

Suomen viimeisen isolaakasittiäisesiintymän koko, rajat ja tilajakaumaan vaikuttavat tekijät



Pro gradu -tutkielma

Minttu Kataja

Maaliskuu 2007

- Helsingin yliopisto •
- Bio- ja ympäristötieteiden laitos •
- Ekologia ja evoluutiobiologia •

Sisältö

1. Johdanto.....	3
1.1 Suomen maatalouden muutokset niitto- ja laiduntalouden näkökulmasta.....	3
1.1.1 Niityt perinnebiotooppeina.....	4
1.1.2 Nautakarjan avainasema perinnebiotooppien hoidossa.....	5
1.2 Perinnebiotooppien nykytila.....	6
1.3 Someron Rekijokilaakso.....	7
1.4 Isolaakasittäinen perinnebiotooppien lajina.....	8
1.5 Työn tavoitteet.....	9
2. Aineisto ja menetelmät.....	10
2.1 Tutkimusalue.....	10
2.2 Isolaakasittäisen lentoaika Suomessa.....	10
2.3 Isolaakasittäiskannan koko.....	11
2.3.1 Maastotyöt.....	11
2.3.2 Merkintä-jälleenpyyntiaineiston analysointi.....	14
2.4 Isolaakasittäisen alueellinen levinneisyys ja paikallinen runsaus.....	14
2.4.1. Levinneisyysalueen rajat.....	14
2.4.2. Isolaakasittäisten tilajakauma ja siihen vaikuttavat tekijät	16
2.4.3 Yksilöiden tilajakaumaa kuvaavat indeksit.....	16
2.4.4 Tilajakaumaan vaikuttavat tekijät.....	17
3. Tulokset.....	18
3.1 Isolaakasittäisen lentoaika Suomessa.....	18
3.2 Isolaakasittäiskannan koko.....	19
3.3 Levinneisyysalueen rajat.....	22
3.4 Isolaakasittäisten tilajakauma	24
3.4.1 Tilajakaumaan vaikuttavat tekijät.....	25
4. Tulosten tarkastelu.....	28
4.1 Isolaakasittäisen elinkierto.....	28
4.2 Isolaakasittäisen alueelliseen levinneisyyteen ja paikalliseen runsauteen vaikuttavat tekijät.....	29
4.3 Kannan koko – suuri vai pieni?.....	31
4.4 Säilyvätkö Suomen isolaakasittäiset?.....	32
5. Kiitokset.....	34
6. Kirjallisuus.....	36

1. Johdanto

Suomen maatalous on historiansa aikana läpikäynyt suuria muutoksia, joilla on väistämättä ollut vaikutuksensa myös maatalousympäristöissä viihtyviin eliölajeihin. Etenkin viimeisten 50 vuoden aikana alkutuotannon muovaamat maisematyypit ovat suurelta osin muuttaneet luonnettaan tai kadonneet kokonaan (Pykälä & Alanen 2004). Tällaisten niin kutsuttujen perinnemaisemien biologinen merkitys huomattiin lopullisesti Suomen ensimmäisen, vuonna 1985 julkaistun uhanalaisarvioinnin yhteydessä (Rassi ym. 1985). Perinnemaisemat jaetaan kahteen pääryhmään: rakennettuihin perinnemaisemiin sekä perinnebiotoopeihin. Perinnebiotoopeilla tarkoitetaan niitto- ja laiduntalouden muovaamia maisematyyppejä, joita ovat esimerkiksi niityt, kaskimetsät ja hakamaat. Ensimmäisen uhanalaisarvioinnin mukaan uhanalaisia lajeja oli metsien jälkeen toiseksi eniten juuri perinnebiotoopeilla (Rassi ym. 1985, Vainio ym. 2001).

Perinnebiotooppien dramaattinen väheneminen on siis jo nyt koitunut monen eliölajin kohtaloksi. Suomesta hävinneeksi on arvioitu 186 lajia, joista 51 on ensisijaisesti perinnebiotoopeilla esiintyviä (Rassi ym. 2001). Mikäli näihin ainutlaatuisiin elinympäristöihin ei kiinnitetä huomiota, yhä useampi laji tulee lähiaikoina taantumaan ja pahimmassa tapauksessa kuolemaan maastamme sukupuuttoon. Tässä työssä tarkastelen erään Suomessa erittäin uhanalaisen, perinnebiotoopeista riippuvaisen kovakuoriaislajin – isolaakasittiäisen (*Onthophagus gibbulus*) – kohtaloa, ja pyrin löytämään ratkaisuja lajin suojelemiseksi. Avoimet ja paahteiset laidunniityt ovat isolaakasittiäisen keskeisintä elinympäristöä ja elintärkeitä myös monille muille kyseisen perinnebiotoopin lajeille.

1.1 Suomen maatalouden muutokset niitto- ja laiduntalouden näkökulmasta

Jotta voisimme paremmin ymmärtää, mitä perinnebiotoopeilla todella tarkoitetaan, on syytä luoda lyhyt katsaus Suomen maatalouden historiaan. Niittyjen ja karjan kohtalot nousevat tässä työssäni keskeiseen asemaan, joten katson niiden ansaitsevan seuraavaksi hieman lähempää tarkastelua.

1.1.1 Niityt perinnebiotoopeina

Maatalouden trendit ovat kautta aikain massamme vaihdelleet ja niihin ovat vaikuttaneet mm. ilmaston vaihtelut, asutushistoria, väestönkasvu, uudet keksinnöt, sekä eri aikojen maatalouspoliittiset linjaukset. 1800-luvun lopussa tapahtui maataloudessa suuri murros, joka jakaa Suomen maatalouden karkeasti kahteen päävaiheeseen (Soininen 1974). Ensimmäinen näistä oli perinnäisen maatalouden kausi, jolloin tuotanto keskittyi lähinnä leipäviljan viljelyyn. Karjaakin pidettiin, mutta sen pääasiallinen tarkoitus oli tuottaa lantaa peltojen lannoittamiseen. Karjaa laidunnettiin keväisin metsissä ja kaskiahoilla, ja paremmille niityille ne pääsivät vasta sadonkorjuun jälkeen. Talvella karjaa ruokittiin niin ikään niityiltä kerätyllä heinällä ja oljella. Niittyjä oli oltava paljon, sillä niiden määrä rajoitti karjan määrää, mikä puolestaan rajoitti peltojen tuottavuutta. 1800-luvun käsityksien mukaan tietyn peltoalan lannoittamiseen tarvittiin kolmin- tai jopa nelinkertainen määrä niittyä (Vainio ym. 2001). Niittyalaa ei kuitenkaan pystytty loputtomiin kasvattamaan väestönkasvun vaatimien tarpeiden mukaisesti. 1700-luvun lopulla niittyä oli koko maassa vielä kominkertainen määrä peltoalaan nähden, mutta 1800-luvun lopussa niittyala oli peltoalaan nähden enää kaksinkertainen (Tiainen 2004). Suhdeluku tosin vaihteli huomattavasti maan eri osissa erilaisten elinkeinojen harjoittamismahdollisuuksien mukaan. Ensimmäisenä niittyala alkoi vähetä 1800-luvulla Etelä-Suomen viljanviljelyalueella, kun sen sijaan Itä- ja Pohjois-Suomessa niittyalaa vielä raivattiin karjamäärän kasvattamiseksi (Soininen 1974). Perinnäisen maatalouden murroskaudella vuonna 1880 maassamme oli niittyä Soinisen (1974) arvioiden mukaan noin 1,6 miljoonaa hehtaaria.

Suurten katovuosien (1856-67) jälkeen Suomen maatalouspolitiikkaa alettiin uudistaa. Ulkomaisen viljan tuontitullit poistettiin ja lypsykarjatalous nostettiin nyt koko maataloustuotannon keskiöön (Soininen 1974). Jalostustoiminta alkoi pikkuhiljaa kehittyä ja karjamäärät kasvoivat. Ruokintaan oli panostettava aivan uudella tavalla, sillä tärkeä tulonlähde oli lypsylehmistä saatava maito ja toki myös liha. Rehua oli oltava riittävästi ja sen laatuun oli myös syytä kiinnittää huomiota. Halvan, lähinnä Venäjältä tulevan, tuontiviljan virratessa maahan, viljanviljely oli menettänyt kannattavuuttaan merkittävästi. Tästä oli luonnollisena seurauksena se, että pelloilla alettiin yleisesti kylvää rehua karjalle. Tämän lisäksi oli saatava uutta peltoalaa, jota raivattiin metsistä, soista sekä tuottavimmista niityistä (Simonen 1949). Uuden lypsykarjavaltaisen maatalouden kaudella niittyjen määrä vähenikin 1880-luvun 1,6 miljoonasta hehtaarista miljoonaan hehtaariin vuoteen 1919 mennessä (Tiainen 2004). Niittyalan huvetessa peltoala sen sijaan kasvoi saman aikahaarukan sisällä

800 000 hehtaaria 1,9 miljoonaa hehtaariin (Tiainen 2004). Peltojen raivauksen lisäksi niittyjä alettiin myös metsittää kehittyvän puuteollisuuden tarpeisiin (Vainio ym. 2001). Näin ollen peltoalan raivaus, metsätaloudesta haettavat lisätulot, kehittyvien maatalouskoneiden käyttöönoton leviäminen, sekä lopulta 1920-luvulta lähtien yleistyneet keinolannoitteet ja väkirehu olivat kaikki omiaan vaikuttamaan niittyalan ja luonnonlaitumien hupenemiseen (Vainio ym. 2001).

1.1.2 Nautakarjan avainasema perinnebiotooppien hoidossa

Vaikka karjatalous olikin maatalouden murroskauden jälkeen noussut keskeiseksi elinkeinoksi, olivat karjamäärät tilaa kohti edelleen varsin pieniä (Vainio ym. 2001). Maatalouspoliittiseksi linjaksi otettiin omavaraisuuden tavoittelu, kun Suomi itsenäistyi vuonna 1917, eikä voinut enää olla riippuvainen Venäjältä tuotavasta viljasta (Tiainen 2004). Tyypillisillä pienillä perheviljelmämaatiloilla harjoitettiin 1920-luvulla monipuolisesti niin karjanhoitoa kuin kasvinviljelyäkin. Karjan rehutarpeet pyrittiin kasvattamaan itse, ja lehmiä oli tavallisesti vain muutama tilaa kohti (Vainio ym. 2001). Vielä vuonna 1969 Suomessa oli 125 585 tilaa, joilla oli lehmiä yhdestä neljään (SVT III). Luonnon monimuotoisuuden kannalta tämä tarkoitti pienipiirteisyytensä vuoksi monin paikoin mosaiikkimaista habitaattivalikoimaa maaseutu ympäristössä viihtyville eliölajeille. Tästä syystä rikkain perinnebiotoopeista hyötyvä lajisto onkin kehittynyt nimenomaan niille alueille, joissa maatalouden tuotantosuunnat olivat luonnonolosuhteiden salliessa monipuolisimpia, kuten eteläisessä ja lounaisessa Suomessa (Vainio ym. 2001).

1950-luvulla alettiin Suomen maataloutta uudenaikaistaa erilaisten tulo-, rakenne- ja elinkeinopoliittisin toimenpitein, minkä seurauksena maatalouden tuotanto tehostui voimakkaasti (Tiainen 2004). Viljelykäytännöt uudistuivat, maanviljelyskemia kehittyi ja koneet saivat korvata lihasvoiman. Pienet omavaraisuuteen tähtäävät perheviljelmät olivat pian historiaa, ja niiden tilalle alkoi tulla yhä suurempia maatiloja, jotka usein erikoistuivat joko leipäviljan viljelyyn tai karjantuotantoon (Tiainen 2004). Karjan laiduntaminen viljellyillä rehupelloilla alkoi olla tehokkuuteen tähtäävän kehityksen kannalta välttämätöntä, ja osaa karjasta siirrettiin jopa täysin sisäruokintaan. Maatilojen lukumäärä väheni nopeasti. Suurimmillaan maatilojen määrä oli 1960-luvun alussa, jolloin maassamme oli noin 331 000 maatilaa. Tästä reilussa 30 vuodessa tilojen määrä vähentyi alle puoleen (Vainio ym. 2001). Vuoden 2005 tilastojen mukaan aktiivista tuotantotoimintaa harjoittavia

tiloja on vain hieman yli 69 500 joista lypsy- ja nautakarjatilaja on noin 30 prosenttia (Nimetön 2006).

Luonnon monimuotoisuuden kannalta tilamäärän laskuakin suurempi haittatekijä oli tilojen erikoistuminen, mikä väistämättä muutti maatalousympäristöä monin paikoin radikaalisti. Kun vielä 1950-luvun lopulla lypsylehmiä oli 79 prosentilla maataloista, vastaava luku vuonna 1980 oli enää 38 prosenttia (Vainio ym. 2001). Koska tuotantoa jatkuvasti tehostettiin, ei lehmien määrä laskenut samassa suhteessa tilojen määrän vähenemisen kanssa. Alueelliset erot olivat kuitenkin nautakarjan määrässä suuria: Etelä-Suomen viljavilla viljelysmailla erikoistuttiin pitkälti kasvintuotantoon tai sikojen kasvatukseen, kun taas nautakarjatalous painottui Keski-, Itä- ja Pohjois-Suomeen (Vainio ym. 2001). Kaikkein pisimmät perinteet karjataloudella on ollut nimenomaan Etelä- ja Lounais-Suomessa, jonne on myös kehittynyt rikkain sitä hyödyntävä eliöstö (Pykälä 2001).

Laidunnuksen loppuminen on merkittävä uhkatekijä arvokkaille eteläisille perinnebiotoopeillemme. Erityisen huolestuttava on tilanne vähätuottoisimmilla luonnonlaitumilla, joiden laiduntaminen on yleensä hankalasti järjestettävissä sekä taloudellisesti kannattamatonta (Vainio ym. 2001). Vaikka laidunnusta paikoin jatkettaisiinkin, eivät pieniksi saarekkeiksi pirstaloituneet niityt ja luonnonlaitumet välttämättä kykene tarjoamaan niillä viihtyville lajeille riittävän laajaa elinympäristöä elinvoimaisten kantojen ylläpitämiseksi (Hanski 1999, 2005).

1.2 Perinnebiotooppien nykytila

Perinnebiotooppien tärkeys lajiston monimuotoisuuden säilyttämiseksi tiedostettiin yleisesti koko maan kattavien uhanalaisarviointien myötä, joista ensimmäinen valmistui vuonna 1985 ja toinen vuonna 1992. Tämä johti valtakunnallisen perinnemaisemaprojektin käynnistämiseen vuonna 1992. Projektin loppuraportin mukaan luonnon monimuotoisuudelle arvokkaita alueita löydettiin ennakoitua vähemmän: vain 18 640 hehtaaria 3 694 kohteessa. Tästä vain runsaat puolet oli aktiivisen hoidon piirissä ja suuri osa oli rehevöitynyt haitallisesti (Vainio ym. 2001).

Valtakunnallisen perinnemaisemaprojektin lisäksi käynnistettiin 1990-luvulla useita muitakin perinnemaisemien arvostusta, kunnostusta ja hoitoa edistäviä hankkeita, joista tärkein lienee EU:n maatalouden ympäristöohjelma (Vainio ym. 2001). Perinnebiotooppien arvokkuus lajistomme monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta on siis tiedostettu ja

ennallistamis- ja hoitohankkeita on käynnistetty eri puolilla maata (Hellström ym. 2003, Vainio ym. 2001). Eräs esimerkki tällaisesta hankkeesta on Someron Rekijokilaaksossa toimeenpantu Häntälä-Talvisilta-projekti, jonka tähtäimenä on tämän ainutlaatuisen perinnebiotooppikonaisuuden säilyttäminen (Kontula ym. 2000).

1.3 Someron Rekijokilaakso

Lounais-Suomessa, Someron eteläosassa sijaitseva Rekijoen laaksoalue on maassamme ainutlaatuinen ja poikkeuksellisen laaja perinnemaisemakokonaisuus. Rekijokivarsi Somerolla ja Kiikalassa, ja sen alapuolinen Uskelanjokivarsi Perttelissä, muodostavat tällä hetkellä Suomen laajimman tuoreiden niittyjen kokonaisuuden (Kontula ym. 2000, Vainio ym. 2001). 1970- ja 1980-luvuilla myös tämä niittykokonaisuus oli pahoin pirstaloitunut rehevöitymisen ja metsittymisen seurauksena. Ennallistamishankkeiden ansiosta laidunnettujen niittyjen pinta-ala on saatu kasvamaan 1990 vuoden 105 hehtaarista 226 hehtaariin vuoteen 2000 mennessä (Luoto ym. 2003). Tämä on lisännyt jokilaakson alueellista laatua huomattavasti, sillä se on yhdistänyt eristyksissä olleita laikkuja toisiinsa, luoden näin mm. niittyjen selkärangattomille lajeille paremmat mahdollisuudet säilyttää kantansa elinvoimaisina (Luoto ym. 2003).

Alueen erityispiirteinä on hienosedimenttitasanko, jonka jääkauden sulamisvesien tuoma savi ja siltti ovat kasanneet tuolloin merenpinnan alapuolella olevalle alueelle. Maan kohotessa alue vapautui lopulta vedestä, mutta loivasti meanderoiva Rekijoki on myöhemmin kuluttanut paksuun savikerrostumaan jyrkkäreunaisen postglasiaalisen jokilaakson. Jyrkkien jokirinteiden lisäksi aluetta luonnehtivat lukuisat raviinimuodostumat (Haavisto ym. 1980). Raviinit ovat lyhyitä ja jyrkkärinteisiä, saviseen maahan uurtuneita ja jokeen liittyviä uomia, joiden pohjalla virtaa vesi yleensä vain lumien sulaessa tai kovien sateiden aikaan. Hienosedimentti-tasangon savipeitteen paksuus vaihtelee, mutta on paksuimmillaan noin 77 metriä (Haavisto ym. 1980).

Jokivartta on perinteisesti hyödynnetty niittämällä rehuksi sekä suoraan karjan laitumina, sillä peltoviljelyyn rinteet ovat liian jyrkkiä. Varsinkin Häntälän ja Talvisillan kylien alueella rinteet ovat säilyneet poikkeuksellisen laaja-alaisesti niittyinä, paikoin laituminakin jopa useiden satojen vuosien ajan (Kontula ym. 2000). Häntälän paahteiset etelärinteet ja pitkät laidunjatkomot ovat luoneet ainutlaatuisen elinympäristön niin tutkimukseni kohteena olevalle lajille, isolaakasittäiselle, kuin monille muillekin

perinnemaisemien harvinaisuuksille. Muita harvinaisia lajeja, kuten esimerkiksi pikkuapolloa (*Parnassius mnemosyne*) ja paahdelantiaista (*Aphodius serotinus*) on tosin löydetty useammaltakin ympäröivältä alueelta (von Nurmes 2002, M. Luoto & M. Kuussaari, julkaisematon), mutta isolaakasittiäistä vain yhdeltä.

Koko yksilönkehityksensä lantaläjän suojissa viettäviä lantakuoriaisia voidaan pitää edustavina esimerkkeinä perinnemaisemien muutoksista kärsineiden selkärangattomien joukosta. Tällaisia ovat lehtisarvisiin (kovakuoriaisheimo Scarabaeidae) kuuluvat lantiaiset (suku *Aphodius*), sittiäiset (suku *Geotrupes*) ja laakasittiäiset (suku *Onthophagus*). Monet vielä 1950-60-luvuilla yleiset lantakuoriaislajit ovat käyneet harvinaisiksi sekä alueellisella että kansallisella tasolla, ja kahdeksan lajin pelätään hävinneen Suomesta kokonaan (Rassi 2001, Roslin 2001, Roslin & Koivunen 2001, Roslin & Heliövaara 2007). Etenkin laakasittiäisten kohtalo on ollut karu, entisaikojen kolmea maamme laakasittiäislajia edustaa näillä näkymin enää vain yksi laji – isolaakasittiäinen.

1.4 Isolaakasittiäinen perinnebiotooppien lajina

Euroopassa isolaakasittiäisen (*Onthophagus gibbulus*) levinneisyysalue on itäinen, ja Suomea lähimmät esiintymät ovat Baltian maissa, Puolassa ja Valkovenäjän luoteisosissa. Isolaakasittiäisen levinneisyys idässä ulottuu Vähään Aasiaan, Mongoliaan, itäiseen Siperiaan ja Pohjois-Koreaan (Horion 1958, Bunalski 1999, Roslin & Heliövaara 2007). Suomessa isolaakasittiäistä tavattiin 1900-luvun alussa kutakuinkin hajanaisesti maan eteläosissa; yleensä melko harvinaisena, mutta paikoin runsaanakin. Vuosisadan puolella välissä laji taantui huomattavasti, eikä vuoden 1961 jälkeen tehty enää yhtään havaintoa (Biström ym. 1991). Isolaakasittiäistä pidettiin Suomesta sukupuuttoon hävinneenä, kunnes vuonna 1995 Someron Häntälästä löytyi lajin uusi paikalliskanta (Teräs 1996). Suomessa tavatuista kahdesta muusta laakasittiäislajista ei ole tehty havaintoja 1950-luvun jälkeen. Viimeiset varmat havainnot katkolaakasittiäisestä (*O. fracticornis*) tehtiin vuonna 1946 ja pikkulaakasittiäisestä (*O. nuchicornis*) vuonna 1955 (Biström ym. 1991).

Isolaakasittiäinen on muiden, maassamme aikaisemmin esiintyvien laakasittiäisten, tapaan avointen hiekkapohjaisten laidunten laji, joka käyttää ravinnokseen hevosen, lampaan tai karjan lantaa (Roslin & Heliövaara 2007). Se suosii erityisesti lämpimiä, paahteisia laitumia. Entisaikojen perinnemaisemat, laidunnetut vähätuottoisemmat rinneniityt ovat sen keskeisintä elinympäristöä. Monien muiden lämpöä suosivien lajien tapaan

laakasittiäisten taantuminen ja häviäminen on seurausta viimeisen vuosisadan aikana tapahtuneista maatalouden rakennemuutoksista. Vähätuottoisten mutta laajojen rinnenriittujen ja muiden luonnonlaitumien laidunkäytön vähentyessä laakasittiäisille suotuisat elinpaikat ovat käyneet harvinaisiksi. Isolaakasittiäinen on näin ollen maassamme tiettävästi ainoa sukunsa edustaja ja senkin esiintymisalue rajoittuu ilmeisesti hyvin pienelle alueelle Someron Häntälään.

1.5 Työn tavoitteet

Suomen isolaakasittiäiskannasta ja sen levinneisyyttä rajoittavista tekijöistä tiedetään toistaiseksi varsin vähän. Nykyään tunnettu isolaakasittiäisesiintymä on niin pieni, että se on vaarassa hävitä alueelle kohdistuvien ympäristöolojen muutosten, patogeenien tai keräilyaktiviteetin vuoksi. Jotta lajia voitaisiin tehokkaasti suojella, on tunnettava sen elintapoja, tiedettävä missä se esiintyy ja mitkä tekijät ovat sen elinkierron kannalta keskeisiä. Isolaakasittiäinen on valtakunnallisessa uhanalaisuustarkastelussa luokiteltu kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) luokitusten mukaisesti äärimmäisen uhanalaiseksi lajiksi (Rassi ym. 2001). Toistaiseksi sitä ei kuitenkaan ole rauhoitettu, joten se on esimerkiksi kovakuoriaiskeräilijöiden vapaasti kerättävissä.

Tämän tutkimukseni tarkoituksena on saada perustason tietoa Suomen isolaakasittiäiskannan koosta, lajin fenologiasta, sekä esiintymän tarkoista rajoista. Pyrin löytämään vastauksia kysymyksiin: Minkälainen elinkierto lajilla on Suomen olosuhteissa? Missä ja kuinka runsaana isolaakasittiäistä Somerolla tavataan? Keskeisenä tavoitteenani on myös tutkia lajin tilajakaumaa tunnetun pääesiintymän sisällä analysoimalla lantakasojen yksilömäärien vaihtelua läjän tarkan sijainnin ja ympäristömuuttujien mukaan. Havaitun tilajakauman perusteella kysyn, ovatko yksilöt sijoittuneet elinalueelleen tasaisesti, vai suosivatko ne erityisesti tietynlaisissa paikoissa sijaitsevia lantaläjiä? Mikäli suosivat, niin miksi? Näin saadaan merkittävää lisätietoa paikallisten ympäristöolojen vaikutuksesta isolaakasittiäiskantaan. Tiedolla on myös käytännön merkitystä lajin suojelun kannalta, sillä useilla lantakuoriaislajeilla on havaittu yksilöiden keskittyvän erityisesti tiettyihin lantaläjiin, vaikka läjät näyttäisivätkin ihmisten silmissä aivan samanlaisilta (Hanski 1986, 1991). Tämä lisää uhanalaisen lajin häviämiskä, mikäli esimerkiksi keräilypainetta kohdistuu juuri tällaisiin korkeatasoisiin läjiin. Lisäksi aineistoni antaa tietoa siitä, onko laji elinympäristönsä suhteen niin erikoistunut, että vain nykyinen esiintymisalue täyttää kaikki lajin asettamat

vaatimukset, vai asettaako kenties lajin liikkumiskyky rajoituksia sen leviämiseksi. Isolaakasittiäisen liikkumiskykyä on tutkinut Tiina Avomaa (2006) omassa *pro gradu* -työssä. Itse keskityn lajin alueellista levinneisyyttä ja paikallista runsautta määrävien tekijöiden selvittämiseen. Kaikki tämän tutkimuksen vaatimat kenttätyöt on tehty yhdessä Avomaan kanssa.

2. Aineisto ja menetelmät

Isolaakasittiäinen (*Onthophagus gibbulus*) on näyttävä ja kovakuoriaiseksi varsin kookas, 0,8 - 1,5 cm pituinen hyönteinen. Se on helppo tunnistaa lajille ominaisen värin perusteella: etuselkä on musta, mutta peitinsiivet punertavanruskeat mustin epäsäännöllisin kuvioin (Ljungberg 2002, Roslin & Heliövaara 2007). Myös sukupuolten erottaminen on vaivatonta, sillä uroksella on niskassaan sarvi, joka naaraalta puuttuu. Lajille ominainen tuntomerkki on myös naaraan etuselän etureunassa selvästi erottuva kyhmy (Roslin & Heliövaara 2007).

2.1 Tutkimusalue

Isolaakasittiäisen tunnettu pääesiintymä sijaitsee lounaisessa Suomessa Somerolla, Häntälän kylässä, Lehtiojana tunnetun joen pohjoisrannalla Rekijoen yläjuoksulla. Merkintäjälleenpyynnin suoritimme täällä, niin sanotulla Kaunelan laitumella (Ikonen ym. 2001), koulun lounaispuolella. Tarkempi kuvaus alueesta on luettavissa Avomaan (2006) tutkimuksesta. Tämän lisäksi teimme tutkimuskäyntejä lähiympäristöön sopiviksi katsomillemme laitumille Häntälän ja Talvisillan kylien alueella (Liite 1).

2.2 Isolaakasittiäisen lentoaika Suomessa

Kovakuoriaisharrastajien keskuudessa isolaakasittiäisen varsinaisena lentoaikana on pidetty loppukesää elokuulta lokakuun loppuun (I. Mannerkoski, suull. tiedonanto huhtikuu 2004). Etelämpänä Euroopassa ja Aasiassa laji lentää sekä keväällä että syksyllä (Horion 1958). Saadakseni tarkemman kuvan lajin todellisesta lentoajasta tarkastelin ensin Suomen

ympäristöhallinnon eliölajit-tietojärjestelmän uhanalaisten lajien löytörekisteriä. Rekisterin 28 isolaakasittiäishavainnosta 19 oli kuvailtu kuukauden tarkkuudella. Lisäksi kävin Tiina Avomaan kanssa huhti-toukokuun 2004 aikana lajin pääesiintymisalueella tekemässä havaintoja mahdollisesta alkukesän lennosta. Käyntien yhteydessä etsimme isolaakasittiäisiä luonnonlajista sekä alueelle itse tuomistamme syöttilajista. Huhtikuun 4. päivänä tutkimme noin kahdeksan viimekesäistä lehmänlajaa ja jätimme alueelle 8 syöttikasaa; 25.4. tutkimme edellisellä käynnillä viemämme syöttilajit ja jätimme alueelle kahdeksan uutta lājää; 10.5. tutkimme syöttilajit ja jätimme kahdeksan uutta lājää; 16.5. tutkimme syöttilajit; 6.7. tutkimme 14 luonnollista lehmänlajaa; ja lopuksi 20.9. tutkimme 18 luonnollista lehmänlajaa. Kevätkäyntien aikana alueen ainoat tuoreet lantakasat olivat meidän tuomiamme, sillä lehmät päästettiin laitumelle vasta kesäkuussa.

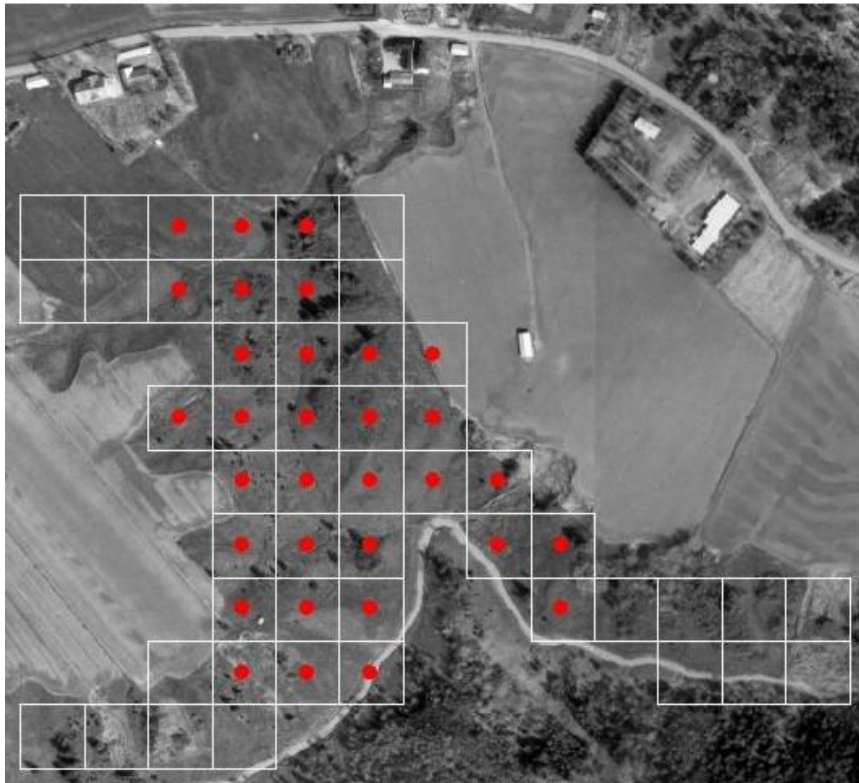
Isolaakasittiäisten esiintymisen lājissa tarkastimme upottamalla lantalajit vedellä täytettyyn sankoon. Tässä työssä kutsun menetelmää kelluttamiseksi. Kyseinen menetelmä on havaittu olevan varsin luotettava keino löytää lantalajissa olevat kovakuoriaiset. ja tapahtuu siten, että koko lājä mukaan lukien noin 5-10 cm sen alapuolista maa-ainesta upotetaan vedellä täytettyyn ämpäriin, jolloin lājän sisällä olevat hyönteiset nousevat veden pinnalle. Koskelan ja Hanskin (1977) mukaan tällä tavoin on mahdollista havaita yli 95 % kaikista kasoissa olevista kovakuoriaisista.

Lähes kaikilta kellutuksissa löytämiltämme naarailta tutkittiin myöhemmin munarauhasen kehitysaste stereomikroskoopin avulla. Naaraiden lisääntymisasteen selvittämiseksi estimme munarauhasista kehittyneitä munasoluja. Nämä solut ovat laakasittiäisillä suuret, lähes millimetrin halkaisijaltaan, ja siksi helppo todeta (González-Megías & Sánchez-Piñero 2004).

2.3 Isolaakasittiäiskannan koko

2.3.1 Maastotyöt

Selvittääkseni isolaakasittiäisen ennestään tunnetun esiintymän populaatiokoon sijoitin tutkimusalueelle Tiina Avomaan kanssa 32 elävänä pyytävää kuoppapyydystä. Pyynnissä käytetty menetelmä on kuvattu tarkemmin Avomaan pro gradu -tutkielmassa (2006). Sijoitimme pyydykset yhtenäisen alueen kattavaksi verkoksi 50 metrin päähän toisistaan (Kuva 1) siten, että ne olisivat mahdollisimman keskellä Suomen ympäristökeskuksen pikkuapollotutkimuksen yhteydessä laadittuja ruutuja (Luoto ym. 2001).



Kuva 1. Kuoppapyydysten (●) sijoittuminen isolaakasittiaisen pääesiintymän sisällä. Valkoinen ruudukko vastaa dos. Miska Luodon ym. (2001) käyttämää alueen jakoa 50 × 50 metrin soluihin (Ilmakuva: Suomen ympäristökeskus).

Merkitsimme jokaisen pyydetyn yksilön yksilöllisellä koodilla, jonka pistelimme hyönteisneulan kärjellä peitinsiipiin rei'iksi. Tämän toimenpiteen ei ole havaittu aiheuttavan vahinkoa kovakuoriaisille (Roslin 2000). Kaikilta merkitsemiltämme yksilöiltä kirjasimme ylös myös sukupuolen, sekä tiedon siitä, oliko yksilö kuoreltaan pehmeä vai kova. Peitinsiipien pehmeys kertoo yksilön olevan hiljattain kuoriutunut (Cambefort & Hanski 1991). Merkitsemisen jälkeen vapautimme pyydetyt yksilöt pyydyksen vieressä olevaan pienempään niin sanottuun vapautusläjään, mihin pakotimme ne kaivautumaan toisesta päästä avonaisen putken avulla. Tällä pyrimme minimoimaan pyynnistä aiheutuvan liikkumisen.

Pyydyksiä ei voitu pitää jatkuvasti pyynnissä, sillä se olisi saattanut häiritä kantaa. Pyydykseen joutuminenhan estää lisääntymiskäyttäytymisen, sillä isolaakasittiaainen munii lantakan alle kaivamiinsa käytäviin (Burmeister 1930, 1936). Suoritimme siis pyynnin jaksoissa siten, että yksittäinen *pyyntijakso* kesti noin neljä sateetonta vuorokautta, minkä jälkeen pidimme niin ikään neljän vuorokauden tauon ennen seuraavaa pyyntiä.

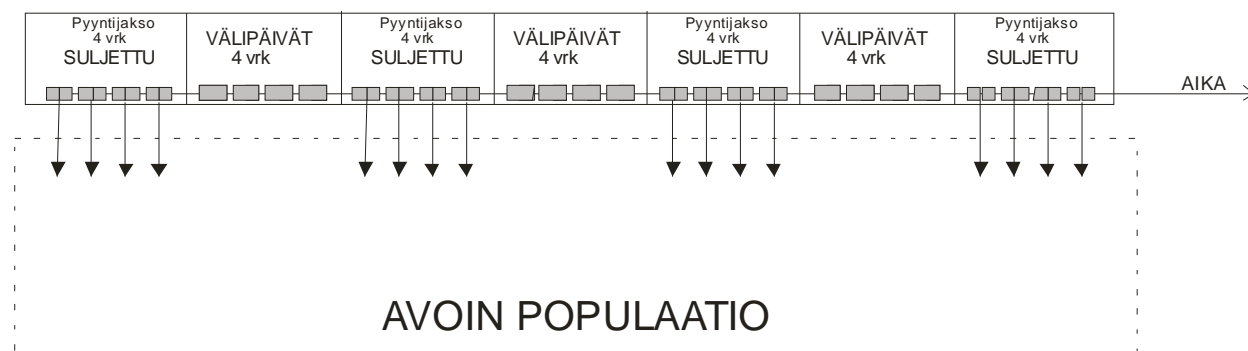
Pyyntijaksoja oli kaiken kaikkiaan kuusi (ks. taulukko 1) ja koimme pyydykset kaksi kertaa päivässä. *Pyyntikierroksella* tarkoitan tässä sitä, kun kaikki pyydykset käydään läpi kerran. Pyyntikierrokset tehtiin kaksi kertaa päivässä, joten yhteen neljän vuorokauden mittaiseen pyyntijaksoon sisältyi tavallisesti seitsemän pyyntikierrosta (ensimmäisellä kierroksella veimme syötit pyydyksiin, joten merkintä-jälleenpyyntiä ei tällöin tapahtunut).

Taulukko 1. Pyyntijaksojen ajankohdat syksyllä 2004.

Pyyntijakso	pvm
1.	3. - 6.8.
2.	11. - 14.8.
3.	19. - 22.8.
4.	29.8. - 3.9.
5.	11. - 15.9.
6.	26. - 29.9.

Pyrimme säilyttämään pyydyssyötteinä toimineiden lantaläjien houkuttelevuuden koko nelipäiväisen pyyntijakson ajan kuorimalla puukolla uloimman kovettuneen kerroksen pois jakson puolivälissä. Jakson päättyessä sijoitimme vanhat kasat parin metrin päähän pyydyksestä. Käytettyjen kasojen kuivuttua niiden houkuttelevuus epäilemättä laskee. Uuden jakson alkaessa toimme pyydyksiin aina navetasta tuoreet lantakasat.

Pyyntijaksojen ajoitus noudattelee Pollockin (1982) menetelmää, sillä tavoitteeni oli päätellä populaation kokoa sekä suljetun että avoimen populaation arviointimenetelmien avulla. Neljän päivän tiiviin pyyntijakson aikana voidaan populaatiossa odottaa tapahtuvan vain vähäistä syntyvyyttä, kuolevuutta, tulo- ja lähtömuuttoa. Tällaista neljän päivän intensiivistä pyyntijaksoa käsittelemällä suljettuna populaationa, ja kaikkia pyyntijaksoja yhdessä avoimena populaationa (Kuva 2).



Kuva 2. Kuoppapyynnin ajoittuminen jaksoihin yksinkertaistettuna kaaviona. Pyyntijakson aineistoa käsiteltiin suljettuna populaationa (Schnabelin menetelmä) ja kaikki pyyntijaksoilta saatu materiaali analysoitiin Jolly-Seberin avoimelle populaatiolle tarkoitetulla mallilla. Harmaat laatikot kuvaavat vuorokausia. Intensiivijakson aikana pyydykset koettiin kaksi kertaa vuorokaudessa, joten vuorokausi on intensiivijaksoissa jaettu kahteen pyyntikierrokseen.

2.3.2 Merkintä-jälleenpyyntiaineiston analysointi

Pollockin (1982) menetelmää hyödyntäen arvioin aluksi populaation koon erikseen jokaiselle yhteensä noin kahdeksan pyyntikierrosta käsittävälle pyyntijaksolle. Kunkin keskimäärin neljä vuorokautta kestävä pyyntijakson sisällä oletin populaation suljetuksi ja käytin koon arvioimiseen Schnabelin mallia (1938). Olettamuksena tässä mallissa on, että kaikkien merkittyjen yksilöiden suhde populaation kokonaisyksilömäärään on sama kuin uudelleenpyynnissä saatu merkittyjen ja merkitsemättömien yksilöiden suhde. Koiraiden ja naaraiden määrät arvioin erikseen ja lisäksi laskin yhteisen arvion koko kannan koosta.

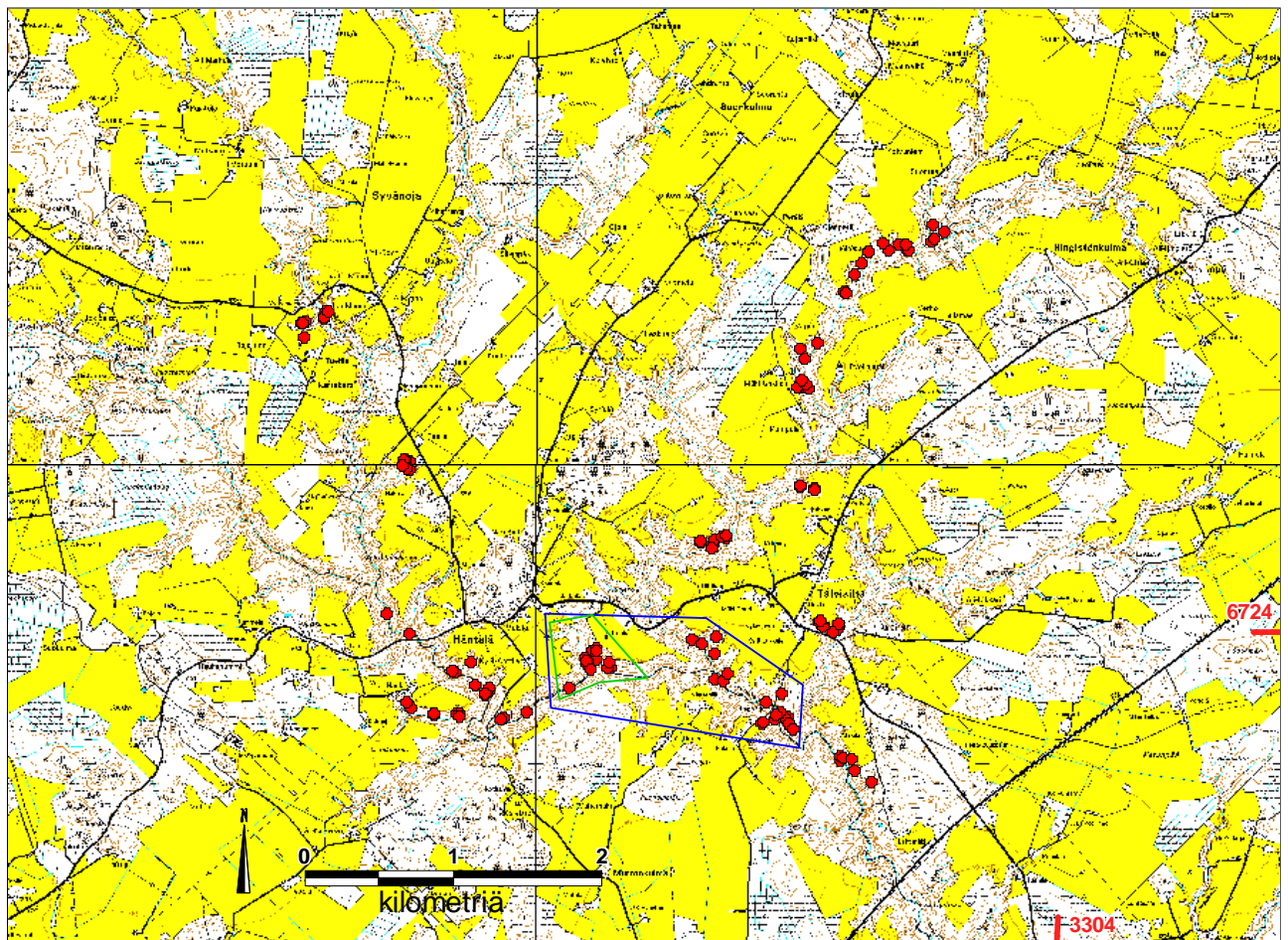
Pyyntijaksokohtaisia arvioita täydensin analysoimalla kaikki kuusi pyyntijaksoa Jolly-Seberin menetelmällä (Jolly 1965, Krebs 1999). Tässä mallissa populaation odotetaan olevan avoin, jolloin myös syntyvyys ja kuolleisuus, sekä tulo- ja lähtömuutto saadaan arvioitua. Naaraita ja koiraita en tällä kertaa erotellut, vaan tarkastelin kaikkia yksilöitä yhtenä ryhmänä. Jolly-Seber-malli hyödyntää tietoa siitä, milloin merkitty yksilö on viimeksi havaittu. Yhdistämällä Schnabelin ja Jolly-Seberin menetelmät saadaan tehokkaasti hyödynnettyä koko tutkimuksessa kerätty aineisto. Estimaattien laskemiseksi käytin Ecological Methodology 5.01 -ohjelmaa (© Charles J. Krebs 1998). Nämä analyysit tein yhdessä ohjaajani Tomas Roslinin kanssa.

2.4 Isolaakasittiaisen alueellinen levinneisyys ja paikallinen runsaus

2.4.1. Levinneisyysalueen rajat

Isolaakasittiaisen ennestään tunnettu esiintymisalue tarkoittaa käytännössä vain yhtä noin 15 hehtaarin kokoista, pitkään yhtäjaksoisesti laidunnettua aluetta (ks. kuva 3). Tällä laitumella lajia tavataan paikoin hyvinkin runsaana (Ilpo Mannerkoski, suull. tiedonanto huhtikuu 2004). Selvittääkseni lajin levinneisyyden rajoja tarkemmin suoritin yhdessä Tiina Avomaan kanssa pistokäyntejä muilla lähialueen laitumilla. Apuna käyntipaikkojen valinnassa käytin Suomen ympäristökeskuksen valtakunnallisen perinnemaisemakartoituksen yhteydessä laatimaa kasvillisuuskartoitusta ja laidunnushistoriaa Häntälän alueelta (Kontula ym. 2000), sekä pikkuapollokartoituksen tietoja (Luoto ym. 2001). Näiden muuttujien perusteella valitsin alueelta viisi laidunta (varsinaisen esiintymisalueen lisäksi), jotka olivat laidunnuksessa ja

joilla kasvoi vähintään kolme perinnemaisemille tyypillistä, harvinaista kasvilajia (M. Luoto, suull. tiedonanto huhtikuu 2004). Näillä laitumilla kävimme etsimässä isolaakasittiäistä. Tämän lisäksi kävimme yhdeksällä silmämääräisesti ja maastokartan perusteella valitulla lähialueen laitumella (Kuva 3). Suoritimme etsinnän laitumilta löytyviä luonnollisia lehmien lantaläjiä kelluttaen, kohdassa 2.2 kuvatun menetelmän mukaisesti. Jotta näytteenottotehokkuus olisi kaikkialla sama, jokaiselta laitumelta pyrittiin kelluttamaan kahdeksan läjää. Läjät pyrittiin valitsemaan siten, että ne olivat suunnilleen saman ikäisiä (3-4 vuorokautta). Joidenkin laitumien kohdalla jouduimme tyytymään kahdeksaa läjää pienempään määrään, koska sopivia läjiä ei aina löytynyt alueelta tarpeeksi. Käynnit ajoittuivat ajanjaksolle 10.8. - 26.9.2004.



Kuva 3. Kaikkien kellutettujen luonnollisten lehmänläjien sijainti. Kellutetut läjät on merkitty punaisilla palloilla (●). Vihreällä monikulmiolla rajattu alue kuvaa karkeasti pääesiintymän sijaintia. Sinisellä rajatulta alueelta kellutetut kasat otettiin mukaan tilajakaumaa selittäviin analyysihin. Karttapohja © Maanmittauslaitos 2006.

2.4.2 Isolaakasittiäisten tilajakauma ja siihen vaikuttavat tekijät

Niiden alueiden sisällä, joilta isolaakasittiäisiä tavattiin, tutkin tarkemmin paikallisiin runsauksiin vaikuttavia tekijöitä. Käytin tähän kahta eri aineistoa: kohdan 2.3.1. pyydyskohtaiset yksilömäärät ja kohdan 2.4.1. luonnollisten lehmänläjien yksilömäärät. Nämä aineistot eroavat toisistaan muutaman tärkeän ominaisuuden suhteen. Pyydyksissä lannan laatu, sekä läjän koko ja ikä oli tarkemmin vakioitu, kun taas luonnollisissa läjissä nämä ominaisuudet vaihtelivat saatavilla olevien läjien mukaan. Kellutusten osalta otin tarkasteluun mukaan nimenomaan ne laitumet, jotka olivat yhteydessä alueisiin, joilta isolaakasittiäistä on havaittu vuonna 2004. Tällaisia alueita olivat pääesiintymä, sekä Petri Ahlrothin löytämä esiintymä idempänä samassa jokilaaksossa (P. Ahlroth, suull. tiedonanto) (ks. kuva 11, s. 24 ja liite 1). Näin sain tarkasteltavakseni yhtenäisen – ja täten oletettavasti isolaakasittiäiselle helposti saavutettavan – laidunkokonaisuuden. Yhtenäisellä alueella tutkimiamme läjiä oli 32.

2.4.3 Yksilöiden tilajakaumaa kuvaavat indeksit

Tutkiakseni, ovatko yksilömäärät ylipäänsä suurempia maiseman joissakin kohdissa kuin toisissa kuvasin ensin yksilöiden tilajakauman kasautumista ilmentävillä indekseillä. Vaikka tilajakauman kuvaamiseen kehitettyjä suureita on paljon päädyin käyttämään Ivesin (1988) menetelmää sen tulkinnan selkeyden vuoksi: indeksin arvo kuvaa sitä, kuinka monta saman lajin (J-indeksi) tai eri ”lajin” (C-indeksi; tässä: toisen sukupuolen) edustajaa yksilö kohtaa lähiympäristössään verrattuna tilanteeseen, missä yksilöiden jakauma olisi täysin satunnainen.

Läjätason kasautumisen lisäksi tarkastelin yksilöiden tilajakaumaa koko laitumen tasolla k-funktioanalyysillä (Ripley, 1976; Diggle, 2003; Ovaskainen & Roslin, julkaisematon käsikirjoitus). Selvittääkseni, missä mittakaavassa yksilöiden kasautumista esiintyy, laskin satunnaisesti valitulle yksilölle montako naapuriyksilöä tavattiin satunnaisesti valitusta naapuriläjästä etäisyydeltä d . Havaittua jakaumaa vertasin satunnaistamisilla tuotettuun jakaumaan. Näissä satunnaistuksissa säilytin aineistossa havaitut pyydyskohtaiset yksilömäärät, mutta arvoin ne satunnaisille pyydyksille. Toistamalla arvonnin tuhat kertaa sain odotetun jakauman, jolle laskin 2,5 sekä 97,5 prosentin kvanttiilit kuvaamaan satunnaistamisissa esiintyviä tyypillisiä arvoja. Nämä laskut tein Otso Ovaskaisen ja Tomas Roslinin avustamana.

2.4.4 Tilajakaumaan vaikuttavat tekijät

Selvittääkseni yksilöiden kasautumiseen vaikuttavia tekijöitä kirjasin sekä luonnonläjien että pyydysten osalta ympäristöoloja kuvaavia tunnuslukuja. Itse maastosta keräämäämme havaintoaineistoa täydensin Luodon ym. (2001) tutkimuksesta saamillani ruutukohtaisilla tiedoilla. Tavoitteenani oli valita muuttujat siten, että ne kuvaisivat mahdollisimman keskeisiä mutta toisistaan erilaisia tekijöitä isolaakasittiaisten elinalueen ympäristöstä: **Niittyprosentti**, eli niittykasvillisuuden suhteellinen osuus 50 x 50 metrin ruudun pinta-alasta, ilmentää paikan avoimuutta, kasvillisuutta ja maankäyttöä (Luoto ym. 2001). Ruudun **keskimääräinen kaltevuus** kuvaa alueen topografiaa. Yhdessä ruudulle osuvan **teoreettisen auringon säteilyn määrän** (Luoto ym. 2001) ja **ilmansuunnan** kanssa se kuvaa erilaisia puolia siitä, millaiset lämpöolot ruudulla vallitsevat (vrt. Avomaa 2006). Ilmansuunnan, kaltevuuden ja auringonsäteilyn lisäksi paikallisiin lämpöoloihin vaikuttaa myös ympäröivän kasvillisuuden varjostus. Siksi mittasin myös **kasvillisuuden pituuden**, eli läjän tai pyydyksen välittömässä läheisyydessä (noin metrin säteellä) vallitsevan kasvillisuuden keskipituutta.

Yksittäisistä ilmansuunnista tavatut yksilömäärät olivat niin pieniä, että supistin analyysiä varten ilmansuuntamuuttujan kaksiluokkaiseksi: luode, pohjoinen, koillinen ja itä kuuluivat ensimmäiseen luokkaan ja kaakko, etelä, lounas ja länsi toiseen. Näin erottelin vähemmän lämpösäteilyä saavat rinteet lämpimämmistä, enemmän säteilyä osakseen saavista rinteistä.

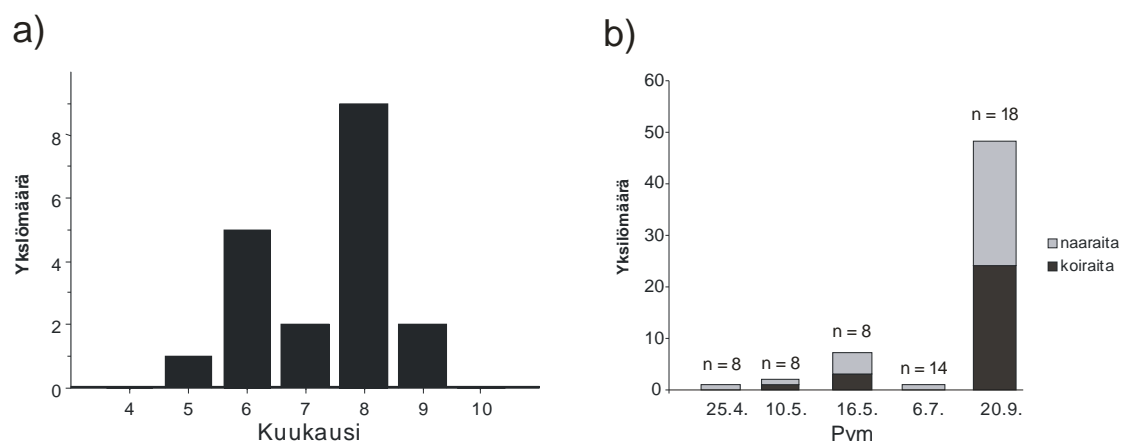
Viiden isolaakasittiaisen elinympäristöä kuvaavan muuttujan vaikutusta paikallisiin yksilömääriin testasin monimuuttujaregressiolla. Mallin sovittamiseen käytin Statistix-ohjelmaa, versio 8.0 (Analytical Software, Tallahassee, Florida, Yhdysvallat). Saavuttaakseni normaalijakauman, hallitakseni aineiston heteroskedastisuuden ja ottaakseni huomioon sen, ettei yksilömäärä voi koskaan olla negatiivinen, käytin keskeisenä vasteena logaritimimuunnettuja ($\log[x+1]$) yksilömääriä.

3. Tulokset

3.1 Isolaakasittiäisen lentoaika Suomessa

Uhanalaisten lajien löytörekisteritietojen tarkastelu paljasti isolaakasittiäisen lentoajan luultua pidemmäksi: havainnoista yksi ajoittui toukokuulle (1930), viisi kesäkuulle (1921, 1924, 1944, 1947 ja 1958), kaksi heinäkuulle (1921, 1943), kahdeksan elokuulle (1884, 1906, 1925, 1949, 1995 ja 1996) ja kaksi syyskuulle (1922 ja 1996) (Kuva 4a).

Omissa etsinnöissämme (Kuva 4b) löysimme huhtikuun 25. päivä yhden naarasyksilön edellisellä kerralla laitumelle viemästämme läjästä. Tämän yksilön jätimme löytöpaikalleen. Toukokuun 10. päivänä löysimme yhden koiraan ja yhden naaraan. Koiras jätettiin löytöpaikalleen, mutta naaraan otimme mukaan munarauhasten preparoimista varten. Tältä yksilöltä ei löytynyt kehittyneitä munasoluja, joten sen ei voida olettaa olevan lisääntyvä. Toukokuun puolessavälissä löysimme edellisellä kerralla viemistämme läjistä kolme koirasyksilöä ja neljä naarasta. Naaraiden munarauhasten preparointi paljasti kaksi yksilöä lisääntyviksi. Heinäkuun seitsemäntenä päivänä laitumella oli jo hiehoja, joten tutkimme kelluttamalla 13 läjää, joista ei löytynyt yhtään yksilöä. Yhden naarasyksilön kuitenkin löysimme lentämässä vanhaan, melko kuivaan läjään. Merkitsimme sen yksilöllisellä koodilla alkavaa merkintä-jälleenpyyntijaksoamme silmällä pitäen ja vapautimme sitten löytöpaikalleen. Syyskuun loppupuolella kellutimme tilajakauman selvittämiseen liittyen 18 luonnonläjää pääesiintymältä, jolloin löysimme yhteensä 48 yksilöä 18 tutkitusta läjistä. Löydettyjen yksilöiden sukupuolijakauma oli varsin tasainen käsittäen 24 koirasta ja 24 naarasta.

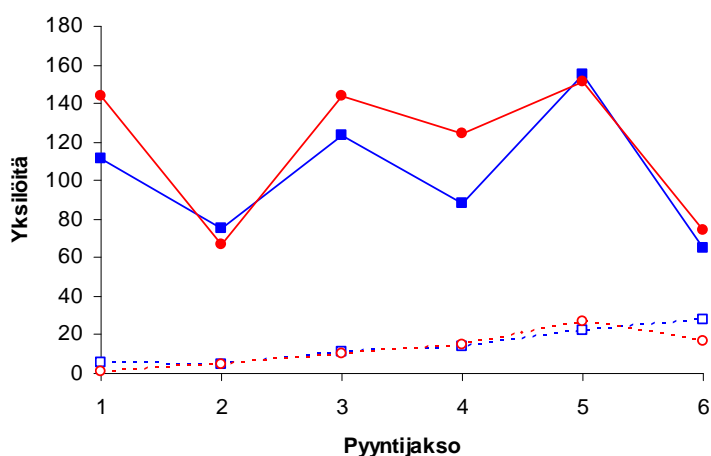


Kuva 4. a) Ympäristöhallinnon eliölajit-tietojärjestelmän isolaakasittiähavaintojen lukumäärä kuukautta kohti. b) Isolaakasittiäisen yksilömäärät kesällä 2004 kellutetuista lehmän läjissä; n = tutkittujen läjien määrä.

Omien havaintojemme lisäksi haastattelimme kovakuoriaisharrastaja Petri Ahlrothia, joka oli vuonna 2004 vierailut Häntälän notkoissa kesäkuun alkupuolella. Hän kertoi nähneensä useita isolaakasittiäisyksilöitä tuoreissa lantaläjissä, sekä mainitsi myös Jaakko Mattilan tehneen isolaakasittiäishavaintoja Kaunelan laitumella touko-kesäkuun vaihteessa 2004.

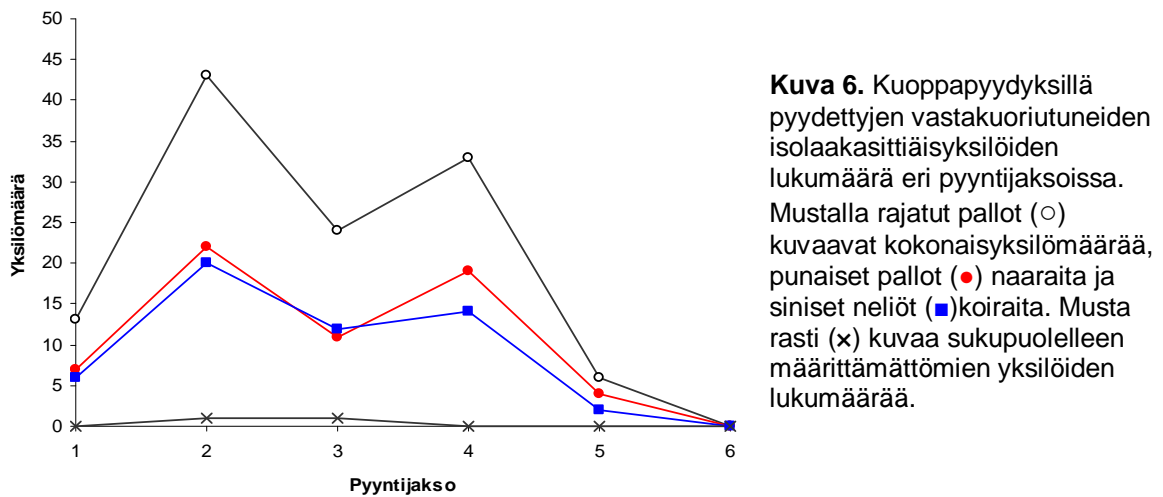
3.2 Isolaakasittiäiskannan koko

Ensimmäisen pyyntijakson alkaessa isolaakasittiäisten lentoaika oli jo täydessä käynnissä, sillä yksilöitä löytyi alusta asti runsaasti. Tutkimuksen aikana saimme merkattua yhteensä yli 1300 isolaakasittiäisyksilöä (vrt. Avomaa 2006, taulukko 1). Pyyntijaksokohtaiset yksilömäärät on eroteltu kuvassa 5.

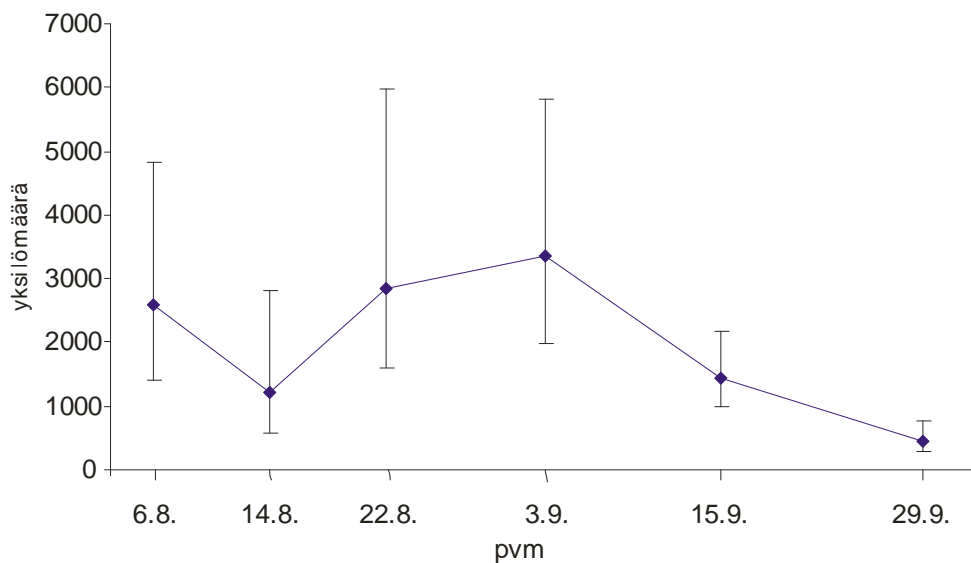


Kuva 5. Kuoppapyödyksillä pyydettyjen isolaakasittiäisten lukumäärä pyyntijaksoa kohden. Yhtenäiset viivat kuvaavat pyydyksiin tulleita merkkeamattomia yksilöitä ja katkoviivat puolestaan jo merkittyjä, uudelleen pyydettyjä yksilöitä. Sininen väri ja neliöt (□) kuvaavat koiraita ja punainen väri ja pallot (○) naaraita.

Vastakuoriutuneita, kuoreltaan pehmeitä isolaakasittiäisyksilöitä tuli pyydyksiin eniten toisella pyyntikierroksella elokuun puolivälissä (Kuva 6). Myös neljännellä pyyntijaksolla vastakuoriutuneita yksilöitä oli vielä runsaasti, mutta syyskuun puolella pehmeiden yksilöiden määrä laski selvästi, eikä viimeisellä pyyntijaksolla saatu enää yhtään kuoreltaan pehmeää yksilöä. Tästä voidaan päätellä, että yksilöitä kuoriutuu koko elokuun ajan, mutta ei juurikaan enää syyskuussa.

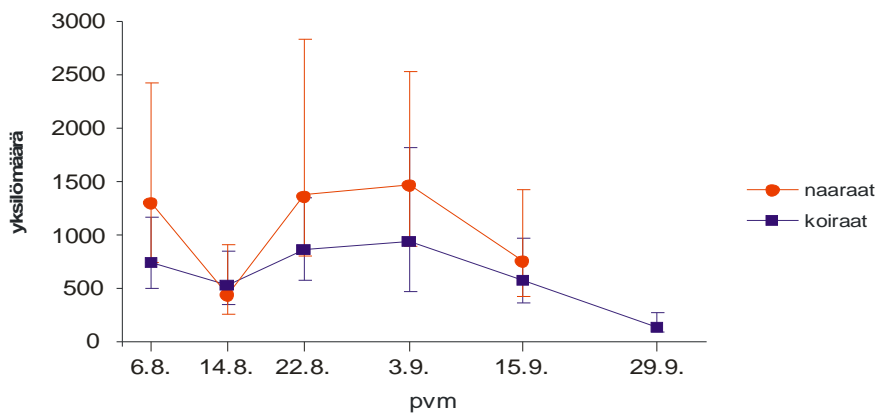


Isolaakasittaisen Häntälän pääesiintymän aikuisten yksilöiden populaatiokoko liikkuu todennäköisesti tuhansissa, mutta alle kymmenissä tuhansissa yksilöissä. Schnabelin menetelmällä saadut arviot populaation koosta vaihtelivat eri pyyntijaksoina 455 ja 3350 yksilön välillä. Luottamusvälit olivat laajat, mutta millään hetkellä ne eivät ulottuneet yli 6000 yksilön (Kuva 7).



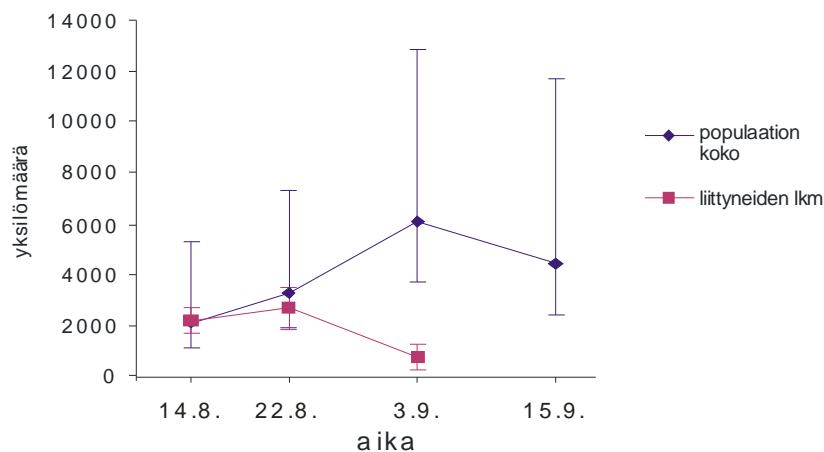
Kuva 7. Isolaakasittiäispopulaation kokonaisvahvuus Schnabelin menetelmällä arvioituna. Hajontaviivat kuvaavat 95 prosentin luottamusvälejä.

Naaraita oli lähes koko pyyntikauden keskimäärin hieman enemmän kuin koiraita (Kuvat 5 ja 8). Viimeisellä pyyntijaksolla emme kuitenkaan pyytäneet yhtään ennestään merkittävää naarasta, joten tälle jaksolle ei voinut määrittää naaraiden lukumäärää populaatiossa. Selvästi vähiten yksilöitä oli viimeisellä pyyntijaksolla, jolloin syksy oli jo pitkällä ja lajin lentoaika todennäköisesti loppuillaan. Myös toisen pyyntijakson kohdalla on nähtävissä yksilömäärän notkahdusta etenkin naaraiden kohdalla (Kuvat 5 ja 8).



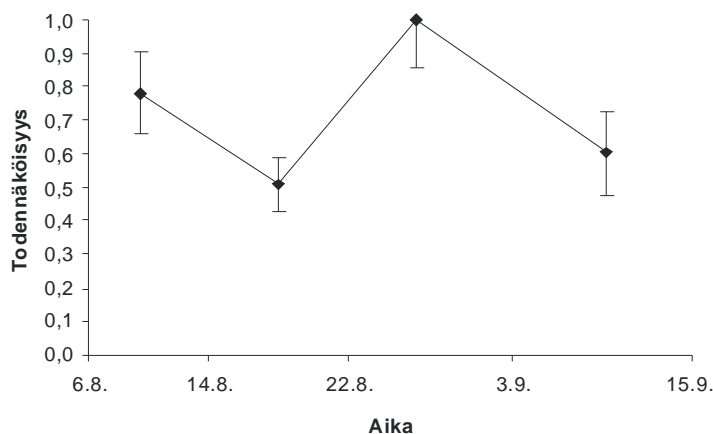
Kuva 8. Isolaakasittiäispopulaation naaraiden ja koiraiden määrät tutkitussa isolaakasittiäispopulaatiossa Schnabelin menetelmällä arvioituna. Hajontaviivat kuvaavat 95 prosentin luottamusvälejä.

Jolly-Seberin menetelmällä saadut arviot populaation kokonaisvahvuudesta vahvistavat Schnabelin menetelmällä saatuja tuloksia (Kuva 9): Jollyn keskiarviot vaihtelevat 2120 yksilöstä 6080 yksilöön.



Kuva 9. Isolaakasittiäispopulaation koko, sekä populaatioon liittyneiden yksilöiden määrä Jolly-Seberin menetelmällä arvioituna. Populaatiokoon hajontaviivat kuvaavat estimaattien keskiarvojen keskivirheitä ja liittyneiden lukumäärien hajontaviivat ilmaisevat estimaattien keskiarvojen keskivirheitä.

Jollyn menetelmällä voidaan arvioida myös populaatioon liittyneiden yksilöiden määriä, ja yksilöiden selviytymistodennäköisyyttä jaksojen välillä. Ainakin tutkimusjakson alussa liittyjien määrä on suuri (Kuva 9), ja populaatio vaikutti siten varsin avoimelta – liikettä ja syntyvyyttä oli siis paljon. Pyynnin aikana selviytymistodennäköisyys vaihteli, mutta pysyi koko ajan melko korkeana (yli 50 prosenttia) kunkin neljän päivän pyyntijakson välillä (Kuva 10).

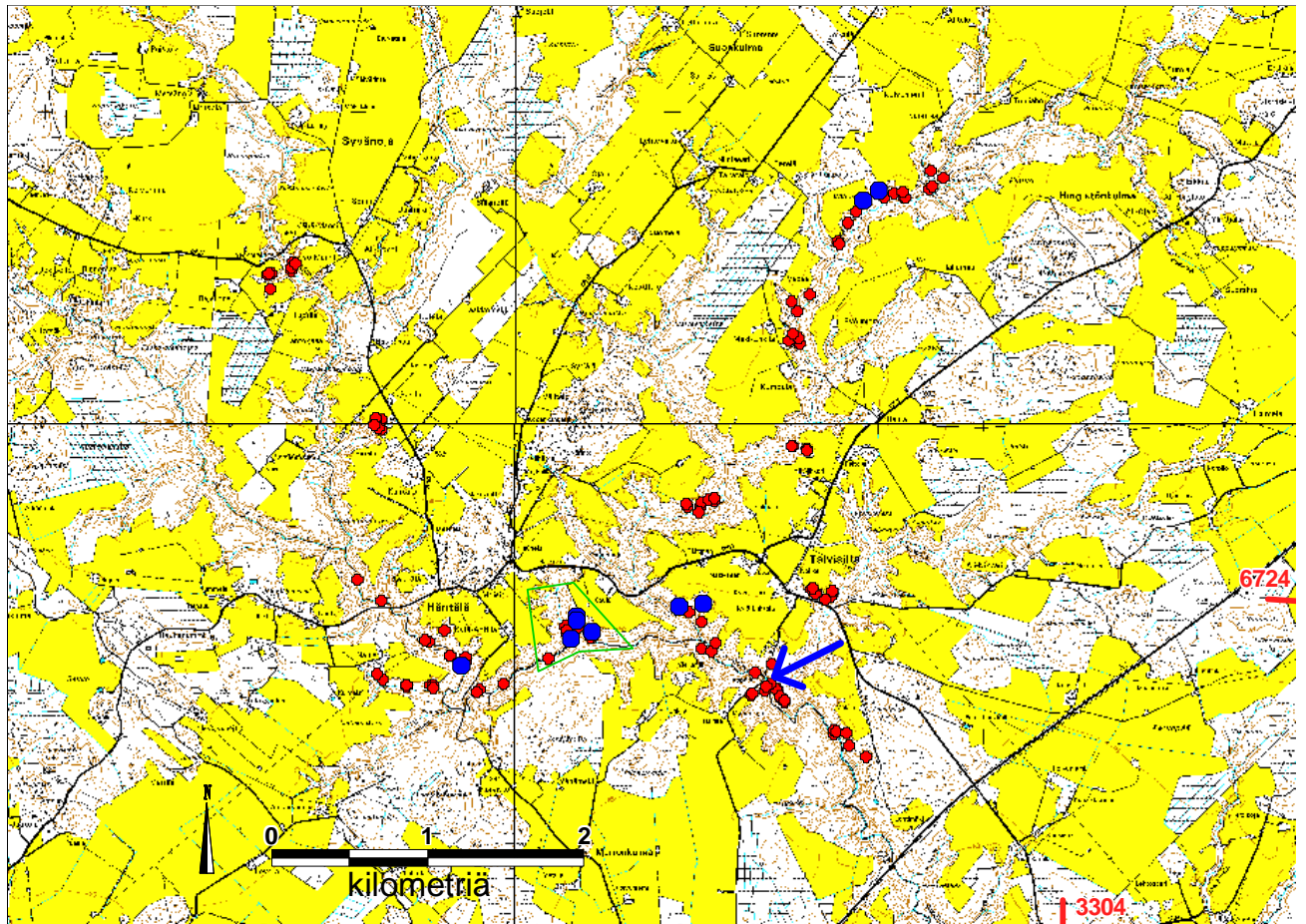


Kuva 10. Isolaakasittiäisten selviytymistodennäköisyys eri pyyntijaksojen välillä. Hajontaviivat kuvaavat estimaattien keskiarvojen keskivirheitä.

3.3 Levinneisyysalueen rajat

Pääesiintymän lisäksi isolaakasittiäisiä oli kesään 2004 mennessä havaittu luotettavasti vain yhdellä laitumella, joka sijaitsi 1,1 kilometriä pääesiintymältä itään saman jokilaakson varrella. Kovakuoriaisharrastaja Petri Ahlroth kertoi vuonna 2004 nähneensä lajia kyseisellä laitumella runsaana jo kesäkuun puolessa välissä (P. Ahlroth, suull. tiedonanto). Omissa etsinnöissämme emme löytäneet isolaakasittiäisiä Ahlrothin havaintopaikalta, mutta sen ja pääesiintymän väliltä, joen toiselta haaralta löysimme kaksi yksilöä (Kuva 11). Välittömästi pääesiintymän itäpuolella olevaa laidunta emme päässeet tutkimaan, mutta vedimme aidan ulkopuolelle yhden pyyntilinjan (vrt. Avomaa 2006), josta löytyi niin ikään yksi isolaakasittiäisyksilö. Pääesiintymältä noin kilometri länteen löysimme myös yhden yksilön. Edellä kuvatut havaintopaikat ovat kaikki samassa jokilaaksossa, joka on nykyään lähes yhtenäisesti laidunnettua aluetta. Syyskuun kuudentena päivänä löysimme 3,3 km pääesiintymästä koilliseen joen toisen haaran

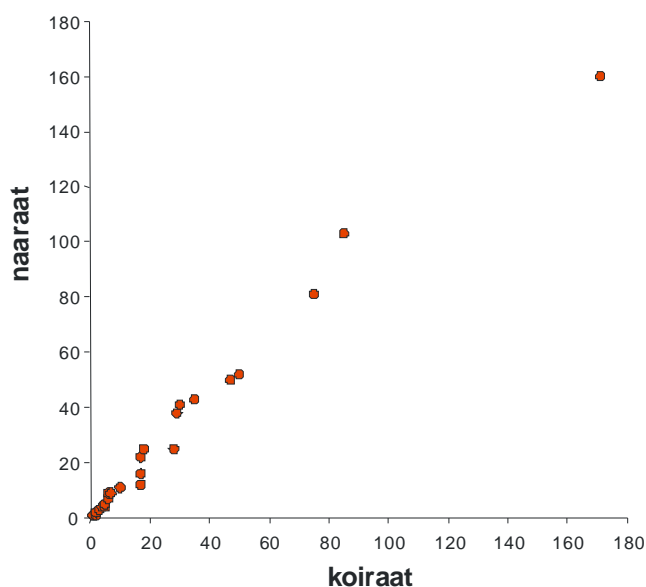
varrelta kaksi isolaakasittiäistä. Paikka sijaitsee niin kaukana pääesiintymästä, ettei yksilöiden lentäminen pääesiintymältä sinne vaikuta todennäköiseltä (Kuva 11). Kyseessä lienee näin ollen erillinen paikalliskanta.



Kuva 11. Isolaakasittiäisyksilöiden esiintyminen tutkituissa luonnollisissa lehmäläjissä. Punaisilla palloilla (●) merkityistä läjistä lajia ei löytynyt; sinisellä merkityistä (●) löytyi yksi tai useampi yksilö. Sininen nuoli osoittaa kohdan, missä Petri Ahlroth teki useita isolaakasittiäishavaintoja. Vihreällä rajattu alue kuvaa karkeasti pääesiintymän sijaintia. Karttapolja © Maanmittauslaitos 2006. Ks. myös liite 1.

3.4 Isolaakasittiaisten tilajakauma

Pääesiintymän sisällä isolaakasittiaisten tilajakauma oli huomattavan kasautunut niin pyydyksissä kuin luonnonläjissäkin. Pyydysten osalta Ivesin J-indeksin arvo oli 2,5. Näin ollen kullakin yksilöllä oli samassa pyydyksessä yli kaksi kertaa enemmän naapureita verrattuna tilanteeseen, missä yksilöiden tilajakauma alueella olisi täysin satunnainen. Kasautumisen taso oli koirilla ($J = 2,5$) sama kuin naaraillakin ($J = 2,3$). Niin ikään eri sukupuolta olevat yksilöt kasautuivat samoihin läjiin ($C = 2,4$). Tämä näkyy selkeästi myös yksilömääriä tarkastelemalla – mitä enemmän koiraita läjässä on, sitä enemmän siinä on naaraitakin (Kuva 12; Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin 0,93, $n = 32$, $P = 0,00001$). Isolaakasittiaiset suosivat siis selkeästi tiettyjä läjiä, toisten läjien jäädessä vähemmälle huomiolle.

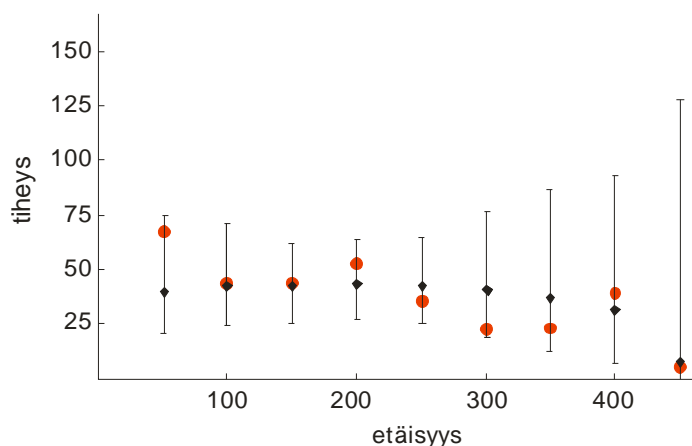


Kuva 12. Yksittäisistä kuoppapyydyksistä saatujen isolaakasittiaiskoiraiden ja naaraiden määrät.

Pyydyslaitumelta kellutettuja luonnollisia lehmänläjjiä oli yhteensä 16 kappaletta. Niistä vain neljästä löytyi isolaakasittiaisyksilöitä. Asutuissa läjissä yksilöitä oli kuitenkin runsaasti (23 naarasta ja 24 koirasta), ja Ivesin J-arvoksi sain kokonaiset 5,5. Luonnollisissa läjissä yksilöiden tilajakauma oli siis huomattavasti kasautuneempi kuin pyydyksissä.

Vaikka pyydyksissä ja luonnollisissa läjissä oli havaittavissa yksilöiden selvää kasautumista, yksittäistä pyydystä isommassa mittakaavassa ei esiintynyt

merkittävää kasautumista millään etäisyydellä (Kuva 13). Vain 50-99 metrin etäisyysluokassa havaittu kuvio edusti lievästi äärevää poikkeamaa satunnaistamisen mediaaniarvosta, mutta tämäkin havainto ei ylittänyt 97,5 prosentin raja-arvoa (Kuva 13).



Kuva 13. Isolaakasittiaisen tilajakauma pyydyksiä isommissa mittakaavassa tarkasteltuna k-funktioanalyysillä tarkasteltuna. Punaiset symbolit edustavat havaittuja arvoja, mustat symbolit tuhat satunnaistamisen mediaaniarvoa ja hajontaviivat satunnaistamisen 2,5% sekä 97,5% kvanttiileja.

3.4.1 Tilajakaumaan vaikuttavat tekijät

Koska yksilöt eivät olleet levittäytyneet satunnaisesti pyydyksiin eivätkä luonnonläjjiin oli tärkeä selvittää, mitkä tekijät yksilöiden sijainteihin vaikuttivat. Pienen mittakaavan ympäristövaihtelut selittivät suuren osan yksilömäärien vaihtelusta sekä pyydyksissä ($R^2=0,68$), että luonnonläjissä ($R^2=0,39$). Eri tekijöiden tilastollinen merkitsevyys oli kuitenkin erilainen luonnonläjien ja pyydysten yksilömääriä kuvaavissa regressiomalleissa (Taulukko 2).

Pyydysten osalta yksilömääriin vaikuttivat tilastollisesti merkitsevästi vain ilmansuunta ja niityn osuus ruudussa (Taulukko 2a): yksilömäärät olivat merkitsevästi suurempia kaakkoon, etelään, lounaaseen tai länteen viettävien rinteiden pyydyksissä kuin luoteeseen, pohjoiseen, koilliseen tai itään päin kallistuvien rinteiden pyydyksissä (Kuva 14e), ja mitä suurempi oli niittykasvillisuuden osuus pyydystä ympäröivässä 50 x 50 metrin ruudusta, sitä enemmän pyydyksestä tavattiin yksilöitä (Kuva 14a). Ruudun keskimääräisellä kaltevuudella oli niin ikään tilastollisesti suuntaa antava vaikutus

pyydysten yksilömääriin, eli mitä jyrkempi ruudun kaltevuus oli, sitä enemmän oli keksimäärin myös yksilöitä ruudun pyydyksessä (Kuva 14b).

Luonnollisissa lehmäläjissä paikallisiin yksilömääriin vaikutti selkeimmin läjää ympäröivän kasvillisuuden pituus. Pitkän kasvillisuuden ympäröimistä kasoista ei löytynyt ainuttakaan yksilöä (Kuva 14h). Myös ruudulle kohdistuvan auringonsäteilyn määrällä oli tilastollisesti suuntaa antava vaikutus pyydysten yksilömääriin: mitä suurempi ruudulle osuva säteilyarvo on, sitä enemmän yksilöitä ruudulta kellutetuista läjistä on löytynyt (Kuva 14h).

Taulukko 2. Monimuuttujaregressiomalli eri ympäristötekijöiden vaikutuksista $\ln(x+1)$ -muunnettuihin yksilömääriin a) pyydyksissä ($F_{5, 26}=11,20$, $P < 0,0001$) ja b) luonnonläjissä ($F_{5, 26}=3,37$, $P=0,02$).

a)

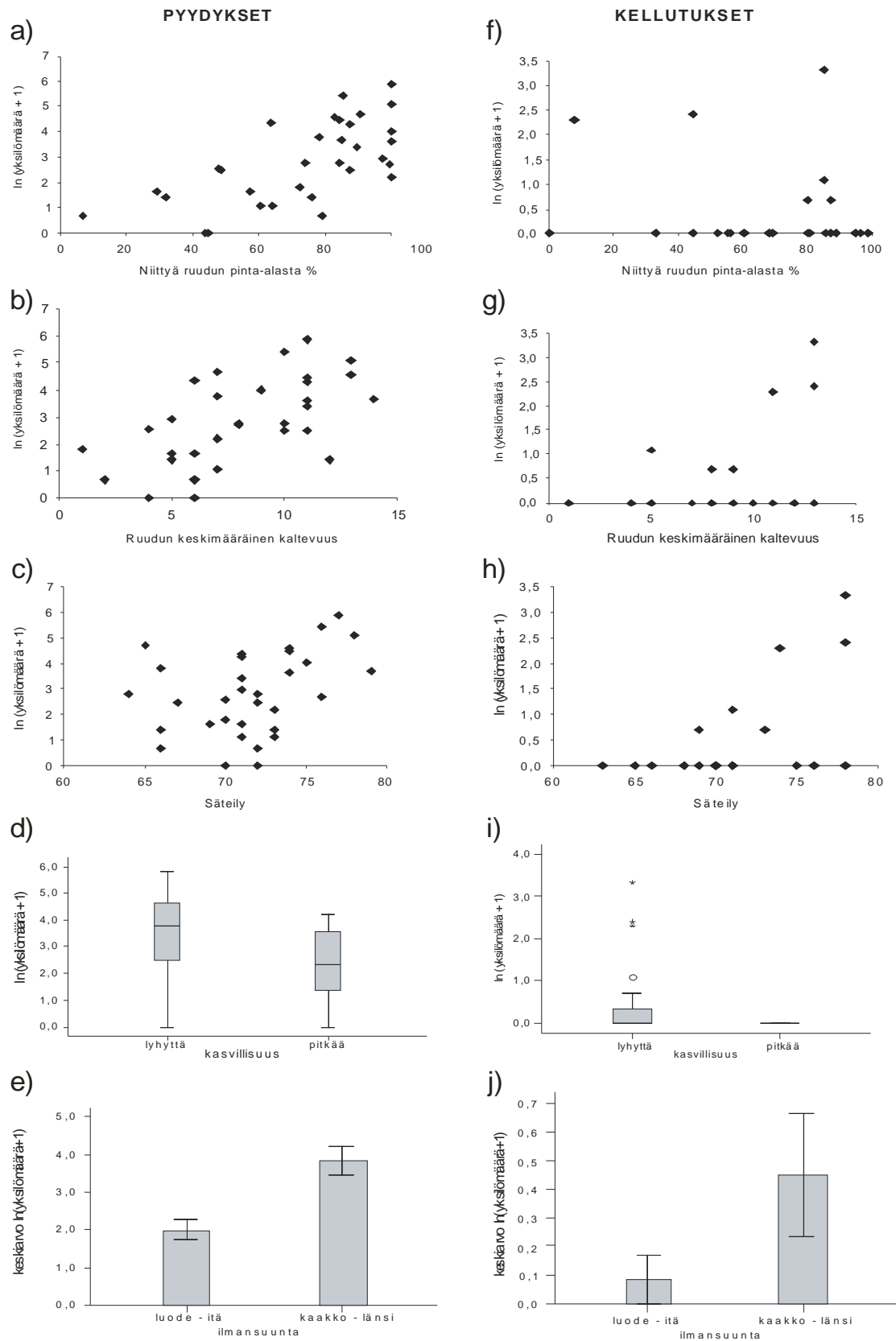
PYYDYKSET

Ympäristömuuttuja	Kerroin	Keskivirhe	t	P
Vakio	-4,53	3,63	-1,25	0,2
Niityn osuus %	0,023	0,0091	2,57	0,02
Kaltevuus	0,13	0,068	1,85	0,08
Säteilyarvo	0,058	0,051	1,13	0,3
Ilmansuunta	1,24	0,44	2,82	0,009
Kasvillisuuden keskipituus	-0,0053	0,021	-0,25	0,8

b)

KELLUTUKSET

Ympäristömuuttuja	Kerroin	Keskivirhe	t	P
Vakio	-4,55	2,77	-1,64	0,1
Niityn osuus %	-0,0023	0,0047	-0,5	0,6
Kaltevuus	0,045	0,041	1,09	0,3
Säteilyarvo	0,070	0,040	1,76	0,09
Ilmansuunta	-0,0094	0,34	-0,03	0,99
Kasvillisuuden pituus lyhyt/pitkä	-0,62	0,26	-2,36	0,03



Kuva 14. Ympäristötekijöiden vaikutus logaritmuunnettuun yksilömäärään pyydyksissä (a, b, c ja d) ja luonnonläjien kellutuksissa (e, f, g ja h). Kuvissa d ja i hajontaviivat kuvaavat kvartiilivälejä ja palkin poikkiviiva mediaania. Kuvissa e ja j hajontaviivat ovat keskiarvojen keskivirheitä.

4. Tulosten tarkastelu

Tässä tutkimuksessani havaitsin, että isolaakasittiäinen kykenee lentämään ja mitä ilmeisimmin myös lisääntymään jo varhain keväällä, jos vain lantaa on tarjolla. Lajin suomalainen lentoaika ulottuu täten noin huhtikuusta syyskuun loppuun. Someron Häntälästä tavattu paikalliskanta on elinvoimainen, käsittäen mitä ilmeisimmin tuhansia yksilöitä. Kanta on kuitenkin rajoittunut hyvin suppealle alueelle: vain muutamia yksilöitä löydettiin tunnetun pääesiintymän lähistöllä sijaitsevilta muilta laitumilta. Tämän lisäksi löysimme yhden kauempana sijaitsevan erilliskannan 3,3 kilometrin päässä pääesiintymältä. Tutkimukseni osoittaa siis isolaakasittiäisen lentoajan olevan luultua pidempi, sen paikalliskannan olevan varsin iso ja levinneisyyden olevan hieman aiemmin tunnettua laajempi. Paikallisiin yksilömääriin vaikuttaa mitä ilmeisimmin pienilmasto.

4.1 Isolaakasittiäisen elinkierto

Aikaisemmin isolaakasittiäistä on pidetty Suomessa loppukesän lajina, mutta tutkimuksessani kävi ilmi, että osa yksilöistä lentää myös keväällä. Tämä havainto yhdistettynä Avomaan (2006) havaintoihin lajin elinkierrosta laboratorio-oloissa osoittaa selkeästi, että lajilla on Suomenkin ilmastossa edellytykset kaksivaiheiseen, tai koko kesän kestäväan lentoon. Lisäksi toukokuun puolessa välissä pyydettyjen naarasyksilöiden munasarjojen tutkiminen vahvisti oletuksen, että laji kykenee lisääntymään alkukesällä myös luonnonolosuhteissa. Isolaakasittiäisen lentoaika on siis Suomessa pitkä.

Petri Ahlroth ja Jaakko Mattila olivat tehneet vuonna 2004 useita isolaakasittiäis-havaintoja Häntälän Rekijokilaaksossa touko-kesäkuun vaihteessa, sekä kesäkuun puolessa välissä. Heinäkuun osalta oma havainnointimme oli vähäistä, mutta aloittaessamme merkintäjälleenpyynnin elokuun alussa oli yksilöitä jo runsaasti liikkeellä. Täten on ilmeistä, että isolaakasittiäinen on lennossa läpi kesän. Loppukesän kattavan havainnointimme pohjalta saatoin tehdä tarkempia päätelmiä yksilömäärien vaihtelusta elo-syyskuun aikana. Eniten yksilöitä näyttäisi kuoriutuvan elokuussa. Tähän viittaavat niin pyydyksistä saatujen merkattujen ja merkkeamattomien yksilöiden suhdeluvun pieneneminen pyyntikauden loppua kohti (Kuva 5), sekä populaatioon liittyneiden yksilöiden estimaatit (Kuva 9). Jolly-Sebermenetelmällä saamani arviot populaatioon liittyneiden yksilöiden määrästä osoittavat

populaation varsin avoimeksi etenkin elokuun alkupuolella. Eniten yksilöitä saatiin pyydyksiin syyskuun 11. ja 14. päivän välille ajoittuvalla viidennellä pyyntijaksolla. Tällöin populaatioon liittyneiden yksilöiden määrä oli laskenut reilusti jo edeltävällä, neljännellä pyyntijaksolla (Kuva 9). Tästä voitaneen päätellä, että elokuun aikana kuoriutuneet yksilöt lisääntyivät syyskuun puolessa välissä jo aktiivisesti ja kansoittivat näin ollen pyydyksienkin syöttäläjät. Populaation avoimuus käsittää myös tulo- ja lähtöliikenteen kuoppapyydyslaitumen ja ympäröivien alueiden välillä. Tulokseni siis osoittaa, että pääesiintymä kattaa käyttämämme pyydyskenttää laajemman alueen.

Pääosin sekä Schnabelin että Jolly-Seberin menetelmillä saadut arviot yksilömäärien vaihtelusta koko pyyntikauden aikana antavat samansuuntaisia tuloksia – populaatio on suurimmillaan elokuun lopusta syyskuun puoliväliin asti. Tällöin myös yksilön selviytymistodennäköisyys pyyntijaksolta toiselle on kaikkein korkein (Kuva 10). Selviytymistodennäköisyyttä tarkemmin tarkasteltaessa, voidaan huomata sen olevan pyyntijaksojen välillä kohtalaisen hyvä: 50-100 prosenttia. Jos tilannetta tarkastellaan kuitenkin koko pyyntikauden ajalta ja kerrotaan kaikki todennäköisysestimatit yhteen, saadaan yhden yksilön todennäköisyydeksi selviytyä pyyntikauden alusta loppuun asti vain noin 25 prosenttia. Toisin sanoen vain noin yksi neljäsosa elokuun alussa lentävistä yksilöistä selviytyisi syyskuun loppuun ja näin mahdollisesti myös talvehtimaan. Avomaan (2006) mukaan isolaakasittiäiset voivat talvehtia useilla eri kehitysasteilla, joten todellinen talvehtijoiden määrää lienee kuitenkin huomattavasti syksyn hengissä selvinneiden aikuisten määrää suurempi. Toistaiseksi isolaakasittiäiskanta näyttää selviytyneen talvehtimisesta kohtuullisen hyvällä menestyksellä, sillä yksilöitä on lentoaikana runsaasti. Usealla kehitysasteella talvehtimaan kykenevällä lajilla on paremmat mahdollisuudet selvitä ulkoisten tekijöiden, kuten esimerkiksi sääolojen muutoksien aiheuttamista uhkatekijöistä, verrattuna lajeihin, joilla on vain yksi talvehtimisstrategia.

4.2 Isolaakasittiäisen alueelliseen levinneisyyteen ja paikalliseen runsauteen vaikuttavat tekijät

Isolaakasittiäisesiintymän alueellinen rajoittuneisuus johtuu selvästi lajin tiukoista vaatimuksista elinympäristön suhteen. Tutkimuksessani huomasin alueen avoimuuden, rinteiden etelä-lounaisen kaltevuuden, sekä lyhyen kasvillisuuden vaikuttavan positiivisesti paikallisiin

yksilömääriin. Tämä tukee aiempaa käsitystä (Ljungberg 1999, 2002; Roslin & Heliövaara 2007) ja osoittaa selkeästi, että isolaakasittiäinen on lämpöhakuinen laji. Mutta vaikka Avomaa (2006) on havainnut isolaakasittiäisen liikkuvan maiseman viileistä kohdista lämpimiin, en kuitenkaan pystynyt k-funktioanalyysillä osoittamaan isolaakasittiäisyksilöiden merkittävää kasaantumista missään pyydyksiä isommassa mittakaavassa. Siten yksilöiden kasautuminen tiettyihin pyydyksiin kuvasti lähinnä yksittäisten pyydysten tarkkoja ominaisuuksia, eikä isompia maiseman piirteitä. Siitä, mitkä ympäristön tarkat ominaisuudet suosivat suuria isolaakasittiäisyyksiä, pyydyksistä ja luonnonläjistä keräämäni aineistot antoivat näennäisesti ristiriitaista tietoa. Mutta vaikka eri tekijöiden tilastollinen merkitevyys oli eri aineistoissa erilainen, empiirisen aineiston silmämääräinen tarkastelu osoittaa, että tähän saattoi vaikuttaa enemmän erot aineiston laadussa kuin todelliset erot perustavanlaatuisissa syy-yhteyksissä (vrt. kuva 14). Yksilömäärien ja ympäristömuuttujien välinen suhde vaikutti molemmissa aineistoissa varsin samanlaiselta, mutta koska luonnollisten läjien laatu vaihteli huomattavasti pyydyksissä käytettyjen, tarkasti vakioitujen syöttien laatua enemmän, tilastollinen erottelukyky oli kellutusaineistossa vähäisempi kuin pyydysaineistossa. Siten lajin vaste kuhunkin ympäristömuuttujaan lienee molemmissa aineistoissa pohjimmiltaan samanlainen (vrt. kuva 14), ja molemmista aineistoista voidaan päätellä samaa: pienen mittakaavan (alle 50 metrin) pienilmastollisilla eroilla on ratkaiseva merkitys lajin esiintymiseen, eikä isolaakasittiäisen levinneisyyttä rajoita lajin leviämiskyky vaan sopivien pienilmastolaikkujen määrä (ks. myös Avomaa 2006). Koska vain pienet osat maisemasta ovat lajille soveliaita, on suojelussa huomioitava erityisesti ne alueet, joilla isolaakasittiäisten voidaan tulosteni perusteella olettaa viihtyvän.

Lajin lisääntymismenestystä ajatellen se, että yksilöt ovat kasaantuneet tiettyihin läjiin, on toki hyväksi. Näin yksilön todennäköisyys kohdata vastakkaisen sukupuolen edustaja on suurempi, kuin jos yksilöt olisivat satunnaisesti jakautuneet (vrt. Hanski 1979). Tämä puolestaan mahdollistaa valikoivamman lisääntymiskumppanin etsinnän. Seksuaalivalinta ehkäisee haitallisten alleelien kerääntymistä ja tasoittaa niiden vaikutusta populaatioon (Whitlock 2000). Juuri laakasittiäisillä on osoitettu erityisen kehittyntä seksuaalivalintaa (vrt. Emlen 1994, Moczek & Emlen 1999). Aggregoitumisella voi täten olla huomattava myönteinen vaikutus kannan säilymiselle.

4.3 Kannan koko – suuri vai pieni?

Suomen isolaakasittiäiskannan koosta ei ole aikaisemmin esitetty minkäänlaisia arvioita. Vuonna 1995 löydetty esiintymä on kuitenkin alueellisesti niin rajoittunut, että laji on oikeutetusti luokiteltu äärimmäisen uhanalaiseihin lajeihin. Tässä työssä esittämäni arvio, eli noin 4000 yksilöä, on ensimmäinen merkintä-jälleenpyyntiin pohjautuva lukumäärä.

Lajin suojelua pohdittaessa on syytä tarkastella tätä noin 4000 yksilön kannanvahvuutta sukupuuttoon kuolemisen syitä ja mekanismeja silmällä pitäen. Luonnonsuojeluekologiassa on puhuttu sukupuuttoon kuolemisen ultimaattisista ja proksimaattisista syistä (Simberloff 1986, Caughley 1994). Ultimaattiset syyt ovat niitä tekijöitä, jotka alun perin painavat populaatiokoon alas. Nämä voivat siis kohdentua minkä kokoiseen populaatioon tahansa. Esimerkiksi elinympäristön tuhoutuminen on yksi yleisimmistä ultimaattisista sukupuuttojen syistä.

Proksimaattisilla syillä tarkoitetaan puolestaan niitä sukupuuttoon johtavia mekanismeja, joiden ansiosta populaation viimeiset yksilöt häviävät, ja jotka eivät enää ole liitettävissä ulkoisiin ympäristömuutoksiin. Tällainen sukupuuton mekanismi on esimerkiksi demografinen stokastisuus, mikä viittaa syntyvyyden ja kuolevuuden satunnaisuuteen. Syntymä ja kuolema ovat siis satunnaisia tapahtumia, ja populaation koon muutoksessa esiintyy aina satunnaista vaihtelua vaikka ympäristötekijät säilyisivätkin samanlaisina. Suuressa populaatiossa demografisella stokastisuudella ei ole populaation säilymisen kannalta juurikaan merkitystä, sillä yksilötason satunnaisuuden vaikutusta tasoittaa yksilöiden suuri lukumäärä. Riskiarvoiksi sille, että populaatio on erityisessä vaarassa hävitä demografisen stokastisuuden ansiosta, on esitetty alle 100 yksilöä (Hanski ym. 1998, Foley 1997). Tämän raja-arvon Häntälän isolaakasittiäispopulaatio selvästi ylittää.

Toinen yleisesti tunnettu populaatiota heikentävä proksimaattinen mekanismi on geneettinen stokastisuus, eli populaation heterotsygotia-asteen lasku. Tämä voi johtaa haitallisten alleelien kertymiseen ja vähentää täten yksilöiden kelpoisuutta jolloin sukupuuttoriski luonnollisesti kasvaa. Tästä voidaan käyttää myös nimitystä virhekatastrofi (englanniksi *mutational meltdown*). Muun muassa Bernardes (1995) on tutkinut virhekatastrofin vaikutusta suurin suvullisesti lisääntyviin populaatioihin. Hän osoittaa, että populaation yksilömäärän on oltava noin 500 tai enemmän, jotta populaation yksilöiden kelpoisuus säilyisi sillä tasolla, että geneettinen taantuminen ei johda sukupuuttoon. Haitallisten alleelien kumuloitumiseen vaikuttaa myös se, miten nopeasti populaatio on alun

perin taantunut. Jos kannan pieneneminen on tapahtunut nopeasti, eikä luonnonvalinta ole ehtinyt karsia haitallisia alleleja populaatiosta pois, voi geneettisen stokastisuuden aiheuttama sukupuuton riski olla suuri. Suomen isolaakasittiäiskannan on jo kertaalleen oletettu kuolleen sukupuuttoon, joten on todennäköistä, että kanta on ollut tietyllä ajanjaksolla varsin pieni. Häntälän pääesiintymällä isolaakasittiäispopulaatio on tällä hetkellä kuitenkin kohtalaisen runsaslukuinen, joten välitöntä vaaraa demografisen ja/tai geneettisen stokastisuuden aiheuttamasta sukupuutosta ei liene. Riskiryhmään voivat sen sijaan kuulua erillisten paikalliskantojen – kuten esimerkiksi tutkimuksessaan mainitun, aikaisemmin tuntemattoman esiintymän yksilöt. Lisäksi olisi tärkeää, että kannalle suotuisat elinympäristöt olisivat alueellisesti yhteydessä toisiinsa, jotta geenivirtaa laidunten välillä tapahtuu. Pääesiintymän ulkopuolella havaittuja yksilöitä oli varsin vähän – itse löysimme vain kuusi yksilöä. Mikäli levittäytymään kyenneet yksilöt eristyvät omiksi pieniksi paikallispopulaatioikseen, voi sekä geneettisellä että demografisella stokastisuudella olla ratkaisevaakin merkitystä paikalliskannan säilymiselle. Häntälän kannan geneettisen monimuotoisuuden vertailu jonkin toisen, ison ja etäisen kannan geneettiseen monimuotoisuuteen tarjoaisikin aiheen mielenkiintoiselle lisätutkimukselle.

Erilaisista satunnaistekijöistä johtuvia uhkia arvioitaessa on toki muistettava, että luonnossa sukupuutot tuskin koskaan johtuvat yhdestä ainoasta tekijästä, vaan ovat seurausta monen eri seikan yhteisvaikutuksesta. Suojelua pohdittaessa onkin osattava eritellä taantumiseen johtaneita syitä, sekä mahdollisia tulevia uhkia. Vain tällöin taataan suojelulle kaikkein parhaimmat onnistumisedellytykset. Isolaakasittiäisen tapauksessa suurin riski lajin säilymiselle on esiintymän pieni koko, sekä lajin riippuvaisuus ihmisen harjoittamasta toiminnasta.

4.4 Säilyvätkö Suomen isolaakasittiäiset?

Suomen isolaakasittiäisesiintymä on varsin pieni, ja tämän vahvistaa myös omat havaintomme. Löysimme kuitenkin yksilöitä kolmelta uudelta alueelta, mikä osoittaa kannan olevan levittäytynyt aiemmin tunnettua laajemmalle alueelle. Myös Ahlrothin vuonna 2004 tekemät havainnot olivat sijainniltaan uusia.

Isolaakasittiäisen pääesiintymän alue on ollut laidunnuksessa hyvin pitkään, ja Ahlrothin löytöpaikka edustaa yhtäjaksoisessa laidunnuksessa ollutta aluetta (Ikonen ym.

2001). Lajilla on siis teoriassa voinut asustaa näillä kahdella alueella usean vuosikymmenen ajan. Myös pääesiintymältä 3,3 km koilliseen löytämämme esiintymä sijoittuu laitumelle, joka on ollut 50 vuotta hiehojen yhtäjaksoisessa laidunnuksessa (Kontula ym. 2001). Lehtijoen laaksossa pääesiintymää ympäröivät laitumet on otettu uudelleen laidunnukseen vasta vuosina 1993-1994, 10-30 vuoden laidunnustauon jälkeen (Kontula ym. 2001). Pyysimme kuitenkin yhden isolaakasittiäisyksilön aivan tämän aidan tuntumasta, joten mitä isolaakasittiäisiä esiintyy myös tällä laitumella. Myös pääesiintymän lähellä sijaitsevat kaksi muuta löytöpaikkaamme (pääesiintymästä kilometri länteen ja 600 m itään) oli otettu uudelleen laidunnukseen vasta vuoden 1995 jälkeen (Kontula ym. 2001). Isolaakasittiäisen on siis täytynyt levitä näille laitumille vasta lehmien paluun myötä, ja havaintojemme perusteella isolaakasittiäinen asuttaa nyt Lehtijoen jokilaaksoa noin kahden ja puolen kilometrin matkalla (Kuva 11). Isolaakasittiäiset ovat siis kyenneet levittäytymään uudelleen laidunnuksen piiriin otetuille alueille, mikä edistää epäilemättä kannan säilymistä. Täten laidunnuksen uudelleen aloittaminen Rekijokilaakson rantaniityillä on vaikuttanut positiivisesti isolaakasittiäisen elinmahdollisuuksiin. Lajin selviytymistä puoltaa myös se tutkimuksessa havaittu seikka, että laji ei näytä olevan valikoiva lannan laadun suhteen. Tämä ilmenee siinä, että yksilöille kelpasi hyvin navetasta tuomammekin lanta, mikä eronnee ainakin kuitukoostumukseltaan merkittävästi luonnonlaitumien runsaskuituisesta lannasta. Siten ainakaan lannan koostumus ei ole esteenä lajin leviämislle, vaikka uudelleen laidunnukseen otettavat alueet olisivatkin vähän rehevämpiä, kuin perinteiset niittyaitumet yleensä.

Kannan kasautuneella tilajakaumalla on sekä positiivisia että negatiivisia puolia kannan tulevaisuuden kannalta: vaikka isolaakasittiäisten kerääntyminen tiettyihin korkeatasoisiin läjiin edesauttaa kannan mahdollisuutta lisääntyä ja harjoittaa seksuaalivalintaa, se voi myös lisätä yksilökohtaista riskiä joutua voimakkaan keräilyaktiiviteetin kohteeksi. Pääesiintymän halki, aivan lajin kannalta suotuisimpien paahderinteiden vierestä kulkee luontopolku, joka helpottaa keräilyharrastajien pääsyä esiintymälle. Tällöin parhaisiin läjiin kohdistuva voimakas keräilypaine saattaa verottaa kantaa kohtuuttoman paljon. Toisaalta kovakuoriaisharrastajien vierailut alueella auttavat seuraamaan sekä kannan kehityksessä että alueella tapahtuvia muutoksia. Tämän vuoksi ei ole mitenkään selvää, että isolaakasittiäisen täydellinen rauhoittaminen edistäisi lajin suojelua parhaalla mahdollisella tavalla.

Kaiken kaikkiaan Häntälän alueen laidunnuksen jatkaminen, edelleen laajentaminen ja monin paikoin myös tehostaminen on elintärkeää isolaakasittiäisen säilymiselle. Onneksi

alueen ainutlaatuisuus on tiedostettu myös paikallisella tasolla ja perinnemaisemien hoitoon ja ylläpitämiseen on alettu panostaa yhä enemmän. Tämä tietää valoisampaa tulevaisuutta monelle isolaakasittiäisen tapaan uhanalaiselle perinnebiotoopin lajille. Mutta riittävätkö nykyiset toimenpiteet juuri isolaakasittiäisen säilyttämiseksi? Rekijoen laaksoalue on osa EU:n komission hyväksymää Natura 2000 verkostoa, mutta virallisesti sitä ei ole suojeltu. Häntälä on kuitenkin seutukaavassa osoitettu suojelualueeksi. Tähän asti suojelu on toteutettu lähinnä sopimuksilla maanomistajien kanssa. Isolaakasittiäisen elinpiiri on kuitenkin äärimmäisen pieni ja sen pääresurssi lanta on täysin ihmisen toiminnasta riippuvaista. Riittävätkö siis paikallisen tason suojelutoimet turvaamaan maamme isolaakasittiäiskannan, jos yhdenkin kesän pääesiintymän laiduntamatta jättäminen voi johtaa jo lajin kannalta tuhoisiin seurauksiin? Kenelle säilytetään vastuu, jos yhden perheen päätöksistä seuraa kokonaisen lajin häviäminen maastamme? Voimme myös pohtia, halutaanko ihmisten seuralaislajeja ylipäättään suojella. Ilman ihmisen toimintaa osalla Suomen lantakuoriaislajeista ei olisi elinympäristöjä lainkaan. Mutta jos eväämme niiltä suojelun sillä perusteella, että laji on ihmistoiminnasta riippuvainen, voimme samalla heittää hyvästit sadoille muillekin perinnemaisemien lajeille (Rassi ym. 2001). Perinnemaisemien lajien kirjo on osa suomalaista luontoa ja vastuu siitä kuuluu meille.

5. Kiitokset

Kaikkein suurimman kiitoksen ansaitsee graduohjaajani Tomas Roslin, jonka alkuperäisideasta yhteistyömme tämän tutkimuksen tiimoilta käynnistyi. Hän on toiminut suurena apuna ja tukena työn jokaisessa vaiheessa ja etenkin tilastollisten analyysien soveltamisessa. Haluan kiittää myös Tiina Avomaata, jonka kanssa raskaskin maastotyöskentely oli hauskaa ja mutkatonta. Otso Ovaskainen ansaitsee suuren kiitoksen työni alkuvaiheen kommentoinnista ja antamistaan matemaattisista neuvoista tilajakauman indeksien laskemiseksi. Suurena apuna on ollut myös Miska Luoto, jolta saimme arvokasta taustatietoa Häntälän alueesta, käytännön neuvoja työn toteuttamiseksi, ympäristömuuttujatietoja, sekä tutkimusalueen ilmakuvat käyttöömmek. Kiitän myös Evgenyi Meikea teknisestä tuesta paikkatieto-ohjelmien käytössä, sekä Petri Ahlrothia lajin havaintotiedoista.

Olen myös hyvin kiitollinen niille monille Häntäläläisille, jotka auttoivat meitä auliisti maastokauden aikana. Erityiskiitokset menevät Seppälän perheelle arvokkaista neuvoista,

majoituksesta ja tavattomasta ystävällisyydestä. Myös Oksasten perhe ansaitsee suuret kiitokset, salliessaan meidän toteuttaa kuoppapyyntimme heidän hieholaitumellaan, sekä antamistaan arvokkaista neuvoista Häntälän laidunalueita koskien.

Kiitän lämpimästi myös tutkimuksemme rahoittajia, joita olivat Suomen Ympäristöministeriö, Suomen hyönteistieteellinen seura, sekä Suomen biologian seura Vanamo ry.

6. Kirjallisuus

- Avomaa, T. 2006: Isolaakasittiaisen liikkuminen elinympäristössä ja kasvatukset laboratoriossa. – Pro gradu. Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 43 s.
- Bernardes, A.T. 1995: Mutational meltdown in large sexual populations. – *Journal de Physique I* 5: 1501—1515.
- Biström, O., Silfvenberg, H. & Rutanen, I. 1991: Abundance and distribution of coprophilous Histerini (Histeridae) and Onthophagus and Aphodius (Scarabaeidae) in Finland. – *Entomologica Fennica* 2: 53—66.
- Bunalski, M. 1999: Die Blatthornkäfer Mitteleuropas. Coleoptera, Scarabaeoidea. Bestimmung-Verbreitung-Ökologie. – František Slamka, Bratislava.
- Burmeister, F. 1930: Die Brutfürsorge und das Bauprinzip der Gattung Onthophagus Latr. – *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 16: 559—647.
- Burmeister, F. 1936: Bauten und Brutfürsorge der Mistkäfer. – *Entomologische Blätter für Biologie und Systematik der Käfer* 32: 24—30, 58—65.
- Cambefort, Y. & Hanski, I. 1991: Dung beetle population biology. Teoksessa: Hanski, I. & Cambefort, Y. (toim.) 1991. *Dung beetle ecology*. – Princeton University Press, New Jersey. s. 36-50.
- Caughley, G. 1994: Directions in conservation biology. – *Journal of Animal Ecology* 63: 215—244.
- Diggle, P. J. 2003: *Statistical analysis of spatial point patterns*, 2nd edition. – Arnold Publishers. Lontoo.
- Emlen, D. J. 1994: Environmental control of horn length dimorphism in the beetle *Onthophagus acuminatus* (Coleoptera: Scarabaeidae). – *Biological Sciences* 256: 131—136.
- Foley, P. 1997: Extinction models for local populations. Teoksessa: Hanski, I. & Gilpin, M. E. (toim.) *Metapopulation biology*: 215-246. Academic Press, San Diego.
- Gonzales-Megias, A. & Sanchez-Piñero, F. 2004: Resource limitation of nesting: Chance favors the prepared dung beetle. – *Environmental Entomology* 33(2): 188—196.
- Haavisto, M., Grönlund, T., Lahermo, P. & Stén, C.-G. 1980: Maaperäkartojen selitykset, lehti 2024. Someron kartta-alueen maaperä. Geologinen tutkimuslaitos, Espoo. 66 s.
- Hanski, I. 1979: *The community of coprophagous beetles*. – Väitöskirja, Oxfordin yliopisto, Oxford.
- Hanski, I. 1986: Individual behaviour, population dynamics and community structure of *Aphodius* (Scarabaeidae) in Europe. – *Acta Oecologica Oecologia Generalis* 7: 171—187.

- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, New York. 313 s.
- Hanski, I. 2005: *The shrinking world: ecological consequences of habitat loss*. – International Ecology Institute, Oldendorf. 307 s.
- Hanski, I. & Cambefort, Y. (toim.) 1991: *Dung beetle ecology*. – Princeton University Press, New Jersey. 481 s.
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J., Oksanen, J. & Laine, K. 2003: Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. – *Applied Vegetation Science* 6: 45—52.
- Horion, A. 1958: *Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VI: Lamellicornia*. – Kommissionsverlag Buchdruckerei Aug. Feyel, Überlingen-Bodensee.
- Ikonen, I., Kauppi, J., Lammi, A., Lehtomaa, L. & Seppälä, H. 2001: Rekijokilaakson luonnonhoiden suunnitelmat. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. – *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 231: 1—175.
- Ives, A. R. 1988: Aggregation and the coexistence of competitors. – *Annales Zoologici Fennici* 25: 75—88.
- Jolly, G. M. 1965: Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic models. – *Biometrika* 52: 225—247.
- Kontula, T., Lehtomaa, L. & Pykälä, J. 2000: Someron Rekijokilaakson maankäytön historia, kasvillisuus ja kasvisto. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. – *Suomen ympäristö* 306: 1—96.
- Koskela, H., Hanski, I. 1977: Structure and succession in a beetle community inhabiting cow dung. – *Ann. Zool. Fenn.* 14:204—223.
- Krebs, C.J. 1999: – *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Menlo Park (Calif.).
- Ljungberg, H. 1999: Skalbagggar och andra insekter på sandstappslokaler i östra Skåne. En inventering. – Länsstyrelsen i Skåne län.
- Ljungberg, H. 2002: Notes on North European *Onthophagus* Latr. (Coleoptera: Scarabaeidae). – *Entomologisk Tidskrift* 123: 35—49.
- 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., Rekolainen, S., Aakkula, J. & Pykälä, J. 2003: Loss of Plant Species Richness and Habitat Connectivity in Grasslands Associated with Agricultural Change in Finland. – *Ambio* Vol. 32 No 7, Nov. 2003.

- Moczek, A. P. & Emlen, D. J. 1999: Proximate determination of male horn dimorphism in the beetle *Onthophagus taurus* (Coleoptera: Scarabaeidae). – *Journal of Evolutionary Biology* 11: 27—37.
- Nimetön 2006: Maatilatilastollinen vuosikirja. Sähköinen julkaisu osoitteessa http://www.mmmtike.fi/fi/index/tiedotteet/e_tiketti/jutut/070116_vuosikirja.html, tarkasteltu 15.3.2007.
- Pollock, K. H. 1982: A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. – *Journal of Wildlife Management* 46: 757—760.
- Pykälä, J. 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. – *Suomen ympäristö* 495: 1—205.
- Pykälä, J. & Alanen, A. 2004: Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen. – Kirjassa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing Oy, Helsinki. Ss. 192—203.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. 1985: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. – *Ympäristöministeriö, Helsinki. Komiteamietintö 1985: 43. 466 s.*
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – *Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 432 s.*
- Ripley, B. D. 1976: The second-order analysis of stationary point processes. – *J. Appl. Probability* 13: 255—266.
- Roslin, T. 2000: Dung beetle movements at two spatial scales. *Oikos* 91: 323-335.
- Roslin, T. 2001: Large-scale spatial ecology of dung beetles. *Ecography* 24: 511-524.
- Roslin, T. and Koivunen, A. 2001. Distribution and abundance of dung beetles in fragmented landscapes. *Oecologia* 127: 69-77.
- Roslin T. & Heliövaara K. 2007: Suomen lantakuoriaiset - Opas santiaisista lantiaisiin. Yliopistopaino kustannus. Helsinki University Press, Helsinki. 244 s.
- Schnabel, Z.E. 1938: The estimation of the total fish population of a lake. – *Am. Math. Monthly* 45: 348—352.
- Simberloff, D. 1986: The proximate causes of extinction. – Kirjassa Raup, D. M. & Jablonski, D. (toim.), *Patterns and processes in the history of life: 259—276*. Springer, Berliini. 447 s.
- Simonen, S. 1949: *Lypsykarjatalousvaltainen tuotantojärjestelmä Suomessa*. – WSOY, Porvoo. 235 s.

Soininen, A. M. 1974: Vanha maataloutemme. Maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. – Historiallisia tutkimuksia 96. 459 s.

SVT III: Suomen virallinen tilasto III Maatalous. Vuosina 1920-1980. Helsinki.

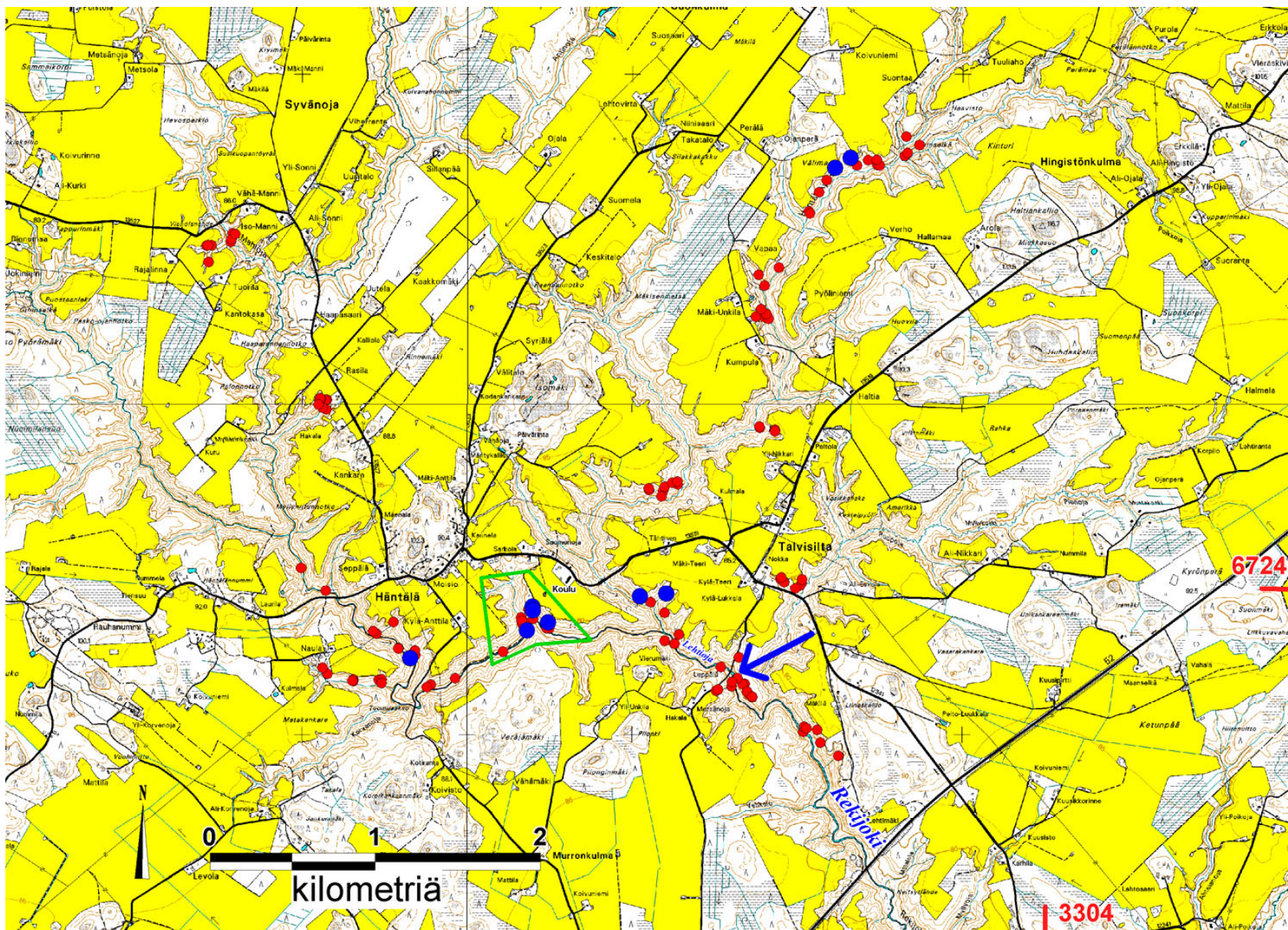
Teräs, I. 1996: Vahinkohyönteiset yleistyvät, niittyjen hyönteiset vähenevät. – Luonnon tutkija (Suomen luonnon sata vuotta) 100: 151-156.

Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön historia. – Kirjassa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita Publishing Oy, Helsinki. Ss. 26—42.

Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001: Suomen perinnebiotoopit. – Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. (Traditional rural biotopes in Finland. Report of the nationwide inventory). Suomen ympäristökeskus. 527, 165 s.

von Numers, M. 2002: Lantakuoriaisselvitys Rekijoella kesällä 2002. – Suomen Luontotieto Oy, Turku.

Whitlock, M. C. 2000: Fixation of new alleles and the extinction of small populations: drift load, beneficial alleles, and sexual selection. – Evolution 54: 1855—1861.



Isolaakasittiäyskilöiden esiintyminen tutkituissa luonnollisissa lehmäläjissä. Punaisilla pallolla (●) merkityistä läjistä lajeja ei löytynyt; sinisellä merkityistä (●) löytyi yksi tai useampi yksilö. Sininen nuoli osoittaa kohdan, missä Petri Ahlroth teki useita isolaakasittiäishavaintoja. Vihreällä rajattu alue kuvaa karkeasti pääesiintymän sijaintia. Kartalla näkyy myös kylien ja koulun sijainnit. Koordinaattitiedot ovat yhtenäiskoordinaatiston mukaiset. Karttopohja © Maanmittauslaitos 2006.