	1, 140	3,08	0,081
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 140	4,04	<b>0,020</b>
M7 ANOVA F = 2,67 <sub>6, 138</sub>	p = 0,018	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,07	AIC = 506,97
M7	Vapausasteet	F	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1, 138	0,95	0,331
<b>Sukessio</b>	2, 138	3,45	<b>0,035</b>
Korkeusvaihtelut	1, 138	0,46	0,500
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 138	3,86	<b>0,023</b>
M8 ANOVA F = 2,66 <sub>6, 138</sub>	p = 0,018	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,06	AIC = 507,02
M8	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2, 138	3,16	<b>0,045</b>
<b>Sukessio</b>	2, 138	3,28	<b>0,040</b>
Maalaji 50 m vyöhykkeellä	2, 138	1,54	0,218
M9 ANOVA F = 2,77 <sub>5, 139</sub>	p = 0,020	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,06	AIC = 507,13
M9	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Sukessio</b>	2, 139	3,26	<b>0,041</b>
Avoin alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1, 139	0,16	0,693
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 139	3,58	<b>0,030</b>
M10 ANOVA F = 3,24 <sub>3, 141</sub>	p = 0,024	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,04	AIC = 507,24
M10	Vapausasteet	F	p-arvo
Avoin alue (%)	1, 141	3,05	0,083
<b>Maalaji</b>	2, 141	3,33	<b>0,039</b>
M11 ANOVA F = 2,74 <sub>5, 139</sub>	p = 0,022	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,06	AIC = 507,28
M11	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2, 139	3,14	<b>0,047</b>
<b>Sukessio</b>	2, 139	3,26	<b>0,041</b>
Korkeusvaihtelut	1, 139	0,90	0,344
M12 ANOVA F = 2,73 <sub>5, 139</sub>	p = 0,022	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,06	AIC = 507,29
M12	Vapausasteet	F	p-arvo
Avoin alue (%)	1, 139	3,09	0,081
Sukessio	2, 139	1,72	0,183
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2, 139	3,57	<b>0,031</b>

Liite 7: Ympäristömuuttujien vaikutus lehtovirmajuuren esiintyvyyteen niityillä ja 50 metrin vyöhykkeellä.

M13 ANOVA $\chi^2 = 12,86_3$	$p = 0,005$	$r^2 = 0,13$	AIC = 95,83
M13	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoim alue (%)	1	2,57	0,109
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
M14 ANOVA $\chi^2 = 14,63_4$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,15$	AIC = 96,07
M14	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoim alue (%)	1	3,18	0,074
<b>Maalaji</b>	2	9,68	<b>0,008</b>
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	1,77	0,184
M15 ANOVA $\chi^2 = 14,61_4$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,15$	AIC = 96,09
M15	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Korkeusvaihtelut	1	2,15	0,142
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	2,17	0,141
M16 ANOVA $\chi^2 = 14,57_4$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,14$	AIC = 96,13
M16	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoim alue (%)	1	3,18	0,074
<b>Maalaji</b>	2	9,68	<b>0,008</b>
Korkeusvaihtelut	1	1,70	0,192
M17 ANOVA $\chi^2 = 12,56_3$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,12$	AIC = 96,14
M17	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	2,27	0,132
M18 ANOVA $\chi^2 = 12,45_3$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,12$	AIC = 96,25
M18	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Korkeusvaihtelut	1	2,15	0,142
M19 ANOVA $\chi^2 = 10,29_2$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,10$	AIC = 96,40
M19	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
M20 ANOVA $\chi^2 = 16,23_5$	$p = 0,006$	$r^2 = 0,16$	AIC = 96,47
M20	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoim alue (%)	1	3,18	0,074
<b>Maalaji</b>	2	9,68	<b>0,008</b>
Korkeusvaihtelut	1	1,70	0,192
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	1,66	0,197

M21 ANOVA $\chi^2 = 15,91$ <sub>5</sub>	p = 0,007	r <sup>2</sup> = 0,16	AIC = 96,78
M21	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
<b>Maalaji</b>	2	10,55	<b>0,005</b>
Korkeusvaihtelut	1	2,82	0,093
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	2,34	0,126
M22 ANOVA $\chi^2 = 13,57$ <sub>4</sub>	p = 0,009	r <sup>2</sup> = 0,13	AIC = 97,13
M22	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
<b>Maalaji</b>	2	10,55	<b>0,005</b>
Korkeusvaihtelut	1	2,82	0,093
M23 ANOVA $\chi^2 = 11,24$ <sub>3</sub>	p = 0,011	r <sup>2</sup> = 0,11	AIC = 97,46
M23	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoim alue (%)	1	3,18	0,074
<b>Maalaji 50 m vyöhykkeellä</b>	2	8,06	<b>0,018</b>
M24 ANOVA $\chi^2 = 13,20$ <sub>4</sub>	p = 0,010	r <sup>2</sup> = 0,13	AIC = 97,50
M24	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
<b>Maalaji</b>	2	10,55	<b>0,005</b>
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	2,45	0,117
M25 ANOVA $\chi^2 = 13,12$ <sub>4</sub>	p = 0,011	r <sup>2</sup> = 0,13	AIC = 97,57
M25	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
Avoim alue (%)	1	2,38	0,123
<b>Maalaji</b>	2	10,55	<b>0,005</b>
M26 ANOVA $\chi^2 = 17,11$ <sub>6</sub>	p = 0,009	r <sup>2</sup> = 0,17	AIC = 97,59
M26	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
Avoim alue (%)	1	3,09	0,079
<b>Maalaji</b>	2	9,84	<b>0,007</b>
Korkeusvaihtelut	1	2,17	0,140
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	1,81	0,178
M27 ANOVA $\chi^2 = 15,02$ <sub>5</sub>	p = 0,010	r <sup>2</sup> = 0,15	AIC = 97,67
M27	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
Avoim alue (%)	1	3,09	0,079
<b>Maalaji</b>	2	9,84	<b>0,007</b>
Avoim alue 50 m vyöhykkeellä (%)	1	1,90	0,168

Liite 8: Parhaat AIC-arvot saaneet mallit, jotka selittävät lehtovirmajuuren runsautta niityillä ja 25 metrin vyöhykkeellä. Tilastollisesti merkitsevät selittävät tekijät on lihavoitu.  $\Delta$ AIC kuvaa mallin erotusta parhaasta mallista (arvoltaan 0,00) ja F-sarakkeen alaindeksit kuvaavat mallien vapausasteita. Mallien selitysasteet vaihtelevat välillä 0,04-0,06.

Mallin muuttujat	AIC	$\Delta$ AIC	F	p-arvo
M28: Maalaji, <b>suknessio</b>	506,22	0,00	3,20 <sub>4,140</sub>	<b>0,015</b>
M29: <b>Avoin alue (%)</b> , maalaji	507,24	1,02	3,24 <sub>3,141</sub>	<b>0,024</b>
M30: Maalaji, <b>suknessio</b> , korkeusvaihtelut	507,28	1,06	2,74 <sub>5,139</sub>	<b>0,022</b>
M31: Maalaji, <b>suknessio</b> , avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	507,57	1,35	2,68 <sub>5,139</sub>	<b>0,024</b>
M32: Pinta-ala, maalaji, <b>suknessio</b>	507,75	1,53	2,64 <sub>5,139</sub>	<b>0,026</b>
M33: Avoin alue, maalaji, avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	507,79	1,57	2,79 <sub>4,140</sub>	<b>0,029</b>
M34: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , suknessio	508,21	1,99	2,54 <sub>5,139</sub>	<b>0,031</b>

Liite 9: Ympäristömuuttujien vaikutus lehtovirmajuuren runsauteen niityillä ja 25 metrin vyöhykkeellä.

M28 ANOVA F = 3,20 <sub>4,140</sub>	p = 0,015	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,06	AIC = 506,22
M28	Vapausasteet	F	p-arvo
Maalaji	2, 140	2,90	0,058
<b>Suknessio</b>	2, 140	3,50	<b>0,033</b>
M29 ANOVA F = 3,24 <sub>3,141</sub>	p = 0,024	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,04	AIC = 507,24
M29	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Avoin alue (%)</b>	1, 141	3,99	<b>0,048</b>
Maalaji	2, 141	2,86	0,061
M30 ANOVA F = 2,74 <sub>5,139</sub>	p = 0,022	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,06	AIC = 507,28
M30	Vapausasteet	F	p-arvo
Maalaji	2, 139	2,90	0,058
<b>Suknessio</b>	2, 139	3,49	<b>0,033</b>
Korkeusvaihtelut	1, 139	0,90	0,345
M31 ANOVA F = 2,68 <sub>5,139</sub>	p = 0,024	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,05	AIC = 507,57
M31	Vapausasteet	F	p-arvo
Maalaji	2, 139	2,89	0,059
<b>Suknessio</b>	2, 139	3,49	<b>0,033</b>
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1, 139	0,62	0,434
M32 ANOVA F = 2,64 <sub>5,139</sub>	p = 0,026	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,05	AIC = 507,75
M32	Vapausasteet	F	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1, 139	1,31	0,254
Maalaji	2, 139	2,56	0,081
<b>Suknessio</b>	2, 139	3,38	<b>0,037</b>

M33 ANOVA F = 2,79 <sub>4, 140</sub>	p = 0,029	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,05	AIC = 507,79
M33	Vapausasteet	F	p-arvo
Avoin alue (%)	1, 140	3,06	0,082
<b>Maalaji</b>	2, 140	3,34	<b>0,038</b>
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1, 140	1,41	0,237

M34 ANOVA F = 2,54 <sub>5, 139</sub>	p = 0,031	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,05	AIC = 508,21
M34	Vapausasteet	F	p-arvo
Avoin alue (%)	1, 139	3,07	0,082
<b>Maalaji</b>	2, 139	3,35	<b>0,038</b>
Suksessio	2, 139	1,47	0,234

Liite 10: Parhaat AIC-arvot saaneet mallit, jotka selittävät lehtovirmajuuren esiintyvyyttä niityillä ja 25 metrin vyöhykkeellä. Tilastollisesti merkitsevät selittävät tekijät on lihavoitu. ΔAIC kuvaa mallin erotusta parhaasta mallista (arvoltaan 0,00) ja F-sarakkeen alaindeksit kuvaavat mallien vapausasteita Mallien selitysasteet vaihtelevat välillä 0.10-0.15.

Mallin muuttujat	AIC	ΔAIC	χ <sup>2</sup>	p-arvo
M35: <b>Maalaji</b> , avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	95,36	0,00	13,33 <sub>3</sub>	<b>0,004</b>
M36: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	95,72	0,36	14,98 <sub>4</sub>	<b>0,005</b>
M37: Avoin alue (%), <b>maalaji</b>	95,83	0,47	12,86 <sub>3</sub>	<b>0,005</b>
M38: <b>Maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	96,28	0,92	14,42 <sub>4</sub>	<b>0,006</b>
M39: <b>Maalaji</b>	96,40	1,04	10,29 <sub>2</sub>	<b>0,006</b>
M40: Pinta-ala (ha), <b>maalaji</b> , avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	96,60	1,24	14,09 <sub>4</sub>	<b>0,007</b>
M41: Pinta-ala (ha), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	97,05	1,69	15,65 <sub>5</sub>	<b>0,008</b>
M42: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut, avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	97,10	1,74	15,60 <sub>5</sub>	<b>0,008</b>
M43: Pinta-ala (ha), avoin alue (%), <b>maalaji</b> , avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	97,22	1,86	15,48 <sub>5</sub>	<b>0,008</b>
M44: Avoin alue (%), <b>maalaji</b> , korkeusvaihtelut	97,24	1,88	13,46 <sub>4</sub>	<b>0,009</b>
M45: <b>Maalaji</b> , korkeusvaihtelut	97,30	1,94	11,40 <sub>3</sub>	<b>0,010</b>

Liite 11: Ympäristömuuttujien vaikutus lehtovirmajuuren esiintyvyyteen niityillä ja 25 metrin vyöhykkeellä.

M35 ANOVA $\chi^2 = 13,33$ <sub>3</sub>	p = 0,004	$r^2 = 0,13$	AIC = 95,36
M35	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä	1	3,04	0,081
M36 ANOVA $\chi^2 = 14,98$ <sub>4</sub>	p = 0,005	$r^2 = 0,15$	AIC = 95,72
M36	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoin alue	1	1,64	0,200
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä	1	3,04	0,081
M37 ANOVA $\chi^2 = 12,86$ <sub>3</sub>	p = 0,005	$r^2 = 0,13$	AIC = 95,83
M37	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoin alue (%)	1	2,57	0,109
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
M38 ANOVA $\chi^2 = 14,42$ <sub>4</sub>	p = 0,006	$r^2 = 0,14$	AIC = 96,28
M38	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Korkeusvaihtelut	1	1,11	0,293
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1	3,02	0,082
M39 ANOVA $\chi^2 = 10,29$ <sub>2</sub>	p = 0,006	$r^2 = 0,10$	AIC = 96,40
M39	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
M40 ANOVA $\chi^2 = 14,09$ <sub>4</sub>	p = 0,007	$r^2 = 0,14$	AIC = 96,60
M40	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
<b>Maalaji</b>	2	10,55	<b>0,005</b>
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1	3,35	0,067
M41 ANOVA $\chi^2 = 15,65$ <sub>5</sub>	p = 0,008	$r^2 = 0,15$	AIC = 97,05
M41	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
<b>Maalaji</b>	2	10,55	<b>0,005</b>
Korkeusvaihtelut	1	1,56	0,211
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1	3,34	0,068
M42 ANOVA $\chi^2 = 15,60$ <sub>5</sub>	p = 0,008	$r^2 = 0,15$	AIC = 97,10
M42	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoin alue (%)	1	3,18	0,074
<b>Maalaji</b>	2	9,68	<b>0,008</b>
Korkeusvaihtelut	1	0,60	0,439
Avoin alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1	2,13	0,14

M43 ANOVA $\chi^2 = 15,48$ <sub>5</sub>	p = 0,008	r <sup>2</sup> = 0,15	AIC = 97,22
M43	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Pinta-ala (ha)	1	0,20	0,654
Avoim alue (%)	1	3,09	0,079
<b>Maalaji</b>	2	9,84	<b>0,007</b>
Avoim alue 25 m vyöhykkeellä (%)	1	2,36	0,125
M44 ANOVA $\chi^2 = 13,46$ <sub>4</sub>	p = 0,009	r <sup>2</sup> = 0,13	AIC = 97,24
M44	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
Avoim alue (%)	1	3,18	0,074
<b>Maalaji</b>	2	9,68	<b>0,008</b>
Korkeusvaihtelut	1	0,60	0,439
M45 ANOVA $\chi^2 = 11,40$ <sub>3</sub>	p = 0,010	r <sup>2</sup> = 0,11	AIC = 97,30
M45	Vapausasteet	$\chi^2$	p-arvo
<b>Maalaji</b>	2	10,29	<b>0,006</b>
Korkeusvaihtelut	1	1,11	0,293

Liite 12: Hoitotoimien vaikutus lehtovirmajuuren runsauteen. ANOVA-mallin vapausasteet = 3, 37; F = 5,94; p = 0,002; r<sup>2</sup> (sopeutettu) = 0,27; AIC = 131,88.

M46 ANOVA F = 5,94 <sub>3, 37</sub>	p = 0,002	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,27	AIC = 131,88
M46	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Hoidosta kulunut aika</b>	1, 37	4,79	<b>0,035</b>
Hoidosta kulunut aika <sup>2</sup>	1, 37	3,67	0,063
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 37	9,36	<b>0,004</b>
M47 ANOVA F = 7,77 <sub>2, 38</sub>	p = 0,001	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,25	AIC = 131,95
M47	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Hoidosta kulunut aika</b>	1, 38	4,68	<b>0,036</b>
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 38	10,85	<b>0,002</b>
M48 ANOVA F = 12,40 <sub>1, 39</sub>	p = 0,001	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,22	AIC = 132,68
M48	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 39	12,40	<b>0,001</b>
M49 ANOVA F = 6,83 <sub>2, 38</sub>	p = 0,003	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,23	AIC = 133,40
M49	Vapausasteet	F	p-arvo
Hoidosta kulunut aika <sup>2</sup>	1, 38	2,07	0,159
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 38	11,59	<b>0,002</b>
M50 ANOVA F = 4,41 <sub>4, 36</sub>	p = 0,005	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,25	AIC = 133,64
M50	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Hoidosta kulunut aika</b>	1, 36	4,69	<b>0,037</b>
Hoidosta kulunut aika <sup>2</sup>	1, 36	3,59	0,066
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 36	9,16	<b>0,005</b>
Hoitokerrat	1, 36	0,21	0,649
M51 ANOVA F = 5,10 <sub>3, 37</sub>	p = 0,005	r <sup>2</sup> (adj.) = 0,24	AIC = 133,80
M51	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Hoidosta kulunut aika</b>	1, 37	4,57	<b>0,039</b>
Pinta-ala (ha)	1, 37	0,14	0,706
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 37	10,59	<b>0,002</b>

M52	Vapausasteet	F	p-arvo
<b>Hoidosta kulunut aika</b>	1, 36	4,66	<b>0,038</b>
Hoidosta kulunut aika <sup>2</sup>	1, 36	3,57	0,067
Pinta-ala (ha)	1, 36	0,01	0,917
<b>Avoim alue (%)</b>	1, 36	9,10	<b>0,005</b>

M52 ANOVA F = 4,43<sub>4,36</sub>

p = 0,006

r<sup>2</sup>(adj.) = 0,25

AIC = 133,87