



**TURUN
YLIOPISTO**

Luonnontieteiden ja
tekniikan tiedekunta

Isokarin saaren ketolajiston muutokset ja nykytila

Turun yliopisto
Luonnontieteiden ja tekniikan
tiedekunta
Pro gradu -tutkielma
Biologian laitos
Huhtikuu 2019
Siiri Jaakkola

Ohjaajat: Jussi Lampinen,
Sanna Huttunen

TURUN YLIOPISTO

Biologian laitos

JAAKKOLA, SIIRI: Isokarin saaren ketolajiston muutokset ja nykytila

Pro gradu, 32 s., 5 liites.

Biologia

Huhtikuu 2019

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

Valtaosa Suomen kedoista on kulttuurivaikutteisia, pitkään jatkuneen perinteisen maatalouden muovaamia perinnebiotooppeja. Perinteisen maankäytön loputtua niitä uhkaa umpeenkasvu. Suurella osalla kedoista lajirunsaus on jo vähentynyt merkittävästi, ja sekä kedot että kalliokedot onkin luokiteltu äärimmäisen uhanalaisiksi luontotyypeiksi. Isokarin saari Kustavissa on ollut tärkeä karjatalousalue 1600-luvulta alkaen aina 1950-luvun lopulle asti. Uudelleen Isokarin perinnebiotooppeja alettiin kunnostaa vuonna 2013. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, onko Isokarin saaren ketojen putkilokasvilajisto muuttunut 2000-luvun vaihteen jälkeen ja tutkia, mitkä ympäristötekijät vaikuttavat ketolajiston nykyiseen lajimäärään saaren kedoilla.

Tutkimuksen kenttätöitä toteutettiin Isokarin saarella heinäkuussa 2018. Lajiston muutoksen selvittämiseksi kartoitettiin kolmen ketokohteen putkilokasvilajisto, ja tuloksia verrattiin aiempaan lajistotietoon vuosituhaten vaihteesta. Tulosten perusteella ketokohteiden kokonaislajimäärä sekä umpeenkasvusta kertovien miinuslajien lajimäärä on Isokarilla noussut ja ketolajien lajimäärä laskenut. Ketolajeista jäivät puuttumaan muun muassa uhanalaiset pohjannoidanlukko (*Botrychium boreale*, NT) ja saunionoidanlukko (*Botrychium matricariifolium*, EN). Vaikka umpeenkasvun merkkejä oli havaittavissa kaikilla kohteilla ja moni ketolajeista näyttää hävinneen, Isokarin kedoilla kasvaa edelleen myös huomionarvoisia lajeja, kuten ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*, NT), ketoneilikka (*Dianthus deltoides*, NT), ahokissankäpälä (*Antennaria dioica*, NT) ja keltamatara (*Galium verum*, VU). Nykyistä ketolajien lajimäärää pyrittiin selittämään 1 m x 1 m -näytealoilta mitatuilla häiriön astetta kuvaavilla ympäristömuuttujilla. Ketolajien nykyistä lajimäärää ei näyttänyt tilastollisesti merkitsevällä tavalla selittävän yksikään valituista muuttujista. Todennäköistä onkin, ettei mikään yksittäinen tekijä selitä ketolajiston lajirunsausta.

Monet Isokarin saaren perinnebiotoopeista ovat kaikkien aikojen jälkeen kasvanut umpeen. Jäljelle ovat jääneet nyt tutkitut ketomaiset kallio- ja somerikkokohteet, joita myös luontaiset tekijät pitävät avoimina. Nämäkin ketokohteet ovat kuitenkin hoidon ja seurannan tarpeessa umpeenkasvun ehkäisemiseksi sekä harvinaisten lajien säilyttämiseksi.

ASIASANAT: kedot, Kustavi -- Isokari, perinnebiotooppi, putkilokasvit, seurantatutkimus, uhanalaiset lajit, umpeenkasvu

SISÄLLYS

1 JOHDANTO	2
1.1 Kedot	2
1.2 Ketojen ekologiaa.....	3
1.3 Ketoja uhkaavat tekijät	5
1.4 Perinnebiotooppien hoito ja arvottaminen	8
1.5 Isokarin kedot: historia ja nykytila	9
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	11
2.1 Tutkimusalue	11
2.2 Kenttätyöt ja kerätty aineisto.....	11
2.2.1 Kokonaiskartoitus	12
2.2.2 Näyteala-aineisto.....	13
2.3 Tilastolliset menetelmät	14
3 TULOKSET	16
3.1 Lajiston muutos	16
3.2 Nykyiseen lajimäärään vaikuttavat tekijät.....	18
4 TULOSTEN TARKASTELU	20
4.1 Lajiston muutos	20
4.2 Nykyiseen lajimäärään vaikuttavat tekijät.....	23
5 JOHTOPÄÄTÖKSET	26
KIITOKSET	27
LÄHTEET	28
LIITE 1. Isokarin ketokohteiden putkilokasvilajisto 1997–2001 ja 2018.	33

1 JOHDANTO

1.1 Kedot

Kedot ovat kuivia, puuttomia ja avoimia heinä- ja pienruohovaltaisia niittyjä, joiden monimuotoisessa eliölajistossa elää runsaasti uhanalaisia ja harvinaisia lajeja. Ketoja esiintyy koko maassa hiekka-, sora- ja moreenimailla sekä erityisesti lounaisessa Suomessa myös kallioilla, jolloin luontotyypistä käytetään tavallisesti nimitystä kallioketo. (Lehtomaa ym. 2018b.)

Kedot voidaan jakaa eri ketotyyppihin toisaalta maaperän kosteuden ja ravinteisuuden, toisaalta vallitsevan lajiston mukaan: ketokasvillisuudesta voidaan erottaa karut ja kalkkivaikutteiset heinä- ja pienruohovaltaiset tyypit, harvinaiset kangaskedot eli varpuniityt sekä usein erillisenä kasvillisuustyyppinä käsiteltävät kalliokedot, jotka nekin voidaan jakaa edelleen karuihin ja kalkkivaikutteisiin (Lehtomaa ym. 2018b). Rajat eri niitty- ja ketotyyppien välillä ovat usein häilyviä, sillä ketoja esiintyy usein laikuittaisesti eri kasvillisuustyyppien vaihtumisvyöhykkeillä (Kurtto 1993) ja umpeenkasvukehitys lisää tulkinnanvaraisuutta luontotyyppien määrittämisessä (Lehtomaa ym. 2018b). Koska perinnebiotooppien suojelutoimenpiteet kohdistuvat määrittelyn hankaluuden vuoksi usein samanaikaisesti useaan eri kasvillisuus- ja ketotyyppiin, ketokäsitettä on turha liiaksi supistaa (Kurtto 1993), eikä niin tehdä tässäkin tutkimuksessa.

Yhteistä kaikille kedoille on niiden kasvillisuuden pysyminen matalana joko luontaisesti tai ihmistoiminnan seurauksena. Ketokasvillisuutta esiintyy luontaisesti lähinnä rannoilla, joilla jää ja aallokko kuluttavat maan pintaa sekä ohutmultaisilla kallioilla, joilla olosuhteet pysyvät luontaisesti otollisina. Usein ihmisen vaikutus näkyy kuitenkin myös luontaisilla ketotyypeillä, eikä selvää rajaa luonnon ja ihmisen muovaaman niityn välille voida vetää: esimerkiksi ero kalliokedon ja luontaisen kalliokasvillisuuden välillä on harvoin selvä (Kurtto 1993, Pykälä 2001).

Ketolajien evolutiivisen historian uskotaan ulottuvan kauas megaherbivorien aikaan, jolloin suuret kasvinsyöjälaumat pitivät yllä niittymäistä kasvillisuutta ja levittivät kasveja uusille kasvupaikoille (Lindgren 2000, Pykälä 2001). Suomeen suurin osa ketolajeista lienee saapunut jääkauden jälkeen tai Ancyclus-kauden aikana ja säilynyt erilaisissa häiriöympäristöissä, kuten kuivilla kuloaukeilla ja kallioilla (Lindgren 2000, Pykälä ym. 2004). Sittenmin lajit levisivät laajemmalle laiduntalouden lisättyä näille lajeille sopivia elinympäristöjä (Pykälä ym. 2004). Valtaosa Suomen niityistä ja kedoista

onkin kulttuurivaikutteisia, pitkään jatkuneen perinteisen maatalouden muovaamia elinympäristöjä eli niin kutsuttuja perinnebiotooppeja, joiden synnyssä keskeinen rooli on biomassan poistolla ihmis- ja eläinvoimin: Karjan talvirehuksi tarvittavaa heinää saatiin sulkeutuneeseen kasvillisuuteen raivatuilta niityiltä. Niiton jälkeen karja laidunsi niityllä ja lanta korjattiin lannoitteeksi pelloille. Raivauksen, niiton, laidunnuksen ja lannan korjuun yhteisvaikutukset köyhdyttivät maaperää ja saivat näin aikaan monimuotoiselle niittykasvillisuudelle suotuisat olosuhteet (Kurtto 1993, Pykälä 2001, Vainio ym. 2001). Ketoja ei yleensä niitetty, vaan niitä kunnostettiin säännöllisesti kulottamalla (Lindgren 2000).

Biomassan poisto kedoilta ylläpitää niiden avoimuutta sekä vähentää paitsi maaperän ravinteisuutta myös maaperään jäävän karikkeen määrää, minkä seurauksena maannos pysyy kedoilla ohuena. Elinympäristön avoimuus altistaa kasvillisuuden ääreille olosuhteille, kuten kuivuudelle ja kuumuudelle, joita edistävät hyvin vettä läpäisevä maaperä ja ohut maannos sekä mahdollinen sijainti etelärinteessä (Kurtto 1993). Ketoja ja kallioketoja voidaankin pitää niin kutsuttuina paahdeympäristöinä, joissa kuivuus, voimakas auringon säteily, korkeat lämpötilat ja jyrkät lämpötilavaihtelut vaativat kasvi- ja eläinlajeilta erilaisia morfologisia ja fysiologisia sopeumia (Ryttäri 2005). Luonteenomaista kaikille kedoille on myös lajiston huomattava vuosittainen runsaudenvaihtelu kasvukauden kosteusolojen mukaan (Kurtto 1993): kuivina kesinä keto saattaa kulottua ja monet kasvit kuihtua ennen siementen kypsymistä, mutta sateisen kesän myötä kedot voivat kukkia hyvinkin runsaslajisina (Pykälä 2001, Lehtomaa ym. 2018b).

1.2 Ketojen ekologiaa

Ilman kasvillisuuteen kohdistuvia häiriöitä sukkession avoimia vaiheita edustavien alueiden, kuten ketojen, kasvillisuus pyrkii umpeutumaan ja kasvamaan korkeammaksi (Kurtto 1993). Perinteisesti hoidetuilla alueilla niitto ja laidunnus kuitenkin rajoittavat kasvillisuuden sulkeutumista ja Clementsin (1916) esittämän lineaarisen sukkession käsitteen mukaan toimivat näin käänteisenä voimana sukkessiolle (Walker & Moral 2003, Wolfe & Dear 2001). Sukkession etenemisen prosesseista ja ennustettavuudesta ei ole vielä nykypäivänäkään päästy tutkijoiden keskuudessa yhteisymmärrykseen, mutta peruseriaate on selvä: kasvilajiston ajallinen muutos perustuu eri lajien kykyyn elää muuttuvissa kasvuolosuhteissa, ja vaihteluun sukkession kulussa vaikuttavat eritasoiset

bioottiset ja abioottiset prosessit (Walker & Moral 2003). Perinteisin menetelmin ylläpidetyillä alueilla erilaisten sukkession kulkuun vaikuttavien tekijöiden, kuten häiriötekijöiden vaikutuksen, voimakkuus vaihtelee jatkuvasti ja ketojen kasviyhteisöt ovatkin näin jatkuvassa epätasapainotilassa (Salonen 2006, Steen 1980).

Perinteinen niitto- ja laiduntalous vaikuttaa kedoilla muun muassa resurssien saatavuuteen ja kilpailutilanteeseen (Tow & Lazenby 2001). Ketojen kasvilajistossa ei ole selviä valtalajeja, sillä suurikokoiset, dominoivat lajit kärsivät niiton ja laidunnuksen suorista vaikutuksista suhteellisesti eniten. Laidunnus ja niitto heikentävät näiden nopeasti kasvavien ja leviävien lajien kilpailuetua ja estävät myöhempien sukkessiovaiheiden lajien kolonisaation (Tow & Lazenby 2001, Walker & Moral 2003). Vasteena kasvien biomassaa poistaviin toimenpiteisiin myös kasviyksilöiden koko pienenee, jolloin samalle alalle mahtuu enemmän kasveja eli lajitiheys kasvaa (Pykälä 2001). Kedoille tyypillistä korkeaa lajitiheyttä edesauttavat myös valtalajien niukentuminen, maaperän ravinteiden ja karikkeen väheneminen sekä valo- ja lämpöaltistuksen lisääntyminen (Pykälä 2001). Biomassaa poistavan häiriön jatkuessa pidempään mikään laji ei kykene valtaamaan alaa, vaan häiriösidonnaisten kasviyhteisöjen rakenne ja lajisto ovat lopulta hyvin heterogeeniset (Grime 2001). Lajistollisen monimuotoisuuden ohella niiton ja laidunnuksen on todettu aiheuttavan voimakasta suuntaavaa valintaa eli lisäävän myös lajinsisäistä geneettistä muuntelua (Pykälä 2001).

Biomassan vähenemisen lisäksi kilpailusuhteisiin ja kasviyhteisön rakenteeseen kedoilla ja muilla niityillä vaikuttavat myös laidunnuksen ajoitus ja voimakkuus sekä laiduntava eläinlaji (Pykälä 2001, Tow & Lazenby 2001). Sukkession eteneminen voi joko kiihtyä tai hidastua riippuen siitä, paljonko laiduntava eläin valikoi ravintoaan ja minkä ominaisuuden suhteen (Walker & Moral 2003). Laiduntajat, jotka eivät valikoi, voivat pysäyttää sukkession etenemisen tai ainakin hidastaa sitä missä tahansa vaiheessa käyttämällä ravintonaan dominoivia lajeja (Walker & Moral 2003). Toisaalta esimerkiksi lampaat suosivat ruohoja ja välttivät heiniä, mikä taas voi aiheuttaa kasviyhteisön kehittymisen heinävaltaiseksi (Lehtomaa 2000, Pykälä 2001).

Ketokasvillisuuden säilyessä matalana kilpailu valosta pysyy vähäisenä, mikä epäsuorasti saattaa vähentää myös juuristokilpailun merkitystä (Tow & Lazenby 2001). Kuivilla alueilla hoitotoimenpiteiden ja ilmastotekijöiden vaikutuksen kasviyhteisön rakenteeseen on kuitenkin esitetty olevan merkittävämpi kuin kilpailun, eli monimuotoisuutta ketojen kasviyhteisön rakenteeseen luo erityisesti kasvien sopeutuminen niukkoihin resursseihin

(Salonen 2006, Tow & Lazenby 2001). Toisaalta on mahdollista, että nykyisin yhdessä esiintyvät lajit ovat menneiden aikojen kilpailijoita ("ghost of the competition past"), sillä pidemmän ajan kuluessa kilpailu edesauttaa lajien esiintymistä yhdessä (Grime 2001).

Laidunnuksen päätyttyä kasviyhteisö asettuu uuteen tasapainotilaan viiveellä, joka putkilokasvien tapauksessa voi olla useita kymmeniä tai jopa satoja vuosia (Pykälä 2001). On mahdollista, että muuttuneen maankäytön vaikutus perinnebiotooppien arvokkaisiin kasviyhteisöihin on itse asiassa nykytilaa huolestuttavampi, koska lajin häviäminen voi tapahtua vasta vuosia häiriön päättymisen jälkeen (Kuussaari ym. 2009, Pykälä 2001). Ilmiöstä käytetään yleisesti nimitystä sukupuuttovelka, ja se on merkittävä haaste luonnonsuojelulle kaikkien eliöryhmien kohdalla (Kuussaari ym. 2009). Viivettä kasviyhteisön köyhtymisessä aiheuttaa muun muassa kasvien siementen säilyminen itämiskykyisinä maaperän siemenpankissa, joka häiriösidonnaisissa ympäristöissä on usein suurempi ja pidempään säilyvä kuin vakaissa yhteisöissä (Salonen 2006). Melko monilla niittylajeilla siemenpankki voikin toimia jopa yli 20 vuotta, vaikka tavallisimmin niittykasvien siemenet säilyvät siemenpankissa itämiskykyisinä 2–20 vuotta (Pykälä 2001). Olosuhteiden ja itämisedellytysten ollessa sopivat, jo hävinneeksi luultu kasvilaji voi myös palautua maaperän siemenpankin avulla, vaikka mahdollisuuden ketokasvillisuuden palauttamiseen sen avulla on todettu olevan vähäinen (Pykälä 2001). Muun muassa etenevän pensoittumisen on havaittu aiheuttavan avoimien kasvupaikkojen lajien siemenpankin vähittäistä ehtymistä maaperässä (Bakker ym. 2014).

1.3 Ketoja uhkaavat tekijät

Yksi luonnon monimuotoisuuden avaintekijöistä kedoilla on elinympäristön avoimuus, jota ylläpitävät joko luontaiset eroosivoimat, kulttuurisidonnaiset häiriöt tai näiden yhteisvaikutus. Perinteisen maankäytön loputtua monet aiemmin avoimista kedoista ja niityistä esiintyvät nykyisin pensaikkoisina, puoliavoimina sukkessiovaiheina (mm. Jalkanen & Mussaari 2016, Uusiniitty-Kivimäki 2016). Vaikka osa perinteiseen maankäyttöön sopeutuneista lajeista on onnistunut siirtymään korvaaviin, ihmisen luomiin avoimiin elinympäristöihin, kuten rata- ja tienpenkoille sekä voimajohtoaukeille (Lampinen ym. 2015, Rytteri 2005), useat häiriösidonnaisille perinnebiotoopeille tyypilliset lajit ovat vaarassa hävitä kokonaan: Suomen uhanalaisista putkilokasvilajeista 29 % kasvaa ensisijaisesti perinnebiotoopeissa (Rytteri ym. 2019).

Muun muassa Lounais-Suomessa ja lounaisilla saaristoalueilla tehtyjen tutkimusten mukaan ennen laidunkäytössä olleet kohteet ovat nykyään pirstoutuneet ja perinnebiotoopeille tyypillisten putkilokasvien lajirunsaus kohteilla on vähentynyt merkittävästi (Hannus & von Numers 2010, Luoto ym. 2003). Nykyään kaikki perinnebiotoopit nummia lukuun ottamatta onkin luokiteltu äärimmäisen uhanalaisiksi luontotyypeiksi, eli kedot ja kalliokedot kuuluvat maamme vaarantuneimpiin elinympäristöihin (Lehtomaa ym. 2018a).

Maankäytön muuttumisesta johtuva umpeenkasvu on yksi merkittävimmistä ketoja ja kallioketoja uhkaavista ilmiöistä (Lehtomaa ym. 2018a). Se on pääasiallinen uhanalaistumisen syy 32 prosentille kaikista Suomen uhanalaisista putkilokasvilajeista (Ryttäri ym. 2019). Kun niitto ja laidunnus eivät enää pidä kasvillisuutta matalana ja köyhdytä maaperää eli häiriö on loppunut, maannos paksuntuu vähitellen, alkaa pidättää yhä enemmän kosteutta ja ravinteita, ja kasvillisuuskehitys alkaa edetä kohti tuoreempia niittyjä ja metsäisempiä kasvillisuustyyppisiä (Kurtto 1993). Fennoskandian maankäytön muutosten vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen havaittiin jo 1970-luvulla: kuivien laidunten monimuotoisuuden huomattiin olevan suurin laidunnetuilla ja satunnaisesti niitetyillä mailla verrattuna laiduntamattomiin tai toisaalta lannoitettuihin laitumiin (Steen 1980). Muun muassa maanmyötäisenä kasvava kataja valtaa saaristossa nopeasti alaa ja esimerkiksi Ruotsissa Öölannin alvaritasangolla sen on todettu vähentävän alvarikasvien lajimäärää: kun katajan peittävyys nousi yli 75 prosentin, alvarikasvien lukumäärä romahti (Rejmánek & Rosén 1988, 1992).

Merkittävin umpeenkasvua kiihdyttävä ja siten yhdessä umpeenkasvun kanssa ketojen monimuotoisuutta uhkaava tekijä on rehevöityminen, joka sekin on osittain seurausta niitto- ja laiduntalouteen nojanneen karjatalouden siirtymisestä tehomaatalouden tuotantotapoihin (Kurtto 1993). Kun aikanaan karjanpidon päämotiivina oli lannan korjuu lannoitteeksi pelloille (Soininen 1974), nykyään tuotanto keskittyy suurtiloille ja laidunnus kylvönurmille. Jos laiduneläinten lantaa ei korjata hoidettavalta alueelta, kuten perinteisesti on tehty, osa ravinteista palautuu takaisin maaperään. Samoin käy, jos niitetty heinä jätetään niitylle maatumaan. Jos lisäksi pitkään laidunnettuina olleet niukkatuottoiset kedot ja kalliokedot aidataan osaksi keinolannoitettuja kylvönurmia ja laiduntavaa karjaa ruokitaan lisärehulla, kiertoon lisätyt ravinteet siirtyvät karjan lannan mukana ennen niukkatuottoisille maille. Ulkopuolelta kiertoon tulevien ravinteiden myötä maaperän ravinnetaso nousee ja tuottavuuden kasvaessa ravinneköyhyyteen sopeutunut ketolajisto on vaarassa hävitä (Kurtto 1993, Lehtomaa 2000, Vainio ym.

2001). Tällaisen rehevöittävän laiduntavan vuoksi laidunnettujen ketojen ominaispiirteet eivät ole välttämättä säilyneet laiduntamattomia paremmin, vaikka eläimet pitävätkin kasvillisuuden matalana (Vainio ym. 2001). Varsinkin arvokkaimmat kalliokedot ovat yleensä hoitamattomia (Vainio ym. 2001). Toisaalta myös täysin hoitamattomilla perinnemaisemilla tapahtuu rehevöitymistä, kun kasvillisuuteen sitoutuneet ravinteet jäävät lahoavan kasvimassan mukana maaperään, jolloin maannos paksuuntuu ja ravinteet jäävät helpommin maaperään (Lehtomaa 2000).

Keinolannoitteiden ja karjalle annettavan lisärehun lisäksi ulkopuolelta ravinteita kiertoon tuo ilman typpilaskeuma, joka vähentää laidunnettujen maiden lajirunsautta merkittävästi (Stevens ym. 2004). Lajirunsailla laidunmailla ilmasta peräisin olevan typpikuormituksen on havaittu vaikuttavan kasviyhteisön rakenteeseen maaperän laadusta riippumatta (Bobbink ym. 1998). Esimerkiksi Suomen lounaisilla merialueilla tyypeä suosivien kasvien määrä on 1900-luvun aikana kasvanut (Hannus & von Numers 2010, von Numers & Korvenpää 2007). Vaikka Suomesta lähtöisin oleva typpilaskeuma Selkämeren alueella on 2010-luvulle tultaessa vähentynyt yli 200 tonnilla vuosituhannen vaihteen tasosta, kuormituksen vähennystarpeen esitetään olevan moninkertainen rannikkovesien hyvän tilan saavuttamiseksi (Räike ym. 2016) ja siten todennäköisesti myös saariston lajirunsaisten kasviyhteisöjen säilyttämiseksi.

Umpeenkasvua saattaa erityisesti niukkatuottoisilla alueilla kiihdyttää paitsi ilman typpilaskeuma myös ilmastonmuutoksen vaikutukset kuten sateisuuden muutokset, pitenevä kasvukausi ja kasvava lämpösumma (Berghäll & Pesu 2008, Lehtomaa ym. 2018a, Syrjänen 2010). Gherardin ja Salan (2015) mukaan lauhkean vyöhykkeen laidunmailla sateiden välisen ajan piteneminen ja sateisuuden vuosittainen vaihtelu edistävät pensoittumista, vaikka tuottavuus itsessään laskee. Sen sijaan Eskelisen ja Harrisonin (2015) mukaan kaikkein niukkatuottoisimmat kasviyhteisöt ovat pelkän sadannan vaihteluille verrattain epäalttiita, mutta ravinnelisäyksen ja sadannan muutosten yhteisvaikutuksena niukkatuottoisten, monimuotoisten laidunmaiden tuottavuus nousee ja diversiteetti laskee merkittävästi. Kasviyhteisön rakenteeseen ja monimuotoisuuteen haitallisesti vaikuttavien tekijöiden yhteisvaihtelu on siis todennäköisesti ratkaisevampaa kuin minkään yksittäisen tekijän vaikutus.

1.4 Perinnebiotooppien hoito ja arvottaminen

Perinteisesti niittyjä on hoidettu sekä niittämällä että laiduntamalla. Kumpikaan näistä toimenpiteistä ei korvaa toista, sillä niiden vaikutus kasvillisuuteen on erilainen: niitto poistaa kaiken kasvillisuuden haluttuun korkeuteen asti, kun taas laiduneläimet valikoivat ravintoaan eri tavoin lajista ja rodusta riippuen (Lehtomaa 2000, Pykälä 2001). Esimerkiksi laidunnus yksinään riittää harvoin pitämään kurissa puiden ja pensaiden, kuten lepän ja kuusen alkuja (Lehtomaa 2000). Toisaalta pelkkä niitto ei korvaa esimerkiksi laiduneläinten tallauksen maanpintaa rikkovaa, ja siten niittykasvien itämistä helpottavaa vaikutusta (Pykälä 2001, Walker & Moral 2003). Hoidon onnistumisen kannalta sopivan laiduneläinlajin ja -rodun lisäksi tärkeää on löytää suotuisa laidunnuspaine ja -ajankohta, jotka ovat riippuvaisia paitsi hoidettavasta kohteesta myös toisistaan: esimerkiksi eläinten suosimat kasvit ja laidunnuspaine laitumen eri osissa vaihtelevat eri vuodenaikoina (Pykälä 2001).

Pykälän (2001) kokoaman aineiston mukaan noin 60 prosenttia alkuperäisistä kasvilajeistamme hyötyy niiton ja perinteisen nautakarjan laidunnuksen yhteisvaikutuksesta. Niiton ja sitä seuraavan jälkilaidunnuksen on todettu olevan eduksi niittylajiston monimuotoisuudelle ja useimmat niitosta hyötyvät lajit hyötyvät myös laidunnuksesta ja päinvastoin (Ekstam & Forshed 1992, Pykälä 2001). Kedoilla lajiston ylläpitämiseen riittää suhteellisen lyhytjaksoinen eikä välttämättä vuosittain toistuva hoito (Lehtomaa ym. 2018b). Hoidosta huolimatta perinnebiotoopit saattavat ajan myötä pensastua. Niinpä jo perinteisen maatalouden aikaan laidunten umpeenkasvua estettiin raivaamalla ja kulottamalla haitallista kasvillisuutta (Lindgren 2000).

Keskeistä perinnebiotooppien hoidossa on, että hoidettavan alueen maaperän ravinnepitoisuudet eivät kasva, vaan mieluiten vähentyvät (Pykälä 2001). Ravinteiden aiheuttamaa kasvillisuuden rehevöitymistä oli kuitenkin Lehtomaan (2000) mukaan havaittavissa lähes kaikilla Varsinais-Suomen laidunnetuilla perinnemaisemilla jo vuosituhatien vaihteessa. Monilla perinnebiotoopeilla rehevöittävä laiduntapa ja hoidettavien alueiden yli- tai alilaidunnus ovatkin edelleen ongelmana viljelijöiden tekemistä perinnemaisemien hoitosopimuksista huolimatta (Lehtomaa 2000). Tällaisissa tilanteissa hoidon vaikutus voi olla päinvastainen haluttuun nähden, ja lajiston muuttuessa perinnebiotoopin arvo alenee.

Perinnebiotooppien arvoa määritettäessä käytetään usein apuna niin kutsuttuja indikaattorilajeja, jotka ilmentävät tietynlaisia kasvupaikan ekologisia olosuhteita tai

maankäyttöä. Usean huomionarvoisen lajin esiintymisen kohteella on katsottu ilmentävän perinteisen maankäytön vaikutuksesta kehittyneitä monipuolista eliölajistoa ja siten lisäävän perinnebiotoopin arvoa (Vainio ym. 2001). Vaikka putkilokasvit soveltuvatkin parhaiten niittyjen arvottamiseen, niityn arvoa ei pidä koskaan määritellä yhden kasvin perusteella, sillä usein niityillä kasvaa sekä myönteisiä että kielteisiä indikaattorilajeja (Pykälä 2001). Kasvien indikaattoriarvot myös vaihtelevat luontotyypeittäin, joten tietty indikaattoriarvo ei ole yleistettävissä kaikille kasvupaikoille (Pykälä 2001).

1.5 Isokarin kedot: historia ja nykytila

Isokarin saarella tiedetään sijainneen kalastajien asumuksia jo 1500-luvulla (Holmroos 2004). Vakituista asutusta saarella on luotsitoiminnan myötä tiettävästi ollut 1700-luvun loppupuolelta lähtien (Holmroos 2004). Jo 1600-luvun lopulla saari oli kuitenkin tärkeä karjatalousalue lähiseudun taloille, erityisesti kustavilaisen Kaurissalon kylän Itätalon kantatilalle (Holmroos 2004, Laine 1994). Vuonna 1800 saarella mainitaan asuneen vakituisesti viisi taloutta ja 1800-luvun alkupuolella asutus lisääntyi majakkatoiminnan alkaessa saarella (Holmroos 2004).

Suomen maatalouden kehityksessä elettiin perinteisen maatalouden aikaa aina 1800-luvun loppupuolelle asti (Soininen 1974). Isokarin oloissa tämä tarkoitti erityisen suurta omavaraisuutta: kaikki maa pieniä viljelytilkkuja lukuun ottamatta käytettiin tarkkaan laidunmaana ja niittyinä (Holmroos & Liuke 2001). Tämä käy ilmi myös Isokarin maisemaselvityksessä julkaistusta isojakokartasta vuodelta 1909, jossa niittyalaa on kartalle merkitty runsaasti ja kaiken niittyalojen, pihapiirien ja pienten peltolaikkujen ulkopuolelle jäävän maan, kuten metsien voidaan olettaa olleen laidunnettuna (Koistinen 2013). Niityt pyrittiin tavallisesti suojaamaan karjan laidunnukselta niittoon asti. Näin lienee toimittu myös Isokarilla, jossa on edelleen nähtävillä niittyjä reunustaneita kivimuureja. Puusto ei päässyt kasvamaan karulla saarella, sillä vähäisetkin puut käytettiin talojen lämmitykseen (Holmroos & Liuke 2001).

Lehtijulkaisussa vuodelta 1933 saarella todetaan kymmenen lehmän lisäksi olleen sonni sekä ”vähän nuorta karjaa”, minkä lisäksi saarella on tiettävästi laiduntanut myös lampaista (Holmroos 2004). Isokarin karuissa saaristo-oloissa omavaraisuus oli todennäköisesti tarpeen hieman Manner-Suomea kauemmin, sillä siirtyminen peltoviljelyn laajempaan käyttöön ei ollut mahdollista. Viimeisen lehmän kerrotaan laiduntaneen saarella vuoden ympäri 1950-luvun lopussa (Koistinen 2013), jonka jälkeen

Isokarin laidunmaat jäivät laiduntamatta noin puoleksi vuosisadaksi. Paahdeympäristöjen hoitoon keskittyvän Paahde-LIFE-hankkeen myötä Isokarin eteläosan perinnebiotooppeja alettiin kunnostaa vuonna 2013 (Jalkanen & Mussaari 2016). Siitä lähtien saaren entisiä laitumia ovat kunnostaneet myös kesälampaat (Isokarin www-sivut 2018). Saaren arvokkaimpia keto- ja nummialueita on nyt hoidettu raivaamalla ja kulottamalla yhteensä viitenä kesänä, kesän 2018 ollessa Paahde-LIFE-hankkeen tiimoilta viimeinen (WWF:n tiedote 31.8.2018).

Vuonna 2000 julkaistussa Varsinais-Suomen perinnemaisemien inventoinnissa (Lehtomaa 2000) Isokari ei ollut vielä päätyntä inventoitavien kohteiden listalle, ehkä johtuen huonosta saavutettavuudestaan. Merkittävää putkilokasvilajiston kartoitustyötä saarella oli kuitenkin tuolloin jo tehnyt professori Sakari Hinneri, jonka keräämää lajiaineistoa käytetään tässäkin tutkimuksessa vertailuaineistona. Asutuksen päättymisen ja maankäytön muutosten myötä Isokari on viime vuosikymmenten aikana muuttunut Hinnerin (2017) mukaan silmin nähden puuttomasta kulttuurimaisemasta paikoin pahasti umpeenkasvaneeksi, metsäiseksi saareksi. Vuonna 2015 saaren perinnemaisema-arvoksi ehdotettiin M-luokkaa (Jalkanen & Mussaari 2016), joka tarkoittaa maakunnallisesti arvokasta aluetta. Vaikka alue olisi muuttunut alilaidunnuksen tai käytön loppumisen myötä, kuten Isokarisakin on käynyt, alue voi olla maakunnallisesti arvokas, jos alueella on harvinaisia luontotyyppisiä, kuten kallioketoja tai edelleen kohtalaisen monipuolinen kasvillisuus tai kasvilajisto harvinaisine lajeineen (Vainio ym. 2001).

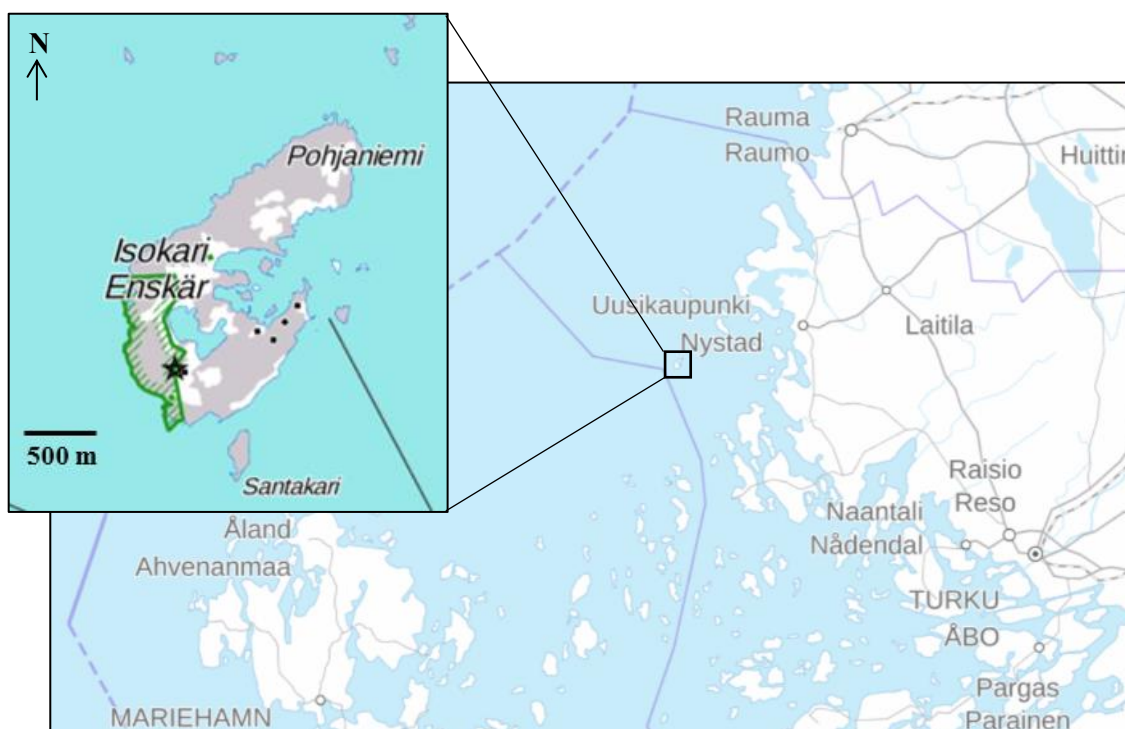
Umpeutuneiden, avoimena säilyneiden, ja parhaillaan kunnostettavien perinnebiotooppi- niittyjen lisäksi Isokarin ranta-alueilla esiintyy saaristolle ominaiseen tapaan myös luontaisia niittyjä ja ketoja (Mussaari 2018). Isokarin kedoilla kasvaa edelleen huomion- arvoisia lajeja, kuten ahokissankäpälä (*Antennaria dioica*), keltamatarata (*Galium verum*), ketoneilikka (*Dianthus deltoides*) ja ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) (Jalkanen & Mussaari 2016). Tässä tutkimuksessa olen kiinnostunut Isokarin saaren ketojen putkilokasvilajiston muutoksista sekä umpeenkasvun vaikutuksista ketojen putkilokasvilajistoon. Tutkimukseen valitut ketokohteet ovat kaikki säilyneet melko avoimina ja niillä esiintyy huomionarvoisia lajeja. Täysin umpeutuneet kohteet sekä parhaillaan kunnostettavat kohteet jätettiin pois tutkimuksesta. Tutkimuskysymykseni ovat:

1. Onko ketojen putkilokasvilajisto muuttunut Isokarin saarella vuosituhat-
vaihden jälkeen ja jos on, miten?
2. Mitkä ympäristötekijät vaikuttavat ketolajiston nykyiseen lajimäärään saaren
kedoilla?

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue

Kustavin kuntaan kuuluva Isokarin majakkasaari sijaitsee Selkämeren eteläosassa, Uudenkaupungin ulkosaaristossa, noin kahdenkymmenen kilometrin päässä Uudesta-kaupungista (kuva 1). Saari on kooltaan liki 180 hehtaaria ja sen monimuotoisissa luontotyypeissä on tavattu yli 380 putkilokasvilajia (Hinneri 2000, Jalkanen & Mussaari 2016). Perinnebiotoopit ovat erottamaton osa valtakunnallisesti merkittävien rakennettujen kulttuuriympäristöjen (Museovirasto 2009) joukkoon kuuluvan Isokarin majakka- ja luotsiyhdyskunnan perinnemaisemaa. Osa Isokarista kuuluu Selkämeren kansallispuistoon ja saari on myös osa Natura 2000 -suojeltua Seksmiilarin saaristoa (Jalkanen & Mussaari 2016). Tutkimusalueeseen kuului myös läheinen Santakarin saari.



Kuva 1. Isokarin saaren sijainti. Kartassa vihreällä Selkämeren kansallispuiston raja. Kartat: Maanmittauslaitos.

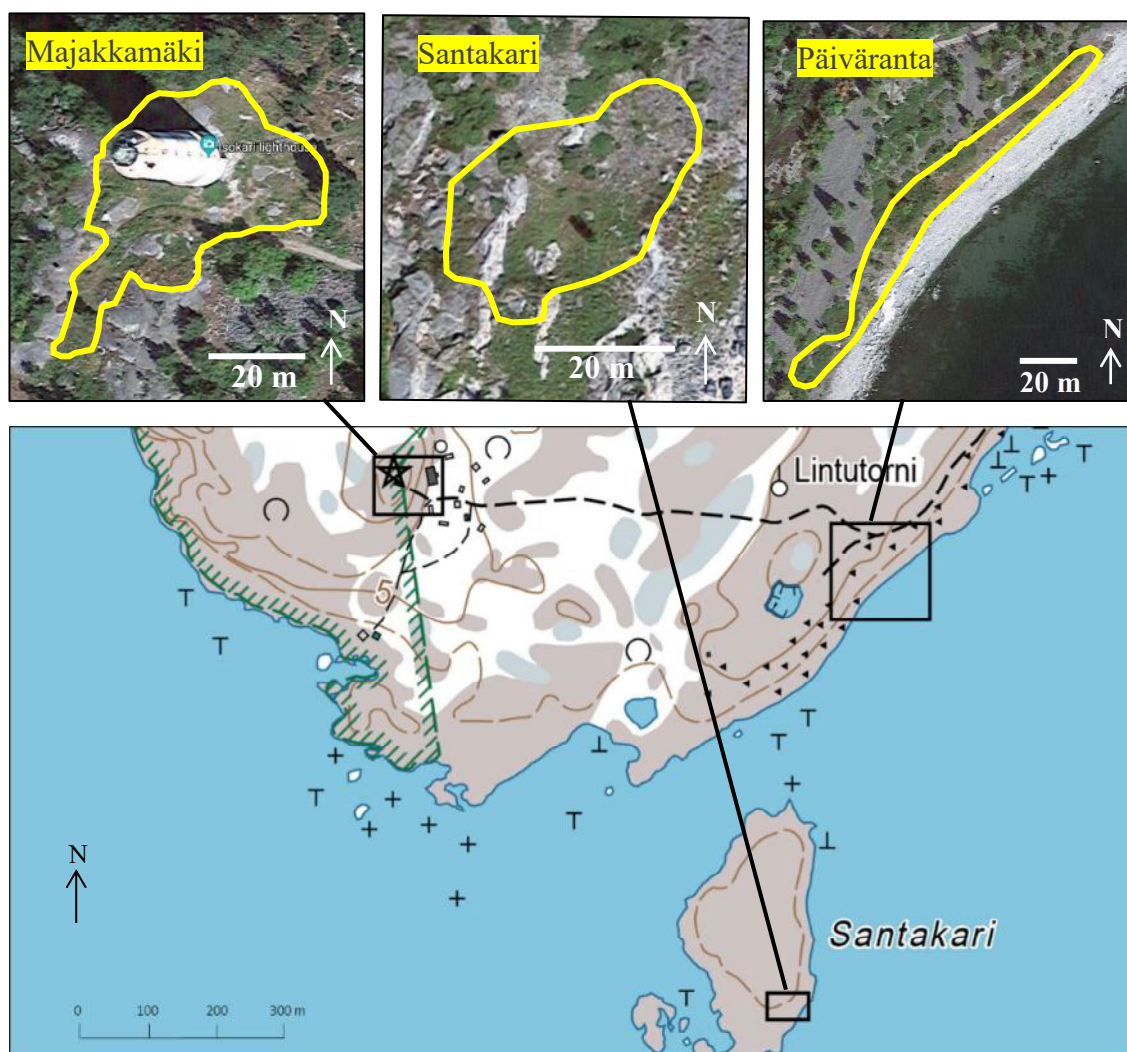
2.2 Kenttätyöt ja kerätty aineisto

Tutkimuksen kenttätyöt toteutettiin Isokarin saarella Kustavissa heinäkuussa 2018. Saarelta kerättiin aineistoa yksittäisten ketokohteiden kokonaislajistosta sekä näyteala-aineistoa ketojen umpeenkasvun tilan kartoittamiseksi. Kesäkuun 2018 alussa saarella tehtiin valmistelevia kenttätöitä: tutkimusalue ja kohteena olevat kedot käytiin läpi ja

lajistoon tutustuttiin. Metsähallituksen perinnebiotooppikartan mukaan käytiin läpi kaikki kedoiksi, niityiksi tai nummiksi luokitellut alueet, joista osa oli ollut laidunnettuna myös viime vuosina. Lisäksi kartoitettiin läheisen Santakarin saaren soveltuvuus tutkimuskohteeksi.

2.2.1 Kokonaiskartoitus

Putkilokasvilajiston kokonaiskartoitus tehtiin kolmessa kohteessa, joista oli olemassa aiempaa lajistotietoa vuosituhaten vaihteesta (S. Hinneri, 1997–2001): Majakkamäki, Päiväranta ja Santakarin eteläosa (kuva 2). Aiempi aineisto kattaa lajilistat kustakin kartoitetusta kohteesta.

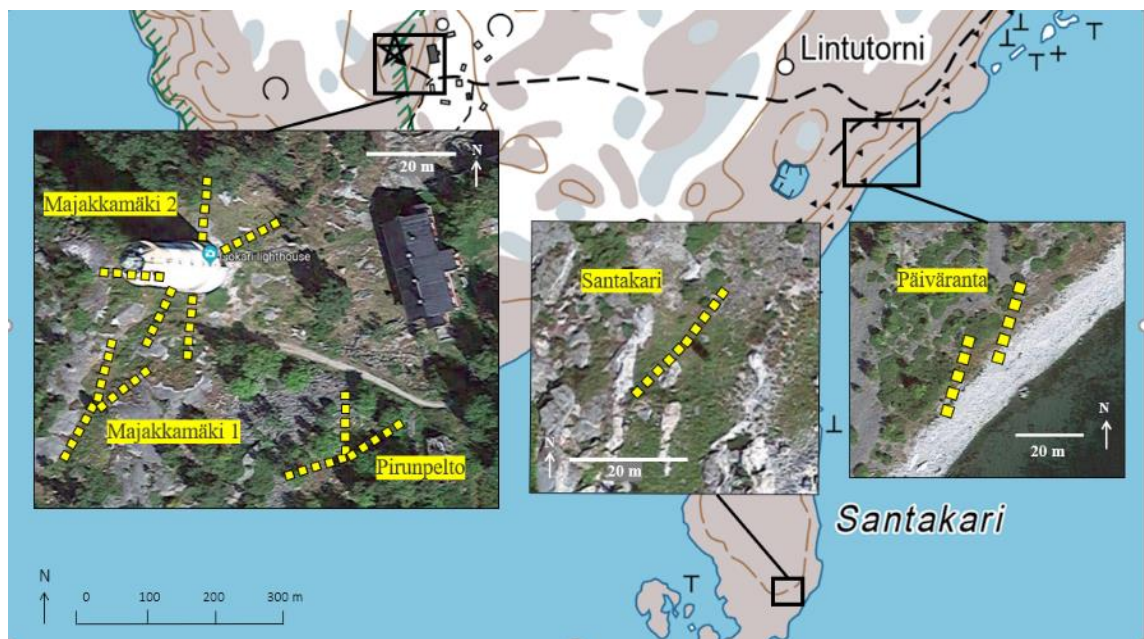


*Kuva 2. Putkilokasvien kokonaiskartoituksen kohteet Isokarin saarella.
Kartta: Maanmittauslaitos. Ilmakuvat: Google 2019.*

Kokonaiskartoitus suoritettiin 11.-12.7.2018. Maastossa kartoitettavat kohteet rajattiin Metsähallituksen perinnebiotooppikartan kuviorajojen mukaan ja käytiin läpi järjestelmällisesti, kussakin kohteessa samaa etenemistähtia. Kohteen kokonaisvaltainen läpikäynti varmistettiin GPS-jäljellä. Kohteilta kirjattiin ylös kaikki löydetty putkilokasvilajit. Epävarmat lajit valokuvattiin ja osasta otettiin näyte lajintunnistuksen varmistamiseksi. Putkilokasvien nimistössä noudatetaan Suomen Lajitietokeskuksen käyttämää nimistöä (Laji.fi-verkkosivusto, Suomen Lajitietokeskus 2019).

2.2.2 Näyteala-aineisto

Ketojen umpeenkasvua kuvaava aineisto kerättiin 1 m x 1 m -näytealoilta yhteensä neljästä kohteesta: Majakkamäki, Päiväranta, Santakarin eteläosa ja Majakkamäen läheisyydessä olevan pirunpellon ja laitumen välinen alue (myöhemmin Pirunpelto) (kuva 3). Kuivuuden takia osa aiotuista kohteista oli kulottunut tutkimuskelvottomaksi. Lisäksi Majakkamäen ketoalue jaettiin näyteala-aineistoa kerätessä kahdeksi eri kohteeksi (Majakkamäki1, Majakkamäki2) kohteen muodon ja pinnanmuotojen perusteella, jolloin tutkittujen ketokohteiden määrä oli lopulta viisi.



Kuva 3. Havainnekuva näytealalinjojen (5 x 1 m²) sijainnista Isokarin saarella kohteittain. Näytealojen koot kartalla eivät vastaa mittakaavaa. Kartta: Maanmittauslaitos. Ilmakuvat: Google 2019.

Näyteala-aineiston keruu suoritettiin 13.-18.7.2018. Viidellä kohteella tehtiin yhteensä 15 linjaa, joista jokaisesta inventoitiin 5 näytealaa eli näytealoja oli lopulta yhteensä 75. Tutkimuslinjat sijoitettiin kohteille niin, että ne alkoivat kohteen keskeltä valitusta pisteestä ja etenivät satunnaiseen ilmansuuntaan. Poikkeuksena oli Päivärannan pitkänmallinen kohde, jossa linjat sijoitettiin poikittain ketolajeiltaan edustavimpiin kohtiin. Jos 10 metriä pitkä linja ei mahtunut arvottuun ilmansuuntaan tai linja osui selkeästi raivattuun ympäristöön, siirryttiin myötöpäivään seuraavaan pää- tai väli-ilmansuuntaan.

Ympäristöstään kehikolla rajatut näytealat olivat kooltaan 1 m x 1 m ja ne sijoitettiin suoran linjan oikealle puolelle niin, että peräkkäisten alojen välissä oli metri tilaa. Jos näyteala näillä ohjeilla sattui osumaan kohtaan, josta yli 80 % oli paljasta kalliota, tallattua maata tai pahasti kulottunutta kasvillisuutta, ruutu siirrettiin keskilinjaa yli vasemmalle puolelle vastaavaan kohtaan. Jos tämäkin kohta oli soveltumaton, näytealaa siirrettiin eteenpäin metri kerrallaan molemmin puolin, kunnes sopiva paikka löytyi.

Näytealoilta määritettiin kaikki putkilokasvilajit ja arvioitiin kunkin peittävyys prosentteina näytealan pinta-alasta. Rölliin (*Agrostis* sp.), nurmikoiden (*Poa* sp.), silmäruohojen (*Euphrasia* sp.) ja lemmikkien (*Myosotis* sp.) sukuihin kuuluvat lajit päädyttiin käsittelemään tutkimuksessa sukutasolla kuivuuden vaikeuttaman lajinmäärityksen vuoksi. Lisäksi nurmikot (*Poa* sp.) sekä nadat (*Festuca* sp.) pois lukien lampaannata (*Festuca ovina*) päädyttiin samasta syystä käsittelemään yhtenä ryhmänä. Peittävyys arvioitiin prosentin tarkkuudella. Alle 1 %:n peittävyys saivat joko arvon 0,5 % tai +, joka tilastoihin merkittiin arvolla 0,25 %. Putkilokasvilajien peittävyyden lisäksi kultakin ruudulta arvioitiin samaa asteikkoa käyttäen sammalten ja jäkälien peittävyys, kallion ja kivikon yhteispeittävyys sekä tallatun tai paljaan maan ja kulottuneen kasvillisuuden yhteispeittävyys. Maannoksen syvyys mitattiin mittatikulla joka näytealalla ruudun neljästä kulmasta. Näistä laskettiin keskiarvo maannoksen syvyydelle.

2.3 Tilastolliset menetelmät

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, onko Isokarin saaren kotojen putkilokasvilajisto muuttunut ja tutkia, mitkä tekijät vaikuttavat ketolajiston nykyiseen lajimäärään. Lajiston muutosta tarkasteltiin vertaamalla kohteilta kerättyjä lajilistoja S. Hinnerin (1997–2001) vuosituhanen vaihteessa keräämiin lajilistoihin. Lajiston nykyistä lajimäärää sen sijaan pyrittiin selittämään tilastollisesti näytealoilta mitatuilla ympäristömuuttujilla.

Ennen tilastollista analyysiä lajistoaineistosta määritettiin lajien indikaattoriarvot käyttäen apuna Pykälän (2001) listausta putkilokasvien indikaattoriarvoista Etelä-Suomen kuivilla ja tuoreilla niityillä. Listassa kullekin kasvilajille annettu indikaattoriarvo ilmentää tiettyjä kasvupaikan ominaisuuksia: myönteiset indikaattorit ilmentävät arvokasta perinnebiotooppia eli pitkään laidunnettuna ollutta niittyä, joka ei ole merkittävästi umpeenkasvanut, kun taas kielteiset indikaattorit (nk. miinuslajit) kertovat rehevöitymisestä, maan entisestä peltokäytöstä tai pitkälle edenneestä umpeenkasvusta (Pykälä 2001).

Tässä tutkimuksessa *ketolajeiksi* (+) määritettiin kaikki ne lajit, joille Pykälän (2001) listauksessa on annettu vähäinen, kohtalainen tai hyvä myönteinen indikaattoriarvo joko niukkana tai runsaana esiintyessään. *Miinuslajeiksi* (–) sen sijaan määritettiin kaikki ne lajit, joille Pykälän listassa on annettu lievähkö tai voimakas kielteinen indikaattoriarvo joko niukkana tai runsaana esiintyessään. Kasvilajit, jotka Pykälän listan mukaan eivät ilmennä kasvupaikkansa ominaisuuksia, saivat indikaattoriarvon 0. Poikkeuksena Pykälän listaan, kataja (*Juniperus communis*) luokiteltiin tässä tutkimuksessa miinuslajiksi, sillä Isokarin saarella kataja valtaa monin paikoin alaa saaristolle tyypilliseen tapaan matalana, maanmyötäisenä kasvustona. Lisäksi Pykälän listassa metsäkasveiksi määritellyt lajit jätettiin pois ketolajiston joukosta, sillä vaikka ne hyötyvätkin niiton ja laidunnuksen aiheuttamasta kuivuudesta, ne eivät ole kedoille tyypillisiä lajeja, vaan niille ominaisempi kasvuympäristö on metsä.

Ketojen putkilokasvilajiston vertailua varten Hinnerin lajilistat vuosilta 1997–2001 koottiin yhdeksi yhtenäiseksi listaksi. Tästä listasta määritettiin edellä kuvattuun tapaan keto- ja miinuslajit. Koska tarkempaa tietoa Hinnerin lajistoaineiston keruumenetelmistä tai -laajuudesta ei ollut saatavilla, varsinaisen tilastollisen analyysin sijaan aineiston vertailussa keskityttiin kuvailemaan eroja lajimäärissä sekä yksittäisten lajien esiintyvyydessä. Aineiston käsittely ja analyysi suoritettiin Microsoft Office Excel-taulukkolaskentaohjelmalla.

Isokarin ketojen nykyiseen lajimäärään vaikuttavien tekijöiden merkitystä tarkasteltiin yleistetyllä lineaarisella mallilla, jossa vastemuuttujana toimivaa ketolajien lukumäärää selitettiin neljällä kiinteällä selittävällä tekijällä: maannoksen syvyys, sammalen ja jäkälän peittävyys sekä miinuslajien suhteellinen osuus näytealan putkilokasvi-peittävydestä. Kallion ja kivikon yhteispeittävyys jätettiin pois analyysistä, sillä alustavassa aineiston tarkastelussa tämän muuttujan todettiin korreloivan liian vahvasti muiden muuttujien kanssa. Myös tallatun tai paljaan maan ja kulottuneen kasvillisuuden

yhteispeittävyys jätettiin pois selittävien tekijöiden joukosta tulosten tarkastelun helpottamiseksi.

Käytettävä yleistetty lineaarinen malli muotoiltiin ns. sekamalliksi SAS Enterprise Guide 7.1 -ohjelmiston GLIMMIX-proseduurilla (*Generalized linear mixed models*). Koska vastemuuttujana olevan ketolajien lukumäärän ei voitu olettaa olevan normaali-jakautunut, mallissa käytettiin jakaumaoletuksena Poisson-jakaumaa ja sen vaatimaa log-linkkifunktiota. Satunnaistekijänä mallissa huomioitiin tutkimuskohteen sekä -linjan vaikutukset. Niiden merkitsevyys testattiin Likelihood ratio -testillä käyttäen suurimman uskottavuuden menetelmää (*maximum likelihood*).

3 TULOKSET

3.1 Lajiston muutos

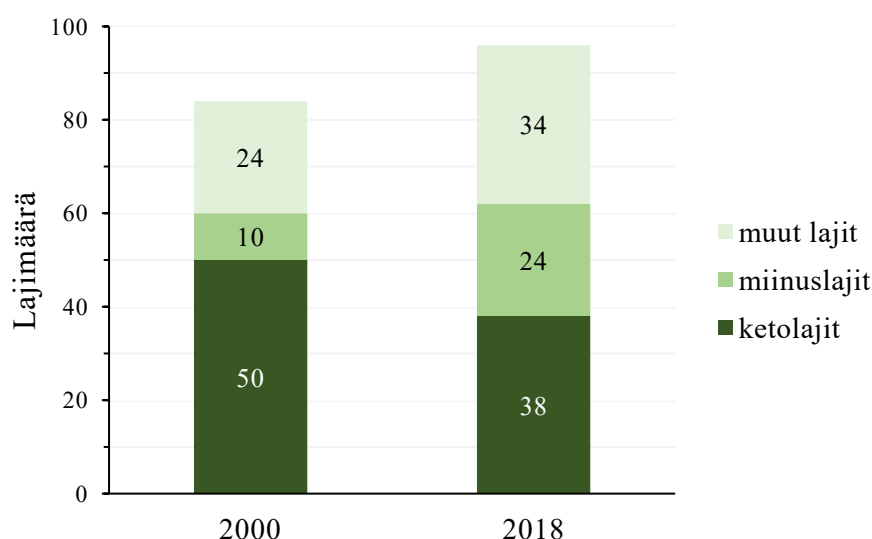
Kolmelta kohteelta kerätyt putkilokasvien lajilistat on esitetty liitteessä 1. Samassa listassa on sekä vuoden 2018 lajihavainnot että S. Hinnerin aiemmat lajihavainnot vuosituhatteen vaihteesta (1997–2001) indikaattoriarvoineen. Lajilistoja vertailemalla huomattiin, että yhteensä 17 Hinnerin listaamaa ketolajia jäi puuttumaan vuoden 2018 lajilistasta: lituruoho (*Arabidopsis thaliana*), mäkiarho (*Arenaria serpyllifolia*), pohjannoitanlukko (*Botrychium boreale*), saunionoidanlukko (*Botrychium matricariifolium*), mäkikattara (*Bromus hordeaceus*), mäkilitukka (*Cardamine hirsuta*), virnasara (*Carex pilulifera*), mäkihärkki (*Cerastium semidecandrum*), haurasloikko (*Cystopteris fragilis*), hina (*Danthonia decumbens*), harmaakynsimö (*Draba incana*), kevätäkynsimö (*Draba verna*), mäkihorsma (*Epilobium collinum*), ahopukinjuuri (*Pimpinella saxifraga*), valkolehdokki (*Platanthera bifolia*), pikkulaukku (*Rhinanthus minor*) ja kevättädyke (*Veronica verna*).

Miinuslajien suhteen tilanne on päinvastainen, sillä yhteensä 16 uutta miinuslajia on ilmestynyt listaan vuosituhatteen vaihteen jälkeen: nurmipuntarpää (*Alopecurus pratensis*), koiranputki (*Anthriscus sylvestris*), ketohanhikki (*Argentina anserina*), maitohorsma (*Chamaenerion angustifolium*), niittykoiranheinä (*Dactylis glomerata*), niittymesiangervo (*Filipendula ulmaria*), kyläkellukka (*Geum urbanum*), kataja (*Juniperus communis*), ruokohelpi (*Phalaroides arundinacea*), rantapiharatamo (*Plantago major* ssp. *intermedia*), vadelma (*Rubus idaeus*), poimuhierakka (*Rumex*

crispus), voikukka (*Taraxacum* sp.), valkoapila (*Trifolium repens*), nokkonen (*Urtica dioica*) ja rohtovirmajuuri (*Valeriana officinalis*).

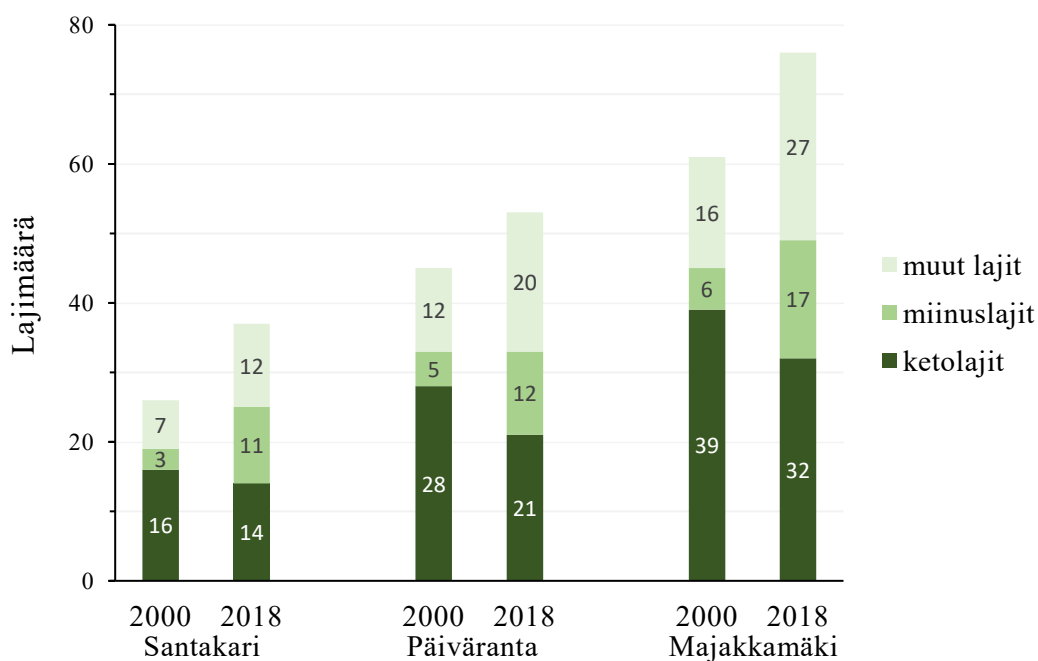
Vuonna 2018 uusia ketolajeja näyttäytyi 5 kappaletta: päivänkakkara (*Leucanthemum vulgare*), ahopellava (*Linum catharticum*), rätvänä (*Potentilla erecta*), kevätesikko (*Primula veris*) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*). Hinnerin listalla olleista miinuslajeista kahta ei löydetty vuonna 2018: pensaikkotatar (*Fallopia dumetorum*) ja rentohaarikko (*Sagina procumbens*).

Kaikkien kolmen kartoitetun kohteen yhteenlasketut lajimäärät vuosilta 2000 ja 2018 on esitetty kuvassa 4. Vuosituhannen vaihteessa kohteiden yhteenlaskettu lajimäärä oli 84. Näistä 50 oli ketolajeja ja 10 miinuslajeja eli ketolajien osuus lajistosta oli 59,5 % ja miinuslajien osuus 11,9 %. Vuonna 2018 kohteiden yhteenlaskettu lajimäärä oli 96, joista 38 oli ketolajeja ja 24 miinuslajeja. Näin ollen ketolajien osuus koko lajistosta vuonna 2018 oli 39,6 % ja miinuslajien vastaava luku 25,0 %.



Kuva 4. Kaikkien kohteiden yhteenlasketut lajimäärät vuosina 2000 ja 2018.

Myös kohteittain tarkasteltuna havaittujen lajien määrä oli kasvanut vuosituhannen vaihteesta vuoteen 2018 (kuva 5): Santakarın ketokohteessa havaittiin vuonna 2000 yhteensä 26 lajia, kun vuonna 2018 lajeja havaittiin yhteensä 37. Päivärannalla havaittiin vuonna 2000 yhteensä 45 lajia ja 2018 yhteensä 53 lajia. Majakkamäellä havaittujen lajien kokonaismäärä oli samalla aikavälillä noussut 61 lajista 76 lajiin. Kuvasta 5 nähdään kokonaislajimäärän nousun lisäksi myös ketolajien laskevan sekä miinuslajien nousevan trendin vastaavan kaikkien kohteiden yhteistarkastelua.



Kuva 5. Kohdekohtaiset lajimäärät vuosina 2000 ja 2018.

Ketolajien osuus koko lajistosta on pienentynyt kaikilla kohteilla yli 20 prosenttiyksiköllä ja miinuslajien osuus sitä vastoin noussut yli 10 prosenttiyksiköllä (taulukko 1).

Taulukko 1. Keto- ja miinuslajien lajimäärät ja niiden suhteellinen muutos prosenttiyksikköinä kohteittain vuosina 2000–2018.

		Santakari	Päiväranta	Majakkamäki	Yhteensä
Ketolajit	2000				
	2018	-23,7 %	-22,6 %	-21,8 %	-19,9 %
Miinuslajit	2000				
	2018	+18,2 %	+11,5 %	+12,6 %	+13,1 %

3.2 Nykyiseen lajimäärään vaikuttavat tekijät

Ketojen nykyiseen lajimäärään vaikuttavien tekijöiden tutkimista varten kerättiin näyteala-aineistoa yhteensä viideltä kohteelta, kun Majakkamäen ketokohde jaettiin kahtia: Santakari, Päiväranta, Pirunpelto, Majakkamäki 1 ja Majakkamäki 2. Näytealoja oli yhteensä 75. Näytealoilta kerätylle aineistolle tehdyn tilastollisen analyysin perusteella kaikkien tutkittujen selittävien muuttujien selitysaste jäi alhaiseksi, eikä yksikään muuttujista näyttänyt tilastollisesti merkitsevällä tavalla selittävän ketolajien lajimäärää kohteilla (taulukko 2).

Taulukko 2. Sekamallin analyysin F-testisuureen arvot ja p-arvot sekä parametriestimaatit (b) näytealoilta mitatuille selittävälle muuttujille, n=75, df=1, 70.

	b	F _{1,70}	p
maannoksen syvyys	0,008	0,39	0,54
sammalen peittävyys	-0,004	0,29	0,59
jäkälän peittävyys	-0,002	0,02	0,88
miinuslajien suhteellinen peittävyys	-0,326	0,30	0,59

Regressiosuoran kulmakerroin oli negatiivinen kaikkien muiden selittävien muuttujien paitsi maannoksen kohdalla. Sammalen peittävyden, jäkälän peittävyden ja miinuslajien suhteellisen osuuden sekä ketolajien lajimäärän välillä oli siis heikko negatiivinen yhteys eli näiden muuttujien arvojen kasvaessa ketolajien lajimäärä näytti hieman laskevan. Sen sijaan maannoksen syvyyden kasvaessa myös ketolajien lajimäärä näytti hieman kasvavan. Satunnaistekijäksi malliin valittu kohde oli tilastollisesti merkitsevä ($\chi^2(1, n=75) = 35,30, p < 0,0001$). Myös tutkimuslinja oli satunnaistekijänä tilastollisesti merkitsevä ($\chi^2(1, n=75) = 22,10, p < 0,0001$).

Yksi kohteista, Pirunpelto, ei ollut ennestään Metsähallituksen tai Hinnerin kartoittama, vaan otettiin mukaan kesäkuisen ennakkokartoituksen perusteella. Verrattaessa muihin kohteisiin Pirunpellon todettiin edustavan enemmän vaihettuma-aluetta kuin varsinaista ketoa. Kun Pirunpelto poistettiin tutkittujen kohteiden joukosta, kohde ei ollut satunnaistekijänä enää tilastollisesti merkitsevä ($\chi^2(1, n=60) = 0,72, p = 0,198$), kuten ei myöskään linja ($\chi^2(1, n=60) = 0,25, p = 0,310$). Kun analyysistä jätettiin pois Pirunpellon havainnot, yksikään muuttujista ei edelleenkaan näyttänyt selittävän ketolajien lajimäärää kohteilla (taulukko 3). Myös muuttujien välisten riippuvuuksien suunnat säilyivät analyysissä kaikilla muuttujilla samana.

Taulukko 3. Sekamallin analyysin F-testisuureen arvot ja p-arvot sekä parametriestimaatit (b) näytealoilta (Pirunpelto ei mukana) mitatuille selittävälle muuttujille, n=60, df=1, 55.

	b	F _{1,55}	p
maannoksen syvyys	0,006	0,24	0,63
sammalen peittävyys	-0,003	0,18	0,68
jäkälän peittävyys	-0,008	0,23	0,63
miinuslajien suhteellinen peittävyys	-0,283	0,21	0,65

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Lajiston muutos

Vuosituhanen vaihteen ja vuoden 2018 lajilistojen vertailussa huomattiin selkeä muutos keto- ja miinuslajiston suhteellisissa osuuksissa kaikilla tutkituilla kohteilla: kokonaislajimäärä ja miinuslajien lajimäärä näyttävät kasvaneen ja ketolajien lajimäärä vähentyneen niin kaikilla kohteilla yhteensä kuin kullakin kohteella erikseen. Tulokset mukailevat von Numersin ja Korvenpään (2007) havaitsemia muutoksia Saaristomeren lajistossa: lounaissaariston saarilla avoimien kasvupaikkojen lajit näyttävät taantuneen, mutta kokonaislajimäärä nousseen. Useiden muiden aiempien tutkimusten tuloksiin nähden kokonaislajimäärän nousu niityillä on kuitenkin ristiriitainen tulos (mm. Hansson & Fogelfors 2000, Dupré & Diekmann 2001, Pykälä ym. 2005). Tiedetään, että laidunnuksen päätyttyä niittyjen lajirunsaus säilyy ns. kukoistusvaiheen ajan (mm. Ekstam & Forshed 1992, Hansson & Fogelfors 2000), mutta tämäkin vaihe kestää vain noin 5–10 vuotta, minkä jälkeen lajirunsaus alkaa laskea.

Vuoden 2018 aineistossa arvokasta perinnebiotooppia ilmentävistä ketolajeista jäivät puuttumaan muun muassa silmälläpidettäväksi luokiteltu pohjannoidanlukko (*Botrychium boreale*) sekä erittäin uhanalainen saunionoidanlukko (*Botrychium matricariifolium*). Varmuutta lajien häviämisestä ei ole, sillä kesän kuivuus on saattanut kuihduttaa jokseenkin lyhytaikaiset ja paljolti säästä riippuvat noidanlukkoesiintymät (Ryttäri 2004) ennen heinäkuista kartoitusta. Erittäin uhanalaisen saunionoidanlukon populaatiot ovat tyypillisesti hyvin pieniä ja kasvupaikat säilyvät lajille suotuisana vain lyhyen aikaa, mikä edellyttää uusien kasvupaikkojen syntymistä kaiken aikaa (Laine 1997, Marjakangas & Raatikainen 2014). Ryttäri (2004) mukaan noidanlukkojen esiintymiseen voivat ehkä vaikuttaa jo edellisen kasvukauden lämpö- ja kosteusolot, ja joinain vuosina lehtiä ei nouse maan päälle lainkaan. On siis mahdollista, että Isokarissa vuosi ei ole ollut suotuisa oikukkaille noidanlukoille.

Monet vuonna 2018 havaitsematta jääneistä ketolajeista, kuten lituruoho (*Arabidopsis thaliana*), mäkilitukka (*Cardamine hirsuta*) ja kevätkynsimö (*Draba verna*), ovat hentoja ruohoja ja aikaisia kukkijoita, jotka kuivan ja kuumen alkukesän vuoksi olivat todennäköisesti heinäkuuhun mennessä jo kuihtuneet, eivätkä siis välttämättä hävinneet lajistosta. Kesän sääoloille erityisen herkkiä ovatkin erityisesti kallioketojen yksi- ja kaksivuotiset lajit (Lehtomaa ym. 2018b). Tyypillistä muun muassa 2-vuotiselle harmaakynsimölle (*Draba incana*) ja 1-vuotiselle, ylitalviselle mäkilitukalle on myös

niiden viettämät välivuodet maaperän siemenpankissa, jolloin ne eivät nouse lainkaan maan pinnalle (Hinneri 1994).

Huomionarvoista on, että vaikka moni ketolajeista näyttää hävinneen saaren keto-kohteilta, niin vuoden 2019 uhanalaisuusluokituksessa silmälläpidettäviksi luokitellut ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) (kuva 6), ketoneilikka (*Dianthus deltoides*), ahokissan-käpälä (*Antennaria dioica*) ja jo vaarantuneeksi luokiteltu keltamatara (*Galium verum*) kuitenkin havaittiin saarella. Myös von Numers ja Korvenpää (2007) huomasivat tutkimuksissaan, että pahoin umpeenkasvaneillakin saarilla avoimien elinympäristöjen kasveja esiintyy varsinkin rannoilla pienissä määrin, vaikkakin todennäköisesti taantuvina esiintyminä. Isokarissa esimerkiksi kissankäpälää tavattiin vain Päivärannan somerikkorannalla, kun vielä vuosituhannen vaihteessa se kasvoi myös Santakarilla. Kissankäpälä onkin von Numersin ja Korvenpään (2007) mukaan esimerkiksi karvaskallioisen (*Erigeron acris*) ja ketotädykkeen (*Veronica arvensis*) ohella tyypillinen taantuva, nitrofobinen laji. Näistä lajeista karvaskallioinen kasvoi Isokarissa vuonna 2018 kaikilla kartoitetuilla kohteilla vuosituhannen vaihteen tapaan, eikä siten näyttänyt suoria taantumisen merkkejä.



Kuva 6. Majakkamäen keto oli kohteista ainoa, jolla esiintyi ketonoidanlukkoa (*Botrychium lunaria*). © Siiri Jaakkola

Uusista miinuslajeista muun muassa kaikilla kohteilla tavatut koiranputki (*Anthriscus sylvestris*), vadelma (*Rubus idaeus*) ja nokkonen (*Urtica dioica*) ilmentävät Pykälän (2001) mukaan jo niukkana esiintyessään kasvupaikan rehevöitymistä ja umpeenkasvua. Koska eläimet helposti välttelevät näitä lajeja, pelkkä laidunnus ei välttämättä riitä pitämään niiden leviämistä kurissa, vaan niittäminen on tässä tapauksessa eduksi (Pykälä 2001). Kaikki edellä mainitut lajit ovat myös niin kutsuttuja ravinneopportunisteja, jotka hyötyvät huomattavasti raivauksen aiheuttamasta ravinteiden vapautumisesta ja varjostuksen päättymisestä (Lindgren 2000). Vaikka kyseisten lajien leviäminen ketomaisimmille kohteille lieneekin tapahtunut vähitellen, esimerkiksi nokkosen ja vadelman mainitaan kasvaneen Isokarin ravinteikkailta hauruvalleilla jo Luotolan (1931) julkaisussa Tutkimuksia Kustavin kasvillisuudesta ja kasvistosta.

Kolmesta tutkitusta kohteesta Majakkamäen keto (kuva 7) oli selkeästi runsaslajisin. Sen lajistoon kuuluvista lajeista esimerkiksi sikoangervo (*Filipendula vulgaris*), mäkimeirami (*Origanum vulgare*) ja ahopellava (*Linum catharticum*) edustavat kalkinsuosijalajeja (Lehtomaa ym. 2018b). Kalkkivaikutteiset kalliokedot ovat tavallisesti muita kallioketoja lajirunsaampia (Lehtomaa ym. 2018b), mutta Majakkamäen ketokohteen runsaslajisuuteen voi vaikuttaa myös sen suuri pinta-ala. Runsaalajiset kalkkivaikutteiset kalliokedot on muiden kallioketojen tapaan arvioitu vuonna 2018 julkaistussa Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarviossa äärimmäisen uhanalaiseksi luontotyyppiä. Niiden laadun heikkeneminen, kuten heinittyminen, on edelleen voimakasta perinteisen käytön päättymisen vuoksi (Lehtomaa ym. 2018b). Lehtomaan (2000) ja Vainion ym. (2001) mukaan kuivimpien kетоjen alkavasta umpeenkasvusta kertoo esimerkiksi hietakastikan ja juolavehnän runsaus. Näitä kumpaakin lajia tavattiin Isokarin kedoilla vuonna 2018 ja paikoittain jo vuosituhannen vaihteessa.



Kuva 7. Paikoin heinäinen ja osittain tallautunut Majakkamäen tutkimuskohde rajautuu metsään ja kallioon. © Siiri Jaakkola

Sekä Päivärannan että Santakarin ketokohteet sijaitsevat rannan tuntumassa ja siten altistunevat vuosittain luontaisille eroosiovaikutuksille (kuva 8). Erityisesti näillä kohteilla rehevöitymiseen viittaavien lajien löytyminen lieneekin ainakin jossain määrin luontaista, kun eloperäistä ainesta on ajan myötä sekoittunut kivennäismaahan (Lehtomaa ym. 2018b). On todennäköistä, ettei myöskään ketolajien esiintyminen Päivärannalla ja Santakarilla ole pelkästään riippuvainen kohteiden aiemmasta laidunkäytöstä, vaikka se

lieneekin ollut ketolajistolle suotuisia olosuhteita ylläpitävä tekijä. Päivärannan ja Santakarin kaltaiset luontaisen primäärisuknessiokohteen ja kulttuurivaikutuksen myötä syntyneen perinnebiotoopin välimuodot ovat itse asiassa melko tyypillisiä Selkämeren ulkosaaristossa (Uusiniitty-Kivimäki 2016). Uusimmassa Suomen luontotyyppien uhanalaisuusraportissa ne on perinnebiotooppien sijaan luokiteltu erilaisiksi Itämeren luontaisiksi niittyranneiksi, kuten epilitoraalikedoiksi (Kontula & Raunio 2018).



Kuva 8. Päivärannan (vas.) ja Santakarin (oik.) tutkimuskohteet. © Siiri Jaakkola

Lajiston muutosta tutkittaessa tulosten luotettavuuteen eivät voi olla vaikuttamatta puutteelliset tiedot Hinnerin aiemman aineiston keruumenetelmistä ja -laajuudesta. Esimerkiksi kataja (*Juniperus communis*) on mitä todennäköisimmin kasvanut kohteilla jo vuosituhannen vaihteessa, vaikka tässä tutkimuksessa se näyttäytyykin uutena miinuslajina. On mahdollista, että Hinnerin lajilistaan onkin kirjattu vain ketojen edustavinta lajistoa. Epäilemättä joidenkin lajiryhmien kohdalla myös kartoittajan kokemattomuus ja puutteellinen lajintuntemus yhdessä lajiston kuivuuden kanssa vaikuttavat tulosten tarkkuuteen. Esimerkiksi heinien tapauksessa kohteiden heinittymisen asteesta olisi voitu saada tarkempi käsitys, jos lajiryhmiä ei olisi jouduttu yhdistämään sääolojen vaikeuttaman lajintunnistuksen vuoksi.

4.2 Nykyiseen lajimäärään vaikuttavat tekijät

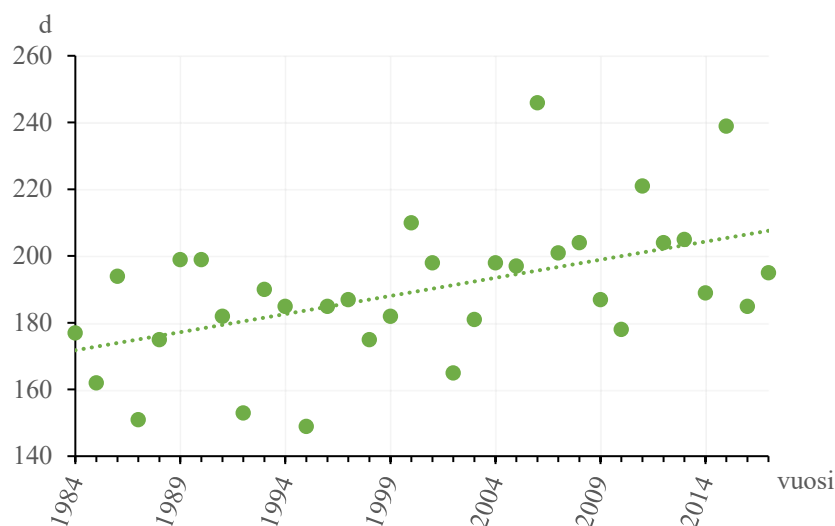
Kaikki analyysiin valitut selittävät tekijät kuvaavat hoidon ja häiriön puutteen vaikutuksia lajistoon: kun häiriö päättyy, miinuslajien voidaan olettaa runsastuvan, maannoksen paksuuntuvan ja tallauksen päättymisen myötä myös sammalen ja jäkälän peittävyuden kasvavan. Vaikka tässä tutkimuksessa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää yhteyttä selittävien tekijöiden ja vastemuuttujan välillä, mahdollisia viitteitä ketolajeille

epäedullisista olosuhteista antaa miinuslajien suhteellisen peittävyuden ja ketolajien lajimäärän välistä yhteyttä kuvaavan regressiosuoran negatiivinen kulmakerroin. Myös sammalen ja jäkälän peittävyuden sekä ketolajien lajimäärän välinen negatiivinen riippuvuus olisi selitettävissä häiriön päättymisellä. Häiriön päättymisen myös paksuntaa maannosta, joten mitä syvempi maannos alueella on, sitä huonommin ketolajien voisi siellä olettaa viihtyvän. Isokarissa yhteys ei näytä kuitenkaan olevan näin suoraviivainen ja todennäköistä on, että ohut maannos tässä tutkimuksessa kertookin enemmän kohteen kivisyydestä ja kallioisuudesta kuin varsinaisesti ketolajeille otollisista olosuhteista.

Kokonaiskartoituksen tulosten perusteella näyttäisi siltä, että Isokarin ketokohteiden kokonaislajimäärä on noussut vuosituhanen vaihteesta. Koska mikään häiriön astetta kuvaavista muuttujista ei näyttänyt selittävän nykyistä lajimäärää ja umpeenkasvun astetta, selitys löytyy todennäköisemmin esimerkiksi maaperätekijöistä tai eri tekijöiden yhteisvaikutuksesta. Pois ei kannata sulkea myöskään ilmaston vaikutusta Isokarin saaren lajirunsauteen ja lajistoon, sillä pitenevän kasvukauden ja kasvavan lämpösumman voidaan olettaa vaikuttavan umpeenkasvua kiihdyttävästi (mm. Lehtomaa ym. 2018a).

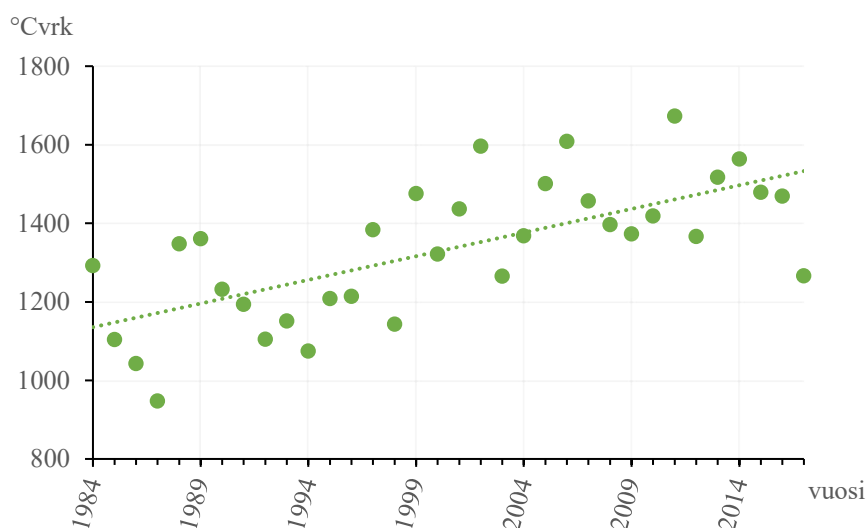
Varsinaisten tutkimuskysymysten tueksi tässä tutkielmassa haluttiin vielä selvittää, onko Isokarin kasvukauden pituudessa ja lämpösummassa tapahtunut muutoksia viime vuosikymmeninä. Mahdollisten muutosten selvittämiseksi käytettiin Ilmatieteen laitoksen sääaineistoa saarelta vuodesta 1984 vuoteen 2017 (Ilmatieteen laitos 2019). Tarkastelujakson pituus oli täten 33 vuotta. Tilastolliset analyysit tehtiin SAS Enterprise Guide 7.1 -ohjelmistolla.

Termisen kasvukauden pituuden muutoksen selvittämiseksi laskettiin ensin kasvukauden pituus kultakin vuodelta: Termisen kasvukauden katsottiin alkaneen, kun vuorokauden keskilämpötila pysyi 10 vuorokauden ajan yhtäjaksoisesti +5 °C yläpuolella. Kasvukauden katsottiin päättyneen, kun vuorokauden keskilämpötila laski pysyvästi +5 °C alapuolelle. Kasvukauden pituuden muutosta tarkasteltiin lineaarisella mallilla, jossa vastemuuttujana oli kasvukauden pituus vuorokausina ja selittävänä tekijänä vuosi. Analyysin perusteella terminen kasvukausi on Isokarissa pidentynyt tarkastelujakson aikana tilastollisesti merkitsevästi ($F_{1,32}=11,01$, $p=0,0023$) (kuva 9).



Kuva 9. Termisen kasvukauden pituus Isokarin saarella 1984–2017.

Kasvukauden tehoisan lämpösumman muutoksen tutkimiseksi laskettiin yhteen kasvukauden aikana kaikkien vuorokausien keskilämpötilan +5 °C ylittävä osa. Tarkastelujakson aikana tapahtunutta muutosta tarkasteltiin lineaarisella mallilla, jossa vastemuuttujana oli lämpösumma ja selittävänä tekijänä vuosi. Kolmenkymmenen kolmen vuoden tarkastelujakson aikana kasvukauden tehoisa lämpösumma on Isokarissa noussut tilastollisesti merkitsevällä tavalla ($F_{1,32}=27,62$, $p<0,0001$) (kuva 10).



Kuva 10. Kasvukauden tehoisa lämpösumma Isokarin saarella 1984–2017.

Sekä kasvukauden piteneminen että kasvukauden tehoisan lämpösumman kasvu Isokarilla ovat todennäköisesti osaltaan vaikuttaneet umpeenkasvun etenemiseen ja putkilokasvilajiston muutoksiin saaren kedoilla.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimukseni perusteella näyttää siltä, että Isokarin saarella ketokohteiden kokonaislajimäärä sekä miinuslajien lajimäärä on noussut ja ketolajien lajimäärä laskenut. Ketolajien nykyistä lajimäärää ei näyttänyt tilastollisesti merkitsevällä tavalla selittävän yksikään tutkimukseen valikoituneista häiriön astetta kuvaavista muuttujista. Todennäköistä onkin, että mikään tekijä yksinään ei selitä saaren ketokohteiden lajirunsautta. Isokarin saarella on monia umpeenkasvaneita niittyjä, joita on nyttemmin alettu kunnostaa. Kaiken kaikkiaan voitaneen olettaa, että Isokarin kedoista ja muista niityistä ne, joissa niitto- ja laidunkäytöllä on ollut merkittävin rooli, ovat jo aikaa sitten kasvaneet umpeen. Jäljelle ovat jääneet nyt tutkitut ketomaiset kallio- ja somerikkokohteet, joiden umpeenkasvu on hitaampaa kuivan ja paahtaisen kasvupaikan alhaisen tuottavuuden vuoksi ja joiden avoimena pysymisessä luontaisilla tekijöillä on suurempi merkitys. Nämäkin ketokohteet ovat kuitenkin hoidon ja seurannan tarpeessa heinittämisen ja metsittämisen ehkäisemiseksi sekä harvinaisten lajien säilyttämiseksi. Erityisen tarkkaan on jatkossa havainnoitava saaren noidanlukkoesiintymiä ja edistettävä näille lajeille sopivien elinympäristöjen muodostumista ja säilymistä niillä alueilla, joilla esiintymät ovat ennen olleet.

Isokarin perinnebiotooppien hoitoa suunniteltaessa ja toteutettaessa on jatkossa syytä kiinnittää huomiota hoidon soveltuvuuteen ja jatkuvuuteen. Luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi on varmistettava, että hoitotoimenpiteet todella poistavat ravinteita kohteilta, eikä päinvastoin. Lisäksi käytettävät menetelmät on pyrittävä valitsemaan saaren oman käyttöhistorian mukaan ja sen puitteissa määrittämään esimerkiksi sopiva laiduneläinlaji, laidunpaine sekä laidunkauden ajoitus. Luonnonarvojen säilymistä kannalta liiallinen laidunpaine on mahdollinen erityisesti lampaiden laiduntamalla alueella. Monia lampaiden karttamia lajeja, kuten nokkosta ja piikkiohdaketta olisi varsinkin raivauksen jälkeen hyvä poistaa juurineen Isokarin kunnostettavilta niityiltä. Perinnebiotooppien asianmukainen hoito on työlästä ja aikaa vievää, ja on muistettava, että suojelun kulmakivenä Isokarin saarella ei ole pelkkä harvinaisen eliölajiston vaaliminen, vaan ainutlaatuisen perinnemaisemakokonaisuuden säilyttäminen. Tämä edellyttää niin luonnonsuojelullisten kuin kulttuurihistoriallistenkin arvojen tunnistamista ja vaalimista muun muassa jatkamalla hyväksi havaittuja käytänteitä yhteistyössä eri toimijoiden kesken.

KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajiani FM Jussi Lampista ja dosentti Sanna Huttusta kannustavasta ja asiantuntevasta ohjauksesta tutkimukseni aikana. Professori Sakari Hinneriä haluan kiittää lajiaineistonsa luovuttamisesta käyttöni. Kiitos myös Maija Mussaarille asiantuntija-avusta ja Metsähallituksen aineistojen jakamisesta. Avustamisesta lajintunnistuksen varmistamisessa kiitän FM Veli-Pekka Rautiaista Turun yliopiston Kasvimuseolta ja tilastotieteellisestä avusta olen kiitollinen dosentti, yliopistonlehtori Tero Klemolalle. Suomen Biologian Seura Vanamo haluan kiittää tutkimukseni taloudellisesta tukemisesta. Erityiskiitoksen oivallisten kenttätöolosuhteiden tarjoamisesta, turvallisesta kyydistä saarelle ja mukavasta seurasta ansaitsee Isokarin saaren ja m/s Kertun henkilökunta. Kiitos myös läheisilleni, jotka kannustivat ja olivat tukena tutkimuksen tekemisessä sen alkumetreiltä aina maaliin asti.

LÄHTEET

Bakker JP, Hoffmann F, Ozinga WA, Rosén E (2014) Shading results in depletion of the soil seed bank. *Nordic Journal of Botany* 32: 674–679.

Berghäll J, Pesu M (2008) Ilmastonmuutos ja kulttuuriympäristö. Tunnistetut vaikutukset ja haasteet Suomessa. *Suomen ympäristö 44/2008*. Ympäristöministeriö, Helsinki.

Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86(5): 717–738.

Clements FE (1916) *Plant succession; an analysis of the development of vegetation*. Carnegie institution of Washington, Washington. 512 s.

Dupré C, Diekmann M (2001) Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography* 24: 275–286.

Ekstam U, Forshed N (1992) *Om hävdens upphör. Kärleväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker*. Naturvårdsverket. 135 s.

Eskelinen A, Harrison SP (2015) Resource colimitation governs plant community responses to altered precipitation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(42): 13009-13014.

Gherardi LA, Sala OE (2015) Enhanced precipitation variability decreases grass- and increases shrub-productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(41): 12735–12740.

Grime JP (2001) *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. Second edition*. John Wiley & Sons, Chichester. 417 s.

Hannus J-J, von Numers M (2010) Temporal changes in the island flora at different scales in the archipelago of SW Finland. *Applied Vegetation Science* 13: 531–545.

Hansson M, Fogelfors H (2000) Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.

Hinneri S (1994) Seksmiilari – moninaista kasvilajistoa meren syleilyssä. Teoksessa: Suikkanen I (toim.) Vakka-Suomi – merestä maaksi. Vakka-Suomen luonnonystävät. 34–46.

Hinneri, S. (2000) Isonkarin luontokohteet. Elävä saaristo, Kustavi.

Hinneri S (2017) Isonkarin kasvillisuus. Sähköpostiviesti 1.7.2017. Vastaanottaja: S. Jaakkola.

Holmroos A, Liuke J (2001) Saaria, satamia ja saaristolaisia. Turunmaan meripelastusyhdistys.

Holmroos A (2004) Isonkarin ihmeet. *Ulkosaariyhdistyksen julkaisusarja N:o 14*. Ulkosaariyhdistys ry.

Ilmatieteen laitos (2019) Isokarin havaintoaseman vuorokausihavainnot 1984–2017. Ilmatieteen laitoksen avoin data, CC-BY 4.0. Saatavilla: <https://ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus#!/> Aineisto noudettu: 6.2.2019.

Isokarin www-sivut (2018) Kasvillisuudesta. Saatavilla: <http://www.isokari.fi/floora/> Viitattu 11.12.2018.

Jalkanen T, Mussaari M (2016) Selkämeren kansallispuiston luonnonhoidon yleissuunnitelma. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja C 134*. Metsähallitus.

Koistinen T (2013) Isonkarin maisemaselvitys. Metsähallituksen arkisto, Vantaa.

Kontula T, Raunio A (toim.) (2018) *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2 – luontotyyppien kuvaukset*. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö, Helsinki. *Suomen ympäristö 5/2018*.

Kurtto A (1993) Niityt ja kedot. Teoksessa: Pälkä O (toim.) *Keto-opas*. Suomen luonnonsuojeluliitto, Helsinki. 5–13.

Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, Öckinger E, Pärtel M, Pino J, Rodà F, Stefanescu C, Teder T, Zobel M, Steffan-Dewenter I (2009) Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in ecology and evolution* 24(10): 564–571.

Laine U (1994) Isokari, Vekara, Putsaari ja Lepäinen – neljä kasviparatiisia meren helmassa. Teoksessa: Suikkanen I (toim.) *Vakka-Suomi merestä maaksi*. Vakka-Suomen Luonnonystävät. 47–61.

Laine U (1997) Saunionoidanlukko – rutlåsbräken. Teoksessa: Rytteri T, Kettunen T (toim.) *Uhanalaiset kasvimme*. Suomen ympäristökeskus, Kirjayhtymä. 83–84.

Lampinen J, Ruokolainen K, Huhta A-P (2015) Urban power line corridors as novel habitats for grassland and alien plant species in south-western Finland. *PLoS ONE* 10(11): e0142236. Saatavilla: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142236> Viitattu: 4.3.2019

Lehtomaa L (2000) Varsinais-Suomen perinnemaisemat. *Alueelliset ympäristöjulkaisut 160*. Lounais-Suomen ympäristökeskus.

Lehtomaa L, Ahonen I, Hakamäki H, Häggblom M, Jutila H, Järvinen C, Kemppainen R, Kondelin H, Laitinen T, Lipponen M, Mussaari M, Pessa J, Raatikainen KJ, Raatikainen K, Tuominen S, Vainio M, Vieno M, Vuomajoki M (2018a) Perinnebiotoopit. Julkaisussa: Kontula T, Raunio A (toim.) *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1 – tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö, Helsinki. *Suomen ympäristö 5/2018*. 225–254.

Lehtomaa L, Ahonen I, Hakamäki H, Häggblom M, Jantunen J, Jutila H, Järvinen C, Kemppainen R, Kondelin H, Laitinen T, Lipponen M, Mussaari M, Pessa J, Raatikainen KJ, Raatikainen K, Tuominen S, Vainio M, Vieno M, Vuomajoki M (2018b) Perinnebiotoopit. Julkaisussa: Kontula T, Raunio A (toim.) *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2 – luontotyyppien kuvaukset*.

- Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö, Helsinki. *Suomen ympäristö 5/2018*. 659–757.
- Lindgren L (2000) *Saariston laitumet*. Metsähallitus. Edita. 192 s.
- Luoto M, Rekolainen S, Aakkula J, Pykälä J (2003) Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio* 32: 447–452.
- Luotola VL (1931) Tutkimuksia Kustavin kasvillisuudesta ja kasvistosta. *Annales Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae Vanamo* 15(5): 152–248.
- Marjakangas E-L, Raatikainen KJ (2014) Noidanlukot suurennuslasin alla. *Lutukka* 30(1):16–24.
- Museovirasto (2009) Valtakunnallisesti merkittävät rakennetut kulttuuriympäristöt RKY. Kustavi. Isokarin majakka- ja luotsiyhdyskunta. Saatavilla: http://www.rky.fi/read/asp/r_kohde_det.aspx?KOHDE_ID=616 Viitattu: 19.2.2019
- Mussaari M (2018) Isokari-gradu. Sähköpostiviesti 16.2.2018. Vastaanottaja: S. Jaakkola.
- von Numers M, Korvenpää T (2007) 20th century vegetation changes in an island archipelago, SW Finland. *Ecography* 30: 789–800.
- Pykälä J (2001) Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö 495*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Pykälä J, Pöyry J, Kuussaari M, Heikkinen R (2004) Perinnebiotooppien kasvi- ja eläinlajisto. Teoksessa: Tiainen J, Kuussaari M, Laurila IP, Toivonen T (toim.) *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. 204–219.
- Pykälä J, Luoto M, Heikkinen RK, 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.
- Rejmánek M, Rosén E (1988) The effects of colonizing shrubs (*Juniperus communis* and *Potentilla fruticosa*) on species richness in the grasslands of Stora Alvaret, Öland. Julkaisussa: Sjögren E (toim.) Plant cover on the limestone alvar of Öland. Ecology, sociology, taxonomy. *Acta phytogeographica suecica* 76: 67–72.
- Rejmánek M, Rosén E (1992) Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in alvar plant communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 625–630.
- Ryttäri T (2004) Noidanlukot. Teoksessa: Tiainen J, Kuussaari M, Laurila IP, Toivonen T (toim.) *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki. 230.
- Ryttäri T (2005) Paahdeympäristöt – ekologia ja kasvisto. Julkaisussa: From S (toim.) *Paahdeympäristöjen ekologia ja uhanalaiset lajit*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. *Suomen ympäristö 774*. 12–28.

Ryttäri T, Reinikainen M, Hæggström C-A, Hakalisto S, Hallman J, Kanerva T, Kulmala P, Lampinen J, Piirainen M, Rautiainen V-P, Rintanen T, Vainio O (2019) Putkilokasvit. Julkaisussa: Hyvärinen E, Juslén A, Kempainen E, Uddström A, Liukko U-M (toim.) *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 182–202.

Räike A, Heiskanen A, Suomela J, Kauppila P, Knuutila S, Laamanen M, Laine A, Mäntykoski A, Paavilainen P, Pitkänen H, Puro-Tahvanainen A, Rintala J, Ruoho-Airola T, Törrönen J, Westberg V (2016) Ravinnekuormituksen kehitys ja merenhoidon suunnittelun perustana käytettävät kuormituksen vähennystarpeet. Julkaisussa: *Merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelman tausta-asiakirja: ravinnekuormituksen vähennystarpeet ja arvio toimenpiteiden riittävydestä. Osa 1*. Ympäristöministeriö, Suomen ympäristökeskus, Ilmatieteen laitos, Helsinki.

Salonen V (2006) *Kasviekologia – millaista on luonnonkasvien elämä?* WSOY Oppimateriaalit Oy, Helsinki. 306 s.

Soininen A (1974) Vanha maataloutemme: maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. *Historiallisia julkaisuja* 96. Suomen Historiallinen Seura, Helsinki.

Steen E (1980) Dynamics and production of semi-natural grassland vegetation in Fennoscandia in relation to grazing management. *Studies in plant ecology. Acta phytogeographica suecica* 68: 153–156.

Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO, Gowing DJ (2004) Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1876–1879.

Suomen Lajitietokeskus. Laji.fi-verkkosivusto <https://laji.fi/> Viitattu: 31.1.2019.

Syrjänen K (2010) Kasvit ilmastonmuutoksen kourissa. Diaesitys Säätytalolla 1.12.2010. Suomen ympäristökeskus. Saatavilla: <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B74221AED-994E-491B-99D6-C2E04B1C7855%7D/35071>. Viitattu 15.1.2018.

Tow P, Lazenby A (2001) Competition and succession in pastures – some concepts and questions. Teoksessa: Tow P, Lazenby A (toim.) *Competition and succession in pastures*. CAB International. 1–13.

Uusiniitty-Kivimäki M (toim.) (2016) Selkämeren helmet – Selkämeren kehittämisen käsikirja 2015–2025. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja C* 135.

Vainio M, Kekäläinen H, Alanen A, Pykälä J (2001) Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. *Suomen ympäristö* 527. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Walker LR, Moral R (2003) *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Wolfe EC, Dear BS (2001) The population dynamics of pastures, with particular reference to Southern Australia. Teoksessa: Tow P, Lazenby A (toim.) *Competition and succession in pastures*. CAB International. 119–148.

WWF:n tiedote 31.8.2018. Isonkarin majakkasaaren luonnon puolesta paahdetaan talkoissa vielä kerran. Saatavilla: <https://wwf.fi/wwf-suomi/viestinta/uutiset-ja-tiedotteet/Isonkarin-majakkasaaren-luonnon-puolesta-paahdetaan-talkoissa-viela-kerran-3565.a> Viitattu: 26.9.2018.

LIITE 1. Isokarin ketokohteiden putkilokasvilajisto 1997–2001 ja 2018.

Luokat*: + ketolaji – miinuslaji 0 ei indikaattoriarvoa		Santakari		Päiväranta		Majakkamäki	
		2000	2018	2000	2018	2000	2018
–	<i>Achillea millefolium</i>			x	x	x	x
+	<i>Agrimonia eupatoria</i>					x	x
0	<i>Agrostis sp</i>	x	x			x	x
0	<i>Allium schoenoprasum</i>		x		x	x	
–	<i>Alopecurus pratensis</i>						x
0	<i>Angelica archangelica ssp. litoralis</i>				x		
+	<i>Antennaria dioica</i>	x		x	x		
+	<i>Anthoxanthum odoratum</i>				x	x	x
–	<i>Anthriscus sylvestris</i>		x		x		x
+	<i>Arabidopsis thaliana</i>			x		x	
+	<i>Arenaria serpyllifolia</i>					x	
–	<i>Argentina anserina</i>				x		
0	<i>Avenella flexuosa</i>	x	x		x	x	x
+	<i>Avenula pubescens</i>	x				x	x
0	<i>Betula pubescens</i>						x
+	<i>Botrychium boreale</i>			x		x	
+	<i>Botrychium lunaria</i>			x		x	x
+	<i>Botrychium matricariifolium</i>			x			
+	<i>Bromus hordeaceus</i>					x	
–	<i>Calamagrostis epigejos</i>	x	x			x	x
0	<i>Calluna vulgaris</i>				x		
+	<i>Campanula rotundifolia</i>					x	x
+	<i>Cardamine hirsuta</i>	x		x		x	
–	<i>Carex leporina</i>					x	x

		Santakari		Päiväranta		Majakka- mäki	
		2000	2018	2000	2018	2000	2018
+	<i>Carex muricata</i>			x			x
0	<i>Carex nigra</i>				x		x
+	<i>Carex pilulifera</i>			x			
+	<i>Carex spicata</i>			x		x	x
-	<i>Carum carvi</i>					x	x
0	<i>Cerastium fontanum</i>			x		x	x
+	<i>Cerastium semidecandrum</i>					x	
-	<i>Chamaenerion angustifolium</i>		x				
-	<i>Cirsium vulgare</i>	x	x				
0	<i>Crepis tectorum</i>					x	
+	<i>Cystopteris fragilis</i>					x	
-	<i>Dactylis glomerata</i>						x
+	<i>Danthonia decumbens</i>			x		x	
+	<i>Dianthus deltoides</i>			x	x	x	x
+	<i>Draba incana</i>			x			
+	<i>Draba verna</i>					x	
0	<i>Dryopteris filix-mas</i>						x
-	<i>Elytrigia repens ssp. arenosa</i>			x			x
0	<i>Empetrum nigrum</i>		x		x		
+	<i>Epilobium collinum</i>			x		x	
+	<i>Erigeron acris</i>	x	x	x	x	x	x
+	<i>Ervum tetraspermum</i>					x	x
0	<i>Erysimum strictum</i>	x	x	x	x		x
+	<i>Euphrasia sp.</i>	x				x	x
-	<i>Fallopia dumetorum</i>			x			
+	<i>Festuca ovina</i>	x	x		x	x	x
+	<i>Festuca rubra</i>	x	x	x	x	x	

		Santakari		Päiväranta		Majakka- mäki	
		2000	2018	2000	2018	2000	2018
0	<i>Festuca stricta ssp. trachyphylla</i>					X	
–	<i>Filipendula ulmaria</i>		X		X		X
+	<i>Filipendula vulgaris</i>					X	X
+	<i>Fragaria vesca</i>	X	X	X	X	X	X
+	<i>Galium boreale</i>					X	X
+	<i>Galium verum</i>	X	X	X	X	X	X
–	<i>Geum urbanum</i>						X
0	<i>Hieracium sp.</i>				X		
0	<i>Hippophaë rhamnoides</i>			X		X	
0	<i>Hylotelephium telephium</i>	X	X		X	X	X
+	<i>Hypericum perforatum</i>			X		X	X
0	<i>Juncus compressus</i>					X	X
–	<i>Juniperus communis</i>		X		X		X
+	<i>Lathyrus pratensis</i>					X	X
+	<i>Leucanthemum vulgare</i>						X
–	<i>Linaria vulgaris</i>	X	X	X	X	X	X
+	<i>Linum catharticum</i>				X		X
0	<i>Luzula pallescens</i>			X			
0	<i>Lysimachia vulgaris</i>		X		X		X
0	<i>Melica nutans</i>						X
0	<i>Myosotis sp.</i>	X	X		X	X	X
+	<i>Origanum vulgare</i>					X	X
–	<i>Phalaroides arundinacea</i>				X		
+	<i>Pilosella officinarum</i>			X	X	X	X
+	<i>Pimpinella saxifraga</i>					X	
–	<i>Plantago major ssp. intermedia</i>				X		
+	<i>Platanthera bifolia</i>	X				X	
0	<i>Poa sp.</i>				X	X	X

		Santakari		Päiväranta		Majakka- mäki	
		2000	2018	2000	2018	2000	2018
0	<i>Polygonatum odoratum</i>					x	x
0	<i>Polypodium vulgare</i>		x		x		x
0	<i>Populus tremula</i>						x
+	<i>Potentilla argentea</i>	x	x	x	x	x	x
+	<i>Potentilla crantzii</i>			x	x	x	
+	<i>Potentilla erecta</i>						x
+	<i>Primula veris</i>						x
0	<i>Ranunculus acris</i>				x		x
+	<i>Rhinanthus minor</i>	x					
0	<i>Ribes alpinum</i>		x	x	x		x
+	<i>Rosa caesia</i>			x	x		x
0	<i>Rosa cinnamomea</i>			x			x
-	<i>Rubus idaeus</i>		x		x		x
0	<i>Rubus saxatilis</i>						x
+	<i>Rumex acetosa</i>		x	x	x		x
+	<i>Rumex acetosella</i>	x	x		x	x	x
-	<i>Rumex crispus</i>		x				
-	<i>Sagina procumbens</i>					x	
0	<i>Salix caprea</i>						x
0	<i>Schedonorus arundinaceus</i>			x			
0	<i>Scleranthus annuus</i>					x	
0	<i>Scrophularia nodosa</i>						x
+	<i>Sedum acre</i>	x	x	x	x	x	x
0	<i>Senecio sylvaticus</i>			x			
0	<i>Silene uniflora</i>	x		x			
0	<i>Sorbus aucuparia</i>		x		x		x
+	<i>Stellaria graminea</i>	x	x	x	x		x
-	<i>Tanacetum vulgare</i>		x	x	x		
-	<i>Taraxacum sp</i>						x

		Santakari		Päiväranta		Majakka- mäki	
		2000	2018	2000	2018	2000	2018
0	<i>Trifolium pratense</i>						x
–	<i>Trifolium repens</i>						x
+	<i>Turritis glabra</i>			x	x	x	
–	<i>Urtica dioica</i>		x		x		x
0	<i>Vaccinium uliginosum</i>				x		
0	<i>Vaccinium vitis–idaea</i>						x
–	<i>Valeriana officinalis</i>				x		x
	<i>Valeriana sambucifolia</i> ssp.						
0	<i>salina</i>		x		x		
0	<i>Veronica arvensis</i>	x		x		x	
0	<i>Veronica chamaedrys</i>			x	x		x
+	<i>Veronica longifolia</i>		x	x	x		
0	<i>Veronica officinalis</i>	x		x	x	x	x
+	<i>Veronica verna</i>					x	
+	<i>Vicia cracca</i>		x				x
+	<i>Viola canina</i>		x	x	x		x
+	<i>Viola tricolor</i>	x	x	x		x	
0	<i>Woodsia ilvensis</i>					x	

*Luokittelu perustuu listaukseen putkilokasvien indikaattoriarvoista Etelä-Suomen kuivilla ja tuoreilla niityillä. Ko. listaus julkaistu liitteenä julkaisussa Pykälä J (2001) Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö 495*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.