

Pro gradu -tutkielma

**Turun kaupunkikedot – kytkeytyneisyyden ja
ympäristötekijöiden merkitys kasvilajirikkaudelle**

Suvi Järvenpää



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

25.10.2019

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Suvi Järvenpää: Turun kaupunkikedot – kytkeytyneisyyden ja
ympäristötekijöiden merkitys kasvilajirikkaudelle
Pro gradu -tutkielma: 49 s., 7 liitettä (16 s.)
Työn ohjaajat: Lehtori Minna-Maarit Kytöviita, tohtorikoulutettava Jussi
Lampinen ja tohtorikoulutettava Tinja Pitkämäki
Tarkastajat: MMT Atte Komonen ja FT Jonna Timonen
Lokakuu 2019

Hakusanat: kallioketo, lajirikkaus, luonnon monimuotoisuus,
luonnonsuojelubiologia, perinnebiotoopit, putkilokasvit, sammalet,
uhanalainen elinympäristö, uhanalainen lajisto

Kedot ovat lajistoltaan rikkaita perinnebiotooppeja ja äärimmäisen uhanalaisia elinympäristöjä, joita uhkaa kaupungeissa rakentaminen ja umpeenkasvu. Pro gradu -työssäni selvitin paikallisten ympäristötekijöiden ja maiseman kytkeytyneisyyden yhteyttä hoitamattomien kaupunkiketojen putkilokasvi- ja sammallajirikkauteen. Kartoitin 33 tutkimuskedolta putkilokasvi- ja sammallajiston ja mittasin ympäristötekijöitä maastossa ja paikkatieto-ohjelman avulla, tutkimusruudun ja kedon mittakaavalla. Tilastollisissa analyyseissä käytin yleistettyjä lineaarisia malleja. Tulosten perusteella putkilokasvien lajimäärää selittivät kedon koko, kaltevuus, kallioisuus, paahteisuus ja maaperän happamuus. Sammallaajimäärää selittivät maaperän happamuus, kedon kaltevuus, putkilokasvillisuuden peittävyys, kedon kallioisuus ja kytkeytyneisyys. Mikään muuttuja ei selittänyt tilastollisesti merkitsevästi kedon huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärää. Useat kasvilajirikkautta koskevat teoriat ovat kehitetty putkilokasvilajeille, joten sammallajitutkimuksessa mittakaavaan tulee kiinnittää huomiota ja sammalia tutkia putkilokasvilajeja pienemmällä mittakaavalla. Tulosten perusteella suurten, tasaisten, osin kallioisten ja maaperältään hieman happamien ketojen säilyttäminen kasvillisuudeltaan avoimina voisi tukea kasvilajeiltaan rikkaiden ketojen suotuisaa suojelutasoa kaupunkiympäristössä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Evolutionary Biology

Suvi Järvenpää: Dry meadows of Turku – the relationship between connectivity, local environmental factors and plants' species richness
MSc thesis: 49 p., 7 appendices (16 p.)
Supervisors: Lecturer Minna-Maarit Kytöviita, Doctoral student Jussi Lampinen and Doctoral student Tinja Pitkämäki
Inspectors: DSc. Atte Komonen and PhD Jonna Timonen

October 2019

Dry meadows are biodiverse, yet one of the most threatened habitat types in Finland. Building activity and the cessation of traditional rural land use are the major threats facing urban dry meadows. In this thesis, I studied the flora of urban dry meadows and the response of vascular plants' and bryophytes' species richness to structural connectivity and local environmental factors. I collected the data from 33 urban dry meadows as fieldwork and with geographic information system. I analyzed the data with generalized linear models. According to the results, local environmental factors are the most important explanatory factors to species richness. Vascular plant species richness was best explained with slope steepness and southern exposure, soil acidity, rockiness and the size of the meadow. Bryophyte species richness was best explained with soil acidity, the cover of vascular plants, slope steepness, rockiness and connectivity. No statistically significant explanatory factors for the species richness of vascular meadow plants was found. Several theories of species richness are developed for vascular plants. Thus, scale of the study should be modified applicable for bryophyte species and it should be smaller than in studies of vascular plant species richness. Management that prevents the successional woody overgrowth of large, slightly rocky, flat meadows of low soil acidity could favor the persistence of dry meadows and their valuable flora in urban areas.

SISÄLLYSLUETTELO

| | |
|---|-----------|
| 1 JOHDANTO..... | 1 |
| 1.1 Kedoilla elää rikas kasvilajisto..... | 1 |
| 1.2 Kedon kytkeytyneisyys vaikuttaa lajiston rikkauteen | 3 |
| 1.2.1 Kytkeytyneisyyttä mitataan eri tavoin..... | 6 |
| 1.3 Kasvilajistoon vaikuttavat useat ympäristötekijät | 7 |
| 1.4 Tutkimuksen tarkoitus ja tutkimuskysymykset..... | 11 |
| 2 AINEISTO JA MENETELMÄT | 13 |
| 2.1 Tutkimusalue ja tutkimuksen mittakaava | 13 |
| 2.2 Maastoaineisto | 15 |
| 2.3 Paikkatietoaineisto..... | 17 |
| 2.4 Tilastolliset analyysit | 17 |
| 2.4.1 Aineiston käsittely ja alustava tarkastelu..... | 19 |
| 2.4.2 Muuttujien valinta | 22 |
| 3 TULOKSET | 23 |
| 3.1 Putkilokasvilajimäärät keto- ja ruututasolla..... | 25 |
| 3.2 Sammallajimäärät keto- ja ruututasolla | 28 |
| 3.3 Ketojen huomionarvoinen putkilokasvilajisto | 30 |
| 4 TULOSTEN TARKASTELO | 31 |
| 4.1 Kytkeytyneisyys..... | 31 |
| 4.2 Ympäristötekijät..... | 33 |
| 4.3 Mittakaavan vaikutus ja lajiryhmien erot..... | 36 |
| 4.4 Kriittinen tarkastelu..... | 38 |
| 6 JOHTOPÄÄTÖKSET | 40 |

| | |
|---|----|
| KIITOKSET | 42 |
| KIRJALLISUUS | 42 |
| LIITE 1. MAASTOLOMAKE | 50 |
| LIITE 2. PEARSON-KORRELAATIOMATRIISI | 55 |
| LIITE 3. VIF-TARKASTELU VASTEMUUTTUJITTAIN | 56 |
| LIITE 4. PUTKILOKASVILAJIT JA ESIINTYVYYS KEDOILLA | 57 |
| LIITE 5. SAMMALLAJIT JA ESIINTYVYYS KEDOILLA..... | 61 |
| LIITE 6. KYTKEYTYNEISYYSANALYYSI SUPISTETULLA AINEISTOLLA ... | 63 |
| LIITE 7. KETOTASON ANALYYSITULOKSET KARIKE-MUUTTUJAN KANSSA..... | 65 |

1 JOHDANTO

Kedot ovat kasvi- ja hyönteislajistoltaan rikkaita ympäristöjä (Kontula ja Raunio 2018, Hyvärinen ym. 2019), mutta ne kertovat myös elävästi paikallisesta historiasta (Vainio ym. 2001). Kaupungissa kedoilla on useita rooleja: luonnon monimuotoisuuden säilymisessä (Albrecht ja Haider 2013), kaupunkilaisten virkistyskäytössä, kaupunkimaiseman rikastuttamisessa (Birge ja Herzon 2014) ja alueen käyttöhistorian kertojana (Vainio ym. 2001). Kuitenkin ketoihin kohdistuu rakentamispainetta ja ympäristön olosuhteiden muutokset vaikuttavat ketojen säilymiseen (Luoto ym. 2003, Kontula ja Raunio 2018). Kasvillisuuden säilyminen kedoille tyypillisenä edellyttää lisäksi toistuvia hoitotoimia (Vainio ym. 2001). Kaupunkiketojen lähtökohtainen monikerroksellisuus sekä tutkimustulosten teoreettinen ja käytännön luonnonsuojeluun soveltuva anti olivat tärkeimpiä motivaation lähteitäni tässä tutkimuksessa.

1.1 Kedoilla elää rikas kasvilajisto

Perinnebiotoopit ovat perinteisen maatalouden, kuten laidunnuksen ja niiton seurauksena muodostuneita, nykyisin harvinaistuneita ja uhanalaisia elinympäristöjä. Eläinten laiduntamalla alueilla kasvillisuus pysyi matalana ja ympäristö avoimena. Eläinten lannan hyödyntäminen viljelyssä ja niitetyn kasvillisuuden käyttäminen rehuna vähensi laitumille ja niityille jäävää ravinnekuormaa, mikä edisti kedoille tyypillisen kasvillisuuden muodostumista alueilla (Kempainen 2017). Perinnebiotoopit voidaan jakaa kahteentoista luontotyypiryhmään ja edelleen luontotyyppisiin maankäytön, maaperän kosteuden, sijainnin, puustoisuuden ja kasvillisuuden mukaan (Pykälä ym. 1994, Vainio ym. 2001, Kontula ja Raunio 2018). Kontulan ja Raunion (2018) mukaan luontotyypiryhmiä ovat: nummet, kedot, kalliokedot, tuoreet niityt, kosteat niityt, järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt, suoniityt, lehdesniityt,

hakamaat ja metsälaitumet. Perinnebiotoopit ovat äärimmäisen tai (nummet) erittäin uhanalaisia luontotyyppinä vuoden 2018 uhanalaisuusarvioinnin mukaan (Kontula ja Raunio 2018). Kedot ovat avoimia perinnebiotooppeja, joiden maaperä on hiekkaista tai kallioista. En ole luokitellut tämän tutkimuksen ketoja eri ketoluontotyyppisiin, mutta Turun alueella esiintyy muun muassa harvinaisia ja poikkeuksellista kasvillisuutta ylläpitäviä kalkkivaikutteisia pienruohoketoja (Schulman ym. 2008), mäkikauraketoja (Lampinen ja Koskela 2016) ja kallioketoja (Kontula ja Raunio 2018).

Harvinaistuvat perinnebiotoopit ylläpitävät uhanalaistuvaa eliöstöä. Kaikista Suomessa esiintyvistä uhanalaisista lajeista neljännes (24,4 %) elää ensisijaisesti perinnebiotoopeilla (Hyvärinen ym. 2019). Lisäksi ketoja pääelinympäristönä käyttävistä lajeista lähes puolet (44,9 %) on luokiteltu uhanalaisiksi (Hyvärinen ym. 2019). Suomessa ketoja esiintyy erityisesti Varsinais-Suomessa, missä kedot ovat myös lajistollisesti rikkaimpia (Lehtomaa ym. 2000, Kontula ja Raunio 2018). Varsinais-Suomen lajirikkaat ja suhteellisen monilukuiset kedot selittyvät alueen suotuisalla ilmastolla ja pitkällä asutushistorialla (Lehtomaa ym. 2000). Kedoista tekee arvokkaita erityisesti huomionarvoinen ketolajisto, joka on Pykälän ym. (1994) ja Vainion ym. (2001) määrittelemä putkilokasvir ryhmä. Ryhmään sisältyy tyypillisen perinnebiotooppilajiston lisäksi alueen pitkäaikaista asutusta ilmentävä lajisto sekä muu huomionarvoinen, kuten uhanalaisluokiteltu lajisto, jonka katsotaan lisäävän kedon arvoa perinnebiotooppina. Huomionarvoinen ketolajisto vaatii maaperän jaksottaista häiriötä (kuten laidunnusta tai niittoa) ja sen aiheuttamia olosuhteita (kuiva ja avoin maisema) säilyäkseen. Huomionarvoisen putkilokasvilajiston vastetta ympäristötekijöihin ja kytkeytyneisyyteen tarkastellaan erikseen tässä tutkimuksessa.

Kaupungeissa kedot voivat toimia juuri uhanalaisten lajien elinympäristöinä (Albrecht ja Haider 2013) lisäten näin kasvilajiston alueellista monimuotoisuutta (Klaus 2013). Kaupungeissa ketojen säilymistä kuitenkin uhkaavat laidunnuksen ja niiton puutetta seuraava umpeenkasvu (Luoto ym. 2003, Kontula ja Raunio 2018),

rehevöittävä typpilaskeuma liikenteestä ja teollisuudesta (Kontula ja Raunio 2018) ja ketojen häviäminen rakentamisen tieltä kaupunkirakenteen tiivistyessä (Wittig ym. 2010, Kontula ja Raunio 2018). Virkistyskäytön seuraus kedoilla voi olla ketolajistoa suosivaa talleausta ja avoimuutta, mutta myös roskaantumista, rehevöitymistä koiranjätöksistä tai liiallista kulutusta (Hamberg ym. 2008).

1.2 Kedon kytkeytyneisyys vaikuttaa lajiston rikkauteen

Kytkeytyneisyyden käsitteellä tarkoitetaan yleisesti eliöiden mahdollisuuksia liikkua niille sopivien elinympäristöjen välillä (Taylor ym. 1993, Tischendorf ja Fahrig 2000). Kytkeytyneisyyttä voidaan lähestyä myös sen kääntöpuolelta, eristyneisyyden tutkimuksella. Mitä eristyneempi elinympäristö on, sitä vähemmän se on kytkeytynyt muihin vastaavanlaisiin elinympäristöihin. Eliöiden lajimäärä tietyllä alueella riippuu uusien lajien synnystä ja sukupuutoista sekä lajien levittäytymisestä (MacArthur ja Wilson 1967), joten kytkeytyneisyyden tutkimus lisää tietoa eliöyhteisöjen lajiston muodostumisesta ja siihen liittyvistä tekijöistä. Kytkeytyneisyyden vaikutusta eläinpopulaatioihin on tutkittu paljon. Ayramin ym. (2016) mukaan vuosien 2000 ja 2013 välillä jopa 64 % kytkeytyneisyystutkimuksista kohdistui lintuihin ja nisäkkäisiin ja vain 2 % käsitteli kasveja. Eläimiin verrattuna kasvien liikkuminen uusille alueille on kuitenkin rajoitetumpaa, joten niiden leviämiseen elinympäristöjen kytkeytyneisyys vaikuttaa erityisen paljon (Uroy ja Mony 2019). Kasvien leviäminen tapahtuu leviäinten avulla, jotka voivat olla siemeniä, itiöitä tai kasvin osia. Nämä leviävät ympäristöön ilmateitse painovoiman vaikutuksesta tai tuulen mukana, veden välityksellä tai eläinten kuljettamana: sisäisesti tai ulkoisesti, tarkoituksella tai sattumalta (Cousens ym. 2008). Ketokasvillisuutta voivat levittää kaupunkioloissa nisäkkäät, ihminen mukaan luettuna, sekä linnut ja selkärangattomat. Ketokasvillisuutta voidaan ylläpitää myös tarkoituksenmukaisella istuttamisella, mutta tietävästi tässä tutkimuksessa mukana olleille kedoille ei ole istutettu kasvilajeja. Leviäinten päätyminen alueelle ei myöskään väistämättä tarkoita kasvin itämistä saati lajin asettumista alueelle, vaan tähän vaikuttavat lisäksi muun

muassa paikalliset olosuhteet, lajien välinen vuorovaikutus sekä patogeenit (Cousens ym. 2008).

Elinympäristöjen kytkeytyneisyydellä on todettu yhteys sammallajistoon (Snäll ym. 2004), mutta etenkin putkilokasvilajistoon (Taylor ym. 1993, Bastin ja Thomas, 1999, Tischendorf ja Fahrig 2000, Baessler ja Klotz 2006, Adriaens ym. 2006, Hooftman ja Bullock 2016). Lisäksi Adriaensin ym. (2006) tutkimuksessa korostettiin, että erilaisten toiminnallisten kasvilajiryhmien tarkastelu, kuten kasvilajien jako elinpaikkavaatimuksiltaan spesialisteihin ja generalisteihin, saattavat tuottaa toisistaan poikkeavia tuloksia tarkasteltaessa kytkeytyneisyyden ja kasvilajimäärän välistä suhdetta. Tuulen avulla leviävät lajit voivat teoriassa levitä hyvin kauas, mutta niiden leviämisen ennustaminen on vaikeaa. Kytkeytyneisyyden heikentymisellä on havaittu negatiivinen yhteys myös tuuliavusteisten kasvien levittäytymiseen (Damschen ym. 2014).

Kytkeytyneisyyttä voidaan tutkia rakenteellisena (Taylor ym. 1993, Tischendorf ja Fahrig 2000) tai toiminnallisena (Auffret ym. 2017). Fischer ja Lindenmayer (2007) lisäävät kolmanneksi tarkastelutasoksi myös ekologisen ulottuvuuden, joka huomioi kytkeytyneisyyden monessa spatiaalisessa tasossa, kuten eritasoista kytkeytyneisyyttä vaativat evoluutioprosessit (Soulé ym. 2005). Lisäksi kytkeytyneisyyttä on tarkasteltu elinympäristöjä yhdistävien ekologisten käytävien kautta (Hilty ym. 2006), mutta ne voidaan toisaalta nähdä yhtenä elinympäristöä lisäävänä osana, joka ei yksin määritä elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä (Tischendorf ja Fahrig 2000). Rakenteellisessa, maisematason kytkeytyneisyydessä huomioidaan maiseman ja sen mahdollisten elinympäristöjen tarjoamat fyysiset mahdollisuudet esimerkiksi kasvien leviämiseen, kun taas toiminnalliseen kytkeytyneisyyden tarkasteluun sisältyy myös kasvin leviämis- ja itämiskyky (Auffret ym. 2017). Tietyn elinympäristön rakenteellinen kytkeytyneisyys saatetaan siis havaita maisemassa, esimerkiksi sopivien elinympäristöjen olemassaolona, mutta vasta toiminnallisen kytkeytyneisyyden kautta eliöt voivat hyödyntää rakenteellista kytkeytyneisyyttä. Koska tässä tutkimuksessa kohteena ovat

kasvilajiryhmät, joiden lajien leviämiskyky vaihtelee runsaasti ryhmienkin sisällä, käsittelen tässä elinympäristöjen maisematasoista, eli rakenteellista kytkeytyneisyyttä.

Ketojen rakenteellista kytkeytyneisyyttä voivat lisätä myös muut elinympäristöt, kuten teiden varret, joiden kuiva maaperä ja säännöllinen niitto sopivat osalle ketokasveista (Soons ym. 2005, Cousins 2006, Hilty ym. 2006, Jantunen ym. 2006). Ketokasvien lajimäärät ovat tienvarsilla kuitenkin muuta kasvillisuutta pienempiä, ja tienvarsien hoito on usein joko riittämätöntä tai liian intensiivistä ylläpitääkseen runsasta perinnebiotooppilajistoa (Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2006). Huomionarvoisia ketolajeja tavataankin pääsääntöisesti varsinaisilla perinnebiotoopeilla (Tikka ym. 2000), jonka vuoksi olen ottanut tämän tutkimuksen kohteiksi vain ketoja.

Kytkeytyneisyyttä voidaan lähestyä myös metapopulaatioteorian kautta. Teorian mukaan kytkeytyneissä elinympäristöissä voi asua saman lajin osapopulaatioita, joiden välillä tapahtuu geneettisen aineksen siirtoa, ja jotka näin muodostavat populaatiokokonaisuuden (Hanski 1994). Lähde-nielu-mallissa lähdealueilla (*source*) lajin yksilöiden syntyvyys on suurempi kuin kuolleisuus, ja nielu ympäristöissä (*sink*) paikallinen populaatio kuolisi sukupuuttoon ilman muualta saapuvaa leviämistä (Tirri ym. 2001). Tässä tutkimuksessa en määrittele yksittäisiä ketoja erikseen lähteiksi tai nieluiksi. On kuitenkin hyvä tiedostaa, että mikäli lähdekedon alapopulaatio häviää, kedon kytkeytyneisyys nieluketoon voi auttaa alapopulaation palautumisen ennalleen. Pienilläkin elinympäristöillä voidaan vaikuttaa siihen, että lajisto pysyy elinvoimaisena alapopulaatioiden turvin (Fischer ja Lindenmayer 2002, Herrera ym. 2017).

Havaittavissa oleva kasvilajisto ei toisaalta yleensä käsitä alueen kaikkia lajeja, sillä siemen- ja itiöpankkien ansiosta lajit voivat pysyä maaperässä itämättä, kunnes olosuhteet niiden kasvulle ja lisääntymiselle ovat otolliset. Siemen- ja itiöpankkien lajikoostumukseen ja yksilömääriin vaikuttavat muun muassa alueen historia:

miten maata on käytetty, millainen kasvillisuus alueella on menestynyt ja millainen kytkeytyneisyys elinympäristöjen välillä on vallinnut (Lindborg ja Eriksson 2004). Historiallisella kytkeytyneisyydellä onkin havaittu useissa tutkimuksissa vahva yhteys nykyhetken putkilokasvilajien monimuotoisuuteen (Lindborg ja Eriksson 2004, Soons ym. 2005, Helm ym. 2006, Krauss ym. 2010, Lampinen ym. 2018). Tämä näkyy lajikoostumuksen muutoksena lajien hävitessä paikallisesti jopa vuosikymmeniä ympäristön muutoksen jälkeen (Tilman ym. 1994). Lindborgin ja Erikssonin (2004) mukaan 100 ja 50 vuotta sitten vallinnut kytkeytyneisyys vaikuttaa nykyhetken kytkeytyneisyyttä voimakkaammin nykyajiston monimuotoisuuteen. Kääntäen tämä tarkoittaa, että myös nykyinen kytkeytyneisyys saattaa näkyä lajimäärässä vasta vuosikymmenten päästä. Toisaalta myös päinvastaisia tuloksia historiallisen kytkeytyneisyyden vaikutuksesta on (Adriaens ym. 2006). Koska sammalet ovat nopeasti leviäviä ja reagoivat ympäristömuutoksiin välittömämmin kuin putkilokasvit (Proctor 2009), niiden ei katsota häviävän ympäristöstä yhtä suurella viiveellä kuin putkilokasvien (Paltto ym. 2006). Vaikka en huomioi tässä tutkimuksessa ketojen historiallista kytkeytyneisyyttä, tulee pitää mielessä, että ketojen historia voi yhä heijastua nykyajistoon, aivan kuten nykykytkeytyneisyyskin voi heijastua tulevaisuuden ketojen lajirikkauteen.

1.2.1 Kytkeytyneisyyttä mitataan eri tavoin

Kedon rakenteellista kytkeytyneisyyttä muihin ketoihin voidaan arvioida usealla eri tavalla. Yksinkertaisimmillaan sitä voidaan mitata etäisyytenä lähimpään ketoon, eli lähin naapuri -menetelmällä (*nearest neighbor*) (Moilanen ja Nieminen 2002). Koska tämä ei huomioi lajin leviämistä elinympäristön sisällä, voi tuloksena olla virheellisiä päätelmiä, joissa suuren elinympäristön pirstaloituminen lisää näennäistä kytkeytyneisyyttä, mutta joka todellisuudessa vähentää kokonaislajirunsautta (Tischendorf ja Fahrig 2000). Moilanen ja Nieminen (2002) toteavat lisäksi, ettei lähin naapuri -menetelmä tuota niin usein tilastollisesti merkitseviä tuloksia, eikä sillä havaita vaikutusta yhtä herkästi, kuin seuraavaksi

käsiteltävillä malleilla. Vaikka Moilasan ja Niemisen (2002) vertailu perustuu pitkälti tutkimustulosten tilastolliseen merkitsevyyteen, jonka yksioikoista käyttöä tutkimustulosten tulkinnassa on viime aikoina kritisoitu (Wasserstein ym. 2019), he perustelevat menetelmien toimivuutta myös ekologiselta kannalta. Tämä tekee vertailusta mielekkään, ja tästä syystä käytin Moilasan ja Niemisen tutkimusta (2002) myös tämän tutkimuksen menetelmävalinnassa.

Lähin naapuri -menetelmää tarkemmin kytkeytyneisyyttä voidaan mitata niin sanotuilla vyöhykemenetelmillä (*buffer-based measures*) ja IFM-malleilla (*Incidence Function Model*) (Moilanen ja Nieminen 2002). Vyöhykemenetelmässä elinympäristön kytkeytyneisyyttä muihin ilmaistaan kohdealueen ennalta sovitun vyöhykkeen sisälle jäävien muiden elinympäristöjen pinta-alojen summalla. Vyöhykkeen pinta-ala vaikuttaa kuitenkin tässä mallissa tuloksiin, sillä malli ei huomioi vyöhykkeen ulkopuolelle jääviä elinympäristöjä, toisin kuin Hanskin (1994) kehittämässä ja Moilasan ja Niemisen (2002) täydentämässä IFM-mallissa. IFM-mallissa huomioidaan lisäksi tutkitun lajin tai lajiryhmän leviämiskyky, sekä muiden mahdollisten elinympäristöjen koko ja etäisyys kohdealueesta. Moilanen ja Nieminen (2002) havaitsivat tutkimuksessaan vyöhykemallien, joista etenkin IFM-mallien, olevan tehokkaimpia tuottamaan merkitseviä malleja, ja reagoivan herkemmin ympäröivien elinympäristöjen määrän vaihteluun. IFM-malli mittaa toiminnallista kytkeytyneisyyttä, joten se edellyttää tietoa tutkittavan lajin tai lajiryhmän todellisesta leviämiskyvystä. Koska tutkin leviämiskyvyltään todennäköisesti toisistaan eroavien lajien lajirunsautta, eikä tutkimuksen kasvilajien leviämiskyvystä ole riittävästi tietoa, käytin tutkimuksessani vyöhykemenetelmää, eli huomioin ainoastaan samankaltaisten elinympäristöjen määrän tietyllä vyöhykkeellä.

1.3 Kasvilajistoon vaikuttavat useat ympäristötekijät

Paikallisilla ympäristötekijöillä on suuri vaikutus siihen, millainen kasvilajisto menestyy alueella. Kasvilajiryhmät voivat reagoida eri tavoin ympäristöoloihin ja

niiden muutoksiin johtuen niiden ekologisista vaatimuksista. Sammaliin vaikuttavat osin eri tekijät kuin putkilokasvilajeihin. Niiden biologia eroaa putkilokasveista (Proctor 2009, Rydin 2009), ja ympäristöolot vaikuttavat niihin putkilokasvilajistoa välittömämmin (van der Wal ym. 2005, Proctor 2009). Toisin kuin putkilokasvit, sammalet ovat putkilokasveista poiketen juurettomia ja ottavat ravinteet koko versollaan suoraan ilmasta ja vedestä, johon ovat kosketuksissa (Proctor 2009). Sammalet eivät näin ollen ole maaperässä vuorovaikutuksessa muun kasvillisuuden kanssa, eivätkä ne juuriaan kilpaile maaperän ravinteista putkilokasvien kanssa (Rydin 2009). useat sammalet myös sietävät kuivia kausia toipuen nopeasti, kun vettä on saatavilla (Proctor 2009).

Matalakasvuiset sammalet kilpailevat kuitenkin valosta putkilokasvien kanssa. Mikäli maanpintaa varjostaa peittävä kasvillisuus, matalakasvuinen sammallajisto ei saa auringonvaloa kasvaakseen (Virtanen ym. 2000, Bergamini ym. 2001, Aude ja Ejrnæs 2005, Müller ym. 2012, Oldén ym. 2015). Myös karikkeen määrä lisääntyy, kun nopeasti kasvavaa, peittävää kasvillisuutta on paljon, mikä taas vähentää sammalille suotuisia valo-olosuhteita. Karike vaikuttaa myös putkilokasvillisuuteen: ravinteet maaperässä lisääntyvät, mutta karikkeen pidättäessä kosteutta ja varjostaessa maanpintaa kasvien itämisolosuhteet heikkenevät (Walter ja Peterson 1990). Kun putkilokasvien peittävyys pienenee esimerkiksi luonnonhoitotoimien myötä, sammalet saavat valoa ja niiden lajimäärä kasvaa (Aude ja Ejrnæs 2005, Rydin 2009). Sen sijaan keinotekoinen lannoittaminen, eli rehevöityminen esimerkiksi päästöjen vaikutuksesta vähentää sammallajirikkkautta, vaikka aluetta samanaikaisesti laidunnettaisiin tai niitettäisiin (Aude ja Ejrnæs 2005).

MacArthurin ja Wilsonin (1967) kehittämän saariteorian mukaan suuri elinympäristö ylläpitää suurta lajimäärää, sillä pienissä elinympäristöissä lajeilla on suurempi riski kuolla sukupuuttoon kuin suurissa (MacArthur ja Wilson 1967, Rosenzweig 1995, Bastin ja Thomas 1999). Elinympäristön koon ja lajimäärän positiivinen suhde onkin eräs ekologian hyväksytyimpiä väittämiä (Bruun 2000).

Pinta-alan suhde lajimäärään on logaritminen, joskin tarkastelun mittakaava voi vaikuttaa siihen, minkä muotoiseksi käyrä pinta-alan ja lajimäärän välille piirtyy (Rosenzweig 1995, Crawley ja Harral 2001). Vaikka suhde on yleensä positiivinen, poikkeuksiakin on. Jonesin ym. (2018) tutkimuksessa niityn koolla ei ollut vaikutusta kasvilajimäärään, toisin kuin niityn kosteudella ja lämpötilalla.

Kedon kaltevuus ja rinteiden viettoilmansuunta vaikuttavat sekä kedon paahteisuuteen että käyttöasteeseen. Paahteiset ja kallioiset alueet ovat voineet pysyä luontaisesti avoimina myös ilman laidunnusta ja siten ylläpitää monimuotoista perinnebiotooppilajistoa (Kemppainen 2017). Turun kedot sijaitsevat usein paahteisissa rinteissä, joissa ihmisen aiheuttama kulutus voi olla vähäistä alueen vaikean kuljettavuuden vuoksi, mutta joissa ravinteet voivat huuhtoutua veden mukana. Etelään viettävillä rinteillä kasvuolosuhteet voivat muusta ympäristöstä riippuen olla valoisat ja lisäksi ohuesta maannoksesta ja kallioisuudesta johtuen kuivat ja vähäravinteiset. Grimen (1977) CRS-teorian (*Competitor, Ruderal, Stress-tolerator*) mukaan kasveilla on erilaisia elinkiertostrategioita, jotka mahdollistavat eri lajien menestymisen riippuen siitä, miten laji sietää kilpailua, häiriötä ja ympäristötekijöitä. Kuiva, paahteinen ja vähäravinteinen ympäristö suosii stressiä sietävää lajistoa, jota kedolle erikoistunut lajisto usein on (Römermann ym. 2008), sekä sammalia, joiden ravinteiden hankinta poikkeaa putkilokasvien ravinteiden hankinnasta (Proctor 2009, Rydin 2009).

Perinteiseen karjatalouteen oleellisesti liittyneet laidunnus ja niitto ovat eliöyhteisön näkökulmasta häiriöitä, joissa kasvillisuuden biomassaa tuhoutuu. Ketokasvillisuus on muodostunut perinteisen maatalouden aikana, tämänkaltaisten kevyiden häiriöiden toistuttua säännöllisesti (Pykälä ym. 1994, Raunio ym. 2008, Kemppainen 2017). Laidunnus vaikuttaa positiivisesti etenkin putkilokasvilajiston mutta myös sammalten monimuotoisuuteen (Zechmeister ja Moser 2001, Zartman 2003, van der Wal ym. 2005, Oldén ym. 2015). Grimen (1977) elinkiertostrategiateorian mukaisesti osa kasvilajeista hyötyy toistuvasta häiriöstä. Kasvillisuuden niittäminen suosii monivuotisia kasvilajeja, joilla on hyvä

leviämiskyky, ja maaperään ulottuvat häiriöt mahdollistavat lyhytikäisten kasvien esiintymistä maaperän siemenpankin kautta (Caners ym. 2009, Albrecht ja Hader 2013). Laiduntavat eläimet ulottavat kasvillisuuteen kohdistuvan häiriön huomattavasti syvemmälle maaperään kuin esimerkiksi ihmisten aiheuttama virkistyskäyttöön liittyvä tallaus, joka on Turun kaupunkikedoille tyypillistä häiriötä. Tällainen tallaus voi kuitenkin toimia kedoille ominaista kasvillisuutta ylläpitävänä häiriönä. Esimerkiksi Burden ja Randerson (1972) havaitsivat tallautuneisuuden lisäävän häiriötä sietävää lajistoa, ja kedoilla esiintyvän uhanalaisen kevät saran on todettu kukkivan hiukan runsaammin kevyen tallauksen myötä (Lampinen 2019). Tallauksen vaikutukset kasvillisuuteen on todettu myös kaupunkimetsissä, joissa polun vaikutus näkyi kasvillisuudessa jopa kahdeksan metriä polun ulkopuolella (Hamberg 2009). Kuitenkin liian voimakas häiriö saattaa myös vähentää ketolajistoa (Burden ja Randerson 1972). Voimakkaan laidunnuksen on todettu vähentävän lajistoa erityisesti vähäravinteisessa maaperässä, mikä voi johtua siitä, että maaperän ravinteet eivät riitä kasvien uudelleen kasvuun (Proulx ja Mazumder 1998).

Maaperän pH kertoo maannoksen happamuuden, joka voi myös vaikuttaa paikalliseen kasvilajirunsauteen kedoilla. Yhteys voidaan selittää lajien evoluutiohistorialla. Neutraalissa ja lievästi emäksisessä maaperässä esiintyy rikkaampi lajisto, sillä pohjoisen pallonpuoliskon lajit ovat kehittyneet nykyisiksi alueilla, joilla on ollut emäksinen, kalkkipitoinen maaperä (Pärtel 2002). Kalkkivaikutteisia ketoja on Suomessa vähän, mutta neutraali tai emäksinen maaperä on otollinen runsaalle kasvilajistolle muutenkin kuin kalkkivaikutteisessa maannoksessa (Schulman ym. 2008). Tällaisia emäsvaiikutteisia kallioketoja on myös Varsinais-Suomen sisämaassa (Vainio ym. 2001), jossa Turkukin sijaitsee. Virtasen ym. (2000) mukaan lievästi happamassa maaperässä (pH 4,5–6,5) kasvaa paljon sammallajeja ja runsaasti sammalbiomassaa. Samankaltaisen tulokseen ovat päätyneet putkilokasvilajiston osalta myös Schuster ja Diekmann (2003) sekä Chytrý ym. (2007). Lähes neutraalin maaperän on myös todettu ylläpitävän

alueellista harvinaista lajistoa sekä putkilokasveilla että sammalilla (Oldén ym. 2015). Sammalet reagoivat happamuuteen putkilokasvilajeja herkemmin, mahdollisesti sammallajien suppeamman happamuudensietokyvyn vuoksi (Virtanen ym. 2000). Vaikka yhteys maaperän pH:n ja sammal- ja putkilokasvilajiston välillä on todettu useissa tutkimuksissa, päinvastaisiakin tuloksia on. Merunková ja Chytrý (2012) eivät löytäneet yhteyttä putkilokasvilajien lajirikkauden ja maaperän happamuuden välillä, ja sammallajeja esiintyi enemmän happamassa maaperässä.

1.4 Tutkimuksen tarkoitus ja tutkimuskysymykset

Perinnebiotooppeja on tutkittu selkärankaisten eläinten lisäksi eritoten putkilokasvien ja hyönteisten (esim. Rösch ym. 2013, Jones ym. 2018), kuten perhosten (esim. Hanski 1994) lähtökohdista. Hyönteiset voivat liikkua elämänsä aikana useiden eri elinympäristöjen, kuten ketojen, välillä. Kasvit taas elävät ja lisääntyvät siinä yhdessä elinympäristössä, joka on niille saavutettavissa ja suotuisa. Kasvillisuus myös pitkälti määrittelee hyönteisille soveltuvan elinympäristön (esim. Jones ym. 2018). Tässä työssä tutkin sekä putkilokasvi- että sammallajistoa sekä näiden vastetta maisematason rakenteelliseen kytkeytyneisyyteen ja paikallisiin ympäristöoloihin. Sammalten ja putkilokasvilajien vertailevaa tutkimusta perinnebiotoopeilla on tehty (mm. Oldén ym. 2015), mutta vähemmän kuin lajiryhmien sisäistä tutkimusta. Lajiryhmiä vertailevaa maisematason tutkimusta kuitenkin tehty vasta vähän (mm. Poniatowski ym. 2018). Kytkeytyneisyyttä on tutkittu enenevässä määrin viime vuosikymmeninä, ja siitä on tullut tärkeä työkalu luonnonsuojelun suunnittelussa (Ayram ym. 2016, Uroy ja Mony 2019). Ketojen kasvilajistoon kohdistuvien kytkeytyneisyyden ja ympäristötekijöiden vaikutusten ymmärrys auttaa parantamaan ketokohteiden hoitoa ja suojelua kaupungeissa. Tutkimustulosten avulla voidaan ohjata hoito- ja suojelutarvetta tärkeimpiin perinnebiotooppikohteisiin, sillä Suomessa etenkin lounaisrannikolla oikeanlaiselle suojelulle ja hoidolle on tarvetta (Raatikainen 2018). Suunnitelmallisella suojelulla

voidaan edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä (Bastin ja Thomas 1999, Raatikainen ym. 2017). Tutkimus tuottaa myös uutta tietoa Turun alueen lajistollisesti merkittävimmistä kedoista ja niiden putkilokasvi- ja sammallajistosta.

Pro graduni on empiirinen, korrelatiivinen tutkimus. Tutkimuskysymykset ovat: 1. Miten ketojen kytkeytyneisyys vaikuttaa putkilokasvi- ja sammallajistoon kaupunkikedoilla? Ja 2. Miten paikalliset ympäristöolot vaikuttavat putkilokasvi- ja sammallajistoon kaupunkikedoilla? Hypoteesit on muodostettu yllä esitetyn teoriapohjan perusteella.

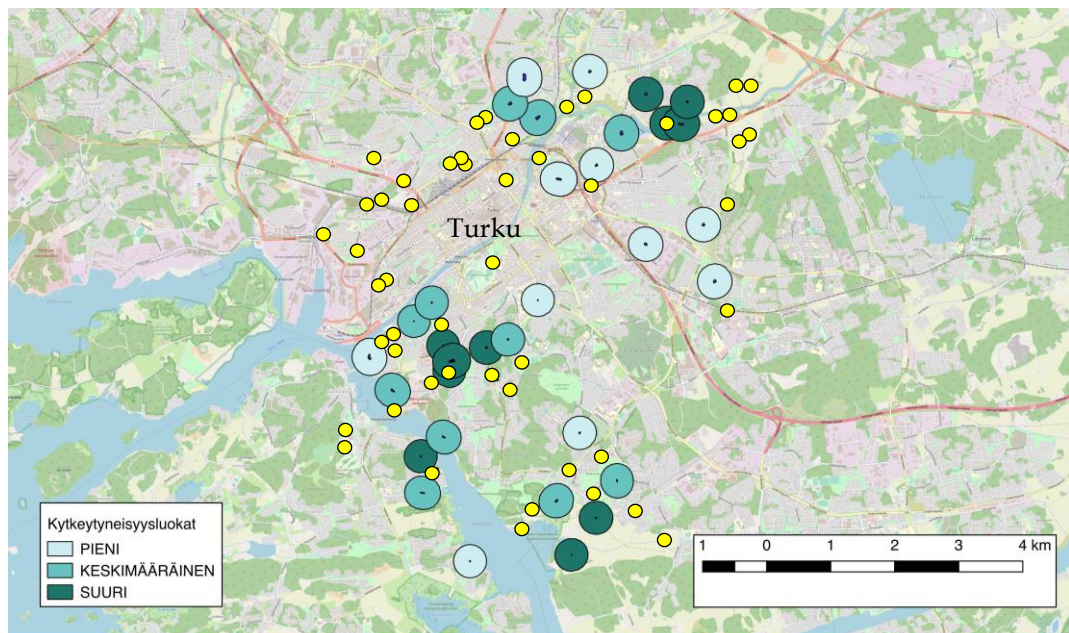
Hypoteesit tutkimuskysymykseen 1 ovat: 1 a) paremmin kytkeytyneillä kedoilla on enemmän putkilokasvilajeja ja huomionarvoisia ketolajeja (saariteorian mukaisesti (MacArthur ja Wilson 1967)) ja 1 b) putkilokasvien lajimäärällä on sammallajimääriä voimakkaampi vaste ketojen kytkeytyneisyyteen (kasviryhmiä erilaisesta leviämiskyvystä johtuen (mm. Syrjänen 2002, Proctor 2009)).

Hypoteesit ympäristöolojen vaikutuksista kasvilajistoihin ovat: 2 a) kedon suuri koko ylläpitää suurempaa kasvilajistoa (MacArthurin ja Wilsonin (1967) saariteorian mukaisesti), 2 b) tallauksen lisääntyminen pienentää putkilokasvien kokonaislajimäärää ja nostaa kedon huomionarvoisten putkilokasvien sekä sammalten lajimääriä (Grimen (1977) elinkiertostrategiateorian mukaisesti), 2 c) maaperän korkea pH mahdollistaa suuremman määrän niin putkilo- kuin sammallajeja (lajien evoluutiohistoriaan perustuen (Pärtel 2002)), 2 d) rinteiden suuri kaltevuus ja paahteisuus ylläpitävät korkeaa huomionarvoisten ketolajien määrää ja korkeaa sammallajien määrää (Grimen (1977) elinkiertostrategian mukaisesti sekä lajiryhmien erilaisesta ravinteiden ottotavasta johtuen (Rydin 2009)) ja 2 e) putkilokasvilajiston peittävyys vähentää sammallajimäärää (lajiryhmien erilaisesta biologiasta ja koosta johtuen (Proctor 2009, Rydin 2009)).

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

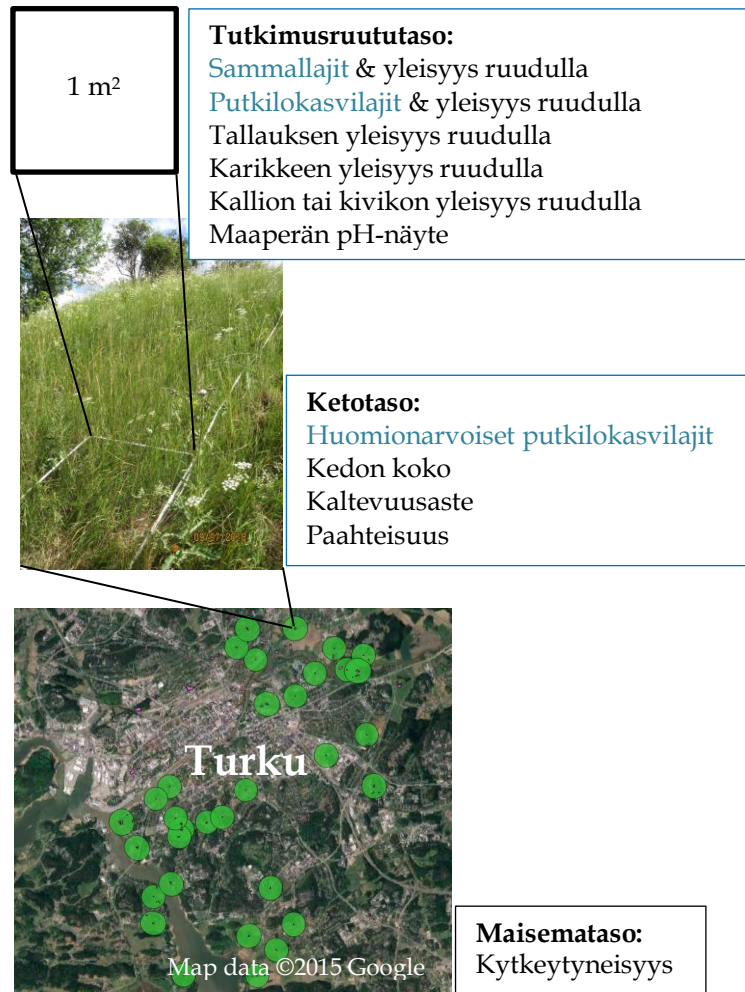
2.1 Tutkimusalue ja tutkimuksen mittakaava

Turun keskustan alueella oli vuoden 2017 tiedon perusteella yhteensä noin 150 ketaa, joista on koottu kartta-aineisto (Lampinen 2017). Kedot on tätä tutkimusta ennen jaettu alustavasti kolmeen kytkeytyneisyysluokkaan sen perusteella, mikä on niiden keskimääräinen etäisyys kymmeneen lähimpään ketaon. Näistä luokista tähän tutkimukseen on valittu satunnaisotannalla 11 ketaa per luokka (Kuva 1), yhteensä 33 ketaa. Valittujen ketojen keskimääräinen etäisyys lähimpään ketaon oli noin 300 m, ja keskimääräinen etäisyys kymmeneen lähimpään naapuriketaon vaihteli noin 250–1500 metrin välillä.



Kuva 1. Kartalla on esitetty tutkimuskedot alustavissa kytkeytyneisyysluokissa vihreiden vyöhykkeiden keskellä. Kytkeytyneisyysluokat määritettiin sen perusteella, mikä oli tutkimuskedon keskimääräinen etäisyys kymmeneen lähimpään ketaon. Keltaiset pallot merkitsevät tutkimuksen ulkopuolisten ketojen sijaintia. (Pohjakartta: © OpenStreetMap contributors, CC-BY-SA)

Sammalia tutkitaan ekologiastaan ja pienestä koostaan johtuen pienemmällä mittakaavalla kuin putkilokasvilajistoa. Lisäksi ympäristöolojen vaikutus sekä putkilokasvien että sammalten lajirikkauteen voi vaihdella tutkimuksen mittakaavasta riippuen (Auestad ym. 2008). Näistä syistä keräsin taustamuuttujat kolmella eri mittakaavalla: maisematasolla (Turun alue), paikallistasolla (keto) ja kasvillisuusruututasolla (1m²) (Kuva 2).



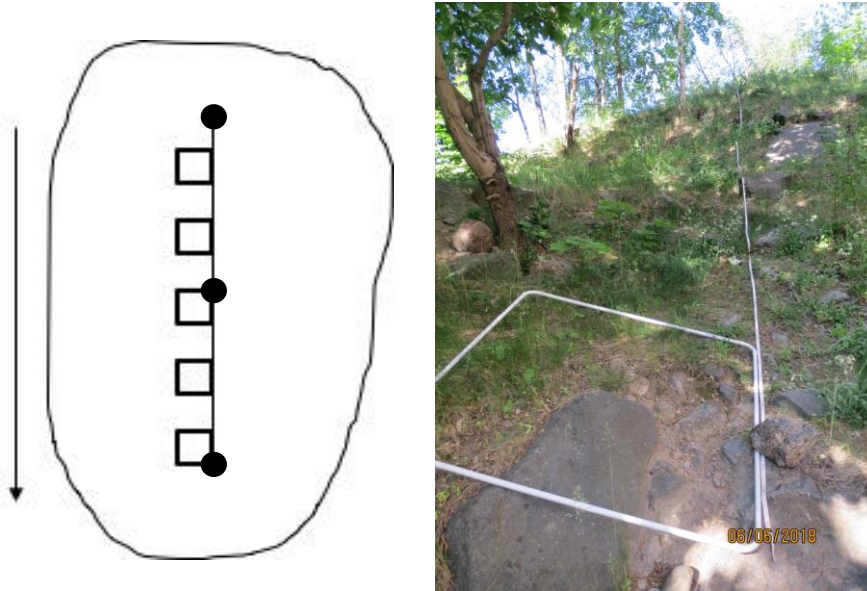
Kuva 2. Keräsin tutkimuksen kaikki muuttujat kolmella mittakaavalla (maisema, keto, tutkimusruutu). Vastemuuttujat ovat laatikoissa **sinisellä** värillä. Yleisyys ruudulla tarkoittaa arvioitua prosentuaalista tutkimusruutupeittävyttä. Alimmassa kuvassa näkyvät kohdekedot vihreillä 250 metrin kytkeytyneisyysvyöhykkeillä.

2.2 Maastoaineisto

Keräsin maastoaineiston vuoden 2018 kesä- ja heinäkuussa. Maastossa mittasin kohdekedoilta ruututason muuttujia, ketotason ympäristömuuttujia sekä kartoitin kasvilajit. Aluksi määrittelin kedon muodon kullekin ketotyypille luontaisen lajiston ja rakennepiirteiden esiintymisen perusteella, ja piirsin kedon muodon etukäteen tulostamalla ilmakuvakartalle (Map data ©2015 Google). Kedon kaltevuuden arvioin silmämääräisesti kedon viettojyrkkyysasteina viiden asteen tarkkuudella ja rinteen kaltevuuden viettosuunnan kompassiasteina. Laskin kedon paahteisuuden näistä kompassiasteista, koska ilmansuunta-asteikko on sirkulaarinen, eikä sitä voida käyttää suoraan jatkuvana muuttujana analyyseissä. Muutin ilmansuunta-asteet poikkeamiksi etelästä, jolloin muuttujat sijaitsevat asteikolla 0–180. Luvut 0–45 kertovat rinteen eteläisestä viettosuunnasta, kun taas luvut 135–180 tarkoittavat rinteen viettoa pohjoiseen. Itä- ja länsi-ilmansuunnat saavat samat arvot (46–134). Mitä lähempänä kedon viettosuunta oli etelää, eli 180:aa astetta, sitä suuremman paahteisuusarvon keto saa.

Tutkimusruututason aineiston keräsin linjakartoituksen avulla, eli käytin 10 metrin tutkimuslinjaa jokaisella kohdekedolla. Määrittelin kedon keskikohdan kartan ja maaston perusteella, ja merkitsin sen linjan keskikohdaksi. Vedin linjan tästä keskikohdasta rinteen jyrkimmän viettosuunnan mukaisesti viisi metriä ylös ja viisi alas. Alku-, keski- ja loppupisteistä otin GPS-koordinaatit. Sijoitin viisi 1m² tutkimusruutua jokaisella kohdekedolla tutkimuslinjan vasemmalle puolelle alhaalta katsoen, siten että ensimmäinen tutkimusruutu alkoi linjan alkupisteestä (0 m) ja viimeinen tutkimusruutu oli 8–9 metrin välillä, jolloin ruutujen väliin jäi metri (Kuva 3). Kartoitin tutkimusruuduilta sekä vastemuuttujat, sammallajien ja putkilokasvilajien esiintyvyyden, että ruututason selittävät muuttujat, tallautuneisuuden, kallioisuuden ja karikkeen, joiden yleisyyden tutkimusruudulla arvioin silmämääräisesti (Kuva 2). Yleisyydellä tarkoitan mitatun muuttujan prosentuaalista peittävyttä tutkimusruudun pinta-alasta (0–100). Katsoin alueen tallautuneeksi, mikäli kasvillisuus oli painautunut maanpintaa vasten, tai jos

maanpinta oli kulutuksen takia näkyvissä tai muodostunut selkeästi poluksi. Kallioisuudeksi tai kivikoksi tulkitsin kaiken maaperästä ja orgaanisesta aineksesta paljaan kallio- ja kivipinnan ja karikkeeksi kaiken kuolleen, vielä maatumattoman orgaanisen aineksen vasten maanpintaa.



Kuva 3. Vasemmalla havainnekuva linjakartoituksesta kedolla. Rajattu alue kuvaa ketoaluetta, nuoli kedon viettosuuntaa rinteessä. Asetin tutkimusruudut linjan vasemmalle puolelle alhaalta katsoen. Pisteet kuvaavat linjan alku-, keski-, ja loppupisteistä, joista otin myös GPS-koordinaatit. Oikealla linja tutkimuskedolla. Kuvassa tutkimusruutu on linjan ensimmäisessä pisteessä alavasemmalla. (Kuvat: Suvi Järvenpää)

Lisäksi arvioin silmämääräisesti jokaisen kasvilajin yleisyyden, eli prosentuaalisen peittävyuden (0-100) tutkimusruudulla. Kun lajit kasvoivat useissa kasvillisuuskerroksissa, saattoi kaikkien putkilokasvi- tai sammallajien kokonaispeittävyys yhdellä tutkimusruudulla ylittää 100. Kartoitin lisäksi kullakin kedolla tutkimusruutujen ulkopuolella kasvavat putkilokasvilajit vakioidulla 10 minuutin etsintäajalla. Näin sain täydennettyä ketotason lajistohavaintoja huomionarvoisista ketokasveista. Niistä lajeista, joita en voinut määrittää maastossa, otin näytteet ja putkilokasveista myös kuvia myöhempää määrittämistä varten. Määritin lajit osin asiantuntijoiden kanssa ja heidän opastuksellaan Turun yliopiston Kasvimuseossa ja Jyväskylän yliopiston laboratoriossa.

Maastossa otin lopuksi 0,5–1 desilitraa maanäytettä niin keskeltä jokaista tutkimusruutua kuin kallioisuudelta oli mahdollista, muutaman senttimetrin syvyydestä pintamaan alta. Ottosyvyys oli matalampi, mikäli pintamaa oli ohutta. Merkitsin kaikki maastossa kerätyt tiedot maastolomakkeeseen (Liite 1). Mittasin maaperän pH:n laboratoriossa talvella 2018–2019. Siivilöin näytteet kahden millimetrin silmäkoon siivilällä, jonka jälkeen lisäsin 15 ml maaperänäytettä ja 75 ml huoneenlämpöistä vettä (H₂O) Erlenmeyer-pulloon. Suspension seossuhde oli 1:5. Laitoin suspensiot ravistimeen (Heidolph Unimax 1010) yön ajaksi (11 h), sillä maa-aines oli erittäin kuivaa, ja halusin antaa sekoittumiselle tarpeeksi aikaa. Mittasin suspension pH:n kalibroidulla kädessä pidettävällä pH-mittarilla (VWF pH1000H).

2.3 Paikkatietoaineisto

Digitoin ketojen sijainnin ja muodon ilmakuvakartoilta QGIS (version 2.18.26) -paikkatietoalustalle. Laskin QGIS-ohjelmassa kohdekedoista ketojen koon (m²) ja kytkeytyneisyyden. Kedon rakenteellisen kytkeytyneisyyden mittarina käytän tässä tutkimuksessa muiden kuin kohdeketojen prosentuaalista peittävyyttä valitulla vyöhykeleveydellä.

Koska Turun kaupunkikedot sijaitsevat pienehköllä, halkaisijaltaan alle kahdeksan kilometrin kokoisella alueella, valitsin vyöhykkeen leveydeksi 250 metriä. Leveämpi vyöhyke olisi vähentänyt tutkimusketojen määrää, tai vyöhykkeelle olisi sisältynyt myös useita muita tutkimusketoja. Soons ym. (2005) ovat lisäksi todenneet 220 metrin olevan raja-arvo joillekin tuulipölytteisille kasveille elinympäristöjen kytkeytyneisyyden suhteen.

2.4 Tilastolliset analyysit

Tarkastelin putkilokasvien ja sammalten lajimäärien vastetta kytkeytyneisyyteen ja paikallisiin ympäristöoloihin alustavasti Pearson-korrelaatiomatriisin avulla (Liite 2), jolla voidaan havaita kahden muuttujan välinen riippuvuus. Tarkemman

analyysin toteutin kahdella mittakaavalla: koko kedon tasolla yleistetyn lineaarisen mallin (GLM) avulla ja kasvillisuusruutujen tasolla yleistetyn lineaarisen sekamallin (GLMM) avulla. Valitsin yleistetyt lineaariset mallit, sillä niiden käyttö ei edellytä aineiston normaalijakautuneisuutta, ja niitä käytetään yleisesti ekologisten yhteyksien tutkimiseen (Guisan ym. 2002, Bolker ym. 2009), mikä tekee tutkimuksista myös vertailukelpoisia keskenään. Analyyseissä käytin Poisson-jakaumaa, joka ei edellytä vastemuuttujan (tässä lajimäärien) normaalijakautuneisuutta, ja Poisson-jakauman logistista linkkifunktiota (*family=poisson, link=log*). Aineiston käsittelyyn käytin Microsoftin Excel-taulukko-ohjelmaa (Version 16.16.9 190412) ja analyyseissä R-ohjelmaa (Version 1.1.463 © 2009–2018 RStudio Inc).

Jaoin analyysit viiteen ryhmään mittakaavan ja kasvilajiryhmän mukaan (Taulukko 1): keto- ja ruututason malleihin, jotka jakautuva edelleen sammalten ja putkilokasvien lajimääriä selittäviin malleihin, sekä huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärää selittävään ketotason malliin. Ketotason vastemuuttujat olivat tutkimusruuduilla havaittujen putkilokasvien ja sammalajien lajimäärät, sekä huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärät tutkimusruuduilla ja -ruutujen ulkopuolella. Selittävät muuttujat ketotasolla olivat kytkeytyneisyys, ketotason ympäristömuuttujat ja ruututasolla mitattujen ympäristömuuttujien keskiarvot. Putkilokasvien peittävyys tarkoittaa putkilokasvilajien yleisyyksien yhteenlaskettua summaa, ja sitä käytin selittämään vain sammalten lajimäärää. Ruututason vastemuuttujia olivat yksittäisten tutkimusruutujen putkilokasvien ja sammalten lajimäärähavainnot. Ruututason selittäviä muuttujia olivat tutkimusruuduilta mitatut ympäristömuuttujat, ketotason ympäristömuuttujat ja kedon kytkeytyneisyys. Myös ruututasolla käytin putkilokasvilajiston peittävyyttä tutkimusruudulla selittämään sammalten lajimäärää. Ruututason analyyseissä oli lisäksi satunnaismuuttujana keto, jolloin samalla kedolla sijaitsevien tutkimusruutujen samankaltaisuus voitiin huomioida analyysissä

Taulukko 1. Tutkimusaineiston muuttujat eri mittakaavoilla. Ketotason analyyseissä ruuduilta mitatut ympäristömuuttujat ovat ketokohtaisia keskiarvoja (ruutujen ka). Putkilo- ja sammallajihavainnot ovat ketotasolla tutkimusruutujen yhteenlaskettu lajien lukumäärä (Lkm. kaikilla ruuduilla) ja huomionarvoisella lajistolla lisäksi tutkimusruutujen ulkopuolisetkin havainnot (Kaikki ruudut + muu keto). Ruututasolla lajihavainnot ovat ruuduilta kartoitettujen lajien lukumäärä (Lkm. ruudulla). Ruutu = tutkimusruutu (1m²)

| KETOTASO: Analyysimenetelmä: Yleistetty lineaarinen malli (GLM) | | |
|--|---|--------------------------------|
| Putkilokasvilajit | Sammallajit | Huomionarvoinen lajisto |
| Lkm. kaikilla ruuduilla | Lkm. kaikilla ruuduilla | Kaikki ruudut + muu keto |
| Kytkeytyneisyys | Kytkeytyneisyys | Kytkeytyneisyys |
| Kedon koko | Kedon koko | Kedon koko |
| Kaltevuus | Kaltevuus | Kaltevuus |
| Paahteisuus | Paahteisuus | Paahteisuus |
| Kallio/kivikko (ruutujen ka) | Kallio/kivikko (ruutujen ka) | Kallio/kivikko (ruutujen ka) |
| pH (ruutujen ka) | pH (ruutujen ka) | pH (ruutujen ka) |
| Tallaus (ruutujen ka) | Tallaus (ruutujen ka) | Tallaus (ruutujen ka) |
| | Putkilokasvilajiston peittävyys (ruutujen ka) | |
| RUUTUTASO: Analyysimenetelmä: Yleistetty lineaarinen sekamalli (GLMM) | | |
| Putkilokasvilajit | Sammallajit | |
| Lkm. ruudulla | Lkm. ruudulla | |
| Kytkeytyneisyys | Kytkeytyneisyys | |
| Kedon koko | Kedon koko | |
| Kaltevuus | Kaltevuus | |
| Paahteisuus | Paahteisuus | |
| Kallio/kivikko (ruudulla) | Kallio/kivikko (ruudulla) | |
| pH (ruudulla) | pH (ruudulla) | |
| Tallaus (ruudulla) | Tallaus (ruudulla) | |
| | Putkilokasvilajiston peittävyys (ruudulla) | |
| Satunnaismuuttuja: keto | Satunnaismuuttuja: keto | |

2.4.1 Aineiston käsittely ja alustava tarkastelu

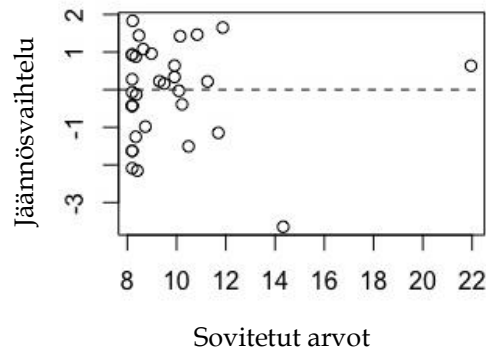
Ennen analyysejä vakioin kaikki selittävät muuttujat saadakseni ne yhteismitallisiksi vastemuuttujien selittäjiksi. Vakioinnissa kunkin muuttujan keskiarvoksi saadaan 0 ja keskihajonnaksi 1. Laskin ketotason analyysiin lisäksi selittävien muuttujien neliötermit. Neliötermien avulla voidaan parantaa mallin sopivuutta, mikäli suhde vaste- ja selittävän muuttujan välillä ei ole lineaarinen.

Ruututason sekamallin analyysiin neliötermejä ei lisätty, sillä liian suuri määrä selittäviä muuttujia olisi voinut tehdä mallista ylisovitetun (Hawkins 2004).

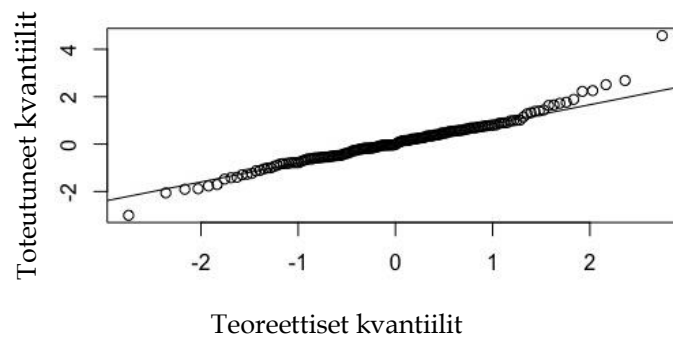
Ketotason analyyseihin laskin mitatuista pH-arvoista keskiarvon. Koska pH ilmaisee positiivisten vetyionien (H^+) määrän liuoksessa logaritmisella asteikolla, laskin keskiarvon $pH_{H(2)O}$:sta kun olin ensin laskenut arvoista kymmenkantaisen logaritmin vastaoperaation ($x = -\log(pH)$). Kun olin laskenut keskiarvot, muutin ne takaisin pH-arvoiksi ottamalla arvoista kymmenkantaisen logaritmin.

Yleistetyt lineaariset mallit eivät oleta havaintojen normaalijakaumaa, mutta jotta malli voidaan todeta sopivaksi, mallin jäännösvaihtelun eli residuaalien tulee olla homoskedastisesti, eli tasaisesti jakautuneita niin suurilla kuin pienilläkin arvoilla (Nelder ja Wedderburn 1972). Lisäksi jäännösvaihtelun tulee olla normaalijakautunut ja selittävien muuttujien toisistaan riippumattomia. Tarkistin selittävien muuttujien toisistaan riippumattomuuden, eli multikollinearisuuden VIF-arvojen (*the Variance Inflation Factor*) perusteella (Brauner ja Shacham 1998). Yleisesti multikollinearisuutta ei katsota löytyvän, mikäli VIF-arvo on alle viisi (Menard 2002) tai jopa alle 10 (Belsley ym. 1980). Aineistossa muuttujien VIF-arvot olivat kaikki alle kolme (Liite 3), joten muuttujia tarvinnut tämän perusteella poistaa malleista.

Karikaaineiston jäännösvaihtelu ei ketotason mallissa jakautunut normaalisti (Kuva 4), ja muuttujan vaihteluväli ketojen välillä oli pieni, joten jätin sen lopullisesta analyysistä pois. Muiden muuttujien jäännösvaihtelut olivat normaalijakautuneita ja homoskedastisia, joten pidin ne ketotason malleissa mukana. Ruututason analyyseissä ketojen sisäinen vaihtelu nosti kokonaisjäännösvaihtelua, ja koska karikkeen ruutuaineiston jäännösvaihtelu vaikutti normaalijakautuneelta Shapiro-Wilkin testillä tarkasteltuna (Kuva 5), jätin tämän muuttujan ruututason analyysiin. Muiden muuttujien jäännösvaihtelut olivat myös ruututason analyyseissä normaalijakautuneita ja homoskedastisia Shapiro-Wilkin testillä tarkasteltuna, joten pidin ne analyyseissä.



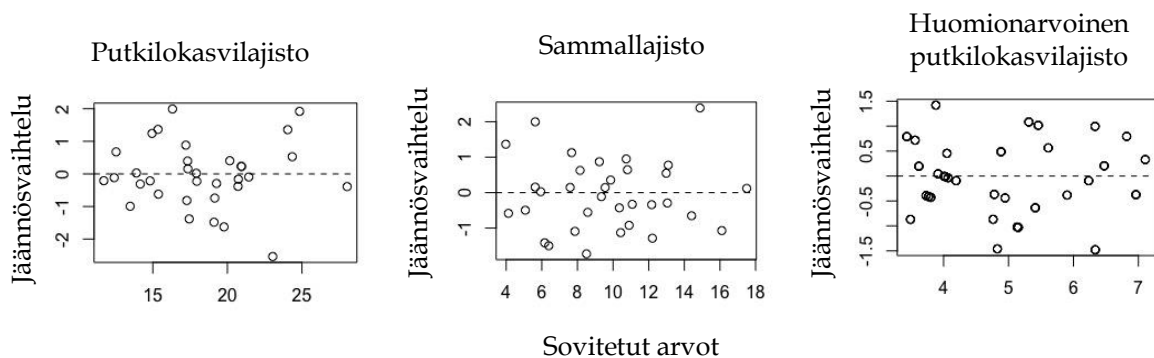
Kuva 4. Karike-ympäristömuuttujan jäännösvaihtelu ei jakaudu tasaisesti putkilokasvien lajimäärää selittävissä ketotason GLM-tarkastelussa. Suuria sovitettuja arvoja on tarkastelussa vain vähän, joten aineisto ei sovi GLM-analyysiin.



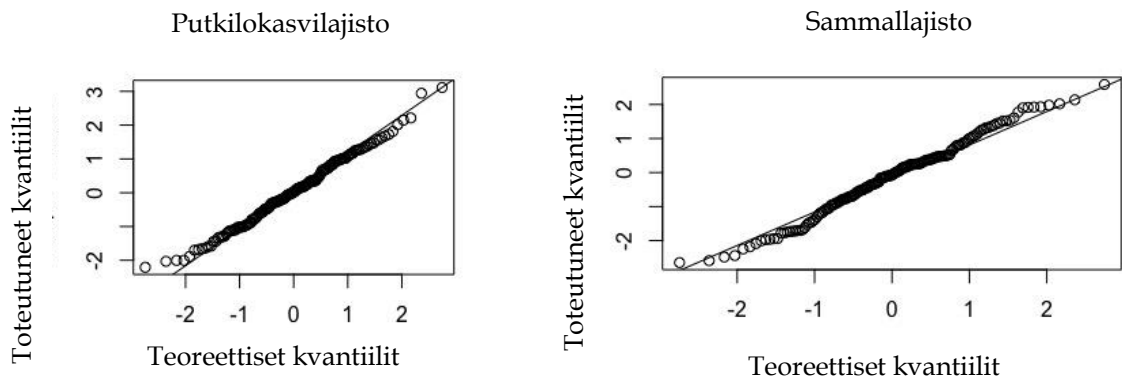
Kuva 5. Toteutuneet kvantiilit sijoittuvat teoreettisten kvantiilien suoralle, eli karike-ympäristömuuttujan jäännösvaihtelu on normaalijakautunut putkilokasvien lajimäärää selittävissä ruututason GLMM-tarkastelussa, Shapiro-Wilkin testin kuvaajan perusteella.

2.4.2 Muuttujien valinta

Jotta lukuisista selittävästä muuttujista olisi mahdollista valita ne, jotka selittävät vastemuuttujia parhaiten, karsin selittäviä muuttujia Akaiken informaatiokriteeriin (AIC) perustuvalla taaksepäin eliminoinnilla (*backward selection*) (Akaike 1998). Akaiken informaatiokriteerin avulla voidaan valita havaintoaineistolle sopivin malli, jota voidaan soveltaa myös mallin rakentamiseen käytetyn aineiston ulkopuoliseen ennustamiseen. Sitä on käytetty laajasti ekologian ennustavissa tutkimuksissa (Aho ym. 2014). Poistin taaksepäin eliminoinnilla GLM- ja GLMM-malleista yksitellen sen muuttujan, jolla oli suurin p-arvo ja jonka poistaminen tuotti edellistä pienemmän AIC-arvon. Jätin malliin siis ne muuttujat, joiden poistaminen ei laskenut AIC-arvoa riittävästi suhteessa siihen, kuinka monta tilastollisesti merkitsevää muuttujaa mallissa oli. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot olivat alle 0,05. Lisäksi tarkistin malliin valikoituneiden muuttujien jäännösvaihtelun ja totesin niiden normaalijakautuneisuuden ja homoskedastisuuden (Kuvat 6 ja 7).



Kuva 6. Eri kasvilajiryhmien GLM-mallien jäännösvaihtelu ketotason tarkastelussa. Tarkastellut jäännösvaihtelut ovat vain niiden muuttujien, jotka ovat valikoituneet lopullisiin lajimääriä selittäviin malleihin AIC:hen perustuvan muuttujavalinnan jälkeen. Kuvaajissa näkyvien muuttujien jäännökset jakautuvat tasaisesti sekä pienillä että isoilla arvoilla, eivätkä ne muodosta systemaattisia kuvioita.



Kuva 7. Shapiro-Wilkin testillä todetut selittävien muuttujien jäännösvaihtelun normaalijakautuneisuus ruututason GLMM-tarkastelussa. Tarkastellut jäännösvaihtelut ovat vain niiden muuttujien, jotka ovat valikoituneet lopullisiin lajimääriä selittäviin malleihin AIC:hen perustuvan muuttujavalinnan jälkeen. Jäännösvaihtelujen toteutuneet kvantiilit sijoittuvat teoreettisten kvantiilien suoralle, ja ovat näin ollen normaalisti jakautuneita.

3 TULOKSET

Havaitsin kartoitetuilla kedoilla 207 putkilokasvilajia (Liite 4), joista yleisimmät (70 lajia) esiintyvät 28 kedolla ja harvinaisimmat (3 lajia) yhdellä. Sammalia havaitsin 67 lajia (Liite 5), joista yleisin (seinäsammal, *Pleurozium schreberi*) esiintyi 19 kedolla ja harvinaisimmat (14 lajia) yhdellä. Huomionarvoisia putkilokasvilajeja havaitsin 30 (Liite 4), joista yleisin (keltamatara, *Galium verum*) esiintyi 28 kedolla ja harvinaisimmat (19 lajia) yhdellä. Havaitut lajimäärät vaihtelivat niin lajiryhmistä kuin havaintomenetelmästäkin riippuen (Taulukko 2). Tutkimusruutujen ulkopuolelta havaitut lajit kaksinkertaistivat putkilokasvien kokonaislajihavainnot. Huomionarvoisista putkilokasvilajeista kuusi on arvioitu äärimmäisen uhanalaiseksi, silmälläpidettäväksi tai vaarantuneeksi viimeisimmässä Suomen lajiston uhanalaisuusarviossa (Hyvärinen ym. 2019): tylppöorapihlaja (*Crataegus monogyna*) (äärimmäisen uhanalainen), ketoneilikka (*Dianthus deltoides*) (silmälläpidettävä), kissankäpälä (*Antennaria dioica*) (silmälläpidettävä, Varsinais-

Suomessa alueellisesti uhanalainen (Ryttäri 2012)), lehtosaarni (*Fraxinus excelsior*) (silmälläpidettävä), ahdekaurio (*Helictotrichon pratense*) (silmälläpidettävä) ja keltamatara (*Galium verum*) (vaarantunut). Havaitusta sammalista hakasuikerosammal (*Brachythecium campestre*) on arvioitu äärimmäisen uhanalaiseksi (Hyvärinen ym. 2019).

Kytkeytyneisyys oli mitatuilla vyöhykkeillä vähäistä, kun taas ketojen koko vaihteli paljon ja hajonta oli suurta (Taulukko 3). Karike oli yleistä niin keto- kuin ruututasollakin, joskin ruututasolla vaihtelu on suurempaa.

Taulukko 2. Lajimäärähavainnot yksittäisillä tutkimusruuduilla ja tutkimusruutujen yhteenlasketut summat (rivit: Putkilokasvilajit ja Sammallajit **kedolla**) ja koko putkilokasvilajisto, kun mukana on tutkimusruutujen lajimäärät ja ruutujen ulkopuoliset havainnot (rivi: Putkilokasvilajit **koko kedolla**). Lajihavainnot ovat lukumääriä, ka. = keskiarvo, min = minimi, max = maksimi.

| Vastemuuttajat | ka. | min. | max. | keskihajonta | keskivirhe |
|---------------------------------------|-----|------|------|--------------|------------|
| Putkilokasvilajit ruudulla | 8 | 0 | 19 | 3,3 | 0,3 |
| Putkilokasvilajit kedolla | 18 | 10 | 35 | 5,8 | 1,0 |
| Putkilokasvilajit koko kedolla | 39 | 24 | 52 | 7,2 | 1,2 |
| Sammallajit ruudulla | 3 | 0 | 13 | 2,5 | 0,2 |
| Sammallajit kedolla | 10 | 3 | 25 | 4,6 | 0,8 |
| Huomionarvoiset lajit kedolla | 6 | 2 | 10 | 2,2 | 0,4 |

Taulukko 3. Selittävien muuttujien keskiarvot (Ka.), minimi (Min.), maksimit (Max.), keskihajonta ja keskivirhe. Muuttujat on jaoteltu kolmeen eri havaintotasoon: maisematasoon, ketotasoon ja ruututasoon. Ketotasolla ruutuhavainnot karikkeesta, kallioisuudesta, tallauksesta pH:sta ja kasvillisuuden peittävydestä on käsitelty ruutuhavaintojen keskiarvoina. Kasvillisuuden peittävyys = putkilokasvilajien yleisyyksien summa.

| Maisematason muuttuja | Ka. | Min. | Max. | Keskihajonta | Keskivirhe |
|------------------------------------|------------|-------------|-------------|---------------------|-------------------|
| Kytkeytyneisyys (%) | 0,9 | 0,0 | 4,8 | 1,4 | 0,2 |
| Ketotason muuttujat | | | | | |
| Koko (m ²) | 524,0 | 16,0 | 2281,5 | 572,8 | 99,7 |
| Paahteisuus (0-180) | 65,8 | 2,0 | 172,0 | 45,1 | 7,9 |
| Kaltevuusaste (°) | 17,1 | 1,0 | 45,0 | 13,8 | 2,4 |
| Karrike (ka) (%) | 88,7 | 22,4 | 100,0 | 16,0 | 2,8 |
| Kallio/kivikko (ka) (%) | 8,5 | 0,0 | 24,8 | 7,8 | 1,4 |
| Tallaus (ka) (%) | 39,5 | 0,0 | 96,0 | 27,4 | 4,8 |
| pH (ka) | 5,6 | 4,2 | 7,8 | 0,7 | 0,1 |
| Kasvillisuuden peittävyys (ka) (%) | 158,3 | 17,0 | 413,0 | 91,2 | 15,9 |
| Ruututason muuttujat | | | | | |
| Karrike (%) | 88,2 | 0,0 | 100,0 | 23,0 | 1,8 |
| Kallio/kivikko (%) | 8,4 | 0,0 | 100,0 | 16,3 | 1,3 |
| Tallaus (%) | 39,4 | 0,0 | 100,0 | 36,4 | 2,8 |
| pH | 5,5 | 4,1 | 8,0 | 0,8 | 0,1 |
| Kasvillisuuden peittävyys (%) | 163,3 | 0,0 | 568,0 | 105,4 | 8,2 |

3.1 Putkilokasvilajimäärät keto- ja ruututasolla

Tarkastelin putkilokasvilajimääriä ketotasolla yleistetyllä lineaarisella mallilla (GLM). Tulosten (Taulukko 4) perusteella maaperän happamuudella (pH) ja kasvilajimäärällä sekä paahteisuudella ja kasvilajimäärällä oli unimodaalinen suhde. Kedon koolla ja kasvilajimäärällä oli positiivinen suhde, kun taas kallioisuudella ja kasvilajimäärällä suhde oli negatiivinen.

Taulukko 4. Putkilokasvien lajimääriä selittävän mallin muuttujat ketotason GLM-tarkastelussa, joista tilastollisesti merkitsevät **lihavoitu**. Z-arvo kertoo muuttujan selityksasteen ja suhteen. P-arvo tarkoittaa tuloksen todennäköisyyttä johtua vaihtelusta tai sattumasta. Vakiotermi on selitettävän muuttujan arvo selittävän muuttujan arvon ollessa nolla. Nolladevianssi ja jäännösdevianssi kertovat mallin sopivuudesta. AIC-arvo kertoo mallin toimivuudesta vertaamalla sitä muihin mahdollisiin malleihin.

| | Estimaatti | Keskivirhe | z-arvo | p-arvo |
|-------------------------|------------------------|-----------------------|--------|----------------------|
| (Vakiotermi) | 10,2 | 2,15 | 4,75 | <0,001 *** |
| Paahteisuus | 0,49 | 0,17 | 2,85 | 0,004** |
| Paahteisuus^2 | <-5 x10 ⁻⁰⁵ | <2 x10 ⁻⁰⁵ | -2,43 | 0,02* |
| Kytkeytyneisyys | 0,08 | 0,05 | 1,72 | 0,09 . |
| Kallioisuus | -0,09 | 0,05 | -1,99 | 0,05* |
| pH | 1,90 | 0,56 | 3,41 | <0,001*** |
| pH^2 | -0,21 | 0,07 | -3,26 | 0,001** |
| Kaltevuus | 0,34 | 0,21 | 1,65 | 0,10 . |
| Kaltevuus^2 | -6 x10 ⁻⁰⁴ | 3 x10 ⁻⁰⁴ | -1,74 | 0,08 . |
| Koko | -0,24 | 0,13 | -1,75 | 0,08 . |
| Koko^2 | 2 x10 ⁻⁰⁷ | 1 x10 ⁻⁰⁷ | 1,96 | 0,05* |
| Nolladevianssi | 58,0 | | | |
| Jäännösdevianssi | 31,3 | | | |
| AIC | 209 | | | |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '****' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' .

Toisen putkilokasvien lajimäärän analyysin tein tutkimusruutujen (1m*1m) mittakaavalla, yleistetyllä lineaarisella sekamallilla (GLMM). Ruututason mallissa ei ollut mukana neliötermejä, joten kiinteät muuttujat (*fixed effect*) selittivät lajimäärää lineaarisella mallilla. Keto oli mallissa satunnaismuuttuja, jolloin voitiin huomioida ruutuhavaintojen riippuvuus kedoista. Ruututason analyysien tulosten (Taulukko 5) perusteella kedon kaltevuus vähensi putkilokasvien lajimääriä, kun taas maaperän lievä happamuus selitti korkeaa lajimäärää.

Kun keto- ja ruututason malleja tarkastellaan rinnakkain (Taulukko 6), havaitaan ketotason suurempi selittävien muuttujien määrä. Molempien mittakaavojen muuttujissa nousee esille kuitenkin maaperän happamuuden merkitys putkilokasvien lajimäärälle.

Taulukko 5. Putkilokasvien lajimääriä selittävät muuttujat ruututason GLMM-tarkastelussa, jossa keto on otettu mukaan satunnaismuuttujana. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot **lihavoitu**. Alla korrelaatiomatriisi kiinteille selittäville muuttujille. Z-arvo kertoo muuttujan selitysasteen ja suhteen. P-arvo tarkoittaa tuloksen todennäköisyyttä johtua vaihtelusta tai sattumasta. Vakiotermin selittävän muuttujan arvo selittävän muuttujan arvon ollessa nolla. Nolladevianssi ja jäännösdevianssi kertovat mallin sopivuudesta. AIC-arvo kertoo mallin toimivuudesta vertaamalla sitä muihin mahdollisiin malleihin.







| Kiinteä muuttuja | Estimaatti | Keskivirhe | z-arvo | p-arvo |
|---------------------|------------|------------|--------|------------|
| Kaltevuus | -0,17 | 0,05 | -3,33 | <0,001 *** |
| Paahteisuus | 0,10 | 0,05 | 1,88 | 0,06 . |
| pH | 0,42 | 0,01 | 44,9 | <0,001*** |
| Nolladevianssi | 945 | | | |
| Residuaalidevianssi | 161 | | | |
| AIC | 953 | | | |

| Satunnaismuuttuja | Varianssi | Keskihajonta |
|--------------------|-----------|--------------|
| Keto (vakiotermin) | 0,07 | 0,26 |

| Kiinteiden muuttujien korrelaatiotaulukko | | |
|---|-----------|-------------|
| | Kaltevuus | Paahteisuus |
| Paahteisuus | -0,11 | |
| pH | -0,04 | 0,03 |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '***' 0,001 '***' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ''

Taulukko 6. Putkilokasvien lajimääriä selittävien mallien muuttujat keto- ja ruututasolla. Muuttujien järjestys on selitysasteen perusteella, ylimpänä korkeimman selitysasteen muuttujat. Tarkastelussa ovat vain tilastollisesti merkitsevät muuttujat (*). Nuolet osoittavat selitysasteen suhteen, positiivisen, negatiivisen tai unimodaalisen.

| Ketotaso | | Ruututaso | |
|--------------|---|------------|---|
| pH* |  | pH* |  |
| Paahteisuus* |  | Kaltevuus* |  |
| Kallioisuus* |  | | |
| Koko* |  | | |

3.2 Sammallajimäärät keto- ja ruututasolla

Ketotasolla tarkasteltuna kedon kallioisuudella oli positiivinen suhde sammalten lajimäärään, kun taas kaltevuudella ja kytkeytyneisyydellä suhde oli negatiivinen. (Taulukko 7). Ruututasolla tarkasteltuna esille nousi erityisesti putkilokasvien peittävyys ja kedon kaltevuuden negatiivinen yhteys sammallajirikkauteen (Taulukko 8). Sammalten lajimäärillä oli sen sijaan positiivinen suhde korkean pH:n sekä kedon kallioisuuden tai kivikkoisuuden välillä. Ketojen välillä oli hieman vaihtelua. Ympäristömuuttujat eivät korreloineet vahvasti keskenään, joskin vahvin korrelaatio oli putkilokasvien peittävyydellä ja kedon kallioisuudella.

Taulukko 7. Sammalten lajimäärää selittävän mallin muuttujat ketotason GLM-tarkastelussa. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot ja muuttujat on **lihavoitu**. Z-arvo kertoo muuttujan selitysasteen ja suhteen. P-arvo tarkoittaa tuloksen todennäköisyyttä johtua vaihtelusta tai sattumasta. Vakiotermin selitettävän muuttujan arvo selittävän muuttujan arvon ollessa nolla. Nolladevianssi ja jäännösdevianssi kertovat mallin sopivuudesta. AIC-arvo kertoo mallin toimivuudesta vertaamalla sitä muihin mahdollisiin malleihin.

| | Estimaatti | Keskivirhe | z-arvo | p-arvo |
|----------------------------|------------------------|-----------------------|--------|----------------------|
| (Vakiotermi) | 2,61 | 0,21 | 12,4 | < 0,001*** |
| Kytkeytyneisyys | -0,15 | 0,07 | -2,28 | 0,02* |
| Kallioisuus | 0,21 | 0,06 | 3,56 | <0,001*** |
| Tallaus | 0,32 | 0,22 | 1,41 | 0,2 |
| Tallaus ² | -2 x 10 ⁻⁰⁴ | 9 x 10 ⁻⁰⁵ | -1,93 | 0,05 . |
| Kaltevuus | -0,23 | 0,07 | -3,34 | <0,001*** |
| Nolladevianssi | 71,0 | | | |
| Residuaalidevianssi | 31,6 | | | |
| AIC | 176 | | | |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ''

Taulukko 8. Sammallajimääriä selittävät muuttujat ruututason GLMM-tarkastelussa, jossa keto on otettu mukaan satunnaismuuttujana. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot ja muuttujat on **lihavoitu**. Alla korrelaatiomatriisi kiinteille selittävälle muuttujille. Z-arvo kertoo muuttujan selityksasteen ja suhteen. P-arvo tarkoittaa tuloksen todennäköisyyttä johtua vaihtelusta tai sattumasta. Vakiotermin on selitettävän muuttujan arvo selittävän muuttujan arvon ollessa nolla. Nolladevianssi ja jäännösdevianssi kertovat mallin sopivuudesta. AIC-arvo kertoo mallin toimivuudesta vertaamalla sitä muihin mahdollisiin malleihin. Peittävyys = putkilokasvien yleisyyksien summa tutkimusruudulla.

| Kiinteä muuttuja | Estimaatti | Keskivirhe | z-arvo | p-arvo |
|----------------------------|------------|------------|--------|---------------------|
| Peittävyys | -0,30 | 0,07 | -4,25 | <0,001*** |
| Kaltevuus | -0,21 | 0,08 | -2,77 | 0,006** |
| pH | 0,18 | 0,01 | 13,6 | <0,001*** |
| Kallioisuus | 0,13 | 0,04 | 3,16 | 0,002** |
| Nolladevianssi | 691 | | | |
| Residuaalidevianssi | 160 | | | |
| AIC | 701 | | | |

| Satunnaismuuttuja | Varianssi | Keskihajonta |
|--------------------|-----------|--------------|
| Keto (vakiotermin) | 0,11 | 0,33 |

| Kiinteiden muuttujien korrelaatiotaulukko | | | |
|---|------------|-----------|-------|
| | Peittävyys | Kaltevuus | pH |
| Kaltevuus | 0,01 | | |
| pH | 0,11 | 0,02 | |
| Kallioisuus | 0,50 | 0,004 | -0,07 |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ''

Kun sammalten kahden eri mittakaavan analyysien tuloksia tarkastellaan rinnatusten (Taulukko 9), havaitaan, että kedon kallioisuudella ja kaltevuudella on yhteys lajirikkauteen molemmissa mittakaavoissa. Ruututasolla tulee kuitenkin ilmi hieman eri muuttujat kuin ketotasolla. Ruututasolla nousee esille erityisesti lajimäärän suhde maaperän happamuuden ja putkilokasvillisuuden peittävyys välillä, kun taas ketotasolla suhdetta ei havaita.

Taulukko 9. Sammalten lajimäärää selittävien mallien muuttujat keto- ja ruututasolla. Muuttujien järjestys on selitysasteen perusteella, ylimpänä korkeimman selitysasteen muuttujat. Taulukossa ovat vain tilastollisesti merkitsevät muuttujat (*). Nuolet osoittavat selitysasteen suhteen, positiivisen tai negatiivisen. Peittävyys = putkilokasvien yleisyyksien summa tutkimusruudulla.

| Ketotaso | | Ruututaso | |
|------------------|---|--------------|---|
| Kallioisuus* | ↗ | pH* | ↗ |
| Kaltevuus* | ↘ | Peittävyys* | ↘ |
| Kytkeytyneisyys* | ↘ | Kallioisuus* | ↗ |
| | | Kaltevuus* | ↘ |

3.3 Ketojen huomionarvoinen putkilokasvilajisto

Tulosten perusteella ketojen huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärää ei selitä mikään mitatuista muuttujista tilastollisesti merkitsevästi (Taulukko 10). Tallausvaikutuksen p-arvo on tosin tilastollisen merkitsevyyden rajalla. Myöskään kytkeytyneisyys ei tulosten perusteella selitä huomionarvoisten putkilokasvien lajirikkkautta, sillä se karsiutui pois mallista jo alustavassa muuttujavalinnassa.

Taulukko 10. Kedon huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärää selittävän mallin muuttujat ketotason GLM-tarkastelussa. Mikään selittävä muuttuja ei ole mallissa tilastollisesti merkitsevä. Z-arvo kertoo muuttujan selitysasteen ja suhteen. P-arvo tarkoittaa tuloksen todennäköisyyttä johtua vaihtelusta tai sattumasta. Vakiotermin on selitettävän muuttujan arvo selittävän muuttujan arvon ollessa nolla. Nolladevianssi ja jäännösdevianssi kertovat mallin sopivuudesta. AIC-arvo kertoo mallin toimivuudesta vertaamalla sitä muihin mahdollisiin malleihin.

| | Estimaatti | Keskivirhe | z-arvo | p-arvo |
|----------------------------|------------|------------|--------|---------------------|
| (Vakiotermi) | 1,75 | 0,07 | 24,0 | <0,001*** |
| Paahteisuus | -0,11 | 0,08 | -1,51 | 0,13 |
| Tallaus | 0,15 | 0,08 | 1,94 | 0,05 . |
| Nolladevianssi | 26,4 | | | |
| Residuaalidevianssi | 21,3 | | | |
| AIC | 145,0 | | | |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ''

4 TULOSTEN TARKASTELU

Tarkastelin tässä tutkimuksessa kytkeytyneisyyden ja ympäristötekijöiden vaikutusta ketojen putkilokasvien lajirikkauteen, sammallajirikkauteen ja ketojen huomionarvoisten putkilokasvien lajirikkauteen kolmella mittakaavalla: neliömetrin tutkimusruudulla, ketotasolla ja kaupunki- eli aluetasolla. Tärkeimpiä tuloksia olivat useiden ympäristötekijöiden kytkeytyneisyyttä voimakkaampi vaikutus kasvilajirikkauteen ja mittakaavan merkitys kasvilajiryhmien välillä. Myös selittävien muuttujien poikkeavat vasteet lajiryhmien välillä on merkittävää. Saadut tulokset olivat samansuuntaisia aiemman tutkimustiedon kanssa ja tulokset tukevat osin hypoteeseja. Suurimmat poikkeavuudet aiemmasta tutkimustiedosta olivat ketojen huomionarvoisen putkilokasvilajiston vasteessa kytkeytyneisyyteen ja ympäristömuuttujiin.

4.1 Kytkeytyneisyys

Asettamieni hypoteesieni mukaan paremmin kytkeytyneillä kedoilla on enemmän putkilokasvilajeja ja huomionarvoisia ketolajeja (saariteorian mukaisesti (MacArthur ja Wilson 1967)), ja putkilokasvien lajimäärällä on sammallajimääriä voimakkaampi vaste ketojen kytkeytyneisyyteen todennäköisesti kasviryhmien erilaisesta leviämiskyvystä johtuen (mm. Syrjänen 2002, Proctor 2009). Tämän tutkimuksen tulosten perusteella ketojen maisematason kytkeytyneisyys ei kuitenkaan nosta sammalten, putkilokasvien eikä ketojen huomionarvoisten putkilokasvien lajimääriä tilastollisesti merkitsevästi tutkituilla kedoilla. Putkilokasvien lajimäärään kytkeytyneisyydellä oli positiivinen viitteellinen vaikutus (Taulukko 4), mutta tulos ei ole tilastollisesti merkitsevä ja voi johtua sattumasta. Sammalten lajimäärään kytkeytyneisyydellä oli negatiivinen vaikutus ketotasolla tarkasteltuna (Taulukko 7). Negatiivinen suhde voi johtua välillisistä tekijöistä, kuten kilpailevan lajiston vaikutuksista. Vaikka kytkeytyneisyys vaikuttaisi positiivisesti sammaliin, kuten aiemmat tutkimukset osoittavat (Snäll

ym. 2004, Paltto ym. 2006), voi kytkeytyneisyys hyödyttää myös varjostavan putkilokasvilajiston leviämistä. Tällöin resurssikilpailu auringonvalosta – ja siinä häviäminen (Aude ja Ejrnæs 2005, Oldén ym. 2015) – voi osoittautua sammalille hyötyä suuremmaksi haitaksi. Maiseman kytkeytyneisyys voi hyödyttää myös vain sellaisia sammallajeja, jotka ovat vahvoja kilpailijoita, ja kytkeytyneisyys voi tätä kautta yksipuolistaa ketojen sammallajistoa. Tällöin eristyneimmillä kedoilla esiintyy harvinaista lajistoa, mikä nostaa alueellista sammallajimäärää. Viitteitä tästä on myös aiemmissa tutkimuksissa (Zartman 2003). Tutkin kytkeytyneisyyttä ainoastaan maisematasolla. Mittakaavaa pienentämällä, esimerkiksi keskittymällä erilaisten kasvualustojen, kuten kalliopintojen yleisyyteen, voitaisiin huomata elinympäristöjen kytkeytyneisyyden positiivinen vaikutus sammallajimäärään.

Kytkeytyneisyydellä ei havaittu yhteyttä huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärään, mikä voi johtua leviämistapojen monimuotoisuudesta tämän ryhmän sisällä. Osaan lajeista kytkeytyneisyys voi vaikuttaa, mutta osaan ei, jolloin vaste ei näy tuloksissa. Päätelmää tukee Adriaensin ym. (2006) tutkimus, jonka mukaan aineiston jako eri toiminnallisiin ryhmiin voi tuottaa erisuuntaisia tuloksia. Lisäksi huomionarvoinen lajisto oli melko vähäistä kedoilla, ja muut, välittömät ympäristötekijät, saattoivat vaikuttaa lajimäärään kytkeytyneisyyttä enemmän, eikä kytkeytyneisyyden vaste siten erottunut tuloksissa.

Aiemmissä kytkeytyneisyyden tutkimuksissa lajimäärän vastetta nykykytkeytyneisyydelle ei ole aina havaittu (Bastin ja Thomas 1999, Eriksson ja Cousins 2014). Tämä on voinut johtua putkilokasvien hitaasta vasteesta kytkeytyneisyyden menetykselle (Lindborg ja Eriksson 2004, Eriksson ja Cousins 2014, Lampinen ym. 2018). Tässä tutkimuksessa ei huomioitu historiallista kytkeytyneisyyttä, mikä saattaa heijastua lajimääriin nykykytkeytyneisyyttä vahvemmin. Lajimäärien vähäinen vaste kytkeytyneisyyteen voi johtua myös käytetystä kytkeytyneisyyden mallista. Moilanen ja Nieminen (2002) totesivat tutkimuksessaan, että vyöhykemenetelmiä paremmin kytkeytyneisyyden vaikutusta voidaan tutkia IFM-malleilla, joiden herkkyttä ja toimivuutta parantaa

niihin sisällytettävät arviot tutkittavan lajin leviämiskyvystä. Mikäli tässä tutkimuksessa olisi voitu ryhmitellä lajit leviämiskyvyn mukaan, olisi voitu mahdollisesti myös havaita kytkeytyneisyyden vaikutus ketojen kasvilajimääriin.

4.2 Ympäristötekijät

Kytkeytyneisyyttä tärkeämpiä lajirikkauden selittäjiä putkilokasvilajeilla olivat tämän tutkimuksen tulosten perusteella ympäristötekijät. Ympäristötekijöiden vasteet lajimääriin olivat osin aiemman tutkimustiedon mukaisia. Maaperän happamuutta koskevan hypoteesin mukaan maaperän korkea pH mahdollistaa suuremman määrän niin putkilo- kuin sammallajeja (lajien evoluutiohistoriaan perustuen (Pärtel 2002)). Maaperän pH:lla ilmenikin vahva positiivinen tai unimodaalinen suhde putkilokasvi- ja sammallajimääriin (Taulukot 4, 5 ja 8). Tämä yhteys on todettu useissa aiemmissa tutkimuksissa (Virtanen 2000, Pärtel 2002, Schuster ja Diekmann 2003, Oldén ym. 2005, Chytrý ym. 2007). Esimerkiksi Oldén ym. (2015) havaitsivat positiivisen suhteen puustoisten perinnebiotooppien maaperän vähäisen happamuuden ja sammalten ja putkilokasvilajien monimuotoisuuden välillä. Oldén ym. (2015) tutkimuksessa metsäiset maaperät olivat hyvin happamia (pH 3–5), kun taas tämän tutkimuksen ketojen maaperät olivat lähempänä neutraalia (pH 4–8). Koska pH kuvataan logaritmisella asteikolla, vaihtelu lähellä neutraalia on jyrkempää kuin vaihtelu asteikon ääripäissä. Tämän tutkimuksen tulokset siis vahvistavat, että maaperän happamuudella on yhteys lajirikkauteen myös vähäisellä muutoksella ja maannoksesta riippumatta. Maaperän happamuutta voidaan käyttää myös suojelelun ohjauksessa (Pärtel 2002). Tässä tapauksessa lajirikkauden suojelelun kannalta tärkeimpiä ketoja ovat ne, jotka ovat maaperältään lähellä neutraalia.

Kedon suuri koko ylläpiti suurta putkilokasvien lajimäärää MacArthurin ja Wilsonin (1967) saariteoriaan perustuvan hypoteesin mukaisesti. Tulos ei kuitenkaan ollut lineaarinen, vaan keskisuurella kedolla lajimäärä oli vähäisintä (Taulukko 4). Lajimäärä ei toisaalta vähentynyt tilastollisesti merkitsevästi koon

kasvaessa pienestä keskisuureen, joten tulos saattoi olla vaihtelusta johtuvaa, kun taas varmemmin voidaan sanoa, että isoimmat kedot ylläpitivät putkilokasvien suurinta lajimäärää, kuten aiemmissa tutkimuksissakin on todettu (Rosenzweig 1995, Bastin ja Thomas 1999, Aude ja Ejrnæs 2005). Voi myös olla, että lajimäärät heijastavat kedon pinta-alaa ennen mahdollista pirstaloitumista pieniin ketoalueisiin, jolloin historialliset ympäristötekijät vaikuttavat nykylajistoon.

Hypoteesin mukaan tallauksen lisääntyminen pienentää putkilokasvien kokonaislajimäärää ja nostaa kedon huomionarvoisten putkilokasvien sekä sammalten lajimääriä (Grimen (1977) elinkiertostrategiateorian mukaisesti). Tallauksen ja kedon huomionarvoisten putkilokasvilajien (Taulukko 10) ja sammallajien (Taulukko 7) määrien välinen suhde oli osin odotusten mukainen. Tulokset eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ja saattoivat olla vaihtelusta johtuvaa, mutta koska ne olivat aivan raja-arvon tuntumassa, voidaan tuloksia pitää viitteellisinä. Huomionarvoisella ketolajistolla tämä viittaa tallauksen ja lajimäärän positiiviseen suhteeseen ja sammalilla voimakkaan tallauksen lajimääriä vähentävään vaikutukseen. Tämä tarkoittaisi keskisuuren häiriön positiivista yhteyttä lajimäärään, mikä on todettu myös aiemmissa tutkimuksissa (Burden ja Randerson 1972, Connell 1978, Proulx ja Mazumder 1998, Hamberg 2009, Albrecht ja Hader 2013). Tallauksen heikohko suhde huomionarvoisten putkilokasvien lajirikkauteen saattoi johtua häiriön ulottumisesta vain kasvillisuuden pintakerrokseen, eikä maaperään saakka, kuten laidunnuksessa (Caners ym. 2009, Albrecht ja Hader 2013).

Muut ympäristöä säätelevät olosuhteet selittivät putkilokasvien lajirikkautta, joskaan eivät aivan hypoteesien mukaisesti. Hypoteesissa oletin rinteiden suuren kaltevuuden ja paahteisuuden ylläpitävän korkeaa huomionarvoisten ketolajien määrää ja korkeaa sammallajien määrää (Grimen (2002) elinkiertostrategian mukaisesti sekä lajiryhmien erilaisesta ravinteiden ottotavasta johtuen (Rydin 2009)). Ketojen huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärä ei tulosten perusteella kuitenkaan noussut rinteiden paahteisuuden voimistuessa (Taulukko 10), toisin kuin

aiemmassa tutkimuksessa on todettu (Römermann ym. 2008). Kedon paahteisuudella ja putkilokasvilajien rikkaudella havaittiin unimodaalinen suhde (Taulukko 4), mikä tarkoittaa, että täysin etelään tai pohjoiseen viettävillä kedoilla oli vähäisempi putkilokasvilajisto entä länteen ja itään viettävillä. Täysin etelään avautuva keto voi olla liian stressaava ympäristö useille lajeille etenkin kallioisella alueella. Kaltevimmilla kedoilla menestyivät harvat putkilokasvilajit (Taulukot 4 ja 5) ja sammallajit (Taulukot 7 ja 8), mikä voi johtua ravinteiden huuhtoutumisesta kaltevilta pinnoilta. Sen sijaan maaperän puuttuminen, eli kallioisuus, hyödytti sammalia, hypoteesin mukaisesti. Tämä voi johtua putkilokasveille vaikeista, mutta sammalille riittävistä olosuhteista. Vähäinen putkilokasvilajisto kallioisilla kedoilla vastaa myös Auestadin ym. (2008) havaintoja maaperän paksuuden vaikutuksesta putkilokasvilajistoon. Ketoalue määritellään pitkälti putkilokasvilajiston perusteella. Mikäli kallioalueet ovat lähinnä sammalten elinympäristöä, voi kallioisuuden ja lajimäärän suhde kuvastaa saariteorian (MacArthur ja Wilson 1967) mukaista positiivista elinympäristön koon ja lajimäärän välistä suhdetta. Tällöin kallioisuuden määrä kertoo kedon pinta-alaa paremmin sammalten elinympäristön koosta.

Putkilokasvilajiston peittävyttä koskevan hypoteesin mukaisesti peittävyys vähensi tulosten perusteella sammallajimäärää (lajiryhmien erilaisesta biologiasta ja koosta johtuen (Proctor 2009, Rydin 2009). Tämä on havaittu myös aiemmissä tutkimuksissa (Virtanen ym. 2000, Bergamini ym. 2001, Aude ja Ejrnæs 2005, Oldén ym. 2015). Sammalet eivät yleensä menesty putkilokasvillisuuden varjossa, vaikka niiden ei ravinnonottotavastaan johtuen tarvitsisi muuten kilpailla ravintoaineista juurellisten putkilokasvien kanssa (Rydin 2009). Koska putkilokasvilajien runsaus vähensi sammallajimäärää voimakkaasti, saattoivat muut sammallajimäärään suoraan vaikuttavat ympäristömuuttujat olla vaikeita havaita kedoilla, joilla putkilokasvilajisto on varjostavaa. Erot ympäristötekijöiden vasteessa saattoivat siis liittyä etenkin matalan valoa vaativan sammallajiston heikompaan asemaan auringonvalokilpailussa sekä erilaiseen ravinteidenottotapaan. Lisäksi ne tekijät,

jotka lisäävät putkilokasvillisuuden varjostavuutta ja karikkeen muodostumista, ovat välillisesti haitaksi sammallajirikkaudelle. Toisaalta niissä paikoissa, joissa putkilokasvilajisto ei menesty, kuten kallionpinnalla, pääsee kasvamaan rikas sammallajisto.

4.3 Mittakaavan vaikutus ja lajiryhmien erot

Mittakaavan vaikutus tuloksiin nousi tulosten tarkastelussa usein esille. Auestadin ym. 2008 tutkimus korostaakin mittakaavan merkitystä tutkittaessa elinympäristöjen kytkeytyneisyyden ja ympäristötekijöiden vaikutusta kasvilajistoon. Maisematason kytkeytyneisyydellä ei ollut vastetta lajimääriin lainkaan tutkimusruututason tarkastelussa, mutta ketotason tarkastelussa kytkeytyneisyys selitti erityisesti sammallajimäärää (Kuva 8). Tutkimuksen mittakaavaa valittaessa kohteena olevan lajiryhmän ekologisten tekijöiden huomioiminen on ensisijaista, kun tutkitaan lajiston vastetta ympäristötekijöihin. Sammalten lajimäärissä vasteet näkyivät erityisesti pienellä tutkimusruudun mittakaavalla, kun taas putkilokasvilajistolla vaste ilmeni erityisesti ketotason tarkastelussa (Kuva 8). Kuitenkin erityisesti tallauksella oli yhteys sammalten lajimäärän laskuun vain ketotason tarkastelussa. Tämän tutkimuksen tulosten, kuten myös aiemman tutkimuksen (Hamberg 2009) perusteella häiriö vaikuttaa laajalle alueelle, eikä neliömetrin tutkimusruutu kerro tallauksen kokonaisvasteesta lajistoon. Sen sijaan Auestadin ym. (2008) mukaan maaperän paksuuden vaikutus näkyy selkeimmin pienellä mittakaavalla. Tässä tutkimuksessa kallioisuuden yhteys sammallajimääriin ilmeni sekä tutkimusruutu- että ketotasolla. Putkilokasvien lajimäärään kedon kallioisuus heijastui vain ketotasolla. Kallioisuus saattoikin vähentää putkilokasvien mahdollista elinympäristöä koko kedon alueella, kun pienikokoisilla sammalilla mahdollinen elinympäristö suureni sekä tutkimusruutu- että ketotasolla.

Yhtään tekijää, joka selittäisi ketojen huomionarvoisten putkilokasvien lajimäärää, ei tässä tutkimuksessa löytynyt. Tämä saattoi johtua huomionarvoisten putkilokasvilajien havaintojen vähäisestä määrästä ja pienestä vaihtelusta kohdeketojen välillä ja lajiston toiminnallisesta vaihtelusta ryhmän sisällä. Jotta saataisiin selkeämmin esille, millainen yhteys kytkeytyneisyydellä tai ympäristötekijöillä on huomionarvoiseen lajistoon, pitäisi tehdä lajikohtaiset tarkastelut esimerkiksi leviämistavan perusteella.

| Lajiryhmä/mittakaava | Ruututaso | Ruutu-& ketotaso | Ketotaso |
|--------------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------------------------|
| Putkilokasvilajien määrä | | pH, paahteisuus, Kaltevuus | Kallioisuus, Koko, Kytkeytyneisyys |
| Sammallajien määrä | pH, Putkilokasv. peittävyys | Kaltevuus, Kallioisuus | Kytkeytyneisyys, Tallaus |

Kuva 8. Selittävien muuttujien yhteys lajiryhmien lajimääriin tutkimuksen mittakaavan mukaan jaoteltuna. Ruutu- & ketotaso -sarake tarkoittaa yhteyden ilmenemistä molemmissa mittakaavoissa. Selittävät muuttujat, jotka ovat **lihavoituina** paksureunaisissa laatikoissa ovat tilastollisesti merkitseviä ($p < 0,05$) (keskisarakeessa joko ruutu- tai ketotason tarkastelussa). Harmaalla pohjalla kuvatut muuttujat ovat yhteisiä selittäjiä sammalten ja putkilokasvien lajimäärille. Punaiset ympyrät osoittavat mittakaavan merkityksen lajiryhmillä. Putkilokasvien lajimäärää selittävät ympäristömuuttujat ilmenivät joko vain keto- tai keto- ja ruututasolla. Sammallaajimäärää selittivät tilastollisesti merkitsevästi joko ruutu- tai ruutu- ja ketotasolla tarkastellut ympäristömuuttujat. Putkilokasv. peittävyys = putkilokasvillisuuden peittävyys.

4.4 Kriittinen tarkastelu

Tietyt virhelähteet tulee ottaa huomioon tutkimuksen tuloksia tulkittaessa. Näitä ovat muun muassa ympäristöoloiltaan voimakkaasti muista poikkeavien yksittäisten kетоjen sisältyminen otantaan, lajinmääritysvirheet ja paikallisten ja maisematason ympäristöolojen mittaukseen liittyneet virhelähteet. Yksi poikkeavista kedoista sijaitti kalkkitehtaan vieressä, ja tehtaan kalkkilaskeuma todennäköisesti vaikutti alueen maaperään, sillä kedon maaperän pH:n keskiarvo (pH 7,8) oli aineiston korkein. Tämä näkyi mm. kalkinsuosijasammalen (*Didymodon fallax*) ja kalkinvaatijasammalen (*Encalypta streptocarpa*) esiintyminä, joskaan muutoin kasvillisuus ei poikennut merkittävästi muista kohteista.

Lajimäärityksessä saattoi tapahtua virheitä. Lisäksi osa putkilokasvi- ja sammallajeista jouduttiin määrittämään sukutasolle kuivan kesän vaikeasti tunnistettavan kasvillisuuden ja sammaleilla puuttuvien itiöpesäkkeiden vuoksi. Etenkin putkilokasvien lajimäärä voi todellisuudessa olla suurempi. Virhemääritykset ovat systemaattisia virheitä, eivätkä todennäköisesti vaikuta merkittävästi tutkimuksen tuloksiin. Sammalet määritettiin pitkälti kokeneen sammaltutkijan ohjauksessa. Osa sammalista, kuten uhanalaisluokituksen saanut sammallaji, on näiden kokeneiden sammaltutkijoiden määrittämiä.

Maisemakytkeytyneisyyttä tutkittaessa on vyöhykkeenä usein käytetty kilometrin sädettä elinympäristön reunasta (Paltto ym. 2006, Hanski 2011, Oldén ym. 2015). Tässä tutkimuksessa vyöhykkeen säde oli vain 250 metriä. Tämä johtui pienketojen tiheähköstä verkostosta, jolloin kilometrin säde olisi sisältänyt useita kohdeketoja vyöhykkeineen. Tämä olisi voinut aiheuttaa pseudoreplikaatiota, jossa sama maisema toistuu eri kohteissa ja tulokset vääristyvät. Käyttämällä 250 metrin sädettä aineistoon sisältyi mahdollisimman vähän päällekkäisyyttä kohdeketojen ja vyöhykkeiden kanssa. Koska jonkin verran päällekkäisyyttä kuitenkin tuli, tein tarkistusanalyysin pienemmällä aineistolla, josta olin systemaattisesti poistanut päällekkäisten vyöhykkeiden kedot (Liite 6). Jätin aineistoon mahdollisimman

saman määrän eri kytkeytyneisyysluokkien ketoja ja mahdollisimman samankokoisia ketoja. Tällöin aineistoon jäi 33 kedosta 26. Kytkeytyneisyysanalyysin tulokset olivat molemmilla aineistolla samansuuntaiset, joten käytin lopullisessa analyysissä muuttujina kaikkien ketojen kytkeytyneisyyttä. Toisaalta vyöhykkeiden päällekkäisyyttä on ilmennyt myös aiemmissa tutkimuksissa (Poniatowski ym. 2018).

Tienvarsia tai muita hoidettuja, kuivia elinympäristöjä ei huomioitu tutkimuksessa. Näiden sisällyttäminen kunkin kedon kytkeytyneisyyttä kuvaaviin vyöhykemalleihin olisi mahdollisesti lisännyt kytkeytyneisyyttä ainakin niiden kasvien osalta, joilla ei ole yleisiä kasvupaikkavaatimuksia. Tienpientareiden lajistoon ei kuitenkaan kuulu yhtä runsaasti kedoille ominaisia kasvilajeja, eikä tienpientareiden hoito ole perinnebiotooppilajistoa suosivaa (Tikka ym. 2000, Jantunen ym. 2006). Tästä ja resurssisyistä muut kuin kedoiksi määritellyt elinympäristöt jätettiin kytkeytyvyysmittausten ulkopuolelle.

Myös tilastollisissa analyyseissä voi olla virhelähteitä. Bonferroni-korjaus p-arvoille voisi antaa realistisemman kuvan tilastollisesti merkitsevistä p-arvoista, mutta saadut tulokset antavat kuitenkin jo tietoa merkitsevistä muuttujista. Lisäksi jätin ketotason lopullisten analyysien ympäristömuuttujista karikkeen pois, sillä sen jäännösvaihtelu ei ollut tasaisesti jakautunut (Kuva 4). Poisjättäminen saattoi vaikuttaa tuloksiin. Karikkeen sisällyttäminen ketotason analyysiin ilman muutamaa poikkeavan havainnon ketoa voisi osoittaa karikkeen ainakin suuntaantavan vaikutuksen lajimääriin. Kun pidin karikkeaineiston analyyseissä myös poikkeavat havainnot, ilmeni karikkeen negatiivinen yhteys sammalten ja putkilokasvien lajirikkaudelle (Liite 7). Karikemuuttujan sisällyttäminen analyysiin vaikutti myös muihin suhteisiin ympäristömuuttujien ja kasvilajimäärien välillä.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimukseni tulokset nostivat esille putkilokasvien ja sammalten välisistä eroista uutta tietoa, joka tulisi ottaa huomioon kasvilajimääriä tutkittaessa ja teorioita kehitettäessä. Nämä erot tulivat esille tutkimuksen kahden eri mittakaavan avulla ja voivat johtua kasvien erilaisesta biologiasta, sillä sammalet ovat putkilokasveihin verrattuna pieniä niin maan pinnalla kuin juurettomina maan alla. Tutkimuksen mittakaavaa mukauttamalla saadaan paremmin vertailtavaa tietoa niistä tekijöistä, jotka selittävät lajirikkautta: sammalia tulee lähestyä pitkälti pienellä mittakaavalla ja putkilokasveja suuremmalla. Mittakaavan vaikutus tuloksiin näkyi erityisesti elinympäristön kokoon liittyvissä muuttujissa: kedon koossa, kallioisuudessa ja kytkeytyneisyydessä. Saariteoriaa sen perinteisessä maisema- tai aluemittakaavassa (MacArthur ja Wilson 1967) voidaankin osin kyseenalaistaa sammalten osalta. Teoriaa sovellettaessa käytännön tutkimukseen, tulee ainakin elinympäristö määrittellä lajiryhmän biologian perusteella. Nykykäsitykset sammalten biologiasta ei lisäksi tämän tutkimuksen perusteella riitä selittämään saatuja tuloksia sammalten vähäisistä lajimääristä stressaavassa ympäristössä, kuten paahteisissa rinteissä. Tämä tarkoittaa, että laajalti hyväksytyt, mutta jälleen putkilokasvillisuuden avulla kehitetyt Grimen (1977) elinkiertostrategia ja Connellin (1978) keskisuuren häiriövaikutuksen hypoteesi ei saamieni tulosten perusteella ensisijaisesti määrittele sammallajien esiintymistä, vaan sitä muokkaavat vahvemmin muut tekijät. Yksi tällainen tekijä voisi olla kilpailu: siellä missä putkilokasvillisuus ja sammalet joutuvat kilpailemaan resursseista, ovat sammallajimäärät pieniä ja päinvastoin. Vaikka sammallajien ja putkilokasvilajien erillistä tutkimusta on tehty, kasvien tutkimus samassa ajassa ja paikassa, soveltuvilla mittakaavoilla, antaa tietoa ryhmien välisistä eroista ja vuorovaikutuksesta.

Kytkeytyneisyyden yhteys putkilokasvien lajirikkauteenkin oli vain viitteellinen. Tiedetään, että ihmislähtöinen toiminta vaikuttaa suoraan ja epäsuoraan

lajikoostumukseen, -määrään ja -runsauteen. Vallitseeko kaupunkikedoilla siis eräänlainen ”kaupunkivaikutus”, jolloin leviämismahdollisuuksiin vaikuttaa erityisesti kaupunkimaisemaan kytkeytyvä tekijä, ei vain elinympäristöjen pinta-ala tietyllä vyöhykkeellä? Puuttuvan tekijän löytyminen voisi auttaa hienosäätämään kaupunkeihin sovellettavaa saariteoriaa. Jatkotutkimusta elinympäristöjen kytkeytyneisyydestä voitaisiinkin tehdä esimerkiksi kaupunkien 3D-mallinnuksen avulla ja siten edistää kattavaa ymmärrystä eliöiden levittäytymisestä kaupunkiympäristössä ja edelleen lajiston monimuotoisuudesta.

Saatuja tutkimustuloksia voidaan soveltaa myös käytäntöön. Perinnebiotooppien kasvilajisto pysyy edustavana vain aktiivisessa hoidossa. Kaupungeissa tarvitaan lisäksi muulta maankäytöltä suojaava status, kuten esimerkiksi kaavasuojelumerkintä. Koska perinnebiotooppien hoito vaatii jatkuvia resursseja, tulee nämä elinympäristöt voida arvottaa siten, että mahdollisimman vähällä resurssien käytöllä saadaan suojeltua mahdollisimman paljon monimuotoista luontoa. Tätä varten tarvitaan tutkimusta, joka auttaa suuntaamaan resursseja tehokkaalla tavalla tärkeimpiin kohteisiin. Tämän hetken teot vaikuttavat todistetusti kasviyhteisöissä vielä vuosikymmentenkin kuluttua. Kytkeytyneisyys tulee huomioida valitsemalla suojelukohteiksi sekä toisiaan lähellä sijaitsevia ”ketoryppäitä”, että eristyneitä, mutta lajistoltaan rikkaita ja monimuotoisia ketoja. Lajistollisesti yhtä edustavista kohteista tulee priorisoida se, jonka on ympäristöololtaan suotuisa lajiston edustavuuden säilymiselle. Molempien kasviryhmien lajirikkautta tukee kooltaan suuri, osittain kallioinen, maaperältään luontaisesti hieman hapan ja kevyesti virkistyskäytössä oleva keto. Virkistyskäytöstä aiheutuva tallaus toimii lievänä häiriönä, mutta kieli myös ihmisten kiinnostuksesta kyseisiin ketoihin. Kiinnostus taas lisää mahdollisuuksia levittää tietoisuutta ketolajiston monimuotoisuudesta, ja voi auttaa tarpeellisen hoidon järjestämisessä. Lähiketoja voitaisiin saatujen tulosten valossa markkinoida vaikkapa niille ominaisilla luontoarvoilla, ja näin muodostaa kaupunkikedoista eräänlaisia lippulaivabiotooppeja luonnon monimuotoisuuden suojelussa.

KIITOKSET

Kiitän avusta, tuesta ja ohjauksesta ohjaajiani tohtorikoulutettavia Jussi Lampista ja Tinja Pitkämäkeä Turun yliopistosta sekä lehtori Minna-Maarit Kytöviitaa Jyväskylän yliopistosta. Kiitän lisäksi suuresta avusta sammalmäärityksissä dosentti Sanna Huttusta Turun yliopistosta sekä Suomen sammalryhmän jäsentä Timo Kypärää. Tutkimuksen taloudellisesta tuesta kiitän apurahanmyöntäjiä Suomen Biologian Seura Vanamoja sekä Societas pro Fauna et Flora Fennicaa, sekä Jyväskylän yliopistoa Konnevesi-apurahasta, joka mahdollisti viikon intensiiviyöskentely Konneveden tutkimusasemalla. Kiitän lämpimästi myös kaikkia läheisiäni, jotka keskustelun ja ideoinnin kautta auttoivat ja edistivät pro gradu -työtäni. Tämä tutkimus on osa Turun yliopiston Ketohanketta.

KIRJALLISUUS

- Adriaens, D. Honnay, O. & Hermy, M. 2006. No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biol. Conserv.* 133: 212–224, doi:10.1016/j.biocon.2006.06.006.
- Aho K., Derryberry D. & Peterson T. 2014. Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. *Ecology* 95: 631–636, doi:10.1890/13-1452.1.
- Akaike H. 1998. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. Teoksessa: Parzen E., Tanabe K., Kitagawa G. (toim.), *Selected Papers of Hirotugu Akaike*. Springer Series in Statistics (Perspectives in Statistics). Springer, New York, NY
- Albrecht, H. & Haider, S. 2013. Species diversity and life history traits in calcareous grasslands vary along an urbanization gradient. *Biodivers. Conserv.* 22: 2243–2267, doi:10.1007/s10531-013-0437-0.
- Aude E. & Ejrnæs R. 2005. Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. *Oikos* 109: 323–330.

- Auestad, I., Rydgren, K., Økland, R. H. 2008. Scale-dependence of vegetation-environment relationships in semi-natural grasslands. *J. Veg. Sci.* 19: 139, doi:10.3170/2007-8-18344.
- Auffret, A.G., Rico, Y., Bullock, J.M., Hooftman, D.A.P., Pakeman, R.J., Soons, M.B., Suárez-Esteban, A., Traveset, A., Wagner, H.H., Cousins, S.A. & Buckley, Y. 2017. Plant functional connectivity - integrating landscape structure and effective dispersal. *J. Ecol.* 105: 1648–1656, doi:10.1111/1365-2745.12742.
- Ayram, C.C.A., Mendoza M.E., Etter A. & Salicrup D.R.P. 2016. Habitat connectivity in biodiversity conservation. *Prog. Phys. Geogr.* 40: 7–37.
- Baessler C. & Klotz S. 2006. Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115: 43–50, doi:10.1016/j.agee.2005.12.007.
- Bastin, L. & Thomas, C. 1999. The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landsc. Ecol.* 14: 493–507, doi:1008036207944.
- Belsley, D. A., Kuh, E. & Welsch, R. E. 1980. *Regression Diagnostics: Identifying Influential Data and Sources of Collinearity*. New York: John Wiley. s. 85.
- Bergamini A., Pauli D., Peintinger M. & Schmid B. 2001. Relationships between productivity, number of shoots and number of species in bryophytes and vascular plants. *J. Ecol.* 89: 920–929, doi:10.1111/j.1365-2745.2001.00613.x.
- Birge T. & Herzon I. 2014. Motivations and experiences in managing rare semi-natural biotopes: A case from Finland. *Land Use Policy* 41: 128–137, doi:10.1016/j.landusepol.2014.05.004.
- Bolker B.M., Brooks M.E., Clark C.J., Geange S.W., Poulsen J.R., Stevens M.H.H. & White J.S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24: 127–135, doi:10.1016/j.tree.2008.10.008.
- Brauner N. & Shacham M. 1998. Role of range and precision of the independent variable in regression of data. *AIChE Journal* 44: 603–611, doi:10.1002/aic.690440311.
- Bruun, H.H. 2000. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23: 641–650, doi:10.1111/j.1600-0587.2000.tb00307.x.
- Burden R.F. & Randerson P.F. 1972. Quantitative Studies of the Effects of Human Trampling on Vegetation as an Aid to the Management of Semi-Natural Areas. *J. Appl. Ecol.* 9: 439–457, doi:10.2307/2402445.

- Caners, R.T., Macdonald, E.S. & Belland, R.J. 2009. Recolonization potential of bryophyte diaspore banks in harvested boreal mixed-wood forest. *Plant Ecol.* 204: 55–68.
- Chytrý M., Danihelka J., Ermakov N., Hájek M., Hájková P., Kočí M., Kubešová S., Lustyk P., Otýpková Z., Popov D., Roleček J., Řezníčková M., Šmarda P. & Valachovič M. 2007. Plant species richness in continental southern Siberia: effects of pH and climate in the context of the species pool hypothesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 668–678, doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00320.x.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* 199: 1302–1310
- Cousens, R., Dytham, C. & Law, R. 2008. *Dispersal in plants: A population perspective*. Oxford University Press, New York.
- Cousins S.A.O. 2006. Plant species richness in midfield islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. *Biol. Conserv.* 127: 500–509.
- Crawley M.J. & Harral J.E. 2001. Scale Dependence in Plant Biodiversity. *Science* 291: 864–868, doi:10.1126/science.291.5505.864.
- Damschen, E.I., Baker, D.V., Bohrer, G., Nathan, R., Orrock, J.L., Turner, J.R., Brudvig, L.A., Haddad, N.M., Levey, D.J. & Tewksbury, J.J. 2014. How fragmentation and corridors affect wind dynamics and seed dispersal in open habitats. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 111: 3484–3489, doi:10.1073/pnas.1308968111
- Eriksson, O. & Cousins, S.A.O. 2014. Historical Landscape Perspectives on Grasslands in Sweden and the Baltic Region. *Land* 3: 300–321, doi:10.3390/land3010300.
- Fischer J. & Lindenmayer D.B. 2002. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biol. Conserv.* 106: 129–136, doi:10.1016/S0006-3207(01)00241-5.
- Fischer J. & Lindenmayer D.B. 2007. Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 265–280, doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist* 111: 1169–1194, doi:10.1086/283244.

- Guisan A., Edwards T.C. & Hastie T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecol. Model.* 157: 89–100, doi:10.1016/S0304-3800(02)00204-1.
- Hamberg L., Lehvavirta S., Malmivaara-Lämsä Minna, Rita H. & Kotze D.J. 2008. The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *App. Veg. Sci* 11: 83–98, doi:10.1111/j.1654-109X.2008.tb00207.x.
- Hamberg, L. 2009. The effects of habitat edges and trampling intensity on vegetation in urban forests. Väitöskirja. *Helsingin yliopisto*
- Hanski I. 1994. A Practical Model of Metapopulation Dynamics. *J. Anim. Ecol.* 63: 151–162, doi:10.2307/5591.
- Hanski, I. 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *Ambio* 40: 248–255, doi:10.1007/s13280-011-0147-3.
- Hawkins D.M. 2004. The Problem of Overfitting. *J. Chem. Inf. Comput. Sci.* 44: 1–12, doi:10.1021/ci0342472.
- Hilty, J. A., Lidicker, W. Z. & Merenlender, A. M. 2006. *Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, DC
- Helm A., Hanski I. & Partel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.* 9: 72.
- Herrera L., Sabatino M., Jaimes F. & Saura S. 2017. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodivers. Conserv.* 26: 3465–3479, doi:10.1007/s10531-017-1416-7.
- Hooftman D.A.P., Edwards B. & Bullock J.M. 2016. Reductions in connectivity and habitat quality drive local extinctions in a plant diversity hotspot. *Ecography* 39: 583–592, doi:10.1111/ecog.01503.
- Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A., Liukko U-M. (toim.) Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. *Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus*.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A. & Saarnio S. 2006. Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Ann. Bot. Fenn.* 43:107–117.
- Jones, J.A., Hutchinson, R., Moldenke, A., Pfeiffer, V., Helderop, E., Thomas, E., Griffin, J. & Reinholtz, A. 2018. Landscape patterns and diversity of meadow plants and flower-visitors in a mountain landscape. *Landsc. Ecol.* 1–18.

- Kemppainen R. 2017. Perinnemaisemien inventointiohje. *Raportteja* 25/2017. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Turku.
- Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). 2018. *Suomen luontotyyppejen uhanalaisuus 2018. Luontotyyppejen punainen kirja. Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus.
- Klaus, V. H. 2013. Urban Grassland Restoration: A Neglected Opportunity for Biodiversity Conservation. *Restor. Ecol.* 21: 665–669.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K. M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecol. Lett.* 13: 597–605.
- Lampinen J. 2019. Disturbance, microclimate and historical habitat connectivity determine the population performance of the threatened grassland specialist *Carex caryophylla* in remnant grasslands. *Nord. J. Bot.* 37
- Lampinen, J., Heikkinen, R., Manninen, P., Rytteri, T. & Kuussaari, M. 2018. Importance of local habitat conditions and past and present habitat connectivity for the species richness of grassland plants and butterflies in power line clearings. *Biodivers. Conserv.* 27:217–233.
- Lampinen J. 2017. *Kedot ja kalliokedot Turun keskustan ympärillä*. Julkaisematon paikkatietoaineisto.
- Lampinen J., Koskela A. 2016. *Juhannuskukkulan perinnebiotoopin kasvillisuus, luontotyypit ja hoitosuunnitelma*. Turun kaupungin ympäristöjulkaisu 4/2016.
- Lehtomaa L. 2000. *Varsinais Suomen perinnemaisemat: Egentliga Finlands vårdbiotoper*. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85:7 s. 1840–1845.
- Luoto, M., Rekolainen M., Aakkula, J., & Pykälä, J. 2003. Loss of Plant Species Richness and Habitat Connectivity in Grasslands Associated with Agricultural Change in Finland. *Ambio* 32: 447–452.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ.Press
- Menard, S. 2002. *Quantitative Applications in the Social Sciences: Applied logistic regression analysis*. Thousand Oaks, CA: AGE Publications, Inc. doi: 10.4135/9781412983433

- Merunková K. & Chytrý M. 2012. Environmental control of species richness and composition in upland grasslands of the southern Czech Republic. *Plant. Ecol.* 213: 591–602.
- Moilanen, A. & Nieminen, M. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83: 1131–1145.
- Müller, J., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Prati, D., Hölzel, N. & Fischer, M. 2012. Impact of Land-Use Intensity and Productivity on Bryophyte Diversity in Agricultural Grasslands. *PLoS ONE* 7:12.
- Nelder J.A. & Wedderburn R.W.M. 1972. Generalized Linear Models. *J. R. Stat. Soc. Ser. A.* 135: 370–384, doi:10.2307/2344614.
- Oldén A., Raatikainen K.J., Tervonen K. & Halme P. 2016. Grazing and soil pH are biodiversity drivers of vascular plants and bryophytes in boreal wood-pastures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 222: 171–184.
- Paltto H., Nordén B., Götmark F. & Franc N. 2006. At which spatial and temporal scales does landscape context affect local density of Red Data Book and Indicator species? *Biol. Conserv.* 133: 442–454.
- Poniatowski D., Stuhldreher G., Löffler F. & Fartmann T. 2018. Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biol. Conserv.* 225: 237–244.
- Proctor M.C.F. 2009. Physiological ecology. Teoksessa: Goffinet B. & Shaw J. (toim.), *Bryophyte Biology*, Cambridge University Press, s. 237–268.
- Proulx M. & Mazumder A. 1998. Reversal of Grazing Impact on Plant Species Richness in Nutrient-Poor vs. Nutrient-Rich Ecosystems. *Ecology* 79: 2581.
- Pykälä J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Helsinki. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 559.
- Pärtel M. 2002. Local Plant Diversity Patterns and Evolutionary History at the Regional Scale. *Ecology* 83: 2361–2366.
- Raatikainen, K. J. 2018. Conservation of traditional rural biotopes in Finland: A social-ecological approach. *Väitöskirja*. Jyväskylän yliopisto.
- Raatikainen K.M., Mussaari M., Raatikainen K.J. & Halme P. 2017. Systematic targeting of management actions as a tool to enhance conservation of traditional rural biotopes. *Biol. Conserv.* 207: 90–99.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ. Press. Cambridge.

- Rydin H. 2009. Population and community ecology. Teoksessa: Goffinet B. & Shaw J. (toim.). *Bryophyte Biology*. Cambridge University Press. s. 393–444.
- Ryttäri, T., Kalliovirta, M. & Lampinen, R. 2012. *Suomen uhanalaiset kasvit*. Helsinki. Tammi.
- Rösch V., Tscharntke T., Scherber C. & Batáry P. 2013. Landscape composition, connectivity and fragment size drive effects of grassland fragmentation on insect communities. *J. Appl. Ecol.* 50: 387–394, doi:10.1111/1365-2664.12056.
- Römermann, C. Tackenberg, O., Jackel, A-K. & Poschlod, P. 2008. Eutrophication and fragmentation are related to species' rate of decline but not to species rarity: Results from a functional approach. *Biodivers. Conserv.* 17: 591–604.
- Schulman A., Alanen A., Hæggström C.-A., Huhta A.-P., Jantunen J., Kekäläinen H., Lehtomaa L., Pykälä J. & Vainio M. 2008. Perinnebiotoopit. Teoksessa: Raunio A., Schulman A. & Kontula T. (toim.), *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2 Luontotyyppien kuvaukset*, Suomen ympäristö 8/2008, s. 397–466.
- Schuster B. & Diekmann M. 2003. Changes in Species Density along the Soil pH Gradient: Evidence from German Plant Communities. *Folia Geobotanica* 38: 367–379.
- Snäll T., Hagström A., Rudolphi J. & Rydin H. 2004. Distribution pattern of the epiphyte *Neckera pennata* on three spatial scales – importance of past landscape structure, connectivity and local conditions. *Ecography* 27: 757–766.
- Soons, M.B., Messelink, J.H., Jongejans, E. & Heil, G.W. 2005. Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind-dispersed forbs. *J. Ecol.* 93: 1214–1225, doi:10.1111/j.1365-2745.2005.01064.x.
- Soulé, M.E., Estes, J.A., Miller, B. & Honnold, D.L. 2005. Strongly interacting species: Conservation policy, management, and ethics. *Bioscience*, 55(2), 168–176. doi:http://dx.doi.org/10.1641/00063568(2005)055[0168:SISCPM]2.0.CO;2
- Syrjänen, K. 2002. 2.2 Sammalten levinneisyys. Teoksessa: Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.), *Suomen sammalet: Levinneisyys, ekologia ja uhanalaisuus*, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, s. 25–36.
- Taylor, P.D. Lenore F., Kringen H. & Gray M. 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68: 571–573.
- Tikka P.M., Koski P.S., Kivelä R.A. & Kuitunen M.T. 2000. Can Grassland Plant Communities Be Preserved on Road and Railway Verges? *Appl. Veg. Sci.* 3: 25–32, doi:10.2307/1478915.

- Tilman D., May R.M., Lehman C.L. & Nowak M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Tirri R., Lehtonen J. & Pihakaski S. 2001. *Biologian sanakirja*. (4. painos). Otava, Vantaa.
- Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7–19.
- Uroy L., Ernoult A. & Mony C. 2019. Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landsc. Ecol.* 34: 203–225, doi:10.1007/s10980-019-00771-5.
- Vainio M., Kekäläinen H., Alanen A. & Pykälä J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. *Suomen ympäristö* 527.
- van der Wal R., Pearce I.S.K. & Brooker R.W. 2005. Mosses and the Struggle for Light in a Nitrogen-Polluted World. *Oecologia* 142: 159–168, doi:10.1007/s00442-004-1706-0.
- Virtanen R., Johnston A.E., Crawley M.J. & Edwards G.R. 2000. Bryophyte Biomass and Species Richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. *Plant Ecol.* 151: 129–141, doi:1026533418357.
- Walter P. Carson & Chris J. Peterson. 1990. The Role of Litter in an Old-Field Community: Impact of Litter Quantity in Different Seasons on Plant Species Richness and Abundance. *Oecologia* 85: 8–13, doi:10.1007/BF00317337.
- Wasserstein R.L., Schirm A.L. & Lazar N.A. 2019. Moving to a World Beyond “ $p < 0.05$ ”. *Am. Stat.* 73: 1–19, doi:10.1080/00031305.2019.1583913.
- Wittig, R., Becker, U. & Nawrath, S. 2010. Grassland loss in the vicinity of a highly prospering metropolitan area from 1867/68 to 2000—The example of the Taunus (Hesse, Germany) and its Vorland. *Landscape Urban Plan.* 95: 175–180.
- Zartman C.E. 2003. Habitat Fragmentation Impacts on Epiphyllous Bryophyte Communities in Central Amazonia. *Ecology* 84: 948–954, doi:HFIOEB]2.0.CO;2.
- Zechmeister H. & Moser D. 2001. The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. *Biodivers. Conserv.* 10: 1609–1625, doi:1012008828522.

LIITE 1. MAASTOLOMAKE

Kartoittaja: _____

Keto: _____

Pvm: _____

Alkoi klo: _____ Loppui klo: _____

Ilmansuunta: _____ Kaltevuusaste: _____

| | Ruutu 1 | Ruutu 2 | Ruutu 3 | Ruutu 4 | Ruutu 5 | Keto |
|----------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------|
| Kalliota tai kivikkoa | | | | | | |
| pH | | | | | | |
| Tallaus | | | | | | |
| Kariker | | | | | | |
| Ahdekaura* | | | | | | |
| Ahokeltanot | | | | | | |
| Aholeinikki* | | | | | | |
| Ahomansikka | | | | | | |
| Ahomatara | | | | | | |
| Ahopukinjuuri | | | | | | |
| Ahosuolaheinä (acetosella) | | | | | | |
| Aitaorapihlaja | | | | | | |
| Englanninraiheinä | | | | | | |
| Haapa | | | | | | |
| Hakarasara | | | | | | |
| harakankello | | | | | | |
| Häränsilmä* | | | | | | |
| Haurasloikko | | | | | | |
| Heinätähtimö | | | | | | |
| Helmilijjat sp. | | | | | | |
| Hietakastikka | | | | | | |
| Hietalemmikki* | | | | | | |
| Hiirenvirna | | | | | | |
| Hirssisara | | | | | | |
| Hirvenputki | | | | | | |
| Hopeahanhikit | | | | | | |
| Huopakeltano | | | | | | |
| Idänukonputki | | | | | | |
| Iharuus | | | | | | |
| Isomaksaruoho | | | | | | |
| isotuomipihlaja | | | | | | |
| Jänönapila | | | | | | |

| | | | | | | |
|----------------------|--|--|--|--|--|--|
| Jänönsalaatti | | | | | | |
| jänönsara | | | | | | |
| Järviruoko | | | | | | |
| Jauhosavikka | | | | | | |
| Jäykkäpitkäpalko* | | | | | | |
| Juolavehnä | | | | | | |
| Käärmeenpistonyrtti* | | | | | | |
| Kallioimarre | | | | | | |
| kalliokielo | | | | | | |
| Kalliotuhkapensas* | | | | | | |
| Kalvassara | | | | | | |
| Kamomillasaunio | | | | | | |
| Kanerva | | | | | | |
| Kanervisara | | | | | | |
| Kangasajuruoho* | | | | | | |
| Kangasmaitikka | | | | | | |
| Karheapillike | | | | | | |
| Karvakiviyrtti | | | | | | |
| Karvaskallioinen | | | | | | |
| karviainen | | | | | | |
| Kataja | | | | | | |
| Keltakannusruoho | | | | | | |
| Keltamaite* | | | | | | |
| Keltamaksaruoho | | | | | | |
| Keltamatara* | | | | | | |
| Keltanot spp | | | | | | |
| Keto-orvokki | | | | | | |
| ketohärkki | | | | | | |
| Ketokäenminttu* | | | | | | |
| Ketokeltto | | | | | | |
| Ketomaruna | | | | | | |
| Ketoneilikka* | | | | | | |
| Ketonoidanlukko* | | | | | | |
| Ketopiippo* | | | | | | |
| Ketotädyke | | | | | | |
| Kevätesikko | | | | | | |
| Keväthanhikki* | | | | | | |
| Kevätkynsimö | | | | | | |
| Kevätleinikki | | | | | | |
| Kevätpiippo | | | | | | |
| Kevätsara | | | | | | |
| Kevättädyke | | | | | | |
| Kevättaskuruoho | | | | | | |
| Kielo | | | | | | |
| Kiiltotuhkapensas | | | | | | |
| Kissankäpälä* | | | | | | |
| Kissankello | | | | | | |
| Kivikkoalvejuuri | | | | | | |
| Koiranheinä | | | | | | |
| Koiranputki | | | | | | |
| Korpipaatsama | | | | | | |
| Kotipihlaja | | | | | | |
| Kultapiisku | | | | | | |

| | | | | | | |
|----------------------------|--|--|--|--|--|--|
| kumina | | | | | | |
| kurjenkello | | | | | | |
| Kuusi | | | | | | |
| Kyläkarhiainen | | | | | | |
| Kyläkellukka | | | | | | |
| Kylänurmikka | | | | | | |
| Lampaannata | | | | | | |
| Lehtoarho | | | | | | |
| Lehtokorte | | | | | | |
| Lehtokuusama | | | | | | |
| Lehtonurmikka | | | | | | |
| Lillukka | | | | | | |
| Linnunkaali | | | | | | |
| Litteänurmikka | | | | | | |
| Lituruoho | | | | | | |
| Liuskaraunioinen | | | | | | |
| Lutukka | | | | | | |
| Maahumala | | | | | | |
| Maitohorsma | | | | | | |
| Mäkiarho | | | | | | |
| Mäkikaura* | | | | | | |
| Mäkikuisma | | | | | | |
| Mäkilemmikki* | | | | | | |
| Mäkimeirami* | | | | | | |
| Mäkitervakko | | | | | | |
| Mäkivirvilä* | | | | | | |
| Mänty | | | | | | |
| Metsäapila | | | | | | |
| Metsäimarre | | | | | | |
| Metsäkurjenpolvi | | | | | | |
| Metsälauha | | | | | | |
| Metsälehmus | | | | | | |
| Metsämaitikka | | | | | | |
| Metsäorvokki | | | | | | |
| Metsäruusu | | | | | | |
| Mustikka | | | | | | |
| Mäkitervakko | | | | | | |
| Niittyhumala | | | | | | |
| Niittylaukkaneilikka* | | | | | | |
| Niittyleinikki | | | | | | |
| Niittynätkelmä | | | | | | |
| Niittynurmikat | | | | | | |
| Niittysuolaheinä (acetosa) | | | | | | |
| Nokkonen | | | | | | |
| Nuokkuhelmikkä | | | | | | |
| Nuokkukohokki | | | | | | |
| Nurmihärkki | | | | | | |
| Nurmilauha | | | | | | |
| Nurmilaukka* | | | | | | |
| Nurminata | | | | | | |
| Nurmipiippo | | | | | | |
| Nurmipuntarpää | | | | | | |
| Nurmirölli | | | | | | |

| | | | | | | |
|-------------------|--|--|--|--|--|--|
| Nurmitädyke | | | | | | |
| Oranssikeltano | | | | | | |
| Oravanmarja | | | | | | |
| Orjanruusu | | | | | | |
| Orvontädyke | | | | | | |
| Pähkinäpensas | | | | | | |
| Paimenmatara | | | | | | |
| Päivänkakkara | | | | | | |
| Pelto-ohdake | | | | | | |
| Pelto-orvokki | | | | | | |
| Peltokanankaali | | | | | | |
| Peltokorte | | | | | | |
| Peltolemmikki | | | | | | |
| Peltomatara | | | | | | |
| Peltosaunio | | | | | | |
| Peltotädyke | | | | | | |
| Peltotaskuruoho | | | | | | |
| Peltovalvatti | | | | | | |
| Pietaryrtti | | | | | | |
| Piharatamo | | | | | | |
| Pihasyreeni | | | | | | |
| Pihatähtimö | | | | | | |
| Pihatatar | | | | | | |
| Poimulehdet sp. | | | | | | |
| Pölkkyruoho* | | | | | | |
| Pujo | | | | | | |
| Pukiparta | | | | | | |
| Puna-apila | | | | | | |
| Punalehtiruusu | | | | | | |
| Punanata | | | | | | |
| Punapeippi | | | | | | |
| Puolukka | | | | | | |
| Raita | | | | | | |
| Rantamatara | | | | | | |
| Rauduskoivu | | | | | | |
| Rentohaarikko | | | | | | |
| Rohtotädyke | | | | | | |
| Röllit sp. | | | | | | |
| Rönsyleinikki | | | | | | |
| Ruostehappomarja | | | | | | |
| Ruotsinpihlaja | | | | | | |
| Saarni* | | | | | | |
| Sarjakeltanot spp | | | | | | |
| Särmäkuisma | | | | | | |
| Seittitakiainen | | | | | | |
| Siankärsämö | | | | | | |
| Sikoangervo* | | | | | | |
| Sinivuokko | | | | | | |
| Sormisara | | | | | | |
| Suomenpihlaja* | | | | | | |
| Syylälinnunherne* | | | | | | |
| Syysmaitiainen | | | | | | |
| Tahmavillakko | | | | | | |

| | | | | | | |
|---|--|--|--|--|--|--|
| Taikinamarja | | | | | | |
| Tammi* | | | | | | |
| Tarhaomenapuu | | | | | | |
| Terttuselja | | | | | | |
| Timotei | | | | | | |
| törrösara | | | | | | |
| tummaraunioinen | | | | | | |
| Tummatulikukka* | | | | | | |
| Tuoksusimake | | | | | | |
| Tuomi | | | | | | |
| Tuppisara | | | | | | |
| Vaahtera | | | | | | |
| Vadelma | | | | | | |
| Valkoapila | | | | | | |
| Valkomesikkä | | | | | | |
| Valkopeippi | | | | | | |
| Valkovuokko | | | | | | |
| Viherjäsenruoho | | | | | | |
| Virnasara | | | | | | |
| Viuhkovoikeltano | | | | | | |
| Voikukat | | | | | | |
| Vuohenkello | | | | | | |
| Vuorijalava | | | | | | |
| | | | | | | |
| Abietinella abietina, ketohavusammal | | | | | | |
| Barbula convoluta, pikkutumpurassammal | | | | | | |
| Brachythecium albicans, ahosuikerosammal | | | | | | |
| Bryum argenteum, hopeahiirensammal | | | | | | |
| Bryum capillare, karvahiirensammal | | | | | | |
| Bryum pallens, rusohiirensammal | | | | | | |
| Ceratodon purpureus, metsäkulosammal | | | | | | |
| Dicranum scoparium, kivikyntsisammal | | | | | | |
| Funaria hygrometrica, nuotiosammal | | | | | | |
| Hedwigia ciliata, kiviharmosammal | | | | | | |
| Hylocomium splendens | | | | | | |
| Hypnum cupressiforme, kalliopalmikkosammal | | | | | | |
| Pleurozium schreberi, seinäsammal | | | | | | |
| Pogonatum dentatum, pohjanhiekkasammal | | | | | | |
| Polytrichum juniperinum, kangaskarhunsammal | | | | | | |
| Polytrichum piliferum, karvakarhunsammal | | | | | | |
| Racomitrium microcarpon, kivitierasammal | | | | | | |
| Rhytidiadelphus squarrosus, niittyliekosammal | | | | | | |
| Tortella tortuosa, kalkkikiertosammal | | | | | | |
| Syntrichia ruralis, ketopartasammal | | | | | | |

LIITE 2. PEARSON-KORRELAATIOMATRIISI

Vastemuuttujille ja selittäville muuttujien Pearsonin korrelaatiokertoimet. Miinusmerkkinen luku merkitsee negatiivista ja etumerkitön luku positiivista korrelaatiota. Korrelaatiokertoimet voivat sijaita välillä -1-1. Arvo 0 merkitsee ettei muuttujien välillä ole korrelaatiota. Mitä lähempänä arvo on 1:tä tai -1:tä sitä voimakkaampi korrelaatio muuttujien välillä on.

| | r.Putkilokasvitt | r.Ketolajit | r.Sammalet | r.Kalt. | r.Kallioisuus | r.Tallaus | r.Karike | r.Koko | r.pH | r.Laj.Peitt. | r.Paaht. |
|--------------------|------------------|-------------|------------|---------|---------------|-----------|----------|--------|--------|--------------|----------|
| Putkilokasvit | | | | | | | | | | | |
| Ketolajit | 0,181 | | | | | | | | | | |
| Sammalet | -0,024 | -0,234 | | | | | | | | | |
| kaltevuusaste | 0,024 | -0,112 | -0,369 | | | | | | | | |
| Kallioisuus | -0,203 | -0,025 | 0,449 | 0,078 | | | | | | | |
| Tallaus | -0,107 | 0,324 | -0,047 | -0,001 | 0,276 | | | | | | |
| Karike | -0,002 | 0,133 | -0,55 | -0,171 | -0,656 | -0,186 | | | | | |
| KedonKoko | 0,162 | 0,216 | -0,186 | -0,058 | -0,244 | -0,019 | 0,22 | | | | |
| pH | 0,082 | -0,049 | 0,102 | 0,354 | 0,299 | -0,157 | -0,403 | -0,054 | | | |
| LajistonPeittavyys | 0,307 | 0,036 | -0,374 | 0,006 | -0,672 | -0,275 | 0,492 | 0,406 | 0,082 | | |
| Paahteisuus | 0,071 | -0,223 | -0,002 | 0,106 | 0,088 | 0,18 | -0,101 | -0,018 | -0,306 | -0,158 | |
| Kytkeytyneisyys | 0,167 | -0,099 | -0,223 | -0,221 | -0,129 | -0,065 | 0,167 | 0,193 | -0,159 | 0,201 | 0,035 |

LIITE 3. VIF-TARKASTELU VASTEMUUTTUJITTAIN

Aineiston multikollinearisuus, eli selittävien muuttujien riippuvuus toisistaan, tarkistettiin VIF-arvojen (*the Variance Inflator Factor*) perusteella.

| VIF-arvot putkilokasvilajaineistossa | | VIF-arvot sammalaineistossa | |
|--------------------------------------|-------|---------------------------------|-------|
| pH | 1.758 | pH | 2.145 |
| Paahteisuus | 1.270 | Paahteisuus | 1.273 |
| Tallaus | 1.190 | Tallaus | 1.190 |
| Kaltevuus | 1.270 | Kaltevuus | 1.271 |
| Kallioisuus | 1.922 | Kallioisuus | 2.872 |
| Karike | 2.012 | Karike | 2.108 |
| Koko | 1.111 | Koko | 1.242 |
| Kytkeytyneisyys | 1.111 | Kytkeytyneisyys | 1.141 |
| | | Putkilokasvilajiston peittävyys | 2.703 |

LIITE 4. PUTKILOKASVILAJIT JA ESIINTYVYYS KEDOILLA

Putkilokasvilajit listattuna suomenkielisen nimen perusteella aakkosjärjestykseen. Punaisen listan uhanalaisuusluokitus merkitty toiseen sarakkeeseen, johon on tähdellä (*) merkitty huomionarvoinen ketolajisto. Esiintyvyys, joka kertoo lajin yleisyydestä kedoilla kolmannessa sarakkeessa.

| Putkilokasvilaji | Punaisen listan luokitus/ huomionarvoisuus* | Esiintyvyys kedoilla |
|---|--|----------------------|
| Ahdekaunokki / <i>Centaurea jacea</i> | | 9 |
| Ahdekaurio / <i>Helictotrichon pratense</i> | *NT | 12 |
| Aho-orvokki / <i>Viola canina</i> | | 4 |
| Ahojäkkärä / <i>Omalotheca sylvatica</i> | | 1 |
| Ahokeltanot / <i>Hieracium vulgata</i> spp. | | 3 |
| Ahokissankäpäälä / <i>Antennaria dioica</i> (NT) | *NT | 1 |
| Aholeinikki / <i>Ranunculus polyanthemos</i> | * | 14 |
| Ahomansikka / <i>Fragaria vesca</i> | | 22 |
| Ahomatara / <i>Galium boreale</i> | | 22 |
| Ahopukinjuuri / <i>Pimpinella saxifraga</i> | | 10 |
| Ahosuolaheinä / <i>Rumex acetosella</i> | | 14 |
| Aitaorapihlaja / <i>Crataegus flabellata</i> var. <i>Grayana</i> | | 11 |
| Aitovirna / <i>Vicia sepium</i> | | 3 |
| Eteläntuoksusimake / <i>Anthoxanthum odoratum</i> | | 16 |
| Etelänukonputki / <i>Heracleum sphondylium</i> | | 2 |
| Haisukurjenpolvi / <i>Geranium robertianum</i> | | 1 |
| Hakarasara / <i>Carex spicata</i> * | * | 1 |
| Hapankirsikka / <i>Prunus cerasus</i> | | 1 |
| Harakankello / <i>Campanula patula</i> | | 3 |
| Haurasloikko / <i>Cystopteris fragilis</i> | | 2 |
| Heinätähtimö / <i>Stellaria graminea</i> | | 12 |
| Herttavuorenkilpi / <i>Bergenia cordifolia</i> | | 1 |
| Hevonhierakka / <i>Rumex longifolius</i> | | 3 |
| Hieskoivu / <i>Betula pubescens</i> | | 2 |
| Hietakastikka / <i>Calamagrostis epigejos</i> | | 1 |
| Hiirenvirna / <i>Vicia cracca</i> | | 10 |
| Hopeahanhikit / <i>Potentilla argentea</i> | | 14 |
| Huopavoikeltano / <i>Pilosella officinarum</i> | | 14 |
| Idänukonputki / <i>Heracleum sibiricum</i> | | 1 |
| Iharuusu / <i>Rosa mollis</i> | * | 14 |
| Isomaksaruoho / <i>Hylotelephium telephium</i> | | 23 |
| Isonokkonen / <i>Urtica dioica</i> | | 10 |
| Isopukinparta / <i>Tragopogon pratensis</i> subsp. <i>pratensis</i> | | 2 |
| Isotuomipihlaja / <i>Amelanchier spicata</i> | | 13 |
| Jalava / <i>Ulmus</i> sp. | | 1 |
| Jokapaikansara / <i>Carex nigra</i> | | 1 |
| Juolukka / <i>Vaccinium uliginosum</i> | | 2 |
| Jänönäpila / <i>Trifolium arvense</i> | * | 1 |

| | | |
|--|-----|----|
| Jänönsalaatti / <i>Lactuca muralis</i> | | 4 |
| Järviruoko / <i>Phragmites australis</i> | | 1 |
| Jättipietaryrtit / <i>Tanacetum</i> sp. (?) | | 2 |
| Jättiputki / <i>Heracleum persicum</i> sp. | | 1 |
| Jäykkäpitkäpalko / <i>Arabis hirsuta</i> * | * | 3 |
| Kalliokieli / <i>Polygonatum odoratum</i> | | 17 |
| Kalliokäärmeenpistonyrtti / <i>Vincetoxicum hirundinaria</i> | * | 1 |
| Kalliotuhkapensas / <i>Cotoneaster scandinavicus</i> | * | 5 |
| Kanerva / <i>Calluna vulgaris</i> | | 3 |
| Kangasajuruoho / <i>Thymus serpyllum</i> | * | 2 |
| Kangasmaitikka / <i>Melampyrum pratense</i> | | 1 |
| Kangasmustikka / <i>Vaccinium myrtillus</i> | | 12 |
| Kastikka / <i>Calamagrostis</i> sp. | | 1 |
| Kaukasianmaksaruoho / <i>Phedimus spurium</i> | | 3 |
| Keltamaite / <i>Lotus corniculatus</i> | * | 2 |
| Keltamaksaruoho / <i>Sedum acre</i> | | 14 |
| Keltamatara / <i>Galium verum</i> | *VU | 28 |
| Keltamo / <i>Chelidonium majus</i> | | 3 |
| Keltano / <i>Asteraceae</i> sp. | | 2 |
| Ketoneilikka / <i>Dianthus deltoides</i> | *NT | 6 |
| Ketoppiippo / <i>Luzula campestris</i> | * | 8 |
| Kevätesikko / <i>Primula veris</i> | * | 1 |
| Kevätkynsimö / <i>Draba verna</i> | | 1 |
| Kevätpiippo / <i>Luzula pilosa</i> | | 3 |
| Kielo / <i>Convallaria majalis</i> | | 10 |
| Kiiltotuhkapensas / <i>Cotoneaster lucidus</i> | | 6 |
| Kissankello / <i>Campanula rotundifolia</i> | | 19 |
| Kivikkoalvejuuri / <i>Dryopteris filix-mas</i> | | 3 |
| Koiranheinä / <i>Dactylis glomerata</i> | | 6 |
| Koiranputki / <i>Anthriscus sylvestris</i> | | 14 |
| Komealupiini / <i>Lupinus polyphyllus</i> | | 3 |
| Korpikastikka / <i>Calamagrostis phragmitoides</i> | | 2 |
| Korpipaatsama / <i>Frangula alnus</i> | | 3 |
| Kotikataja / <i>Juniperus communis</i> | | 18 |
| Kotipihlaja / <i>Sorbus aucuparia</i> | | 23 |
| Kultapiisku / <i>Solidago virgaurea</i> | | 6 |
| Kumina / <i>Carum carvi</i> | | 1 |
| Kurjenkello / <i>Campanula persicifolia</i> | | 1 |
| Kuusi / <i>picea abies</i> | | 3 |
| Kyläkellukka / <i>Geum urbanum</i> | | 24 |
| Kylänurmikka / <i>Poa annua</i> | | 1 |
| Lampaannata / <i>Festuca ovina</i> | | 20 |
| Laukut / <i>Rhinanthus</i> sp. | | 1 |
| Lehtohorsma / <i>Epilobium montanum</i> | | 1 |
| Lehtokuusama / <i>Lonicera xylosteum</i> | | 6 |
| Lehtonurmikka / <i>Poa nemoralis</i> | | 9 |
| Lehtosaarni / <i>Fraxinus excelsior</i> | *NT | 6 |
| Lehtotuomi / <i>Prunus padus</i> | | 8 |
| Lillukka / <i>Rubus saxatilis</i> | | 6 |
| Linnunkaali / <i>Lapsana communis</i> | | 1 |
| Linssi / <i>Lens</i> sp. | | 1 |
| Luhtasuoputki / <i>Peucedanum palustre</i> | | 1 |
| Lumimarja / <i>Symphoricarpos</i> sp. | | 1 |
| Lännenpunaherukka / <i>Ribes rubrum</i> | | 4 |
| Maahumala / <i>Glechoma hederacea</i> | | 4 |
| Maitohorsma / <i>Chamaenerion angustifolium</i> | | 5 |
| Metsäapila / <i>Trifolium medium</i> | | 7 |

| | | |
|---|---|----|
| Metsähaapa / <i>Populus tremula</i> | | 11 |
| Metsämarre / <i>Gymnocarpium dryopteris</i> | | 1 |
| Metsäkurjenpolvi / <i>Geranium sylvaticum</i> | | 4 |
| Metsälauha / <i>Avenella flexuosa</i> | | 28 |
| Metsämänty / <i>Pinus sylvestris</i> | | 14 |
| Metsäorvokki / <i>Viola riviniana</i> | | 1 |
| Metsäruusu / <i>Rosa cinnamomea</i> | | 4 |
| Metsätammi / <i>Quercus robur</i> | * | 16 |
| Metsätähti / <i>Lysimachia europaea</i> | | 1 |
| Metsävaahtera / <i>Acer platanoides</i> | | 22 |
| Mongolianmaksaruoho / <i>Phedimus hybridus</i> | | 1 |
| Mongolianpikkuvaahtera / <i>Acer tataricum ssp. ginnala</i> | | 1 |
| Mustaherukka / <i>Ribes nigrum</i> | | 1 |
| Mäkikaura / <i>Avenula pubescens</i> | * | 27 |
| Mäkikuisma / <i>Hypericum perforatum</i> | | 10 |
| Mäkilemmikki / <i>Myosotis ramosissima</i> | * | 1 |
| Mäkitervakko / <i>Viscaria vulgaris</i> | | 25 |
| Mäkivirvilä / <i>Ervum tetraspermum</i> | * | 1 |
| Niittyjuola / <i>Elytrigia repens</i> | | 8 |
| Niittyleinikki / <i>Ranunculus acris</i> | | 2 |
| Niittymesiangervo / <i>Filipendula ulmaria</i> | | 3 |
| Niittynurmikat / <i>Poa pratensis</i> | | 25 |
| Niittynätkelmä / <i>Lathyrus pratensis</i> | | 4 |
| Niittysuolaheinä / <i>Rumex acetosa</i> | | 21 |
| Nuokkuhelmikkä / <i>Melica nutans</i> | | 9 |
| Nuokkukohokki / <i>Silene nutans</i> | * | 10 |
| Nurmikat / <i>Poa sp.</i> | | 2 |
| Nurmilaukka / <i>Allium oleraceum</i> | * | 1 |
| Nurminata / <i>Schedonorus pratensis</i> | | 1 |
| Nurmipuntarpää / <i>Alopecurus pratensis</i> | | 18 |
| Nurmirölli / <i>Agrostis capillaris</i> | | 1 |
| Nurmitädyke / <i>Veronica chamaedrys</i> | | 15 |
| Nurmitähkiö / <i>Phleum pratense</i> | | 6 |
| Ojakellukka / <i>Geum rivale</i> | | 2 |
| Ojakärsämö / <i>Achillea ptarmica</i> | | 6 |
| Oravanmarja / <i>Maianthemum bifolium</i> | | 1 |
| Paimenmatara / <i>Galium album</i> | | 2 |
| Pajut / Pajut / <i>Salix sp.</i> | | 4 |
| Pelto-ohdake / <i>Cirsium arvense</i> | | 7 |
| Peltokorte / <i>Equisetum arvense</i> | | 2 |
| Peltoukonnauris / <i>Erysimum cheiranthoides</i> | | 1 |
| Persianjättiputki / <i>Heracleum persicum</i> | | 1 |
| Piennarpukinparta / <i>Tragopogon pratensis</i> | | 1 |
| Piharatamo / <i>Plantago major</i> | | 1 |
| Pihasyreeni / <i>Syringa vulgaris</i> | | 6 |
| Pihatatar / <i>Polygonum aviculare</i> | | 1 |
| Piipot / <i>Luzula sp.</i> | | 1 |
| Pikkutalvio / <i>Vinca minor</i> | | 1 |
| Pitkäpalot / <i>Arabis sp.</i> | | 1 |
| Pohjankallioimarre / <i>Polypodium vulgare</i> | | 1 |
| Poimulehdet / <i>Alchemilla sp.</i> | | 3 |
| Polvipuntarpää / <i>Alopecurus geniculatus</i> | | 1 |
| Pujo / <i>Artemisia vulgaris</i> | | 5 |
| Puna-apila / <i>Trifolium pratense</i> | | 20 |
| Punakoiso / <i>Solanum dulcamara</i> | | 2 |
| Punalehtiruusu / <i>Rosa glauca</i> | | 8 |
| Punanata / <i>Festuca rubra</i> | | 13 |

| | | |
|---|-----|----|
| Punapeippi / <i>Lamium purpureum</i> | | 1 |
| Punavadelma / <i>Rubus idaeus</i> | | 17 |
| Puolukka / <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | | 4 |
| Pähkinäpensas / <i>Corylus avellana</i> | | 3 |
| Päivänkakkara / <i>Leucanthemum vulgare</i> | | 5 |
| Pölkkyruoho / <i>Turritis glabra</i> | * | 2 |
| Raita / <i>Salix caprea</i> | | 4 |
| Ranta-alpi / <i>Lysimachia vulgaris</i> | | 1 |
| Rantanurmikka / <i>Poa palustris</i> | | 2 |
| Rantatädyke / <i>Veronica longifolia</i> | | 3 |
| Rauduskoivu / <i>Betula pendula</i> | | 15 |
| Rikkaukonnauris / <i>Erysimum cheiranthoides</i> ssp. <i>cheiranthoides</i> | | 1 |
| Rohtolitulaukka / <i>Alliaria petiolata</i> | | 2 |
| Rohtopietaryrtti / <i>Tanacetum vulgare</i> | | 4 |
| Rohtotädyke / <i>Veronica officinalis</i> | | 3 |
| Ruoholaukka / <i>Allium schoenoprasum</i> | * | 2 |
| Ruostehappomarja / <i>Berberis vulgaris</i> | | 1 |
| Ruotsinlituruoho / <i>Arabidopsis suecica</i> | | 2 |
| Rätvänä / <i>Potentilla erecta</i> | | 2 |
| Röllit / <i>Agrostis</i> sp. | | 28 |
| Sananjalka / <i>Pteridium aquilinum</i> | | 1 |
| Sarjakeltano / <i>Hieracium Umbellatum</i> | | 19 |
| Selja / <i>Sambucus</i> sp. | | 1 |
| Siankärsämö / <i>Achillea millefolium</i> | | 25 |
| Sianputki / <i>Conopodium majus</i> | | 1 |
| Sikoangervo / <i>Filipendula vulgaris</i> | * | 16 |
| Siperianhernepensas / <i>Caragana arborescens</i> | | 1 |
| Siperianorapihlaja / <i>Crataegus sanguinea</i> | | 1 |
| Soreahiirenporras / <i>Athyrium filix-femina</i> | | 1 |
| Suikeroalpi / <i>Lysimachia nummularia</i> | | 2 |
| Suomenpihlaja / <i>Hedlundia hybrida</i> | * | 4 |
| Syylälinnunherne / <i>Lathyrus linifolius</i> | * | 6 |
| Syysmaitiainen / <i>Scorzoneroides autumnalis</i> | | 1 |
| Särmäkuisma / <i>Hypericum maculatum</i> | | 7 |
| Tahmavillakko / <i>Senecio viscosus</i> | | 5 |
| Taikinamarja / <i>Ribes alpinum</i> | | 13 |
| Tarhaomenapuu / <i>Malus domestica</i> | | 5 |
| Terttuselja / <i>Sambucus racemosa</i> | | 9 |
| Tervaleppä / <i>Alnus glutinosa</i> | | 2 |
| Tuhkapensas / <i>Cotoneaster</i> sp. | | 2 |
| Tummatulikukka / <i>Verbascum nigrum</i> | * | 2 |
| Tylppöorapihlaja / <i>Crataegus monogyna</i> (CR) | *CR | 2 |
| Tähtimöt / <i>Stellaria</i> sp. | | 1 |
| Tähtitalvikki / <i>Moneses uniflora</i> | * | 1 |
| Ukonkeltanot (Salo-/Aho-) / <i>Hieracium</i> sp. | | 1 |
| Ukontatar / <i>Persicaria lapathifolia</i> | | 1 |
| Vaahtera / <i>Acer</i> sp. | | 1 |
| Valkoapila / <i>Trifolium repens</i> | | 3 |
| Valkolehdokki / <i>Platanthera bifolia</i> | | 1 |
| Valkopeippi / <i>Lamium album</i> | | 3 |
| Valkovuokko / <i>Anemone nemorosa</i> | | 1 |
| Voikeltanot / <i>Pilosella</i> sp. | | 1 |
| Voikukat / <i>Taraxacum</i> | | 7 |
| Vuohenputki / <i>Aegopodium podagraria</i> | | 1 |
| Vuorikaunokki / <i>Centaurea montana</i> | | 1 |
| | | |

LIITE 5. SAMMALLAJIT JA ESIINTYVYYS KEDOILLA

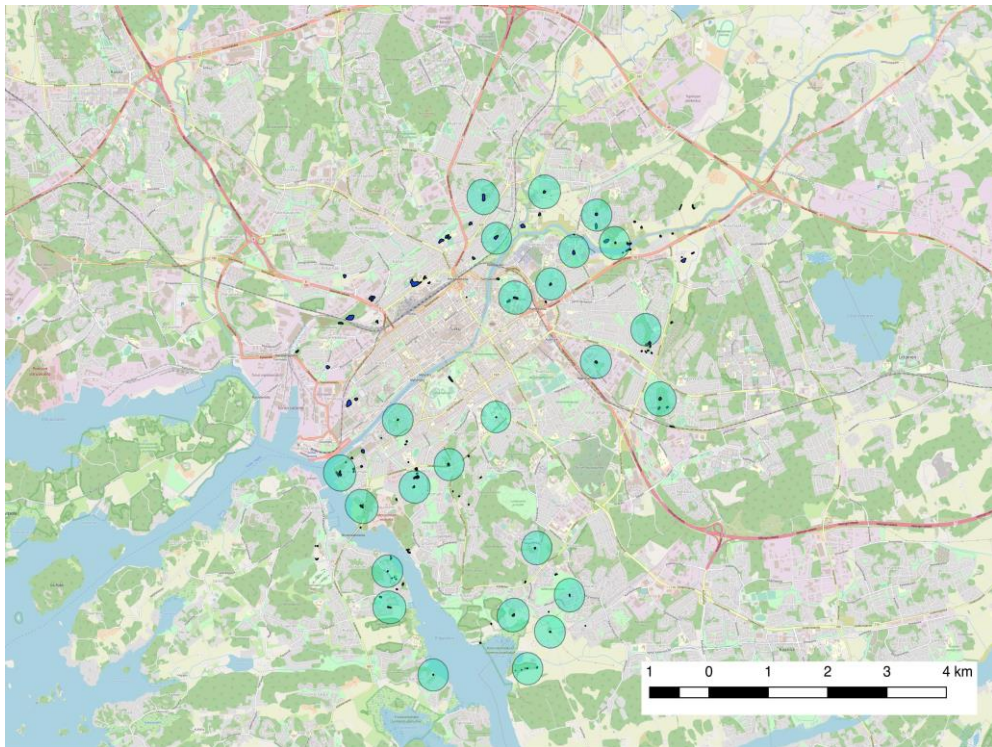
Sammallajit listattuna suomenkielisennimen perusteella aakkosjärjestykseen. Punaisen listan uhanalaisuusluokitus merkitty toiseen sarakkeeseen ja esiintyvyys, joka kertoo lajin yleisyydestä kedoilla kolmanteen.

| Sammallaji | Punaisen listan luokitus | Esiintyvyys kedoilla |
|---|--------------------------|----------------------|
| ahosuikerosammal / <i>Brachythecium albicans</i> | | 12 |
| haapasuikerosammal / <i>Sciuro-hypnum populeum</i> | | 5 |
| hakasuikerosammal / <i>Brachythecium campestre</i> | CR | 1 |
| hietikkotierasammal / <i>Racomitrium canescens</i> | | 6 |
| hiirensammalet / <i>Bryum</i> sp. | | 6 |
| isokorallisammal / <i>Ptilidium ciliare</i> | | 3 |
| Isokynsisammal / <i>Dicranum majus</i> | | 2 |
| isotumpurasammal / <i>Didymodon fallax</i> | | 1 |
| itutumpurasammal / <i>Didymodon rigidulus</i> | | 1 |
| kalkkikiertosammal / <i>Tortella tortuosa</i> | | 1 |
| kalliokarstasammal / <i>Andreaea rupestris</i> | | 1 |
| kalliopalmikkosammal / <i>Hypnum cupressiforme</i> | | 16 |
| kalliotierasammal / <i>Racomitrium lanuginosum</i> | | 2 |
| kangaskarhunsammal / <i>Polytrichum juniperinum</i> | | 7 |
| kangaskynsisammal / <i>Dicranum polysetum</i> | | 4 |
| karhunsammal / <i>Polytrichum</i> sp. | | 1 |
| karvahiirensammal / <i>Bryum capillare</i> | | 1 |
| karvakarhunsammal / <i>Polytrichum piliferum</i> | | 7 |
| ketohavusammal / <i>Abietinella abietina</i> | | 9 |
| ketopartasammal / <i>Syntrichia ruralis</i> | | 8 |
| kielikellosammal / <i>Encalypta streptocarpa</i> | | 1 |
| kiiltosuikerosammal / <i>Brachythecium salebrosum</i> | | 4 |
| kilpilehvasammal / <i>Rhizomnium punctatum</i> | | 7 |
| kiviharmosammal / <i>Hedwigia ciliata</i> | | 13 |
| kivikynsisammal / <i>Dicranum scoparium</i> | | 11 |
| kivipykäsammal / <i>Barbilophozia hatcheri</i> | | 1 |
| kivitierasammal / <i>Racomitrium microcarpon</i> | | 3 |
| koukkusuikerosammal / <i>Sciuro-hypnum reflexum</i> | | 2 |
| lehtisammalet / <i>Hypnum</i> sp. | | 2 |
| Lehtisammalet / <i>Pottiaceae</i> sp. | | 1 |
| lehtohaivensammal / <i>Cirriphyllum piliferum</i> | | 6 |
| lehtolehvasammal / <i>Plagiomnium affine</i> | | 18 |
| lehtoritvasammal / <i>Amblystegium serpens</i> | | 1 |
| lehtosuikerosammal / <i>Brachythecium rutabulum</i> | | 5 |
| lehvasammalet / <i>plagiomnium</i> sp | | 5 |
| lenkotierasammal / <i>Racomitrium affine</i> | | 2 |
| lettoväkäsammal / <i>Campylium stellatum</i> | | 5 |
| maksasammalet / <i>Tritomaria quinquefairum</i> | | 1 |
| metsäkamppisammal / <i>Sanionia uncinata</i> | | 1 |
| metsäkerrossammal / <i>Hylocomium splendens</i> | | 10 |
| metsäkulosammal / <i>Ceratodon purpureus</i> | | 14 |

| | | |
|--|--|----|
| metsälehväsammal / <i>Plagiomnium cuspidatum</i> | | 1 |
| metsäpykäsammal / <i>Barbilophozia barbata</i> | | 4 |
| metsäsuikerosammal / <i>Sciuro-hypnum curtum</i> | | 8 |
| niittyliekosammal / <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> | | 13 |
| nuokkukivisammal / <i>Grimmia muehlenbeckii</i> | | 8 |
| nuokkuvarstasammal / <i>Pohlia nutans</i> | | 1 |
| nuorasammal / <i>Pterigynandrum filiforme</i> | | 1 |
| ojatumpurasammal / <i>Barbula unguiculata</i> | | 1 |
| palmusammal / <i>Climacium dendroides</i> | | 12 |
| pohjankivisammal / <i>Grimmia longirostris</i> | | 1 |
| purosuikerosammal / <i>Brachythecium rivulare</i> | | 1 |
| purppurahiirensammal / <i>Ptychostomum rubens</i> | | 1 |
| rannikotierasammal / <i>Racomitrium elongatum</i> | | 4 |
| riikkanokkasammal / <i>Oxyrrhynchium hians</i> | | 4 |
| Ruusukesammal / <i>Rhodobryum roseum</i> | | 5 |
| savikkosiipisammal / <i>Fissidens viridulus</i> | | 1 |
| seinäsammal / <i>Pleurozium schreberi</i> | | 19 |
| silotierasammal / <i>Racomitrium heterostichum</i> | | 4 |
| sirohavusammal / <i>Thuidium assimile</i> | | 1 |
| sirosuikerosammal / <i>Brachytheciastrum velutinum</i> | | 6 |
| somertierasammal / <i>Racomitrium ericoides</i> | | 1 |
| suonihuopasammal / <i>Aulacomnium palustre</i> | | 8 |
| tierasammal / <i>Racomitrium sp.</i> | | 1 |
| tunturitierasammal / <i>Racomitrium sudeticum</i> | | 2 |
| varstasammal / <i>Pohlia sp.</i> | | 3 |
| | | |

LIITE 6. KYTKEYTYNEISYYSANALYYSI SUPISTETULLA AINEISTOLLA

Ketojen 250 metrin vyöhyke, jota käytettiin kytkeytyneisyysanalyysissä, aiheuttaa jonkin verran päällekkäisyyttä osalla kedoista. Tämän vuoksi poistin aineistosta systemaattisesti ketoja, jotka aiheuttivat päällekkäisyyttä (Kuva 9). Supistettuun aineistoon pyrin jättämään yhtä paljon alustavan kytkeytyneisyyslukuituksen ketoja. Supistetussa aineistossa ketoja on 25 (koko aineisto = 33 ketoa) (Vrt. Kuva 1)



Kuva 9. Supistetussa aineistossa ketojen 250 metrin vyöhykkeet eivät mene päällekkäin. (Pohjakartta: © OpenStreetMap contributors, CC-BY-SA)

Kahden eri analyysin, koko aineiston ja supistetun aineiston tuloksia vertailemalla pystyin päättämään, ovatko tulokset samansuuntaisia, ja voinko käyttää päällekkäisten vyöhykkeiden ketoja, vaikka ne eivät ole toisistaan riippumattomia. Tulosten perusteella (Taulukko 12) päätin käyttää koko aineistoa, sillä tulokset ovat samansuuntaisia.

Taulukko 12. P-arvot analyysistä, kun mukana on kaikki kedot ("Kaikki", 33 ketoa) ja kun mukana on kedot, joiden vyöhykkeet eivät mene päällekkäin ("Suppea", 25 ketoa). Vyöhykkeistä laskettu myös neliötermit (\wedge^2). Suluiissa olevat merkinnät kertovat kytkeytyneisyyden positiivisesta ja negatiivisesta suhteesta.

| | Kaikki | Kaikki \wedge^2 | Suppea | Suppea \wedge^2 |
|----------------------------|-----------|----------------------|---------------------|----------------------|
| Kaikki putkilokasvilajit | 0.436 (+) | 0.255 (++) | 0.924 (+) | 0.0316 * (++) |
| Ruutujen putkilokasvilajit | 0.742 (+) | 0.0109 * (++) | 0.0978 . (+) | 0.486 (++) |
| Sammallajit | 0.153 (-) | 0.762 (--) | 0.748 (+) | 0.613 (+-) |
| Huomionarvoiset lajit | 0.78 (-) | 0.417 (++) | 0.285 (+) | 0.133 (-+) |

Suppean ja koko aineiston tulokset ovat samansuuntaisia. Kytkeytyneisyys vaikuttaa etenkin putkilokasvilajistoon, sekä koko kedon että ruututasolla. Molemmissa tapauksissa kasvava ketopinta-ala vyöhykkeellä lisää putkilokasvilajien määrää.

LIITE 7. KETOTASON ANALYYSITULOKSET KARIKE-MUUTTUJAN KANSSA

GLM-analyysin tulokset ketotason aineistolle sammallajistolla, kun mukana on myös karike-muuttuja. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot on **lihavoitu**.

| | Estimate | Std.error | z value | Pr(> z) |
|-------------------|----------|-----------|---------|----------------|
| (Intercept) | 2,14 | 0,17 | 12,5 | <2,00E-16*** |
| Karike | -0,43 | 0,22 | -1,95 | 0,05 . |
| Kytkeytyneisyys | -0,19 | 0,09 | -2,06 | 0,04 * |
| Kallioisuus | -0,05 | 0,14 | -0,36 | 0,72 |
| Kallioisuus^2 | 0,32 | 0,16 | 2,03 | 0,04 * |
| Tallaus | -0,07 | 0,03 | -2,64 | 0,01 ** |
| Tallaus^2 | -0,01 | 0,01 | -1,80 | 0,07 . |
| pH | -0,30 | 0,14 | -2,18 | 0,03 * |
| Kaltevuus | -0,26 | 0,10 | -2,62 | 0,01 ** |
| Koko | 0,33 | 0,18 | 1,81 | 0,07 . |
| Koko^2 | -0,17 | 0,08 | -2,19 | 0,03 * |
| Null deviance | 40,0 | | | |
| Residual deviance | 7,30 | | | |
| AIC | 128 | | | |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' ,

GLM-analyysin tulokset ketotason aineistolle putkilokasvilajistolla, kun mukana on myös karike-muuttuja. Tilastollisesti merkitsevät p-arvot on **lihavoitu**.

| | Estimate | Std.error | z value | Pr(> z) |
|-------------------|----------|-----------|---------|-------------------|
| (Intercept) | 3.30 | 0.10 | 33.5 | < 2e-16 *** |
| Paahteisuus | 0.16 | 0.05 | 2.90 | 0.003 ** |
| Paahteisuus^2 | -0.15 | 0.05 | -3,0 | 0.003 ** |
| Kytkeytyneisyys | 0.14 | 0.06 | 2.39 | 0.02 * |
| Karike | -0.15 | 0.06 | -2.47 | 0.01 * |
| Kallioisuus | -0.18 | 0.06 | -3.13 | 0.002 ** |
| pH | 0.17 | 0.06 | 2.63 | 0.01 ** |
| pH^2 | -0.11 | 0.03 | -3.56 | 0.0004 *** |
| Kaltevuus^2 | -0.12 | 0.06 | -2.03 | 0.04 * |
| Kaltevuus | 0.09 | 0.07 | 1.21 | 0.23 |
| Null deviance | 58.2 | | | |
| Residual deviance | 29.5 | | | |
| AIC | 205 | | | |

Tilastollisen merkitsevyyden merkinnät: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' ,

