TURUN YLIOPISTO
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Pikkuapollopopulaation (*Parnassius mnemosyne*) tila ja seuranta Saaristomerellä

Jessica Rapp

Biologia (ekologia ja evoluutiobiologia)

Pro gradu -tutkielma

Laajuus: 30 op

Ohjaajat:

Timo Vuorisalo

Maija Mussaari

10.3.2022

Turku

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

Pro gradu -tutkielma

Pääaine: Biologia
Tekijä: Jessica Rapp
Otsikko: Pikkuapollopopulaation (*Parnassius mnemosyne*) tila ja seuranta Saaristomerellä
Ohjaajat: Timo Vuorisalo ja Maija Mussaari
Sivumäärä: 51 sivua
Päivämäärä: 10.3.2022

Pikkuapollo (*Parnassius mnemosyne*) on luontodirektiivin IVa liitteen laji, jonka suojelulta edellytetään suotuisan suojelun tason ja elinympäristön säilyttämistä. Laji on luokiteltu Suomessa vaarantuneeksi (VU). Pikkuapollo viihtyy aikuisena avoimilla ja puoliavoimilla perinnemaisemilla sekä rannoilla, joilla kasvaa ravintoa antavia mesikasveja. Toukkavaiheessa pikkuapollo elää lehtoreunamilla ja hakamailla niittylaikkujen vieressä, joissa kasvaa toukan ravintokasveja, pysty- tai hentokiurunkannusta (*Corydalis solida, C. intermedia*). Pikkuapollon suurimmaksi uhkatekijäksi on muodostunut perinteisen maatalouskulttuurin vähentymisen myötä niittyjen ja hakamaiden umpeenkasvu. Pikkuapollon tilaa selvitettiin Saaristomerellä viimeksi vuonna 2001. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää pikkuapollon tila vuonna 2020, mitkä tekijät vaikuttavat pikkuapollon esiintymiseen ja runsauteen saaristoympäristössä sekä pohtia keinoja pikkuapollon säilyttämiseksi alueella.

Inventointien tehokkuuden parantamiseksi toteutettiin niittylaikkujen esikartoitus pikkuapollon elinalueella. Tämän perusteella määrättiin maastotöiden käyntijärjestys.

Pikkuapollon kartoitusmenetelmänä käytettiin soveltaen Mikko Kuussaaren ym. (2013) Rekijoelle ja Halikkoon kehittämiä ruutukohtaisia linjalaskentoja ajatuksena valtakunnallisen datan kerääminen. Yksikkönä toimi 2500m^2 ruutu. Pikkuapolloinventoinnit aloitettiin toukokuussa 2020 laskemalla ruuduilta ravintokasvien tiheyksiä, jonka jälkeen kesäkuun aikana inventoitiin mesikasvit ja mahdolliset pikkuapolloyksilöt. Lisäksi pikkuapollojen runsautta arvioitiin laikkukohtaisesti samaan aikaan lennossa olevia yksilöitä laskemalla.

Pikkuapolloa tavattiin vuonna 2020 yhteensä 27 eri elinympäristölaikulta ja keskimäärin vain 3 yksilöä laikkua kohti. Lajin suojelun taso ei ole Saaristomerellä suotuisa. Tutkimuksessa selvisi, että pikkuapollopopulaatio on vähentynyt Saaristomeren alueella, ja että pikkuapollon runsauteen vaikutti kiurunkannusten runsaus. Kun vuonna 2020 pikkuapolloa tavattiin yhteensä 27 eri elinympäristölaikulta, oli niitä vuonna 2000 tavattu 53 laikulta.

Tulosten perusteella pikkuapollon suojelua Saaristomerellä on tehostettava kunnostamalla ja hoitamalla sen olemassa olevia niittylaikkuja ja niihin kytkeytyviä kohteita. Esiintymisalueiden hoidossa on myös erityisen tärkeää huomioida toukkaympäristöjen suojelu ja lisääminen, jonka takia kiurunkannusten määrän lisääminen nostetaan tärkeimmäksi tekijäksi hoidon suunnittelussa. Vaikka mesikasveilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta, aiempien tutkimusten perusteella on selvää, että lyhyellä tähtäimellä myös mesikasveilla on vaikutusta pikkuapollon selviämiseen. Samanaikaisesti kartoitusten kanssa luotiin myöhempää seurantaa varten ruutukohtainen referenssiaineisto, joka mahdollistaa mahdollisten kunnostustoimien vaikutusten tarkan seurannan.

AVAINSANAT: pikkuapollo, kiurunkannus, mesikasvit, Saaristomeri, perinnebiotooppi, lehto, suojelubiologia

Sisällys

1. Johdanto ... 1
1.1. Suojelubiologia ja lajien uhanalaisuus ... 1
1.2. Pikkuapollo ... 2
1.3. Pikkuapollon esiintyminen ja siihen liittyvät tekijät ... 3
1.3.1. Pysty- ja hentokiurunkannus ... 3
1.3.2. Niityt, laitumet ja umpeenkasvu ... 3
1.3.3. Metapopulaatio, kytkeytyneisyys ja saariteoria ... 5
1.4. Aiemmat tutkimukset Suomessa ... 7
1.5. Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset ... 8
2. Aineisto ja menetelmät ... 10
2.1. Aineisto ... 10
2.1.1. Vertailuaineisto ... 10
2.1.2. 2019–2020 tutkimusalue ... 11
2.2. Menetelmät ... 12
2.2.1. Esikartoitus ja tutkimusalueiden priorisointi ... 13
2.2.2. Pysty- ja hentokiurunkannusinventoinnit ... 15
2.2.3. Pikkuapollo- ja mesikasvi-inventoinnit ... 17
2.2.4. Ilmakuvavertailu ... 20
2.2.5. Aineiston tallennus ja -jatkokäsittely ... 21
2.2.6. Tilastolliset analyysit ... 22
2.2.7. Spatiaalinen autokorrelaatio ... 23
3. Tulokset ... 25
3.1. Elinympäristökuvaukset ... 25
3.1.1. Esiintymislaikkujen määrät ja sijainnit ... 25
3.1.2. Toukkien ravintokasvit: pysty- ja hentokiurunkannus ... 25
3.1.3. Mesikasvit ... 27
3.2. Pikkuapollon esiintyminen ja siihen vaikuttavat tekijät ... 29
3.2.1. Pikkuapollon metapopulaatiorakenne 2019–2020 ... 29
3.2.2. Pikkuapollon esiintyminen ja runsaus tutkimusvuosina sekä esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat tekijät ... 31
3.2.3. Vuosien 2001 ja 2020 ilmakuvien vertailu ... 35
4. Tulosten tarkastelu ... 37
4.1. Tulokset suhteessa tutkimuskysymyksiin ... 37

4.2. Tulosten merkitys pikkuapollon seurannan ja hoidon kannalta 38
4.2.1. Vertailu aiempiin tutkimuksiin Suomessa ja maailmalla 40
4.2.2. Hoitosuunnitelma 42
Kiitokset 44
Lähteet 44

1. Johdanto

1.1. Suojelubiologia ja lajien uhanalaisuus

Suojelubiologia on biologian osa-alue, jonka tarkoituksena on suojella uhanalaisia lajeja ja luontotyyppejä, jotta biodiversiteetti (engl. *biodiversity*) eli luonnon monimuotoisuus säilyisi mahdollisimman rikkaana. Biodiversiteettiä voidaan tarkastella niin genomi-, laji- kuin ekosysteemitasolla (Primack 2018). Suojelubiologia on osittain kehitetty ihmistoiminnasta johtuvan biodiversiteetin laskun minimoimiseen (Primack 2018). Ihmiskunnan nopea kasvu, teollistuminen ja luonnonvarojen käyttö vievät elinalueita muilta eliöiltä (Caro ym. 2012). Sukupuuttoaaltoja tapahtuu luonnostaan hyvin pitkän ajan kuluessa, mutta ihmistoiminta nopeuttaa niitä (Primack 2018). Viisi aiempaa sukupuuttoaaltoa ovat liittyneet maapallon olosuhteiden muutoksiin, mutta nyt meneillään oleva kuudes sukupuuttoaalto hävittää eliöitä edellisiä nopeammin ja pääosin ihmistoiminnan seurauksena (Frankham 2004; Primack 2018).

Lajilla on mahdollisuus joutua uhanalaiseksi, jos se pystyy asuttamaan vain harvoja ja erityisiä habitaatteja ja jos sen populaatiokoot näillä alueilla ovat pieniä (Frankham ym. 2004; Primack 2018). Lajit voidaan jakaa uhanalaisuutensa asteen mukaan äärimmäisen uhanalaisiin (CR), erittäin uhanalaisiin (EN), vaarantuneisiin (VU), silmällä pidettäviin (NT) tai elinvoimaisiin (LC) (Frankham ym. 2004; Hyvärinen ym. 2019). Lajien uhanalaisuutta arvioidaan uhanalaisuusluokituksella, joka perustuu Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) luokituksiin ja kriteereihin eliöiden häviämisriskin arvioimiseksi (Hyvärinen ym. 2019). Uhanalaisuusarvioinnin perusteella pyritään eri kriteerien nojalla luomaan oikeanlaisia suojelutoimia uhanalaisten lajien säilyttämiseksi. Toistuvien uhanalaisuusarviointien avulla pystytään seuraamaan uhanalaistumisen kehityksessä tapahtuvia muutoksia (Hyvärinen ym. 2019).

Uhanalaisuudelle ja sukupuuttoon kuolemiselle altistaa pieni populaatiokoko, koska pienellä populaatiolla on vähemmän yksilöitä ja geneettistä erilaisuutta, ja se on tällöin alttiimpi elinympäristön muutoksille, sukusiitokselle ja stokastisille ympäristövaihteluille (Frankham ym. 2004; Primack 2018). Pienin elinkykyinen populaatio (engl. *minimum viable population, MVP*) kuvaa pienintä mahdollista populaatiota, joka voi pitkälläkin aikavälillä selviytyä luonnossa. Uhanalaiset lajit elävät pienissä ja jopa kokonaan erillisissä populaatioissa, jolloin

käytännön tasolla populaatioiden ja niiden välisen kytkeytyneisyyden suojelu on avainasemassa suojelutoimissa (Primack 2018).

1.2. Pikkuapollo

Pikkuapollo (*Parnassius mnemosyne*) on ritariperhosten (Papilionidae) heimoon ja apolloperhosten (*Parnassius*) sukuun kuuluva päiväperhoslaji (Marttila 2005; Suomen Perhoset 2014). Nimestään huolimatta pikkuapollo on aikuisena melko suurikokoinen valkoinen perhoslaji (siipiväli noin 50–63 mm), jolla naaras on keskimäärin koirasta suurempi (Marttila 2005; Suomen Perhoset 2014). Pikkuapollolla on etusiiven ulkoreunassa läpikuultava, leveähkö reunus ja hieman keskempänä etusiivillä kaksi isoa mustaa laikkua (Marttila 2005; Suomen Perhoset 2014).

Pikkuapollo on luontodirektiivin liitteessä IVa mainittu laji, jolle edellytetään suotuisan suojelun tason sekä lajin riittävän elinympäristön säilyttämistä ja levinneisyysalueen turvaamista. Luonnonsuojelulain 5§:n mukaan eliölajin suojelutaso on suotuisa, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä pysymään elinvoimaisena luontaisessa elinympäristössään (Syrjänen 2001). Pikkuapollo on luokiteltu Suomessa vaarantuneeksi lajiksi (VU), minkä lisäksi se on rauhoitettu ja lisätty sensitiivisten lajien listaan (Marttila 2005; Suomen lajitietokeskus 2017; Hyvärinen ym. 2019). Syksyllä 2020 laji liitettiin kiireellisesti suojeltavien lajien listalle (Mussaari 2020). Sensitiivinen lajitieto tarkoittaa lajistotiedon salausta osittain tai kokonaan, eli lajiaineistojen kaikkea sisältöä ei tule julkistaa (Suomen lajitietokeskus 2017). Pikkuapollon lajitiedon salauksen syynä ovat luonnonsuojelulliset syyt eli käytännössä kaupallinen tai harrastepohjainen keräily (Väisänen & Somerma 1985; Suomen lajitietokeskus 2017). Pikkuapollolle on tehty Natura-alueilla ympärivuotinen täyssalaus ja muilla alueilla karkeistus, eli lajin löytöpaikkojen tarkkaa sijaintia ei ilmoiteta (Suomen lajitietokeskus 2017).

Pikkuapollon suojelua tehostetaan EU:n RannikkoLIFE-hankkeella, jota toteuttaa Metsähallitus. Pikkuapollon tyypillisimpiä elinalueita, rantaniittyjä, uhkaa umpeenkasvu laidunnuksen loppumisen takia. Lisäksi ilmastonmuutos ilmeisesti kiihdyttää tätä prosessia (Kuusemets ym. 2005). Pikkuapollo ja monet muut lajit hyötyvät perinneympäristöjen suojelusta ja hoidosta. Päiväperhosten elinalueiden luonnonhoito on haastavaa, sillä sama laji voi tarvita elinkaarensa aikana monia erilaisia elinympäristöjä ja lisäksi samalla alueella elävät muut lajit saattavat kärsiä liian voimakkaista hoitotoimista (Mussaari 2021). Pikkuapollon

toukka tarvitsee puoliavoimessa ympäristössä kasvavaa pysty- ja hentokiurunkannusta, mutta aikuisvaihe taas niityillä kasvavia mesikasveja. Jotta molemmat rakennepiirteet olisi mahdollista säilyttää samassa saaristomaisemassa, tarvitaan hoitotoimilta suunnitelmallisuutta ja innovatiivisuutta (Mussaari 2021). Uusia hoitotapoja kokeillaan RannikkoLIFE-hankkeessa (Metsähallitus 2020).

1.3. Pikkuapollon esiintyminen ja siihen liittyvät tekijät

1.3.1. Pysty- ja hentokiurunkannus

Pikkuapollon toukka on ravintospesialisti, eli sille kelpaa ravinnoksi ainoastaan muutama toisilleen lähisukuinen kasvilaji (Seppänen 1954). Toukka käyttää ravinnokseen pääasiassa pystykiurunkannusta (*Corydalis solida*), mutta etenkin Ruotsissa ja myös Saaristomerellä sen ohella hentokiurunkannusta (*Corydalis intermedia),* jota kasvaa kohteilla yleisesti (Karhu 2002; Bergström 2005). Muualla Euroopassa on havaittu toukan syövän myös muita kiurunkannuslajeja, kuten *Corydalis cava'a* (Konvička & Kuras 1999; Meglécz ym. 1999; Kuussaari ym. 2013). Koska pikkuapollon toukka käyttää ravinnokseen vain tiettyjä kasvilajeja, edellyttää sen pysyvä esiintyminen tietyllä paikalla Suomessa ensisijaisesti pysty- tai hentokiurunkannuksen riittävän laajaa esiintymistä (Väisänen & Somerma 1985; Karhu 2002).

Pysty- ja hentokiurunkannus kukkii aikaisin keväällä hyvin lyhyen ajan maaliskuun ja toukokuun välisenä aikana riippuen kasvin fenologiasta, elinympäristöstä ja maantieteellisestä sijainnista (Nikolaeva 1977; Vandelook & Van Assche 2009). Kiurunkannukset suosivat ravinnepitoisia lehtomaisia ympäristöjä ja kasvavatkin yleensä runsaana niittyjen reunustamissa lehtimetsissä (Hegi 1975; Vandelook & Van Assche 2009; Kuussaari ym. 2013) sekä pitkään käyttämättä ja laiduntamatta olleilla vanhoilla pelloilla ja niityillä (Mussaari 2020).

1.3.2. Niityt, laitumet ja umpeenkasvu

Pikkuapollo esiintyy aikuisena niityillä, hakamailla, lehdesniityillä ja metsälaitumilla (Karhu 2002; Hyvärinen ym. 2019). Kyseiset ympäristöt ovat perinteisen maatalouskäytön, eli

laidunnuksen, niiton, lehdestyksen ja kulotuksen myötä syntyneitä, ihmisen luomia ympäristöjä (Lehtomaa & Kemppainen 2009; Lehtomaa ym. 2018). Näitä ympäristöjä esiintyy kuitenkin rannikolla myös luontaisesti (Lehtomaa ym. 2018). Maatalouskäytön vähentymisen takia perinnemaisemia uhkaa esimerkiksi heinittyminen ja umpeenkasvu ja näistä syistä johtuva erikoistuneen lajiston uhanalaistuminen (Pykälä 2001; Raatikainen 2018). Vuonna 2009 tehdyn selvityksen perusteella Suomen uhanalaisista lajeista 28 % esiintyy perinnemaisemilla, minkä lisäksi valtakunnallisessa luontotyyppi-inventoinnissa on selvinnyt, että 93 % Suomen perinnebiotoopeista on uhanalaisia (Lehtomaa & Kemppainen 2009). Uusimman selvityksen perusteella jopa 100 % eli kaikki Suomen perinnebiotoopit ovat uhanalaisia (Lehtomaa ym. 2018). Lisäksi selvityksessä arvioitiin, että kohteena olevista 42 luontotyypistä 40:n arvioitiin olevan koko maassa äärimmäisen uhanalaisia (CR) ja kahden erittäin uhanalaisia (EN) (Lehtomaa ym. 2018).

Perinnebiotooppien ylläpito vaatii säännöllistä hoitoa kuten raivausta, oikeanlaista laidunpainetta ja niittoa. Koska näitä perinteisiä viljelytapoja harjoittavien tilojen määrä on vähentynyt, on viranomaistahojen ja hoitoon erikoistuneiden yrittäjien panostettava aktiivisesti hoitotyöhön (Lehtomaa & Kemppainen 2009). Pikkuapollon uhanalaistumisen syyksi Saaristomerellä on todettu avoimien ja puoliavoimien niittylaikkujen vähentyminen karjan laidunnuksen vähentymisen myötä (Karhu 2002; Hyvärinen ym. 2019). Kuitenkin myös alkukesään ajoittuva vahva laidunnus on lajille haitaksi, koska eläimet vahingoittavat tallaamalla toukkien elinympäristöjä (Johansson ym. 2017). Haasteellista pikkuapollon luonnonsuojelutoimissa onkin juuri oikeanlaisen hoitointensiteetin löytäminen (Mussaari 2021).

Varsinkin niityt ovat tavallisesti hyvin runsaslajisia sisältäen paljon kukkivia kasveja, joita perhoset käyttävät aikuisvaiheessa ravinnokseen. Mesikasvien runsauden ja saatavuuden on havaittu vaikuttavan suuresti päiväperhosten esiintymiseen (Kuussaari ym. 2007 c). Päiväperhoset suosivat tiettyjä kasviryhmiä, eivätkä ruokaile kaikilla mesikasveilla (Pywell ym. 2004). Heliölän ym. (2010) tekemän päiväperhosseurannan perusteella seurantalinjojen yleisimpiä kukkakasveja ovat olleet leinikit ja putket, mutta eniten päiväperhoset ruokailivat kaunokeilla (*Centaurea*) ja apiloilla (*Trifolium*). Pikkuapollon on havaittu käyttävän aikuisena ravintonaan mesikasveista erityisesti mäkitervakkoa (*Viscaria vulgaris*), leinikkejä (*Ranunculus*), apiloita ja metsäkurjenpolvea (*Geranium sylvaticum)*, jotka kaikki kukkivat pikkuapollon lentoaikaan kesäkuussa (Brattström ym. 2007; Kuussaari ym. 2013). Saaristossa pikkuapollo tavataan usein myös verikurjenpolvelta (*Geranium sanguineum*) (Mussaari 2020).

Avoimien elinympäristöjen umpeenkasvu muuttaa kasvilajistoa siten, että perhosille tärkeät mesikasvit väistyvät muun kasvillisuuden tieltä, vaikka perhoset kykenevätkin siirtymään vaihtoehtoisille lähilaikuille suhteellisen helposti (Marttila 2005). Kuten edellä todettiin, elinympäristöjen umpeenkasvun takia pikkuapollo luokiteltiin vuoden 2020 lopussa kiireellisesti suojeltavaksi lajiksi (Mussaari 2020). Koska perhospopulaatioiden paikalliseen sukupuuttoon vaikuttaa elinympäristön laatu (Johansson ym. 2017), on perusteltua olettaa, että niittyjen umpeenkasvu on pienentänyt pikkuapollon kannan Saaristomerellä lähelle paikallisten populaatioiden sukupuuttoriskiä. Luonnonhoidolla elinympäristö voidaan palauttaa perhoselle sopivaksi, minkä jälkeen perhonen voidaan eri tavoin yrittää palauttaa alueelle. Edullisinta olisi toimia ennen perhosen häviämistä, jolloin palautuminen tapahtuisi itsekseen lajin palatessa lähilaikuilta kunnostetulle kohteelle. Jos tämä ei onnistu, voidaan kokeilla siirtoistutusta (engl. *translocation*) (Väisänen & Somerma 1985; Kuussaari ym. 2015). Pikkuapollolle on onnistuneesti tehty tällainen siirtoistutus Porvooseen alueelle, josta laji oli aiemmin ehtinyt hävitä (Kuussaari ym. 2015). Siirtoistutuksia sisämaassa on kokeiltu myös äärimmäisen uhanalaiselle harjusinisiivelle (Heliölä 2018; Suomen perhoset 2019). Siirtoistutukset ovat yleisesti ottaen kuitenkin huonosti tutkittu, kallis ja epävarma tapa lisätä perhoslajien elintilaa (Seddon ym. 2007; Hewitt ym. 2011).

Saaristomeren elinympäristöjä kuvaa parhaiten omaleimaisuus ja hyvin säilyneet kulttuuriympäristöt (Mussaari 2021). Saaristomerellä on ollut ennen paljon karjataloutta ja tätä kautta myös perinnebiotooppeja (Bråvander 2001). Saaristomerellä on lukuisia erilaisia elinympäristöjä, joissa eliöstö on hyvin monimuotoinen. Tällaisia elinympäristöjä ovat esimerkiksi yllä mainitut perinnebiotoopit kuten lehto- ja rantaniityt, joissa pikkuapollon toukka- ja aikuisvaiheet tyypillisimmin viihtyvät (Marttila 2005; Varsinais-Suomen ELY-keskus 2013). Saaristomeren rannikoilla ja saarilla on harjoitettu paljon pikkuapollon suosimaa, perinteistä maankäyttöä, joka on kuitenkin vähentynyt 1940-luvun jälkeen sotien päätyttyä työpaikkojen keskittyessä kaupunkeihin (Bråvander 2001; Metsähallitus 2020). Perinnemaisemien kasvaessa umpeen laji sinnittelee usein umpeenkasvavan niityn, rantalepikon ja avoimena säilyneen merenrantaniityn tai kivikkorannan varassa (Mussaari 2020).

1.3.3. Metapopulaatio, kytkeytyneisyys ja saariteoria

Pikkuapollopopulaation edellytyksiin säilyä etenkin Saaristomerellä vaikuttaa vahvasti paikallispopulaatioiden kytkeytyneisyys tai eristyneisyys, joihin liittyviä ongelmia voidaan tutkia metapopulaatio- ja saariteorioiden avulla. Monet lajit, etenkin perhoset, muodostavat metapopulaatiorakenteita laikuittaisissa elinympäristöissään. Metapopulaatio tarkoittaa tietyn lajin paikallispopulaatioiden joukkoa, jossa paikallisia populaatioita yhdistää populaatioiden välillä tapahtuma migraatio eli geenivirta (Hanski 1998; Haapasalo 2006). Vaikka metapopulaatio- ja saariteoriamallit poikkeavat lähtökohdiltaan, kummatkin korostavat esiintymislaikkujen koon ja niiden välisten etäisyyksien merkitystä populaatiorakenteille (MacArthur & Wilson 1963; Néve ym. 1996). Keskeisiä prosesseja ovat paikalliskantojen sukupuutot (engl. *extinction*) ja tyhjien laikkujen uudelleen asuttamiset (engl. *recolonization*) sekä siirtymiset asuttujen ja tyhjien elinalueiden välillä, jonka takia myös asutun laikun tyhjän lähilaikun suojelu voi olla perusteltua (Thomas & Hanski 1997; Nieminen 2001). Myös pikkuapolloilla on havaittu metapopulaatiorakenteita ja yksilöiden siirtymistä eri niittylaikkujen välillä (Välimäki & Itämies 2003). Etenkin Saaristomerellä pikkuapollon metapopulaatiorakenne ja esiintymislaikkujen kytkeytyneisyys on tärkeää ottaa huomioon, koska saariteoriaa mukaillen on selvää, että perhospopulaatiot ovat pienillä saarilla pienempiä kuin isommilla tai manneralueilla (Virkkala 1996). Lisäksi vesialue on ilmeisesti isompi este perhosten siirtymiselle kuin laikkujen välinen epäsuotuisa maa-alue. Tietty etäisyys saaristossa laikkujen välillä estää todennäköisesti tehokkaammin yksilöiden siirtymisiä kuin sama etäisyys mantereella (Nieminen 2001).

Kytkeytyneisyys (engl. *connectivity*) voidaan jakaa rakenteelliseen ja toiminnalliseen kytkeytyneisyyteen (Crooks & Sanjayan 2006). Tässä tutkimuksessa puhutaan lähinnä toiminnallisesta kytkeytyneisyydestä eli potentiaalisten elinympäristölaikkujen sijainnista toisiinsa nähden (Baguette ym. 2012; Karhu 2014), joka voidaan jakaa potentiaaliseen kytkeytyvyyteen (engl. *potential connectivity*) eli organismin kykyyn levittäytyä alueelta toiselle ja todelliseen kytkeytyvyyteen (engl. *actual connectivity*) eli yksilöiden todelliseen liikkumiseen alueelta toiselle (Crooks & Sanjayan 2006). Kytkeytyneisyys lisää monimuotoisuutta edistäessään lajien leviämistä elinympäristölaikulta toiselle (Moilanen & Nieminen 2002; Baguette ym. 2012; Karhu 2014). Se, kuinka hyvin perhoset laikulta toiselle liikkuvat, riippuu esimerkiksi laikkujen laadusta elinympäristönä, laikkujen koosta ja muodosta sekä erilaisista leviämiskäytävistä laikkujen välillä (Karhu 2014). Pikkuapollolla kytkeytyneisyyttä on tarkasteltu merkintä-jälleen pyyntimenetelmällä, jonka tulokset osoittivat, että paikallispopulaatioiden välillä pikkuapolloja siirtyy eniten silloin, kun laikut sijaitsevat alle

puolen kilometrin päässä toisistaan (Välimäki & Itämies 2003; Kuussaari ym. 2013). Kyseiset tutkimukset on tehty mannerympäristössä.

Ilmaston lämpeneminen on saattanut edistää lajin runsastumista ja levittäytymistä joillain alueilla kuten Rekijoella (Kuussaari ym. 2013). Pikkuapollon runsastumista ja levittäytymistä on havaittu myös Virossa (Kuussaari ym. 2013; Meier ym. 2005). Pikkuapollon pohjoisraja sijaitsee Venäjällä noin 65–66 pohjoisen leveyspiirin kohdilla (Bolotov ym. 2012). Bolotovin ja muiden (2012) tutkimuksessa kuitenkin havaittiin, että pikkuapollon esiintyminen riippuu enemmän toukan ravintokasvista, kiurunkannuksesta, kuin ilmasto-olosuhteista. Rekijoella pikkuapollon esiintyminen kuitenkin riippuu etenkin niittylaikkujen kytkeytyneisyydestä (Luoto ym. 2002).

1.4. Aiemmat tutkimukset Suomessa

Pikkuapollo on perhoseksi paljon tutkittu sekä Suomessa, muualla Pohjoismaissa, että maailmalla (taulukko 1). Ensimmäiset pikkuapollotutkimukset Suomessa tehtiin Ahvenanmaalla vuonna 1984 (Väisänen & Somerma 1985). Viimeisimmän kattavan tutkimuksen Saaristomerellä on tehnyt Kari Karhu vuonna 2001 (Karhu 2002). Muita pikkuapolloesiintymiä on tutkittu sekä erillisinä tutkimuksina että yleisten luontokartoitusten yhteydessä Eurajoella, Ahvenanmaalla, Saaristomerellä, Halikonjoen varrella Halikossa sekä Rekijoen varrella Somerolla, jotka ovat maan tunnetuimpia ja tärkeimpiä pikkuapollon esiintymisalueita (Väisänen & Somerma 1985; Somerma & Väisänen 1994; Karhu 2002; Välimäki & Itämies 2003; Heikkinen ym. 2007; Kuussaari ym. 2013). Halikon ja Someron esiintymät ovat nykyään ainoat sisämaan esiintymisalueet (Marttila 2005). Myös Uudenmaan rannikoilla on aiemmin tavattu pikkuapolloa, mutta laji näyttää hävinneen näiltä alueilta jo reilut 50 vuotta sitten (Kuussari ym. 2013). Vuonna 2000 Porvooseen kuitenkin tehtiin onnistuneesti pikkuapollon siirtoistutus, jolla on saatu alueelle uusi, elinvoimainen kanta (Kuussaari ym. 2013; Kuussaari ym. 2015). Lisäksi myös Raumalla on tehty paljon pikkuapolloselvityksiä esimerkiksi luontokartoitusten yhteydessä (Välimäki ym. 2000; Itämies 2019). Havaintotietoja on kertynyt myös Ympäristöhallinnon maastokäynneillä, joiden havainnot on kirjattu Hertta-eliötietojärjestelmään.

Suomessa pikkuapolloa ja sen elinympäristövaatimuksia on tutkittu lähinnä systemaattisilla kartoituksilla ja merkintä-jälleenpyyntitutkimuksilla (Väisänen & Somerma 1985; Somerma &

Väisänen 1994; Välimäki ym. 2000; Luoto ym. 2001 & 2002; Välimäki & Itämies 2003). Eurajoella vuonna 2000 tehty kattava merkintä-jälleenpyyntitutkimus osoitti pikkuapollojen liikkuvan kymmenien erillisten laikkujen muodostamassa verkostossa (Välimäki & Itämies 2003). Tämä tukee oletusta pikkuapollon esiintymisestä metapopulaatiorakenteina (Hanski 1998; kts. kpl 1.3.3.)

Taulukko 1. Aiemmat pikkuapollotutkimukset Suomessa.

Tekijä ja vuosi	Tutkimus
Kuussaari M, Heikkinen R, Heliölä J, Luoto M, Mayer M, Rytteri S, von Bagh P (2015)	Successful translocation of the threatened Clouded Apollo butterfly (Parnassius mnemosyne) and metapopulation establishment in southern Finland. *Biological Conservation, 2015(190)51–59.*
Kuussaari M, Luoto M, Heikkinen R, Lehtomäki J, Mayer M, Salminen J, von Bonsdorff T (2013)	Pikkuapollon esiintyminen sisämaan jokilaaksossa. *Baptria, 2013(38)70–83.*
Heikkinen RK, Luoto M, Kuussaari M, Pöyry J (2007)	Modelling the spatial distribution of a threatened butterfly: impacts of scale and statistical technique. *Landscape and Urban Planning 79:347–357.*
Välimäki P & Itämies J (2003)	Migration of the clouded apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* in a network of suitable habitats: effects of patch characteristics. *Ecography 26: 679–691.*
Karhu K (2002)	Saaristomeren pikkuapolloesiintymien kartoitus, *Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja, 9/2002.*
Luoto M, Kuussaari M, Toivonen T (2002)	Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. *Journal of Biogeography, Vol. 29, Iss. 8(2002).*
Luoto M, Kuussaari M, Rita H, Salminen J, von Bonsdorff T (2001)	Determinants of distribution and abundance in the clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. *Ecography 24:601–617.*
Välimäki P, Itämies J, Helminen O (2000)	Pikkuapollon *(Parnassius mnemosyne)* esiintyminen Rauman ympäristössä vuonna 1999. *Baptria 20: 181–187.*
Somerma P, Väisänen R (1994)	Pikkuapollon *(Parnassius mnemosyne)* sisämaan esiintymä Someron Häntälässä. *Baptria 19: 53–59.*
Väisänen R, Somerma P (1985)	The status of *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera, Papilionidea) in Finland. *Notulae Entomologicae 65: 109–118.*

1.5. Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää pikkuapollopopulaation tila kesällä 2020 Saaristomerellä ja verrata sitä vuonna 2001 tehtyyn kartoitukseen (Karhu 2002). Tutkimus toimii taustatutkimuksena Saaristomeren luonnonhoidon kokonaissuunnitelmalle (Mussaari 2021). Tämän suunnitelman tarkoituksena on tehostaa pikkuapollon suojelua tutkimalla sen populaatioiden tiheyttä ja metapopulaatiorakennetta ja punnita pikkuapolloperhosen säilymisen edellytyksiä aikaisempien tutkimusten antaman tiedon valossa. Luonnonhoidon yleissuunnitelman tavoitteena on tutkia kattavan metapopulaatioverkoston luomista Saaristomeren alueelle, mikä tukisi pikkuapolloperhosen pitkän tähtäimen säilyvyyttä (Haapasalo 2006).

Tutkimuksessani on kaksi tutkimuskysymystä:

1. Miten pikkuapollon populaation tila on muuttunut vuodesta 2001 vuoteen 2020?
2. Millaisista tekijöistä pikkuapollon esiintyminen ja runsaus ovat riippuvaisia?

Pikkuapollon esiintymistä tutkitaan suhteessa pystykiurunkannus- ja mesikasviesiintymiin, pinta-alaan ja niittylaikkujen kytkeytyneisyyteen. Lisäksi tutkitaan elinympäristöjen muutoksia näiden kahden vuoden välillä. Tutkimuksen tavoitteena on myös luoda seurantamenetelmä, jota voidaan hyödyntää perhosen tilan seurannassa. Tutkimuksen hypoteesina on, että pikkuapollopopulaation tila on heikentynyt 20 vuoden aikana, ja että populaatio Saaristomerellä vaatii kunnostustoimia, eli niittyjen, ketojen ja hakamaiden kunnostamista. Toinen hypoteesini perustuu Rekijoella ja Häntälässä tehtyihin tutkimuksiin (Kuussaari ym. 2013), joiden mukaan pikkuapollon esiintyminen riippuu toukan ravintokasveista, mesikasveista sekä esiintymislaikkujen kytkeytyneisyydestä.

Tutkimus toteutettiin systemaattisena kartoituksena Saaristomeren alueella kesällä 2020. Tutkimus tehtiin osana Metsähallituksen ja ELY-keskuksen toteuttamia HELMI- ja RannikkoLIFE-hankkeita. Helmi-hankkeen tarkoituksena on vahvistaa luonnon monimuotoisuutta, turvata luonnon ekosysteemipalveluita, sekä hillitä ilmastonmuutosta ja edistää siihen sopeutumista (Ympäristöministeriö 2020). Euroopan Unionin LIFE-ohjelmasta rahoitusta saaneen Rannikko-LIFE-hankkeen tarkoituksena puolestaan on kunnostaa merkittäviä rannikon ja saariston elinympäristöjä kuten paahdealueita, rantaniittyjä, lehtoja ja hakamaita (Metsähallitus 2020). Pikkuapollon lajistotiedon sensitiivisyyden vuoksi täsmällisiä sijaintitietoja ei ole mahdollista ilmoittaa tässä tutkimuksessa julkisina.

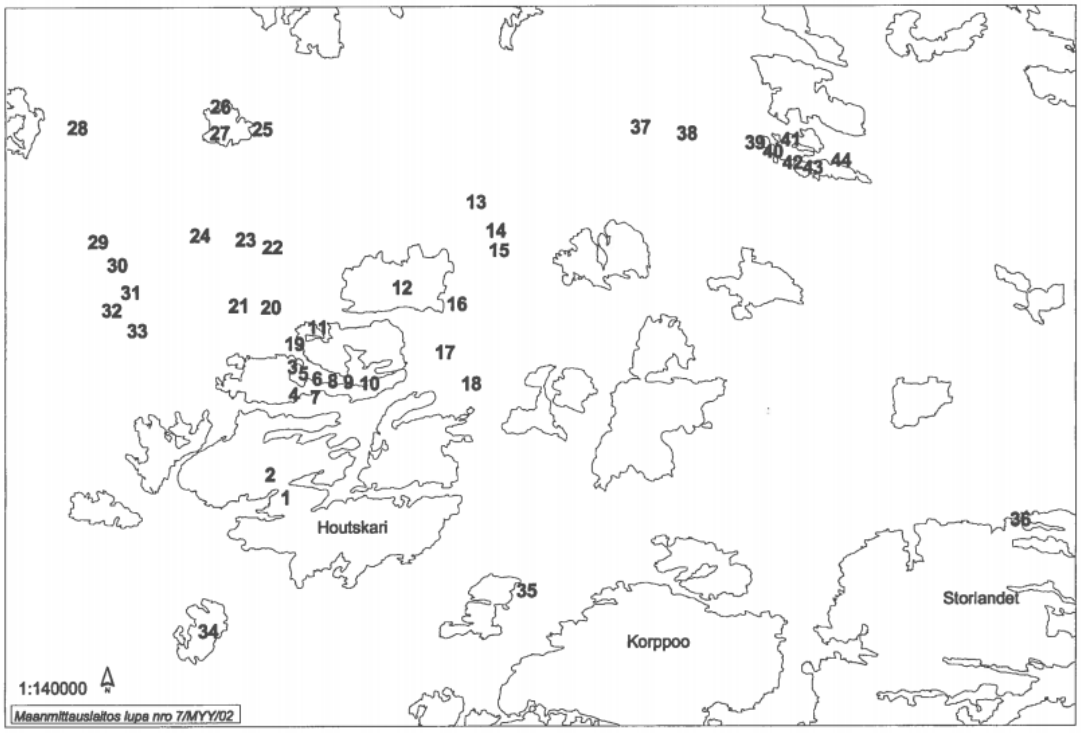
2. Aineisto ja menetelmät

2.1. Aineisto

2.1.1. Vertailuaineisto

Tässä tutkimuksessa käytettiin vertailuaineistona Karhun (2002) pikkuapollokartoitusta, joka tehtiin vuonna 2001. Tutkimuksessa käytiin läpi Lounais-Suomen ympäristökeskuksen jo tiedossa olevat aiemmat tai muulla tavoin tiedossa olevat esiintymät Houtskarin, Iniön, Korppoon ja Nauvon pääsaarten lähiseuduilla (kuva 1). Kartoituksessa etukäteen kartalle rajatuilla kohteilla käytiin kesäkuun aikana vähintään kerran. Käyntien yhteydessä merkittiin lajin runsaus joko yhden yksilön tai runsaissa esiintymissä vähintään viiden yksilön tarkkuudella. Kutakin aluetta kuljettiin yhtenä tai muutamana yhdensuuntaisena linjana. Kartoitukset tehtiin aina hyvällä säällä ja sellaisena aikana vuorokaudesta, jona päiväperhosia on liikkeellä. Karhun tutkimuksessa ei tarkasteltu pikkuapollon esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä, kuten toukan tai aikuisen perhosen ravintokasveja. Kartoitusten tuloksena arvioitiin, että pikkuapollolla oli vuonna 2001 kaksi vahvaa ja pitkäikäistä kantaa Saaristomerellä (Karhu 2002).

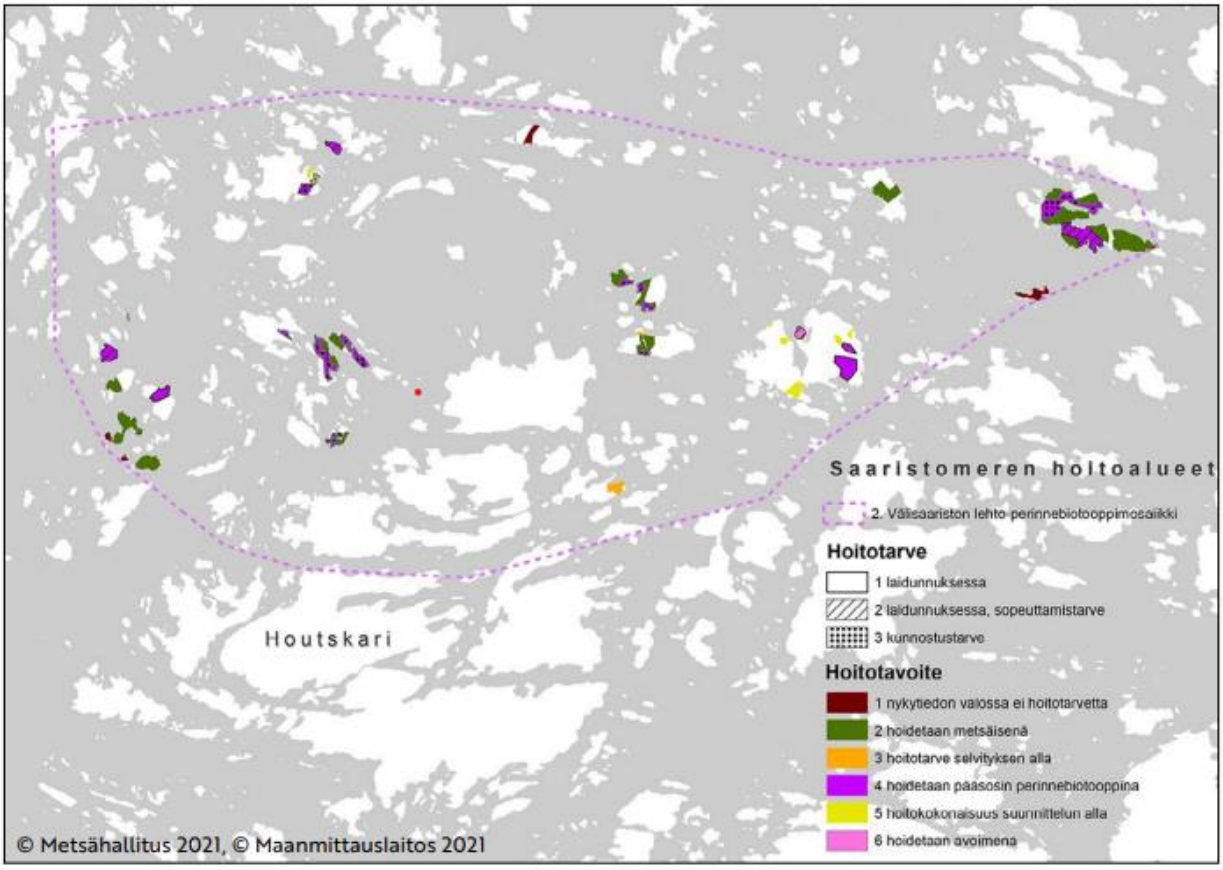
Muut kuin Karhun raportin havainnot olivat peräisin eri asiantuntijoiden suullisista tiedonannoista, Hertta-eliötietojärjestelmästä sekä saarten luonnonhoitosuunnitelmista. Suurin osa havainnoista oli 2000-luvulta, mutta mukana oli myös satunnaisia havaintoja 2010-luvulta.



Kuva 1. Kari Karhun raportin tutkimusalueet. Nämä alueet ovat pikkuapollopopulaation ydinaluetta (Karhu 2002). Numerot viittaavat Karhun raportin alueluetteloon.

2.1.2. 2019–2020 tutkimusalue

Vuonna 2019 kartoitettiin pikkuapollot muutamalla niistä alueista, joilta pikkuapolloa oli yllä mainittujen lähteiden mukaan aiemmin löytynyt. Kesällä 2020 pikkuapolloalue käytiin systemaattisesti läpi Iniön, Korppoon, Nauvon ja Houtskarin pääsaarten läheisiltä saarilta, jotka oli ennalta tunnistettu pikkuapollometapopulaation ydinalueeksi (kuva 2) (Mussaari 2021). Ydinalueen ulkopuolelta kartoitettiin vain vanhat tunnetut pikkuapolloesiintymät. Tilastollisissa analyyseissä vuosien 2019 ja 2020 aineistot yhdistettiin.



Kuva 2. Tutkimusalue vuonna 2020. Alue on Saaristomeren luonnonhoidon kokonaissuunnitelman hoitoalue 2. Pikkuapolloa tavataan tämän hoitoalueen ulkopuolella myös yksittäisillä muilla Saaristomeren saarilla (kuva: Mussaari 2021).

2.2. Menetelmät

Kartoitukset toteutettiin kahden venekunnan voimin, joista Metsähallituksen venekunta kartoitti laajasti koko aluetta ja ELY-keskuksen venekunta keskittyi ennalta määritettyyn ydinalueeseen. Pääsaarten ympärillä oleville saarille kuljettiin pääasiassa veneellä, minkä lisäksi joihinkin pääsi yhteysaluksella. Inventoinnit tehtiin säävarauksella: sateisella säällä ei lähdetty maastoon, koska pikkuapollo on aktiivinen vain selkeällä säällä (Väisänen & Somerma 1985; Kuussaari ym. 2013). Kesäkuu 2020 oli pitkälti lämmin ja aurinkoinen, joten inventoinnit pystyttiin ajoittamaan tavallista paremmin ja kaikki prioriteetin 1–2 (ks. seuraava kappale) saaret ehdittiin käydä läpi. Yhteensä käytiin 44 eri saarella tai pääsaarella (Houtskari ja Nauvo). Koska pikkuapollon tilan oletettiin olevan kriittinen, kartoitusten tärkeimmäksi tavoitteeksi asetettiin mahdollisimman kattava tieto siitä, esiintyykö lajia vai ei.

2.2.1. Esikartoitus ja tutkimusalueiden priorisointi

Pikkuapollon suojelun onnistumiselle ovat tärkeitä ennen kaikkea kartoitusten tarkoituksenmukaisuus, nopeus ja toistettavuus. Saaristossa liikkuminen on haasteellista ja aikaa vievää, ja pikkuapollon lentoaika on lyhyt. Näin ollen vuoden 2020 maastokartoitukset suunniteltiin kaksivaiheisena. Kartoitukset suunniteltiin palvelemaan sekä pikkuapollon esiintymien kartoitusta, että luonnonhoidon rivakkaa aloitusta Helmi-ohjelmaa varten.

Esikartoituksessa ilmakuva-aineiston avulla kartoitettiin kaikki potentiaaliset pikkuapollon elinympäristölaikut lajin tunnetulla esiintymisalueella (kuva 2). Esikartoituksen tarkoituksena oli vähentää maastossa kuluvaa aikaa, kun potentiaalisimmat alueet ovat jo valmiiksi selvillä. Alueiden rajaukset tehtiin karkeasti ja ne perustuivat täysin silmämääräiseen arviointiin laikun laadusta. Ilmakuvan perusteella arvioitiin, onko tarkasteltava rajattu alue lehtipuustoinen hakamaa tai lehtomainen niitty, jollaisissa pikkuapollo parhaiten viihtyy (Kuussaari ym. 2013). Pellot pyrittiin tunnistamaan ja näin jättämään kartoitusalueen ulkopuolelle. Pellot tunnistettiin pensaiden, ojalinjojen selvärajaisuuden ja kasvillisuuden tasaisuuden perusteella. Pikkuapollolle huonosti kelpaaviksi tulkittuja avoimia elinympäristöjä olivat lisäksi hakkuuaukeat, kallioiden laet ja kalliopohjaiset alueet. Potentiaalisen näköisen alueen löydyttyä laikku rajattiin kartalle.

Hoitoalueen 2 (kuva 2) lisäksi pyrittiin etsimään potentiaalisia alueita pikkuapollon aikaisemmilta esiintymispaikoilta, näiden alueiden lähisaarilta sekä mahdollisilta leviämiskäytäviltä ydinalueelle ja Ahvenanmaalle, jonka pikkuapollokanta on ollut hyvin vahva (Väisänen & Somerma 1985). Potentiaaliset alueet olivat sellaisia, jotka ilmakuvan perusteella näyttivät mahdollisimman paljon kedoilta, niityiltä tai hakamailta ja olivat lisäksi metsänreunoissa, joissa kiurunkannus todennäköisimmin kasvaa.

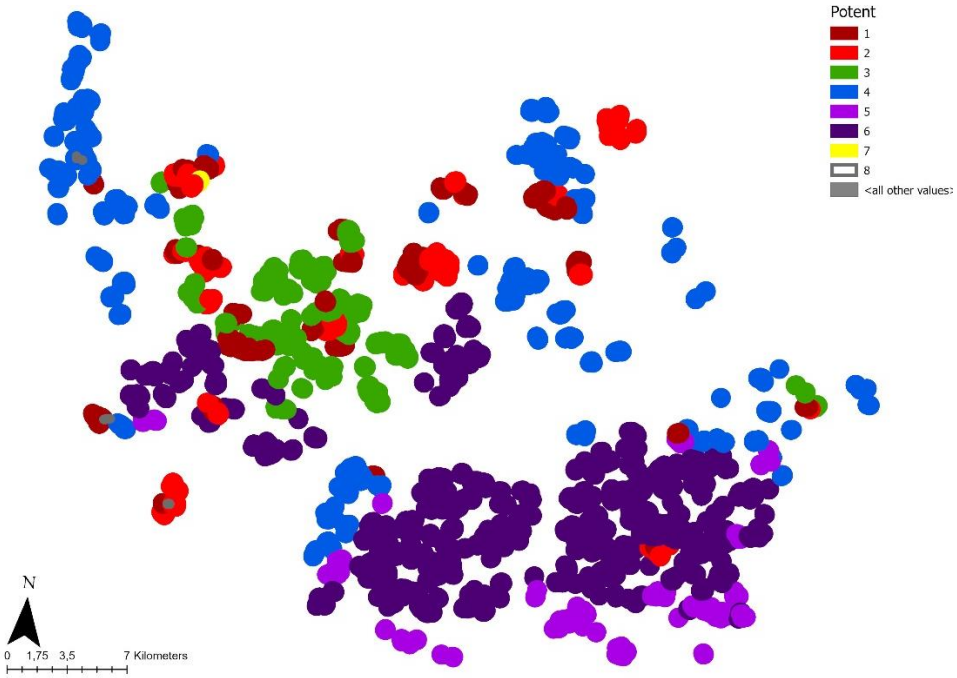
Laikut priorisoitiin pikkuapollon arvioidun esiintymistodennäköisyyden mukaan. Priorisointi tehtiin skaalalla 1–8 (taulukko 2). Priorisointiin ryhdyttiin, jotta pystyttäisiin käymään maastotyövaiheessa tärkeimmät alueet läpi niiden merkittävyysjärjestyksessä ja ajankäytön kannalta järkevästi. Tarkoituksena oli kohdentaa kartoitukset ensin niille saarille, joilla pikkuapollon tiedetään esiintyneen sekä näiden tunnettujen esiintymispaikkojen lähiympäristöihin (prioriteettiluokat 1 ja 2). Seuraavaan prioriteettiluokkaan 3 kuului aikaisempien inventointien perusteella pikkuapollon tiheimmin asuttaman saaristo eli ydinalue

(kuva 3). Tältä ydinalueelta määritettiin ensin luokkien 1–2 kohteet ja loput potentiaaliset niittylaikut sijoitettiin prioriteettiluokkaan 3. Oletetulle leviämiskäytävälle kuuluvat kartoituskohteet muodostivat prioriteettiluokan 4. Näiden kriteerien ulkopuolelle jäävät alueet merkittiin prioriteettiluokkaan 5. Isoilla saarilla eli tieyhteyksien ulottuvilla olevien esiintymien prioriteeksi laitettiin 6, jos ne eivät olleet ydinalueella, sillä tutkimuksen tavoitteena oli kartoittaa erityisesti merimatkan päässä sijaitsevat harvemmin kartoitetut kohteet. Prioriteettiluokkaan 7 luokiteltiin alueet, jotka olivat 2000-luvulla tehdyissä inventoinneissa olleet niittylaikkuja, mutta jotka olivat nyt jo selkeästi ilmakuvan perusteella umpeenkasvaneet (vrt. Karhu, 2002). Prioriteettiluokka 8 lisättiin vasta maastoinventointien jälkeen, kun maastossa löydettiin uusia, potentiaalisia niittylaikkuja, jotka olivat jääneet esikartoituksessa huomiotta.

Oheinen priorisointitaulukko kertoo siis pikkuapollon etukäteen arvioidun esiintymispotentiaalin kussakin laikussa. Etukäteen tehdyn priorisoinnin avulla pyrittiin käytännön töiden helpottamiseksi arvioimaan pikkuapollon löytymisen todennäköisyyttä eri kohteissa (taulukko 2).

Taulukko 2. Potentiaalisten elinympäristölaikkujen kartoituksen priorisointi.

Prioriteettinumero	Selitys
Prioriteetti 1	On esiintynyt aiemmin ja laikku on vielä jäljellä
Prioriteetti 2	Kohde on olemassa olevien esiintymien lähellä (alle 0,5 km)
Prioriteetti 3	Kohde on ydinalueella
Prioriteetti 4	Ei ole ydinalueella. Kohde on leviämiskäytävällä (Ahvenanmaa), kahden esiintymän välissä tai esiintymien läheisellä saarella ja vaikuttaa potentiaaliselta
Prioriteetti 5	Ei ydinalueella eikä lähellä esiintymiä, potentiaalinen
Prioriteetti 6	Suurten tieyhteydellisten saarten esiintymät ydinalueen ulkopuolella (ei sisältynyt hankkeeseen)
Prioriteetti 7	Esiintynyt 2000-luvulla Karhun inventoinneissa, mutta kohde täysin umpeenkasvanut
Prioriteetti 8	Maastossa kartoitetut alueet (ei etukäteistietoa)



Kuva 3. Sumennettu kuva priorisoiduista alueista.

2.2.2. Pysty- ja hentokiurunkannusinventoinnit

Priorisoinnin jälkeen alkoivat vuonna 2020 toukokuun alkupuolella varsinaiset maastotyöt. Maastotyöt aloitettiin pysty- ja hentokiurunkannusinventoinneilla valikoiduilla saarilla Saaristomerellä. Inventointeja tehtiin 5.–18.5. välisenä aikana tarkoituksena käydä mahdollisimman kattavasti läpi ne saaret, joilla tultaisiin myöhemmin inventoimaan myös pikkuapolloa. Inventoinneissa hyödynnettiin etukäteen tulostettuja ilmakuvakarttoja ja tabletin ilmakuvaa. Etukäteistietona oli, että pikkuapollon toukka viihtyy puolivarjoisilta alueilla lähinnä lepikoissa, pähkinäpensaiden tai katajien juurella, avoimien niittylaikkujen reunoilla, minkä lisäksi kiurunkannusta voi löytää myös avoimilta niittylaikuilta (Kuussaari ym. 2013). Ilmakuvista esikartoitetut elinympäristölaikut ja niiden viereiset metsän reunat käveltiin systemaattisesti läpi kiurunkannuksia kartoittaen. Kiurunkannuksia etsittiin myös laikkujen viereisiltä alueilta sekä kulkureiteiltä laikulta toiselle siirryttäessä. Kiurunkannuksen laskentamenetelmänä käytettiin Rekijoen tutkimuksissa käytettyjä tiheysluokitteluja (Ikonen 2020; Kuussaari 2020). Menetelmä perustui ennakkoon paikkatiedossa karttoihin upotettuihin 2500 m^2:n ruutuihin, joiden sisälle jääviltä niityiltä, niityn reunoilta ja lehtipuustoisilta hakamailta laskettiin pystykiurunkannustiheydet. Toisin kuin Kuussaaren ym. (2013)

kartoituksissa, tässä tutkimuksessa ei etsitty tai arvioitu kiurunkannuksia varsinaisilta metsäalueilta.

Kiurunkannusten runsaus ilmoitettiin prioriteettiluokkien 1–2 kohteilla aina asteikolla 0–9 (taulukko 3). Jos pystykiurunkannus kasvoi mattomaisesti, eli niin tiheään, että muuta kasvillisuutta oli hankala erottaa, tällainen esiintymä rajattiin kartalle (kuva 4). Muilla kuin prioriteettiluokkien 1 ja 2 alueilla käytettiin ajankäytön tehostamiseksi kolmiportaista kiurunkannusten runsausasteikkoa (0, 1 tai 2). Luokka 0 tarkoitti, että kiurunkannusta ei ollut lainkaan, luokka 1 viittasi kiurunkannuksen löytymiseen (muuten kuin mattomaisesti) ja luokka 2 viittasi mattomaiseen eli hyvin runsaaseen esiintymiseen. Menetelmän subjektiivisuutta pyrittiin vähentämään etukäteen inventointitiimien välillä inventoijien neuvonpidolla, ja inventointien aikana viestimällä kuvien välityksellä.

Taulukko 3. Pystykiurunkannusten tiheydet peittävyysprosentteina 2500 m^2:n ruuduilla.

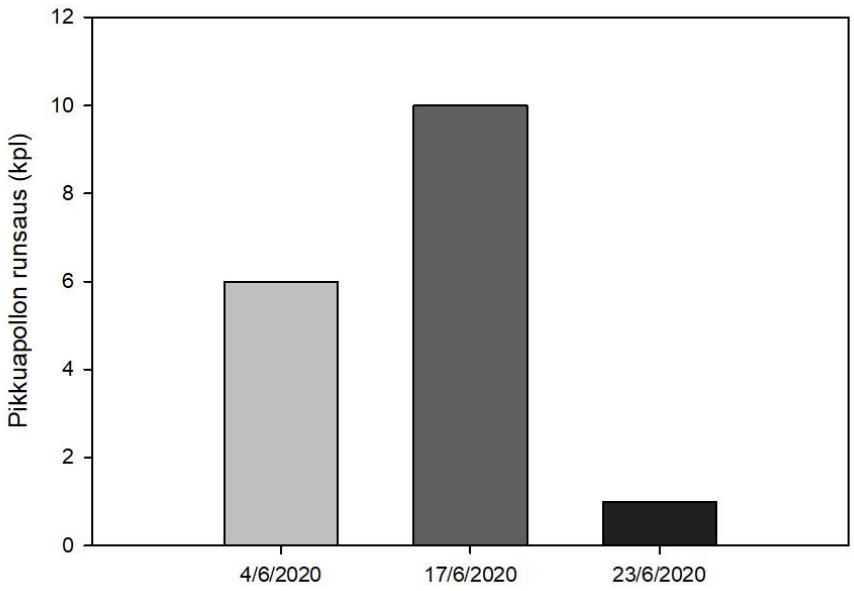
Asteikko	Tiheys %
0	Ei pystykiurunkannusta
1	<0,125 %
2	0,125–0,5 %
3	0,5–2 %
4	2–4 %
5	4–8 %
6	8–16 %
7	16–32 %
8	32–64 %
9	>64 %

Kuva 4. Pystykiurunkannuksen mattomainen kasvusto. Kuva: Charlotta Berlin.

Saaristossa yleisesti ottaen kesä ja kasvukausi tulevat meriveden viileyden takia viiveellä verrattuna mantereeseen (Vösa ym. 2017). Pysty- ja hentokiurunkannus -inventoinnit aloitettiinkin siis vasta toukokuun alussa tämän takia, vaikka mantereella kasvi kukkii jo yleensä huhtikuun aikana (Ziemiański & Zych 2016). Lämpimän kevään takia maastossa kuitenkin huomattiin, että kiurunkannukset olivat jo pitkällä kukinnassaan sekä mantereella että saaristossa. Tuntemattomasta syystä kiurunkannusten kukinta jäi keväällä 2020 kuitenkin erittäin huonoksi.

2.2.3. Pikkuapollo- ja mesikasvi-inventoinnit

Pikkuapollon lentoaikaa on koko kesäkuu (Kuussaari ym. 2015). Kesäkuun 4. päivänä tehtiin myös testi-inventointi tunnetulla saarella, jossa pikkuapollopopulaatio on runsas, sen selvittämiseksi, oliko pikkuapollo jo aloittanut lentonsa (kuva 5). Pikkuapolloa havaittiin jo 4.6., mutta varsinaiset pikkuapolloinventoinnit ja samanaikaiset mesikasvilaskennat aloitettiin kesäkuun 8. päivänä ja lopetettiin kesäkuun 23. päivänä, kun testikäynnillä huomattiin, että testisaarella havaittiin kaikkiaan enää vain yksi yksilö. Vuonna 2020 pikkuapollo lopetti lentonsa odotettua aiemmin, mutta aurinkoisen kesäkuun takia lähes kaikki kesäkuun alun ja puolivälin päivät saatiin hyödynnettyä, ja aineistoa kerättyä tarpeeksi jo parin viikon ajalta.

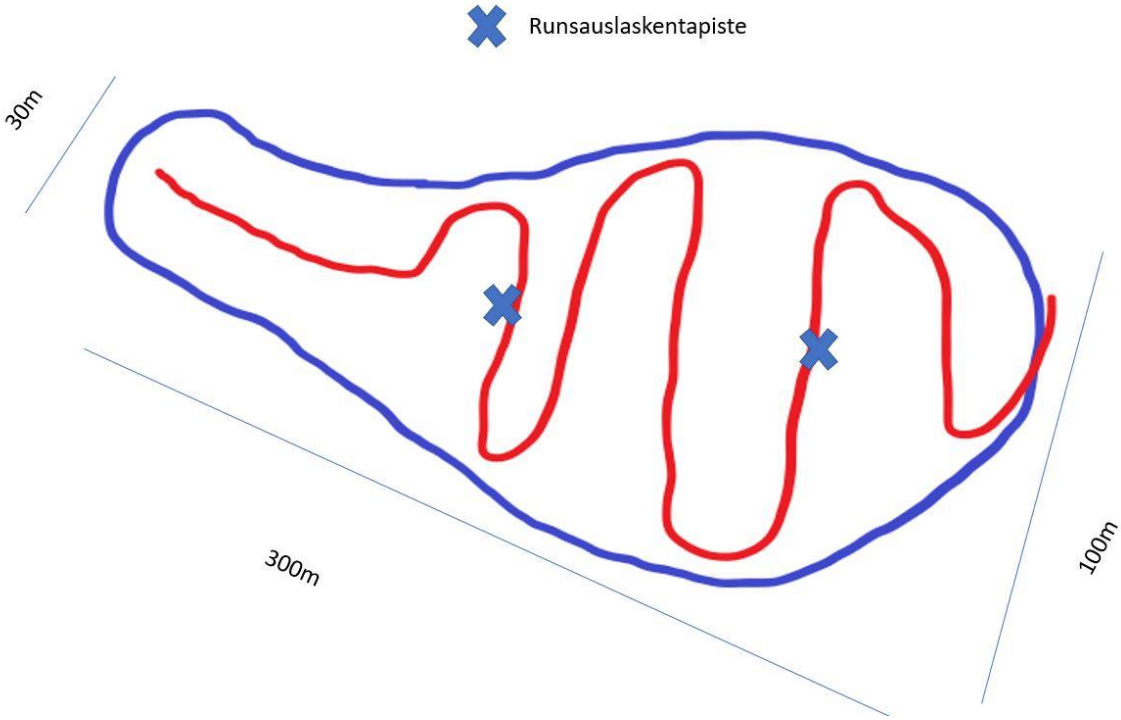


Kuva 5. Testisaaren pikkuapollorunsaudet kolmena eri käyntikertana. Runsaimmin pikkuapolloaikuisia havaittiin kesäkuun puolivälissä.

Pikkuapollo- ja mesikasvi-inventoinnit toteutettiin ainoastaan avoimilta niityiltä ja niiden reunaosilta. Kartoitus tehtiin systemaattisesti prioriteettiluokkien 1 ja 2 kohteilla. Prioriteettiluokkien 3 ja 4 kohteilla tehtiin nopea maastokatselmus, jonka aikana avoimet niityt käveltiin läpi perhosia tarkkaillen. Jos perhosia näiltä kohteilta löytyi, laskettiin myös mesikasvit. Kartoituksessa kirjattiin aina ylös säätila (aurinkoisuus ja tuulisuus), inventoijat sekä aloitus- ja lopetusaika.

Pikkuapollon esiintymistä ja runsautta laskettiin tarkkailemalla sekä lentäviä yksilöitä että kasvillisuutta, jossa pikkuapollot usein inaktiivisina oleskelevat. Perhoslaskennassa käveltiin niityn osat systemaattisesti ja lohkoittain läpi poikittain, tavoitteena saada kullakin lohkolla perhoset lentoon laskentaa varten (kuva 6). Jos niitty oli kapea, sen läpi käveltiin pitkittäin. Säätila vaikutti kävelylinjojen väliseen etäisyyteen. Puolipilvisellä säällä, pikkuapollojen ollessa inaktiivisia, poikittaisvälit käveltiin tiuhempaan, noin 10 metrin välein. Aurinkoisella säällä, kun pikkuapollot olivat lennossa eikä niitä tarvinnut saada lentoon tai etsiä heinikosta, kävelylinjojen väliset etäisyydet olivat pitempiä (vrt. Kuussaari ym. 2013). Pikkuapollopopulaation runsausarviona toimi suurin kerralla nähty perhosaikuisten lukumäärä. Laikun keskelle pysähdyttiin vähintään 4 ruudun (200 m) välein. Näissä sijainneissa laskettiin yhtä aikaa lennossa olevien perhosten lukumäärä kyseisessä laikussa joka suuntaan katsottaessa. Pikkuapollon runsautta arvioitiin enintään yksi minuutti ja samalla

havainnointikohdasta otettiin GPS-piste, joka merkittiin paperikarttaan. Arvioita tehtiin laikun koon mukaan. Runsausarvioksi tuli nolla, jos pikkuapolloa ei havaittu laikulla lainkaan.



Kuva 6. Pikkuapolloinventointien kulkutapa niittylaikulla.

Mesikasvien määrää ja laatua laikuilla arvioitiin kaksiosaisesti. Tämä toteutettiin samanaikaisesti pikkuapollokartoituksen kanssa. Laskennassa käytettiin 3-portaista asteikkoa, ja arvio toteutettiin jokaiselta 2500m^2 ruudulta. Mesikasvit laskettiin karkeasti kukkayksikköinä, jossa 5–10 kukkaa tulkittiin yhdeksi ”kukkayksiköksi”. Kukkayksikkö otettiin käyttöön, koska osa kasveista esiintyy monikukkaisina (esim. metsäkurjenpolvi) ja osa yksikukkaisina (esim. huopakeltano). Kirjaamatta jätettiin nuokkuvat kasvilajit kuten ojakellukka (*Geum rivale*) ja pienikokoiset, halkaisijaltaan alle 5 cm mesikasvilajit kuten metsätähti (*Lysimachia europaea*), joita pikkuapollo todennäköisesti ei hyödynnä. Mesikasvirunsaudet ilmoitettiin asteikolla 0–2 (taulukko 4). Ruutukohtaisten arviointien jälkeen elinympäristölaikulle määritettiin ruutujen perusteella laikkukohtainen mesikasviarvio. Laikkukohtaista arviota laskettaessa painotettiin tiheämpiä kasvustoja (ks. taulukko 5).

Vuodenajan ja aikaisemman kohdetiedon (Mussaari 2020) sekä pikkuapollon tunnetun ravinnonvalinnan perusteella mesikasvillisuudesta kirjattiin ylös valikoidut lajit ja lajiryhmät.

Maastokäyntien aikana mesikasveiksi kirjattiin ryhmänä leinikit, karhun-vuohen-ja koiranputket (Apiaceae), virnat (*Vicia*), apilat sekä lajeina metsä- ja verikurjenpolvi ja puna-ailakki (*Silene dioica*). Monet perhosille tiettävästi potentiaaliset mesikasvit kuten kaunokit eivät vielä kukkineet (Rusterholz & Erhardt, 1998). Jos pikkuapollo nähtiin jollain kukalla ruokailemassa, havainto kirjattiin ylös.

Mesikasvien määrän lisäksi ruudulle ja koko laikulle kirjattiin yleinen valtalaji, joka usein oli jokin muu kuin mesikasvi. Valtalajeina olivat usein heinät (Poaceae), järviruoko (*Phragmites australis*), nokkonen (*Urtica dioica*) tai vadelma (*Rubus idaeus*).

Taulukko 4. Mesikasvien runsausasteikko ruutu- ja laikkukohtaisessa aineistossa.

Asteikko	Mesikasvien määrä
0	Alle 10 kukkivaa mesikasvia/a (<1000/ha)
1	10–20 kukkivaa kasvia/a (1000–2000/ha)
2	Yli 20 kukkivaa mesikasvia/a (>2000/ha)

2.2.4. Ilmakuvavertailu

Ilmakuvavertailussa käytettiin paituli.csc.fi-sivuston latauspalvelusta ladattuja, vuoden 2020 ortoilmakuvia sekä Maanmittauslaitokselta tilattuja, sijainnista riippuen joko vuodelta 1998 tai vuodelta 2001 olevia mustavalkoisia ilmakuvia. Kuvat georeferoitiin samalle sijainnille ArcGIS-paikkatietosovelluksessa valiten samoja sijainteja, esimerkiksi mökkirakennukset molemmista ilmakuvista. Ilmakuvavertailussa vertailtiin satunnaisesti valittuja saaria Karhun (2002) raportissa käydyistä saarista selvittämällä avoimien alueiden osuutta saarilla ja niiden yhtenäisyyttä. Kaikki ilmakuvan perusteella selkeästi avoimet alueet rajattiin, ellei kyseessä ollut kallio, jollainen ei ole pikkuapollolle soveltuvaa elinaluetta. Koska vanhat ilmakuvat olivat mustavalkoisia, ei selkeätä ruovikkoaluetta pystynyt rajaamaan erikseen pois, vaan nekin otettiin tarkasteluun mukaan. Valikoitujen saarien digitoiduista niittylaikuista laskettiin pinta-alojen summa, keskiarvo ja mediaani koko kartoitusalueella ja saarikohtaisesti erikseen molempina vuosina sekä laikkujen määrät.

Kari Karhun kartoitussaarista valittiin satunnaisotannalla tarkasteluun kymmenen eri saarta. Selkeästi avoimet alueet rajattiin, mutta avoimet, kallioiset alueet jätettiin rajauksen

ulkopuolelle pikkuapollolle soveltumattomina alueina. Vuoden 2001 rajaus tehtiin ensin. Seuraavaksi rajattiin avoimet alueet uudemmalta ilmakuvalta. Tämän jälkeen tarkasteltiin tarkemmin alueita, jotka näyttivät umpeenkasvaneen 20 vuoden aikana, sillä mustavalkoisen ja värillisen ilmakuvan vertailu ei ole yksiselitteistä.

2.2.5. Aineiston tallennus ja -jatkokäsittely

Kiurunkannus-, pikkuapollo- ja mesikasvi-inventointien jälkeen kartat skannattiin ja tallennettiin erikseen tietokoneen kansioon. Kartoille ja tabletille tehtyjen merkintöjen perusteella havainnot tallennettiin yhtenäiseen Excel-taulukkoon. Taulukossa oli riveittäin tieto jokaisesta saaresta ja nämä saaret oli lajiteltu paikkatiedossa olevan elinympäristölaikun mukaan. Jos saarella oli käyty useamman kerran, merkittiin uusi käynti aina uudelle riville (esimerkiksi pystykiurunkannusinventoinnit tai tarkastuskäynnit). Ensimmäisellä sarakkeella oli saaren nimi ja seuraavilla päivämäärä ja laikulla käynnin vuosiluku. Lisäksi Exceliin kirjattiin paikkatiedossa oleva laikkukohtainen numero, jotta Excelin tieto saatiin synkronoitua paikkatietoon. Taulukossa oli myös pikkuapollon esiintyminen vuonna 2020 ja sen runsaus laikulla, pikkuapollon esiintyminen 2019 sekä vanhat pikkuapollohavainnot runsauksineen. Exceliin koottiin myös koko laikun mesikasviluokka, inventoitujen 2500 m^2 -ruutujen lukumäärä sekä mesikasvilajit tai -heimot ruuduittain.

Yksittäisen laikun mesikasvi-indeksi laskettiin painottamalla laikussa olevia runsaampia mesikasviruutuja, koska oletimme ne perhosten ruokailun kannalta tärkeimmiksi. Muutama harva runsaasti mesikasveja sisältävä ruutu saattaa jo riittää perhosaikuisille. Mesikasvien runsausluokan 0 painotuskerroin oli nolla (eli nämä ruudut jätettiin huomiotta), runsausluokan 1 painotuskerroin oli 0,5 ja runsausluokan 2 painotuskerroin oli 1 (taulukko 5). Näin vähemmän runsaat ruudut eivät laskeneet parempien mesikasviruutujen arvoa.

Myös kiurunkannuksen laikuittaisia tiheyksiä laskettaessa painotettiin tiheämpiä ruutuja. Tiheysluokkiin 0–1 kuuluneet ruudut saivat painokertoimen 0, tiheysluokkiin 2–5 kuuluneet ruudut kertoimen 0,5 ja tiheysluokkiin 6–9 kuuluneet ruudut kertoimen 1 (taulukko 5). Nämä painotukset luokiteltiin vielä luvuin 0–2 sekä mesikasvi- että kiurunkannuslaikkuarvoissa.

Taulukko 5. Kiurunkannus- ja mesikasviruutujen tiheyksien ja runsauksien laskeminen laikkukohtaisesti painotuskertoimineen. Uutta luokkaa käytettiin tilastollisissa analyyseissä.

Kiurunkannus			**Mesikasvit**		
tiheysluokka inventoinneissa	*painotus kerroin /ruutu*	*uusi luokka (0–3)*	*runsausluokka inventoinneissa*	*painotuskerroin /ruutu*	*uusi luokka (0–3)*
0	0–1→0x	0x → **0**	0	0→0x	0x→**0**
1	2–5→0,5x	0,5x-3x→**1**	1	1→0,5x	0,5x-3x→**1**
2	6–9→1x	3,5x-7x→**2**	2	2→1x	3,5x-13x→**2**
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					

2.2.6. Tilastolliset analyysit

Tilastolliset analyysit tehtiin SAS Enterprise Guide 7.1. -ohjelmalla (SAS Institute 2019). Tilastotesteissä vuosien 2019–2020 havainnot yhdistettiin. Mahdollisimman selkeän tuloksen saavuttamiseksi vuoden 2001 ja 2019–2020 havaintojen vertailussa käytettiin vain Karhun raporttien havaintojen niitä elinympäristölaikkuja, jossa oli käyty molempina vuosina. Muista laikuista ei ollut vanhaa tietoa tai tieto oli ”only presence” -muodossa, eikä siksi ollut vertailukelpoista aineistoa. Tutkimuskysymykseen 1 (kts. kpl. 1.5.) ”Miten pikkuapollon populaatio on muuttunut vuodesta 2001 vuoteen 2020?” vastattiin SAS-ohjelmiston GLIMMIX-proseduurilla käyttäen yleistettyjä lineaarisia sekamalleja (engl. *generalized linear mixed models*), sillä aineisto ei jakautunut normaalisti. Pikkuapollon populaatiota verrattiin

sekä binaariseen että runsausdataan. Binaariselle datalle tehtiin logistinen regressio ja sen vaatima logit-linkkifuktio ja runsausdatalle negatiivinen binomijakauma sekä sen vaatima log-linkkifunktio. Näihin testeihin lisättiin vielä LSMEANS-lauseke, joka laskee luokkamuuttujille pienemmän neliösumman keskiarvot luottamusväleineen (cl-lause), jolla vertailtiin vuosien välillä pikkuapollon esiintymistä ja runsautta. Lausekkeeseen lisättiin vielä ilink-funktio, joka muuntaa estimaatit, keskivirheet ja luotettavuusrajat takaisin alkuperäiselle asteikolle. Tutkimuskysymykseen 2 ”Mitkä tekijät selittävät pikkuapollo-populaation muutoksia?” tehtiin myös GLIMMIX-proseduurilla negatiivinen binomijakauma sekä logistinen regressio. Negatiiviseen binomijakaumaan laitettiin selitettäväksi tekijäksi pikkuapollon runsaus ja selittäviksi tekijöiksi elinympäristölaikku, etäisyys lähimpään laikkuun ja etäisyys lähimpään asuttuun laikkuun. Logistinen regressio tehtiin samalla periaatteella, mutta selitettäväksi tekijäksi laitettiin vain tieto siitä, oliko laikussa pikkuapolloa vai ei. Koska testiä tehdessä oli jokaisella elinympäristölaikulla käyty kerran vuonna 2001 ja 2020, tuli ottaa huomion satunnaismuuttujat RANDOM-lauseen välillä sekamallina. Lisäksi negatiivisella binomijakaumalla selvitettiin saarten laikkujen pinta-alaa ja etäisyyttä lähimpään asuttuun laikkuun ja niiden vaikutusta pikkuapollon runsauteen vuonna 2020.

Tilastollisilla malleilla selvitettiin myös vuonna 2020 tehtyjen mesikasvi- ja kiurunkannusinventointien vaikutusta pikkuapollon esiintymiseen ja runsauteen. Analyysit tehtiin myös SAS Enterprise Guide 7.1. -ohjelmalla (SAS Institute 2019) käyttäen samoja GLIMMIX-proseduurin yleistettyjä lineaarisia malleja. Aineistona tässä olivat kuitenkin vain ne vuoden 2020 niittylaikut, joissa oli inventoitu sekä pikkuapolloa, mesikasveja että kiurunkannuksia. Tämä aineisto oli osittain eri kuin Kari Karhun raportin niittylaikut.

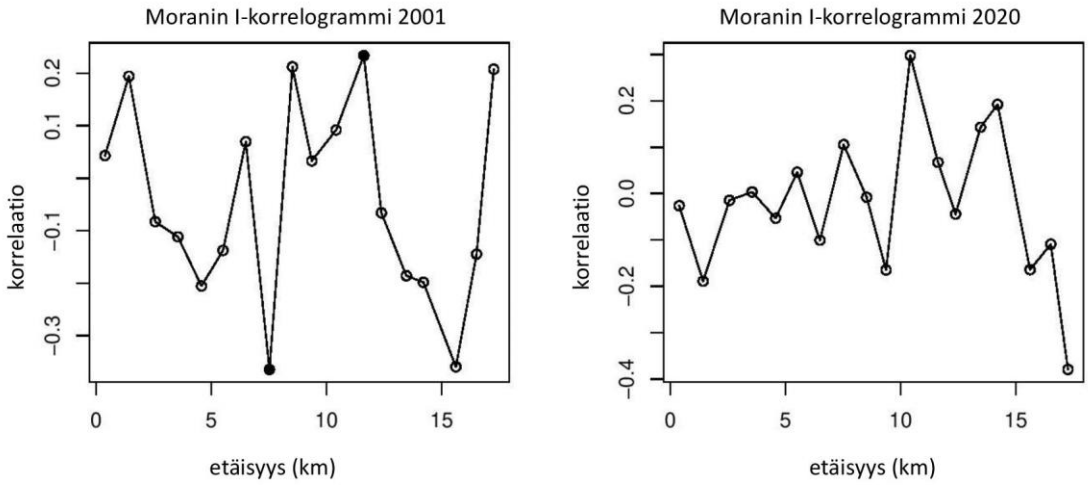
Ilmakuvavertailu vuosien 2001 ja 2020 välillä suoritettiin SAS Enterprise Guide 7.1. -ohjelmalla (SAS Institute 2019) käyttäen parittaista t-testiä testaamaan pinta-alojen erotuksien tilastollista merkitsevyyttä.

2.2.7. Spatiaalinen autokorrelaatio

Tilastollisten analyysien lisäksi aineistosta testattiin spatiaalinen autokorrelaatio Moranin indeksillä, jotta aineisto ei olisi vääristynyt tai ilmentäisi tilastollista merkitsevyyttä liian herkästi. Spatiaalinen autokorrelaatio tarkoittaa sellaista korrelaatiota yhden muuttujan arvojen

välillä, joka on tiukasti yhteydessä havaintoarvojen toisiaan lähellä oleviin sijaintipaikkoihin ja poikkeaa siten klassisesta oletuksesta tilastollisesti riippumattomista havainnoista (Legendre 1993). Spatiaalinen autokorrelaatio tulee testata aineistosta, jotta testitulokset eivät antaisi virheellisiä tai harhaan johtavia tuloksia (Kemppainen 2014). Moranin indeksi I kuvaa muuttujan alueellista jakautumista globaalisti eli koko havaintoalueelta laskemalla keskimäärin eniten havaitun arvon ja sen naapuruston välisten arvojen painotetun keskiarvon välisen korrelaation (Kemppainen 2014). Moranin I -testi testattiin RStudio-ohjelman ncf-paketilla (RStudio 2020), joka otti huomioon pikkuapollon sijainnin ja runsauden esiintymät koordinaattipisteiden avulla.

Spatiaalinen autokorrelaatio testattiin Kari Karhun raportin elinympäristölaikkuihin (n=44) Moranin indeksillä ja havainnoista luotiin korrelogrammi yhden kilometrin etäisyysväleillä (kuva 7). Jokaiselle etäisyysluokalle laskettiin etäisyyksien väliset lukumäärät, keskiarvot, Moranin I:n arvot ja p-arvot. Vuonna 2001 kahdessa välietäisyysluokassa Moranin Indeksin arvo poikkesi satunnaisesta I:n arvosta äärevämpään suuntaan, eli näissä etäisyysluokissa oli korrelaatiota sijainnin suhteen. Näitä havaintoja oli kuitenkin vähän ja vuonna 2020 esimerkiksi yhteyttä sijaintiin ei ollut ollenkaan, joten voidaan olettaa, että aineistoni ei sisällä spatiaalista autokorrelaatiota.



Kuva 7. Moranin korrelogrammit Kari Karhun (2002) raportin niittylaikuista yhden kilometrin etäisyysvälein. Avoimen ympyrän Moranin I:n arvo poikkeaa nollasta (ei korrelaatiota) korkeintaan niin paljon kuin 95 % luokan arvo poikkeaa satunnaisesti (p>0,05). Tumman ympyrän I:n arvo puolestaan poikkeaa nollasta äärevämpään arvoon (sisältää korrelaation, p<0,05).

3. Tulokset

3.1. Elinympäristökuvaukset

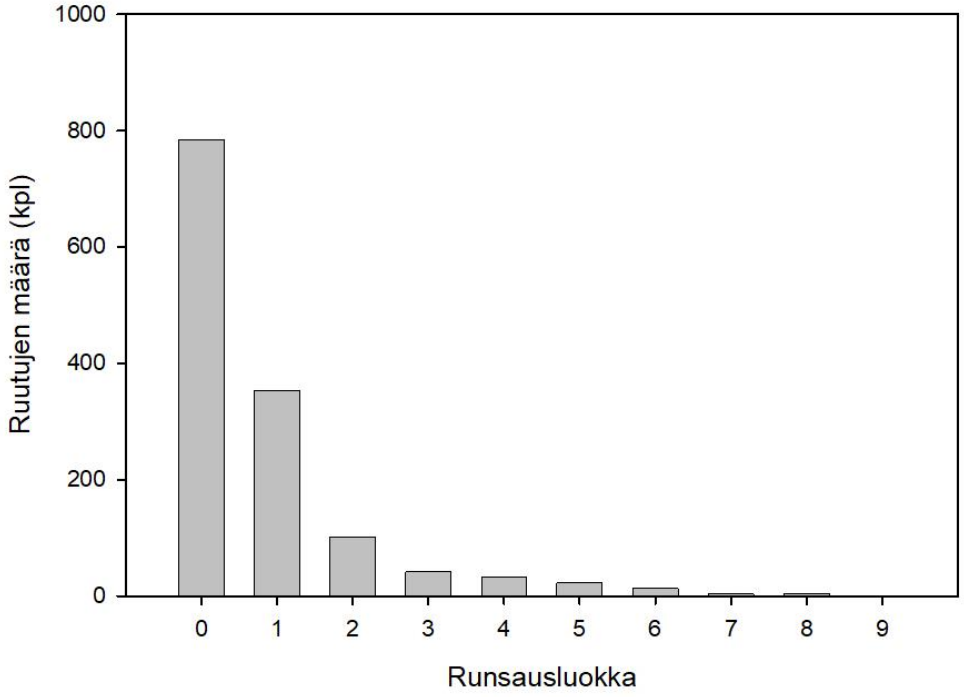
3.1.1. Esiintymislaikkujen määrät ja sijainnit

Kaiken kaikkiaan vuonna 2020 käytiin 173 niittylaikulla, joista 28 laikussa käytiin inventoimassa vain kiurunkannukset. 145 laikusta inventoitiin pikkuapollot, 84 laikusta kiurunkannusta ja 117 laikusta mesikasveja. Pikkuapolloa löytyi 27 laikulta eli vain alle viidennekseltä inventoiduista laikuista.

Esiintymislaikut sijaitsivat kuvan 2 alueella, lähinnä isompien saarien (Houtskari, Korppoo, Iniö) viereisillä pienemmillä saarilla. Suurin populaatiokeskittymä sijoittui kuitenkin Houtskarin Kivimoon.

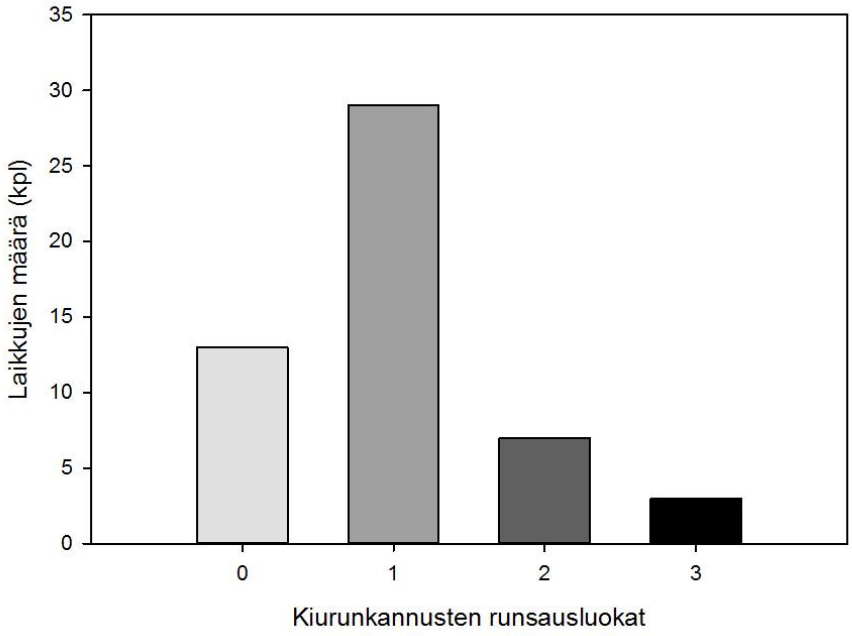
3.1.2. Toukkien ravintokasvit: pysty- ja hentokiurunkannus

Pysty- ja hentokiurunkannusinventoinneissa käytiin läpi yhteensä 84 elinympäristölaikkua ja 1358 2500 m^2 ruutua. Eniten (784 kpl) oli ruutuja, joissa ei ollut lainkaan kiurunkannusta. Tämän jälkeen eniten (455 kpl) oli runsausluokkien 1–2 ruutuja, joissa kiurunkannuksen tiheys 2500 m^2 ruuduilla oli keskimäärin joko 0–0,125 % tai 0,125–0,5 % (kts. taulukko 3). Tiheydeltään suurimman luokan (9) ruutuja ei ollut lainkaan, ja tiheysluokkien 7–8 ruutuja yhteensä vain 8 kappaletta (kuva 8).



Kuva 8. Kiurunkannusten runsausjakauma inventoiduissa ruuduissa (n=1358).

Kiurunkannusten ruutukohtaisen 0–9-luokkaisen tiheysarvon avulla laskettiin laikkukohtainen tiheys asteikolla 0–3 painottaen tiheämpikasvuisia ruutuja (taulukko 5). Laikkukohtainen tiheys laskettiin, sillä pelkän keskiarvon ei katsottu kuvaavan laikun merkitystä habitaattiaan valitsevalle lentävälle perhosaikuiselle. Niittylaikut pyrittiin käymään tarkasti läpi myös reunaosiltaan, sillä puustoinen niityn reuna tunnetaan parhaana pikkuapollon toukkaympäristönä (Kuussaari ym. 2013). Kiurunkannusrunsaudeltaan eniten oli tiheysluokan 1 laikkuja (n=29, kuva 9). Seuraavaksi eniten oli niittylaikkuja, joissa tiheys oli 0 eli kasvit käytännössä puuttuivat (n=13). Tiheysluokan 2 niittylaikkuja oli yhteensä seitsemän ja luokan 3 niittylaikkuja kolme kappaletta.



Kuva 9. Kiurunkannusten laikkukohtaiset runsaudet niillä laikuilla, joilta inventoitiin myös pikkuapollot (n=52, ka=1, md=1).

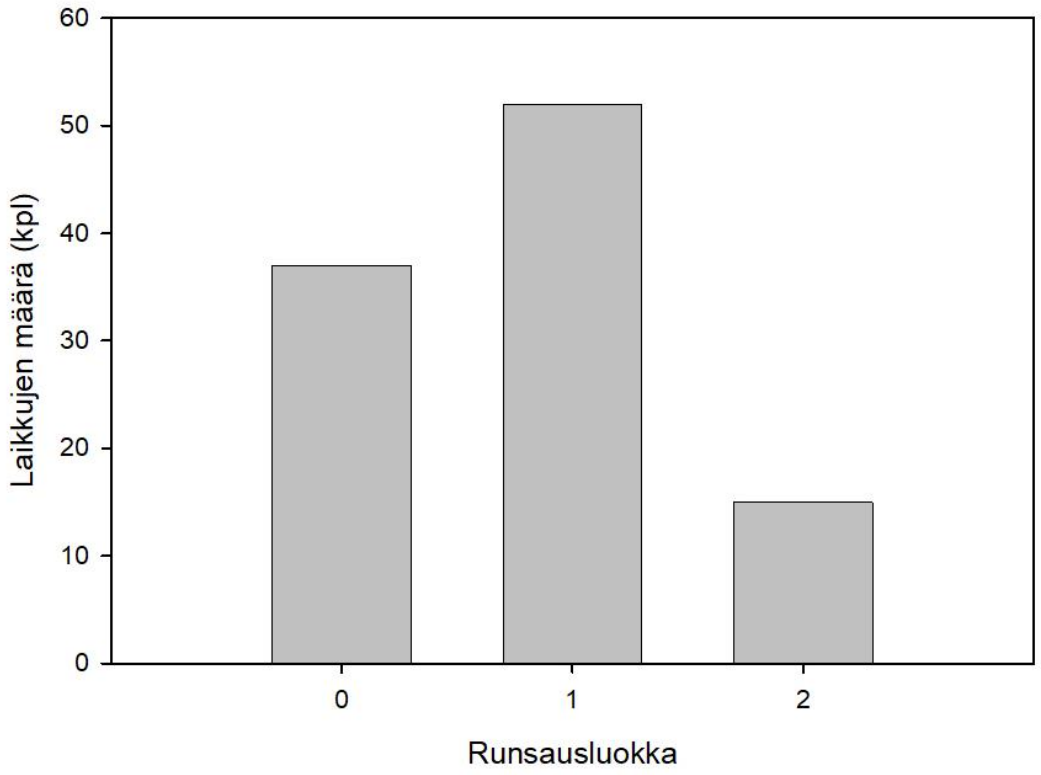
Pikkuapolloa inventoitiin yhteensä 52 sellaiselta niittylaikulta, joilta inventoitiin myös pysty- tai hentokiurunkannusta. Näiltä elinympäristölaikuilta pikkuapolloa havaittiin yhteensä 18 eri laikulta (osuus 34,6 %). Niistä niittylaikuista, joilla pikkuapolloa ei havaittu, 15 oli pikkuapolloja sisältäneiden laikkujen lähilaikkuja. Niistä laikuista, joissa pikkuapolloa havaittiin, kaksi laikkua oli sellaisia, joista pystykiurunkannukset puuttuivat (tiheys 0), mutta kaikilla muilla pikkuapollon asuttamilla laikuilla pystykiurunkannusta kasvoi.

3.1.3. Mesikasvit

Vuonna 2020 mesikasvit laskettiin yhteensä 562:lta 2500 m^2 ruudulta. Yli puolella ruuduista (342:lla) mesikasvien runsausluokaksi saatiin 0, eli alle 10 yksilöä/aari (kts. taulukko 4). Mesikasvikeskittymiä oli 27 eri ruudulla. 193 ruudussa mesikasvien runsausluokaksi arvioitiin joko 1 tai 2.

Myös mesikasvien tiheys määritettiin laikkukohtaisesti tiheämpiä ruutuja painottaen (taulukko 5). Kesän 2020 inventoinneissa mesikasvitiheys pystyttiin ilmoittamaan yhteensä 104 niittylaikulta (kuva 10). Pikkuapolloa löytyi yhteensä 27:ltä eri laikulta, joista laskettiin myös

mesikasvit. Näistä laikuista 8:lla laikulla mesikasviluokka oli 0, 1-luokan laikkuja oli 14 ja 2-luokan laikkuja 5. Käydyistä laikuista 77 oli sellaisia, joista ei löytynyt pikkuapolloa. Näistä laikuista 29 oli 0-luokan, 38 1-luokan ja 10 2-luokan laikkuja.



Kuva 10. Mesikasvirunsaudet laikkukohtaisesti (n=104, ka=0,87, md=1).

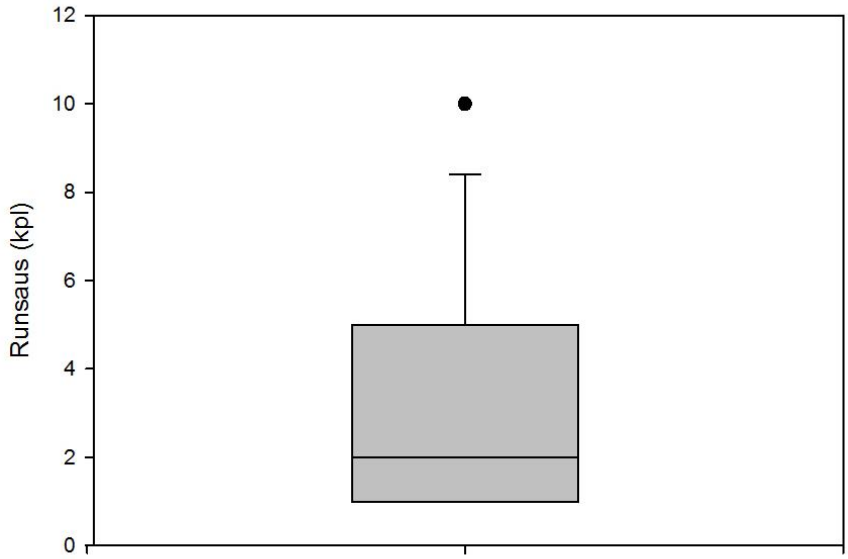
Mesikasvilaskennoissa tarkasteltiin samalla kasvillisuuden laatua yleisemmin ja mesikasvilajiston monipuolisuutta. Niistä 492 ruudusta, joista valtalajit kirjattiin, 452 ruutua oli ainakin osittain heinävaltaisia. Inventoinneissa havaittiin vain 6 ruutua, joiden valtalajeina olivat mesikasvit. Lopuissa havainnoista valtalajina oli jokin muu kuin mesikasvit, heinät, järviruoko, nokkonen tai vadelma.

Mesikasveista ruuduilla tavattiin leinikkejä (234 ruutua), vuohen-, koiran- tai karhunputkea (104 ruutua), metsä- tai verikurjenpolvea (91 ruutua), puna-ailakkia (47 ruutua), apiloita (38 ruutua), virnoja (10 ruutua) ja muita mesikasveja (49 ruutua). Pikkuapolloa nähtiin ruokailemassa metsä- tai verikurjenpolvella, apiloissa, virnoissa ja mäkitervakossa, mutta ei kertaakaan esimerkiksi leinikeissä tai putkissa, jotka kuitenkin olivat niittyjen runsaimpia mesikasveja.

3.2. Pikkuapollon esiintyminen ja siihen vaikuttavat tekijät

Vuoden 2020 pikkuapolloinvenneissa käytiin yhteensä 145 elinympäristölaikulla. Tavoitteena oli ehtiä käydä kaikilla prioriteetin 1 ja 2 kohteilla (131 laikkua), missä myös onnistuttiin. Loput kohteista olivat 3- ja 4-prioriteettien elinympäristölaikkuja. Pikkuapolloa löytyi yhteensä 27:ltä eri laikulta. Pikkuapollon vanhoja, 2000-luvulta tehtyjä havaintoja oli yhteensä 53 eri laikulla. Vuonna 2020 pikkuapollohavainnot keskittyivät selvästi (92,6 %) edelleen samoille paikoille, joissa lajia oli havaittu 2000-luvun alussa, tai niiden välittömään läheisyyteen. Havaintopaikoista 17 oli samoja laikkuja kuin 2000-luvun alussa, ja lisäksi 8 kesällä 2020 asuttua laikkua sijaitsi alle 0,5 kilometrin etäisyydellä 2000-luvun alun asutusta laikusta. Kokonaan uusia laikkuja, joilta ei ollut aiempia pikkuapollohavaintoja, oli vain kaksi. 18 havainnoista oli pienemmiltä saarilta ja 9 Houtskarin Kivimosta.

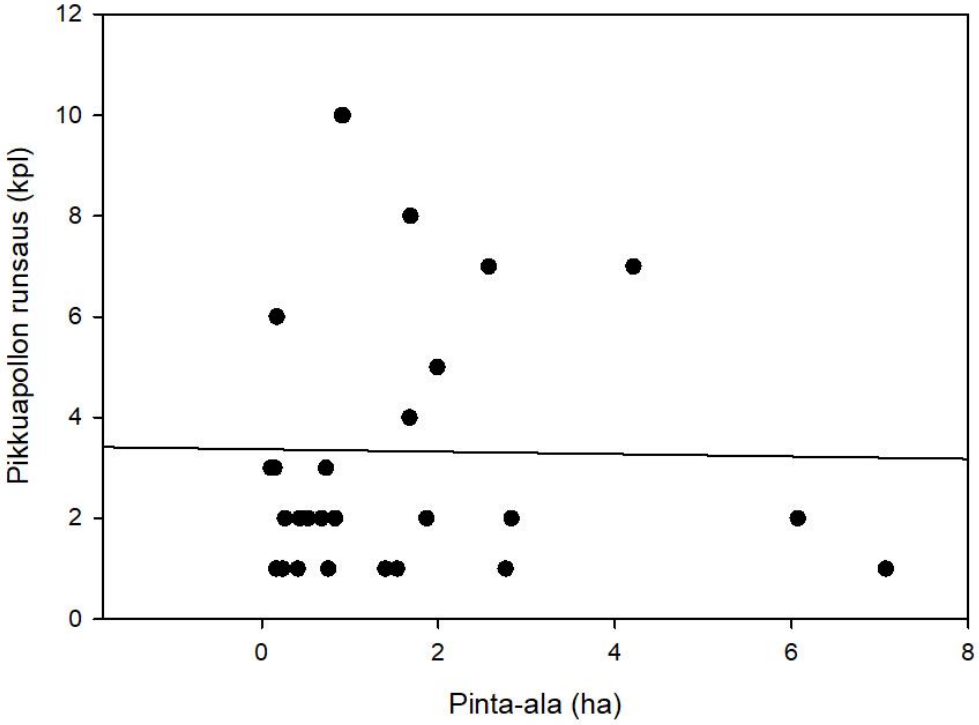
Pääosalla esiintymistä pikkuapolloja havaittiin 1–5 yksilöä. Suurin yksilömäärä, jota pikkuapolloa tavattiin kerralla yhdellä laikulla, oli 10 (kuva 11).



Kuva 11. Runsaus laikuilla, joilla tavattiin pikkuapolloa. N=27, keskiarvo=3, Md=2 (saarilta, joilla käytiin useaan kertaan, merkittiin suurin havaittu yksilömäärä).

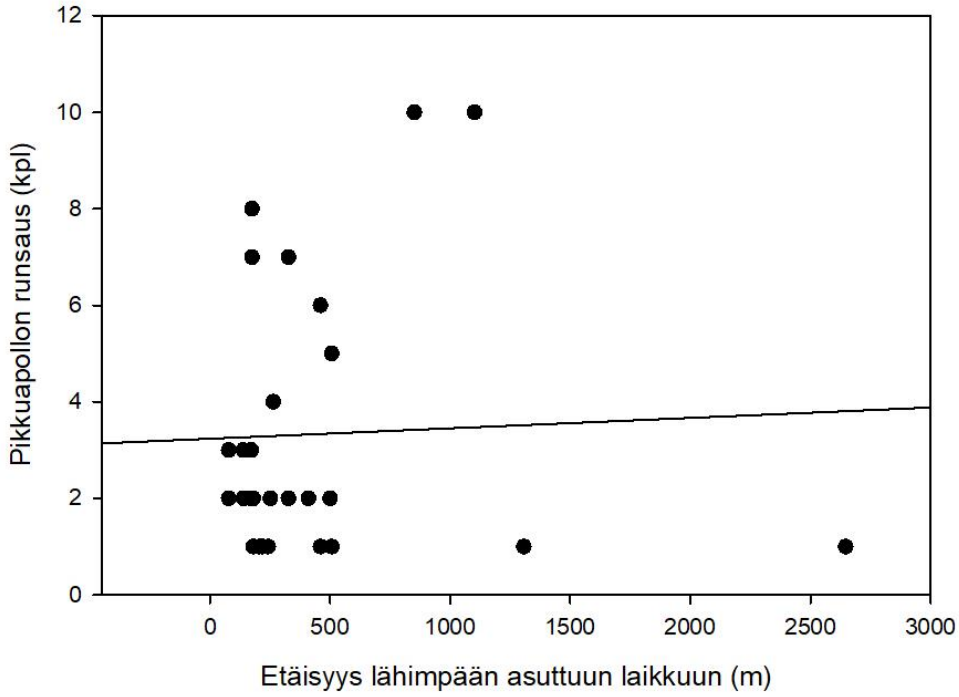
3.2.1. Pikkuapollon metapopulaatiorakenne 2019–2020

Metapopulaatioteorian oletusten testaamiseksi pikkuapollot inventoitiin kaikissa 2000-luvun alun inventoiduissa laikuissa ja lisäksi niissä laikuissa, jotka sijaitsivat alle 0,5 kilometrin etäisyydellä vanhasta tunnetuista laikuista (kts. kpl 1.3.3.). Pienin niittylaikku, joka otettiin kartoitukseen mukaan, oli 0,07 hehtaaria ja suurin puolestaan 44 hehtaaria, mutta suurin osa tutkituista niittylaikuista oli laajuudeltaan 0,1–3 hehtaaria. Pikkuapollon asuttamien nittylaikkujen pinta-alat vaihtelivat 0,1 hehtaarista 7 hehtaariin (kuva 12). Laikun pinta-alalla ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää yhteyttä pikkuapollon runsauteen ($F_{1,24}$<0,001; p=0,95).



Kuva 12. Pikkuapollon havaitut yksilömäärät 2020 suhteessa niittylaikkujen pinta-alaan (ha) (n=27).

Kuva 13 havainnollistaa pikkuapollojen lukumäärän laikuilla suhteessa perhosen asuttaman laikun etäisyyteen lähimpään toiseen asuttuun laikkuun. Tilastollisesti merkitsevää riippuvuutta yksilömäärien ja laikkuetäisyyksien välillä ei kuitenkaan havaittu ($F_{1, 24}$=0,02; p=0,90).



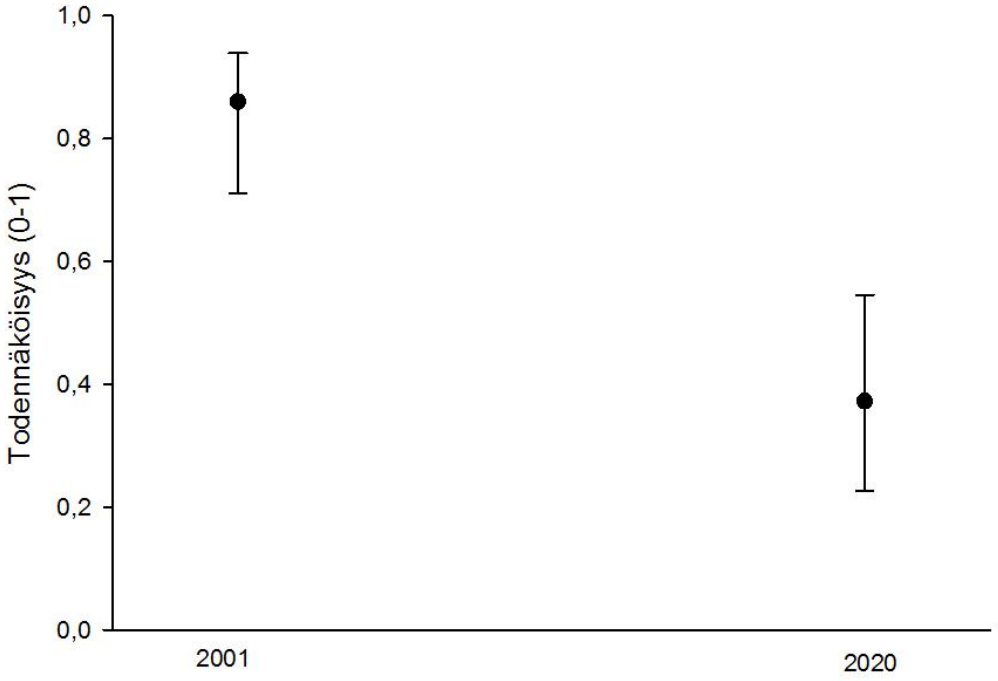
Kuva 13. Kesällä 2020 havaittujen pikkuapollolaikkujen etäisyys lähimpään asuttuun niittylaikkuun (n=27).

3.2.2. Pikkuapollon esiintyminen ja runsaus tutkimusvuosina sekä esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat tekijät

Karhu (2002) inventoi työryhmineen 2000-luvun alussa 41 eri saarta, joista yksi oli Houtskarin Kivimo, josta tunnettiin runsaasti vanhoja havaintoja. 2000-luvun havainnoissa pikkuapolloja tavattiin yhteensä 25 saarella, joista yksi oli juuri Kivimo. Vuonna 2020 pikkuapolloa tavattiin vain 11 eri saarella, joista kahdella saarella havainnot jäivät epävarmoiksi. Pikkuapolloa tavattiin lisäksi yhdellä uudella saarella, josta ei ollut aikaisempia havaintoja.

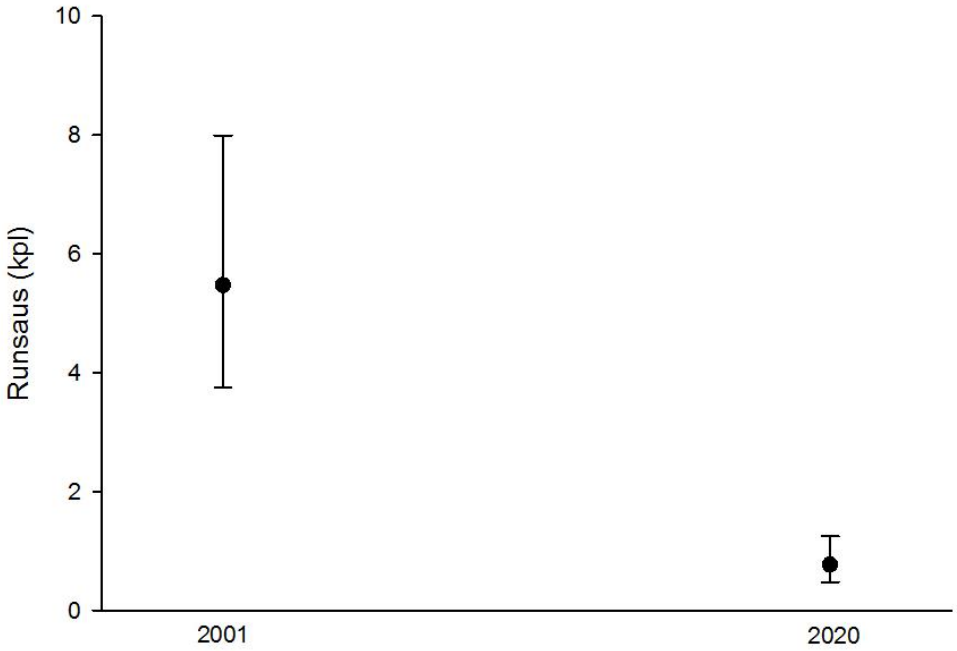
Vuosina 2019–2020 käytiin läpi yhteensä 173 elinympäristölaikkua, joista pikkuapolloa tavattiin yhteensä 27 eri niittylaikulla. Kuten edellä todettiin, useimmat havainnoista olivat vanhastaan tunnetuilta laikuilta tai lähiympäristöstä. Kokonaan uusia esiintymiä havaittiin vain 2, joista molemmat olivat samalla saarella. Kun pikkuapollon asuttamia laikkuja oli 2000-luvun alussa ollut 53, oli niitä 2019–2020 enää 27, joten pikkuapollon esiintymisalue on miltei puolittunut 20 vuoden takaisesta kartoituksesta.

Pikkuapollopopulaation tilan muutoksia 20 vuoden takaisiin havaintoihin (Karhu 2002) testattiin sekä negatiivisella binomijakaumalla runsaussuhteisiin että logistisella regressiolla esiintyy/ei esiinny -dataan. Molemmilla testeillä selvisi, että todennäköisyys löytää pikkuapolloa eroaa tilastollisesti merkitsevästi vuosien 2001 ja 2020 välillä (negatiivinen binomi: $F_{1, 50,6}$=59,55; p<0,0001; logistinen regressio: $F_{1, 84}$=17,78; p<0,0001). Vuonna 2020 todennäköisyys löytää pikkuapollo oli hieman alle 40 %, kun taas vuonna 2001 todennäköisyys oli ollut noin 85 % (kuva 14).



Kuva 14. Todennäköisyys löytää pikkuapollo Kari Karhun tutkimusalueen niittylaikuilta vuosina 2001 ja 2020 (n=88).

Vuonna 2001 asutuilla pikkuapollolaikuilla tavattiin keskimäärin vajaat kuusi yksilöä, vuonna 2020 vain yksi yksilö (kuva 15).



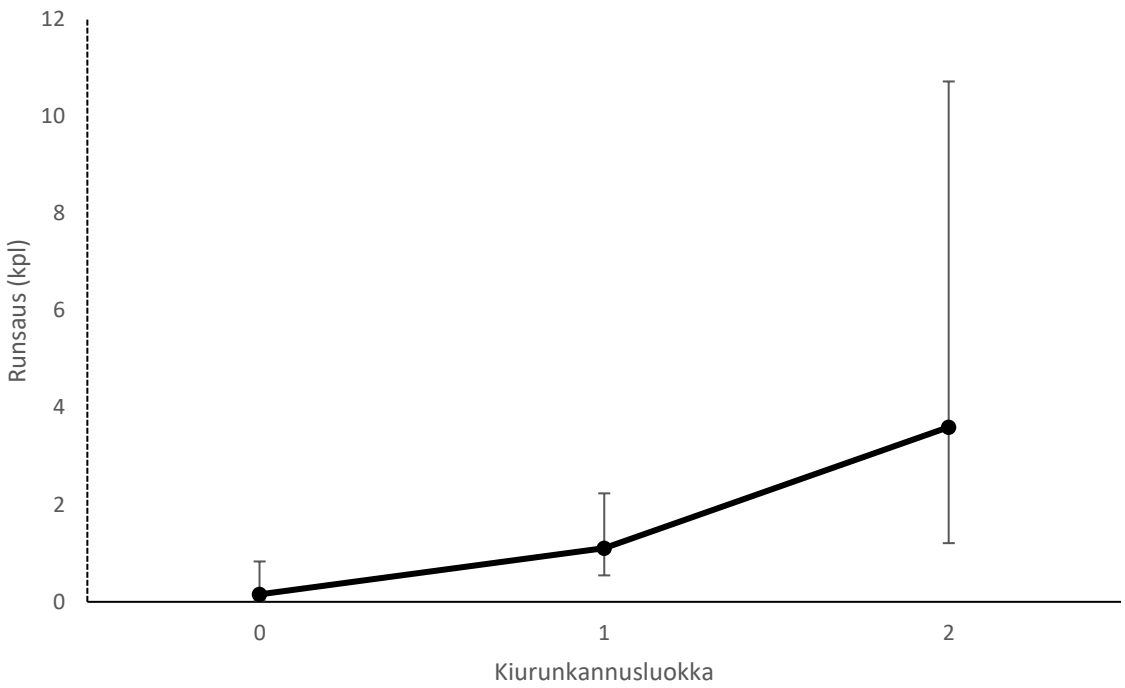
Kuva 15. Pikkuapollon keskimääräinen runsaus laikuilla Kari Karhun tutkimusalueella vuosina 2001 ja 2020 (n=88).

Pikkuapollon esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä testattiin vertailemalla Kari Karhun (2002) raportissa mukana olleita niittylaikkuja vuosina 2001 ja 2020. Havaintolaikkuja oli siten yhteensä 88, 44 kummaltakin vuodelta. Pikkuapollon esiintymiseen vaikuttavista tekijöistä testattiin sekamalliksi muotoilulla yleistetyllä lineaarisella mallilla etäisyys lähimpään laikkuun (m), etäisyys lähimpään asuttuun laukkuun (m) sekä vuosi (2001 tai 2020). Tuloksista selvisi, että vuodet 2001 ja 2020 eroavat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (kuvat 14–15; taulukko 6). Lisäksi pikkuapollon runsauteen vaikuttaa tilastollisesti merkitsevästi etäisyys lähimpään asuttuun laikkuun. Muissa selittävissä tekijöissä selitysasteen arvo oli niin alhainen, etteivät nämä tekijät selittäneet tilastollisesti merkitsevällä tavalla pikkuapollon esiintymistä tai runsautta.

Taulukko 6. Yleistetyn lineaarisen mallin analyysin parametriestimaatit (b), vapausasteet (df), F-testisuureen arvot sekä p-arvot pikkuapollon esiintymiselle ja runsaudelle niittylaikuilla vuosina 2001 ja 2020, n=88. HUOM: esiintyminen-datassa parametriestimaatit on ilmoitettu logit-linkkifunktion muunnoksen jälkeen sekä runsausdatassa parametriestimaatit on ilmoitettu log-linkkifunktion muunnoksen jälkeen.

		b	F	df	p
Esiintyminen (on/ei)	vuosi	2,34	17,78	1, 84	<0,0001
	etäisyys lähimpään laikkuun	-0,00150	0,88	1; 37,7	0,35
	etäisyys lähimpään asuttuun laikkuun	-0,00023	2,04	1; 45,39	0,16
Runsaus (kpl)	vuosi	1,96	59,55	1; 50,6	<0,0001
	etäisyys lähimpään laikkuun	-0,00059	0,46	1; 16,72	0,52
	etäisyys lähimpään asuttuun laikkuun	-0,00024	4,45	1, 41,11	0,04

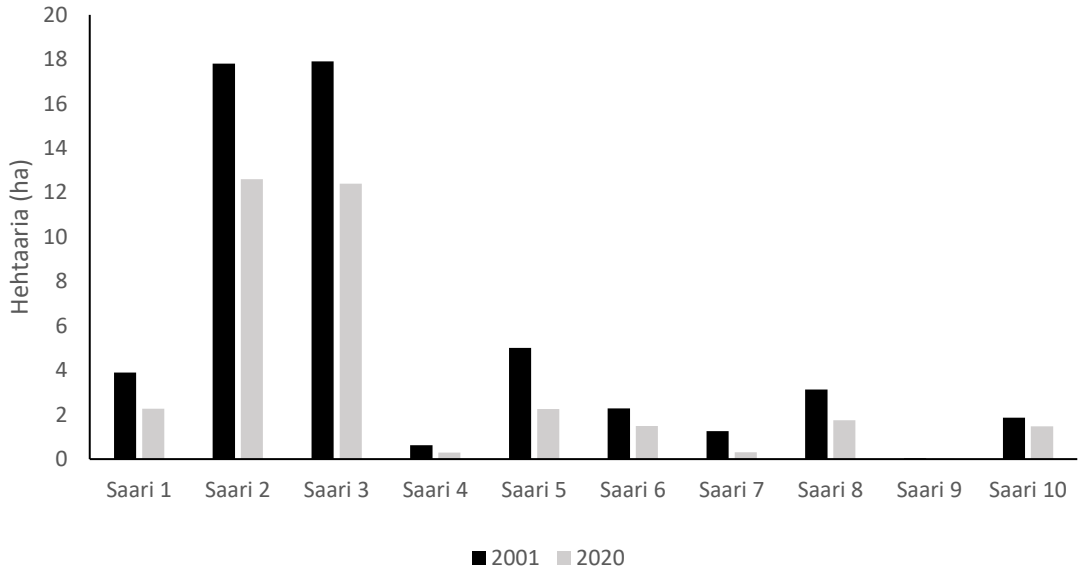
Koska vuonna 2001 ei oltu laskettu mesikasvien eikä kiurunkannusten runsautta, niiden merkitystä testattiin erikseen vain vuodelta 2020 niiltä laikuilta, joilta oli inventoitu sekä pikkuapolloa, mesikasveja että kiurunkannusta. Nämä laikut eivät olleet yhteyksissä Kari Karhun raportin niittylaikkuihin. Kiurunkannusten ja mesikasvien tiheys testattiin tässä testissä asteikolla 0–2, jotka oli suhteutettu laikuittain ruutudatasta tiheämpiä ruutuja painottaen (kts. taulukko 5). Tilastollisesti merkitsevä riippuvuus saatiin pikkuapollojen runsauden ja kiurunkannuksen runsauden välille ($F_{2,\ 49}$=5,07; p=0,01) (kuva 16). Kiurunkannukset vaikuttivat myös suuntaa antavasti pikkuapollon esiintymiseen (on/ei), mutta tulos ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($F_{2,\ 49}$=2,25; p=0,116). Mesikasvit eivät vaikuttaneet pikkuapollon esiintymiseen ($F_{2,101}$=0,93; p=0,397) eivätkä runsauteen ($F_{2,101}$=0,24; p=0,786). Laikkuja, joista olisi inventoitu sekä pikkuapolloa, mesikasveja että kiurunkannusta, oli niin niukasti (n=23), että niiden yhdysvaikutusten testaaminen ei antanut SAS-ohjelmalla tuloksia.



Kuva 16. Pikkuapollon yksilömäärän riippuvuus kiurunkannusten runsaudesta laikulla (n=52).

3.2.3. Vuosien 2001 ja 2020 ilmakuvien vertailu

Ilmakuva-analyysin perusteella avoimien pinta-alojen osuus oli vähentynyt vuosien 2001 ja 2020 välisenä aikana. Satunnaistamisen jälkeen yhteensä 10 Karhun (2002) tutkimusalueen saarta otettiin vertailuun mukaan. Vuonna 2001 näiden saarien täysin avoimien laikkujen yhteenlaskettu pinta-ala oli 53,74 hehtaaria (Ka=0,99 ha; Md=0,51 ha; n=54), kun taas vuonna 2020 avoimien laikkujen pinta-ala samoilla saarilla oli enää 34,87 hehtaaria (Ka=0,63 ha; Md=0,32 ha; n=55). Avoimien laikkujen pinta-alat olivat saarilla tilastollisesti merkitsevästi pienemmät kuin vuonna 2001 (t_9=-3,02; p=0,0144; kuva 17). Keskimäärin saarten avoimet laikut olivat pienentyneet vuosien välillä noin 1,9 hehtaarilla (95 % CL=-3,3113 ja -0,4767).



Kuva 17. Avoimien laikkujen yhteenlasketut pinta-alat saarikohtaisesti (n=10) vuosina 2001 ja 2020.

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Tulokset suhteessa tutkimuskysymyksiin

Ensimmäinen tutkimuskysymykseni oli ”Miten pikkuapollon populaatio on muuttunut vuodesta 2001 vuoteen 2020?”. Hypoteesina oli, että populaation tila on heikentynyt 20 vuoden aikana. Tämä osoittautui paikkansa pitäväksi. Kun vuonna 2001 pikkuapolloja oli tutkimusalueella havaittu 53 eri laikulta, tavattiin niitä nyt vain 27 eri laikulta. Vaikka pikkuapollon tiedetään lentävän vain aurinkoisella säällä, inventointia tehtiin myös puolipilvisellä säällä. On kuitenkin epätodennäköistä, että joltain käydyltä alueelta pikkuapollo olisi jäänyt havaitsematta, sillä puolipilvisellä säällä niityillä pyrittiin kulkemaan tiheämpään. Muiden päiväperhosten tapaan pikkuapollon aktiivisuus painottuu päiväsaikaan, jolloin kartoituksetkin pääasiassa tehtiin. Joissain tapauksissa kuitenkin osa inventoinneista tehtiin aikaisin aamulla tai alkuillasta, mutta kuitenkin niin, että voitiin olettaa pikkuapollon olevan lennossa.

Kannan pienentymisen todennäköisimpänä syynä on perinnebiotooppialueiden umpeenkasvu, minkä tiedetäänkin olevan pikkuapollon säilymisen suurin uhkatekijä (Väisänen & Somerma 1985; Ikonen ym. 2006; Liukko ym. 2008). Umpeenkasvu on haaste myös muille lajeille ja aiheuttaa elinympäristöille kasviston yksipuolistumista (Korvenpää ym. 2003). Saaristomerellä perinnemaisemien umpeenkasvu ja sen aiheuttama monimuotoisuuden hupeneminen on tiedetty jo pitkään, jonka takia monet viranomaistahot, kunnat, yliopistot, vapaaehtoistahot ja maanomistajat yhteistyössä ovat ryhtyneet toimiin perinnebiotooppien suojelemiseksi (Lindgren 2001; Bonnevier 2019).

Toinen tutkimuskysymys oli ”Millaisista tekijöistä pikkuapollon esiintyminen ja runsaus ovat riippuvaisia?”. Hypoteesini oli, että pikkuapollon esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat aikuisvaiheen mesikasvien saatavuus, toukkavaiheen ravintokasvin kiurunkannuksen saatavuus sekä sopivien elinympäristöjen kytkeytyneisyys. Hypoteesi ei kaikilta osin saanut vahvistusta, sillä ainoastaan kiurunkannusten määrä sekä etäisyys lähimpään asuttuun laikkuun vaikuttivat merkitsevästi pikkuapollon runsauteen. Monilla saarilla, joilla pikkuapolloa ei esiintynyt lainkaan, oli laikuilla poikkeuksellisen paljon mesikasveja, ja taas vastaavasti osassa laikuista, joiden mesikasvirunsaus oli vain muutama kasvi koko laikulla, saattoi elää useitakin

pikkuapolloyksilöitä. Monilla pikkuapolloa sisältävän 0-luokan mesikasvilaikkujen viereisillä laikuilla esiintyi mesikasveja.

Selvää on, että toukan ravintokasvin esiintyminen saarella on välttämätöntä populaation muodostumiselle ja säilymiselle. Tutkimukseni osoitti odotetusti, että kiurunkannusten määrä vaikuttaa pikkuapollon runsauteen, eli pikkuapolloa löytyi enemmän sellaisilta laikuilta, joilla kasvoi runsaasti kiurunkannusta.

Tutkimukseni vahvistaa myös elinympäristöjen kytkeytyneisyyden merkityksen pikkuapollon metapopulaatiorakenteen säilymiselle. Pikkuapollon runsauteen tietyllä niittylaikulla vaikutti merkitsevästi etäisyys lähimpään asuttuun laukkuun. Tekemäni ilmakuvavertailu osoittaa pikkuapollon tilanteen huonontuneen kahdessa vuosikymmenessä selvästi elinympäristöjen kytkeytyneisyyden näkökulmasta. Ilmakuvavertailussa selvitin avoimien laikkujen pinta-alojen muutoksia vuoden 2001 ja 2020 välillä. Kahden ajankohdan ilmakuvavertailuissa vuoden 2001 ilmakuvat olivat mustavalkoisia ja talviaikaan otettuja, kun taas vuoden 2020 ilmakuvat olivat värillisiä ja kesäaikaan otettuja. Tämä loi haasteita avoimien alueiden rajauksiin, kun vuoden 2001 ilmakuvista lehtipuiden lehvästön peittävyyden erottaminen on värikuvia haastavampaa. Tämä on voinut aiheuttaa systemaattista virhettä siten, että vuoden 2001 niittyalat olivat jonkin verran yliarvioituja. Satunnaisesti valituissa kymmenessä seurantasaaressa niittylaikkujen kokonaisala oli vuodesta 2001 pienentynyt noin 19 hehtaarilla. Jokaisessa näistä saarista niittyala oli vuonna 2020 pienempi kuin 2001. Toisaalta asuttuja laikkuja oli näillä saarilla yksi enemmän kuin 2001, mikä lienee johtunut aiemmin yhtenäisen niityn jakautumisesta kahteen erilliseen osaan umpeenkasvun myötä. Tulos tukee sitä, että umpeenkasvua todella tapahtuu ja että tämä voi vaikuttaa pikkuapollon vähentymiseen kytkeytyneisyyttä vähentämällä. Myös Luoto ja muut (2002) totesivat tutkimuksessaan, että kytkeytyneisyys laikkujen välillä lisää pikkuapollon esiintymisen todennäköisyyttä ja populaation säilymisen mahdollisuuksia.

4.2. Tulosten merkitys pikkuapollon seurannan ja hoidon kannalta

Pikkuapollon populaation tila Saaristomerellä oli inventointien perusteella selvästi heikentynyt 20 vuoden aikana, joten tehostettuja suojelutoimia perustellusti tarvitaan. Pikkuapollo lisättiinkin vuonna 2020 kiireellisesti suojeltavien lajien listalle (Mussaari 2020). Kiireellisesti suojeltava laji nimetään asiantuntijatyöryhmässä, ja luokittelun saaneen lajin

esiintymispaikoilla on käynnistettävä turvaamistoimia viiden vuoden kuluessa (Kemppainen & Kaipiainen-Väre 2017). Väisänen & Somerma (1985) toteavat tutkimuksessaan, että lyhyellä aikavälillä populaatiokoon pitäisi olla vähintään 50 yksilöä selviytyäkseen, ja että pitkällä aikavälillä pienimmän elinkykyisen populaation (*MVP*) tulisi olla vähintään 500 yksilöä (Primack 2018). Vuoden 2020 käyntien perusteella näyttää, että Saaristomeren populaatiot ovat erittäin pieniä: jo vuonna 1984 vain muutama populaatio täytti pitkän aikavälin pienimmän elinkykyisen populaation raja-arvon (Väisänen & Somerma 1985). Pikkuapollon lentoaika on melko lyhyt, vain muutama viikko alkukesästä, joten populaatiokoon päivittäinen vaihtelu on tämän takia suurta (Karhu 2002). Absoluuttisia populaatiokokoja onkin tämän vuoksi vaikea tarkastella vain yhden käyntikerran perusteella. Osalla kohteista teimme kuitenkin täydentäviä testikäyntejä tarkastaaksemme lentojen alkamista ja päättymistä. Pikkuapollon lennon aikana tarkastelimme tunnetulla pikkuapollosaarella yksilömääriä 4.6., 17.6. ja 23.6. Vuonna 2019 käytyjä saaria oli 12 ja 2020 käytiin yhteensä 42 eri saarella.

Useampi näistä populaatioista on muodostanut Saaristomerellä metapopulaatiorakenteen, kun laadukasta elinympäristöä on ollut paljon tarjolla. Metapopulaatiorakenne on kuitenkin pirstoutunut ja kutistunut perinnebiotooppien umpeenkasvun edetessä (Mussaari, 2020). Kuten edellä on todettu, pikkuapollon säilymisen yksi suurimpia uhkatekijöitä on juuri umpeenkasvu (Välimäki ym. 2000), joten tämäkin tutkimus puhuu avoimien alueiden ennallistamisen tärkeyden puolesta.

Tämän tutkimuksen tulokset kannustavat myös kiurunkannusalueiden lisäämiseen, joten niittyalueiden lisäksi huomiota olisi kiinnitettävä reuna-alueiden puustoon sekä umpeenkasvaneihin hakamaihin, joilla kiurunkannus pääsääntöisesti kasvaa. Vaikka tässä tutkimuksessa mesikasvit eivät näyttäneet vaikuttavan pikkuapollon esiintymiseen ja runsauteen, on hyvin todennäköistä, että saaristossa lyhyellä tähtäimellä mesikasvit ja kiurunkannus vaikuttavat ratkaisevasti pikkuapollon säilymiseen parantamalla munintamenestystä, sillä pikkuapollo tyypillisimmin munii kiurunkannuksia kasvaville paikoille ja toisaalta mesikasvit ovat pikkuapollon munantuotolle välttämättömiä (Nieminen 2017; Mussaari 2020). Tästä syystä hoitotoimissa tullaan keskittymään myös mesikasvien määrän lisäämiseen. Mesikasvien ja kiurunkannuksen määrän kehitystä voidaan seurata inventoinneissa luodun referenssitilan avulla (ruutukohtainen tieto).

Pikkuapolloaikuisten tiedetään käyvän pääasiassa ruokailemassa metsäkurjenpolvella (Saaristossa myös verikurjenpolvella), apiloilla, ohdakkeilla (Väisänen & Somerma 1985), mäkitervakoilla (Brattström ym. 2007) sekä leinikeillä, keto-orvokilla ja voikukilla (Kuussaari

ym. 2013). Tässä tutkimuksessa pikkuapollon nähtiin ruokailevan vain metsä- ja verikurjenpolvella, apiloissa, virnoissa ja mäkitervakoissa. Koko tutkimusaineiston 573:sta 2500 m^2:n ruudusta, joissa jotain mesikasvia havaittiin, vain 24 %:ssa (n=139) havaittiin pikkuapollolle mesikasvien osalta kelpaavia mesikasvilajeja. Todellisuudessa pikkuapollolle kelvollisia mesikasviruutuja on ollut enemmän, sillä monissa muissa tutkimuksissa pikkuapollon on nähty ruokailevan myös muilla kuin edellä mainituilla mesikasveilla (Väisänen & Somerma 1985; Brattström ym. 2007; Kuussaari ym. 2013). Ruutujen mesikasvilajiston yksipuolisuus ja heinien suhteellinen runsaus aiheuttavat huolta. Monipuolinen niittykasvillisuus on perhosaikuisten ravinnon lähteenä luotettavampi kuin yksipuolinen. Yhden kasvilajin vuosittaiset vaihtelut eivät näin hyvällä niityllä välttämättä johda pikkuapollon vähenemiseen, mutta vähälajisella näin voi käydä (Mussaari 2021). Koska niittylaikkujen koon ja pikkuapollojen määrän välillä ei havaittu yhteyttä tässä tutkimuksessa, voidaan olettaa, että laadulliset tekijät ovat merkittävässä asemassa populaatiokoon taustatekijänä. Näihin voimme vaikuttaa elinympäristön kunnostuksella ja luonnonhoidolla.

Pikkuapollon esiintymiseen vaikuttavien tekijöiden lisäksi kohteilla on mahdollisesti sukupuuttovelkaa (engl. *extinction debt*), sillä monien Saaristomeren niittyjen elinympäristöjen laatu on ollut jo pitkään alhainen ja laikulta toiseen siirtyminen on hankalaa, sillä etäisyydet monien laikkujen ja saarien välillä ovat yli 0,5 kilometriä (Mussaari 2020). On tiedossa, että pikkuapollo ei usein liiku kovin pitkiä matkoja, ja usein yli kilometrin etäisyys tai este laikkujen välillä vähentää huomattavasti liikettä (Välimäki & Itämies 2003; Ikonen ym. 2006). Epäselvää on myös, miten meri laikkujen välillä vaikuttaa liikkumiseen, sillä tutkimuksia on tehty pääsääntöisesti maa-alueilla.

4.2.1. Vertailu aiempiin tutkimuksiin Suomessa ja maailmalla

Saaristomeren alueella yhtä kattavaa pikkuapollon suojelutason tutkimusta ei ole aiemmin tehty. Karhu (2002) kartoitti raportissaan alueen pikkuapolloesiintymät, mutta ei tutkinut pikkuapollon esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavia tekijöitä. Hän myös mainitsi raportissaan kesän 2001 olleen hyvin sateinen, mikä on voinut vähentää pikkuapollon havaittavuutta. Kesäkuu 2020 puolestaan oli poikkeuksellisen aurinkoinen. Voi siis olla, että todellisuudessa 2000-luvun alussa pikkuapollopopulaatio on ollut raportoitua suurempi, mikä edelleen korostaa kannan romahduksen suuruutta.

Eniten pikkuapolloa on Suomessa tutkittu Halikonjoella ja Rekijokilaaksossa, joissa tiedetään olevan suurimmat sisämaan pikkuapolloesiintymät (Luoto ym. 2002). Alueella on tutkittu paljon pikkuapollon esiintymistä ja runsautta ja siihen vaikuttavia tekijöitä osittain samoilla menetelmillä kuin tässäkin tutkimuksessa. Halikonjoen ja Rekijoen tutkimuksissa on esimerkiksi selvitetty, että niityn laadulla, kytkeytyneisyydellä sekä toukan ja perhosen ravintokasveilla on vaikutusta pikkuapollon esiintymiseen (Luoto ym. 2001; Heikkinen ym. 2005; Kuussaari ym. 2013). Tutkimuksissa kytkeytyneisyys on vaikuttanut lähinnä pikkuapollon esiintymistodennäköisyyteen, mutta ei runsauteen (Kuussaari ym. 2013). Tässä, Saaristomerellä tehdyssä tutkimuksessa mesikasveilla ei aineiston perusteella ollut vaikutusta pikkuapollon esiintymiseen ja runsauteen. Myöskään kytkeytyneisyydellä ei ole ollut vaikutusta pikkuapollon esiintymiseen.

Myös Rauman seudulla elää elinvoimainen pikkuapollopopulaatio, josta on kuitenkin tutkittu lähinnä pikkuapollojen leviämistä laikkujen välillä (Välimäki & Itämies 2003). Välimäen ja Itämiehen tutkimuksessa todettiin kiurunkannuksen ja mesikasvien läsnäolon välttämättömyys pikkuapollolle, mutta suoranaisesti mesikasvien vaikuttavuutta ei tarkasteltu. Välimäki & Itämies (2003) myös totesivat, että laikkuverkostojen sijainti mahdollisimman lähellä toisiaan on tärkeä osa pikkuapollon säilymistä ja suojelua. Väisänen & Somerma (1985) totesivat tutkimuksessaan saaristoalueella vallitsevan metapopulaatiorakenteen, jonka säilyminen riippuu tasapainosta paikallisten sukupuuttojen ja laikkujen kolonisaatioiden välillä. Heidän tutkimuksessaan havaintoja uusista kolonisaatioista oli vähemmän kuin paikallissukupuutoista (Väisänen & Somerma 1985).

Pikkuapollosta on paljon erilaisia tutkimuksia myös kansainvälisesti lähinnä Euroopan alueella, joiden tulokset ovat pitkälti samankaltaisia myös Suomessa tehtyjen tutkimusten kanssa. Ulkomailla pikkuapollon esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä on tutkittu esimerkiksi Unkarissa (Szigeti ym. 2015), Ruotsissa (Brattström ym. 2007; Johansson ym. 2017), Virossa (Kuusemets ym. 2005; Liivamägi ym. 2013) ja Venäjällä (Gorbach & Kabanen 2010; Bolotov ym. 2012). Tutkimuksissa mainitaan, että pikkuapollon esiintymiseen vaikuttaa kiurunkannusten ja mesikasvien esiintyminen (Bolotov ym. 2012; Szigeti ym. 2015) sekä potentiaalisten elinympäristöjen laatu ja sijainti toisiinsa nähden (Kuusemets ym. 2005; Brattström ym. 2007; Liivamägi ym. 2013; Johansson ym. 2017). Nämä muualla saadut tulokset tukevat tässä tutkimuksessa saatuja tuloksia ja hoidon suunnittelua. Pikkuapollon liikkumista suhteessa laikkujen välisiin etäisyyksiin on myös tutkittu ja tiedetään, että pikkuapollo ei pysty

liikkumaan kovin pitkiä matkoja. Jo yhden kilometrin mittainen este asettaa pikkuapollolle huomattavia liikkumisrajoituksia (Ikonen ym. 2006; Gorbach & Kabanen 2010). Tässä tutkimuksessa käytetty laikkujen priorisointi perustuu näihin aiempiin tutkimuksiin.

Tässä tutkimuksessa ei selvitetty naaraiden munintapaikkoja, mutta aikaisempien tutkimusten perusteella on tiedossa, että pikkuapollon suosimia munintapaikkoja ovat aurinkoiset ja avoimet niittylaikut kiurunkannusten läheisyydessä (Konvička & Kuras 1999; Bergström 2005). Sisämaassa nämä alueet ovat yleensä ovat harmaaleppiä (*Alnus incana*) sisältäviä metsänreunoja (Kussaari ym. 2013). Bergströmin (2005) mukaan kiurunkannuksen läsnäolon lisäksi myös maaperän lämpötila ja pensaiden läheisyys vaikuttavat munintapaikkojen valintaan.

Tässä tutkimuksessa ei ole erikseen pohdittu pikkuapollon geneettistä erilaistumista. Kuitenkin Suomessakin tiedetään pikkuapollolla olevan erilaisia alalajeja, kuten *P. m. ugrofennica* Ahvenanmaan saaristossa sekä *P. m. perkele* muualla Lounais-Suomessa (Väisänen & Somerma 1985). Suomen lähialueilla on myös lukuisia muita alalajeja, kuten *P. m. karjala* Karjalan alueella (Väisänen & Somerma 1985). Pikkuapollon geneettistä erilaistumista ja eristäytyneisyyttä on kuitenkin tutkittu melko paljon esimerkiksi Keski-Euroopassa ja Unkarissa (Meglécz ym. 1999; Gratton ym. 2008). Lajitason suojelun lisäksi on tärkeää huomioida lajinsisäinen geneettinen vaihtelu, sillä liian yhtenäinen geenipooli lisää populaation sukupuuton riskiä vähentämällä populaatioiden kykyä sopeutua evolutiivisiin muutoksiin (Frankham ym. 2004). Pikkuapollon suojelussa huomionarvoisia asioita ovat siis geenivirran ylläpito laikkujen välillä sekä tarpeeksi isot paikallispopulaatiot.

4.2.2. Hoitosuunnitelma

Käsillä oleva tutkimus on tehty pohjatyöksi Saaristomeren luonnonhoidon kokonaissuunnitelmaa varten (Mussaari 2021). Elinympäristöjen hoidon tavoitteena on palauttaa, elvyttää ja säilyttää erityispiirteet tietystä elinympäristöstä (Ympäristöhallinto 2020).

Pikkuapollo vaatii puoliavoimen tai avoimen, karjalaidunnuksen myötä syntyneen mosaiikkimaisen niittyrakenteen (Ikonen ym. 2006). Tämän työn kartoitusten perusteella rajattiin kokonaissuunnitelmaan pikkuapollon populaatioiden elvyttämiseen tähtäävä

ensisijainen aluekokonaisuus (Välisaariston lehto-perinnemaisemamosaiikki, hoitoalue 2). Suunnitelma antaa raamit kohdeverkoston kehittämiselle ja luonnonhoidon toteuttamiselle pikkuapollon ehdoilla, samalla alueen muutkin lajit huomioiden. Kokonaissuunnitelman antamien raamien puitteissa jokaiselle saarikohteelle laaditaan yksityiskohtaiset hoitosuunnitelmat. Mantereen pikkuapollopopulaatioiden hoitosuunnitelmat ovat saman suuntaisia tämän kokonaissuunnitelman toimenpiteiden kanssa. Halikonjoen ja Someron pikkuapolloalueen aiemmin tehty hoitosuunnitelma ottaa huomioon alueen hoidossa sekä pikkuapollon toukka- että aikuisvaiheen elinympäristöt, että potentiaalisten munintapaikkojen suojelun (Ikonen ym. 2006). Tämä hoitosuunnitelma antaa eväitä myös tämän tutkimuksen myötä tehtävään saarikohtaiseen hoitosuunnitteluun. Uutena tekijänä Saaristomeren luonnonhoidon kokonaissuunnitelma nostaa esiin korkeiden kauriskantojen mahdollisen vaikutuksen sekä kiurunkannuksiin että mesikasveihin. Niiden vaikutuksia resurssikasvien määriin tutkitaan.

Pikkuapollo kärsii umpeenkasvusta (Välimäki & Itämies 2003) ja lisäksi sen elinympäristön hoidolta vaaditaan valoisuuden ja toukkaympäristön säilyttämistä, kuten puustoisia niittyjen reuna-alueita (Ikonen ym. 2006; Härjämäki ym. 2011). Myös muiden uhanalaisten perhoslajien hoitosuunnitelmat vaativat samankaltaisia hoitotoimia erilaisissa elinympäristöissä: esimerkiksi sinisiivet (Polyommatinae) tarvitsevat selviytyäkseen laajoja ravintokasvinsa kasvustoja minkä lisäksi nekin kärsivät varjostuksesta ja umpeenkasvusta (Vitikainen ym. 2015).

Tämä tutkimus osoitti kiurunkannuskasvustojen ja mesikasvien niukkuuden tutkimusalueella. Pikkuapollon populaation kasvattamisen tulisikin alkuvaiheessa keskittyä näiden kasvien runsastuttamiseen potentiaalisissa elinympäristöissä. Laidunnus ja/tai niitto on välttämätön toimenpide mesikasvien lisäämiseksi, mutta toisaalta toukkaympäristöt eli kiurunkannuskasvustot voivat kärsiä liian aikaisesta laidunnuksesta. Näin ollen niillä alueilla, joilla tiedetään olevan hyvä pikkuapollon toukkaympäristö, eli kiurunkannusesiintymiä, tulisi hoitotoimet ajoittaa loppukesään. Kuten Ikonen ym. (2006) ja Kuussaari ym. (2013) toteavat, niittohoitoa tai karjan laidunnusta ei pitäisi näillä kiurunkannusta kasvavilla osa-alueilla suorittaa keväällä tai alkukesästä, kun kiurunkannus kukkii ja pikkuapollo on lennossa, ettei karja tai niittokone talloisi munia tai koteloita (Ikonen ym. 2006). Niillä alueilla, joilla ei kesän inventoinneissa havaittu kiurunkannusta, tulisi pyrkiä lisäämään mesikasveja. Näillä kohteilla laidunnuksen tai kunnostusniiton voisi aloittaa jo kesäkuussa.

Kiurunkannusalueita lisätään kunnostamalla hakamaita ja niittyjen reunoja tervaleppiä suosien (Mussaari 2021). Tavoitteena on luoda tervaleppää ja muita lehtipuita kasvavia niittyreunuksia sekä hakamaita ja näin lisätä kiurunkannukselle soveliaita elinympäristöjä. Kunnostustoimet olisivat pääsääntöisesti havupuiden ja katajan raivauksia (Mussaari 2021).

Umpeenkasvaneilla saarilla pikkuapollopopulaatioita tulisi yhtenäistää myös luomalla kytkeytyneisyyttä parantavia lentokäytäviä (Ikonen ym. 2006). Näiden suunnittelussa on huomioitava etenkin Ikosen ym. (2006) tieto, että jo yhdenkin kilometrin mittainen este vähentää pikkuapollojen liikkumista laikkujen välillä. Hoidon vaikuttavuutta voidaan seurata toistamalla ruutukohtaisia inventointeja.

Kiitokset

Haluan ensisijaisesti kiittää gradutyöni ohjaajia FM Maija Mussaarta ja dosentti, yliopistonlehtori Timo Vuorisaloa. Apunne, neuvonne ja tietotaitonne ovat olleet korvaamattomia tätä työtä tehdessä. Haluan kiittää myös työpariani FM Anton Lehtistä, jonka kanssa pääasiassa teimme maastoinventoinnit. Kiitokset Metsähallitukselle työn toteutuksen mahdollistamisesta sekä Varsinais-Suomen ELY-keskukselle toimimisesta toisena inventointiryhmänä, jonka toteuttivat Tero Aaltonen, Risto Vilen ja Charlotta Berlin. Suuri kiitos myös dosentti, yliopistonlehtori Tero Klemolalle ja dosentti Kalle Ruokolaiselle korvaamattomien tilasto-ohjelmien neuvonnassa. Kallelle erityiskiitos myös pikapreppauksesta Moranin I:n korrelaatiokertoimien laskentaan ja tulosten ajoon. Suuret kiitokset myös professori Niina Käyhkölle avusta ilmakuvien tulkinnassa. Haluan kiittää myös lähipiiriäni tuesta ja tsempistä koko urakan aikana.

Lähteet

Baguette M, Blanchet S, Legrand D, Stevens VM, Turlure C (2012). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews 88(2): 310–326.*

Bergström A (2005). Oviposition site preferences of the threatened butterfly *Parnassius mnemosyne* – implications for conservation. *Journal of Insect Conservation 9(1): 21–27.*

Bolotov IN, Gofarov MY, Rykov AM, Frolov AA, Kogut YE (2012). Northern boundary of the range of the Clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* (L.) (Papilonidae): climate influence or degradation of larval host plants? *Nota lepidopterologica 36(1): 19–33.*

Bonnevier K (2019). Saaristomeren biosfäärialue – ihminen ja luonto tasapainossa. www.suomensaaristo.com > kokemukset & seikkailu > Saaristomeren biosfäärialue. Luettu 21.12.2020.

Brattström A, Betzholtz PE, Bjerding F, Franzén M (2007). Har mnemosynefjärilen *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilonidae) en framtid i Blekinge? *Entomologisk Tidskrift 128(3): 81–88.*

Bråvander L-G (2001). Umpeenkasvu saaristossa. Julk.: von Numers M (toim.) Saaristoympäristöt: nykytila, ongelmat ja mahdollisuudet. *Turku: Kirjapaino Grafia Oy: 133–146.*

Caro T, Darwin J, Forrester T, Ledoux-Bloom C, Wells C (2012). Conservation in the Anthropocene. *Conservation Biology 26: 185–188.*

Crooks KR, Sanjayan M (2006). Connectivity Conservation. *Cambridge University Press 1: 1–19.*

Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA (2004). Introduction to Conservation Genetics. *Cambridge University Press. 617 s.*

Gorbach VV, Kabanen DN (2010). Spatial organization of the clouded Apollo population (*Parnassius mnemosyne*) in Onega Lake Basin. *Entomological Review 90: 11–22.*

Gratton P, Konopiński MK, Sbordoni V (2008). Pleistocene evolutionary history of the Clouded Apollo (*Parnassius mnemosyne*): genetic signatures of climate cycles and a 'time-dependent' mitochondrial substitution rate. *Molecular Ecology 17: 4248–4262.*

Haapasalo KJ (2006). *Tischeria ekebladella* -perhosen populaatiorakenne. *Helsingin yliopisto/Bio- ja ympäristötieteet, Biotieteellinen tiedekunta, Ekologia ja Evoluutiobiologia, Syventävien opintojen tutkielma syyskuu 2006.*

Hanski I (1998). Metapopulation dynamics. *Nature 396: 41–49.*

Hegi G (1975). Illustrierte von Mittel-Europa Flora. *Dicotyledons. J.F. Lehmanns, München*.

Heikkinen RK, Luoto M, Kuussaari M, Pöyry J (2005). New insights into butterfly-environment relationships using partitioning methods. *Proceedings of the Royal Society B 272: 2203–2210.*

Heikkinen RK, Luoto M, Kuussaari M, Pöyry J (2007). Modelling the spatial distribution of a threatened butterfly: impacts of scale and statistical technique. *Landscape and Urban Planning 79: 347–357.*

Heliölä J, Kuussaari M, Niininen I (2010). Maatalousympäristön päiväperhosseuranta 1999–2008. *Suomen ympäristö 2/2010. Helsinki 2010, Suomen ympäristökeskus.*

Heliölä J (2018). Hämeeseen siirretty harjusinisiiven kanta veitsenterällä. Julk.: Aapala K & Anttila S (2018). Lenninsiipi: PUTTE-erikoisnumero. *Suomen ympäristökeskus 2018: 9–11.*

Hewitt N, Klenk N, Smith AL, Bazely DR, Yan N, Wood S, MacLellan JI, Lipsig-Mumme C, Henriques I (2011). Taking stock of the asiisted migration debate. *Biological Conversarion 144: 2560–2572* (Fredin & Brommerin 2015, *Conservation Evidence 12: 8–13* mukaan).

Hyvärinen E, Juslén A, Kemppainen E, Uddström A, Liukko U-M (toim.) (2019). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen Kirja 2019. *Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 s.*

Härjämäki K, Karhunen A, Gustafsson L, Paassilta E, Myllyoja I (2011). Maa- ja metsätalousalueiden monimuotoisuus ja kosteikot – Luvia ja Eurajoki. *Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 9/2011. 109 s.*

Ikonen I, Hagelberg E, Lammi A, Lundström E, Seppälä O, Särmäntö P (2006). Halikonjoen luonnonhoidon yleissuunnitelma. *Suomen ympäristö 36/2006. 71 s.*

Ikonen I (2020). Suullinen tiedonanto. Maija Mussaaren sähköpostiviesti 13.11.2020. Vastaanottaja: J. Rapp.

Itämies J (2019). Coastnet-hankkeita Rauman edustan saaristossa ja mantereella 2019. *Metsähallitus.*

Johansson V, Knape J, Franzén M (2017). Population dynamics and future persistence of the clouded Apollo butterfly in southern Scandinavia: The importance of low intensity grazing and creation of habitat patches. *Biological Conservation 206: 120–131.*

Karhu L (2014). Perinnebiotooppikasvit teiden pientareilla, niittyjen kytkeytyneisyys ja vanha maatalousasutus. *Pro gradu -tutkielma, Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 32 s.*

Karhu K (2002). Saaristomeren pikkuapolloesiintymien kartoitus. *Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 9/2002.*

Kemppainen T (2014). Spatiaalista mallinnusta pistedatalla: kyselypohjainen analyysi koetusta terveydestä ja turvattomuudesta Helsingin metropolialueella. *Sosiaalilääketieteellinen aikakauslehti 2014 51: 253–271.*

Kemppainen E & Kaipiainen-Väre H (2017). Kiireellisesti suojeltavien lajien priorisointineuvottelut vuosina 2012-2017 – Yhteenveto. *Ympäristöministeriön raportteja 26/2017, 80 s.*

Konvička M, Kuras T (1999). Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví, Czech Republic. *Journal of Insect Conservation 3: 211-223.*

Korvenpää T, von Numers M, Hinneri S (2003). A mesoscale analysis of floristic patterns in the south-west Finnish Archipelago. *Journal of Biogeography 30: 1019-1031.*

Kuusemets V, Meier K, Luig J, Liivamägi A (2005). Habitat and landscape structure requirements of Clouded Apollo (Parnassius mnemosyne). *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe 1: 18–21.*

Kuussaari M, Heliölä J, Luoto M, Pöyry J (2007 c). Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment 122: 366–376.*

Kuussaari M, Luoto M, Heikkinen R, Lehtomäki J, Mayer M, Salminen J & von Bonsdorff T (2013). Pikkuapollon esiintyminen sisämaan jokilaaksossa. *Baptria 38: 70–83.*

Kuussaari M, Heikkinen R, Heliölä J, Luoto M, Mayer M, Rytteri S, von Bagh P (2015). Successful translocation of the threatened Clouded Apollo butterfly (Parnassius mnemosyne) and metapopulation establishment in southern Finland. *Biological Conservation 190: 51–59.*

Kuussaari M (2020). Suullinen tiedonanto. Maija Mussaaren sähköpostiviesti 13.11.2020. Vastaanottaja: J. Rapp.

Legendre P (1993). Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology 74(6): 1659–1673.*

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 (2018) Perinnebiotoopit. Julk.: Kontula T & Raunio A (toim.) Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: tulokset ja arvioinnin perusteet. *Suomen ympäristökeskus & 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 (2018). Perinnebiotoopit. Julk.: Kontula T & Raunio A (toim.) Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: luontotyyppien kuvaukset. *Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018: 659–758.*

Lehtomaa L, Kemppainen R (2009). Perinnebiotooppien hoidon tila ja tavoitteet – Valtakunnallinen kooste perinnebiotooppien alueellisista hoito-ohjelmista. *Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja, 2/2009.*

Liivamägi A, Kuusemets V, Luig J, Kask K (2013). Changes in the distribution of Clouded Apollo *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilionidae) in Estonia. *Entomologica Fennica 24: 186–192.*

Lindgren L (2001). Perinnebiotooppien kasvien ja kasvillisuuden seuranta Saaristomeren

kansallispuistossa. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A, No 127. 228 s.*

Liukko U, Kemppainen E, Mäkelä K (2008). Osa III - Luontodirektiivin lajien seuranta. Julk.: Liukko U & Raunio A (toim.) Luontotyyppien ja lajien seuranta luonto- ja lintudirektiiveissä. *Suomen ympäristö 14/2008. 429 s.*

Luoto M, Kuussaari M, Rita H, Salminen J, von Bonsdorff T (2001). Determinants of distribution and abundance in the clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. *Ecography 24: 601–617.*

Luoto M, Kuussaari M, Toivonen T (2002). Modelling butterfly distribution based on remote sensing data. *Journal of Biogeography 29: 1027-1037.*

Marttila O (2005). Suomen päiväperhoset elinympäristössään. *Käsikirja. Auris. Joutseno: 60–61.*

MacArthur RH, Wilson EO (1963). The Theory of Island Biogeography. *Princeton University Press, Princeton. 201 s.*

Meglécz E, Neve G, Pecsenye K, Varga Z (1999). Genetic variations in space and time of *Parnassius mnemosyne* (L.) (Lepidoptera) populations in North-East Hungary: implications for conservation. *Biological Conservation 89: 251–259.*

Meier K, Kuusemets V, Luig J, Mander U (2005). Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. *Ecological Engineering 24: 531–537.*

Metsähallitus (2020). Rannikko-Life-hanke. www.metsa.fi > Projektit > Projektilistaus > Rannikko-LIFE-hanke. Viitattu 29.9.2020.

Metsähallitus (2020). Rannikko-Life-hanke. www.metsa.fi > Projektit > Projektilistaus > Rannikko-LIFE-hanke > Rannikkoluonnon verkostojen hoito. Viitattu 6.10.2020.

Metsähallitus (2020). Lajien ja luontotyyppien suojelu. www.metsa.fi > Luonto ja kulttuuriperintö > Lajien ja luontotyyppien suojelu. Viitattu 11.1.2021.

Moilanen A, Nieminen M (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology 83: 1131–1145.*

Mussaari M (2020). Suullinen tiedonanto. Maija Mussaaren sähköpostiviesti 13.11.2020. Vastaanottaja: J. Rapp.

Mussaari M (2021). Luonnonhoidon kokonaissuunnitelma Saaristomeren luonnonsuojelualueille. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja C 176, 126 s.*

Néve G, Barascud B, Hughes R, Aubert J, Descimont H, Lebrun P, Baguette M (1996). Dispersal, colonization power and metapopulation structure in the vulnerable butterfly *Proclossiana eunomia* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Journal of Applied Ecology 33: 14–22.*

Nieminen M (2001). Täpläverkkoperhosen metapopulaatio Ahvenanmaalla – populaatiobiologian hiukkaskiihdytin. *Tieteessä tapahtuu Vol. 19, Nro 1(2001).*

Nieminen M (2001). Metapopulaatiot ja lajien suojelu. Julk.: von Numers M (toim.) Saaristoympäristöt: nykytila, ongelmat ja mahdollisuudet. *Turku: Kirjapaino Grafia Oy: 176–189.*

Nieminen M (2017). Pikkuapollo (Parnassius mnemosyne Linnaeus, 1758). – Julkaisussa Nieminen M & Ahola A (toim.), Euroopan unionin luontodirektiivin liitteen IV lajien (pl. lepakot) esittelyt, s. 144–146. Suomen ympäristö 1/2017.

Nikolaeva MG (1977). Factors controlling the seed dormancy pattern. In: Khan A.A. (muok.). *The Physiology and Biochemistry of Seed Dormancy and Germination. Elsevier, Amsterdam: 51–74.*

Primack RB (2018). Essentials of Conservation Biology. Sixth edition. *Oxford University Press, 603 s.*

Pykälä J (2001). Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristökeskus, 2001, 210s.*

Pywell RF, Warman EA, Sparks TH, Greatorex-Davies JN, Walker KJ, Meek WR, Carvell C, Petit S, Firbank LG (2004). Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. *Biological Conservation 118: 313-325.*

Raatikainen K (2018). Conservation of traditional rural biotopes in Finland. A sosical-ecological approach. *University of Jyväskylä, 2018, 85 s.*

RStudio (2020). Version 1.3.1093. RStudio, PBC.

Rusterholz HP, Erhardt A (1998). Effects of elevated CO_2 on flowering phenology and nectar production of nectar plants important for butterflies of calcareous grasslands. *Oecologia 113: 341–349.*

SAS Institute Incorporated (2019). SAS Enterprise Guide 8.2. Update 1 (8.2.1. 1223 64-bit). *Cary, NC, USA.*

Seddon PJ, Armstrong DP, Maloney RF (2007). Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology 21: 303–312* (Fredin & Brommerin 2015, *Conservation Evidence 12: 8–13* mukaan).

Seppänen EJ (1954). Suomen suurperhostoukkien ravintokasvit. Suomen Eläimet – Animalia Fennica. *Werner Söderströmin Osakeyhtiö, Porvoo. 414 s.*

Somerma P, Väisänen R (1994). Pikkuapollon *(Parnassius mnemosyne)* sisämaan esiintymä Someron Häntälässä. *Baptria 19: 53–59.*

Suomen Lajitietokeskus (2017). Sensitiivinen lajitieto. www.laji.fi > Tiedonhallinta >

Sensitiivinen lajitieto > Suomen lajitietokeskus – sensitiivisen lajitiedon luettelo. Viitattu 13.11.2020

Suomen perhoset (2014). www.suomen-perhoset.fi > Suurperhoset > Päiväperhoset > Pikkuapollo. *Suomen perhoset 2014.* Viitattu 29.9.2020.

Suomen perhoset (2019). www.suomen-perhoset.fi > Suurperhoset > Päiväperhoset > Harjusinisiipi. *Suomen perhoset 2014.* Viitattu 13.11.2020.

Syrjänen K (2001). Uhanalaisten ja luontodirektiivin kasvilajien suotuisa suojelutaso suojelualueverkon kattavuuden arvioinnissa. *Suomen ympäristökeskus. Helsinki 2001.*

Szigeti V, Harnos A, Körösi Á, Bella M, Kis J (2015). Habitat use, larval host-plant and nectar-plant distribution in the Clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne*. *Természetvédelmi Közlemények 21: 311-320.*

Thomas C, Hanski I (1997). Butterfly Metapopulations. Julk.: Hanski I, Gilpin E (1997). Metapopulation Biology – Ecology, Genetics and Evolution. *San Diego, CA: Academic press 15: 359-386.*

Vandelook F, Van Assche JA (2009). Temperature conditions control embryo growth and seed germination of *Corydalis solida* (L.) Clairv., a temperate forest spring geophyte. *Plant Biology 11: 899-906.*

Varsinais-Suomen ELY-keskus (2013). Saaristomeri – Varsinais-Suomen vesistöt tutuiksi. *Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 2013.*

Virkkala R (1996). Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. *Suomen ympäristökeskus, luonto ja maankäyttöyksikkö, 53 s.*

Vitikainen T, Jantunen J, Saarinen K, Heikkilä T (2015). Paahdeympäristöjen uhanalaisten hyönteisten kartoitus Etelä-Karjalassa 2015. Pikku-, harju-, kallio- ja muurahaissinisiipi, idänhäränsilmä, palo- ja sinisiipisirkka. *Etelä-Karjalan Allergia- ja ympäristöinstituutti. 43 s.*

Väisänen R, Somerma P (1985). The status of *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera, Papilionidea) in Finland. *Notulae Entomologicae 65: 109–118.*

Välimäki P, Itämies J (2003). Migration of the clouded apollo butterfly *Parnassius Mnemosyne* in a network of suitable habitats: effects of patch characteristics. *Ecography 26: 679–691.*

Välimäki P, Itämies J, Helminen O (2000). Pikkuapollon *(Parnassius mnemosyne)* esiintyminen Rauman ympäristössä vuonna 1999. *Baptria 20: 181–187.*

Vösa R, Högmander J, Nordström M, Kosonen E, Laine J, Rönkä M, von Numers M (2017). Saaristolinnuston historia, kannankehitys ja nykytila Turun Saaristossa. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 226, 310 s.*

Ympäristöhallinto (2020). Ennallistaminen ja luonnonhoito. www.ymparisto.fi > Luonto >

Luontotyypit > Ennallistaminen ja luonnonhoito. Viitattu 18.12.2020.

Ympäristöministeriö (2020). Helmi-elinympäristöohjelma vahvistaa luonnon monimuotoisuutta. www.ym.fi > Vastuualueet > Luonto ja vedet > Luonnon monimuotoisuus ja luonnonsuojelu > HELMI-elinympäristöohjelma. Viitattu 29.9.2020.

Ziemiański M, Zych M (2016). Pollination biology of the urban populations of an ancient forest, spring ephemeral plant. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae 85(2): 3489.*