

Hoidon vaikutus Saaristomeren kansallispuiston perinnebiotooppien putkilokasvilajistoon

Anna-Maria Kanerva

Pro gradu -tutkielma

Turun yliopisto
Biologian laitos

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

TURUN YLIOPISTO
Biologian laitos
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
KANERVA, ANNA-MARIA:
Pro gradu -tutkielma, 46 sivua
Ekologia
1.7.2021

Tiivistelmä

Saaristomeren kansallispuiston kiinteät perinnebiotooppien kasvillisuusseurantarauudet laskettiin uudelleen ja pääkoordinaattianalyysin (PCoA) avulla tarkasteltiin hoidon vaikutuksia ruutujen kasvillisuuteen. Oordinaatiossa oli havaittavissa ryhmittymistä ravinteisuuden, kosteuden ja puustoisuuden perusteella. Seurantarauutujen kasvillisuuteen vaikuttivat vahvimmin kunnostusraivaus sekä ruudun kosteusolot. Uhanalaisten tai silmälläpidettävien lajien määrät sekä edustavien perinnebiotooppilajien peittävydet ruuduilla vaikuttivat pääasiassa kasvaneen seuranta-aikana 1975–2018. Samalla umpeenkasvua indikoivien lajien esiintymät ovat pienentyneet. Vallinneiden ja ylipäättänsä vaihtelevien sääolojen vuoksi inventointitiheyttä voisi kasvattaa, jos halutaan varmempia tuloksia, sillä kasvillisuuden luontainen vaihtelu voi antaa väärän kuvan kasviyhteisön kehitymisestä, kun inventointien välillä on viisitoistakin vuotta.

Asiasanat: perinnebiotoopit, kasvillisuusseuranta, niitto, laidunnus

Sisällys

3. Johdanto.....	1
3.1. Perinnebiotooppien historia	1
3.2. Perinnebiotooppien kasvillisuus	2
3.2.1. Perinnebiotooppien luontotyytit	2
3.2.2. Perinnebiotooppien erityispiirteitä.....	6
3.2.3. Niitto	9
3.2.4. Laidunnus	9
3.2.5. Muut hoitotoimenpiteet	12
3.3. Saaristomeren kansallispuisto	13
3.4. Tutkimuksen tavoitteet.....	15
4. Aineisto ja menetelmät.....	15
4.1 Aineiston kerääminen	15
4.2 Aineiston käsittely.....	18
5. Tulokset.....	19
5.1. Aarin kokoiset (10 m x 10 m) seurantaruuut	19
5.1.1. PCoA-oordinaatio	19
5.1.2. Diversiteetin tunnuslukuja	20
5.1.2. Kasvillisuus	24
5.1.3. Mantelin testi.....	36
5.2 Neliömetrin kokoiset (1 m x 1 m) pienruudut	37
6. Tulosten pohdintaa	38
6.1. Oordinaatio	38
6.2. Lajisto	38
Suosituksia jatkotoimista:	40
Kiitokset	41
Lähteet	41

3. Johdanto

3.1. Perinnebiotooppien historia

Perinnebiotoopit ovat alueita, kuten niittyjä ja avoimia puustoisia ympäristöjä, joiden eliöyhteisö on muotoutunut pitkän asutushistorian ja perinteisen maankäytön, pääosin niiton ja laidunnuksen myötä. Euroopassa ihmiset ovat muovanneet ympäristöään tuhansia vuosia, erityisesti maanviljelyksen hyödyksi. Samalla he ovat luoneet lajirikkaita alueita, jotka ylläpitävät jo hävinneiden jäätikön jälkeisten avoimien ympäristöjen lajistoa (Bignal & Mccracken, 2000; Hakamäki ym., 2018; Hampicke, 2006).

Niittyjen päätarkoituksena oli tuottaa rehua karjalle, josta puolestaan saatiin lantaa viljelyksien lannoitukseen. 1800-luvulle saakka niittyjä niitettiin karjan talvirehukseksi, ja eläimet saivat välillä laiduntaa alueella. Luontaisesti esiintyvien niittyjen lisäksi uusia alueita raivattiin laitumiksi metsistä ja laajentamalla luonnonniittyjen alaa (Lehtomaa, 2000; Soininen, 1974). Yleisesti ottaen rehevät, mutta esimerkiksi kosteutensa tai hankalan sijaintinsa vuoksi pelloiksi kelpaamattomat maat niitettiin ja laidunnettiin, ja niistä muotoutui lehdes- nurmi- ja rantaniittyjä. Karummat ja kivisemmät maat, joiden niittäminen olisi ollut vaikeaa, käytettiin pelkästään laiduntamiseen ja niistä kehittyi ketoja ja hakamaita. Kaikkein karuimmat, vielä laidunnuskelpoiset ympäristöt laidunnus muovasi nummiksi ja metsälaitumiksi (Tanninen, 2000).

Perinnebiotooppien määrä on vähentynyt nopeasti viimeisen 80 vuoden aikana muuttuneen maankäytön myötä (Angelstam, 2006; Von Haaren, 2002). Perinnebiotoopit vaativat jatkuvaa ylläpitoa ja hoidon päättyessä ne muuttuvat nopeasti sukkession myötä (Hakamäki ym., 2018; Plieninger, Hö Chtl, & Spek, 2006). Suomessa myös maa- ja metsätalouden muutokset ovat johtaneet monen perinnebiotoopin metsittämiseen tai pelloksi raivaamiseen. 1800-luvun lopulla maatalouden muutokset, kuten tuontilannoitteet ja uudet maatalouskoneet, kuten traktori lisävarusteineen, vähensivät karjan tarvetta lannoitteiden tuottamiseen ja työvoimaksi (Granberg, 1989; Lehtomaa, 2000). Suomessa traktorit yleistyivät 1920-luvulla (Pentti & Mäkinen, 2017). Samalla myös niittyjä raivattiin uusiksi pelloiksi, josta valtio maksoi raivauspalkkioita (Konttinen, 1950). Peltojen määrän kasvaessa niittyjen määrä laski tasaisessa suhteessa. Niittyjen historiallisia pinta-aloja ei tunneta varmaksi muuttuneiden määritelmiä vuoksi, mutta määräksi arvioitiin vuonna 1880 noin 1,6 miljoonaa hehtaaria (Soininen, 1974). 1910 niittyjen määräksi arvioitiin alle 30 000 hehtaaria. Vuoteen 1969 mennessä niittyjen määrä Varsinais-Suomessa oli romahtanut jo 5000 hehtaariin. Niittyjen niittäminen vähentyi 1950-luvulle tultaessa ja loppui lähes kokonaan tätä myöhemmin. Samoin laidunnus jatkui 1950-luvun lopulle mutta hiipui sen jälkeen (Lehtomaa, 2000). Kehitykseen vaikutti osaltaan 1948 voimaan tullut maatalousmiljardi, jonka myötä pientilalliset maanviljelijät saivat hankkia ilmaiseksi tai

suurella alennuksella väkilannoitteita tai kalkkia, jolloin karjanlannan tarve lannoitteena laski (Granberg, 1989).

Nykyään Suomessa kaikki perinnebiotoopit ovat uhanalaisia, ja niiden pinta-alat ovat vähentyneet voimakkaasti, usein yli 90 %, 1960-luvun tilanteesta (Hakamäki ym., 2018).

3.2. Perinnebiotooppien kasvillisuus

3.2.1. Perinnebiotooppien luontotyypit

Kalliokedot

Kalliokedot ovat niiton tai laidunnuksen muovaamia pienialaisia, kallioalueilla sijaitsevia niittyjä (Vainio, Kekäläinen, Alanen, & Pykälä, 2001). Ero luontaiseen kalliokasvillisuuteen voi olla haastava havaittava, mutta hoidetuilla alueilla on huomattavissa lajiston köyhtymistä hoidon päätyttyä. Kalliokedot ovat useimmiten pieniä laikkuja muiden perinnemaisemien yhteydessä, jotka pysyvät matalina ja avoimina kuivuutensa ja karuutensa avulla (Lehtomaa, 2000; Vainio ym., 2001). Kalliokedot jaetaan karuihin ja kalkkipitoisiin niiden alla olevan kallioperän mukaan, alle kymmenen prosenttia kaikista kalliokedoista ovat kalkkipitoisia (Hakamäki ym., 2018). Kallioketojen esiintyminen painottuu Varsinais-Suomeen ja Ahvenanmaan itäosiin, joissa on eniten kalliopaljastumia (Schulman ym., 2008; Vainio ym., 2001).

Kedot

Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarviossa kedot on määritelty kuiviksi niityiksi, jotka esiintyvät hiekka-, sora- ja moreenimailla. Kedot jaetaan ravinteisuutensa mukaan karuihin tai kalkkivaikutteisiin pienruohoketoihin ja kasvillisuutensa mukaan pienruohoisiin, varvikkoisiin, mäkikauraisiin tai heinävaltaisiin ketoihin. Kedot esiintyvät usein tuoreiden niittyjen läheisyydessä tai mosaiikkina niiden seassa. Aurinkoiset rinteet, tienvarret, rautakautiset asuinpaikat ja kyläkentät ovat tyypillisiä ketojen esiintymispaikkoja (Hakamäki ym., 2018). Vaikka tyypillinen keto on pinta-alaltaan pieni, puolen hehtaarin ja hehtaarin kokoisia ketoja on ollut saaristossa esimerkiksi Jungfruskärissä, Mälhamnissa, Berghamnissa ja Jurmossa (Lindgren & Heikkilä, 2000). 1860-luvun 150 000 hehtaarista ketojen määrä on supistunut yhteensä noin 700 hehtaariin koko maassa (Hakamäki ym., 2018). Monimuotoisimmillaan kedot ovat kalkkivaikutteisilla alueilla, ja erityisesti kalkkipitoisilla kedoilla tavataan monia uhanalaisia lajeja (Lehtomaa, 2000; Schulman ym., 2008). Ketojen kasvillisuus on sopeutunut kulottumiseen ja uusiutuu yksi- ja kaksivuotisten lajien siemenistä ja monivuotisten lajien juuristoista sateiden jälkeen (Hæggeström, 1995). Harvaa ketoa on niitetty, sillä ne ovat usein liian kivisiä ja kuivuvat loppukesää kohti. Laiduneläimet ovat kuitenkin suosineet kalkkipitoisia ketoja ilmeisesti niiltä

saamiensa kivennäisaineiden ansiosta, ja laidunnus onkin ollut ketojen päähoitokeino (Lindgren & Heikkilä, 2000).

Tuoreet niityt

Perinnebiotooppien uhanalaisuusarvioinnissa (Hakamäki ym., 2018) tuoreet niityt kuvataan kaikilla kivennäismailla koko Suomessa esiintyviksi puuttomiksi tai vähäpuustoisiksi niityiksi. Tuoreet niityt voidaan jakaa joko pien- tai suurruohoisiksi tai heinävaltaisiksi tyypeiksi. Pienruohoisilla tuoreilla niityillä ei yleensä erotu valtalajeja ja kasvilajeja on edustavilla paikoilla 30–40 lajia/m². Tuoreista suurruohoniityistä puolestaan on myös käytetty nimeä metsäkurjenpolviniityt, sillä metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*) on niillä tyypillinen valtalaji. Yhteensä tuoreita niittyjä arvioitiin olevan noin 3400 hehtaaria. Monet tuoreista niityistä on raivattu lehdoista tai korvista, jonka jälkeen niitto tai laidunnus on pitänyt niitä avoimina (Hakamäki ym., 2018). Monet parhaista niityistä joko raivattiin pelloiksi tai istutettiin metsiksi niittyjen käytön vähetessä (Alanen & Pykälä, 2004), ja jäljellejääneistä monet ovat kivisillä paikoilla (Hakamäki ym., 2018; Schulman ym., 2008). Hoidettujenkin niittyjen laatu on heikentynyt ajan kuluessa niiton vaihtuessa laidunnukseen ja lisärehun antamisen tai läheisten peltolaitumien käyttämiseen laidunnuksen yhteydessä. Hoitamattomat niityt voivat joko umpeenkasvaa metsiksi häiriöiden poistussa (Lindgren & Heikkilä, 2000) tai voimakkaasti rehevöityneinä pysyä avoimina, mutta niiltä häviävät niityille tyypilliset matalat ruohot ja mosaiikkimainen kasvillisuuden vaihtelu (Hakamäki ym., 2018).

Kosteet niityt

Kosteet niityt ovat vesistöjen rannoilta erillään esiintyviä pinta- tai pohjavesivaikutteisia, avoimia perinnebiotooppeja. Ne esiintyvät usein laikkuina muiden niittyjen yhteydessä, tyypillisesti painanteissa tai heikosti läpäisevillä maalajeilla, jolloin maaperä voi olla kostea tai märkä. Kosteet niityt jaetaan suurruohosiin, heinävaltaisiin ja kalkkivaikutteisiin tyypeihin. Kosteet niityt ovat erityisen alttiita umpeenkasvulle hoidon päätyttyä, joten kosteita niittyjä on jäljellä vähän, arviolta 300-400 hehtaaria, ja niiden erityispiirteet tunnetaan huonosti (Hakamäki ym., 2018)

Lehdesniityt

Lehdesniityt ovat pääasiassa avoimia niittyjä, joilla on lisäksi pensaita tai puita yksittäin tai pienissä ryhmissä. Lehtometsistä raivatuille lehdesniityille jätettiin puita aluskasvillisuuden kasvun maksimoimiseksi (Kalliola, 1973; Lindgren & Heikkilä, 2000). Puut tarjoavat varjoa paahdetta heikommin kestäville lajeille ja nostavat ravinteita syvemmältä kohti pintaa muiden kasvien käytettäväksi (Hæggström, 2000; Lindgren & Heikkilä, 2000). Toisaalta puiden luomat varjot myös suojasivat kenttäkerroksen kasvillisuutta säiden vaihteluilta ja turvasivat heinäsatoa kuivinakin kesinä. Lehdesniityille erityistä on puiden hyödyntäminen myös eläinten rehuksi oksia

keräämällä eli lehdestämällä. Jungfruskärillä puuryhmiä oli pinta-alasta 15–25 % ja avointa niittyä 75–85 %. Sopiva suhde etsittiin yrityksen ja erehdyksen kautta (Lindgren & Heikkilä, 2000). Nykyään puuston osuus on suurempi hoidon heikettyä (Schulman ym., 2008). Puulajeina suosittiin nopeasti kariketta tuottavia lajeja, kuten saarnea (*Fraxinus excelsior*) ja pähkinäpensasta (*Corylus avellana*), lisäksi tervaleppä (*Alnus glutinosa*), koivut (*Betula pendula*, *B. pubescens*), kotipihlaja (*Sorbus aucuparia*) metsäomena (*Malus sylvestris*) ja raita (*Salix caprea*) ovat lehdesniityillä tavattavia lajeja (Lehtomaa, 2000; Lindgren & Heikkilä, 2000; Schulman ym., 2008). Lehdesniityillä on tyypillisesti kuivahko tai tuore kivennäismaa, mutta niillä voi esiintyä sekä kuivempia ketolaikkuja että kosteita tai jopa suomalaisia niitty laikkuja (Hæggström, 2000). Lehdesniittyjen lajisto onkin sekoitus lehtojen ja niittyjen lajeja. Runsaslajisilla lehdesniityillä voi olla putkilokasveja 40-50 lajia neliömetrillä (Hæggström, 1995; Hakamäki ym., 2018; Schulman ym., 2008). Lahoavat puut vetävät puoleensa myös lepakoita ja hyönteisiä ja suovat hyvän kasvualustan epifyyttikälille ja -sammalille (Hakamäki ym., 2018). Edustavimmat lehdesniityt löytyvät Jungfruskäriltä ja Boskarilta, lisäksi Yxskäriltä, Halsholmenilta, Mälhamnista ja Berghamista löytyy lehdesniittyjä (Lehtomaa, 2000). Yhteensä lehdesniittyjä arvioidaan olevan jäljellä 80-150 hehtaaria (Hakamäki ym., 2018).

Hakamaat

Hakamaat ovat harvapuustoista laidunmaata, joka on ollut alkuaan metsää, usein lehtoa tai lehtomaista kangasmetsää. Kenttäkerroksen kasvusto on haluttu karjan käyttöön, mutta on usein ollut liian hankalaa niitettäväksi. Erityisesti havupuita kaadettiin laidunmaan parantamiseksi ja paremman heinäkasvun takaamiseksi, kun taas lehtipuita lehdestettiin (Lindgren & Heikkilä, 2000). Karja talloi ja söi puiden taimia sekä pensaita, mikä osaltaan edesauttoi hakamaiden avoimuutta. Avoimuuden vuoksi saariston hakamailla esiintyy pienikasvuisia lehtipuita sekä pensaita kuten kalliotuhkapensaita (*Cotoneaster scandinavicus*), metsäomenapuuta, okaruusuja (*Rosa sherardii*), orapaatsamaa (*Rhamnus cathartica*) ja liuskaorapihlajia (*Crataegus*) (Lindgren & Heikkilä, 2000). Runsaammassa valossa puista kasvaa usein alas saakka vankkaoksaisia. Niittykasvillisuutta pitää olla yli 50 % kenttäkerroksesta ja puuston peittävyys 10–35 prosentin välillä, jotta voidaan puhua hakamaasta. Ero metsälaitumiin on liukuva. Hyvillä paikoilla aluskasvillisuus voi olla hyvin niittymäistä, mutta usein heinävaltaista mosaiikkia metsäkasvillisuuden kanssa (Hakamäki ym., 2018). Lajimääriltään hakamaat sijoittuvat lehdesniittyjen ja metsien väliin (Hæggström, 1995). Hakamaat jaetaan jalopuuhakoihin, lehtipuuhakoihin, sekapuuhakoihin ja havupuuhakoihin. Havu-, sekapuusto- ja lehtipuuhakamaita esiintyy koko Suomessa, jalopuuhaat ovat rajoittuneet Etelä-Suomeen ja Ahvenanmaalle (Hakamäki ym., 2018). Saarnivaltaisia jalopuuhakoja on saaristossa Berghamnilla ja Bärskärillä (Lindgren & Heikkilä, 2000). Havupuuhakamailla valtapuuna on

yleensä kuusi (*Picea abies*), sekapuuhaat kasvavat noin puoliksi kuusta tai mäntyä ja puoliksi vähintään yhtä lehtipuulajia, kun taas lehtipuuhaat ovat pääasiassa koivu- tai leppävaltaisia, myös haapa (*Populus tremula*) voi saaristossa esiintyä valtapuuna (Hakamäki ym., 2018; Schulman ym., 2008). Yhteensä hakoja arvioidaan olevan 3400 hehtaaria. Keskikooltaan suurimmat haat, 2,8 hehtaaria, sijaitsevat Varsinais-Suomessa. Muualla Suomessa inventoidut haat olivat keskimäärin 0,8-1 hehtaaria (Hakamäki ym., 2018; Vainio ym., 2001).

Metsälaitumet

Metsälaitumet ovat myös laidunnettuja perinnebiotooppeja, jotka ovat syntyneet pääasiassa mäntyvaltaisista metsistä. Osa metsälaitumista on vanhaa kaskilaidunta, jonka puusto on tihentynyt (Schulman ym., 2008), tai umpeenkasvaneita hakamaita tai lehdesniittyjä (Lindgren & Heikkilä, 2000). Metsälaitumia oli ennen eniten Etelä- ja Itä-Suomessa, nykyään painopiste on Keski-Suomessa. Saaristossa metsälaitumia on mm. Boskarilla ja Apelholmenilla (Lindgren & Heikkilä, 2000). Metsälaitumien määräksi arvioitiin luontotyyppi-inventoinnissa 5000–9000 hehtaaria. Kooltaan metsälaitumet ovat keskimäärin 4,5 hehtaaria (Vainio ym., 2001), mutta suurimmat voivat olla jopa 100 hehtaaria (Schulman ym., 2008). Metsälaitumet jaetaan puustonsa mukaan havu- lehti- ja sekametsälaitumiksi. Kaikille on yhteistä puuston eri-ikäisyys, joka eroaa tyyppillisestä istutusmetsästä, sekä lahoppuun korkeampi määrä (Hakamäki ym., 2018; Schulman ym., 2008). Karjan laidunnus ja tallaaminen vähentävät varvikon määrää ja lisäävät heinän ja ruohojen kasvua, edustavilla paikoilla kenttäkerroksessa on niittyaukkoja. Tyyppillisimmät lajit ovat metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), niitty- ja hoikkanurmikka (*Poa pratensis*, *P. angustifolia*), metsäkastikka (*Calamagrostis arundinacea*) ja nurmirölli (*Agrostis capillaris*) (Lindgren & Heikkilä, 2000; Schulman ym., 2008). Kosteahko ympäristö on suotuisa sienille, joita metsälaitumilla saattaa esiintyä runsaasti. Laidunnus ajoittui keväälle, niittysaarilla vasta niiton jälkeen (Lindgren & Heikkilä, 2000). Metsälaitumien määrä on pudonnut yli 99% 1950-luvulta monien laidunten siirtyessä metsätalouden piiriin (Schulman ym., 2008).

Muita perinnebiotooppeja

Edellä mainittujen lisäksi, tutkimusalueisiin sisällyttämiä perinnebiotooppeja ovat kosteat niityt, sisämaan nummet, hoidetut järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt ja suoniityt (Hakamäki ym., 2018). Monilla saarilla vain meri oli rajana laidunnukselle, joten karja hyödynsi ravinnokseen myös rantojen kasvillisuutta (Lindgren & Heikkilä, 2000; Schulman ym., 2008). Useat perinnebiotooppialueet syntyivät kaskeamisen myötä, sillä kasken teko helpotti alueen raivaamista polttamalla kantoja ja juuria (Grotenfelt, 1901). Kaskeaminen oli arvokas työkalu myös umpeenkasvaneiden niittyjen raivauksessa, sillä muuten hehtaarin raivaamiseen olisi saattanut kuluu kuukausia. Kaski poltettiin keväällä tai kesällä ja peltoviljelyn jälkeen

kaskettua aluetta käytettiin rehun korjaamiseen ja laidunmaana. Laitumen laadun heiketessä alueen annettiin metsittyä uutta kaskeamista varten (Lindgren & Heikkilä, 2000; Soininen, 1974).

3.2.2. Perinnebiotooppien erityispiirteitä

Perinnebiotoopeille ominaista on niin sanottu negatiivinen ravinnetalous, jossa niiltä poistuu enemmän ravinteita kuin mitä niille kulkeutuu (Pykälä, 2001; Vainio ym., 2001). Hoito pitää alueen avoimena ja luo paikalle tavanomaista mannermaisemmat olosuhteet (Pykälä, 2001; Pykälä & Alanen, 2004). Lajitiheys on yleensä korkea, eikä monilla biotyypeistä ole havaittavissa selkeitä valtalajeja (Hakamäki ym., 2018). Lajisto on matalakasvuista, usein ruusukkeellista tai rönsyävää ja voi koostua avoimien ympäristöjen lajien lisäksi esimerkiksi metsien, lettojen ja soiden lajeista (Pykälä, 2001). Myös puustoiset perinnebiotoopit ovat tavanomaisia metsiä monimuotoisempia niin kenttäkerroksen kuin puuston rakenteen suhteen (Hakamäki ym., 2018; Vainio ym., 2001).

Perinnebiotooppien hoito matkii luonnossa tapahtuvia häiriöitä, mutta on usein hetkittäisten luonnollisten häiriöiden sijaan jatkuvaa (Pykälä, 2000). Laidunnuksen ja niiton vaikutukset kasvillisuuteen muistuttavat monin tavoin maastopaloja, tulvia ja myrskykaatoja, joiden määriä ihmiset ovat toimillaan vähentäneet (Pykälä, 2000). Laidunnus ja niitto poistavat ravinteita perinnebiotoopeilta, jolloin runsaista ravinteista enemmän hyötyvät lajit eivät pääse valtaamaan kaikkea tilaa itselleen. Samalla lajimäärä yleensä kasvaa (Hægström, 1995; Pykälä, 2000). Niiton ja laidunnuksen välillä suurimmat erot ovat ravinteiden poistumisessa ja vaikutuksen tasaisuudessa (Pykälä, 2001; Tälle ym., 2016). Niitto on laidunnusta tehokkaampi keino vähentää ravinteiden määrää, sillä eläimet palauttavat osan biomassasta saamistaan ravinteista ulosteiden mukana takaisin alueelle, kun taas niiton jälkeen leikkuujäte kerätään pois tukahduttamasta jäljellejäänyttä kasvillisuutta (Hægström, 1995; Pykälä, 2001). Niitto on myös kasveille tasaisempi kohtelu, ja jättää kaikki yksilöt lähes saman mittaisiksi. Niitto tapahtuu useimmiten vain yhden kerran vuodessa lyhyen ajanjakson sisällä, kun taas laidunnus poistaa kasvimassaa melko tasaisesti koko laidunnuskauden läpi (Pykälä, 2001; Tälle ym., 2016).

Niiton oikea ajoittaminen antaa siementämismahdollisuudet mahdollisimman monelle lajille, myöhäisille kukkijoille on mahdollista jättää omat myöhemmin niitettävät laikkunsa. Laiduntajat puolestaan suosivat ruokaillessaan normaalisti kilpailukykyisiä, suuria lajeja, jotka taantuvat laidunnuksen myötä, ja antavat tilaa matalammille lajeille (Hakamäki ym., 2018; Pykälä, 2004; Rambo & Faeth, 1999). Siemenillekin hoito on kuitenkin tavallisesti hyödyllistä. Kokeessa laidunnetuilla koealoilla siemenpankki, maassa tai maan alla oleva kokoelmaeri lajien siemeniä tai hedelmiä (Leck, Parker, & Simpson, 1989), oli suurin, kun taas siementiheys ja lajimäärä olivat pienimmillään hoitamattomilla aloilla (Jacquemyn, Mechelen, Brys, & Honnay, 2011). Kasviyksilö

hyötyy ympäristöstä, jossa muitakin kasveja laidunnetaan, vaikka se ei saakaan suoraa hyötyä laidunnetuksi tulemisesta (Westoby, 1989).

Kasvinsyönnin todennäköisyys voi muuttua kasvitiheyden mukaan (Damgaard, 2004). Kasvien laidunnuksen sietokyky vaihtelee. Alueilla, joilla laidunnus on yleistä, kestävämmät lajit yleistyvät kasviyhteisössä, kun lajien välinen kilpailu muuttuu (Fritz & Simms, 1992). Perinnebiotooppien kasvit pystyvät palautumaan kohtuullisesta kasvinsyönnistä tai niitosta. Lähtökohta laidunnuksen kestämiseen lienee peräisin megafaunan ruokailusta, sillä vaikka perinnebiotoopit ovat ihmisen luomia, ne ylläpitävät alun perin megafaunan muokkaamaa kasvillisuutta, jolle ei nykyisessä Pohjolassa enää löydy riittävää luontaista laiduntajaa (Hakamäki et al., 2018; Van Wieren, 1995). Toisaalta monet laidunnuksen sietoa lisäävät ominaisuudet, kuten suuri versojen määrä, matalakasvuisuus, välikasvusolukko, kesävihannus ja maanalaiset ravinnevarastot vastaavat kasvien kuivuuden kestosta (Coughenour, 1985).

Perinnebiotoopeille yhteisiä uhkatekijöitä ovat umpeenkasvu sekä kasvillisuuden köyhtymisenä että puuston levittäytymisenä. Samoin rehevöityminen eri lähteiden kuten typpilaskeuman, pelloilta kulkeutuvan ravinnepitoisen pölyn tai ravinnepitoisten valumavesien kautta on merkittävä uhka. Haitaksi on myös laiduntaminen, jos eläimille annetaan lisärehua tai ne vuorottelevat nurmilaidunten ja perinnebiotooppien välillä, sillä lannan mukana alueelle kulkeutuu enemmän ravinteita kun sieltä on poistunut syötyinä kasveina (Hakamäki ym., 2018; Pykälä, 2000, 2001; Pykälä & Alanen, 2004; Schulman ym., 2008). Kosteille niityille rehevöitynyt pohjavesikin voi tuoda ylimääräisiä ravinteita (Pykälä, 2001). Lisäksi erityisesti nummia ja rantaniittyjä uhkaavat vesistöjen rehevöityminen ja sitä seuraava rantojen umpeenkasvu sekä loma-asuntojen rakentaminen (Pykälä, 2001; Schulman ym., 2008). Myös tyypeä sitovilla vieraslajeilla, kuten lupiineilla (*Lupinus polyphyllus*), on perinnebiotoopeille levitessään rehevöittävä vaikutus (Hakamäki ym., 2018). Pellonraivaus ja rakentaminen ovat myös tuhonneet monia perinnebiotooppeja (Schulman ym., 2008). Kalkin louhinta uhkaa jäljellä olevia kalkkiketoja, ja kalkkivaikutteisille alueille myös happamoittava laskeuma on erityisen haitallista pH:ta laskevan vaikutuksensa takia (Hakamäki ym., 2018; Schulman ym., 2008).

Umpeenkasvu on nopeampaa kosteilla ja tuoreilla niityillä kuin kedoilla, sillä kuivuus hidastaa hoidon päättymisestä johtuvia muutoksia (Hæggström, 1995; Hakamäki ym., 2018; Vainio ym., 2001). Erityisesti matalat niitto- tai laidunnuslajit häviävät nopeasti, muutamasta vuodesta kymmenen vuoden sisään hoidon päätyttyä (Hæggström, 1995; Pykälä, Luoto, Heikkinen, & Kontula, 2005; Vainio ym., 2001). Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi horkka- ja ketokatkerokko (*Gentianella amarella*, *G. campestris*), kissankäpälä (*Antennaria dioica*), ketoneilikka (*Dianthus deltoides*), keto-orvokki (*Viola tricolor*) ja mäkilemmikki (*Myosotis ramosissima*). Umpeenkasvavalla niityillä vuosikymmeniäkin hitaasti niukkenevia lajeja ovat esimerkiksi

ahomatara (*Galium boreale*), hanhikit (*Potentilla sp.*), hiirenvirna (*Vicia cracca*), kissan- ja peurankello (*Campanula rotundifolia*, *C. glomerata*), mäkitervakko (*Lychnis viscaria*), niittynätkelmä (*Lathyrus pratensis*) ja päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare*) (Hæggström, 1995; Pykälä, 2001). Harvinaisten lajien tiheyden on havaittu myös laskevan hoidon päätyttyä (Pykälä, 2003). Laidunnus häiritsee suurikokoisten lajien uusiutumista ja laidunnuksen päätyttyä nämä lajit pääsevät levittäytymään (Lampinen, 2000; Pykälä, 2005). Lajirikkaus saattaa olla laidunnuksen päätyttyä jonkin aikaa korkeampi, kun häiriötä sietävät laidunlajit sinnittelevät vielä kasvupaikalla ja häiriötä sietämättömät lajit levittäytyvät uusille alueille (Lampinen, 2000).

Umpeenkasvua indikoivat niin sanotut miinuslajit, jotka viihtyvät ravinteikkaissa maaperissä. Ne lisääntyvä lisääntyvät ajan kuluessa hoidon päätyttyä (Hæggström, 1995; Pykälä, 2001). Pykälä (2001) määritteli Etelä-Suomen niityille lajilistan, josta käy ilmi kasvilajien niukan ja runsaan esiintymän indikaattoriarvot. Negatiivisia indikaattorilajeja ovat muun muassa nokkonen (*Urtica dioica*), vadelma (*Rubus idaeus*), juolavehna (*Elymus repens*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*) ja pelto-ohdake (*Cirsium repens*). Mesiangervoa (*Filipendula ulmaria*) esiintyy luontaisesti kosteilla niityillä, mutta sillä on lievä negatiivinen indikaattoriarvo, mikäli se esiintyy runsaana kuivilla niityillä.

Suuren niityn umpeenkasvaminen vie muutaman vuosikymmenen, varsinaiseksi metsäksi kehittyminen vie noin vuosisadan (Hæggström, 1995). Siemenpankista, saattaa silti itää niittylajeja metsässä puiden kaatuessa ja luodessa tyhjiä laikkuja, sillä monet niittykasvien siemenet selviävät itämiskykyisinä sata vuotta tai pidempäänkin. (Hæggström, 1995)

Puustoiset perinnebiotoopit kuten hakamaat ja metsälaitumet kärsivät, kun 1900-luvulla laidunnusta alettiin pitämään metsän kasvulle haitallisena ja laidunnus metsissä väheni. Osa alueista hakattiin pelloiksi, osa metsitettiin, osa on voimakkaasti rehevöitynyt lisärehujen ja nurmilaidunten ravinteiden myötä. Hoidotta jäävät metsälaitumet kasvavat umpeen ja kuusettuvat (Hakamäki ym., 2018; Schulman ym., 2008). Monet hakamaat sijaitsevat nykyään nurmilaitumien läheisyydessä ja rehevöityvät laitumelta kulkeutuvien ravinteiden myötä, johtaen kasvilajiston muutoksiin. (Kemppainen & Lehtomaa, 2009; Lindgren, 2000; Schulman ym., 2008). Hakamaiden puuston hoito on myös muuttunut ja puista on tullut aiempaa tasaikäisempiä sekä lahopuun määrä on laskenut (Hakamäki ym., 2018).

Ongelmallista perinnebiotooppien hoidosta tekee sen hintavuus. Pienten kohteiden hoitoon kuluu usein enemmän rahaa kuin esimerkiksi karjasta ja tuista saa tuloja, ja tukia myös harvoin myönnetään pienille alueille (Kemppainen & Lehtomaa, 2009). Taloudellisesti kannattamaton hoito ei houkuttele maanviljelijöitä, ja alueita jää hoitamatta. Toisaalta myös pientilojen

vähentymisen myötä laitumia on jäänyt vaille hoitoa ja karjan saatavuus on heikentynyt (Kemppainen & Lehtomaa, 2009).

3.2.3. Niitto

Niittämisellä tarkoitetaan kasvuston leikkaamista viikatteen tai nykyään ajettavan niittokoneen kanssa (Lindgren & Heikkilä, 2000). Murskaavateräinen siimaleikkuri saattaa kuivattaa korsia ja altistaa kasveja taudeille. Myöskään ruohonleikkuri ei sovellu niittyjen hoitoon (Hæggström, 1995). Hyvin matala leikkuukorkeus saattaa heikentää kasvien kasvua (Yang, Minggagud, Baoyin, & Li, 2020) ja toisaalta ruohonleikkuri pilkkoo jätteen pieneksi ja vaikeasti pois kerättäväksi silpuksi. Niittäen hoidetaan yleensä ranta- ja lehdesniityt, tuoreet ja kosteat niityt. Joskus myös ketoja tai hakamaita niitetään, mutta ne ovat usein liian kivikkoisia niitettäväksi. Järviruokoakin on niitetty sirpillä rehuksi. Saaristossa niitto ajoittuu tyypillisesti heinäkuun puolivälistä heinäkuun loppuun. Niitetty heinä levitetään kuivumaan ohueksi kerrokseksi, ja kuiva heinä haravoidaan helpommin hallittaviin kasoihin talteen kuljetettavaksi (Hæggström, 1995; Lindgren & Heikkilä, 2000).

Kalkkivaikutteisilla lehdesniityillä Virossa tehdyssä tutkimuksessa Otsus, Kukk, Kattai, & Sammul, 2014, selvittivät eroja vähintään 30 vuotta yhtäjaksoisesti niitettyjen ja hylättyjen niittyjen lajistojen välillä. Niitolla oli merkittävä vaikutus lajirikkauteen ja lajiston jakautumiseen. Ryhmä arvioi niiton päättymisen johtavan lajirikkauden puolittumiseen. Monin paikoin lajit tosin harvinaistuivat yhteisössä, mutta eivät kokonaan hävinneet alueelta. Tämä viittaisi sukupuuttovelkaan kunnoltaan heikkenevillä hylätyillä niityillä (Kuussaari ym., 2009; Otsus ym., 2014).

3.2.4. Laidunnus

Laidunnus on matalan kuolleisuuden vuorovaikutusta, jossa vain osa kasvin kudoksista syödään, eikä kasviyksilö usein kuole laidunnuksen seurauksena (Fritz & Simms, 1992). Laiduntajat ovat generalisteja, jotka syövät suuret määrät huonosti sulavaa ravintoa (Augustine & McNaughton, 1998; Fritz & Simms, 1992), ja niihin lukeutuu niin sorkkaeläimiä, jyräjöitä, jäniseläimiä, norsuja kuin pussieläimiäkin. Ihmisten vaikutus laidunnuksessa korostuu eläinten siirtämisessä uusille alueille (Fritz & Simms, 1992).

Niiton poistaessa kaikki kasvit valikoimatta, eläimet syövät mieluisimmat kasvilajit ensin ja voivat jättää osan kokonaan koskematta. Niinpä laidunnuksen myötä jäljelle jäävät matalat, heikosti sulavat sekä karjalle myrkylliset lajit (Augustine & McNaughton, 1998; Hæggström, 1995; Kalliola, 1973). Myrkyllisiä kasveja ovat muun muassa leinikit, hierakat, peltokorte, sananjalka ja

ruokohelpi (Hægström, 1995; Sairanen, Sormunen-Cristian, Paasikallio, & Hulmi, 1995). Myös kasvit, joissa on korkea kuitu- tai piipitoisuus saattavat jäädä syömättä (Fritz & Simms, 1992). Osa ravinteista palaa myös laidunalalle eläinten jätösten mukana, pistemäisinä ravinnekesaumina. Lisäksi eläinten liikkuminen vaikuttaa maaperään, sillä sorkat toisaalta tiivistävät maata (Pykälä, 2001; Pykälä & Alanen, 2004), toisaalta rikkovat pintaa ja luovat itämiselle sopivien mikroilmastoja muodostumista (Jacquemyn ym., 2011). Eläinten mukana kasvien siemenet myös liikkuvat tehokkaammin kuin niitetyillä alueilla (Pykälä, 2001; Pykälä & Alanen, 2004). Esimerkiksi lampaan turkista on löydetty yli 8000 siementä (S. F. Fischer, Poschlod, & Beinlich, 1996). Osa perinnebiotoopeilla esiintyvien lajien siemenistä kestää myös laiduntajien ruoansulatuksen, ja pystyvät leviämään lannan mukana (Welch, 1985).

Laidunnuksen lopputulos riippuu usein eläinlajista, sillä eri laiduntajat syövät eri kasvilajeja (Fritz & Simms, 1992). Sekalaidunnuksessa laidun kuluu tasaisemmin ja eläinten jättämiä kasvillisuuden hylkylaikkuja jää vähemmän, samalla isäntäspesifisten loisten määrä vähenee lajikohtaisen tiheyden laskiessa. Useimmiten sekalaitumella pidetään lampaita ja nautoja (Sairanen ym., 1995).

Jälkilaidunnuksella tarkoitetaan laidunkarjan päästämistä niitylle niiton jälkeen. Ilmeisesti niittoniityt on ennen jälkilaidunnettu (Ekstam, Aronsson, & Forshed, 1988, viittajana Pykälä, 2001). Saaristossa hyvätuottoisille niityille päästettiin jälkilaiduntamaan lähinnä hevosia ja nautoja (Lindgren & Heikkilä, 2000).

Laidunpaine, eläinmäärä tietyllä pinta-alalla, täytyy mitoittaa oikein, jotta eläimet saavat riittävästi ruokaa, mutta toisaalta vaikutus kasvillisuuteen säilyy sopivana. Laidunpaineeseen vaikuttavat alueen koko, biotooppi ja käytettävät eläimet (Pykälä, 2001). Ylilaidunnuksella tarkoitetaan liiallista eläinmäärää kasvillisuuteen nähden ja seurauksena on usein lisärehun antamisesta johtuva rehevöityminen (Hakamäki ym., 2018; Pykälä, 2001). Ylilaidunnus harventaa haittalajeja, mutta vaikuttaa negatiivisesti myös niitylajeihin ja voi pahimmillaan laskea monimuotoisuutta (Kuussaari, Heliölä, Tiainen, & Helenius, 2008; Lindgren, 2001). Korkean laidunpaineen aikana mieluisimmat kasvit syödään perusteellisemmin. Tällöin karja saattaa estää joidenkin lajien siementämisen kokonaan (Hægström, 1995; Hakamäki ym., 2018). Lampaiden tiedetään suosivan ruohoja, joten intensiivinen lammaslaidunnus voi johtaa heinävaltaisuuuteen (Schulman ym., 2008). Riittämätön laidunpaine puolestaan johtaa vain eläimille maistuvimpien kasvien syömiseen (Lindgren, 2001) eikä estä puuntaimien levittäytymistä perinnebiotoopeille (Hakamäki ym., 2018).

Laidunnuksen vaikutus lajiversiteettiin on herättänyt erilaisia mielipiteitä vuosien varrella. Lyhytaikaisissa kokeissa laidunnuksen vaikutus lajiston monimuotoisuuteen on useimmiten positiivinen (Rambo & Faeth, 1999; Tälle ym., 2016). Useimmiten vertailuissa tasaisesti

laidunnettujen ja vuosikymmeniä sitten hylättyjen laidunten välillä on selkeä lajimäärien ero. Pitkään laidunnetuilla alueilla on suurempi lajimäärä ja lajitiheys (Pykälä, 2004). Hylättyjen, jo umpeenkasvavien laidunmaiden uudelleen laiduntaminen saattaa aiheuttaa lajiversiteetin pienemisen kokonaisuudessaan, vaikka harvinaisten kasvien määrä kasvaisi (Luoto, Pykälä, & Kuussaari, 2003). Eri maanomistajien samankaltaisillakin niityillä voi olla erilainen lajisto eri laiduneläimistä, laidunnuksen ajankohdasta ja laidunpaineesta johtuen, jolloin alueen kokonaisdiversiteetti kasvaa (Bignal & Mccracken, 2000).

Suomessa aiemmin yleisesti käytetyt alkuperäisrodut, itäsuomenkarja, pohjoissuomenkarja eli lapinlehmä ja länsisuomenkarja, ovat paitsi kulttuuriperintöä myös perinnemaisemia muokannut voima. Alkuperäisrodut ovat kaupallisia maitorotuja pienempiä, joten ne tarvitsevat vähemmän ravintoa ja aiheuttavat laidunnuksellaan vähemmän maaperän tiivistymistä ja kasvustovaurioita (Hæggström, 1995; Kantanen, 2000; Lindgren & Heikkilä, 2000; Soininen, 1974). Karjaa pidettiin pääasiassa vetojuhtina ja lannan tuottajina, karjatalouden tuotteet olivat yleensä toissijaisia (Soininen, 1974). Saaristomerellä oli ennen 1950-lukua pääasiassa länsisuomenkarjaa (Lindgren & Heikkilä, 2000). Suomen alkuperäisrodut ovat kuitenkin melko harvinaisia, joten niiden hankkiminen nykypäivänä saattaa olla ongelmallista. Ayshire-rotua tuotiin Suomeen jo 1840-luvun lopulla, ja sitä risteytettiin niin ahkerasti maatiaisrotujen kanssa, että puhtaita maatiaiskantoja löytyi enää syrjäseuduilta 1900-lukuun mennessä (Soininen, 1974). Nykyään Luken seurannassa olevien rotujen yksilömääräksi arvioidaan 800 itäsuomenkarjaa, 430 pohjoissuomenkarjaa ja 3000 länsisuomenkarjaa (Luke, 2019b, 2019c, 2019a).

Myös muut laiduntajat olivat tyypillisesti maatiaisrotuja, kooltaan nykyisiä rotuja pienempiä ja ympäristöönsä sopeutuneita (Lindgren & Heikkilä, 2000). Lampaat laidunsivat karumpia, kivisempiä ja pienempiä saaria kuin lehmät. Lampaista saatettiin kuljettaa jopa niin pienille luodoille, että niillä riitti laidunnettavaa vain pari tunniksi laitumien ollessa vähissä (Hæggström, 1995; Lindgren & Heikkilä, 2000). Karjan määrä seurasi saatavilla olevan rehun määrää, erityisesti rehujen riittävyys talven yli rajoitti eläinten lukumäärää (Soininen, 1974).

Laidunnus aloitettiin saaristossa keväällä ja eläimet käytiin hakemassa lajista riippuen syksyn mitta. Lampaiden laidunnus jatkui vielä marraskuulle. Lihakarja kuljetettiin kaukaisemmille saarille, kun taas lypsykarja pidettiin lähempänä lypsämisen helpottamiseksi (Hæggström, 1995; Lindgren & Heikkilä, 2000). Lehmät siirrettiin niiton ja heinäkorjuun jälkeen jälkilaiduntamaan niityille. Toisinaan myös lampaat pääsivät niityille laiduntamaan, kun naudat oli jo viety takaisin kotisaareen syksyllä (Lindgren & Heikkilä, 2000).

3.2.5. Muut hoitotoimenpiteet

Ravinteiden poisto umpeenkasvaneilta alueilta on erityisen tärkeää, jonka vuoksi Lindgren, 2000, suosittelee kevätsiivousta raivauksen jälkeen myös niityille ja hakamaille perinteisten lehdesniittyjen haravointien lisäksi. Melko pienelläkin karikemäärällä voi olla lannoittava vaikutus, karikkeen tuottaneen lajin lehtien ravinnepitoisuuden mukaan (Lopez-Iglesias, Olmo, Gallardo, & Villar, 2014). Kevätsiivouksella saadaan poistettua paitsi karikkeen tuottama ylimääräinen ravinnekuorma, myös mahdolliset ylimääräiset oksanpätkät jotka saattaisivat häiritä myöhemmin kesällä tehtävää niittoa (Hæggström, 2000). Perinteisesti lehdesniittyjen kevätsiivous ajoittuu Jungfruskärillä huhtikuulle tai toukokuun alkuun (Lindgren & Heikkilä, 2000).

Lehdestyksellä tarkoitetaan nuoren puun katkomista parin metrin korkeudesta ja syntyvien oksien ja vesojen katkomista, yleensä karjan talvirehuksi (Lukkala, 1920). Saaristossa lehdestettiin kaikkia lehtipuita, vaikkakaan haapaa ei yleensä katkaistu latvasta. Latvomisen aloitettiin usein puiden ollessa nuoria, 15-20 vuotta, ja oksien katkominen toistettiin kolmesta viiden vuoden välein (Lukkala, 1920). Lehdestys suoritettiin niiton ja sadonkorjuun välisenä aikana heinäkuun viimeisistä päivistä lokakuun alkuun (Lindgren & Heikkilä, 2000; Lukkala, 1920). Lehdeksiä on luultavasti kerätty rehuksi jo kivikaudella (Hæggström, 1995). Kun suurinta osaa lehtipuista lehdestettiin, saatiin hehtaarilta vuosittain noin kymmenen kerppua, sidottua oksanippua (Lindgren & Heikkilä, 2000). Lehdestys oli tärkeää karjanpidolle, sillä kerput olivat loppukesän ravinneköyhtynyttä heinää ravitsevampaa ja talvella tarpeellinen lisärehu (Lukkala, 1920; Soininen, 1974). Lehdeksien kerääminen oli muualla läänissä jo loppunut ja alkoi saaristossakin hiipumaan 1920-luvulla, ja päättyi pääasiassa 1950-luvulla vaikkakin aivan viimeiset tilat lopettivat lehdestämisen 1980-luvulla (Hæggström, 1995; Lehtomaa, 2000; Lindgren & Heikkilä, 2000).

Raivaamalla päästään eroon ylimääräisistä pensaista, jotka haittaavat niittämistä ja laiduntamista. Tyypillisesti raivattiin katajaa (*Juniperus communis*) ja ruusuja, sekä taimikkoja. Yleensä raivaus tehtiin kevätsiivouksen yhteydessä, katajia on myös raivattu ainakin Jungfruskärillä talvella. Katajista ja kanervan (*Calluna vulgaris*) varvuista pääsi myös eroon kulottamalla, jolloin jäljelle jäivät vain paksukaarnaiset puut ja paksuimmat katajanvarret. (Lindgren & Heikkilä, 2000) Perinteisesti niityiltä ja laidunmailta on raivattu pensaikkoo ja puustoa sekä kerätty kotitarvepuita (Vainio ym., 2001). Tällöin varjostuksen vaikutus pysyi pienenä. Ylläpitoraivauksia tehdään yleensä muutaman vuoden välein kunnostetuilla kohteilla, kun niille kasvaa vesoja ja muuta alikasvosta (Heinänen, Mäenpää, & Kallonen, 2011).

Kunnostusraivaus tehdään kohteilla, joilla hoito on päättynyt ja puuston, vesaikon ja pensaikon määrä kasvanut. Raivaus suoritetaan kertaluontoisesti ennen varsinaisen niitto- tai laidunnushoidon aloittamista (Heinänen ym., 2011; Vainio ym., 2001). Jos puita tarvitsee kaataa runsaasti, voi olla tarpeen jaksottaa puunkaadot juurista vapautuvien ravinteiden ja valon lisääntymisen vuoksi, jotta miinuslajit eivät pääse valtaamaan alaa (Lehtinen, 2011; Lindgren, 2001)

3.3. Saaristomeren kansallispuisto

Saaristomeren kansallispuisto on lajirikkaalle hemiborealiselle tammivyöhykkeelle vuonna 1983 perustettu luonnonsuojelualue, joka kattaa noin 8400 saarta (Kalliola, 1973; Lindgren & Heikkilä, 2000). Perinnebiotooppien ja niiden lajiston säilyttäminen oli yksi tärkeä syy Saaristomeren kansallispuiston perustamiseen (Lindgren & Heikkilä, 2000; Tanninen, 2000). Suomesta perinnebiotooppeja löytyy ympäri maata, mutta eri tyyppien määrä vaihtelee maantieteellisesti. Varsinais-Suomessa oli vuonna 1997 valmistuneessa perinnemaisemainventoinnissa (Vainio ym., 2001) noin 12% Suomen arvokkaista perinnebiotoopeista, ja Saaristomerellä on keskeinen osa nummien, ketojen, lehdesniittyjen sekä kalkkipitoisten perinnebiotooppien esiintymisessä (Alanen, 2000; Hakamäki ym., 2018). Lisäksi tarkoituksena on vaalia perinteistä saaristolaiskulttuuria ja luonnon tuntemusta (Lindgren & Heikkilä, 2000; Metsähallitus, 2000).

Saariston asutus on levinnyt Ahvenanmaalta ulospäin maankohoamisen kohottaessa saaria (Hæggström, 2000; Lindgren, 2001). Ahvenanmaalta vanhimmat asutukseen viittaavat löydöt ovat 6000 vuotta vanhaa keramiikkaa (Hurre, 1995) ja 1000 vuotta vanhoja karjan luita (Vanhanen ym., 2019). Siitepölylöytöjen mukaan viljelyn on arvioitu olleen jatkuvaa rautakaudesta alkaen ja samalta aikakaudelta on löydetty viikatteita ja vesureita, joilla saatiin kerättyä heinää niityiltä ja lehdesniityiltä kerppuja rehuiksi, ja sisämaan kovan maan niityt syntyivät (Hurre, 1995; Lindgren & Heikkilä, 2000). Keskiajalla nykyisen Saaristomeren kansallispuiston alueella oli 15 asuttua saarta, joilla oli yhteensä 67 tilaa, 500 asukasta ja arviolta saman verran laiduntavaa karjaa (Lindgren & Heikkilä, 2000). 1700-luvulla kulkutaudit ja sota aiheuttivat katkoksia asutushistoriaan, mutta niiden jälkeen asutus on ollut jatkuvaa (Lindgren & Heikkilä, 2000).

1900-luvulla tilat vaihtuivat kesämökkeihin, joiden rakentaminen oli kiivasta ja säädöksetöntä 1970-luvulla. Saaristomeren yhteistoiminta-alueella oli jo yli 1000 rakennusta 1980-luvulla (Lindgren & Heikkilä, 2000). Asiaan on varmaan osiltaan vaikuttanut saariston saavutettavuus ja liikenneyhteyksien paraneminen lautta- ja tieyhteyksien myötä.

Saaristossa, erityisesti Ahvenanmaalla, on tiettävästi ordoviikkikalkiksi kutsuttuja kalkkipitoisia sedimenttikiviä, jotka ovat painanteisiin jääneitä rippeitä Etelä-Suomea ennen peittäneestä ja jääkausien irti rapauttamasta kerroksesta (Eklund, Soesoo, & Linna, 2007). Maaperässä ordoviikkikalkki tukee kalkinsuosijalajien esiintymistä myös alueilla, joilla kallioperässä itsessään ei esiinny kalkkia (Hakamäki ym., 2018). Kalliola, 1973, mainitsee myös Turunmaan saaristossa paleotsooiset kalkkikivikerrostumat, joista on irronnut moreeniin kalkkipitoista kiviainesta ja jotka rikastuttavat paikallisesti lajistoa. Lisäksi Lindgren mainitsee simpukankuorisoran paikallisena kalkin lähteenä (Lindgren & Heikkilä, 2000).

Alueen sademäärä on melko alhainen, vuotuinen kertymä on 400 – 500 mm. Merellinen ilmasto tasaa lämpötiloja vuodenaikojen välillä, joten kesät ovat viileitä ja talvet leutoja (Lindgren & Heikkilä, 2000) Maisemat ovat vaihtelevia, sillä alueella on useita eri kalliolajeja ja maannoksia. Alueelta löytyy niin sileäksi hioutuneita paljaita kallioita, soita, lehtoja kuin havumetsiäkin. Putkilokasveja löytyy noin 640 lajia, joista monet ovat Suomessa harvinaisia. Vanhat lehtipuut ylläpitävät uhanalaisien sammalien populaatioita (Lindgren & Heikkilä, 2000). Kasvillisuuden monimuotoisuutta lisäävät myös vanhat viljelykasvit, kuten morsinko (*Isantia tinctoria*), käärmeenlaukka (*Allium scrodoprasum*) ja humala (*Humulus lupulus*) (Lindgren & Heikkilä, 2000). Rikas kasvillisuus heijastuu myös muille osa-alueille. Saaristomeren kansallispuiston alueella on havaittu 60 prosenttia Suomen perhoslajeista (Nieminen, 2000), joihin sisältyvät myös uhanalaiset isoapollo (*Parnassius apollo*), pikkuapollo (*Parnassius mnemosyne*) ja tummahäränsilmä (*Maniola jurtina*) (Lindgren & Heikkilä, 2000). Pesiviä lintulajeja puolestaan on 132 lajia (Lindgren & Heikkilä, 2000).

Alueella ongelmia ovat rehevöityminen sekä meriveden että typpilaskeuman välityksellä, ympäristömyrkyt esimerkiksi syanobakteerien massaesiintymistä ja vanhoista päästöistä, asukkaiden poistuminen ja perinteisen maankäytön päättyminen (Lindgren & Heikkilä, 2000).

Saaristomeren alueella niitettiin heinää tuottavat luontotyytit kuten lehdes-, ranta-, suoniityt, tuoret ja kosteat niityt sekä joitakin ketoja. Laidunnusta puolestaan oli alueilla, jotka eivät tuottaneet riittävästi heinää, kuten hakamailla ja metsissä, nummilla ja hiekkarannoilla sekä niiton jälkeen niityillä (Lindgren & Heikkilä, 2000). Perinteiseen maankäyttöön sisältyivät myös lehdestäminen.

Hoitotoimilla on pyritty säilyttämään putkilokasvien lajikirjo. Alueen kasvistoa on inventoitu jo ennen kansallispuiston perustamista 1920–50-luvuilla ja 1970-luvulla, ja monet Saaristomeren kansallispuistossa esiintyvistä lajeista ovat riippuvaisia laidunnuksesta (Metsähallitus, 2000). Hoidolla pyritään kunnostamaan ja ylläpitämään kansallispuiston perinnebiotooppeja ja niiden lajistoa, jotka uhkaisivat muuten hävitä saariston autioitumisen ja siitä seuranneen hoidon

heikkenemisen myötä (Metsähallitus, 2000). Ensimmäisiä kunnostustoimia alueella on tehty jo 1979 (Tanninen, 2000). Vuonna 1998 hoidossa on ollut noin 230 hehtaaria perinnebiotooppeja, joista niittyjä ja hakojen osuus on 84 hehtaaria, loput 146 hehtaaria kuuluvat metsälaitumiin ja nummiin (Tanninen, 2000). 26 hehtaaria oli vuosittaisessa niittohoidossa vuonna 1999 (Lindgren, 2001). Saaristomeren perinnebiotoopit ovat sekä määrältään että laadultaan merkittäviä (Alanen, 2000). Jungfruskärillä ja Boskärillä on valtakunnallisesti arvokkaita perinnebiotooppeja (Vainio ym., 2001).

Metsähallituksen suorittamien töiden lisäksi perinteisen maankäytön hiipumista on torjuttu esimerkiksi talkooleirein. Perinnemaisemien ylläpitämiseksi talkooleirejä on pidetty jo 1970-luvun lopulla Maailman luonnonsäätön WWF:n ja Natur och Miljön taholta, ja eri luonnonsuojeluyhdistykset ovat jatkaneet leirien järjestämistä vuosittain. Kansallispuiston henkilökunta hoitaa kuitenkin lehdestystä ja enemmän ammattitaitoa vaativat työt (Hæggström, 1995).

3.4. Tutkimuksen tavoitteet

Tässä työssä tarkoitus on jatkaa Leif Lindgrenin aloittamaa perinnebiotooppiseurantaa ja tutkia, onko lajisto muuttunut hoidon myötä toivottuun suuntaan. Vuosikymmeniä jatkuneen hoidon vaikutusta lajistoon tarkastellaan paitsi yleisellä tasolla, myös uhanalaisia ja indikaattoriarvoa omaavien erikseen valittujen lajien avulla. Samoin huomiota kiinnitetään siihen, kuinka uhanalaisten ja valittujen lajien populaatiot ovat muuttuneet kiinteillä seurantaruuuduilla. Pääkoordinaattianalyysiä (Principal coordinate analysis, PCoA) ja diversiteetti-indeksejä hyödynnetään ruutujen lajiston muutosten tarkasteluun.

4. Aineisto ja menetelmät

4.1 Aineiston kerääminen

Seurantaruuudet perustettiin Leif Lindgrenin toimesta perinnebiotooppien kunnostus- ja hoitotöiden vaikutusten seuraamiseksi Tutkimusalueella Saaristomeren kansallispuiston alueella perinnebiotooppien hoito keskeytyi noin kolmeksi kymmeneksi vuodeksi (Lindgren, 2001). Tämä aika on riittävä umpeenkasvulle ja siitä seuraaville lajistomuutoksille. Ensimmäiset ruuudet perustettiin 1975 ja lisää ruutuja perustettiin vuosina 1980, 1981 ja 1988 (Lindgren, 2001). Seurantaruuudet sijaitsevat Saaristomeren kansallispuiston alueella Jugfruskärin, Boskärin, Stora Hästön, Bärskärin, Hundskärin saarilla Paraisten kunnan alueella sekä Högländetin ja Yxskärin saarilla Kemiönsaaren puolella. Saaret sijaitsevat alueella 60°06' ja 59°52' pohjoisen

asteen välillä ja 22°18' ja 21°04' eteläisen asteen välillä. Ruudut edustavat eri perinnebiotooppeja ja ympäristömuuttujia, kuten kosteutta ja ravinteisuutta.

Tutkimusalueella saarilla hoito kattaa sekä niittoa että laidunnusta, lisäksi tarpeen vaatiessa raivauksia. Pääsääntöisesti hakamaita ja metsälaitumia laidunnetaan, lehdesniittyjä niitetään ja mahdollisesti lisäksi laidunnetaan.

Seurantaruujuja on laskettu silmämääräisesti arvioimalla kunkin kasvin peittävyden prosenttiosuus ruudun pinta-alasta (1 aari, 10 metriä x 10 metriä). Aineistossa korostuvat siten jossakin määrin suurikokoiset lajit, pienikokoisten kasvien peittävyys jää aina pieneksi, ellei niitä esiinny runsaasti. Ruuduista puuttuvat myös selkeät, hoitamattomat kontrollit eri saarilta ja perinnebiotooppityypeiltä. Ainoa varsinainen kontrolliruutu sijaitsee Jungfruskärillä.

Ruudut on merkitty pysyvästi maastoon jokaiseen kulmaan sijoitetuin rauta- tai puutolpin, joiden sijainnit on tallennettu GPS-pisteinä muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Stora Hästö'n ruudun 5 merkinnät ovat kadonneet maastoon, eikä sitä ole löydetty vuoden 1995 jälkeen, joten sitä ei ole inventoitu vuosina 2010 tai 2018. Samoin Boskärin ruutu 14 on jäänyt inventoimatta vuonna 2010. Boskärin ruutu 10 on laskettu ainoastaan vuonna 1975, eikä siitä ole muita tietoja, joten se jätettiin huomiotta aineiston käsittelyssä. Tarkemmat inventointikertojen määrät vuosittain löytyvät taulukosta 1.

Ruutulaskennat suoritettiin 19.6.-25.7.2018, saarikohtaisesti ajankohdat esitetty taulukossa 1. Tarkoituksena oli, että inventoisin kaikki ruudut itse, mutta tapaturman vuoksi pystyin tekemään vain Jungfruskärin ruudut ja Stora Hästö'n ruudut 1–3 (19.6–3.7. inventoidut ruudut). Loput ruudut tekivät Stora Hästö'ssä parinani toiminut Charlotta Berlin yhdessä biologi Anna Koskelan kanssa 10.7. alkaen.

Taulukko 1. Perinnebiotooppien seurantaruujujen laskenta-ajankohdat ja ajanjakson aikana laskettujen ruutujen lukumäärä saarittain vuonna 2018, sekä saarilta aiemmat laskentavuodet ja laskettujen ruutujen lukumäärät.

2018 laskenta-ajankohdat saarittain			Aiempia laskentakertoja (vuoden aikana laskettujen ruutujen lukumäärä)
Saari	Ruutujen määrä	Ajankohta	
Jungfruskär	1 + 10	19.6., 26.–28.6.	1980 (7), 1981 (7), 1988 (11), 1994 (11), 199 (13), 2010 (11)
Stora Hästö	3 + 5	3.7., 19.7.	1988 (8), 1995 (8), 2010 (7)
Hundskär	3	10.7.	1975 (3), 1988 (3), 1995 (3), 2010 (3)
Boskär	9	10.–12.7.	1975 (4), 1980 (6), 1981 (1), 1982(1), 1983 (6), 1987 (7), 1988 (9), 1995 (9), 2010 (8)
Bärskär	3	13.7.	1975 (1), 1985 (1), 1988 (3), 1995 (3), 2010 (3)
Högländet	2	17.7.	1988 (2), 1995 (2), 2010 (2)
Yxskär	9	18.7.	1988 (8), 1995 (8), 2010 (8)

10 m x 10 m ruudut laskettiin Leif Lindgrenin aloittamalla tavalla, jotta inventointimenetelmä säilyy samana. Kasvilajit listattiin ensin kulkemalla ruutua noin 50 cm kaistoina, joista etsittiin kaikki putkilokasvit. Vaikeasti tunnistettavista kasveista, pääasiassa heinistä, kerättiin kasvinäytteitä, jotka vietiin vertailtavaksi Turun yliopiston kasvimuseon näytteisiin lajinmäärityksen varmistamiseksi. Kun lajilista oli valmis ja ruutu kokonaan tutkittu, peittävyys arvioitiin silmämääräisesti jokaiselle tavatulle lajille. Lajeja, joita löytyi 10 kappaletta tai vähemmän, merkittiin +-merkillä, muutoin pyrittiin prosentin tarkkuuteen. Ruudun kokonaispeittävyys voi kasvillisuuden kerrostuneisuuden vuoksi olla yli 100 %. Teimme 19.6. Jungfruskärin ruudun 9 yhdessä Leif Lindgrenin, Maija Mussaaren ja Hanna Tuomiston kanssa, jotta sain harjoitusta peittävyysprosenttien arvioinnista ja saimme vertailtua peittävyysprosenttien arvioinnin paikkansapitävyyttä.

Aiempien vuosien laskennat sain Metsähallitukselta valmiina Excel-taulukkona, johon oli valmiiksi täytetty laskennat 90-lukuun saakka. Vuoden 2010 laskennat sekä 2018 laskennat täytin taulukkoon. Käytin saman taulukon lajilistaa pohjana myös pienruutujen kirjaamiseen omaan taulukkoonsa.

1 m x 1 m ruudut otettiin jokaisen 10 m x 10 m ruudun keskeltä. Aluksi ajatuksena oli satunnaistaa noppaa heittämällä yksi ruudun kulmista pienruutujen laskentaan. Kentällä kävi kuitenkin ilmi, että ruutujen merkitsemiseen käytetyt tolpat muuttavat hieman ympäröivää kasvillisuutta, lähinnä niitettäessä tolpan läheisyyteen jää vähän tavallista pidempää kasvillisuutta. Näimme paremmaksi vaihtoehdoksi käyttää ruudun keskikohtaa, jossa niitto on ollut tasaista. Neliömetrin ruudut laskettiin prosenttiruudukon avulla arvioimisen vähentämiseksi. Hundskäriltä ei laskettu 1 m x 1 m ruutuja.

Ruutuja kuvaavia ympäristötekijöitä ja hoitotietoja kerättiin Metsähallituksen tiedoista. Näin saatiin ruutujen taulukoitua luontotyytit kunkin ruudun laskentojen alusta ja nykyhetkestä, seurantajakson aikaiset hoitotoimenpiteet kuten kunnostus- ja ylläpitorauvaukset, päähoitotyyppi (niitto, laidunnus, syyslaidunnus tai ei hoitotoimenpiteitä) sekä ruutujen arvioitu kosteus (kuiva, tuore tai kostea). Puustoisuuden arviointiin käytettiin ruuduilta havaittujen lajien peittävyksiä, ja eri lajien peittävyys laskettiin yhteen yhdeksi puuston peittävyys summaksi.

Lämpötila- ja sademäärätiedot ovat Ilmatieteen laitokselta (Ilmatieteen laitos, 2019) Paraisten Utön havaintoasemalta, sillä muilta asemilta tutkimusalueen läheisyydestä ei löytynyt tietoja koko tutkimusjakson ajalta. Sade- ja lämpösummiin käytettiin kultakin laskentavuodelta jaksoa toukokuun alusta elokuun loppuun, jotta se kattaisi laskenta-ajat kaikilta vuosilta sekä kasvuun oleellisesti vaikuttavat kevään ja alkukesän säät.

Tiedot kallioperästä ovat peräisin Geologian tutkimuskeskuksen karttapalvelusta (Geologian tutkimuskeskus, 2019). Ylimääräiset kalkin lähteet, kuten maaperässä sijaitsevat ordoviikkikalkki ja simpukankuorisora, sotkevat paikoin ravinteisuuden tutkimista pelkän kallioperän avulla, sillä esimerkiksi Hundskärillä tiedetään olevan ordoviikkikalkkia (Lindgren, 2001). Käyttämällä ainoastaan kallioperän laatua kalkkivaikutuksen tulkitsemiseen jäisivät muut kalkin lähteet huomiotta, joten kalkinsuosija-lajien ja kallioperän perusteella päädyimme käyttämään yleistä arviota ruutujen maannoksen ravinteisuudesta.

4.2 Aineiston käsittely

Ruutujen lajistollisia eroavaisuuksia tutkittiin pääkoordinaattianalyysillä. Melko subjektiivisen aineistonkeruumetodin vuoksi seurantadata ei sovellu kaikilla tilastomenetelmillä tutkittavaksi. Mahdollista on kuitenkin tutkia eri lajien esiintymistä ja kasviyhteisöjä tutkimusalueiden ja hoitotapojen välillä oordinaatioiden avulla. Pääkoordinaattianalyysi (PCoA, tunnetaan myös nimellä klassinen moniulotteinen skaalaus, classic metric multidimensional scaling) mahdollistaa ruutujen sijoittamisen suhteessa toisiinsa moniulotteiseen tilaan etäisyysmatriisin perusteella (Cox & Cox, 2000; Legendre & Legendre, 2012; Zuur, Ieno, & Smith, 2007). Kuvaajassa jokainen piste kuvaa yhden ruudun yhtä laskentakertaa. Pisteet sijaitsevat suhteellisessa tilassa, mutta kuvaavat ekologisia suhteita toisiinsa kunkin ruudun lajiston erilaisuuden perusteella. Pääkoordinaattiakseli asettuu tilaan niin, että etäisyys pisteisiin jää mahdollisimman pieneksi. Ensimmäinen pääkoordinaattiakseli kattaa suurimman osan variaatiosta, jonka jälkeen toinen akseli asettuu kohtisuoraan ensimmäiseen pääkoordinaattiakseliin nähden kattaen mahdollisimman suuren osan jäljellejääneestä vaihtelusta. (Cox & Cox, 2000; Tuomisto & Ruokolainen, 2015). Pääkoordinaattianalyysien tekemiseen käytettiin PC-Ord 7-ohjelmaa.

Ruutujen eriävien lajitojen mahdollisesti synnyttämän hevosenkenkäefektin vuoksi ruuduista laskettiin etäisyysmatriisit step-across-metodilla käyttäen Sörensenin indeksiä. Step-acrossin (myös extended dissimilarity) avulla on mahdollista tarkastella ja korjata mahdollisesti oordinaatioon syntyvää vääristymää, jos osa ruuduista ei jaa ainoatakaan lajia ja ekologisesti täysin erilaiset ruudut saavat saman erilaisuusindeksin arvon (De'ath, 1999; Tuomisto, Ruokolainen, & Ruokolainen, 2012). Ero raakadataan perustuvaan oordinaatioon ei kuitenkaan ollut suuri, sillä yleisimmät lajit esiintyvät noin 150 inventointikerralla 235 kokonaisinventoinnista ja kattavat useita eri perinnebiotooppeja.

Lajiston koostumusta arvioitiin laskemalla ruuduille lajimäärät, kasvillisuuden kokonaispeittävydet sekä uhanalaisten lajien määrä Suomen punaisten lajien kirjan vuoden 2019 tilanteen mukaan (Ryttäri ym., 2019). Lajimäärien ja peittävyysien perusteella joka ruudulle laskettiin myös Shannonin diversiteetti-indeksi $H' = -\sum_{i=1}^s [(n_i/n) * \ln(n_i/n)]$

(Bonham, 2013) sekä sen johdannaiset tehollinen lajimäärä korottamalla Shannonin indeksi eksponenttiin $exp^{H'}$ (Tuomisto, 2017), lajiston jakautumisen tasaisuus jakamalla tehollinen lajimäärä ruudulla havaittujen lajien määrään ja lajiston jakautumisen epätasaisuus jakamalla ruudulla havaittujen lajien lukumäärä tehollisella lajimäärällä.

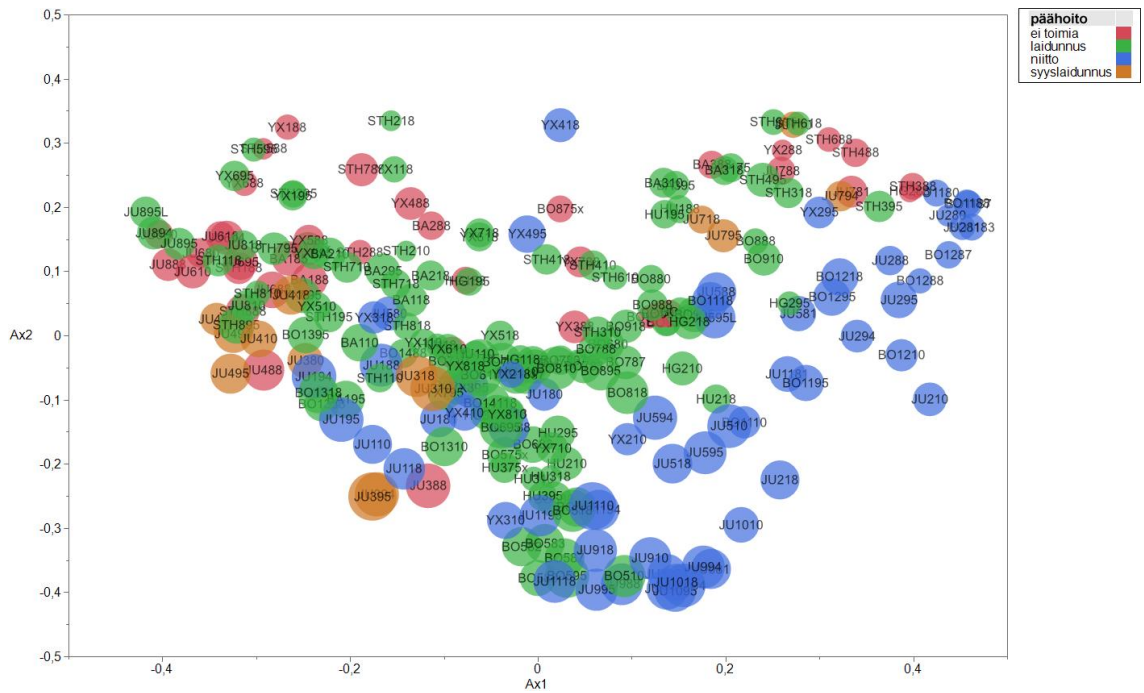
Mantelin testi eli vertailumatriisien välinen korrelaatiotesti (Mantel, 1967) suoritettiin käyttäen Sörensenin etäisyyttä ruutudatalle ja Euklidista etäisyyttä hoito-, sää- ja ympäristömuuttujille. Luokkamuuttujat (päähoito, raivaus, kalkkipitoisuus, kosteus) järjestettiin loogiseen järjestykseen esimerkiksi intensiteetin mukaan ja muunnettiin numeroiksi analyysia varten. Testiin käytettiin PC-Ord7-ohjelmaa.

5. Tulokset

5.1. Aarin kokoiset (10 m x 10 m) seurantaruudut

5.1.1. PCoA-oordinaatio

Kuvassa 1 on esitetty pääkoordinaattianalyysissä tehty oordinaatio ruutuinventoinneista. Oordinaatiossa vasemmassa yläkulmassa sijaitsevat hoitamattomat ruudut ja kuivahkot ruudut, kuten Jungfruskärin kontrollilehto sekä ainoastaan laidunnettuja Stora Hästön ja Yxskärin ruutuja, oikeassa yläkulmassa puolestaan sijaitsevat kosteammat ruudut. Alhaalla keskellä sijaitsevat lajirikkaat ja hyvin hoidetut lehdesniityt. Hakamaiset lehdesniityt, varsinaiset hakamaat sekä osa metsälaitumista ovat lajistoltaan samankaltaisempia keskenään, oordinaatiossa lehdesniityt eriytyvät enemmän omaksi ryhmäkseen.



Kuva 1. Ruutujen sijoittuminen ordinaatioon. Ruutuja kuvaavien pallojen koko määräytyy lajimäärän mukaan (minimi 15, maksimi 80 lajia). Väri kuvaa ruudun päähoitotoimia. Päähoidon lisäksi ruuduilla on voitu suorittaa raivauksia tai muita kertaluontoisempia hoitotoimia.

Jungfruskärin luonnostaan avoimena säilynyttä ruutua 9 lukuun ottamatta raivaamattomat ruudut ovat lajistoltaan melko samankaltaisia ja sijoittuvat melko lähelle ordinaatioissa. Seassa olevat, raivatut ruudut ovat pääasiassa Yxskäriltä, Hundskäriltä ja Bärskäriltä sekä Boskärin ruutu 11.

Suurin osa ruuduista siirtyy vuosien myötä ordinaatioissa alaviistoon kohti parhaiten hoidettuja ja lajirikkaita lehdesniittyruutuja. Poikkeuksena viimeisin laskenta vuodelta 2018 rikkoo tämän kuvion, ja ruutujen uusimmat laskennat olivat ordinaatioissa ongenkoukkumaisesti lähempänä vanhempia laskentoja. Kasvillisuuden peittävyys vuonna 2018 oli vain noin puolet vuoden 2010 tilanteesta, kun suuri osa oli kuluttunut tunnustuskelvottomaksi jo heinäkuun alussa. Muutos ei selkeästi ole riippuvainen ruutujen kosteudesta, sillä suuria siirtymiä tapahtui niin kuivilla, tuoreilla kuin kosteillakin ruuduilla.

Kaikilla ruuduilla muutokset vuosikymmenten myötä eivät ole seuranneet samaa kuviota, osa pysyy lähellä samaa paikkaa koko seurantajakson ajan, kuten esimerkiksi Bärskärin ruutu 3, osalla taas ei ole selkeää kuviota lainkaan, kuten Boskärin ruutu 7, joka liikkui vaakatasossa vuosien välillä.

5.1.2. Diversiteetin tunnuslukuja

Jungfruskärillä lasketuista ruuduista 6 oli lehdesniittyruutua, yksi pensoittuva keto, yksi metsälaidun, yksi lehtomainen metsälaidun. Kaksi ruuduista olivat lehtomaisia, toinen on

hoitamatta jätetty kontrolli. Vuonna 2018 runsaslajisin laskettu, 64 lajin ruutu, sekä Jungfruskärillä että koko aineistosta sijaisi lehdesniittyruudulla. Boskärillä ruuduista 2 oli lehdesniittyä, 5 hakamaata, 1 keto ja yksi lehtomainen metsälaidun. Bärskärillä kaikki ruudut ovat hakamailla. Hundskärillä oli myös ainoastaan hakaruutuja. Högländetin kahdesta ruudusta toinen on haka ja toinen lehtoinen metsälaidun. Stora Hästöllä oli 2 hakamaaruutua ja 5 metsälaidunruutua. Yxskärillä 1 ruutu oli niittyä, 2 hakamaista lehdesniittyä ja 3 varsinaista hakaa, 1 hakamainen metsälaidun ja 1 metsälaidun. Taulukko 2 erittelee saarikohtaisesti vuonna 2018 havaitut pienimmät ja suurimmat lajimäärät seurantaruuuduilla.

Taulukko 2. Seurantaruuuduilla vuonna 2018 havaittujen lajien lukumäärien minimi-, maksimi- ja keskiarvot sekä laskettujen ruutujen lukumäärä saarikohtaisesti, suluisa ruudun luontotyyppi.

Havaitut lajimäärät 2018				
Saari	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Ruutuja
Jungfruskär	27 (metsälaidun)	64 (lehdesniitty)	49	11
Boskär	38 (metsälaidun)	62 (hakamaa)	52	9
Bärskär	29 (hakamaa)	37 (hakamaa)	32	3
Hundskär	18 (hakamaa)	29 (hakamaa)	21	3
Högländet	29 (lehto)	41 (metsälaidun)	35	2
Stora Hästö	15 (metsälaidun)	35 (hakamaa)	27	7
Yxskär	24 (hakamaa)	45 (hakamaa)	32	8

Aiempiin vuosiin nähden havaitut lajimäärät olivat pääasiassa pienempiä, yhdestä yhteentoista lajia jäi havaitsematta. Toisaalta esimerkiksi Boskärin ruuduilla 12 ja 13 lajeja inventoitiin vuotta 2010 enemmän, tosin 2010 vaikutti olevan ruuduilla poikkeuksellisen heikko (ruudulla 12 lajimäärä oli 48 sekä 1995 että 2018, 36 vuonna 2010).

Kasvien peittävyysprosenttien summat vaihtelivat radikaalisti välillä 363–17,5 vuonna 2018. Stora Hästön metsälaitumen suurin kokonaissumma kuuluu koko laskentahistorian neljänneksi suurimpaan tulokseen (suurin summa on 436 Bärskärin hakaruudulta vuodelta 1995), ruudulla oli täysi latvuston kattavuus ja runsaasti kerrostunut kenttäkerros. Pienimmistä kymmenestä summasta ainoastaan yksi ei ollut vuodelta 2018 (Högländetin haka vuodelta 2010, peittävyyden summa 45,75), mikä osaltaan kertoo kuumien kesän vaikutuksista kasvillisuuteen.

Tasaisuusindeksi lasketaan jakamalla tehollinen lajimäärä eli diversiteetti havaitulla lajimäärällä. Korkea tasaisuusindeksi syntyy, kun tehollinen lajimäärä on lähellä todellista lajimäärää. Indeksien maksimiarvo on 1, kun kaikki lajit ovat yhtä runsaita ja tehollinen lajimäärä on yhtä suuri kuin todellinen lajimäärä. Epätasaisuusindeksi puolestaan on tasaisuusindeksin käänteisluku. Se kuvaa diversiteetin kasvupotentiaalia, jos lajirunsaudet olisivat tasaisia (Tuomisto & Ruokolainen, 2015).

Lajidiversiteetin suhteen Jungfruskärin ja Boskärin lehdesniityt sekä Jungfruskärin ruudun 3 keto edustavat lajirikkainta osuutta. Suurimmat tehollisen lajimäärän arvot ovat erityisesti vuodelta 1995. Taulukossa 3 esitellään tehollista lajimäärää saarittain. Hoidon intensiteetti näyttäisi vaikuttavan jossakin määrin, mutta sekä umpeenkasvavissa että vahvasti hoidetuissa ruuduissa tehollinen lajimäärä vaihtelee. Jungfruskärin ruudut 3 ja 4 ovat lajirikkaita heikommasta hoidosta huolimatta, toisaalta Hundskärillä vahvaan hoito ei ole nostanut tehollista lajimäärää juuri Stora Hästö'n laitumia korkeammaksi.

Taulukko 3. Tehollinen lajimäärä sekä tasaisuusindeksi saarikohtaisesti, suurimmat ja pienimmät indeksin arvot perässään laskentavuosi ja ruudun tunnistenumero, indeksin keskiarvot saarittain sekä saarella suoritettujen laskentakertojen kokonaismäärä.

Saari	Laskenta-kertoja	Tehollinen lajimäärä			Tasaisuusindeksi		
		Minimi	Maksimi	Keski-arvo	Minimi	Maksimi	Keski-arvo
Jungfru-skär	71	2,86 (1980, 2)	48,89 (1995, 3)	18,36	0,17 (1988, 6)	0,61 (1995, 3)	0,36
Boskär	62	3,40 (1975, 6)	34,89 (1995, 5)	13,51	0,10 (2018, 6)	0,53 (2018, 7)	0,32
Yxskär	14	5,23 (2018, 3)	19,55 (1995, 3)	10,47	0,15 (2018, 3)	0,59 (1995, 5)	0,34
Bärskär	14	4,80 (2018, 2)	28,14 (1995, 1)	12,47	0,13 (2018, 2)	0,50 (1975, 1)	0,29
Höglandet	8	4,57 (2018, 2)	21,05 (2010, 2)	8,18	0,11 (2018, 2)	0,53 (2010, 2)	0,29
Stora Hästö	30	3,34 (2010, 2)	17,62 (1995, 8)	8,97	0,15 (2018, 7)	0,47 (1995, 1)	0,3
Hundskär	15	2,40 (2018, 3)	16,09 (1975, 3)	8,91	0,15 (2018, 3)	0,54 (1995, 3)	0,31

Taulukossa 3 tasaisuusindeksin minimi, maksimi ja keskiarvot on esitetty saarikohtaisesti. Jungfruskärin suurimman tasaisuusindeksin ruutu inventointiin 1995, vuonna 1988 jakautuminen oli saaren epätasaisinta. Tuolloin puilla peittävydet olivat suuria, mutta ruohoilla peittävyys neljä prosenttia tai alle. Boskärillä tasaisuusindeksi oli pienimmillään vuonna 2018, jolloin pähkinäpensaalla peittävyys ruudulla oli 70 %. Stora Hästö'n tasaisuusindeksi puolestaan oli pienin vuoden 2018 laskennassa, jossa mustikan peittävyys oli 50 % ja loppuilla lajeilla 4 % tai alle. Myös Yxskärin tasaisuusindeksi sai pienimmän arvon vuonna 2018. Ruudulla 3 hieskoivulla ja metsälauhalla molemmilla peittävyys oli 25 % ruudusta, muilla 58 lajilla suurinkin yksittäinen peittävyysprosentti oli 1 %. Hundskärillä epätasaisimmin jakautunut lajisto oli ruudulla 3 vuonna 2018, jolloin nurmirölliin peittävyys oli 60 %. Höglandetilla ruudun 2 vuoden 2018 laskennalla tasaisuusindeksi oli pienin, hieskoivu ja niittylauha molemmat peittivät 60 % ruudun pinta-alasta muiden lajien peittävyyksien ollessa suurimmillaankin neljä prosenttia. Bärskärin pienimmän tasaisuusindeksin arvon sai ruutu 2 vuodelta 2018, jossa valta-asemassa oli saarni 50 %

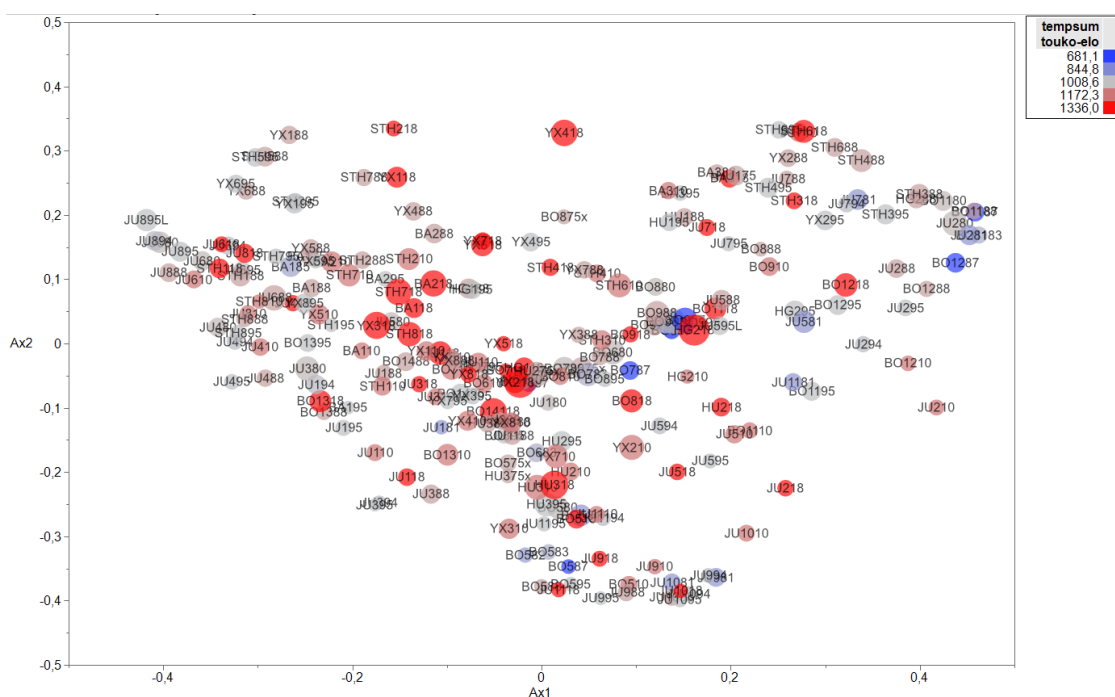
peittävyydellä. Pääasiassa siis puut ja heinät dominoivat inventoitujen ruutujen lajistoa kuumana kesänä.

Taulukko 4. Tehollinen lajimäärä sekä tasaisuusindeksi laskentavuosittain, suurimmat ja pienimmät indeksin arvot, vuoden indeksin keskiarvo sekä vuoden laskentakertojen kokonaismäärä, suluissa saari ja ruudun numero.

Vuosi	Laskenta- kertoja	Tehollinen lajimäärä			Tasaisuusindeksi		
		Minimi	Maksimi	Keski- arvo	Minimi	Maksimi	Keski- arvo
1988	44	4,39 (STH5)	23,48 (JUN1)	11,92	0,16 (JUN6)	0,49 (BO5)	0,34
1995	45	4,57 (HÖG2)	48,89 (JUN3)	17	0,19 (HUN3)	0,61 (JUN3)	0,37
2010	42	3,34 (STH2)	29,58 (JUN11)	13,19	0,17 (YX2)	0,53 (HÖG2)	0,32
2018	43	2,40 (HUN3)	29,80 (JUN11)	12,01	0,10 (BO6)	0,54 (JUN10)	0,29

Taulukossa 4 näkyvät tehollisen lajimäärän minimi- maksimi- ja keskiarvot sekä laskentakertojen määrät vuosittain tarkasteltuna.

Poikkeuksellisen kuumana kesänä 2018 vuoksi kasvillisuuden jakautumista tarkasteltiin suhteessa lämpötilaan. Oletettavaa olisi, että kuuma kesä lisää jakautumisen epätasaisuutta, kun osa lajeista kuluttuu kokonaan, toisten sinnitellessä. Kuvassa 2 on esitetty seurantaruuutujen oordinaatio, lämpösummat laskentavuosille sekä epätasaisuusindeksi. Useilla ruuduista lajiston jakautuminen oli kuumina vuosina epätasaisempaa kuin keskivertoisempina vuosina. Kahdeksan suurinta epätasaisuusindeksiä, tai kahdeksan pienintä tasaisuusindeksiä, ovat vuodelta 2018 (jotka näkyvät kuvassa 2 punaisella), joita seuraavat Jungfruskärin kontrolliruudun laskenta vuodelta 1988 ja lehdesniittyruudun laskenta vuodelta 1980 (ruudun perustusvuosi).



Kuva 2. Lämpösummat kaikille laskentavuosille toukokuusta elokuulle sekä epätasaisuusindeksi: tasaisesti jakautuneet ovat pieniä palloja ja epätasaisesti jakautuneet suurikokoisia, siniset pienimmät ja punaiset suurimmat lämpösummat.

5.1.2. Kasvillisuus

Koko seuranta-ajalta yleisimmät lajit ovat pääasiassa rehevöitymistä ja umpeenkasvua indikoivia lajeja, kuten mesiangervo, vuohenputki, kataja, hietakastikka ja nurmilauha. Joukossa on tosin myös neutraalimpia lajeja, kuten kielo (*Convallaria majalis*), joka oli yleisin sekä kokonaispeittävydessä että havaintojen lukumäärässä, ja nurmirölli. Vuonna 2018 peittävimmistä lajeista kuusi kymmenestä oli puita, ja ruohoissa on nähtävissä puuston varjostuksen suojaava vaikutus kenttäkerroksen kasvillisuuteen peittävimpien lajien ollessa pääasiassa metsälajistoa: kieloa, metsälauhaa, mustikkaa, oravanmarjaa ja sananjalkaa. Mesiangervo ja nurmilauha ovat 2018 inventoinnissa edelleen kymmenen peittävimmän lajin mukana, mutta eivät yhtä runsaina aiempiin inventointeihin nähden. Niittylajeista tuoksusimake on yhdeksäntenä, mahdollisesti kestävyytensä tai helpon tunnistettavuutensa puolesta, mutta toivottavasti yleistymisen takia. Eniten havaintoja vuonna 2018 oli pihlajasta, nurmirölliä ja kielosta (noin 75 prosentilla ruuduista), myös ahomansikka, lehtonurmikka ja nurmitädyke esiintyivät lukuisilla ruuduilla. Vuoteen 1988 verrattuna lehtolajeja on vähemmän.

Uhanalaiset lajit

Uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja (Ryttäri ym., 2019) ruuduilla ovat seuraavat lajit:

Botrychium-suvun noidanlukot, ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) (NT), saunionoidanlukko (*Botrychium matricariifolium*) (EN), niittyräpelö (*Briza media*) (NT), seljakämmekkä (*Dactylorhiza sambucina*) (VU), ketoneilikka (*Dianthus deltoides*) (NT), karvaskallioinen (*Erigeron acris*) (VU), lehtosaarni (*Fraxinus excelsior*) (NT), keltamatara (*Galium verum*) (VU), kiiltokurjenpolvi (*Geranium lucidum*) (NT), ahokirkiruoho (*Gymnadenia conopsea*) (VU), metsäomenapuu (*Malus sylvestris*) (VU), tähkämaitikka (*Melampyrum cristatum*) (EN), katkeralinnunruoho (*Polygala amarella*) (VU), kaljukoiranruusu (*Rosa canina*) (CR), tulisuolaheinä (*Rumex thyrsiflorus*) (NT), sinilupikka (*Sesleria uliginosa*) (NT) ja etelänhoikkaängelmä (*Thalictrum simplex ssp. simplex*) (VU).

Yleisin näistä koko aineistossa on saarni 78 havainnolla ja 1210 peittävyden kokonaissummalla. Toiseksi yleisin on keltamatara 66 havainnolla ja 80 % kokonaispeittävyssummalla. Tähkämaitikasta on 31 havaintoa, mutta peittävyttä yhteensä 113 %. Hoikkaängelmän peittävyden summa 73 %, mutta havaintoja on yhteensä vain 19.

Keskimääräisesti uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien esiintymäkokoo on 2,4 % ruudun pinta-alasta, mutta peittävyysprosenttia nostaa saarnen ja metsäomenapuun suuri latvustopeittävyys. Jos puut poistetaan, keskimääräiseksi peittävyudeksi muille lajeille jää 1,4 % ruudun pinta-alasta. Suuri osa lajeista esiintyy vain yhden tai muutaman yksilön voimin (aineistossa merkitty 0,25 % peittävydellä).

Ketonoidanlukkoa löytyi 2018 muutama yksilö Jungfruskäriltä vanhasta esiintymästä ja uusi havainto Yxskäriltä, saunionoidanlukkoa myös uutena esiintymänä Yxskäriltä toiselta ruudulta. Vanhoja esiintymiä kummallakin on ollut Bärskärillä, mutta niitä ei havaittu 2018.

Niittyräpelön esiintymät keskittyvät Jungfruskärille, jossa sen esiintyminen on hienoisessa nousussa. 2018 havaittiin yksi uusi esiintymä lehdesniittyruudulla, jolla niittyräpelöä ei aiemmin ole ollut. Seljakämmekä esiintyy ainoastaan Jungfruskärillä, josta se löytyi kahdella kolmesta esiintymisalueestaan. Ketoneilikkaa tavattiin vain yhdellä Jungfruskärin ruudulla 2018, lisäksi lajilla on vanhoja esiintymisalueita yhdellä ruudulla Jungfruskärillä ja Boskärillä. Karvaskalliosta oli 90-luvulle saakka Hundskärillä, jonka jälkeen seurantaruuuduilla ei ole lajista havaintoja. Saarnea tavataan kaikkien muiden saarien seurantaruuuduilla paitsi Jungfruskärillä. Osalla ruuduista on kyseessä saarnen taimista, joiden peittävyys on alle puoli prosenttia, osalla taas varttuneista puista, joiden latvus kattaa ruudun ylle. Joillakin ruuduilla saarnea on luultavasti raivattu (Bärskär, pudotus 87 % nollaan 1995 jälkeen). Toisilla ruuduilla taas on epäily latvuspeittävyden arvioimisen unohtumisesta (Högländetin 100 % peittävyys yhtäkkiä 2 % vuonna 2010 ruudulla, jota ei ole raivattu). Keltamataran esiintymät ovat tyypillisesti niin pieniä, että niissä ei ole tapahtunut radikaaleja heilahduksia peittävyysprosentteissa. Pääasiassa peittävydet ovat olleet laskussa, Stora Hästöllä kuivalla hakamaalla matara kuitenkin on runsastunut yhden prosentin peittävydestä 1988 kahdeksaan prosenttiin vuonna 2018, kesän kuivuudesta huolimatta. Kiiltokurjenpolven kanta Bärskärillä on valitettavasti ollut laskussa 2010, eikä sitä löytynyt ruudulta 2018 lainkaan. Ahokirkiruoho kasvaa Jungfruskärillä, jossa sitä löytyi kahdelta uudelta lehdesniittyruudulta 2018. Boskärin ruudulla sijaitseva metsäomenapuu pysyttelee viiden prosentin peittävyydellä.

Tähkämitikka vaikuttaisi voivan Jungfruskärillä hyvin. Maitikka levittäytyy uusille lehdesniittyruuduille, prosentin tai kahden peittävyysprosentin voimin, kun yleensä havainnot ovat alle puolen prosentin peittävyksiä. Mainitsemisen arvoista on myös tähkämitikan pikainen levittäytyminen yhdellä tuoreista lehdesniittyruuduista: kahdeksassa vuodessa peittävyys nousi alle puolesta prosentista kolmeenkymmeneen. Entiseltä hakamaalta, nykyiseltä lehdolta vanha esiintymä on kadonnut 1995 jälkeen, mutta viereiselle kedolle tähkämitikka oli ilmestynyt 2018. Boskärin ketoruudulla tähkämitikan peittävyys tippui 2 % vain muutamaan havaittuun yksilöön, mutta pudotus riippuu luultavasti kesästä. Kyseinen ruutu kärsi voimakkaasti kuumasta kesästä, ja kokonaispeittävyys ruudulla oli vain 38 % aiemmasta laskennasta.

Katkeralinnunruoho esiintyy ainoastaan Jungfruskärillä osalla lehdesniittyruuduista. Sen vuonna 2018 havaitut peittävydet ovat pieniä, suurimmillaan 1 % ja loput korkeintaan muutamia yksilöitä, mutta se löytyi kaikilta ruuduilta, jolla se aiemminkin on esiintynyt.

Koiranruusun tapauksessa on mahdollista, että Bärskärillä ja Boskärillä 2018 kirjatut havainnot ovat mahdollisesti orjanruusua, jota ruuduilla on havaittu aiemmillä laskentakeroilla muttei 2018. Peittävyudet ovat pieniä, 1–0,25 ja pienempiä aiempiin orjanruusun peittävyuksiin nähden.

Myös tulisuolaheinän havaintoihin vuosien varrelta liittyy epäselvyyksiä. Monilla ruuduilla niitty- ja tulisuolaheinän esiintyvyydet menevät ristiin, joinakin vuosina suolaheinä on kirjattu tulisuolaheinäksi, toisena niittysuolaheinäksi. Vaikka molempien lajien havaintoja tarkasteltaisiin yhdessä, vuosi 2018 ei ollut suolaheinille otollinen. Havainnot ovat alle puolen prosentin peittävyksiä lukuun ottamatta Jungfruskäriä, jolla peittävyudet pääsevät parhaimmillaan neljään prosenttiin. Toisaalta lajeja ei lainkaan löytynyt esimerkiksi Stora Hästöltä. Kannan muutoksista on vaikea päätellä mitään poikkeuksellisen kesän ja sekavan aineiston vuoksi.

Sinilupikka on myös ainoastaan Jungfruskärin lehdesniityillä esiintyvä laji. Lajilla on ollut yhdellä ruudulla vakiintunut esiintymä, joka on pysytellyt 5 % tienoilla 1995 laskennasta alkaen. Yhdeltä ruudulta se jäi löytymättä 2018, kun taas kahdelta ruudulta löytyivät uudet esiintymät, vaikkakin vain muutaman yksilön voimin.

Etelänhoikkaängelmää on seurantaruuuduilla ainoastaan Jungfruskärillä, jossa se esiintyy kolmella ruudulla. Yhdeltä ruudulta noin prosentin peittävä populaatio on hävinnyt jo 80-luvulla, muut kolme ovat kasvaneet muutamasta yksilöstä 5 % peittävyteen, toisella kahdesta kymmeneen prosenttiin. Kaikilla kolmella ruudulla 2018 laskentatulokset on kuitenkin hieman 2010 laskentaa pienempi.

Uhanalaisia lajeja löytyi eniten Jungfruskäriltä, Boskäriltä, Bärskäriltä ja Hundskäriltä. Jokaisella saarella on vähintään yksi ruutu, jolta on laskentavuosien aikana löytynyt ainakin yksi Punasella Listalla oleva putkilokasvi. Jungfruskärillä uhanalaisten tai silmälläpidettävien lajien määrä on kasvanut. Lehdesniityillä esiintyy 3–5 lajia, yhdellä jopa 8. Metsälaitumilla ja lehdolla ei ollut ainoatakaan uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia.

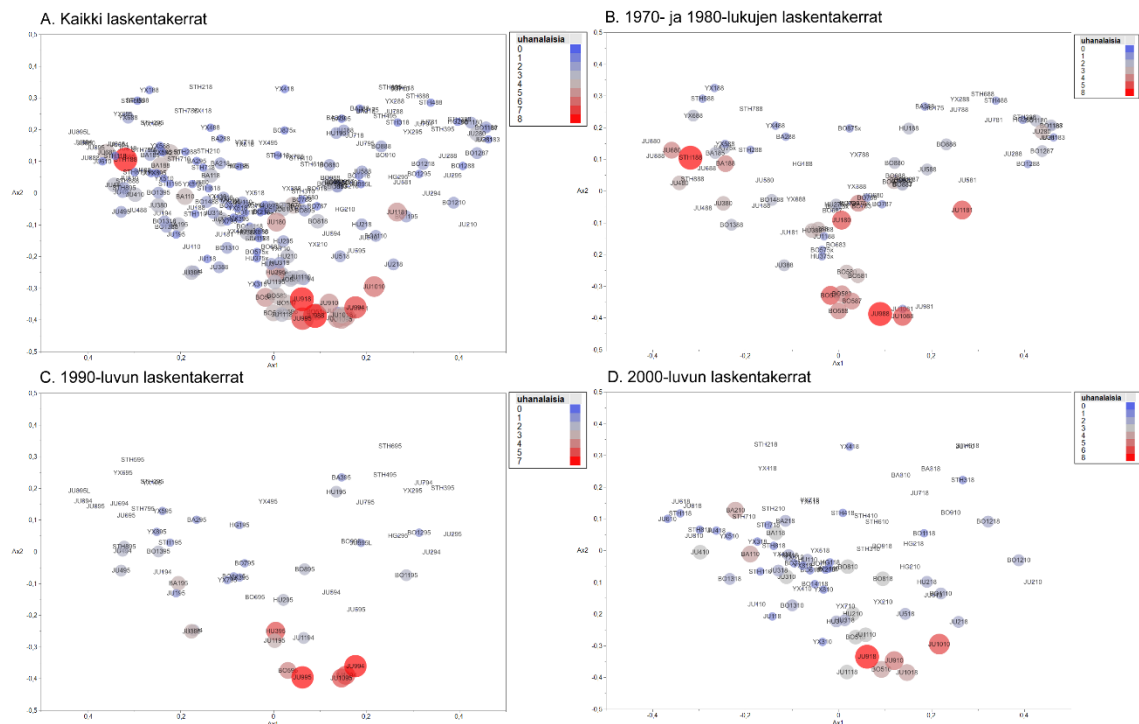
Boskärillä lehdesniityillä uhanalaisten tai silmälläpidettävien lajien määrä on kasvanut yhdestä kahteen. Hakamailla määrä on pysynyt samana (saarni ja keltamatara). Runsaslajisin biotooppi saarella on keto neljän uhanalaisen tai silmälläpidettävän lajin myötä.

Bärskärillä kahdella ruudulla lajien määrä on kasvanut yhdellä, kolmannella ruudulla raivauksessa on poistunut saarni. Hundskärillä lajien määrä on laskenut kahdella ruudulla kolmesta yhteen, yhdellä on säilynyt 2 uhanalaista lajia. Högländetilla esiintyy vain saarni. Stora Hästöllä molemmilla hakamailla esiintyy keltamatara, yhdellä metsälaitumista saarne.

Yxskärillä enimmillään ruudulla esiintyy kahta uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia (noidanlukko ja saarni tai keltamatara).

Kallioperä ja hoito yhdessä jossakin määrin selittävät uhanalaisten lajien esiintymistä, mutta eivät yksinomaan. Pääasiassa heikommin hoidetuilla ruuduilla uhanalaisiksi luokiteltuja lajeja on vähemmän. Toisaalta pienen tasaisuusindeksin ruuduilta löytyi parhaimmillaan 3 uhanalaista putkilokasvia, eikä kaikilta suuren tasaisuusindeksin ruuduilta löytynyt ainoatakaan uhanalaista kasvia. Kuvassa 3 näkyy uhanalaisten lajien lukumäärä ruuduittain eri laskentavuosikymmeninä.

Ruuduilla esiintyvien uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien lukumäärä



Kuva 3. Suomen punaisten lajien kirjan (Ryttäri ym., 2019) mukaan uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien määrä A. koko aineistossa, B. 70- ja 80-luvun laskennoissa, C. 90-luvulla ja D. 2000-luvulla. Sekä väriskaala että pallojen koko kuvaavat havaittujen lajien lukumäärää 1–8, 1990-luvulla 1–7. Kuvissa ei näy ruutuja, joilla uhanalaisia lajeja ei havaittu lainkaan.

Boskärillä eniten uhanalaisia lajeja on ruudulla 5: lajien määrä vaihtelee kolmesta viiteen. Keskiarvoisesti ruuduilla oli yksi uhanalainen kasvilaji 1975–1980, jonka jälkeen keskiarvo alkaa nousemaan 1,8 lajiin.

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien havaintojen summat ovat Boskärillä viidentoista molemmin puolin ruutujen määrän noustua yhdeksään vuonna 1988. Alin 11 uhanalaisen lajin havaintosumma on vuodelta 2010, jolloin yksi ruutu jäi laskematta. Ylin havaintojen summa, 16, taas oli sama sekä vuonna 1995 että 2018.

Hundskärillä taas on tapahtunut päinvastainen kehitys lajien havaintojen summan laskiessa yhdeksästä neljään ja keskiarvoisen lajimäärän laskiessa 2,7 lajista 1,3 lajiin. Högländetin tilanne ei ole muuttunut 1988 ensimmäisestä laskennasta: ruudulla 1 on yksi uhanalainen laji, ruudulla 2 ei yhtään.

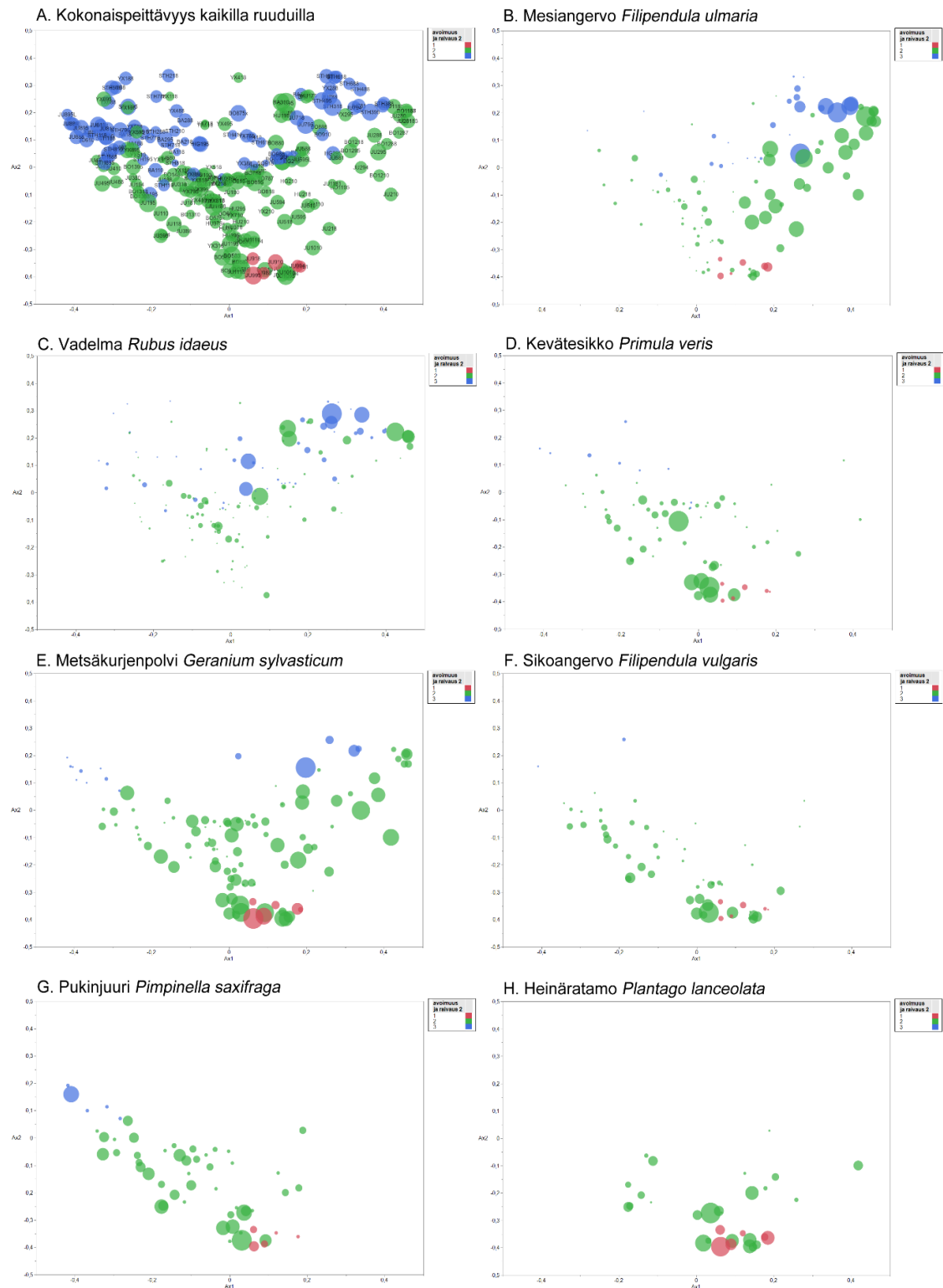
Jungfruskärillä selkeästi eniten uhanalaisia lajeja löytyy ruudulta 9, peräti 8 lajia, mutta myös ruudut 10 ja 11 ovat vuosien varrella olleet huomioonotettavia. Ruudulla 10 on ollut melko tasaisesti 5 lajia (4 lajia vuoden 2010 laskennassa ja 6 lajia vuoden 1995 laskennassa). Ruutu 11 on puolestaan nostanut lajien määrää perustamisvuoden 1981 jälkeen yhdestä lajista viiteen. Ruudulla 1 ei esiintynyt yhtään uhanlaista lajia ennen vuoden 2010 laskentaa, kun 2018 niitä oli 3. Ruudulla 5 vuonna 1981 havaitut 2 uhanalaista lajia katosivat lopuilta 80-luvun laskennoilta, jonka jälkeen yksi laji löytyi vuonna 1995, kaksi lajia vuonna 2010 ja neljä lajia vuonna 2018. Kaiken kaikkiaan Jungfruskärillä laskentavuosien aikana uhanalaisten lajien havaintojen summat ovat nousseet huikkeasti vuoden 1988 kahdeksastatoista havainnosta viimeisimpään vuoden 2018 laskennan 31 havaintoon. Osa havainnoista on samoista lajeista, jotka ovat levittäytyneet uusille ruuduille. Taulukossa 5 näkyy tarkemmin eroteltuna lajihavaintojen ja seurantaruuutujen määrä sekä saaren ruutujen uhanalaisten lajien keskiarvoinen määrä per ruutu päälaskentavuosina.

Eniten uhanalaisia lajeja on Jungfruskärin lehdesniityillä, Bärskärin hakamailla sekä Boskärin kedoilla. Boskärin ja Jungfruskärin ruudut ovat lajistoltaan samankaltaisehkoja ja ne ryhmittyvät lähekkäin, Bärskärin ja Hundskärin uhanalaisia lajeja sisältävät ruudut ovat nekin melko lähekkäin oordinaatiossa (kuva 3). Uhanalaisten lajien määrät ovat lisääntyneet monilla saarista, erityisesti Jungfruskärillä. Valitettavasti Hundskärillä on myös havaittavissa lajien häviämistä, kun uhanalaisia lajeja havaitaan jokaisella laskentakerralla aiempaa vähemmän.

Taulukko 5. Suomen punaisten lajien kirjan (Ryttäri ym., 2019) mukaan uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien havaintojen määrä seurantarauuduilla vuosi- ja saarikohtaisesti.

Uhanalaisia lajeja	1988			1995			2010			2018		
Saari	Havainnot yhteensä	Keskiarvo	Ruutuja	Havainnot yhteensä	Keskiarvo	Ruutuja	Havainnot yhteensä	Keskiarvo	Ruutuja	Havainnot yhteensä	Keskiarvo	Ruutuja
Bärskär	6	2	3	5	1,667	3	8	2,667	3	5	1,667	3
Boskär	13	1,444	9	16	1,778	9	11	1,375	8	16	1,778	9
Hundskär	9	3	3	7	2,333	3	6	2	3	4	1,333	3
Högländet	1	0,5	2	1	0,5	2	1	0,5	2	1	0,5	2
Jungfruskär	18	1,636	11	22	1,692	13	23	2,091	11	31	2,818	11
Stora Hästö	3	0,375	8	2	0,25	8	5	0,714	7	4	0,517	7
Yxskär	4	0,5	8	3	0,375	8	4	0,5	8	6	0,75	8
Summa	54	-	44	56	-	46	58	-	42	67	-	43

Avoimuuden vaikutus eri lajien peittävyteen laskentaruuduilla 1975 - 2018



Kuva 4. Kasvillisuuden peittävyys laskentaruuduilla suhteessa alueen avoimuuteen; A. Kasvillisuuden kokonaispeittävyys ruuduilla, pallojen kokoa skaalattu pienemmäksi kuin kuvissa B-H ruutujen havainnollistamiseksi; B-H. Lajikohtaiset peittävydet erikseen tarkasteltaville lajeille. 1 (punainen) = pysynyt luontaisesti avoimena, 2 (vihreä) = kunnostusraivattu, 3 (sininen) = kunnostusraivaamaton ruutu, pallon koko kasvaa lajin peittävyysprosentin mukaan.

Kuvassa 4 on esitettynä umpeenkasvun kannalta mielenkiintoisten lajien esiintyminen peittävyysprosenttien mukaan kaikilla laskentakerroilla. Vihreät pallot edustavat kunnostusraivattuja ruutuja, joilta on poistettu ruudulle umpeenkasvun myötä kasvaneita puita ja pensaita, siniset puolestaan ovat raivaamattomia ruutuja, pääasiassa metsäisempiä biotyyppejä tai 1980-luvun laskentakertoja. Oordinaation yläosassa ovat karut ja keskiravinteiset ruudut, sekä heikoimmin hoidetut ruudut. Latvuston osuus kasvillisuuden peittävydestä on myös korkeampi oordinaation yläosassa. Hoidossa on priorisoitu ravinteikkaampia ruutuja. Oikea reuna painottaa päähoitona niittoa, vasemmalla enemmän laidunnettuja ja hoitamattomia ruutuja. Oordinaatiossa oikealla on kosteita ja tuoreita ruutuja, vasemmalla kuivia.

Mesiangervo ja vadelma suosivat ravinteisia ja raivaamattomia ruutuja, ja indikoivat umpeenkasvua, etenkin runsaina esiintyminä (Pykälä, 2001). Mesiangervoa kasvaa pääasiassa kosteilla ja tuoreilla ruuduilla oordinaation oikeassa laidassa. Suurimmat mesiangervoesiintymät ovat laskentavuosina 1980–1995 tuoreilla tai kosteilla seurantaruuilla, joilla puuston peittävyys on yli 25 prosenttia. Mesiangervosta on kaiken kaikkiaan 110 havaintoa kaikista 232 ruutulaskennasta. Keskiarvo esiintymien koolle on 15 %, sillä osa havainnoista on hyvin suuria, osa taas pieniä (keskihajonta 21,58). Kunnostusraivaamattomilla ruuduilla mesiangervoa esiintyy 31 % ruuduista, kun taas 56 % raivatuista, mutta syynä lienee pitkälti raivaamattomien ruutujen painotus hakamaihin ja metsälaitumiin mesiangervon suosimien niittyjen sijaan. Jungfruskärin esiintymät ovat pääasiassa pienentyneet vuosien saatossa, paikoin jopa hävinneet kokonaan. Lehdesniitturuuduilla, joilla mesiangervoa esiintyy, peittävyys vaikuttaisi pysyneet samoissa kokoluokissa 80-luvun jälkeen. Peräkkäisten laskentakertojen peittävyksien erot vaihtelevat aaltoilevasti jopa 20 prosenttia ruudulla 2, mutta toisaalta ero ensimmäisen laskennan 90 prosentin peittävyteenkin on suuri. Boskärin ruuduilla mesiangervon määrä on ollut laskussa, ainoastaan yhdellä hakamaalla mesiangervon määrä on lisääntynyt 1995 laskennan jälkeen, ja siinäkin tapauksessa vain muutaman kasviyksilön ilmestymisestä ruudulle. Bärskärillä mesiangervoa on havaittu vain kerran vuoden 1995 laskennassa 2 % peittävyydellä, jonka jälkeen laji on hävinnyt ruudulta. Högländetin hakamaaruudulla, jolla mesiangervoa on, peittävyys on pudonnut vuoden 1995 95 prosentista yhteen prosenttiin vuonna 2018. Hundskärillä alkujaan lehdoksi umpeenkasvaneella hakamaalla mesiangervon määrä on ollut korkein ja kääntynyt nousuun 90-luvulla, laidunnus ei ilmeisesti ole riittänyt pitämään sitä kurissa. Kedosta haaksi muuttuneella ruudulla 2 % peittävyys on säilynyt tasaisesti. Stora Hästöllä määrät ovat pysyneet samoissa kokoluokissa niillä ruuduilla, mutta hieman pienentyneet. 50 prosentin peittävyys on muuttunut ensin 90 prosenttiin, sitten laskenut vain neljään prosenttiin ja lopulta kohonnut 30 prosenttiin kolmessakymmenessä vuodessa. Toisella

ruudulla 1 % peittävyys on muuttunut muutamaksi havaituksi yksilöksi samalla 1988–2018 aikavälillä. Yxskärillä mesiangervon määrät ruuduilla ovat pienenneet parhaimmillaan 1988 kymmenestä prosentista kokonaan havaitsematta jääneeksi vuonna 2018. Aiemmin viidellä ruudulla esiintynyttä mesiangervoa löytyi 2018 vain muutama yksilö yhdeltä ruudulta.

Vadelmasta aineistossa on 138 havaintoa, joka on lukumäärältään mesiangervoa suurempi. Kaikkien havaintojen peittävyyden summa 870 on kuitenkin vain puolet mesiangervon vastaavasta summasta, sillä keskiarvoisesti vadelmaesiintymien peittävyydet ovat alle puolet mesiangervoesiintymistä. Koko seuranta-ajalta kunnostusraivatuista ruuduista vadelmaa esiintyi 54 prosentilla, raivatuista tai avoimina pysyneistä ruuduista 63 %. Keskiarvoisesti vadelman peittävyys oli hieman suurempi raivaamattomilla ruuduilla, 8 %, kuin raivatuilla, 5,5 %. Boskärissä monilla ruuduilla vadelmaa esiintyi eniten vuoden 1995 laskennoissa, jonka jälkeen sen määrä on pudonnut muutama yksilöön 2018 laskennassa tai hävinnyt kokonaan ruuduilta. Jungfruskärillä vadelmasta on päästy eroon viidellä kuudesta ruudusta, joilla vadelmaa on esiintynyt, ja kuudennellakin ruudulla viimeisimmässä laskennassa peittävyysprosentti oli vain 2 %. Bärskärin kosteimmalla hakamaalla 1995 oli myös selkeä vadelman peittävyyden piikki, jonka jälkeen peittävyys on pudonnut 60 prosentista 2 prosenttiin. Högländetilla vadelman peittävyys on pysynyt pienenä, viidestä prosentista yhteen. Hundskärillä lehdestä raivatulla hakamaalla näkyvät kunnostusraivausten ajankohdat vadelman peittävyyden laskuina, joita seuraavina vuosina peittävyydet moninkertaistuvat. Stora Hästöllä viidellä ruudulla seitsemästä lasketusta oli 2018 vadelmaa, kaikilla peittävyys on laskenut vuoden 1995 laskennoista. Muista poiketen 2010 vaikuttaisi olevan Yxskärin vadelman huippuvuosi, mikä luultavasti johtuu 90-luvulla tapahtuneesta kunnostuksesta, kun monilla muilla saarilla kunnostusraivaukset on tehty 80-luvulla.

Metsäkurjenpolvi voi runsaana esiintyessään ilmentää rehevöitymistä tuoreilla pienruohoniityillä, mutta toisaalta se on tuoreiden suurruohoniittyjen valtalaji (Vainio ym., 2001). Suomessa metsäkurjenpolvi on kuitenkin hyvin yleinen suurruohoisilla tuoreilla niityillä (Hakamäki ym., 2018). Metsäkurjenpolven esiintyminen painottuu kunnostusraivatuille ruuduille, mutta lajia esiintyy laajasti kosteudesta ja puuston peittävydestä huolimatta. Myös metsäkurjenpolvi on ruuduilla melko yleinen laji, 112 havaintoa 710 peittävyyksien summalla. Jungfruskärillä metsäkurjenpolven määrä on kasvanut monilla lehdesniityruuduilla, muttei kaikilla. Jostakin syystä metsälaitumilla 1995 laskennan jälkeen metsäkurjenpolvea ei ole havaittu ruuduilla lainkaan 2010 tai 2018. Toisella metsälaitumista pudotus oli huomattava, 30 % ruudusta oli metsäkurjenpolven peitossa, mutta 15 vuoden jälkeen lajia ei enää havaittu ainoatakaan yksilöä. Boskärillä metsäkurjenpolvi on ollut osalla ruuduista runsaampana 80-luvun laskennoissa, 2010 on metsäkurjenpolven runsastumispiikki hakaruuduilla. Selkeää

muutosta peittävyksissä ei ole tapahtunut, ruutujen välillä on suuria eroja niin peittävyksien kuin niiden muutostenkin välillä. Hundskärin esiintymät ovat pysyneet melko vakaina, prosenttien ja kahden erot vuoteen 2018 todennäköisesti johtuvat kuivasta kesästä. Bärskärillä tai Högländetilla ei ole ainoatakaan metsäkurjenpolvihavaintoa. Stora Hästöllä tai Yxskärillä metsäkurjenpolvi ei myöskään esiinny ruuduilla. Koko aineiston havainnoista metsäkurjenpolvea esiintyi 18 % kunnostusraivaamattomista ruuduista, kun taas 64 % raivatuista tai avoimina pysyneistä ruuduista sisälsi kurjenpolvihavaintoja.

Sikoangervo, heinäratamo ja kevätesikko ovat perinnebiotooppien huomionarvoisia kasveja Etelä-Suomessa (Pykälä, 2001; Pykälä, Alanen, Vainio, & Leivo, 1994; Raatikainen, 2009). Kevätesikkoa löytyy pääasiassa avoimilta ravinteikkailta ruuduilta. Sikoangervo, pukinjuuri ja heinäratamo ovat hyvin hoidettujen, avoimien ruutujen lajeja, ja tämä näkyy myös oordinaatiossa. Yksikään lajeista ei nykyään esiinny seurantaruuilla Bärskärillä, Hundskärillä tai Yxskärillä, joilla metsälaitumet ja hakamaat ovat pääbiotoopit. Jungfruskärillä kevätesikko esiintyy tyypillisesti muutamasta yksilöstä prosentin peittävyteen suurimmalla osalla ruuduista. Yhdestätoista seurantaruuista se löytyi seitsemältä vuonna 2018. Metsälaitumelta se on hävinnyt 90-luvun jälkeen, mutta yleinen trendi on runsastumaan päin. Yhdelle ruudulle kevätesikko on levinnyt vuoden 1995 laskennan jälkeen, ja kolmelle se on palannut parin havaitsematta jääneen laskentakerran jälkeen. Ainoastaan pensoittuvalla ketoruudulla kevätesikon peittävyys on ollut laskussa 2010-luvulla. Boskärillä kevätesikkoa esiintyy kuudella ruudulla yhdeksästä, joista kahdelle se on levinnyt 2010-luvun aikana muutaman yksilön voimin. Erikoinen kehitys on ollut haasta metsälaitumeksi umpeenkasvaneella ja uudelleen hakamaaksi raivatulla ruudulla 14, jolla kevätesikkoa on ollu 5% tai alle, mutta vuonna 2018 25% ruudun pinta-alasta. Valitettavasti kyseistä ruutua ei ole laskettu 2010, joten on vaikea arvioida, onko peittävyys kasvanut maltillisesti vuoden 1995 kolmesta prosentista, vai onko esimerkiksi pienentynyt puuston osuus kasvillisuudesta tai viimeaikainen laidunpaine ollut lajille erityisen suotuisa. Högländetilla on ainoastaan muutama yksilö kevätesikkoa, samoin Stora Hästöllä esiintyy kevätesikko muutaman yksilön voimin. Raivaamattomista ruuduista kevätesikkoa esiintyy 11 %, kun taas raivatuilla ja avoimilla sitä tavataan 40 % ruuduista.

Heinäratamoa esiintyy Jungfruskärillä seitsemällä ruudulla yhdellätoista ja sen esiintyminen keskittyy lehdesniittyruuduille, joista kahdelle se on levittäytynyt 1995 laskentojen jälkeen. Samoin kuin kevätesikolla myös heinäratamolla peittävydet ovat pienemmät 2018 laskennassa ketoruudulla. Myös kostealla lehdesniittyruudulla 10 heinäratamon peittävyys on laskenut 80-luvun kymmenestä prosentista vain muutamaan havaittuun yksilöön vuonna 2018 ja ruudulla 9 peittävydet aaltoilevat voimakkaasti 20 % ja 2 % välillä. Muutoin heinäratamo on runsastunut esiintymisruuduillaan. Boskärillä heinäratamoa tavataan ainoastaan yhdellä ketoruudulla, mutta

siellä sen peittävyys on yli kymmenkertaistunut vuoden 1995 kahdesta prosentista 22 peittävyysprosenttiin vuonna 2018. Muilla ruuduilla heinäratamaa ei esiinny, joten kaikki esiintymisalueet ovat kunnostusraivattuja tai pysyneet avoimina luonnostaan.

Pukinjauri on Suomessa muinaistulokaslaji, joka osoittaa alueella olevan vanhaa asutushistoriaa (Suominen & Hämet-Ahti, 1993). Pukinjauri on Jungfruskärillä hieman edellisiä lajeja harvinaisempi, viidellä ruudulla yhdestätoista. Pukinjuurta ei löytynyt 2018 kontrolliruudulta eikä yhdeltä lehdesniittyruuduista, joilla sitä aiemmin oli havaittu yhdestä muutamaan yksilöön, metsälaitumelta se oli hävinnyt jo 2010 laskennasta. Muilla ruuduilla kanta on pysynyt samoilla parin prosentin peittävyyksillä. Boskärillä pukinjuurta tavattiin 2018 laskennassa neljällä ruudulla. Vuonna 2010 yhdellä hakamaaruudulla havaittua pukinjuurta ei enää löydetty uudelleen 2018. Kunnostusraivaamattomilla ruuduilla pukinjuurta on esiintynyt 6 prosentilla ruuduista, kun taas raivatuilla tai avoimina pysyneillä vastaava osuus on 33 %.

Sikoangervo viihtyy kedoilla mutta harvoin tuoreilla niityillä, ellei se ole hyvin hoidettu. Metsäkurjenpolvi ja kevätesikko ovat tuoreilla niityillä kasvavia lajeja, joita harvoin tavataan kedoilla, elleivät ne ole umpeenkasvamassa tai rehevöityneet (Pykälä, 2001). Sikoangervoa tavataan Jungfruskärillä seitsemällä ruudulla. Metsälaitumelta sikoangervo on hävinnyt 90-luvulla. Lehdesniittyruuduilla peittävyydet olivat kasvussa (esimerkiksi ruudulla 1 2018 peittävyys 5 %, 2010 2 %), lehtoruudulla hienoisessa laskussa. Boskärillä sikoangervoa oli 2018 kolmella ruudulla. Ketoruudulla peittävyys on laskenut vuoden 1995 30 prosentin huippulukemasta 2010 10 prosenttiin. 2018 4 % peittävyys johtuu luultavasti osittain kuivasta kesästä (ruudulla kaikkien lajien peittävyysien summa on ollut keskimäärin 260, 2018 summa oli 95 eli kasvillisuutta ei ruudulla ollut puoliakaan tavallisesta). Kahdesta hakamaasta toisella sikoangervon määrä kasvoi prosentista kolmeen, toisella ruudulla puuttuu 2010 laskentakerta, mutta 1995 ja 2018 sikoangervoa esiintyi muutaman yksilön verran. Sikoangervoa tavattiin Stora Hästöllä vain 1988 laskennassa yhdellä ruudulla, jonka jälkeen havaintoja ei ole. Muilla saarilla lajia ei ole havaittu. Kunnostusraivaamattomilla ruuduilla siitä onkin vain kaksi havaintoa, loput 56 havaintoa ovat kaikki raivatuilta tai avoimina säilyneiltä ruuduilta.

Puuston peittävyys

Peittävyyteen on laskettu seuraavien lajien peittävyysprosentit ruuduilla: vaahtera (*Acer plantanoides*), terva- ja harmaalepät (*Alnus glutinosa*, *A. incana*), raudus- ja hiekoivut, pähkinäpensas, saarni, kataja, metsäomenapuu, lehtokuusama (*Lonicera xylosteum*), haapa, tuomi (*Prunus padus*), kuusi, mänty, orapaatsama, raita, pihlaja ja koiranheisi (*Viburnum opulus*). Osa aineiston havainnoista koskee nuoria taimia, mutta niitä ei ole eritelty, sillä pelkkien peittävyysprosenttien pohjalta on mahdoton erottaa suurta määrää taimia ja muutamaa ruudun ylle kurottautuvaa oksaa toisistaan.

Puuston osuudella koko ruudun kasvillisuudesta tarkoitetaan puuston peittävyiden kokonaissumman prosenttiosuutta ruudun kaiken kasvillisuuden peittävyysien summasta.

Taulukko 6. Puuston peittävyksiä biotooppien vuosien 2018 ja 1995 luokitusten mukaan jaoteltuna. Peittävyysien summa sisältää kaikki ruudulla havaitut puulajit, ja niistä on laskettu biotoopille keskiarvo. Puuston osuus koko kasvillisuudesta huomioi kenttäkerroksen kasvillisuuden ja laskee puiden peittävyiden prosenttiosuuden koko ruudun kasvillisuudesta.

Luontotyyppi vuonna 2018	Lukumäärä	Puuston peittävyys, keskiarvo	Puuston osuus kasvillisuudesta	Luontotyyppi vuonna 1995	Lukumäärä	Puuston peittävyys, keskiarvo	Puuston osuus kasvillisuudesta
Keto	1	20,5	21,52	Keto	7	12,89	6,85
Niitty, myös lehdesniitty	11	14,73	15,07	Lehdesniitty	10	31,1	12,59
Pensaikko (pensaikko1)	1	66	26,74				
Haka	9	46,47	39,77	Haka	11	91,55	33,27
Pensoittuva haka (haka2)	8	33,97	37,16				
Metsälaidun	11	55,18	34,96	Metsälaidun	15	102,17	42,5
Lehto	2	85	30,7	Lehto	3	127,67	48,99

Puuston peittävyys on suurinta pensoittuvilla alueilla, lehdossa, sekä metsälaitumilla. Latvuksessa on useita kerroksia etenkin hakamailla ja metsälaitumilla, joilla eri lajien peittävydet yhteensä voivat suurimmillaan ylittää sadan peittävyysprosentin summan (taulukko 6). Ylläpitoraivauksilla on mahdollista vähentää puuston määrää ja osuutta, ja niitä on tehty 2005–2015 Jungfruskärillä, Boskärillä ja Yxskärillä. Samoin lehdestyksiä on suoritettu lehdesniittyruuduilla molemmilla saarilla vuosina 2011 ja 2014, lisäksi Boskärillä 2007 ja 2013. Samoin Yxskärillä on lehdestetty 2007 ja 2012.

Kedoksi laskettiin vuonna 2018 yksi ruutu Boskarilta. Laidunnuksesta ja 2010-luvun alkupuoliskolla suoritetusta ylläpitoraivauksesta huolimatta ruudulla on melko korkea puuston peittävyys, ja puuvartist edustavat viidennestä ruudun kasvillisuuden peittävydestä.

Pensaikko-luokituksella kulkee vuonna 2018 entinen ketoruutu, nykyinen umpeenkasvuvaihe Jungfruskäriltä. 20 % latvuston peittävyys onkin sangen korkea kedolle. Ruutua ainoastaan syyslaidunnetaan, ja hoito on ilmeisesti liian heikkoa estämään pensaikon kasvua.

Lehtoruudut sisältävät kontrolliruudun ja entisen hakamaan Jungfruskäriltä, puuston peittävyys on odotetusti korkea. Kontrollilla peittävyiden summa on yli 90, mutta sen ohittavat Bärskärin pensoittuva haka (puuston peittävyiden summa 100) ja Stora Hästön kunnostusraivaamaton metsälaidun (puuston peittävyiden summa 119).

Taulukko 7. Vuosikohtaiset puuston peittävyysien summat, puuston osuus koko ruudun peittävydestä.

	Puuston peittävyysien summan keskiarvo	Puuston osuus koko kasvillisuuden peittävydestä keskiarvo	Laskettujen ruutujen määrä
1975	77,94	48,89	9
1980	57,60	30,31	13
1988	62,14	30,84	44
1995	71,99	33,28	46
2010	38,29	19,50	42
2018	46,97	30,85	43

Vuonna 2010 latvuston peittävyys on luultavasti jäänyt havaitsematta ainakin osalta ruuduista. On melko epätodennäköistä, ettei esimerkiksi Yxskärin hakamaaruuduilla olisi lainkaan esiintynyt koivuja, kun lajin peittävyys oli 8–50 % vuonna 1995 ja 15–40 % vuonna 2018, mutta 0 vuonna 2010, ruuduista riippuen. Kunnostusraivauksia saarella on toki tehty 1990–1995, joten osa puustosta on voitu karsia, mutta vastaavaa on havaittavissa myös Stora Hästöllä (koivun peittävyys vuonna 1995 90 %, vuonna 2010 0 %, vuonna 2018 35 %), jossa raivauksia ei ole tehty. Tästä syystä myös taulukossa 7 vuosi 2010 erottuu poikkeuksellisen pienenä puuston peittävyden keskiarvona.

5.1.3. Mantelin testi

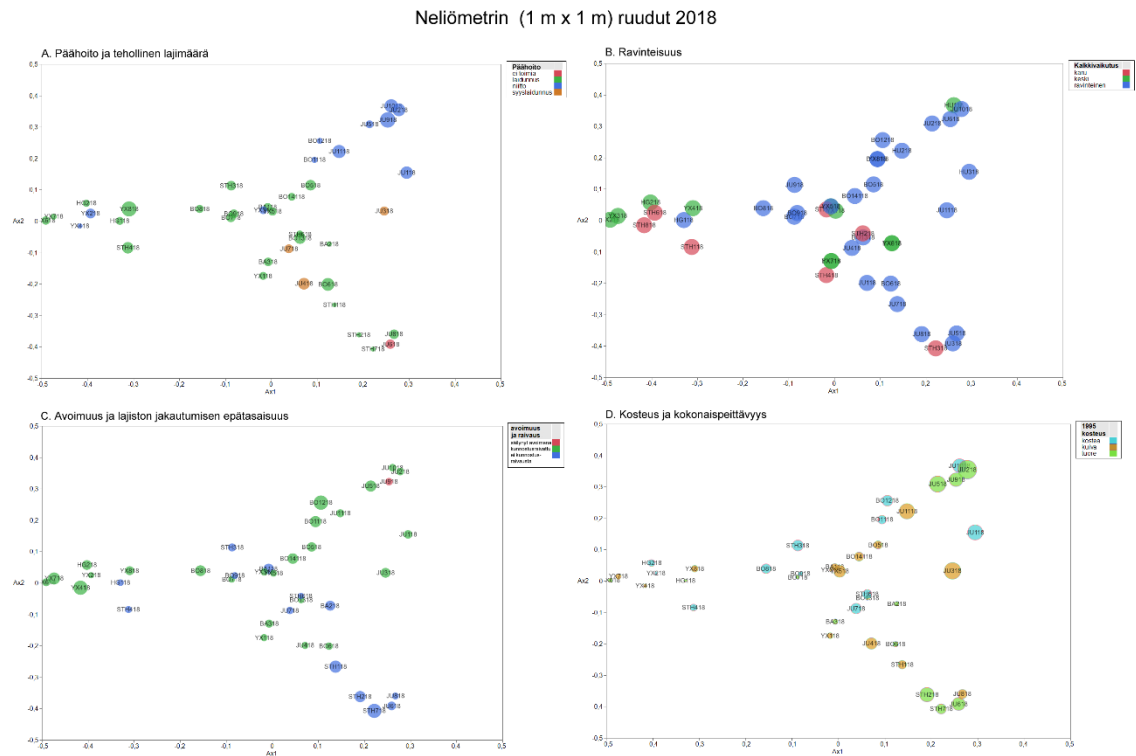
Mantelin testillä varmistettiin tutkittujen muuttujien erilaisuusmatriisien välisten korrelaatioiden suuruutta ja tilastollista merkitsevyyttä. Taulukossa 8 on esitetty muuttujat, korrelaatiokertoimet ja p-arvot. Negatiiviset korrelaatiokertoimet eivät ole ekologisesti merkittäviä tuloksia, vaikka p-arvo olisikin alle 0,05, sillä testi on yksisuuntainen. Ainoa tutkittu muuttuja, jolla ei ollut korrelaatiota, oli laskentaviikko. Vahvin korrelaatio taas oli raivauksella, puuston peittävydellä ja kosteudella.

Taulukko 8. Mantelin korrelaatio lajistollisten erojen ja tärkeimpien hoito-, ympäristö- ja ajankohtamuuttujien perusteella laskettujen erojen välillä: r on korrelaatiokerroin ja p tyypin 1 virheen todennäköisyys, jossa alle 0,05 on tilastollisesti merkitsevä tulos. Negatiivinen korrelaatiokerroin ei ole biologisesti merkitsevä, vaikka p olisikin alle 0,05.

Mantelin testi		
Muuttuja	r	p
Raivaus	0,262262	0,001001
Puuston prosenttiosuus kasvillisuuden peittävydestä	0,256445	0,001001
Kosteus	0,237925	0,001001
Avoimuus	0,15499	0,001001
Hoito	0,14106	0,001001
Kalkkipitoisuus	0,112735	0,001001
Päähoito	0,093957	0,001001
Laskentavuosi	0,08029	0,001001
Laskentaviikko	-0,054419	0,007007

5.2 Neliömetrin kokoiset (1 m x 1 m) pienruudut

Oordinaatiossa neliömetrin ruudut asettuvat hieman eri tavalla kuin aarin ruudut (kuva 5). Molemmassa on kuitenkin havaittavissa niitettyjen Jungfruskärin ja Boskärin ruutujen ryhmittyminen oikeaan yläkulmaan, kun taas Yxskärin niitetytkin ruudut sijoittuvat muiden laidunnettujen ruutujen sekaan. Avoimemmat ruudut sijoittuvat pääasiassa oordinaation yläosaa ja noudattelevat hoitoa. Kasvillisuuden suuri kokonaispeittävyys sijoittuu neliömetrin ruutujen oordinaation oikeaan laitaan. Kosteuden suhteen ei ole havaittavissa selkeää ryhmittymistä.



Kuva 5. Neliömetrin ruutujen lajidataan perustuva oordinaatio, jolla havainnollistetaan eri muuttujia. A. Päähoito ja tehollinen lajimäärä, jossa suuri koko tarkoittaa suurta diversiteettiä, punainen = ei hoitotoimia, vihreä = laidunnus, sininen = niitto, oranssi = syyslaidunnus; B. Ravinteisuus, punainen = karu, vihreä = keskiravinteinen, sininen = runsasravinteinen; C. Ruutujen avoimuus: punainen = pysynyt luontaisesti avoimena, vihreä = kunnostusraivattu, sininen = raivaamaton, suuri koko kuvastaa epätasaista jakautumista; D. Kosteus ja kasvien kokonaispeittävyys, sininen = kostea, ruskea = kuiva, vihreä = tuore, suuri koko kuvastaa suurempaa peittävyttä.

Neliömetrin ruutuja laskettiin vuonna 2018 yhteensä 39 kappaletta ja niillä havaittiin keskimäärin 15 lajia per ruutu. Eniten lajeja löytyi Jungfruskäriltä, koeruudulla 9 oli 33 lajia neliömetrillä, ruuduilla 1 ja 11 puolestaan 28 lajia neliömetrillä. Kontrollina toimineella Jungfruskärin ruudulla 6 lajeja oli 17 neliömetrillä. Vähiten lajeja löytyi Stora Hästön ruudulta 6,

jossa putkilokasveja oli vain viittä lajia neliöllä. Keskimääräisesti 10 m x 10 m ruutujen lajeista 36 % löytyi yhden neliömetrin ruuduilta, enimmillään 55 % ja vähimmillään 19 %. Havaitsematta jäi vähimmillään 7 lajia, enimmillään 43 lajia erikokoisten ruutujen välillä, keskimäärin neliömetrin ruuduilta jäi löytymättä 26 lajia 10 m x 10 m ruutujen lajistoihin nähden.

6. Tulosten pohdintaa

6.1. Oordinaatio

On vaikea sanoa, johtuuko muutos ruutujen sijoittumisessa oordinaatiossa ainoastaan vuonna 2018 vallinneesta kuumasta ja kuivasta säästä, jonka seurauksena useat ruudut olivat lajiköyhiä, peittävyyksiltään pieniä ja epätasaisesti jakautuneita (kuva 2), vai onko kahdeksan vuoden aikana tapahtunut jokin muu muutos, joka on johtanut muuttuneisiin lajirikkauksiin.

Osalla ruuduista latvuston osuus kasvillisuuden peittävydestä oli suuri vuonna 2018, ja esimerkiksi Yxskärin ruudun 4 vahvasti poikkeava sijainti saattaa johtua ainakin osittain latvuston peittävyden kasvusta yhdestä prosentista yhdeksäänkymmeneen 8 vuodessa. Toki on myös mahdollista, ettei vuonna 2010 laskettu latvuston peittävyksiä samalla lailla.

Selvää on kuitenkin se, että ruudut ryhmittyvät oordinaatiossa päähoitonsa puolesta. Niitetyt ruudut ovat omana ryhmänään, laidunnetut toisena, syyslaidunnetut niiden välillä. Yxskärin ruudut 3 ja 4 sekä Boskärin ruutu 11 erottuvat niitetyistä ruuduista erillisempinä ja ovat lajistoltaan lähempänä laidunnettuja ruutuja. Hoitamattomat ruudut ovat pääosin vanhoja inventointeja ennen hoitotoimien aloittamista, ja sijoittuvat vahvasti laidunnettujen ruutujen sekaan jo laidunruutujen suuren lukumäärän vuoksi.

6.2. Lajisto

Miinuslajien esiintymiä on onnistuttu pienentämään 2000-luvulle tultaessa. Vastaavasti vaateliaammat perinnebiotooppilajit ovat pääasiassa runsastuneet. Lähemmin tarkasteluihin lajeihin lukeutuu niin lyhyt- kuin pitkäikäisiksi arvioituja niittylajeja. Kevätesikon ja sikoangervon arvioidaan elävän todennäköisesti yli 50 vuotta, kun taas pukinjuuren keski-ikäksi on arvioitu 5-10 vuotta (Pykälä, 2001). Kevätesikon ja sikoangervon kasviyksilöt ovat saattaneet säilyä hyvin pitkään epäedullisemminkin muuttuneilla paikoilla, mutta pukinjuuren olisi pitänyt pystyä lisääntymään tutkimuksen aikana säilyäkseen tutkimusalueella. Joiltakin ruuduilta pukinjuuri onkin hävinnyt tutkittuna ajanjaksona. Nähtäväksi jää, oliko kyseessä jäännepopulaatio, itäkö uusia yksilöitä siemenpankista, tai onnistuuko leviäminen ruudun ulkopuolelta.

Yleisesti ottaen vuosi 1995 vaikuttaisi olevan diversiteetin huippukohta, diversiteetti-indeksi saa suurimman keskiarvon ja monien saarien huippuarvot juuri kyseisenä laskentavuonna.

Kunnostusta seuraavan lannoitusvaikutuksen ja toisaalta niittykasveille sopivampien valaistusolojen palautumisella ympäristö on otollinen sekä niittylajeille että umpeenkasvusta hyötyville lajeille. Hoidon jatkuessa ja ravinnemäärän vähetessä myös diversiteettiä olisi odotettavissa laskua umpeenkasvusta hyötyvien lajien vähetessä. Toisaalta myös inventoijat ovat muuttuneet vuosien varrella, vuoden 1995 lajirikkaimmat tulokset voivat ainakin osittain johtua vaihtuneista laskijoista vuosina 2010 ja 2018. Leif Lindgren on varmasti tuntenut laskentaruudut erittäin hyvin seurattuaan niiden kehitystä alusta alkaen, kun taas alueet lienevät olleet vieraampia niin vuoden 2010 kuin 2018 inventoijillekin. Vertailtavuus vuoteen 1995 lieneekin hieman heikompi kuin kahdeksan- ja yhdeksänkymmenlukujen laskentojen kesken. Huomionarvoista on myös sään vaikutus, kesä 1995 oli poikkeuksellisen kostea.

Mantelin testi tukee eri hoitojen ja ympäristötekijöiden vaikutusta ruutujen sijoittumiseen. Ainoastaan laskentaviikolla ei ole tilastollista merkitystä, kun taas vahvin korrelaatio on kunnostusraivaamisella sekä kosteudella (taulukko 8). Laskentaviikko vaikuttaa toki kasvien havaittavuuteen eri lajien kasvu- ja kukinta-ajankohtien myötä, mutta samoin vaikuttaa myös vuosittain vaihteleva sää.

Neliömetrin ruutujen pienehköt lajimäärät osaltaan kertovat aarilla esiintyvistä pienistä ympäristön vaihteluista, joiden myötä suuremmilla ruuduilla esiintyy useampia eri lajeja.

Peittävyksien arvioiminen neliömetrin ruuduilla on huomattavasti helpompaa, kun käytettävissä on selkeä prosenttiosuutta ilmaiseva laskentaruudukko, vaikkakin edelleen lehtipinta-alojen yhteenlaskussa tulee vääjäämättä pyöristyksiä ainakin lähimpiin puolikkaisiin tai kokonaisuun prosentteihin. Laskijoiden välinen arviointiero olisi kuitenkin luultavasti pienempi kuin silmämääräisellä arvioinnilla aarin ruuduilla. Tulokset olisivat vertailukelpoisempia, mutta toisaalta neliömetrin ruutuja tulisi olla lukumäärältään enemmän koko lajikirjon havainnoimiseksi.

Työtä hankaloittavia tekijöitä oli muutama. Boskärin ruudun 6 hoidon kirjauksessa on ollut vuosien varrella ongelmia, joten ruudulla tehdyistä toimenpiteistä ei voi olla täysin varma. Heinien tunnistus ilman kukintoa on haastavaa, ja ainoastaan kuivista, kulottuneista lehdistä lähes mahdotonta. Heinien peittävyysprosentit olivat varmasti todellisia määriä huomattavasti pienempiä, kun niitä ei enää heinäkuussa paikoin pystytty tunnistamaan. Sää lienee aiheuttanut muutenkin vaihtelua tuloksiin vuosien varrella. Avoimista kasviyhteisöistä tiedetään, että lajisto vaihtelee vuosien välillä luonnostaan (Pykälä & Alanen, 2004; van der Maarel & Sykes, 1993). Joissain kasviyhteisöissä sään vaikutukset voivat ilmetä erityisesti yksivuotisten lajien esiintymisessä kahdenkin vuoden takaa (F. M. Fischer ym., 2020).

Pitkäaikaisseurannat antavat tärkeää tietoa lajiston muutoksista, jotka eivät välttämättä kävisi ilmi muutaman vuoden tutkimusjaksoilla. Kesä 2018 kuitenkin nosti pinnalle kysymyksiä kerätyn aineiston luotettavuudesta: kun lasketaan vain kerran vuosikymmenessä, kuinka suuria eroja ympäristötekijät kuten lämpötila ja kosteus aiheuttavat? Kuinka luotettavia peittävyysien erot oikeastaan ovat? Koin vaikeaksi vetää aineistosta varmoja johtopäätöksiä, kun toisaalta ruutujen välillä on selkeitä kosteuseroja, toisaalta kasvien kuivuudensieto vaihtelee. Onko aineistossa näkyvä mesiangervon peittävyys lasku kuitenkin vain kuivuuden syytä? Entä latvuston varjostus ruuduilla, onko puiden osuus todella kasvanut, vai onko kyseessä vain kahden poikkeamavuoden aiheuttamasta vääristymästä? Jo kahden peräkkäisen vuoden välillä kasvilajeista voi jäädä inventoinnissa havaitsematta 40% (Morecroft, Bealey, Scott, & Taylor, 2016), moniko kymmenen vuoden laskentavälin jälkeen havaitsematta jäänyt laji on lopullisesti hävinnyt ruudulta, moniko vain vuotuisen vaihtelun vuoksi havaitsemattomissa kyseisenä inventointivuotena?

Suosituksia jatkotoimista:

Yksi keino tasoittaa sään tai laskentavirheiden painoarvoa olisi laskennan suorittaminen esimerkiksi kahtena peräkkäisenä vuotena. Tällöin sään vaikutusta olisi mahdollista arvioida tarkemmin, eikä pitkien laskentavälien takia jäisi yhtä paljon arvailun varaa.

Aineistossa on myös selkeä pula tietyistä ruututyypeistä. Ainoa varsinainen kontrolli, jolla ei ole ollut minkäänlaista hoitoa seuranta-aikana, sijaitsee Jungfruskärillä. Keskiravinteisilta tai karuilta maannoksilta ei ole kontrolleja lainkaan. Niitetyt ruudut sijaitsevat myös kaikki ravinteisilla maannoksilla. Laidunnetut ruudut ovat yliedustettuja, päähoidoltaan laidunnettuja ruutuja on 29 kappaletta 44:stä, ja ne sijaitsevat pääasiassa karuilla maannoksilla. Kattavampi ruutuverkko, joka kattaisi useamman kontrollin ja mielellään lisää niittoruutuja karummilta maannoksilta saattaisi antaa selkeämmän kuvan tietyn hoidon vaikutuksista kuin mitä nyt pystytään päättelämään. Toki hoitohistorialla on suuri vaikutus lajiston syntyyn, eikä karuja alueita juuri ole niitetty, joten tällaisia ruutuja ei välttämättä pystytä lisäämään seurantaan. Laidunnetulla alueella hoidon muuttaminen niittämiseksi todennäköisesti vaikuttaisi lajistoon negatiivisesti eikä loisi edustavaa seurantaruuua (Jantunen, 2003; Tälle ym., 2016).

Neliömetrin kokoiset ruudut ovat toki pienempiä ja siten nopeampia laskettavia, ja ruudukkoa käyttäessä myös peittävyysien arvioinnissa on vähemmän subjektiivisuutta kuin kokonaan silmämääräisessä päättelyssä, mutta ruutuja pitäisi olla runsaasti. 10 m x 10 metrin ruudut pitävät paikoitellen sisällään runsaastikin vaihtelua, osalla on ympäristögradientteja esimerkiksi kosteuden suhteen. Tästä kertovat neliömetrin kokoisten ruutujen paikoin suuretkin havaitsematta jääneet lajimäärät aarin ruutuihin verrattuna. Lisäksi harvinaisia lajeja löytyi vain muutamia yksilöitä aarin ruuduiltakin, näistä monet jäivät neliömetrisiltä ruuduilta kokonaan

havaitsematta. 1 m x 1 m ruutuja pitäisi olla tiuhassa verkostossa, jotta näitä vaihteluja ja harvinaisia kasveja saataisiin potentiaalisemmin mukaan.

Toivottavaa olisi jatkaa lajiston seuranta, sillä Suomessa perinnebiotooppien hoidon vaikutuksista on heikonpuoleisesti tutkimuksia. Suuri osa tehdyistä tutkimuksista perustuvat lyhyeen seurantaan (Kempainen & Lehtomaa, 2009).

Kiitokset

Suurkiitokset ohjaajilleni Maija Mussaarelle ja Hanna Tuomistolle, jotka antoivat hyviä vinkkejä ja uusia näkökulmia työn tekoon; Charlotte Berlinille, Anna Koskelalle ja Maija Mussaarelle, jotka keräsivät vuoden 2018 aineiston loppuun, kun en itse siihen kyennyt; Metsähallitukselle kenttätöiden rahoituksesta ja välineiden järjestämisestä; Leif Lindgrenille henkilökohtaisesti laskutapaan perehdyttämisestä; Turun yliopiston kasvimuseon väelle lajitunnistuksen avuista sekä kaikille, jotka ovat muuten avustaneet tätä työtä.

Lähteet

- Alanen, A. (2000). Saaristomeren kansallispuiston perinnebiotooppien edustavuus. Teoksessa *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät* (ss. 91–95).
- Alanen, A., & Pykälä, J. (2004). *Perinnebiotooppien hoito. Elämää pellossa : Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Helsinki: Edita.
- Angelstam, P. (2006). Maintaining Cultural and Natural Biodiversity in Europe's Economic Centre and Periphery. Teoksessa M. Agnoletti (Toim.), *The conservation of cultural landscapes* (ss. 125–143). Wallingford: CABI.
- Augustine, D. J., & McNaughton, S. J. (1998). Ungulate effects on the functional species structure of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1165–1183. Noudettu osoitteesta https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/30180000/AugustinePDF/4.1998_JWildlifeManagement_UngulateEffects_62-1165-1183.pdf
- Bignal, E. M., & Mccracken, D. I. (2000). The nature conservation value of European traditional farming systems. *Reviews*, 8(3), 149–171. <https://doi.org/10.2307/envirevi.8.3.149>
- Bonham, C. D. (2013). *Measurements for Terrestrial Vegetation*. Oxford, UK: John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118534540>
- Coughenour, M. B. (1985). Graminoid Responses to Grazing by Large Herbivores: Adaptations, Exaptations, and Interacting Processes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 72, 852–863. <https://doi.org/10.2307/2399227>
- Cox, T. F., & Cox, M. A. A. (2000). *Multidimensional Scaling (Chapman & Hall/CRC Monographs on Statistics & Applied Probability)*. Chapman and Hall/CRC. Noudettu osoitteesta <http://www.amazon.co.uk/Multidimensional-Scaling-Monographs-Statistics-Probability/dp/1584880945>
- Damgaard, C. (2004). *Evolutionary ecology of plant-plant interactions : an empirical modelling approach*. Aarhus University Press. Noudettu osoitteesta <https://utu.finna.fi/Record/volter.1096903>

- De'ath, G. (1999). Extended dissimilarity: a method of robust estimation of ecological distances from high beta diversity data. *Plant Ecology*, 144, 191–199.
- Eklund, O., Soesoo, A., & Linna, A. (2007). *Etelä-Suomen ja Viron prekambriin kallioperä*. Tallinna: MTÜ GEOGuide Baltoscandia.
- Ekstam, U., Aronsson, M., & Forshed, N. (1988). *Ängar*. Stockholm: LT.
- Fischer, F. M., Chytrý, K., Těšitel, J., Danihelka, J., Jiří, Chytrý, M., De Bello, F., ... Hallett, L. (2020). Weather fluctuations drive short-term dynamics and long-term stability in plant communities: A 25-year study in a Central European dry grassland. *J Veg Sci*, 31. <https://doi.org/10.1111/jvs.12895>
- Fischer, S. F., Poschlod, P., & Beinlich, B. (1996). Experimental Studies on the Dispersal of Plants and Animals on Sheep in Calcareous Grasslands. *The Journal of Applied Ecology*, 33(5), 1222. <https://doi.org/10.2307/2404699>
- Fritz, R. S., & Simms, E. L. (1992). *Plant resistance to herbivores and pathogens : ecology, evolution, and genetics*. University of Chicago Press. Noudettu osoitteesta <https://utu.finna.fi/Record/volter.408054>
- Geologian tutkimuskeskus. (2019). Bedrock of Finland. Noudettu 26. maaliskuuta 2019, osoitteesta <https://gtkdata.gtk.fi/Kalliopera/index.html>
- Granberg, L. (1989). *Valtio maataloustulojen tasaajana ja takaajana*. Suomen Tiedeseura.
- Grotenfelt, G. (1901). *Suomen polttoviljelys*. Porvoo: Werner Söderström.
- Hæggström, C.-A. (1995). *Toukohärkä ja kultasiipi : niityt ja niiden hoito*. Otava.
- Hæggström, C.-A. (2000). Saariston perinnemaisemat. Teoksessa *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät* (ss. 14–20).
- Hakamäki, H., Häggblom, M., Jantunen, J., Jutila, H., Järvinen, C., Kemppainen, R., ... Vuomajoki, M. (2018). Perinnebiotoopit. Teoksessa T. Kontula & A. Raunio (Toim.), *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018: Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset* (Vsk. 2, ss. 659–758). Ympäristöministeriö.
- Hampicke, U. (2006). *Efficient conservation in Europe's agricultural countryside: Rationale, methods and policy reorientation. Outlook on AGRICULTURE* (Vsk. 35).
- Heinänen, T., Mäenpää, O., & Kallonen, S. (2011). *Aulangon luonnonsuojelualueen luonnonhoitosuunnitelma*.
- Hurre, M. (1995). *9000 vuotta Suomen esihistoriaa* (5. uud. p.). Otava.
- Ilmatieteen laitos. (2019). Avoin data - Ilmatieteen laitos. Noudettu 12. kesäkuuta 2019, osoitteesta <https://ilmatieteenlaitos.fi/avoin-data>
- Jacquemyn, H., Mechelen, C. Van, Brys, R., & Honnay, O. (2011). Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.020>
- Jantunen, J. (2003). Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. *Ann. Bot. Fennici*, 40, 255–263.
- Kalliola, R. (1973). *Suomen kasvimaantiede*. WSOY. Noudettu osoitteesta <https://utu.finna.fi/Record/volter.171894>
- Kantanen, J. (2000). Alkuperäisrotujen käyttömahdollisuudet perinnemaiseman ylläpitäjinä.

Teoksessa *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät* (ss. 88–90).

- Kempainen, R., & Lehtomaa, L. (2009). *Perinnebiotooppien hoidon tila ja tavoitteet*. Turku.
- Konttinen, J. H. (Toim.). (1950). *Maanviljelystoimikunta - maatalousministeriö 90 vuotta 1860-1950 : muistojulkaisu*. Helsinki.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., ... Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J., & Helenius, J. (2008). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle, 71.
- Lampinen, J. (Toim.). (2000). *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät*. Metsähallitus, luonnonsuojelu. Noudettu osoitteesta <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/686>
- Leck, M. A., Parker, V. T., & Simpson, R. L. (Robert L. (1989). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier. Noudettu osoitteesta <https://utu.finna.fi/Record/volter.1681994>
- Lehtinen, E. (2011). Maatalousalueiden luonnon monimuotoisuuden, kosteikkojen ja suojavyyhykkeiden yleissuunnitelma. *Keski-Suomen elinkeino-, liikenneja ympäristökeskuksen julkaisuja*, 10, 60. Noudettu osoitteesta <http://www.ely-keskus.fi/keski-suomi/julkaisut>
- Lehtomaa, L. (2000). *Varsinais-Suomen perinnemaisemat Egentiiga Finlands vårdbiotoper*. Turku: Lounais-Suomen Ympäristökeskus.
- Lindgren, L. (2000). Perinnebiotooppien kasvillisuus - Mitä kiinteät hoitoalat kertovat hoidon onnistumisesta? Teoksessa *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät* (ss. 21–31).
- Lindgren, L. (2001). Perinnebiotooppien kasvien ja kasvillisuuden seuranta Saaristomeren kansallispuistossa. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A*(217).
- Lindgren, L., & Heikkilä, T. (2000). *Saariston laitumet*. Metsähallitus. Noudettu osoitteesta <https://utu.finna.fi/Record/volter.859626>
- Lopez-Iglesias, B., Olmo, M., Gallardo, A., & Villar, R. (2014). Short-term effects of litter from 21 woody species on plant growth and root development. *Plant and Soil*, 381(1), 177–191. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2109-6>
- Luke. (2019a). Itäsuomenkarja. Noudettu 28. huhtikuuta 2019, osoitteesta <https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/www/Tietopaketti/Elaingeenivarat/saillytysohjelmat/nauta/itasuomenkarja>
- Luke. (2019b). Länsisuomenkarja. Noudettu 28. huhtikuuta 2019, osoitteesta <https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/www/Tietopaketti/Elaingeenivarat/saillytysohjelmat/nauta/lansisuomenkarja>
- Luke. (2019c). Pohjoissuomenkarja. Noudettu 28. huhtikuuta 2019, osoitteesta <https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/www/Tietopaketti/Elaingeenivarat/saillytysohjelmat/nauta/pohjoissuomenkarja>
- Lukkala, O. (1920). Lehdeksien tekotapa Lounais-Suomessa ja sen metsähoidollinen merkitys.

Acta Forestalia Fennica, 16(2). <https://doi.org/10.14214/aff.7044>

- Luoto, M., Pykälä, J., & Kuussaari, M. Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing, 11 § (2003). Noudettu osoitteesta <http://www.urbanfischer.de/journals/jnc>
- Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer research*, 27(2), 209–220. Noudettu osoitteesta <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/6018555>
- Metsähallitus. (2000). Saaristomeren kansallispuiston runkosuunnitelma Stomplan för Skärgårdshavets nationalpark. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja B*, 56, 1–122. Noudettu osoitteesta <https://docplayer.fi/13453678-Metsahallituksen-luonnonsuojelujulkaisuja-sarja-b-no-56-saaristomeren-kansallispuiston-runkosuunnitelma-stomplan-for-skargardshavets-nationalpark.html>
- Morecroft, M. D., Bealey, C. E., Scott, W. A., & Taylor, M. E. (2016). Interannual variability, stability and resilience in UK plant communities. *Ecological Indicators*, 68, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.040>
- Nieminen, M. (2000). Perinnebiotooppien perhoset. Teoksessa *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät* (ss. 70–75).
- Otsus, M., Kukk, D., Kattai, K., & Sammul, M. (2014). Clonal ability, height and growth form explain species' response to habitat deterioration in Fennoscandian wooded meadows. *Plant Ecology*, 215(9), 953–962. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0347-6>
- Pentti, M., & Mäkinen, V. (2017). Suomen moottoriajoneuvokanta ennen vuotta 1922. *Tekniikan Waiheita*, 35(1), 19–42. Noudettu osoitteesta <https://journal.fi/tekniikanwaiheita/issue/view/5617>
- Plieninger, T., Hö Chtl, F., & Spek, T. (2006). Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science & Policy*, 9(4), 317–321. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.03.001>
- Pykälä, J. (2000). Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry. *Conservation Biology*, 14(3), 705–712. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99119.x>
- Pykälä, J. (2001). *Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä*. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. Noudettu osoitteesta <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/228396>
- Pykälä, J. (2003). Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 12(11), 2211–2226. <https://doi.org/10.1023/A:1024558617080>
- Pykälä, J. (2004). *Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands*.
- Pykälä, J. (2005). Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108(2), 109–117. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2005.01.012>
- Pykälä, J., & Alanen, A. (2004). Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen. Teoksessa *Elämää pellossa : Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus* (ss. 192–203). Helsinki: Edita.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M., & Leivo, A. (1994). *Perinnemaisemien inventointiohjeet*.

Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus, luonnonsuojelututkimusyksikkö.

- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Kontula, T. (2005). Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 6, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.10.002>
- Raatikainen, K. M. (2009). *Perinnebiotooppien seurantaohje (In Finnish)*. Vantaa: Metsähallitus. Noudettu osoitteesta <http://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Bsarja/b117.pdf>
- Rambo, J. L., & Faeth, S. H. (1999). Effect of Vertebrate Grazing on Plant and Insect Community Structure. *Conservation Biology*, 13(5), 1047–1054. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98504.x>
- Ryttäri, T., Reinikainen, M., Hæggström, C.-A., Hakalisto, S., Hallman, J., Kanerva, T., ... Vainio, O. (2019). *Putkilokasvit - Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. (E. Hyvärinen, A. Juslén, E. Kempainen, & A. Uddström, Toim.). Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus.
- Sairanen, S., Sormunen-Cristian, R., Paasikallio, A., & Hulmi, S. (1995). *MAATALOUDEN TUTKIMUSKESKUS TIEDOTE 4/95 Lammas ja laidun*. Jokioinen. Noudettu osoitteesta https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/443073/maatut4_95.pdf?sequence=1
- Schulman, A., Alanen, A., Hæggström, C.-A., Huhta, A.-P., Jantunen, J., Kekäläinen, H., ... Vainio, M. (2008). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Perinnebiotoopit. *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset*, 397–466.
- Soininen, A. M. (1974). *Vanha maataloutemme : maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle*. Helsinki: Suomen historallinen seura.
- Suominen, J., & Hämet-Ahti, L. (1993). *Kasvistomme muinaistulokkaat: tulkintaa ja perusteluja*. (A. Kurtto, Toim.). Vammala: Helsingin yliopiston luonnontieteellisen keskusmuseon kasvimuseo.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200–212. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.02.008>
- Tanninen, T. (2000). Johdanto. Teoksessa *Perinnebiotooppien monimuotoisuus : Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät* (ss. 11–13).
- Tuomisto, H. (2017). Defining, Measuring, and Partitioning Species Diversity. Teoksessa *Reference Module in Life Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809633-8.02377-3>
- Tuomisto, H., & Ruokolainen, K. (2015). *Monimuuttujamenetelmät ekologiassa ja genetiikassa*. Kasvimuseo, Turun yliopisto.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, L., & Ruokolainen, K. (2012). Modelling niche and neutral dynamics: on the ecological interpretation of variation partitioning results. *Ecography*, 35, 961–971. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07339.x>
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A., & Pykälä, J. (2001). *Suomen perinnebiotoopit: Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti*. Helsinki: Suomen ympäristökeskus.
- van der Maarel, E., & Sykes, M. T. (1993). *Small-Scale Plant Species Turnover in a Limestone Grassland: The Carousel Model and Some Comments on the Niche Concept*. *Source: Journal of Vegetation Science* (Vsk. 4).

- Van Wieren, S. E. (1995). The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56, 11–23. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1995.tb01114.x>
- Vanhanen, S., Gustafsson, S., Ranheden, H., Björck, N., Kemell, M., & Heyd, V. (2019). Maritime Hunter-Gatherers Adopt Cultivation at the Farming Extreme of Northern Europe 5000 Years Ago. *Scientific Reports*, 9(1), 4756. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41293-z>
- Von Haaren, C. (2002). Landscape planning facing the challenge of the development of cultural landscapes. Teoksessa *Landscape and Urban Planning* (Vsk. 60, ss. 73–80). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00060-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00060-9)
- Welch, D. (1985). Studies in the Grazing of Heather Moorland In North-East Scotland. IV. Seed Dispersal and Plant Establishment in Dung. *The Journal of Applied Ecology*, 22(2), 461. <https://doi.org/10.2307/2403178>
- Westoby, M. (1989). Selective Forces Exerted by Vertebrate Herbivores on Plants. *Trends in Ecology and Evolution*, 4(4), 115–177.
- Yang, Z., Minggagud, H., Baoyin, T., & Li, F. Y. (2020). Plant production decreases whereas nutrients concentration increases in response to the decrease of mowing stubble height. *Journal of Environmental Management*, 253, 301–4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109745>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Smith, G. M. (2007). Principal coordinate analysis and non-metric multidimensional scaling. Teoksessa *Analysing Ecological Data* (ss. 259–264). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-45972-1_15