

Juha Jantunen, Kimmo Saarinen, Anu Valtonen, Timo Hugg, Sanna Saarnio

Tienpientareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä

Tiehallinnon selvityksiä 9/2004



Juha Jantunen, Kimmo Saarinen, Anu Valtonen, Timo Hugg, Sanna Saarnio

Tienpientareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä

Tiehallinnon selvityksiä 9/2004

Kannen kuvat: Saimaantien liittymä, pikkutie Vesivalossa, niittynätkelmä ja punemittari (Juha Jantunen)

ISSN 1457-9871
ISBN 951-803-225-4
TIEH 3200859

Verkkojulkaisu pdf (www.tiehallinto.fi/julkaisut)
ISSN 1459-1553
ISBN 951-803-226-2
TIEH 3200859-v

Edita Prima Oy

Julkaisua myy/saatavana:
asiakaspalvelu.prima@edita.fi
Faksi 020 450 2470
Puhelin 020 450 011

TIEHALLINTO
Tekniset palvelut
Opastinsilta 12 A
PL 33
00521 HELSINKI
Puhelinvaihte 0204 22 150

Juha Jantunen, Kimmo Saarinen, Anu Valtonen, Timo Hugg, Sanna Saarnio: Tienpientareet ja valtateiden liittymät kasvien ja perhosten elinympäristönä. Helsinki 2004. Tiehallinto, Tiehallinnon selvityksiä 9/2004. 57 s. + liitt. 4 s. ISSN 1457-9871, ISBN 951-803-225-4, TIEH 3200859.

Asiasanat: kasvit, liittymät, monimuotoisuus, perhoset, tienpientareet
Aiheluokka: 05, 30

TIIVISTELMÄ

Säännöllisesti niitettyjä tieympäristöjä on Suomessa yli 100 000 hehtaaria, mikä on yli neljä kertaa enemmän kuin niittämällä tai laiduntamalla hoidettujen perinneympäristöjen nykyinen pinta-ala. Näin tienpientareet ovat merkittävä potentiaali monille perinneympäristöjen lajeille, kuten päiväperhosille, pistiäisille ja niittykasveille, jotka ovat taantuneet niittyjen ja muiden perinneympäristöjen hoidon ja määrän vähenemisen myötä.

Kolmevuotisen (2001–2003) TIELI-tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten tienpientareet ja eritasoliittymät sopivat niittykasvien ja perhosten elinympäristöiksi. Tutkimukseen valittiin yhteensä 85 kohdetta Lappeenrannan ja Imatran väliseltä osuudelta valtatie 6 varrelta ja sen lähialueelta. Kohteet jaettiin liittymien, valta-, taajama- ja pikkuteiden pientareiden sekä muiden avointen ympäristöjen ryhmään. 250 m pitkien kohteiden kasvillisuutta tutkittiin pääasiassa kasviruutujen (850 kpl) ja perhosia viikoittaisten linjalaskentojen avulla (1 150 kpl).

Ryhmien kasvillisuus oli melko samanlaista, vaikka yksittäisten kohteiden välillä oli suuriakin eroja. Pientareen kapeuden ja peltojen läheisyyden vuoksi pikkuteiden pientareet olivat runsaslajisin ryhmä (47 lajia/kohde). Pienin lajimäärä oli valtatie pientareilla (38). Lajien runsauserojen taustalla oli usein sopivien kasvupaikkojen sattumanvarainen sijoittuminen johonkin ryhmään eikä niinkään tieryhmälle tyypillinen hoito tai muu ominaisuus. Tärkeimpiä kasvilajistoon vaikuttavia tekijöitä olivat pientareen ikä ja maaperän kosteus.

Pientareet sopivat myös perinneympäristökasvien kasvupaikoiksi, jos kasvillisuus saa kehittyä riittävän kauan ilman maan muokkausta. Kaikkiaan perinneympäristöjen kasvilajeja löydettiin 61, joista tieympäristöissä oli 52. Useimmin tavatut lajit olivat peurankello ja hiirenvirna. Parhaat kasvupaikat olivat iäkkäillä ja leveillä pientareilla, joiden maaperä oli kuiva, hiekkainen ja vähäravinteinen. Niittoajalla sen sijaan ei näyttänyt olevan suurta merkitystä. Tieympäristöissä perinneympäristökasveja oli runsaimmin valtateiden pientareilla (5 lajia/kohde). Eniten lajeja oli kuitenkin muissa avoimissa ympäristöissä (7 lajia/kohde) ja erityisesti varsinaisissa perinneympäristöissä.

Pientareilla oli runsaasti päiväperhosia ja muita perhosia. Näiden lukumäärien välillä oli myös merkittävä positiivinen korrelaatio. Kaikkiaan kohteilla havaittiin 134 lajia (lähes 18 000 yksilöä). Päiväperhosista runsaimpia olivat tesmaperhonen ja lauhahiipijä sekä muista perhosista pihamittari ja niittoyökkönen. Pientareilla havaittiin myös harvinaistuneita niittyjen päiväperhosia sekä kolme uhanalaista perhoslajia. Laji- ja yksilömäärän sekä lajiston monimuotoisuuden perusteella valtateiden ja pikkuteiden pientareet sopivat perhosille paremmin kuin taajamateiden pientareet ja liittymät. Erillisen merkintä-jälleenpyyntitutkimuksen perusteella niitynä hoidettu liittymä osoittautui tesmaperhoselle tärkeäksi elinympäristöksi. Perhosten kannalta hyvä piennar on iäkäs, sen kasvillisuus on monimuotoista ja kukkivia kasveja on runsaasti läpi kesän. Myös pientareen lähiympäristö vaikutti perhoslajistoon. Niitto vähensi selvästi päiväperhosten ja muiden perhosten määriä, mutta pitkällä aikavälillä niitto hyödyttää perhosia erityisesti kasvillisuuden laadun paranemisen kautta.

Juha Jantunen, Kimmo Saarinen, Anu Valtonen, Timo Hugg, Sanna Saarnio: Vägkanter och riksvägsanslutningar som livsmiljö för växter och fjärilar. Helsinki 2004. Vägförvaltningen. Vägförvaltningens utredningar 9/2004. 57 s. + bilagor 4 s. ISSN 1457-9871, ISBN 951-803-225-4, TIEH 3200859.

Nyckelord: artmångfald, fjärilar, väganslutningar, vägkanter, växter

SAMMANFATTNING

Arealen vägkanter som regelbundet slåss i Finland är sannolikt över 100 000 hektar. Denna yta är mer än fyra gånger så stor som den nuvarande arealen av kulturbiotoper som sköts genom slåtter eller bete. Vägkanterna utgör sålunda en betydelsefull potentiell växtplats för många för kulturbiotoper typiska arter såsom dagfjärilar, steklar och ängsväxter som gått tillbaka i och med att arealen och vården av ängar och övriga kulturbiotoper minskat.

Målet för den treåriga (2001–2003) TIELI-undersökningen var att utreda hur väl vägkanter och planskilda anslutningar lämpar sig som livsmiljö för ängsväxter och fjärilar. I undersökningen ingick sammanlagt 85 utvalda avsnitt utmed riksväg 6 mellan Villmanstrand och Imatra. Avsnitten indelades i fem grupper: anslutningar, vägkanter längs riksvägen, vägkanter i tätorten, vägkanter längs småvägar samt övriga öppna miljöer. De 250 meter långa avsnittens växtlighet undersöktes huvudsakligen med hjälp av växtrutor (850 st.) och fjärilsfaunan genom linjetaxering (1 150 st.).

Växtligheten i de olika grupperna var tämligen likartad, även om skillnaderna mellan enskilda avsnitt kunde vara stora. Vägkanter längs småvägar var den artrikaste gruppen (47 arter/avsnitt) på grund av att vägkanten var smal och åkrarna låg nära intill. Artantalet var minst för vägkanter längs riksväg (38). Ofta berodde skillnaderna i artantalet på en slumpmässig fördelning av lämpliga växtplatser i olika grupper och mindre på hur vägarna i gruppen skötts eller deras övriga egenskaper. De viktigaste faktorerna som inverkar på växtsammanställningen var vägkantens ålder och jordmånens fuktighet.

Vägkanter är lämpliga växtplatser för arter som är typiska för kulturbiotoper om växtligheten har fått utvecklas tillräckligt länge utan att marken bearbetats. För kulturbiotoper typiska arter påträffades i undersökningen 61, av vilka 52 intill vägar. Toppklocka och kråkvicker var de arter som påträffades oftast. De bästa växtplatserna var äldre, breda vägkanter med torr, sandig och näringsfattig jordmån. Tidpunkten för slåtter verkade emellertid inte att ha haft någon större betydelse. När det gäller de grupper som låg intill en väg fanns det mest för kulturbiotoper typiska arter på riksvägens vägren (5 arter/avsnitt). Allra mest sådana här arter fanns dock i övriga öppna miljöer (7 arter/avsnitt) och i egentliga kulturbiotoper.

På vägkanterna påträffades rikligt med dagfjärilar och övriga fjärilar. Det förekom en betydande positiv korrelation mellan avsnitten dessa. På objekten påträffades sammanlagt 134 arter (nästan 18 000 individer). Av dagfjärilarna var luktgräsfjäril och liten tåtelsmygare rikligast i antal, av de övriga fjärilarna allmän backmätare och gulbrokigt slätterfly. På vägkanterna påträffades också sådana för ängar typiska dagfjärilar som blivit sällsyntare samt tre hotade fjärilsarter. Utgående från art- och individantalet samt artmångfalden passar vägkanter längs riksvägar och småvägar bättre för fjärilar än vägkanter i tätorter och anslutningar. I en undersökning där man fångade in tidigare märkta fjärilar visade sig en anslutning som skötts som äng vara en viktig livsmiljö för luktgräsfjärilen. En med tanke på fjärilarna bra vägkant är rätt gammal, dess växtlighet uppvisar stor mångfald och på den finns blommande växtarter under hela sommaren. Även vägkantens omgivning hade inverkan på fjärilfaunans artsammansättning. Slåtter minskade tydligt antalet dagfjärilar och övriga fjärilar, men på lång sikt har slåtter en positiv inverkan på fjärilarna i och med att växtlighetens kvalitet förbättras.

Keywords: butterflies, diversity, intersections, plants, roadsides

SUMMARY

Roadsides constitute an increasingly important part of the living environment. Nowadays there are more than 100,000 hectares of public road verges under regular mowing management in Finland. Since the amount of mowed verges is at least fivefold in comparison to semi-natural grasslands managed either by mowing or by grazing, road verges may function as substitute habitats or corridors between habitats for several grassland species, such as the butterfly fauna and meadow flora adapted to continuous grassland management.

The project TIELI (2001–2003) was aimed at evaluating the suitability of different types of road verges and intersection areas as habitats for butterflies, diurnal moths and grassland plants. The study was carried out in 85 sites along the road network in the Imatra–Lappeenranta region, SE Finland. Sites equally represented the five habitat groups (n= 17): the intersection areas and the verges of highways, urban roads and rural roads. In addition, other grassland habitats were selected for the comparison. At each site (250 m) butterflies and moths were studied using weekly transect counts (n= 1,150) and the vegetation data was collected on ten 1×1 metre sample plots (n= 850).

The vegetation was rather similar in all habitat groups. The species richness was highest in the verges of small rural roads (mean: 47 species per site), while the lowest values were obtained along the highways (38). The age of the verge and ground moisture were the most important factors affecting species composition. Besides typical species of open grasslands, road verges also provided suitable habitats for valuable grassland species so long as the vegetation was allowed to progress without disturbance, such as excavations or covering of the ground with nutrient rich humus. A total of 61 species classified as valuable, *Campanula glomerata* and *Vicia cracca* being found most frequently, were more numerous in other grassland habitats (mean: 7 species per site) than in roadside habitats, the best group being associated with the verges of highways (5). In general, old and wide verges characterised by dry and sandy ground short of nutrients were the best roadside habitats for plants. The timing of mowing did not appear to be of any great importance to the diversity of roadside vegetation.

There were plenty of butterflies and moths in the roadside habitats (134 species, 18,000 individuals). *Aphantopus hyperantus* and *Thymelicus lineola* were the most abundant butterflies, whereas *Scotopteryx chenopodiata* and *Euclidia glyphica* were the most numerous moths. The diversity of these two lepidopteran groups was strongly correlated. In addition to several declining species, three endangered species were recorded along the roads. Based on the species richness, abundance and diversity, the verges of highways and small rural roads suited butterflies and moths better than the verges of urban roads and intersection areas. However, the mark-release-recapture study of *Aphantopus hyperantus* in one site indicated that regular mowing management in intersection areas may create important habitats for butterflies. As far as butterflies and moths are concerned, a good verge is usually old and has a diverse flora with plenty of nectar sources throughout the summer. Although the mowing of verges once a summer causes a collapse in the numbers of both butterflies and moths, in the long run the regular management benefits the verge fauna, mostly through simultaneous changes in the vegetation.

ESIPUHE

Perinteisen maatalouden synnyttämiä erilaisia niittyjä ja laitumia on maassamme jäljellä vain murto-osa entisestä. Kun niittyeliöstön ensisijaiset elinympäristöt ovat kadonneet, monet lajit ovat harvinaistuneet ja samalla korvaavien elinympäristöjen merkitys on kasvanut. Tieympäristöt muistuttavat monella tapaa niittämällä hoidettuja perinneympäristöjä ja voivat osaltaan paikata niittyjen harvaa verkostoa. Parhaimmillaan tienpientareet ja liittymäalueet ovat jo nyt kehittyneet näyttäväksi ja monimuotoisiksi elinympäristöiksi. Arvokkaiden piennarympäristöjen määrää pystytään entisestään lisäämään, kun tiedämme tarkemmin mitä tienpidon ja luonnon yhteensovittaminen vaatii.

Pientareiden kasveista ja -eläimistä on tehty vasta vähän tutkimuksia niin Suomessa kuin muissakin maissa. TIELI-tutkimushankkeessa on pyritty lisäämään perustietoa tienpientareiden kasvillisuudesta ja perhoslajistosta sekä näihin vaikuttavista tekijöistä. Tämä raportti kokoaa kolme vuotta kestäneen hankkeen tulokset.

Tutkimuksen on toteuttanut Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti yhteistyössä Tiehallinnon ja Joensuun yliopiston biologian laitoksen kanssa. Työryhmän johtajana on toiminut FT Sanna Saarnio Joensuun yliopistosta. Hankkeen maastotöistä ja pääosin raportoinnista ovat vastanneet Instituutin tutkijat FT Juha Jantunen (kasvit, perhoset, raportin kuvat ja karttapiirroksot), FT Kimmo Saarinen (perhoset, kasvit) ja FM Anu Valtonen (tesmaperhonen, perhoset). Lisäksi työryhmään on kuulunut Instituutin johtaja FM Timo Hugg. Tiehallinnossa projektin vastuuhenkilönä on ollut MMM Raija Merivirta.

Helsinki, helmikuu 2004

Tiehallinto
Tekniset palvelut

Sisältö

1	PIENTAREITA ENEMMÄN KUIN PERINNEYMPÄRISTÖJÄ	11
2	TIENPIENTAREET OVAT VAATIVIA ELINYMPÄRISTÖJÄ	13
2.1	Pientareen fysikaalinen ympäristö	13
2.2	Pientareen kemiallinen ympäristö	14
3	TIENPIENTAREIDEN HOITO POHJAUTUU SÄÄNNÖLLISEEN NIITTOON	16
3.1	Tieympäristöjen hoitoluokat	16
3.2	Niiton ympäristövaikutukset	17
4	TIELI-HANKKEEN TUTKIMUSKOHTEET	19
4.1	Ympäristöolot ja maaperäominaisuudet	21
4.2	Niitto	23
5	KASVITUTKIMUS	25
5.1	Kasvillisuuden erot ryhmien välillä pieniä	26
5.2	Perinneympäristökasveja erityisesti vanhoilla pientareilla	29
5.3	Allergiakasveja eniten multavilla pientareilla	32
5.4	Niitto vaikuttaa kasvien kukintaan	34
6	PERHOSTUTKIMUS	35
6.1	Päiväperhosia tieympäristöissä vähemmän kuin muissa avoimissa ympäristöissä	36
6.2	Muita perhosia runsaasti tieympäristöissä	39
6.3	Lajistoon ja perhosten määriin vaikuttavat tekijät	40
6.4	Tesmaperhosen liikkuminen liittymäalueella	43
7	YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	47
8	KIRJALLISUUS	49
9	LIITTEET	57

1 PIENTAREITA ENEMMÄN KUIN PERINNEYMPÄRISTÖJÄ

Vuonna 2003 Suomen tieverkoston kokonaispituus oli 384 000 kilometriä, josta lähes kolme neljäsosaa on yksityisteitä (280 000 km, 73 %). Näistä suurin osa muodostuu tiheästä metsäautotieverkostosta, jonka seurauksena metsässä kulkija on keskimäärin vain 260 metrin päässä tiestä ¹²⁰. Viimeinen neljännes muodostuu yleisistä teistä (78 000 km, 20 %) sekä kaupunkien ja kuntien hallinnoimasta katuverkostosta (26 000 km, 7 %) ³⁸.

Suomen tieliikenteestä 66 % tapahtuu yleisillä teillä, jotka hallinnollisen luokituksen mukaan jaetaan valta-, kanta- ja muihin maanteihin sekä paikallisteihin. Toiminnallisen luokituksen mukaan tiet jaetaan valta-, kanta-, seutu- ja yhdysteihin ³⁸. Liikenne- ja viestintäministeriön alaisuudessa toimiva Tiehallinto vastaa teiden ylläpidosta ja kehittämisestä.

Teiden määrä lisääntyy jatkuvasti ja niiden piennaralueet laajenevat ¹⁰⁹. Aikaisemmin tiet mukailivat enemmän maanpinnan muotoja eikä nykyisenkaltaisia pengerryksiä juuri ollut ⁶⁷. Tienpientareet ja muut teihin liittyvät säännöllisesti hoidetut alueet muodostavat jo merkittävän osan suomalaista luontoa. Tiet peittävät yli 5 000 km² maata, mutta pientareiden pinta-alasta ei ole tarkkaa tietoa. Tämän tutkimuksen kohdetietojen perusteella pelkästään yleisten teiden varsilla on noin 85 000 hehtaaria säännöllisesti niitettyjä pientareita, mikä ylittää kolminkertaisesti niitettyjen tai laidunnuttujen perinneympäristöjen määrän Suomessa ¹²¹. Lukuun on päädytty olettamalla pientareen keskileveydeksi valtateillä (8 574 km) 10 metriä, kanta- ja muilla maanteillä (33 123 km) 7,5 metriä ja paikallisteillä (36 441 km) 2,5 metriä tien molemmilla puolilla. Lisäksi yksityisteillä on 55 000 hehtaaria pientareita, jos keskileveydeksi arvioidaan vain yksi metri. Luvut yhdistämällä Suomen tienpientareiden kokonaisalaksi muodostuu noin 140 000 hehtaaria. Eritasoliittymien, muiden risteysalueiden, siltojen, leikkausten, levähdyspaikkojen, mainostaulujen, kevyen liikenteen väylien sekä kaupunkien ja kuntien katuverkoston takia hoidettujen tieympäristöjen määrä lienee todellisuudessa paljon suurempi. Ruotsissa ⁸⁴ piennaralaksi on laskettu noin 250 000 hehtaaria ja Britanniassa ⁷³ tienpientareita oli 1990-luvun alussa 212 200 hehtaaria, mikä on lähes yhtä paljon kuin maan kaikki suojelualueet yhteensä.

Tiet vaikuttavat laajasti luonnon toimintaan. Ne peittävät suuria maa-alueita, pirstovat lajien elinalueita ja toimivat liikkumis- sekä leviämisesteinä ^{3, 8, 13, 84}. Varsinkin huonosti leviävät lajit kärsivät uusien teiden rakentamisesta ^{66, 108}. Tierakenteet ja liikenne muuttavat lähialueidensa fysikaalista ja kemiallista ympäristöä mm. pölyn, pakokaasujen ja tiesuolan kautta ^{7, 24, 36, 89, 118, 128}. Lisäksi liikenne tappaa tai vahingoittaa suuria määriä tietä ylittäviä eläimiä ^{68, 70, 95}.

Tieverkostolla on myös myönteisiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen. Pientareet toimivat leviämisreitteinä ja tarjoavat vaihtelevan elinympäristön monille kasvi- ja eläinlajeille ^{25, 71, 115, 125, 132}. Tienpientareet voivat toimia korvaavina kasvupaikkoina mm. niittykasveille, jotka ovat sopeutuneet säännölliseen niittoon ja laidunnukseen. Vaikka kasvien kukinnan kannalta liian aikaisin tehty tienpientareen niitto on Suomessa aiheuttanut laajalti arvostelua, parhaimmillaan pientareet ovat kehittyneet näyttäväksi ja monimuotoisiksi elinympäristöiksi, joilla menestyvät myös monet viime vuosikymmeninä harvinaistuneet ja uhanalaistuneet niittykasvit ^{31, 86}.



Kolmevuotisen (2001–2003) TIELI-tutkimushankkeen tavoitteena oli selvittää, sopivatko tienpientareet ja eritasoliittymät korvaaviksi elinympäristöiksi niittykasveille ja perhosille, onko erikokoisten teiden piennarlajistossa eroja ja mitkä tekijät vaikuttavat eniten pientareiden kasvillisuuteen ja perhoslajistoon. Tutkimuksen kohteena olivat erityisesti perinneympäristökasvit ja päiväperhoset.

Päiväperhoskantojen heikkenemiseen on viime vuosikymmeninä kiinnitetty huomiota niin Suomessa kuin muuallakin Euroopassa. Tärkeimpänä syynä pidetään perhosten elinympäristöjen häviämistä tai laadun heikkenemistä¹²⁴. Suomen vakituisista päiväperhoslajeista kaksi kolmasosaa on maatalousympäristöjen lajeja ja useat ovat todennäköisesti riippuvaisia perinteisen maatalouden menetelmistä⁷⁶. Lähes 700 kasvilajin on arvioitu tavalla tai toisella hyötyvän niitosta tai laidunnuksesta⁹². Koska perinneympäristöjen määrä Suomessa on vähentynyt voimakkaasti, monia ketojen, niittyjen ja hakamaiden kasvi- ja hyönteislajeja tavataan nykyisin useammin muissa ympäristötyypeissä^{83, 121}. Monelle uhanalaiselle lajille ensisijaisiksi elinympäristöiksi on määritelty erilaiset ihmisen muovaamat ympäristöt, kuten ojat, kaivannot, puistot, puutarhat ja joutomaat⁹⁴. Uhanalaisista päiväperhosista tienpientareilla menestyvät mm. muurahaissinisiiپی (*Glaucopteryx arion*)⁸¹ ja pikkusinisiiپی (*Cupido minimus*)⁹⁸. Karuilla ja paisteisilla tienpientareilla kasvaa myös harvinaisia harjujen ja ketojen kasveja, kuten hietaneilikka (*Dianthus arenarius*), masmalo (*Anthyllis vulneraria*) ja tunturikurjenherne (*Astragalus alpinus*)^{51, 114}.

2 TIENPIENTAREET OVAT VAATIVIA ELINYMPÄRISTÖJÄ

Tienpientareille on tyypillistä kasvillisuuden vaihtuminen lyhyellä matkalla. Piennarkasvillisuus on usein vyöhykkeistä ja se muodostuu pääasiassa erilaisten avointen ympäristöjen, kuten niittyjen ja joutomaiden lajeista ^{84, 119}. Yleensä kasvillisuutta hallitsevat muutamat valtalajit, jotka runsautensa takia tavallisesti haittaavat muiden lajien esiintymistä. Pientareen leveyden, valon ja varjon sekä rinteiden suunnan ja jyrkkyyden vaihtelu luovat kuitenkin sopivat olosuhteet suurelle joukolle lajeja.

Eliöstön kannalta arvokkaimpia ovat vanhat pientareet, joiden kasvillisuus on ehtinyt kehittyä monimuotoiseksi ^{3, 131}. Valoa, lämpöä ja hoitoa vaativat niitty- ja ketokasvit menestyvät myös pientareilla ja tieleikkauksissa, joissa parhaat olosuhteet ovat etelärinteiden kuivilla ja niukatyyppisillä kasvupaikoilla. Monet yleiset niittykasvit leviävät uudelle tienpientareelle nopeasti ⁴⁴. Jos niittyjä on säilynyt lähiympäristössä, myös harvinaisemmat lajit levittäytyvät vähitellen pientareille, aivan kuten ne ovat levinneet vuosisatojen kuluessa varsinaisiin perinneympäristöihinkin ⁷⁷.

Erilaisia kunnostus- ja parantamistoimia tehdään tiellä keskimäärin 20–30 vuoden välein, mikä pientareiden fysikaalisiin ja kemiallisiin erityisoloihin yhdistettynä heikentää monien lajien menestymistä tieympäristöissä ^{67, 122}.

2.1 Pientareen fysikaalinen ympäristö

Pientareen ja niityn maaperäominaisuudet muistuttavat toisiaan, sillä molemmat ovat yleensä karuja, hiekkaisia ja happamia kasvupaikkoja ^{49, 67}. Kuitenkin pientareilla pintamaa on usein kuorittu pois tai yhteys pintamaahan on katkennut läjityskerrosten estäessä veden ja ravinteiden kulun ⁵⁴. Maansiirtotyöt ja maanmuokkaus ovat usein myös hävittäneet maaperän luontaisen kerroksellisuuden ⁴⁷.

Tienpientareet ovat vaativia elinympäristöjä ja niiden olosuhteet poikkeavat monin tavoin luonnonympäristöistä. Tiepöly kerääntyy kasvien lehdille ja aiheuttaa fyysisiä vaurioita erityisesti leveälehtisille kasveille ²¹. Hiukkaset voivat häiritä lehtien pinnalla olevien ilmarakojen toimintaa tukkimalla tai pitämällä ne auki. Ilmarakojen avulla kasvi säätelee haihdutusta, kaasujen vaihtoa ja yhteyttämistä. Kasvit voivat kärsiä kuivuudesta, jos ilmaaot ovat jääneet auki, tai lehden lämpötilan noususta, jos ilmaaot ovat jääneet kiinni ³⁵. Seurauksena kasvu hidastuu ja vastustuskyky taudinaiheuttajia vastaan heikkenee ²¹. Toisaalta munivat perhosnaaraat ja toukat voivat välttää ravintokasveja, joissa on epäpuhtauksia ³.

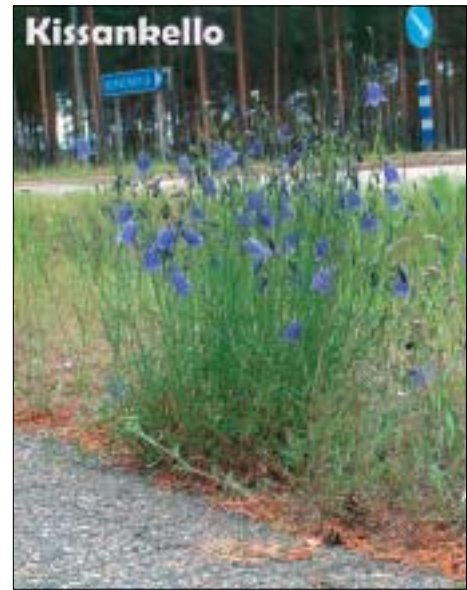


Liikenne aiheuttaa merkittäviä tappioita pientareiden perhosille. Pohjoisamerikkalaisen tutkimuksen mukaan yksistään Illinoisin osavaltiossa kuolee liikenteessä viikoittain yli 20 miljoonaa perhosta ⁷⁰. Liikenteessä kuolleiden perhosten määrä on ollut keinotekoisesti nurmetetuilla pientareilla suurempi kuin luonnonvaraista kasvillisuutta kasvavilla pientareilla ⁹⁵. Jotkut lajit kuten nokkosperhonen (*Nymphalis urticae*) ja naurisperhonen (*Pieris rapae*) ovat myös keski-

määräistä alttiimpia liikennekuolemiin. Laajoilla alueilla liikkuvista naurisperhosista kuoli lähes 7 %, kun vähemmän liikkuvien ja suljetuissa populaatioissa elävien perhoslajien kuolleisuus vaihteli 0,6–1,9 %⁷³. Saalistus ja loiset säätelivät kuitenkin pientareiden perhosmääriä liikennekuolleisuutta enemmän.

Liikenteen synnyttämä ilmavirta voi haitata kasveja aiheuttamalla mekaanisia vaurioita²³. Toisaalta ilmavirrasta on myös hyötyä kasvien leviämisessä, sillä tuulenpuuskat voivat irrottaa ja kuljettaa kasvien siemeniä²⁴. Siemenet myös leviävät autojen mukana pidempiä matkoja⁷⁴. Suomessa pientareilla menestyneitä kasvitulokkaita ovat mm. komealupiini (*Lupinus polyphyllus*) ja jättiputket (*Heracleum persicum*, *H. mantegazzianum*).

Pientareiden lämpöolot poikkeavat lähiympäristöstä. Kesäpäivisin tummaan tien pintaan varastoituu lämpöä, joka yöllä vapautuessaan tekee tiestä ja sen pientareista ympäristöään lämpimämmän. Talvella kasvualusta puolestaan routaantuu helposti, koska tienpinnan lämmöneristyskyky on huono⁵⁴. Kasvien on kestettävä myös auraslumen aiheuttamat mekaaniset vauriot. Keväällä likainen lumi sulaa aikaisin, jolloin kasvit jäävät vaille lumisuoja ja kuivuvat herkästi.



2.2 Pientareen kemiallinen ympäristö

Liikenteen päästöt ja teiden suolaus muuttavat pientareiden kemiallista ympäristöä. Pakokaasujen lisäksi haitallisia aineita vuotaa autojen moottoreista ja kemikaalikuljetuksista. Hiukkasia muodostuu mm. dieselpolttoaineiden palaessa ja niitä irtoaa myös tiestä sekä renkaista (kumi, jarrut). Yhdisteet kulkeutuvat pientareille kaasuna, hiukkasina sekä sade- ja sulamisvesiin liuenneina. Vaikutus on voimakkain muutaman kymmenen metrin etäisyydellä vilkasliikenteisestä tiestä, mutta tuulisilla paikoilla ja valumavesien mukana yhdisteitä kulkeutuu kauemmaksikin^{6, 36, 53, 63, 118, 127}. Liikenteen tuottamat typpiyhdisteet heijastuvat kasvillisuuteen jopa 200 metrin päässä moottoritiestä¹. Taajamissa pientareiden pakokaasulaskeuma voi olla suurempi kuin liikennetiheydeltään vastaavilla valtatie varsilla, koska alhaisilla nopeuksilla polttoaineen palaminen on epätäydellistä ja liikenteen ilmavirta ei kuljeta saasteita yhtä kauas kuin suuremmilla nopeuksilla²⁶.

Liikenteen tuottamista yhdisteistä kasvillisuudelle aiheuttavat haittaa mm. raskasmetallit, typpiyhdisteet ja orgaaniset yhdisteet⁴⁵. Pakokaasut lisäävät välillisesti alailmakehän otsonia, mikä aiheuttaa jo pieninä pitoisuuksina vaurioita kasvin solukoissa. Se mm. altistaa kasvin taudinaiheuttajille ja heikentää kylmänkestävyyttä^{11, 100}. Typen oksidit puolestaan happamoittavat ja lannoittavat maaperää, mikä muuttaa kasvilajistoa ja lajien välisiä runsaussuhteita^{1, 80}. Typen lisääntyminen johtaa yleensä lajimäärän pienentymiseen, kun suurikokoiset ja nopeakasvuiset lajit runsastuvat^{1, 34, 52, 72, 75, 116}. Ravinteisuuden lisääntymisestä on haittaa erityisesti niittykasveille, jotka matalina ja hidaskasvuisina eivät pärjää kilpailussa valosta¹⁷. Pakokaasujen typpiyhdisteet myös lisäävät tienvarsikasvillisuuden lehtien typpipitoisuutta, minkä epäillään johtaneen joidenkin perhosten massaesiintymiin tienvarsilla⁸⁹.

Haitalliset aineet kulkeutuvat kasviin suoraan pintasolukon läpi, lehtien ilmarakojen kautta tai maaperästä juurien kautta¹³³. Liikenteen päästöjen aiheutta-

mia näkyviä vaurioita ovat lehtien värin muuttuminen tai kasvinosan kuoleminen kokonaan tai osittain. Yleensä vaurioita ilmenee vasta poikkeavan suurissa pitoisuuksissa⁵⁰. Pienemmissä pitoisuuksissa kasvien aineenvaihdunta ja ilmarakojen toiminta voi muuttua, jolloin kaasujen vaihto sekä yhteyttäminen heikenevät ja kasvu hidastuu^{11, 50}. Ilmansaasteet myös vaurioittavat lehtien pinnan haitallisilta aineilta suojaavaa vahakerrosta, heikentävät kasvien vastustuskykyä taudinaiheuttajia vastaan ja vaikuttavat välillisesti muiden lajien runsastumisen tai harvinaistumisen kautta^{29, 101, 118}. Taimet ja nuoret kasvinosat ovat yleensä herkempiä kemikaalien vaikutuksille⁶⁴.

Kasvit voivat osittain sopeutua suurentuneisiin pitoisuuksiin^{9, 134}. Sietokyvyn paraneminen edellyttää usein muutoksia aineenvaihdunnassa. Saastuneilla paikoilla kasvit valmistavat suojaavia yhdisteitä^{26, 128}, joiden tuottaminen johtaa usein lehtivihreän (klorofyllin) ja muiden kasville tarpeellisten yhdisteiden määrän vähenemiseen⁴. Kasvi korjaa yhteyttämistehokkuuden laskun lisäämällä yhteyttävän solukon määrää, jolloin versosta tulee suurikokoinen suhteessa juuristoon^{5, 61, 133, 135}. Kokosuhteiltaan vääristyneet kasvit kärsivät helposti kuivuudesta, koska pieni juuristo ei pysty ottamaan maasta suuren verson haihduttamaa vesimäärää³⁵.

Teitä suolataan talvella liukkauden vähentämiseksi ja kesällä pölyn sitomiseksi. Etelä-Karjalan itäosissa talvisuolauksessa on kolmen viime vuoden aikana käytetty ainoastaan natriumkloridia. Pölynsidonnassa sen sijaan käytetään kalsiumkloridia, jota levitetään sorateille noin 1 000 kg kilometriä kohti¹¹². Maantiesuola (NaCl ja CaCl₂) väkevöittää maanestettä, nostaa pH:ta ja huonontaa maan rakennetta sekä ravinnetasapainoa¹¹³. Tiesuola, erityisesti kloridi (Cl⁻), huuhtoutuu helposti maaperään varsinkin hiekkaisilla alueilla ja se lisää raskasmetallien ja monien muiden kasveille haitallisten aineiden liikkumista maaperässä². Suolapitoisuuden suureneminen hidastaa kasvua, madaltaa kasvillisuutta ja vähentää itävien siementen, taimien sekä lehtien määrää^{64, 113}. Kloridia pidetään pahimpana vaurioita aiheuttavana ionina, mutta tiesuolan vaikutukset vaihtelevat paljon eri kasvilajien välillä. Suolansietokykyä avulla merenrantojen kasvilajeista mm. rantavehänä (*Leymus arenarius*) ja meriratamo (*Plantago maritima*) ovat levinneet teiden varsille^{85, 96}.



Rantavehänä

3 TIENPIENTAREIDEN HOITO POHJAUTUU SÄÄNNÖLLISEEN NIITTOON

Pientareiden hoidossa on perinteisesti korostettu maisemanhoidollisia ja liikente teknisiä tavoitteita^{54, 114}. Kasvillisuuden tarkoituksena on ollut korjata ja peittää rakentamisen jälkiä, tarjota visuaalisia elämyksiä ja korostaa paikallisia erityispiirteitä. Istutuksissa on käytetty helppohoitoisia, näyttäviä ja pientareiden erityisoloja kestäviä kasvilajeja, jotka eivät vaikuta liikenneturvallisuuteen. Jyrkkiin luiskiin on istutettu syvä- ja laajajuurisia heiniä, nurmikasveja ja pensaita sitomaan pintamaata.

Viime vuosina kiinnostus tienvarsien luonnonmukaiseen kasvittamiseen ja hoitoon on lisääntynyt. Nurmikon tilalle on tullut luonnonkasveja, jotka ovat sopeutuneet ankariin ilmasto-oloihin ja kestävät hyvin tauteja sekä tuholaisia. Luonnonkasvustot ovat helppohoitoisia, sillä ne tulevat toimeen vaatimattomalla kasvualustalla, sietävät happamuutta ja leviävät helposti. Ulkomaisia tai muuten kaukaa tuotuja siemenseoksia tai taimia pyritään välttämään, sillä niiden sisältämä vieras geeniaines voi muuttaa tai hävittää paikallisia kantoja^{54, 91}.

Nykyisin Tiehallinnon yhtenä ympäristöpolitiikan päämääränä on säilyttää luonnon monimuotoisuus tieympäristöissä¹¹⁴. Tämän toteuttamiseksi on käynnistetty tieluonnon hoito-ohjelma, jossa pientareiden hoitoa muutetaan niitylajiston kannalta paremmaksi vähentämällä niittokertoja, siirtämällä niittoajankohtaa myöhemmäksi ja keräämällä niitetty kasvillisuus (niitos) pois monimuotoisuuden kannalta arvokkailta paikoilta. Luonnon monimuotoisuus pyritään ottamaan huomioon jo teiden rakentamisvaiheessa, sillä pientareiden viimeistelyssä vähennetään ravinteisen mullan levittämistä, annetaan piennarkasvillisuuden levitä luontaisesti ja vältetään paikalliseen lajistoon kuulumattomien kasvien käyttämistä.

3.1 Tieympäristöjen hoitoluokat

Tiehallinto¹¹¹ on jakanut erilaiset piennaralueet hoitoluokkiin. Yleiset tiet kuuluvat normaaleihin hoitoluokkiin N (valtatie, taajamien ulkopuolella olevat tiet), taajamien hoitoluokkiin T (taajamatiet) ja erityisalueiden hoitoluokkiin E (mm. liittymät, levähdyspaikat).

Hoitoluokkiin N1 (2-ajorataiset tiet), N2 (valta- ja kantatiet) ja N3 (muut tiet) kuuluvien teiden pientareita hoidetaan niittämällä ja pensaikon raivauksella. Piennar niitetään 4–10 cm korkeudelta ojan pohjaan saakka. Niittoa tehdään kerran tai kahdesti kesässä, ensimmäinen niittokerta on ennen juhannusta. Pensaikko raivataan 2–3 vuoden välein enintään kymmenen metrin päähän tiestä.

Taajamateiden pientareita hoidetaan joko puistomaisesti (T1) tai luonnonmukaisesti (T2). Molemmat ryhmät jaetaan edelleen nurmiin ja niittyihin. Puistomaiset nurmet leikataan 3–5 kertaa kasvukaudessa 4–15 cm korkeudelta ja luonnonmukaiset nurmet 2–3 kertaa kasvukaudessa 4–25 cm korkeudelta. Niitos voidaan kerätä pois ja rikkoutunutta nurmikkoa paikata kylvöllä. Hoitoon voi kuulua myös lannoitusta, kalkitusta ja rikkakasvien torjuntaa. Niittyinä hoidettavat puistomaiset alueet niitetään enintään kaksi ja luonnonmukaiset enintään kerran

kasvukaudessa. Kasvillisuus niitetään 5–10 cm korkeudelta kasvien kukinnan jälkeen elo–syyskuussa. Lisäksi pientareille voidaan tehdä rikkakasvien puhdistusniitto ennen siementen kypsymistä. Luonnonmukaisesti hoidetuilta niityiltä ei aina poisteta niitosta, toisin kuin puistomaisesti hoidetuilla niityillä. Kasvillisuutta paikataan alkuperäisten lajien kylvöillä ja istutuksilla.

Erityisalueita hoidetaan taajamateiden tavoin puistomaisesti (E1) tai luonnonmukaisesti (E2). Myös osaa erityisalueista hoidetaan niityinä.

Yksityisteiden hoito-ohjeet poikkeavat yleisistä teistä¹¹⁰. Pientareita hoidetaan niittämällä ja pensaikon raivauksella. Yleensä pientareet niitetään kerran heinä–elokuussa maatalousniittokoneilla eikä niitosta kerätä pois.



3.2 Niiton ympäristövaikutukset

Liikenneturvallisuuden takia kasvillisuuden pitää olla tien lähialueilla matalaa ja tämän takia tienvarsia niitetään säännöllisesti⁵⁴. Niitto onkin tärkein pientareiden kasvillisuuteen ja hyönteislajistoon vaikuttava hoitotoimenpide. Nykyisin tienvarsien niittotyö on urakoitsijoiden vastuulla⁶⁷. Luonnon monimuotoisuuden kannalta ongelmia ovat olleet niiton väärä ajoitus, niitoksen jättäminen pientareille ja niittovälineiden soveltumattomuus niitylajiston hoitoon.

Perinneympäristöjen monimuotoinen lajisto on kehittynyt vuosikymmeniä jatkuneen niiton tai laidunnuksen seurauksena^{42, 121}. Vuosittain toistettu niitto lisää yleensä kasvillisuuden monimuotoisuutta ja parantaa niittykasvien elinoloja verrattuna hoitamattomiin paikkoihin^{71, 82, 84}. Niittykasvit ovat rakenteellisesti sopeutuneet niittoon ja laidunnukseen mm. lehtiruusuksien sekä matalan ja rönsyilevän kasvutavan avulla, jolloin ne menettävät niitossa pienemmän osan versosta kuin korkeat kasvit^{28, 78}. Matalat kasvit myös hyötyvät varjostavan kasvillisuuden poistamisesta. Sen sijaan päiväperhosten määrä vähenee jyrkästi niiton jälkeen, lähinnä mesikasvien katoamisen takia^{27, 73}. Pitkällä aikavälillä perhoset kuitenkin hyötyvät niitosta, sillä se luo edellytykset monipuolisemmalle kasvillisuudelle, joka puolestaan lisää perhoslajiston monimuotoisuutta^{20, 92}.

Kasvillisuuteen vaikuttavat erityisesti niiton ajankohta, kuinka monta kertaa kesässä niitetään, millä ja miltä korkeudelta versot katkaistaan sekä kerätäänkö niitos pois ^{82, 84}.

Niiton ajankohdalla on suuri merkitys kasvien kukinnan onnistumiseen ja siementuottoon ^{82, 105}. Niittoaajalla voidaan säädellä, mitkä kasvilajit saavat tuottaa siemeniä. Pitkään niittämällä hoidetuilla niityillä on yleensä runsaasti ruohokasveja ja vähän heiniä ⁹². Perinneympäristöjen niittoaajaksi suositellaan heinä–elokuun vaihdetta, jolloin useimmat niittykasvit ovat kukkineet, siemenet kypsyneet ja kasvit ovat ehtineet varastoida ravinteita maanalaisiin varastorakenteisiin ^{37, 83, 92}. Jos siementuotto estyy ja ravinnevarasto seuraavan kesän kasvua varten jää toistuvasti liian pieneksi, laji saattaa vähitellen hävitä paikalta ¹²⁶. Kasvupaikan niitto alkukesällä ei välttämättä haittaa kaikkia lajeja, sillä monet kasvit ehtivät kukkia uudestaan loppukesällä. Monet kasvit pystyvät myös sopeutumaan aikaiseen niittoon ja siksi vuosikymmenien ajan alkukesällä niitetyn paikan kasvillisuudesta voi kehittyä runsaslajista ^{16, 22, 60, 105}. Toisaalta joillakin paikoilla uhanalaisten kasvien ja perhosten esiintymien turvaamiseksi voi olla perusteltua siirtää niittoa elokuun lopulle ^{83, 105}.

Niittyjä on perinteisesti niitetty maaperän rehevyyden mukaan kerran tai kaksi kesässä ⁹². Reheviä alueita voi niittää useammin, kun kuivimmilla kedoilla riittää niitto joka toinen vuosi. Englannissa kaksi kertaa kesässä niitetyillä pientareilla oli enemmän lajeja kuin kerran tai viisi kertaa niitetyillä pientareilla ⁸². Niittokertojen lisääntyessä lajimäärä vähenee ja joutomaiden kasvit runsastuvat ¹¹⁷, sillä melko harvat kasvilajit kestävät kolmea useampaa niittokertaa kasvukaudessa ⁹².

Niitossa tulisi käyttää leikkaavateräisiä välineitä, kuten sormipalkki- ja kaksois-teräkoneita tai viikatetta. Murskaavateräisten tai silppuavien välineiden käyttö voi johtaa kasvilajiston köyhtymiseen ⁴⁰, sillä repeytyneet kasvit ovat alttiita kuivumiselle ja sienitaudeille ¹⁷. Usein käytetty niittokorkeus, noin 10 cm, sopii niittykasveille ^{10, 82}.

Niitos tulisi kerätä pois, vaikka sen koneellinen keräystyö pientareelta on usein kalliimpaa kuin varsinainen niitto ⁶⁷. Niitoksen alla valon määrä ja laatu, lämpötila sekä pintamaan laatu on usein sopimaton siementen itämiselle ⁸². Niitoksen poiskeräys vähentää maaperän ravinnepitoisuutta, mikä on hyödyksi erityisesti niittykasveille. Tehokkaimmin ravinteet vähenevät, jos niitos poistetaan kahden viikon kuluessa ¹⁰². Tienpientareilla niitoksen poiskeräys on tärkeää, koska se vähentää liikenteen typpipäästöjen lannoittavaa vaikutusta. Jos niitos saa kuivua pientareella muutaman päivän, se suojaa paljastunutta maata, kasveja ja pieneläimiä sekä pidentää siementen varisemisaikaa ¹⁷.

4 TIELI-HANKKEEN TUTKIMUSKOhteet

Kasvi- ja perhostutkimukseen valittiin yhteensä 85 kohdetta, jotka olivat kaikki 250 metriä pitkiä. Kohteet sijaitsivat yhdeksällä alueella Lappeenrannassa, Joutsenossa ja Imatralla Valtatie 6:n varrella (kuva 1). Ahvenlammen, Vesivalon, Korvenkannan, Vuoksenniskan ja Kaukopään 50 kohdetta tutkittiin vuonna 2002 ja Lauritsalan, Mälkiän, Saimaantien ja Sotkulammen 35 kohdetta vuonna 2003.

Kohteet jaettiin viiteen ryhmään, joista neljä ensimmäistä oli tieympäristöjä ja viides näiden vertailuryhmä:

- 1) Eritasoliittymät (ryhmälyhenne: Li)
- 2) Valtateiden pientareet (Vt)
- 3) Taajamateiden pientareet (Tt)
- 4) Pikkuteiden pientareet (Pt)
- 5) Muut avoimet ympäristöt (Muut)



Jokaisessa ryhmässä oli yhtä monta kohdetta (17). Kohteiden valintaa rajoitti ensisijaisesti eritasoliittymien määrä. **Liittymien** lähialueet muodostuivat useimmiten sekä viljely- että metsäympäristöistä, mutta Ahvenlammen ja Kaukopään maisemaa hallitsivat kuivat mäntykankaat ja Vesivaloa puolestaan ympäröivät ensisijaisesti maatalousympäristöt. Maisemavaihtelun takia jokaiselta alueelta

pyrittiin valitsemaan kaksi kohdetta jokaisesta tieympäristöstä. Muita avoimia ympäristöjä ei aina voitu sijoittaa samalla periaatteella, sillä vertailukelpoisia kohteita ei ollut riittävästi kaikilla alueilla.

Valta-, taajama- ja pikkuteiden ryhmittely tehtiin Tiehallinnon hoitoluokituksen, tien leveyden, liikenteen nopeuden ja liikennemäärän perusteella.

Valtatiekohteet sijaitsivat liittymien välittömässä läheisyydessä moottoritien ja valtatie pientareilla. Tiet olivat erittäin vilkkaasti liikennöityjä (Imatran ja Lappeenrannan välillä vaihtelu 9 000–15 600 ajoneuvoa/vrk), nopeusrajoitukset vaihtelivat 80–100 km/h ja tien leveys oli keskimäärin 18 metriä (vaihtelu 10–30 m). Pientareista suurin osa kuului hoitoluokkaan N2.

Taajamateiden ryhmän muodostivat pääasiassa taajamissa sijaitsevien kestopäällysteisten teiden pientareet. Tiet olivat yleensä vähintään kohtalaisesti liikennöityjä, nopeusrajoitukset vaihtelivat 40–80 km/h ja tien leveys oli keskimäärin 10 metriä (vaihtelu 8–15 m). Pientareista suurin osa kuului hoitoluokkaan T2.

Pikkuteiden ryhmän muodostivat pääasiassa taajamien ulkopuolella sijaitsevien sorateiden pientareet. Tiet olivat lähes poikkeuksetta vähän liikennöityjä, nopeusrajoitukset vaihtelivat 30–60 km/h ja tien leveys oli keskimäärin 6 metriä (vaihtelu 4–9 m). Pientareista suurin osa kuului hoitoluokkaan N3, lisäksi ryhmään kuului neljä yksityistietä.

Tieympäristöjen vertailuun valittiin **muuta avoimia ympäristöjä**, jotka jakautuivat peltoihin (9) ja niittyihin (8). Pelloista viisi oli jäänyt pois viljelystä ja loput neljä olivat viljeltyjen peltojen pientareita. Niittyihin kuului neljä ketaa, kaksi kuivahkoa niittyä ja kaksi tuoretta niittyä. Niityt on kahta lukuun ottamatta luokiteltu maakunnallisesti arvokkaiksi perinneympäristöiksi ⁴³.



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti Etelä-Karjalassa valtatie 6 varrella. Alueilla oli yhteensä 85 kohdetta, jotka jakautuivat tasan neljään tieympäristöön ja näiden vertailuryhmään.

4.1 Ympäristöolot ja maaperäominaisuudet

Ryhmiä välisen kasvi- ja perhosvertailun pohjaksi määritettiin tai arvioitiin kohteen leveys, ikä ja lähiympäristön laatu sekä analysoitiin maaperän ominaisuuksia (taulukko 1).

Valta-, taajama- ja pikkuteiden pientareilla leveys mitattiin metrin tarkkuudella. Pientareella tarkoitetaan tässä yhteydessä ajoradan vieressä olevaa piennarta, sisäluiskaa ja ojaa, joissakin tapauksissa myös ulkoluiskaa⁸⁶. Liittymissä ja muissa avoimissa ympäristöissä leveys arvioitiin kymmenen metrin tarkkuudella; kohteiden kokoa rajoittivat liittymissä tiet ja muissa avoimissa ympäristöissä ympäristötyypin muutos. Kohteiden leveys vaihteli paljon ryhmien välillä. Kapeimpien pientareiden leveys oli vain metri ja leveimpien liittymien jopa sata metriä.

Taulukko 1. Liittymien, piennarympäristöjen ja muiden avointen ympäristöjen ominaisuudet ja erot ryhmien välillä. Maaperän kosteuden, hiekkaisuuden, multavuuden ja savisuuden arvot on esitetty jakaumina ja muut ryhmien keskiarvoina.

	Li	Vt	Tt	Pt	Muut	p
Leveys (m)	56	10	8	3	57	***
Ikä (v)	10	19	17	20	21	*
Lähiympäristön laatu (%)						
-avoimet muokatut ympäristöt	2,3	11,3	7,6	62,8	19,4	***
-avoimet luonnontilaiset ymp.	86,6	36,0	29,4	18,7	62,1	***
-metsät	11,1	52,7	62,9	18,5	18,5	***
Maaperän laatu:						
Kosteus (1/2/3)	5/6/6	2/8/7	3/6/8	1/6/10	3/6/8	
Hiekkaisuus (0/1/2/3)	2/5/3/7	3/4/5/5	1/1/10/5	1/4/8/4	5/2/7/3	
Multavuus (0/1/2/3)	2/5/6/4	0/7/3/8	1/2/10/4	3/2/5/7	0/5/8/4	
Savisuus (0/1/2/3)	9/1/5/3	14/0/3/0	10/5/0/2	10/1/4/2	10/2/1/4	
pH	6,40	7,10	6,78	6,13	6,04	***
Orgaaninen hiili (C), %	2,6	5,3	2,5	3,8	5,3	
Kokonaistyyppi (N), g/kg	1,16	1,73	1,31	1,60	1,67	
Kokonaisfosfori (P), g/kg	0,44	0,50	0,75	0,45	0,71	
Kalsium (Ca), g/kg	2,35	3,32	2,43	2,16	1,54	*
Kalium (K), g/kg	1,37	1,36	1,50	1,94	1,84	
Natrium (Na), g/kg	0,16	0,36	0,20	0,20	0,16	*

Kruskall-Wallis/ANOVA: * p<0.05, *** p<0.001

Kohteen ikä kuvaa, kuinka monta vuotta aikaisemmin maaperää on muokattu voimakkaasti eli milloin tie tai liittymä on rakennettu tai milloin peltoa on viimeksi viljelty. Vanhimpien kohteiden iät jouduttiin usein arvioimaan. Suurimmaksi arvoksi merkittiin 25 vuotta, vaikka osa kohteista saattoi olla tätä vanhempia. Liittymät poikkesivat keskimäärin kymmenen vuotta nuorempina muista ryhmistä. Vanhoja liittymiä oli vain viisi, kun muissa ryhmissä vanhoja kohteita oli vähintään kymmenen.

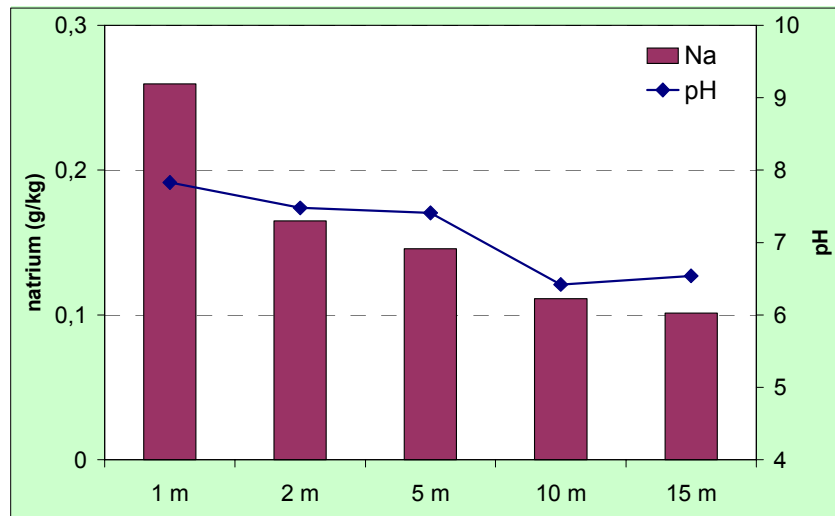
Kohteen lähiympäristöstä arvioitiin avointen muokattujen ympäristöjen (pellot, myös asutus- ja teollisuusalueet), avointen luonnontilaisten ympäristöjen (joutomaat ja muut niittymäiset alueet) sekä metsien prosenttiosuus pinta-alasta. Liittymissä ja muissa avoimissa ympäristöissä arviointi tehtiin kohteen viisi met-

riä leveän keskilinjaa molemmilta puolilta kahdelta vyöhykkeeltä (sisävyöhyke <10 m, ulkovyöhyke 10–50 m). Valta-, taajama- ja pikkuteiden pientareilla ulkovyöhyke arvioitiin tien molemmilta puolilta, mutta sisävyöhyke vain samalta puolelta tietä kuin kohde. Sisä- ja ulkovyöhykkeen arvoista laskettiin keskiarvo, jossa sisävyöhykkeellä on kaksinkertaisen painoarvo, ts. kaksi kolmasosaa muodostuu sisävyöhykkeen ja yksi kolmasosa ulkovyöhykkeen arvoista. Tyypillisesti peltoympäristössä sijaitsevat pikkutiet erosivat selvimmin muista avointen muokattujen ympäristöjen määrän perusteella. Luonnontilaisten ympäristöjen osalta liittymät poikkesivat muista tieympäristöistä ja metsiä oli valta- sekä taajamateiden pientareilla enemmän kuin muissa ryhmissä.

Jokaiselta kohteelta otettiin elokuussa 2003 maanäyte, joka koottiin kohteen keskeltä noin 30 metrin välein otetuista 3–4 osanäytteestä. Näytteet otettiin 15 cm syvyydestä kohteen keskilinjalta. Näytteenoton yhteydessä arvioitiin silmämääräisesti maaperän kosteus sekä hiekkaisuus, multavuus ja savisuus. Kosteus arvioitiin asteikolla 1–3, jossa 1= kuiva ketomainen, 2= kuivahko niittymäinen ja 3= tuore niittymäinen alue. Arvioinnissa käytettiin apuna niittyjen luokittelun kasvilajitietoja⁹³. Hiekkaisuutta, multavuutta ja savisuutta arvioitiin asteikolla 0–3, jossa 0= ei havaintoa, 1= vähän, 2= kohtalaisesti ja 3= runsaasti.

Maanäytteet seulottiin ja niistä otettiin kolme erillistä näytettä pH:n ja ravinteiden määrittämiseksi. Ensimmäinen (25 ml) liuotettiin veteen (62,5 ml), näytteen annettiin seistä yön yli ja sekoituksen jälkeen siitä mitattiin pH. Ravinnemäärityksiin tuhkattiin pieni näyte (noin 1 g), joka liuotettiin suolahappoon ja suodoksesta analysoitiin atomiabsorptiospektrofotometrillä kalsium (Ca), kalium (K) ja natrium (Na). Kokonaisfosfori (P) mitattiin suodoksesta spektrofotometrillä. Orgaanisen hiilen (C) %-osuus saatiin tuhkauksen yhteydessä hävinneestä näytteen painosta. Kokonaistyyppi (N) määritettiin kolmannesta näytteestä (noin 1 g), joka tuhkauksen jälkeen tislattiin natriumhydroksidillä Kjeldahlin menetelmällä. Lopuksi tisleen ja boorihappoindikaattorin seos titrattiin suolahapolla. Kaikki analyysit teki laborantti Rauni Kojo Joensuun yliopiston biologian laitoksella syksyllä 2003.

Kosteudessa ja maaperän rakenteessa ei ollut ryhmien välillä merkittäviä eroja, mutta erityisesti valtateiden pientareilla pH oli muita avoimia ympäristöjä korkeampi. Maaperän pH laski nopeasti siirryttäessä kauemmas tiestä (kuva 2). Maaperän ravinteisuudessa merkittävimmät erot olivat natriumin suuremmat pitoisuudet valtateiden (erityisesti moottoritien) pientareilla sekä kalsiumin suuremmat pitoisuudet kaikissa tieympäristöissä muihin avoimiin ympäristöihin verrattuna (taulukko 1). Kohteilla, joilla oli runsaasti yhtä ravinnetta, oli yleensä runsaasti myös kaikkia muita määritettyjä ravinteita.



Kuva 2. Maanteiden suolaus nostaa maaperän natriumpitoisuutta ja pH:ta pienareilla. Vuonna 2003 Vesivalon liittymässä määritetyssä sarjassa pH laskee jo kymmenen metrin päässä tiestä samalle tasolle kuin niityillä yleensä ⁴⁹.

4.2 Niitto

Kohteiden niittoajat ja niitetyn alueen osuus kirjattiin kesä–elokuun aikana tehtyjen maastotöiden yhteydessä. Suurin osa tieympäristöistä (56 kohdetta, 82 %) niitettiin kokonaan tai osittain (taulukko 2). Osa niittämättä jätetyistä liittymistä (4) oli laajoja, osittain metsittyneitä alueita, joita ei ole aikaisemminkaan niitetty. Joillakin kohteilla piennar niitettiin niin kapealta vyöhykkeeltä, ettei se vaikuttanut kasvi- tai perhostutkimuksiin. Lisäksi muutama kohde niitettiin vasta tutkimuskauden jälkeen syyskuussa. Pikkutiet olivat ainoa ryhmä, jonka kaikki kohteet niitettiin tutkimuskauden aikana. Muissa avoimissa ympäristöissä ei ollut yhtään niitettyä kohdetta, mutta kolmea niittyä hoidettiin laiduntamalla.

Pääosa niitoista ajoittui kesä–heinäkuun vaihteeseen ja elokuun puoliväliin (taulukko 3). Vuonna 2003 pienareiden niitto aloitettiin viileän alkukesän takia noin viikkoa myöhemmin kuin vuonna 2002. Kun molempien vuosien tiedot yhdistetään, lähes puolet (31) tieympäristökohteista oli kokonaan tai osittain niitetty jo heinäkuun alussa. Pikkuteillä niitto aloitettiin muita tieryhmiä myöhemmin.

Niittykasvien kannalta monet kohteista niitettiin liian aikaisin, sillä vain yhdeksän kohdetta (11 %) niitettiin ensimmäisen kerran heinäkuun lopussa tai elokuussa. Näistä kaksi oli liittymiä sekä neljä valtatie ja kolme pikkutien pienareita.

5 KASVITUTKIMUS

Kasvilajistoa, lajien runsautta ja allergiaa aiheuttavien kasvilajien esiintymistä tutkittiin pääasiassa kasvuruutujen avulla. Lisäksi perinneympäristökasvien ja perhosten ravinnonlähteinä käyttämien mesikasvien esiintymistä kartoitettiin koko kohteen alueelta.

Ruutututkimuksessa kohteille sijoitettiin systemaattisesti kymmenen yhden neliömetrin (1×1 m) ruutua 25 metrin välein keskelle piennarta (sisäluiskaa). Kapeimmilla pientareilla ruudut olivat osittain ojan päällä. Myös liittymissä ja muissa avoimissa ympäristöissä ruudut sijaitsivat 250 metrin pituisella linjalla. Ensimmäinen ruutu tehtiin kymmenen metrin etäisyydelle linjan päästä. Kasviruuduilta (yhteensä 850) määritettiin putkilokasvilajit ja arvioitiin lajien runsaus peittävyysprosentteina (0–100 %). Kaikki ruudut tutkittiin neljän viikon aikana kesä–heinäkuussa (13.6.–10.7.).

Kasvilajeista erotettiin perinneympäristö- ja peltokasvien, heinien sekä puuntaimien ryhmät. Perinneympäristökasveina pidettiin Pykälän⁹² luettelemia perinneympäristöjen myönteisiä indikaattorilajeja. Ryhmään kuuluivat erityisesti perinneympäristöissä, kuten kedoilla, niityillä ja hakamaissa kasvavat lajit, jotka ovat sopeutuneet vuosittain jatkuvaan laidunnukseen tai niittoon. Tarkastelussa otettiin huomioon myös kasvien runsaus, sillä osa lajeista ilmentää jo niukkanaikin (1) hyvin tai (2) kohtalaisesti perinneympäristökasvillisuutta ja osa lajeista (3) vain runsaana esiintyessään. Perinneympäristökasvien esiintymistä kartoitettiin koko kohteen alueelta, mutta kasvia pidettiin runsaana, jos sitä havaittiin vähintään joka toisesta kasvuruudusta tai ruutujen peittävyysien summa oli yli sata prosenttia. Perinneympäristökasveiksi ei kuitenkaan otettu Pykälän luettelemia metsäkasveja eikä punanataa (*Festuca rubra*), jota oli pientareilla runsaasti siemenkylvöjen vuoksi. Maanmuokkausta, keinolannoitusta tai umpeenkasvua ilmentävät perinneympäristöjen negatiiviset indikaattorilajit muodostivat peltokasvien ryhmän. Lajien ja lajiryhmien esiintymistä verrattiin maaperän ominaisuuksiin korrelaatioiden avulla.

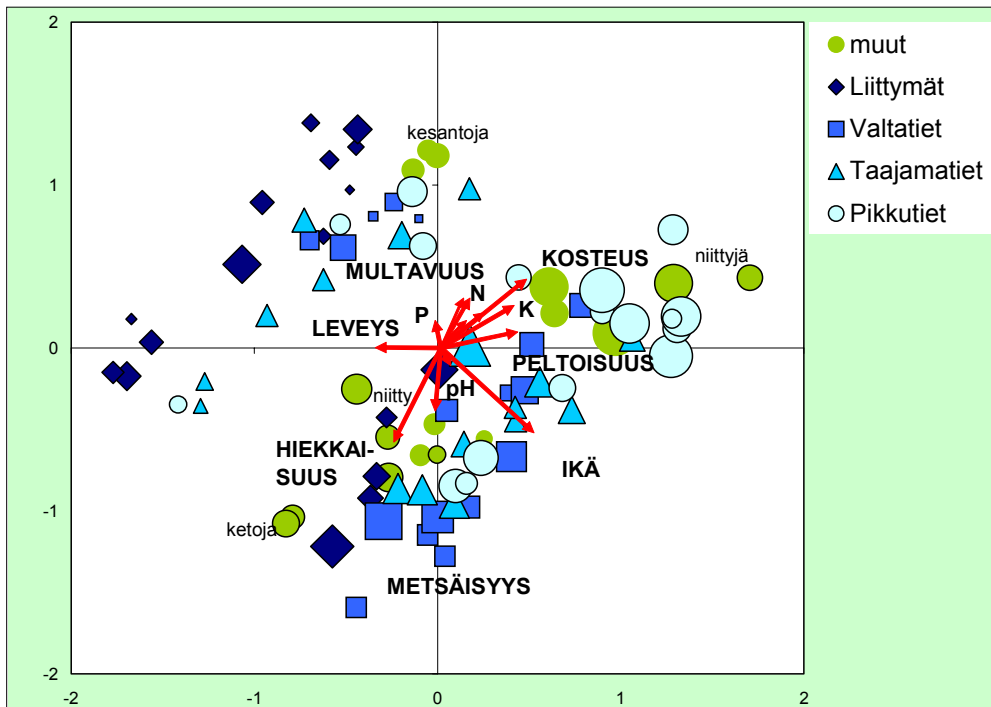


Allergiakasvitarkastelussa mukana olivat pujo (*Artemisia vulgaris*) ja heinät (Poaceae), joista pahimpia allergiaoireita aiheuttavia lajeja ovat koiranheinä (*Dactylis glomerata*), nurmipuntarpää (*Alopecurus pratensis*), timotei (*Phleum pratense*) sekä nadat (*Festuca*) ja nurmikot (*Poa*)³⁰. Lajien runsauden lisäksi seurattiin allergiakasvien kukinnan ajoittumista suhteessa pientareiden niittoon.

Perhosten mesilähteinä toimivien kukkivien ruohokasvien runsautta arvioitiin kesä-, heinä- ja elokuun toisella viikolla koko kohteen alueelta. Kunkin lajin kukinnan runsautta arvioitiin asteikolla 1= yksittäin, 2= kohtalaisesti, 3= runsaasti. Mesikasvien lajimäärissä ja runsaudessa sekä parhaimpien mesikasvien (perhoskukat) runsaudessa ei ollut ryhmien välillä merkitseviä eroja. Lisäksi kartoitusten yhteydessä arvioitiin kasvillisuuden keskimääräinen korkeus, joka ei myöskään poikennut ryhmien välillä.

5.1 Kasvillisuuden erot ryhmien välillä pieniä

Kasvillisuudessa oli vähän eroja ryhmien välillä, vaikka yksittäisten kohteiden kasvillisuus vaihteli suuresti ryhmien sisällä. CCA-ordinaatiokuvassa kohteet sijaitsivat hajallaan eivätkä tieympäristöt jakautuneet omiksi ryhmikseen (kuva 3). Tärkeimmiksi kasvillisuuteen vaikuttaviksi tekijöiksi nousivat kohteen ikä ja maaperän hiekkaisuus, mikä näkyy kuvassa muuttujia kuvaavien nuolien pituudessa. Ravinteista tärkein oli kalium. Pitkään muokkaamattomana olleet kohteet sijoittuvat kuvassa vasemmalle alas ja muutamia vuosia sitten rakennetut tai muokatut kuvan vastakkaiselle puolelle. Hiekkaisuus ja samalla siihen kytkeytyvä kuivuus lisääntyvät ylhäältä alas siirryttäessä. Ryhmien välillä oli eroja kohteiden ominaisuuksissa, jotka vaikuttivat kasvillisuuteen ja jotka näkyvät myös ordinaatiokuvassa. Monet liittymät olivat nuoria (12 kpl), kun taas ryhmän vanhat kohteet olivat kaikki hiekkaisia. Pikkutien pientareilla (4) ja muissa avoimissa ympäristöissä (3) oli vähän nuoria kohteita.



Kuva 3. Liittymien (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikkutien pientareiden (Pt) sekä muiden avointen ympäristöjen (muut) sijoittuminen CCA-ordinaatiossa. Kuvassa lähemmäs sijaitsevien kohteiden kasvillisuus ja ympäristömuuttujien arvot muistuttavat toisiaan. Symbolien koko ilmentää kohteiden lajimäärää.

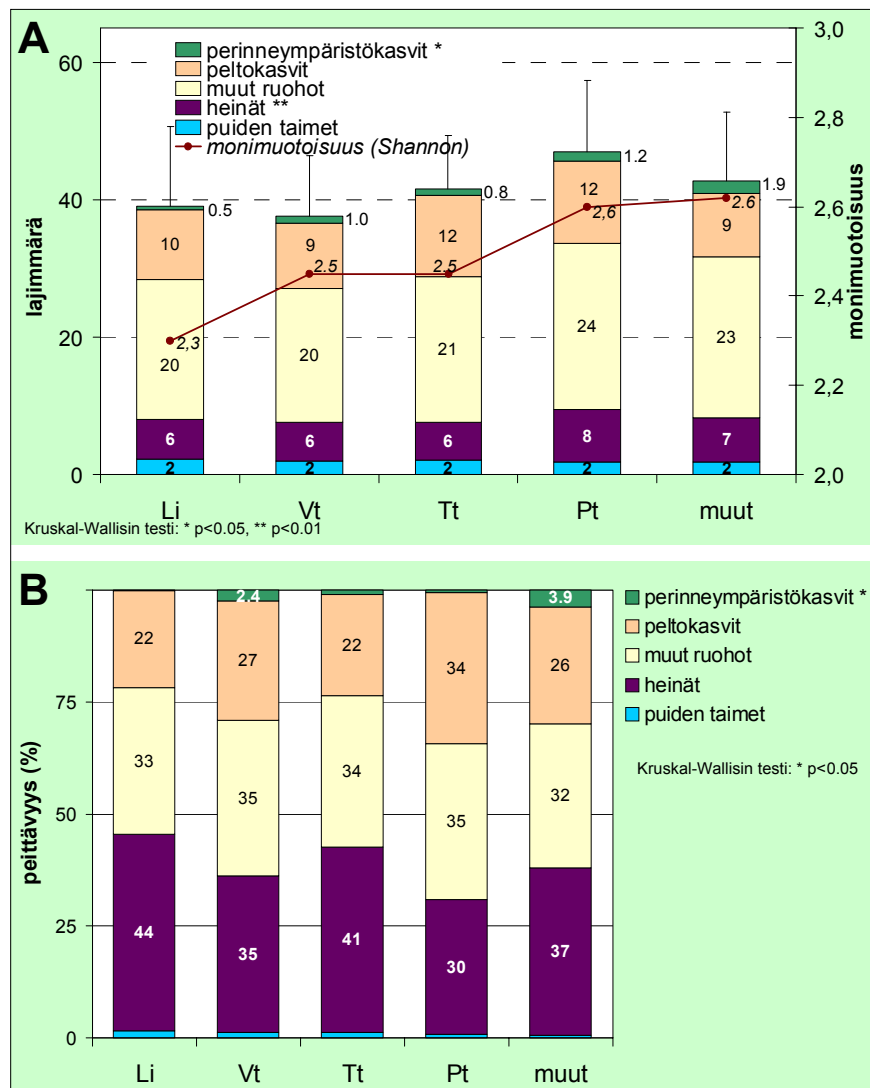
Lajimäärä ja monimuotoisuus

Kasvilajimäärissä ja lajiston monimuotoisuudessa ryhmien väliset erot johtuivat suurelta osin erilaisten kasvupaikkojen sattumanvaraisesta jakautumisesta ryhmäin eikä niinkään erikokoisten teiden pientareiden tyypillisistä ominaisuuksista. Suurimmat erot lajimäärissä ja monimuotoisuudessa olivat liittymien ja pikkuteiden pientareiden välillä. Kasviruuduilta löydettiin kaikkiaan 225 lajia, joista 205 havaittiin tieympäristöissä ja 161 muissa avoimissa ympäristöissä. Suurin lajimäärä oli pikkuteiden pientareilla, joilta havaittiin keskimäärin 47 lajia kohteelta (kuva 4). Vähälajisimmat ryhmät olivat valtatie pientareet (38 lajia) ja liittymät (39 lajia). Yli 50 lajin kohteita oli 14, joista kuusi (43 %) oli pikkuteiden

pientareita. Alle 35 lajin kohteita oli puolestaan 16, joista kuusi (38 %) oli liittymiä ja neljä (25 %) valtateiden pientareita. Suurimmat ryhmien väliset erot olivat perinneympäristökasvien ja heinien esiintymisessä.

Ikä vaikutti pikkuteiden suureen lajimäärään, sillä pitkään muokkaamattomana säilyneillä kohteilla kasvillisuudella on ollut aikaa kehittyä monimuotoiseksi. Pientareen kapeus todennäköisesti lisäsi lajimäärää. Kapeimmilla pientareilla kasviruudut jouduttiin sijoittamaan osittain ojan päälle, jolloin ruudulle tuli sekä ojan pohjan että kuivemman töyrään lajistoa.

Kasvillisuuden monimuotoisuutta kuvaavan Shannonin diversiteetti-indeksin arvo oli pienin liittymissä. Lajimäärän lisäksi indeksin arvoon vaikuttavat lajien väliset runsauserot. Vaikka liittymien lajimäärä oli suurempi kuin valtateiden pientareilla, monimuotoisuus oli liittymissä pienempi, koska kasvillisuus muodostui selvemmin muuta runsaampana esiintyneistä valtalajeista. Liittymien nuorempi ikä oli todennäköisesti syynä alhaiseen monimuotoisuuteen, sillä valtalajeja on erityisesti nuorissa kasviyhdyksunnissa ^{48, 90}.



Kuva 4. A) Kasvilajimäärä ja monimuotoisuus sekä B) lajien runsaus liittymissä (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikkutien pientareilla (Pt) sekä muissa avoimissa ympäristöissä (muut).

Kasvilajit

Kasvilajien esiintymistä verrattiin ryhmien välillä peittävyksien ja indikaattorilajien avulla. Indikaattorilajianalyyssissä ¹⁴ jokaiselle lajille lasketaan ryhmäkohtainen indikaattoriarvo, joka vaihtelee 0–100 sen mukaan kuinka monella kohteella ja kuinka runsaana laji esiintyi.

Kasvilajeista tieympäristöjä ja muita avoimia ympäristöjä erottivat parhaiten liittymissä ja tienpientareilla runsaana kasvanut punanata (taulukko 4), jota käytetään pientareille kylvettävissä heinänsiemensekoituksissa ⁶⁷. Punanata kasvoi usein lähes puhtaana vyöhykkeenä lähellä ajoradan reunaa, koska laji on kulutusta kestävä, menestyy karussa maaperässä ja sietää hyvin suolaa sekä liikenteen päästöjä ^{64, 136}. Muita tieympäristöihin painottuneita lajeja olivat niittynätkelmä (*Lathyrus pratensis*), hiirenvirna (*Vicia cracca*), leskenlehti (*Tussilago farfara*) ja koiranputki (*Anthriscus sylvestris*) (liite 1), jotka on mainittu tyypillisiksi piennarkasveiksi myös muissa tutkimuksissa ^{62, 86}. Muissa avoimissa ympäristöissä oli tieympäristöihin verrattuna enemmän perinneympäristökasveja.

Ryhmiä parhaiten indikoivat lajit eivät muodostaneet ekologisesti yhtenäisiä joukkoja, koska kaikissa ryhmissä oli kuivia ja kosteita sekä vanhoja ja nuoria kohteita. Vaihtelevuus näkyi erityisesti pikkuteiden varsilla, joiden lajistoon kuului sekä kosteiden ojanvarsien lajeja, kuten rantanurmikka (*Poa palustris*) ja mesiangervo (*Filipendula ulmaria*) että kuivien paikkojen kasveja, kuten kannusruoho (*Linaria vulgaris*) ja heinätähtimö (*Stellaria graminea*). Suuren lajimäärän vuoksi pikkuteiden pientareilla oli myös enemmän indikaattorilajeja kuin muissa ryhmissä.

Taulukko 4. Liittymien (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikkutien pientareiden (Pt) sekä muiden avointen ympäristöjen (muut) runsaimmat lajit. % = peittävyuden keskiarvo, jär = runsausjärjestys, n = kohteet, joilta laji havaittiin.

		Li	Vt	Tt	Pt	muut		
		% jär	% jär	% jär	% jär	% jär	% jär	n
punanata	<i>Festuca rubra</i>	22.6 1	16.3 1	20.7 1	7.9 2	4.5 6	78	
voikukka	<i>Taraxacum</i> ssp.	4.5 5	4.9 4	4.8 4	2.9 10	5.2 4	80	
vuohenputki	<i>Aegopodium podagraria</i>	1.4	5.3 3	4.9 3	10.7 1	3.6 8	40	
nurmirölli	<i>Agrostis capillaris</i>	9.1 2	1.6	4.2 6	4.1 9	7.2 2	75	
juolavehnä	<i>Elymus repens</i>	5.4 3	2.3	1.0	4.4 6	5.5 3	61	
nurmipuntarpää	<i>Alopecurus pratensis</i>	2.0	2.5	1.7	6.9 3	4.5 5	41	
siankärsämö	<i>Achillea millefolium</i>	2.4	4.2 5	5.8 2	1.9	2.8	84	
koiranheinä	<i>Dactylis glomerata</i>	0.7	3.4 8	3.9 7	2.6	9.2 1	60	
puna-apila	<i>Trifolium pratense</i>	1.8	3.6 6	4.4 5	0.7	1.8	60	
niittynätkelmä	<i>Lathyrus pratensis</i>	5.2 4	1.8	2.4 9	2.5	1.7	75	
hietakastikka	<i>Calamagrostis epigejos</i>	0.5	8.3 2	3.9 8	1.3	1.4	48	
mesiangervo	<i>Filipendula ulmaria</i>	0.4	1.2	0.6	4.4 4	1.3	28	

Maaperän ravinteiden ja happamuuden vaikutus kasvilajistoon

Vaikka ordinaatiossa ravinteiden merkitys kasvillisuuteen oli melko vähäinen, ravinteet vaikuttivat yksittäisten lajien esiintymiseen. Runsaasti typpeä, fosforia, kaliumia ja kalsiumia sisältävillä kohteilla viihtyivät erityisesti rönsyleinikki (*Ranunculus repens*), juolavehnä (*Elymus repens*), nokkonen (*Urtica dioica*), koiranputki, nurmipuntarpää, voikukat (*Taraxacum* ssp.) ja pelto-ohdake (*Cirsium arvense*). Niukkaravinteisilla paikoilla kasvoivat puolestaan sarjakeltano (*Hieracium umbellatum*), kanerva (*Calluna vulgaris*), metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), karvaskallioinen (*Ericeron acer*), ahosuolaheinä (*Rumex acetosella*), huopakeltano (*Pilosella officinarum*) ja rohtotädyke (*Veronica officinalis*). Kasvien esiintyminen niukka- tai runsastyyppisillä kohteilla noudatti hyvin Ellenbergin ym.¹⁸ kasvilajeille antamia tyypilukuja.



Suolauksen maaperän happamuutta vähentävä vaikutus näkyi pH-mittauksissa, mutta ei juurikaan kasvillisuudessa. Maaperän happamuus saattoi kuitenkin vaikuttaa joidenkin lajien esiintymiseen. Ellenbergin ym.¹⁸ mukaan kohtalaisen happamia paikkoja suosivan nurmiröllin (*Agrostis capillaris*) peittävyys oli valtateiden pientareilla pienempi kuin muissa ryhmissä. Muita happaman maan kasveja olivat heinätähitimö, särmäkuisma (*Hypericum maculatum*) ja hopeahanhikki (*Potentilla argentea*). Neutraalissa ja lievästi emäksisessä maaperässä kasvoivat puolestaan leskenlehti, peltokorte (*Equisetum arvense*) ja hiirenvirna.

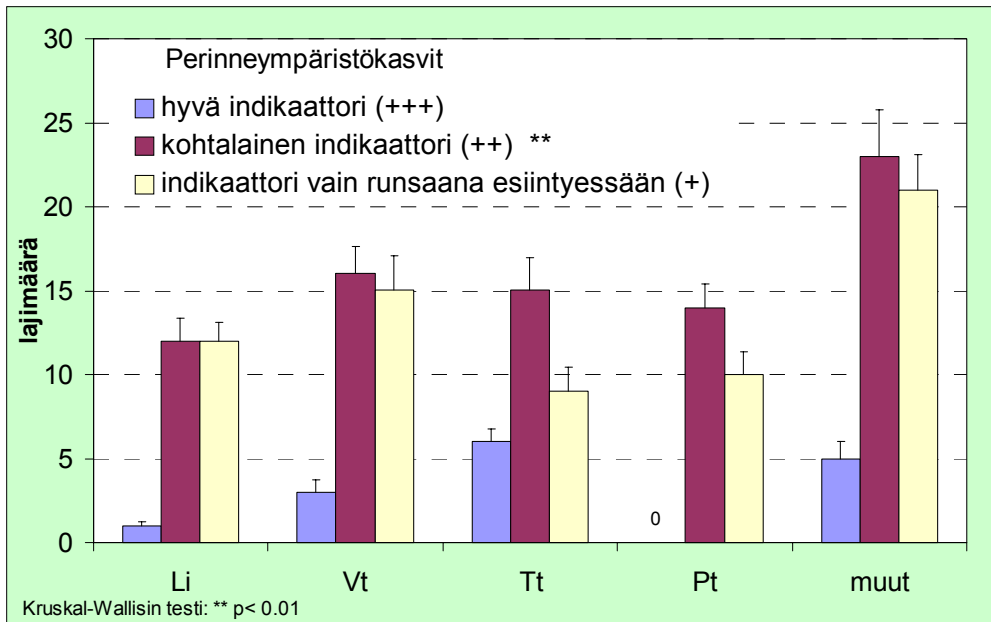
5.2 Perinneympäristökasveja erityisesti vanhoilla pientareilla

Lajikartoituksissa havaittiin kaikkiaan 61 perinneympäristökasvilajia, joista tieympäristöistä löydettiin 52 lajia ja muista avoimista ympäristöistä 49 (liite 2). Useimmin tavatut lajit olivat peurankello (*Campanula glomerata*) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*), joka laskettiin perinneympäristökasviksi vain runsaana esiintyessään.



Tieympäristöissä perinneympäristökasveja oli eniten valtateiden pientareilla (keskiarvo 5 lajia/kohde) ja vähiten liittymissä (3). Parhaimmalta pientareelta löydettiin 11 perinneympäristökasvia. Vähintään seitsemän perinneympäristökasvin kohteita oli 19. Näistä viisi sijaitsi taajamatien ja neljä valtateiden pientareella, muissa avoimissa ympäristöissä kohteita oli kuusi. Tieympäristöissä kasvoi myös vaatelialajeja, kuten ketonoidanlukkoa (*Botrychium lunaria*) ja kartioakankaalia (*Ajuga pyramidalis*), mutta pikkuteiden pientareilta lajit puuttuivat (kuva 5). Selvästi eniten perinneympäristökasveja oli kuitenkin muissa avoimissa ympäristöissä (keskiarvo 7 lajia) ja näistä erityisesti perinneympäristökohteissa, kuten kedoilla Kurkvuoresa (18 ja 17 lajia) ja laidunnetulla niityllä Vesivallossa (16 lajia).

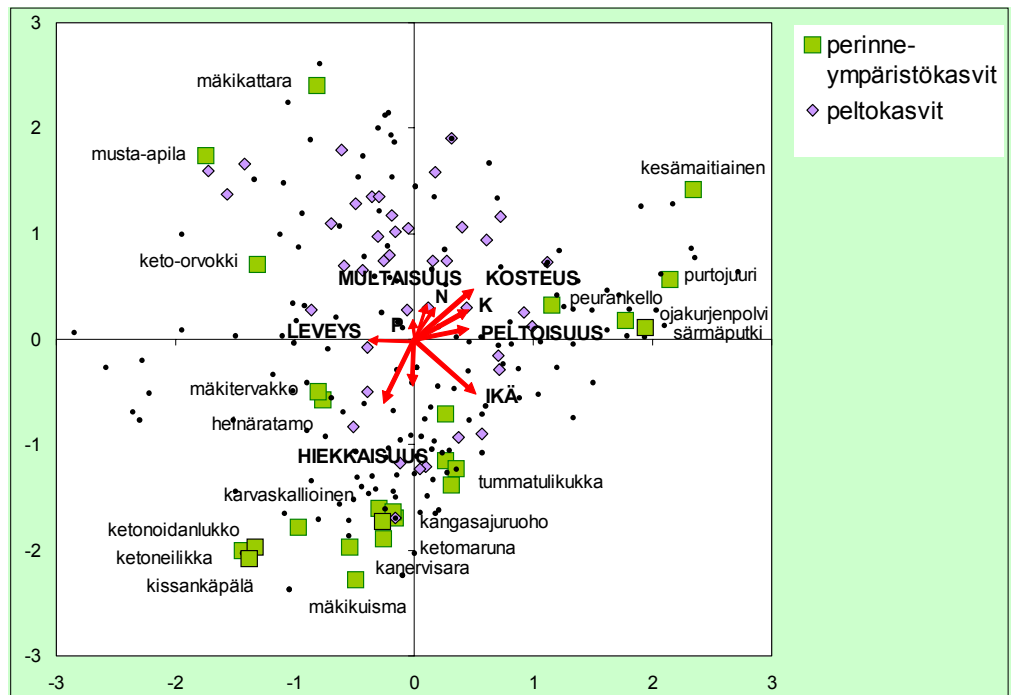
Runsaimmin perinneympäristökasveja oli vanhoilla, kauan muokkaamattomina säilyneillä kohteilla. Sen sijaan yhden tai kahden lajin kohteista (17) vain kaksi piennarta oli vanhoja; molemmat olivat kapeita ja maaperältään multavia. Kasvillisuudeltaan parhaiden pientareiden yhteisiä piirteitä näyttäisivät olevan iäkkyys, leveys sekä kuiva, hiekkainen ja vähäravinteinen maaperä.



Kuva 5. Perinneympäristökasvien määrät liittymissä (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikkuteiden (Pt) pientareilla sekä muissa avoimissa ympäristöissä (muut). Kasvit on jaettu kolmeen ryhmään sen mukaan, kuinka hyvin laji ilmentää perinneympäristökasvillisuutta⁹².

Ikä oli tärkein perinneympäristökasveihin vaikuttava tekijä (kuva 6). Ordinaatio-kuvassa nuorien kohteiden puolella sijaitsivat ainoastaan musta-apila (*Trifolium spadiceum*), keto-orvokki (*Viola tricolor*) ja mäkikattara (*Bromus hordeaceus*), mutta näiden lajien kasvupaikoiksi kuuluvat perinneympäristöjen ohella myös pientareet, pellonreunat ja mäkikattaralla lisäksi satamat, radanvarret ja kaato-paikat⁴¹.

Perinneympäristökasveille sopivia kasvupaikkoja oli erityisesti kuivilla, hiekkai-silla ja niukkaravinteisilla pientareilla, jossa korkeat ja nopeakasvuiset lajit eivät pysty niitä tukahduttamaan. Perinneympäristöissä niukkaravinteisuus on yksi rikkaan kasvilajiston kehittymisen perusedellytyksistä^{15, 28, 72, 92} ja myös tieympä-ristöissä ryhmän lajimäärä lisääntyi kun ravinteiden (N, P, K, Ca, Na) määrät maaperässä vähenivät. Niityillä monimuotoisin kasvilajisto on kosteahkoilla paikoilla, mutta lajirunsauden edellytyksenä on vuosikymmenien ajan jatkunut säännöllinen hoito niittämällä tai laiduntamalla^{65, 92}. Kosteilla pientareilla tämä toteutuu harvoin, sillä kasvillisuuden kehitys katkeaa 10–20 vuoden välein tehtävään oijen kunnostukseen¹¹⁰.



Kuva 6. Kasvilajien sijoittuminen CCA-ordinaatiossa. Nimetyt lajit ovat perinne- ympäristökasveja. Kuvassa lähemmäs sijaitsevat lajit ovat kasvupaikkavaatimuksiltaan samankaltaisia.

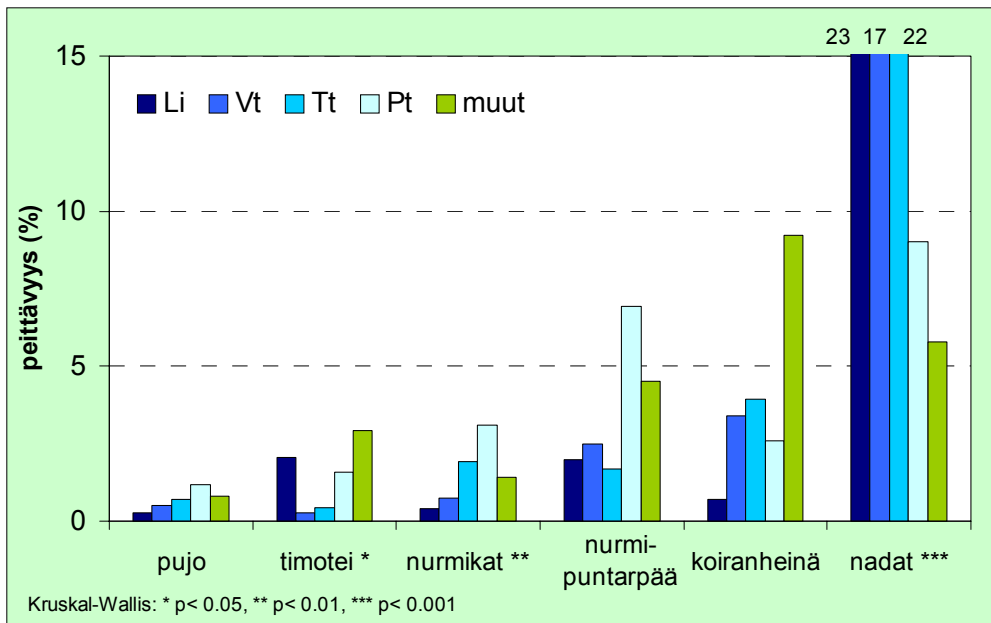
Perinne- ympäristökasveja löytyi varsinkin leveiltä valtateiden pienareilta, joilla on paremmat edellytykset monimuotoisen kasvilajiston kehittymiselle. Esimerkiksi kasvin ja pölyttävän hyönteisen välinen vuorovaikutus toteutuu helpommin, koska pienareen leveneminen lisää hyönteisten määriä^{46,73}. Perinne- ympäristö- kasveja oli myös 1–2 metriä leveillä pikkuteiden pienareilla, mutta vaateliaat lajit puuttuivat. Kapeat pienareet olivat todennäköisesti näille liian epävakaita kasvupaikkoja. Pikkuteistä yli puolet oli hiekkateitä, joiden pienareilla kasvit ovat autojen ilmapölyn, pölyn, irtosoran ja kunnossapidon toimenpiteiden (mm. lumenauraus, kuoppien tasoitus kesällä) välittömässä vaikutuspiirissä. Toisaalta kasvillisuuteen vaikuttavat myös toiselta puolelta pienareeseen rajoittuvat alueet. Pikkuteiden pienareet sijaitsivat usein peltoalueilla, jolloin pienareelle ulottuivat peltojen viljelyn, lannoituksen ja torjunta- aineiden käytön vaikutukset^{32,69}.

Pienareiden niittoaika ei ollut tärkeä perinne- ympäristökasvien esiintymiseen vaikuttava tekijä. Vähintään seitsemän perinne- ympäristökasvilajin pienareista (13) vain kolme niitettiin kokonaan heinä– elokuun vaihteessa. Neljällä kohteella ensimmäinen niittokerta oli jo kesäkuussa. Vastaavasti niitto vaihteli myös yhden tai kahden perinne- ympäristökasvin kohteilla. Kasvillisuus on kuitenkin kehittynyt edellisten vuosien hoidon seurauksena eikä aikaisemmista niittoaajoista ole tarkkaa tietoa. Viimeisten vuosikymmenien ajan pienareita on niitetty lähes samoja sääntöjä noudattaen, mutta yksittäisillä pienareilla niittoaajat ovat voineet vaihdella useita viikkoja kesän etenemisen ja sen mukaan, missä järjestyksessä pienareet on kultakin alueelta niitetty. Tosin kuukaudenkaan ero niittoaajassa ei välttämättä aiheuta kasvillisuuden muutoksia kerran kesässä niitettävillä pienareilla⁸².

5.3 Allergiakasveja eniten multavilla pientareilla

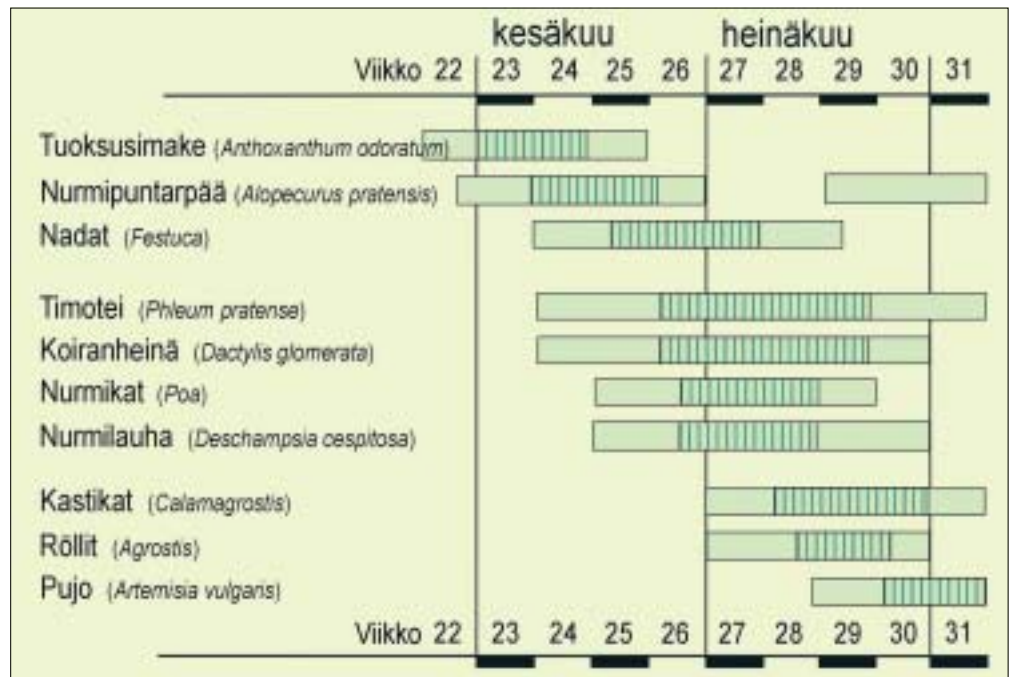
Kasviruuduilta löydettiin kaikkiaan 28 allergiakasvilajia, joista heiniä oli 26. Yleisimmät heinät olivat punanata, nurmirölli, timotei, juolavehnä, niittynurmikka (*Poa pratensis*) ja koiranheinä, joita tavattiin vähintään 60 kohteelta (71 %). Pujoa kasvoi 51 kohteella (60 %) ja pujon sukulaista ketomaruunaa (*Artemisia campestris*) seitsemällä kohteella (8 %). Suurimmat allergiakasvien peittävydet olivat liittymissä (50 %) ja muissa avoimissa ympäristöissä (43 %), pienimmät pikkuteiden (36 %) ja valtateiden pientareilla (37 %).

Tärkeimpien allergiaoireita aiheuttavien lajien runsaus vaihteli ryhmien välillä (kuva 7). Suurimmat erot olivat natojen ja koiranheinän esiintymisessä. Lajit olivat yleisiä, mutta punanataa lukuun ottamatta ne esiintyivät harvoin runsaana. Useimpien allergiakasvien parhaat kasvupaikat olivat täysin erilaisia kuin perinneympäristökasvien. Hyviä kasvupaikkoja olivat varsinkin kosteahkot, multavat ja runsasravinteiset kohteet.



Kuva 7. Pujon ja tärkeimpien allergiaoireita aiheuttavien heinien peittävydet liittymissä (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikkuteiden (Pt) pientareilla sekä muissa avoimissa ympäristöissä (muut).

Heinien runsain kukinta alkoi kesäkuun loppupuolella ja kesti heinäkuun puoliväliin (kuva 8). Vuonna 2003 kukinta alkoi keskimäärin kaksi viikkoa myöhemmin kuin vuonna 2002. Monet pientareet niitettiin heinien kukinnan aikana, mikä nostaa siitepölyä ilmaan ja saattaa voimistaa allergisen tienkäyttäjän oireita. Niitto muutti myös joidenkin heinien kukinta-aikaa. Alkukesällä niitetyillä pientareilla mm. nurmipuntarpää kukki vielä elokuussa, vaikka muualla lajin paras kukinta oli jo kesäkuun alkupuoliskolla.

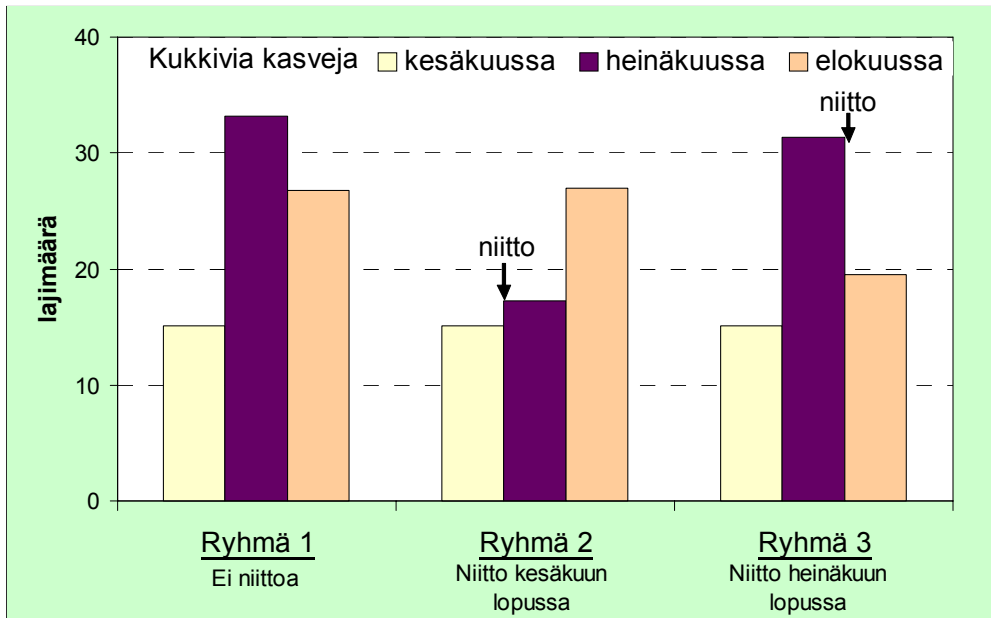


Kuva 8. Pujon sekä tavallisimpien heinälajien ja -lajiryhmien kukinnan ajoittuminen. Runsaimman kukinnan vaihe on viivoitettu.

5.4 Niitto vaikuttaa kasvien kukintaan

Kukkivia kasveja kirjattiin kaikkiaan 125. Kesäkuussa runsaimmat kukkijat olivat koiranputki ja niittyleinikki (*Ranunculus acris*), heinäkuussa puna-apila (*Trifolium pratense*) ja paimenmatara (*Galium album*) ja elokuussa syysmaitainen (*Leontodon autumnalis*) ja siankärsämö (*Achillea millefolium*). Kukkivia kasvilajeja oli eniten pikkuteiden pientareilla (31 lajia/kohde) ja muissa avoimissa ympäristöissä (29) sekä vähiten liittymissä (27) ja taajamateiden pientareilla (27).

Kukinta oli runsaimmillaan heinäkuussa, mutta kesäkuussa niitetyillä pientareilla kukinnan huippu siirtyi elokuuhun (kuva 9). Monet niittykasvit ehtivät kasvattaa uuden kukkaverson ennen syksyä, vaikka verso katkaistiinkin alkukesällä. Heinäkuun niitto puolestaan vähensi elokuussa kukkivien kasvien määrää.



Kuva 9. Kukkivien kasvien lajimäärät kolmessa niittoaikojen perusteella eroavassa ryhmässä. Ryhmien lajimäärät on suhteutettu kesäkuun lajimäärien avulla samalle tasolle (ryhmän 1 lajimäärien kerroin 1,36 ja ryhmän 2 kerroin 1,28).

6 PERHOSTUTKIMUS

Suomesta on tavattu lähes 2 500 perhoslajia, joista hieman yli kolmannes (noin 950 lajia) on nk. suurperhosia. Ne jaetaan seitsemään yläheimoon: *paksupääät* (Hesperioidea, 10 lajia), *päiväperhoset* (Papilionoidea, 107), *karvakehrääjät* (Lasiocampoidea, 15), *kehrääjämaiset* (Bombycoidea, 21), *sirppisiivet* (Drepanoidea, 13), *mittarit* (Geometroidea, 302) ja *yökkösmäiset* (Noctuoidea, 489). Varsinkin päiväperhosia ja paksupäitä on käytetty laajalti ympäristön tilan seurannassa. Päiväaktiivisina ne ovat helppoja seurata ja tunnistaa, lajien ekologia ja levinneisyys tunnetaan hyvin, lajeja esiintyy lähes kaikissa avoimissa ja puoliavoimissa ympäristöissä ja monet reagoivat voimakkaasti ympäristömuutoksiin ⁵⁷.

Kohteilla tutkittiin päiväperhosia ja muita suurperhosia, joihin kuuluu noin sata päivällä lentävää lajia. Näiden lisäksi monet yöaktiiviset lajit lähtevät häirittynä lentoon myös päivällä. Lisäksi pikkuperhosista otettiin mukaan päiväaktiiviset punatäpläperhoset (Zygaenoidea). Perhosia tutkittiin jokaisella kohteella vakioittaisen (250 m) laskentalinjan avulla. Linjalaskenta perustuu perhosista tehtyihin näköhavaintoihin 25 m² suuruisessa ruudussa (5×5 m), joka sijaitsee linjalla kävelevän tutkijan edessä ⁸⁸.

Perhostutkimus käynnistyi vuonna 2001 pilottihankkeella kahdessa liittymässä ja näiden vertailukohteilla ⁹⁹. Tämän raportin tulokset pohjautuvat vuosina 2002–2003 yhteensä 85 kohteella tehtyihin linjalaskentoihin. Laskenta tehtiin jokaisella kohteella kerran viikossa kesäkuun alusta elokuun loppuun (13 viikkoa). Aloitusaikojen keskiarvot kohteilla vaihtelivat 11:15 ja 14:15 välillä. Perhosten lentoaktiivisuuteen vaikuttavista tekijöistä mitattiin ilman varjolämpötila asteen tarkkuudella sekä arvioitiin tuulisuutta Beaufortin asteikolla 1 (tyyni) – 4 (kova tuuli) ja aurinkoisuutta asteikolla 0 (taivas täysin pilvessä), 25, 50, 75 ja 100 % (kirkas auringonpaiste) jokaisen laskennan aikana. Sääoloissa ei ollut ryhmien välillä eroja (taulukko 5), mutta vuonna 2002 laskennat tehtiin keskimäärin lämpimämissä (22,1 °C) ja aurinkoisemmissa (91 %) olosuhteissa kuin vuonna 2003 (20,4 °C, 79 %).

Tieympäristöjen sopivuutta päiväperhosten ja muiden perhosten elinympäristöksi arvioitiin vertaamalla laji- ja yksilömääriä sekä lajiston monimuotoisuutta pientareilla, liittymissä ja muissa avoimissa ympäristöissä. Kasvillisuuden ja muiden ympäristötekijöiden vaikutusta tutkittiin perhostietojen ja ympäristömuuttujien välisten korrelaatioiden sekä monimuuttujamenetelmien (CCA ja indikaattorilajianalyysi) avulla. Perhosaineiston tarkemmat tilastolliset käsittelyt ilmenevät hankkeen väliraportista ¹²³.

Taulukko 5. Perhoslaskentojen keskimääräiset aloitusajat ja laskentojen aikana vallinneet olosuhteet tieympäristöissä ja muissa avoimissa ympäristöissä.

	Li	Vt	Tt	Pt	Muut	yhteensä
Laskentoja	221	221	221	221	221	1105
Aloitusaika	12:17	12:29	12:15	12:18	12:45	12:25
Tuuli	2.5	2.3	2.4	2.4	2.4	2.4
Lämpötila	21.3	21.5	21.4	21.4	21.4	21.4
Aurinkoisuus	86.8	87.0	84.2	86.5	85.0	85.9

6.1 Päiväperhosia tieympäristöissä vähemmän kuin muissa avoimissa ympäristöissä

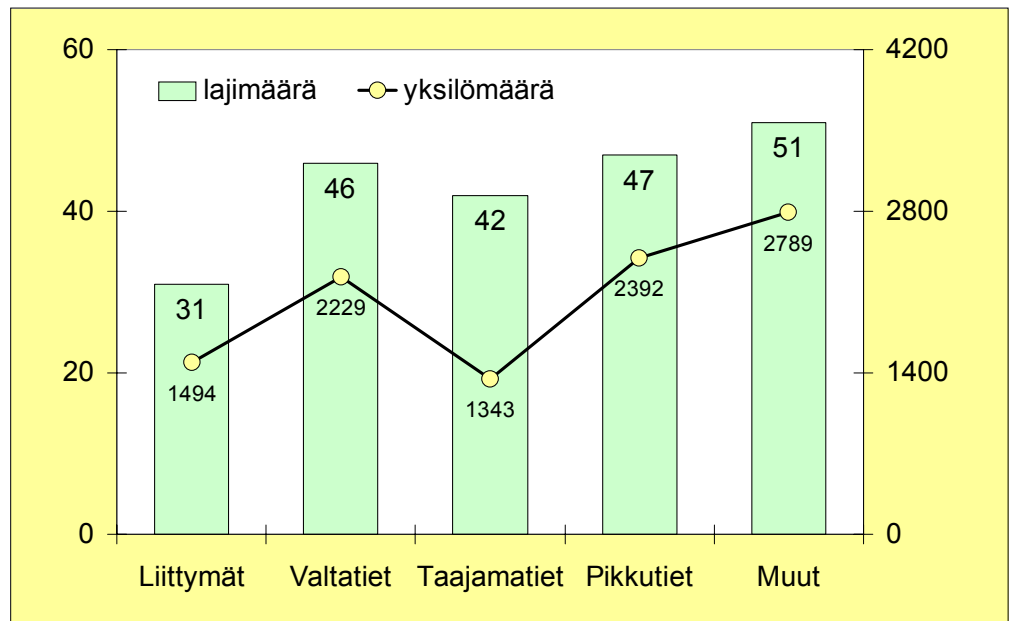
Linjalaskennoissa havaittiin yhteensä 134 lajia ja 17 881 perhosta. Näistä päiväperhosia oli 55 lajia (41 %) ja 10 247 yksilöä (57 %). Kolme runsaslukuisinta lajia, tesmaperhonen (*Aphantopus hyperantus*), lauhahiipijä (*Thymelicus lineola*) ja nokkosperhonen, muodostivat 54 % kaikista yksilöistä, kun lähes kolmannes lajeista (17) jäi alle kymmenen yksilön. Pitkäsen ym.⁸⁷ luokittelun mukaan tieympäristöissä tavattiin kaikki kahdeksan peltojen, pihapiirien ja joutomaiden päiväperhoslajeja, mutta pääosan muodostivat metsänreunojen (23) ja niittyjen lajit (21). Jälkimmäiseen kuului suurin osa (71 %) kaikista havaituista yksilöistä. Joukossa oli myös harvinaistuneita niittyjen päiväperhosia, kuten ketokultasiipi (*Lycaena hippothoe*), mansikkakirjosiipi (*Pyrgus malvae*) ja tummakirjosiipi (*Pyrgus alveus*). Kohteilta tavattiin kolme uhanalaista päiväperhoslajeja, joista isokultasiipi (*Lycaena dispar*) on luokiteltu erittäin uhanalaiseksi ja keltaverkkoperhonen (*Euphydryas aurinia*) sekä virnasinisiipi (*Glaucopteryx alexis*) vaarantuneiksi⁹⁴. Kaikki lajit, yksilömäärät ja ryhmien indikaattorilajit on esitetty liitteessä 3.

Ryhmiä välinen vertailu

Päiväperhosia oli tieympäristöissä vähemmän kuin muissa avoimissa ympäristöissä (kuva 10). Laji- ja yksilömäärän osuudet olivat liittymissä 61/54 %, valtateiden pientareilla 90/80 %, taajamateiden pientareilla 82/48 % ja pikkuteiden pientareilla 92/86 % muiden avointen ympäristöjen määristä. Lukujen perusteella pientareiden sopivuus päiväperhosille heikkenee siirryttäessä pikkuteiltä valtaiteille, taajamateille ja edelleen liittymiin. Tilastollisten vertailujen perusteella liittymät ja taajamateiden pientareet olivat muita ryhmiä heikompia päiväperhosten elinympäristöjä. On kuitenkin muistettava, että näissä ryhmissä oli kohteiden välillä vähemmän vaihtelua kuin muissa ryhmissä, mikä voi vähentää erityisesti lajimääriä. Vastaavasti pikkuteiden pientareilla ja muissa avoimissa ympäristöissä muita ryhmiä suurempi vaihtelu kohteiden ominaisuuksissa todennäköisesti lisäsi näiden ryhmien lajimääriä.

Pikkuteiden pientareet muistuttivat ympäristöoloiltaan muita avoimia ympäristöjä, joiden joukossa oli mm. samankaltaisia kapeita ojan hallitsemia pellonpientareita. Vähäisen muokkauksen takia kasvillisuus on ehtinyt kehittyä varsin monimuotoiseksi ja vaikka lajisto onkin ympäröivien peltoalueiden takia usein peltokasvien hallitsemaa, näiden joukossa on runsaasti hyviä mesikasveja perhosille. Muita tieympäristöjä kapeampi piennar voi myös johtaa perhosten tihentymisiin pikkuteiden varsilla. Yksilömäärältään kymmenen parhaan kohteen joukossa oli kolme pikkutien piennarta ja neljä muuta avointa ympäristöä. Monet runsaslukuiset lajit kuten tesmaperhonen, nokkosperhonen ja lanttuperhonen (*Pieris napi*) suosivatkin molempia ryhmiä. Kaikkiaan kuuden lajin indikaattoriarvo oli suurin pikkuteiden pientareilla, mutta näistä vain yksi (lanttuperhonen) voitiin luokitella ryhmän tyyppilajiksi (indikaattoriksi).





Kuva 10. Päiväperhosten laji- ja yksilömäärät liittymissä, piennarympäristöissä ja muissa avoimissa ympäristöissä. Tilastollisessa vertailussa liittymät ja taajamateiden pientareet osoittautuivat muita heikommiksi elinympäristöiksi. Kohteiden laji- ja yksilömäärän välillä oli vahva positiivinen korrelaatio ($r = +0.721$, $p < 0.001$).

Yksilömäärän perusteella paras tieympäristö ja ylipäänsä toiseksi paras kohde löytyi Ahvenlammelta valtatie pientareelta. Valtatien varsilla perhosia suosivat mm. leveät ja vanhat pientareet, joilla perinneympäristöjen kasveja oli säännöllisen niiton myötä enemmän kuin muissa tieympäristöissä. Niillä myös kasvoi yleensä runsaasti perhosia houkuttelevia mesikasveja.

Peräti 13 lajilla oli suurin indikaattoriarvo valtatie pientareilla, kun muissa tieympäristöissä lajeja oli yhteensä kymmenen. Lajeista yli puolet (7) oli metsänreunojen päiväperhosia, joista sitruunaperhonen (*Gonepteryx rhamni*) nousi ryhmän tyyppilajiksi kahden niitty-lajin, niittyhopeatäplän (*Boloria selene*) ja virnasinisiiven ohella.

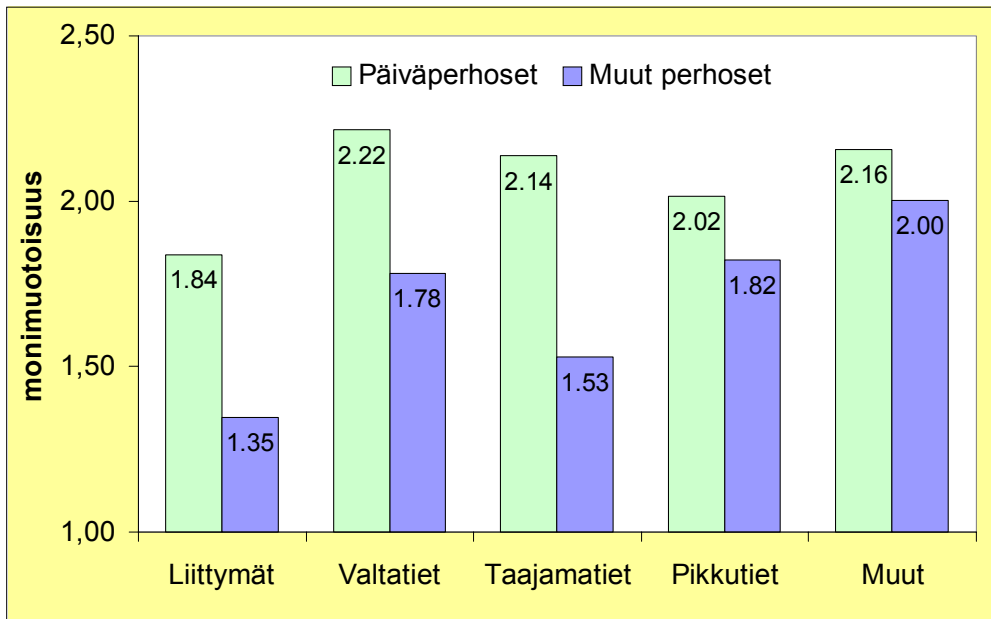


Päiväperhosten yksilömäärissä kymmenen heikoimman kohteen joukossa oli neljä taajamatien piennarta ja viisi liittymää. Taajamateilla päiväperhosten yksilömäärää vähensivät mm. toistuvat niitot, joiden seurauksena kasvillisuus oli matalampaa ja mesikasveja oli vähemmän kuin muissa ryhmissä. Kohteet olivat myös useimmin metsien reunustamia, mikä saattoi vaikeuttaa perhosten hakeutumista taajamateiden varsille. Vain kahden lajin indikaattoriarvo oli suurin taajamatien pientareilla, mutta kumpikaan ei noussut ryhmän tyyppilajiksi.

Liittymien pienten laji- ja yksilömäärien taustalla oli ensisijaisesti kohteiden nuori ikä. Heikoimmat perhoskohteet olivat kaikki alle viisi vuotta vanhoja, joilla pysyvemmän kasvillisuuden kehittyminen oli vasta alussa. Kohteet olivat myös karuja ja perhosia houkuttelevia mesikasveja oli vähän, joskin parhaimpien perhoskukkien osuus oli suurempi kuin muissa tieympäristöissä. Ahvenlammen niukka-kasvisella kohteella havaittiin koko kesän aikana vain yhdeksän perhosta. Päinvastaisena esimerkkinä oli puolestaan Vesivalon niit-

tynä hoidettu liittymä, jolla todettiin neljänneksi eniten päiväperhosia. Liittymissä havaittiin selvästi vähiten metsänreunojen lajeja, sillä kohteita ympäröivät suuret ja vilkkaasti liikennöidyt tiet voivat olla leviämisseiteitä perhosille, jotka tarvitsevat liikkumiseen metsää tai pensaikkoja ja jotka välttävät teiden ja muiden avointen alueiden ylittämistä^{3, 13, 73}. Liittymissä ei ollut tyyppilajeja.

Päiväperhosten laji- ja yksilömäärän välillä oli erittäin merkittävä positiivinen korrelaatio: mitä enemmän perhosia havaittiin, sitä enemmän joukossa oli eri lajeja. Laji- ja yksilömäärien sekä lajien runsaussuhteiden perusteella ryhmille laskettiin Shannonin diversiteetti-indeksit. Näissä oli vähän eroja, mutta valtatiepienareiden sekä liittymien päiväperhoslajiston monimuotoisuudessa oli merkittävä ero valtateiden hyväksi (kuva 11). Tieympäristöt liittymiä lukuun ottamatta eivät juuri eronneet muista avoimista ympäristöistä. Aikaisemmissa tutkimuksissa pienareiden lajistollinen monimuotoisuus ja perhospopulaatioiden koot ovat vaihdelleet paljon eivätkä pienareiden ja maatalousympäristöjen välillä havaitut erot aina ole olleet samansuuntaisia^{12, 73, 79}. Kolmen runsaslukuisimman päiväperhosen osuus kaikista tieympäristöjen perhosista oli tässä tutkimuksessa 56 % (muissa avoimissa ympäristöissä 48 %). Ainakin tältä osin tienpienareet ovat verrattavissa erilaisiin maatalousympäristöihin, joissa kolmen valtalajin osuudeksi on Kaakkois-Suomessa todettu 49–58 %⁹⁷.



Kuva 11. Päiväperhos- ja muun perhoslajiston monimuotoisuus (Shannonin diversiteetti-indeksin keskiarvo) liittymissä, piennarympäristöissä ja muissa avoimissa ympäristöissä.

6.2 Muita perhosia runsaasti tieympäristöissä



Päiväperhosten lisäksi linjalaskennoissa havaittiin muita perhosia 79 lajia (59 %) ja 7 634 yksilöä (43 %). Näiden lukumääristä tienpientareilla ei juuri ole aikaisempia tietoja, mutta pellonpientareilla ja muissa maatalousympäristöissä laji- ja yksilömäärän suhde päiväperhosiin on ollut samaa suuruusluokkaa⁵⁹.

Muihin perhosiin kuului mittareita (47 lajia, 5 365 yksilöä), yökkösiä (18, 2 082), siikkaita (7, 153), punatäpläperhosia (2, 23), kiittäjiä (3, 9), kehrääjiä (1, 1) ja sirppisiipiä (1, 1). Valtalajien osuus oli selvästi suurempi kuin päiväperhosissa. Pihamittari (*Scotopteryx chenopodiata*), niittoyökkönen (*Euclidia glyphica*) ja viirulehtimittari (*Scopula immorata*) muodostivat peräti 69 % kaikista yksilöistä. Alle kymmenen yksilön jäi yli kaksi kolmasosaa lajeista (54) ja peräti 30 lajia tavattiin vain yhden yksilön voimin. Näiden joukkoon kuului kaksi uhanalaista perhosta: ruusuruohokiittäjä (*Hemaris tityus*) ja rusolehtimittari (*Scopula rubiginata*) on molemmat luokiteltu vaarantuneiksi⁹⁴. Lajit, yksilömäärät ja ryhmien indikaattorilajit on esitetty liitteessä 4.



Muiden perhosten laji- ja yksilömäärällä oli vahva positiivinen korrelaatio päiväperhosten laji- ja yksilömääräin. Yksilömäärille korrelaatiokerroin oli +0,257 ($p < 0.05$) ja lajimäärille +0,525 ($p < 0.001$). Tämän mukaan päiväperhoslajiston monimuotoisuus tieympäristöissä antaa viitteitä myös muun perhoslajiston monimuotoisuudesta. Perhoslajiston on todettu kertovan ympäristön soveltuvuudesta myös monille muille hyönteislajeille⁵⁶.

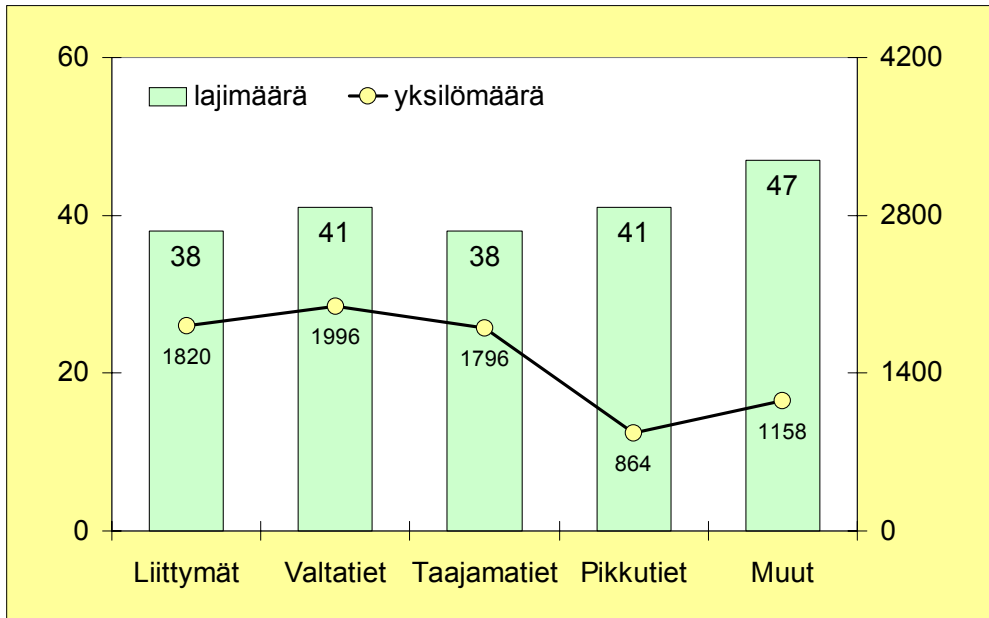
Ryhmien välinen vertailu



Päiväperhosista poiketen muiden perhosten yksilömäärät olivat tieympäristöissä (pikkuteitä lukuun ottamatta) suurempia kuin muissa avoimissa ympäristöissä, mutta lajimäärissä ei ollut merkittäviä eroja (kuva 12). Laji- ja yksilömäärän osuudet olivat liittymissä 81/157 %, valtateiden pientareilla 87/172 %, taajamateiden pientareilla 81/155 % ja pikkuteiden pientareilla 87/75 % muiden avointen ympäristöjen määristä. Lukujen perusteella pikkuteiden pientareet olivat muita tieympäristöjä heikompia, tilastollisesti ero oli kuitenkin merkitsevää vain valtateiden pientareisiin verrattuna. Kuten päiväperhosissa, kohteiden suurempi vaihtelu pikkuteillä ja muissa avoimissa ympäristöissä on todennäköisesti lisännyt näiden ryhmien kokonaislajimäärää.

Lajiston monimuotoisuutta kuvaavissa diversiteetti-indekseissä oli ryhmien välillä suurempia eroja kuin päiväperhosten kohdalla (kuva 11). Varsinkin liittymät erottuivat selvästi muista heikompina. Liittymien ja myös taajamateiden pienet arvot johtuivat muista pienemmästä lajimäärästä sekä pihamittareiden suuresta määrästä. Lähes kaksi kolmasosaa kaikista pihamittareista tavattiin liittymistä ja taajamateiden pientareilta. Molemmassa ryhmässä kasvillisuus oli harvaa ja yleensä myös matalaa, mikä vähentää monen lajin kannalta tärkeiden suojaisten lepopaikkojen määrää. Kahden lajin indikaattoriarvo oli suurin

liittymissä ja neljän lajin taajamateiden pientareilla, mutta näistä vain kuivilla kedoilla elävä punemittari (*Lythria cruentaria*) osoittautui liittymien tyyppilajiksi (indikaattoriksi). Maaperän tyyppipitoisuuden ja kosteuden pienimmät keskiarvot vahvistivat liittymät muita ryhmiä karummiksi ympäristöiksi.



Kuva 12. Muiden kuin päiväperhosten laji- ja yksilömäärät liittymissä, piennarympäristöissä ja muissa avoimissa ympäristöissä. Tilastollisessa vertailussa pikkuteiden pientareet osoittautuivat valtateiden pientareita heikommiksi elinympäristöiksi. Kohteiden laji- ja yksilömäärän välillä oli vahva positiivinen korrelaatio ($r = +0.506$, $p < 0.001$).

Valtateiden varsilla pihamittari ei ollut ainoa valtalaji, sillä viidestä runsaimmasta lajista neljällä muullakin suurin indikaattoriarvo oli juuri valtateiden pientareilla. Kaikkiaan ryhmään kuului peräti 16 lajia, joista tyyppilajeiksi nousivat niittoyökkönen, viirulehtimittari ja nokimittari (*Odezia atrata*). Suuren määrän taustalla lienee ensisijaisesti kaksi tekijää: 1) pientareita rajoittivat yleensä metsät, joiden reunamilla elää suuri joukko perhoslajeja, ja 2) leveille pientareille jää niitonkin jälkeen korkeaa kasvillisuutta, joka houkuttelee mm. monia yöaktiivisia lajeja lepäilemään.

Vaikka pikkuteiden pientareilla tavattiin vähän perhosia, näiden tasainen jakautuma eri lajeihin nousi esiin valtateiden pientareita korkeampana diversiteettinä. Vain kolmen lajin indikaattoriarvo oli suurin pikkuteiden pientareilla, mutta näistä mikään ei noussut ryhmän tyyppilajiksi.

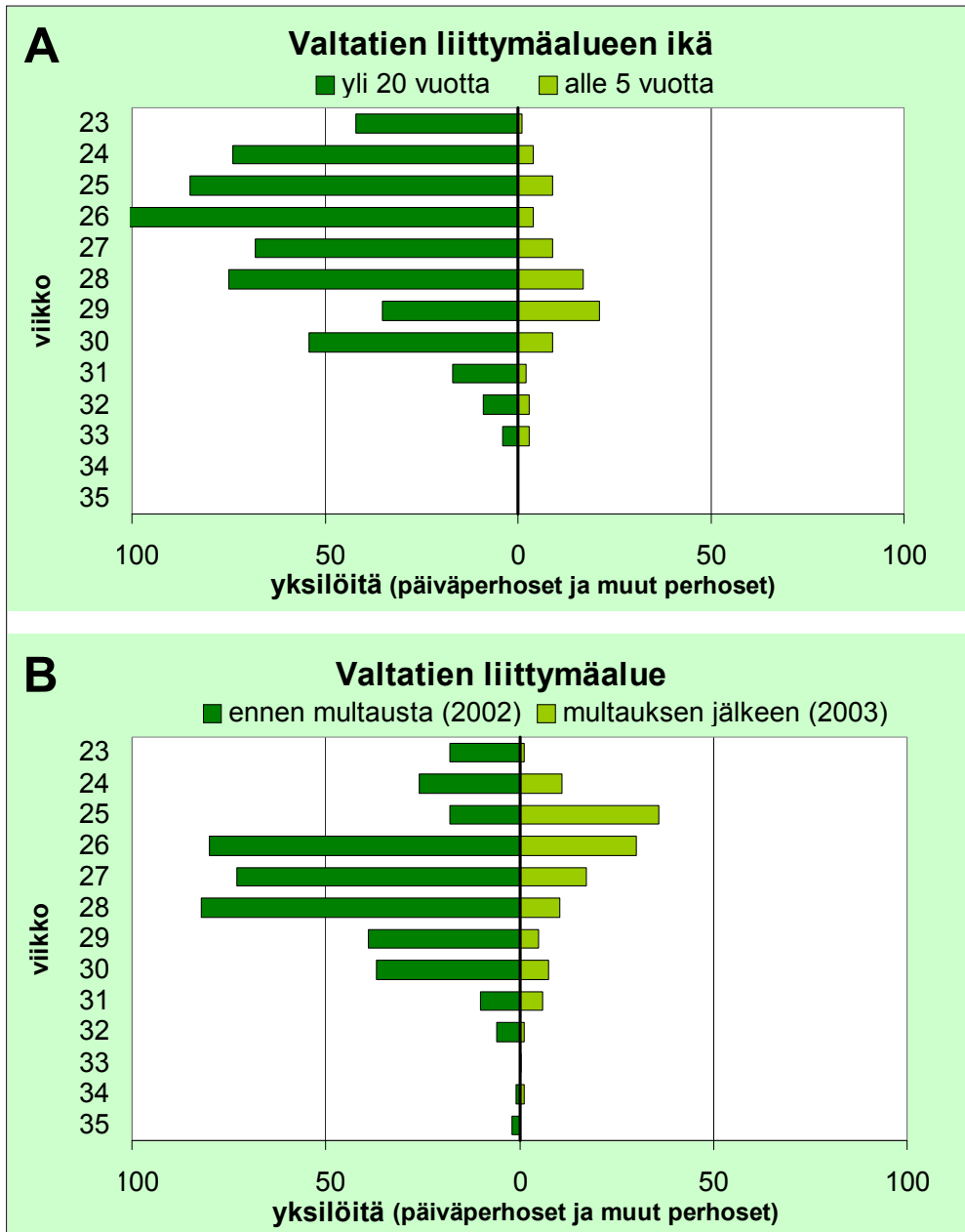
6.3 Lajistoon ja perhosten määriin vaikuttavat tekijät

Päiväperhosia ja muita perhosia suosivat suurelta osin samat ympäristötekijät. Erityisesti monet kasvillisuuteen liittyvät ominaisuudet (lajiston monimuotoisuus, mesikasvien lajimäärä ja runsaus, kasvillisuuden korkeus) sekä näihin vaikuttavat kohteen iäkkyyys ja maaperän suuri kaliumpitoisuus lisäsivät sekä päiväperhosia että muita perhosia (kuva 13a). Lisäksi päiväperhosilla kasvillisuuden hyvää laatua ilmentävät perinneympäristökasvit sekä kohteiden rajoittuminen

metsiin korreloivat positiivisesti lajiston monimuotoisuuden kanssa. Sen sijaan lajiston monimuotoisuuden kanssa negatiivisesti korreloivat tekijät poikkesivat perhosryhmien välillä. Päiväperhosilla näitä olivat maaperän multavuus ja korkea kalsiumpitoisuus sekä muilla perhosilla lähiympäristön avointen muokattujen ympäristöjen määrä (kuva 13b).

Perhosten laji- ja yksilömäärät sekä lajiston monimuotoisuus, lukuun ottamatta muiden perhosten yksilömäärää, korreloivat vahvasti pientareen iän kanssa: mitä vanhempi piennar, sitä enemmän havaittiin perhosia. Nuorilla pientareilla perhoslajisto oli myös erilaista kuin vanhemmilla. Pientareen ikä vaikuttaa perhosiin erityisesti kasvillisuuden monimuotoisuuden ja laadun kautta. Tätä tukee se, että myös kasvilajimäärä korreloi positiivisesti lähes kaikkien perhosmuuttujien kanssa. Monimuotoisen kasvillisuuden päiväperhosia lisäävä vaikutus on havaittu monissa tutkimuksissa^{19, 106}. Mitä enemmän kasvilajeja on, sitä useamman perhoslajin toukille löytyy sopivia ravintokasveja^{73, 129}. Varsinkin pienemmällä ja vähemmän liikkuvilla perhosilla, kuten sinisiivillä, ravintokasvien sijainnilla on tärkeä merkitys elinympäristön valinnassa¹⁰⁴. Tässä tutkimuksessa ei seurattu perhosten lisääntymistä pientareilla ja liittymissä, mutta päiväperhosten on havaittu käyttäytyvän tienpientareilla kuten pysyvillä lisääntymisalueillaan⁷³. Tienpientareiden kasveilta on mm. löydetty runsaasti eri päiväperhoslajien nuoruusvaiheita.

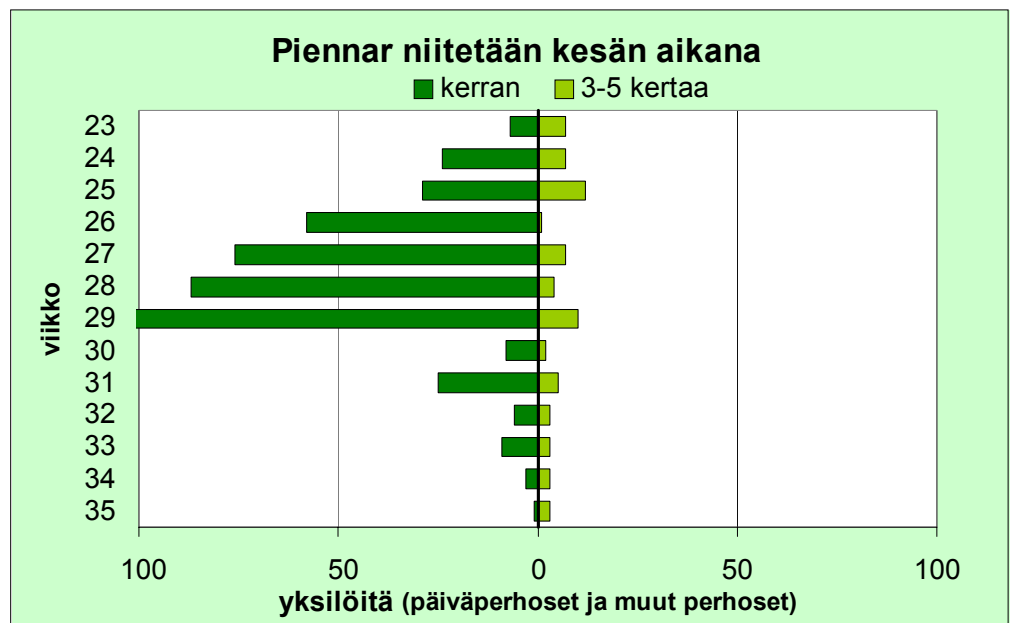
Perinneympäristöjen kasveja ylläpitävät pientareet olivat erityisesti päiväperhosten suosiossa, mutta korkea kasvillisuus lisäsi molempien perhosryhmien määriä sekä lajiston monimuotoisuutta. Päiväperhosiin vaikutukset todennäköisesti ilmenivät epäsuorasti mesikasvien kautta, sillä niiden runsaus on yksi keskeisimmistä päiväperhosten määriin vaikuttavista tekijöistä^{27, 39, 58, 73, 95}. Mesikasvien tärkeyttä kuvasi perhosten voimakas väheneminen pientareen niiton jälkeen, sillä monet perhoslajit liikkuvat optimoidakseen medensaannin ja lähtevät nopeasti pois epäsuotuisilta alueilta^{39, 95}. Niitetyllä pientareella tavataankin lähinnä paljon liikkuvia lajeja, jotka kykenevät hyödyntämään niiton jälkeen nopeasti uudistuvia mesi- ja ravintokasveja⁷³. Mesikasvien runsaus lisäsi myös muiden perhosten lajimääriä, sillä kiitäjillä, mittareilla ja yökkösillä on nestemäisen ravinnon ottoon soveltuvat suuosat¹⁰³. Lisäksi korkea kasvillisuus tarjosi monille yöllä lentäville lajeille suojaisia päivälepopaikkoja. Säännöllisten niittojen takia kasvillisuuden korkeus ei korreloinut maaperän ravinteisuuden kanssa. Mitatuista maaperän ominaisuuksista vain kalium- ja kalsiumpitoisuus osoittautuivat merkittäviksi perhosten määrien kannalta. Suurimmat kaliumpitoisuudet olivat maaperältään savisilla ja kalsiumpitoisuudet multaisilla tutkimuskohteilla.



Kuva 13. Esimerkkejä tutkimuslinjoista, jotka erosivat toisistaan merkittävästi yhden ominaisuuden perusteella. A) Vesivalon vanhan liittymän kahdella linjalla tavattiin kesän aikana yhteensä 603 perhosta, kun vastikään rakennetussa Ahvenlammen liittymässä määrä jäi 82 perhoseen. B) Korvenkannan hiekkaisella liittymälinjalla tavattiin 392 perhosta kesällä 2002, mutta alueen multauksen jälkeen seuraavana kesänä vain 80 (viikoittaiset arvot mukautettu kesän yleisen tason perusteella).

Pientareen rajautuminen metsään lisäsi erityisesti päiväperhosten lajimäärää, mikä tukee aikaisempia havaintoja. Ruotsissa suurimmat päiväperhosmäärät havaittiin etelään suuntautuvilla ja lehtipuumetsään rajautuvilla tieluiskilla, kun taas intensiivisesti viljeltyjen peltoaukeiden keskellä määrät olivat pienimpiä²⁷. Myös Suomessa perhosten lajimäärän on havaittu olevan suurempi suojaisilla kuin tuulisilla pellonpientareilla⁵⁸. Monen perhoslajin esiintyminen juuri tietyissä kasvillisuuden tai topografian muokkaamissa varjostusoloissa tai mikroilmastossa voi liittyä myös mesi- ja ravintokasvien esiintymiseen^{88, 129}.

Niiton vaikutuksia pientareiden perhosiin ei tässä yhteydessä käsitellä tarkasti, sillä samoilla alueilla toteutetaan niittämisen vaikutuksiin keskittyvä jatkotutkimus vuosina 2004–2005. Alustavien tulosten mukaan koko pientareen niitto vähentää voimakkaasti sekä päiväperhosten että muiden perhosten laji- ja yksilömääriä välittömästi niiton jälkeen, mutta loppukesällä määrät voivat nousta niitetyillä pientareilla suuremmiksi kuin niittämättömillä kohteilla¹²³. Niittokertojen lisääminen johtaa perhosten määrän voimakkaaseen laskuun (kuva 14). Pientareen puolittainen niitto sen sijaan ei näyttäisi vaikuttavan perhosten laji- tai yksilömääriin.



Kuva 14. Vuoksenniskan kahdesta peräkkäisestä taajamatien pientareesta ensimmäinen niitettiin useita kertoja kesän aikana, toinen puolittain kesäkuun viikolla 28 ja kokonaan elokuun viimeisellä viikolla (35). Ensimmäisellä linjalla havaittiin 67 perhosta ja toisella 440 perhosta.

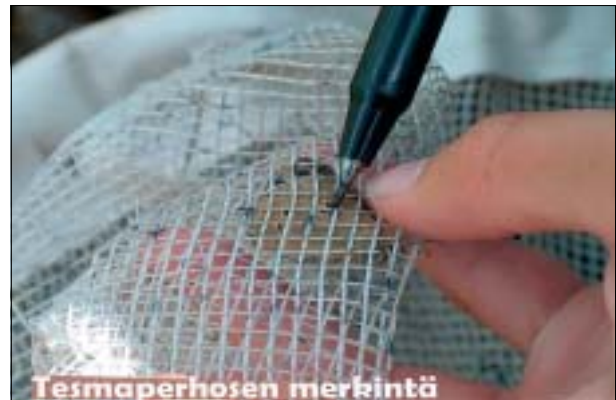
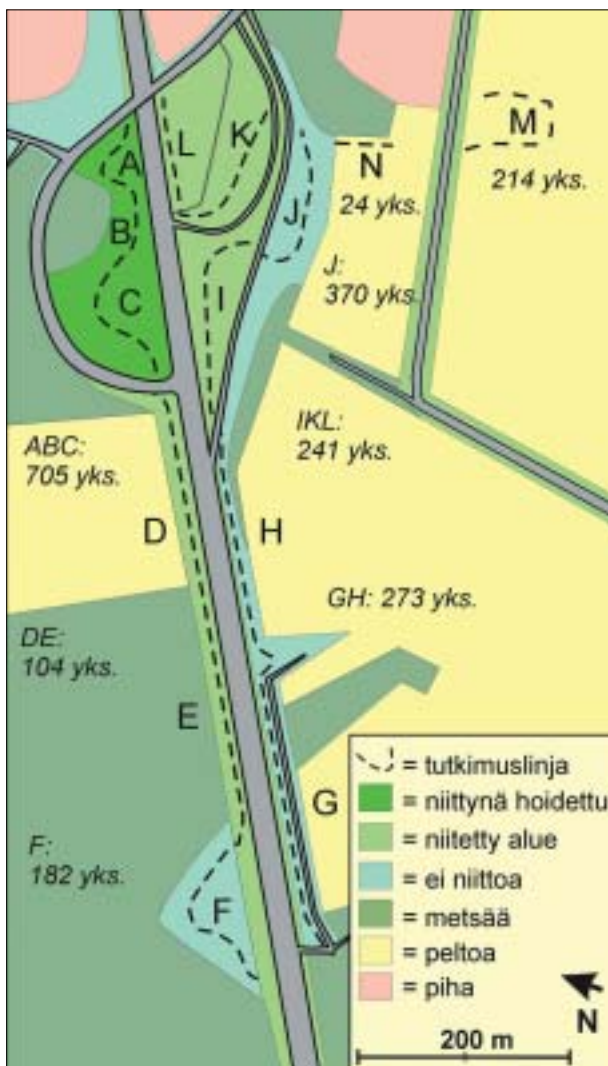
6.4 Tesmaperhosen liikkuminen liittymäalueella

Yli puolet Suomen päiväperhoslajeista elää toisiinsa yhteydessä olevien paikallispopulaatioiden verkostoissa, joissa populaatioita jatkuvasti sekä häviää että vanhoja elinympäristölaikkuja asutetaan uudestaan³³. Tiet voivat eristää paikallispopulaatioita toisistaan, mutta toisaalta tienpientareet muodostavat käytäviä, joita pitkin perhosten liikkuminen elinalueelta toiselle voi helpottua. Tietoa teiden ja pientareiden merkityksestä päiväperhosten leviämiseen tai -käytävänä on vielä vähän.

Tutkimuksen yhteydessä selvitettiin, toimivatko tiet tesmaperhosen (*Aphantopus hyperantus*) leviämiseen ja käyttävätkö lajin yksilöt tienpientareita leviämiskäytävänä. Tämä runsaslukuinen päiväperhonen elää monenlaisilla heinäisillä ympäristötyypeillä ja muodostaa pysyviä paikallispopulaatioita, joiden välillä yksilöt liikkuvat melko runsaasti¹⁰⁷. Tutkimus tehtiin kesällä 2003 Vesivalon liittymässä ja sen lähiympäristössä (kuva 15). Liittymää on jo kauan niitetty säännöllisesti, joten alueelle on vakiintunut monimuotoinen kasvi- ja perhoslajisto. Tesmaperhosen laskentalinja (2,35 km) kulki liittymän, liittymästä lähtevien valtateiden pientareiden, lähialueiden kesantopeltojen ja umpeenkasvavien vanhojen peltosten halki ja se jaettiin 14:ään ympäristöoloiltaan yhtenäiseen lohkoon (A–N).

Tietoa yksilöiden liikkeistä lohkojen välillä saatiin merkintä-jälleenpyyntitutkimuksen avulla. Tutkimus alkoi ensimmäisten yksilöiden lähdettyä lentoon 26.6. ja päättyi 8.8., kun yhtään yksilöä ei enää havaittu. Sateella perhoset eivät lennä, joten linja pyrittiin kiertämään jokaisena aurinkoisena päivänä. Yhteensä merkintäkierroksia kertyi 30. Kultakin lohkolta kiinni saadut perhoset saivat siipiinsä yksilöllisen merkin ja ne vapautettiin välittömästi takaisin merkintäpaikalle. Merkinän yhteydessä määritettiin perhosen sukupuoli ja siipien kunto. Seuraavina pyyntikertoina uudelleen kiinnisaatujen (merkittyjen) perhosten sijainti antoi tietoa yksilöiden liikkumisesta tutkimusalueella.

Kaikkiaan tsemperhosia merkittiin 2 113 yksilöä, joista 1 193 (57 %) oli koiraita ja 920 (43 %) naaraita. Perhosista 369 (17 %) saatiin jälleenpyydyttyä vähintään kerran, mutta jotkut yksilöt jopa kuusi kertaa. Jälleenpyyntikertoja oli yhteensä 451, joista 318 (71 %) oli samalla lohkolta missä yksilö oli edellisen kerran havaittu. Valtatien yli havaittiin 46 siirtymää ja kapeampien teiden yli 40 siirtymää. Valtatien piennarta pitkin havaittuja siirtymiä oli 31. Perättäisten pyyntien välinen etäisyys oli keskimäärin 49 metriä ja pisin yhden yksilön lentämä matka oli 760 metriä.



Kuva 15. Tsemperhosen populaatiotutkimuksessa käytetty linja Vesivalon liittymässä ja sen lähiympäristössä. Kartassa esitetään 14 lohkolta merkityt yksilöt (yhteensä 2 113 yksilöä).

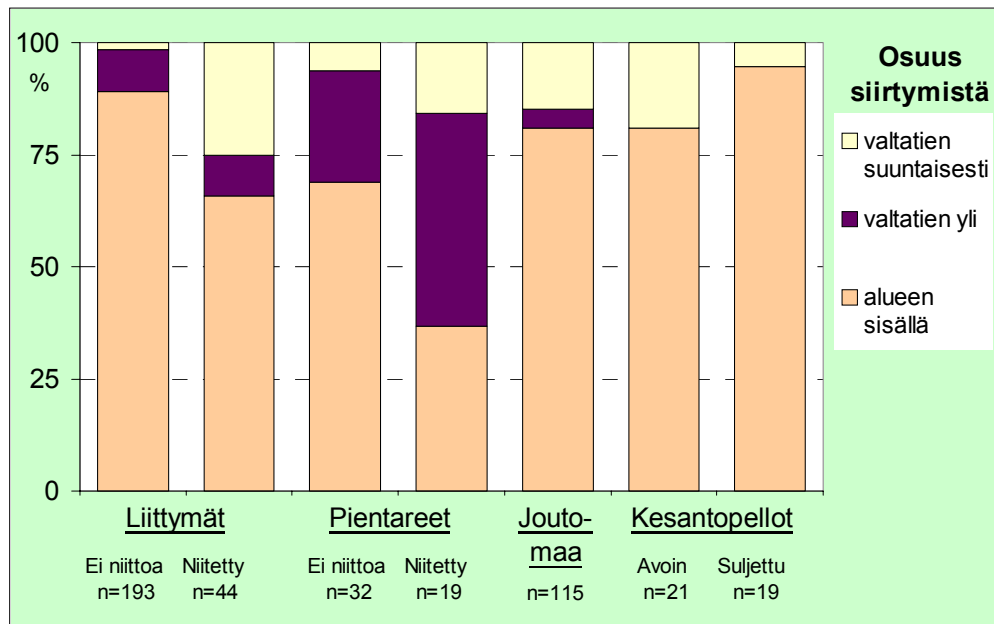
Aineistosta laskettiin Jolly-Seberin menetelmällä⁵⁵ päivittäisen populaatiokoon arvio kullekin lohkolle. Kaksi lohkoa (B, N) jouduttiin yhdistämään viereisiin lohkoihin (A, J), koska näiltä ei vähäisen jälleenpyyntimäärän takia pystytty laskemaan populaatiokoon arviota. Päivittäisistä populaatiokoista saatiin Wattin ym.¹³⁰ menetelmällä tutkimusalueen koko kesän populaatiokoon arvioksi 9 399 yksilöä.

Merkittyjen yksilöiden perusteella tesmaperhosen populaatiotiheys tutkimusalueella oli noin 1 900 yksilöä hehtaarilla. Tiheydet olivat liittymäalueen sisällä suurempia kuin pienareilla. Molemmissa ympäristöissä yksilömäärät olivat suurempia vasta loppukesällä niitetyillä lohkoilla. Varsinkin niittynä hoidettu ja vasta elo-syyskuussa niitetty liittymäalue (lohkot ABC) tarjosi suotuisan elinympäristön tesmaperhosen lisäksi muillekin niittyjen perhos- ja kasvilajeille, mm. uhanalaiselle virnasinisiivelle (*Glaucopsyche alexis*). Alue on hyvä esimerkki siitä, kuinka liittymät voivat tarjota turvapaikkoja myös perinneympäristöjen lajistolle.

Aikainen niitto vähensi tesmaperhosen yksilömääriä ja lyhensi lajin lentokauden pituutta. Tämän lisäksi niitto vaikutti perhosten liikkumiseen. Kokonaan niitetyillä lohkoilla yksilöllä oli noin nelinkertainen todennäköisyys lähteä pois verrattuna samaan aikaan niittämättömillä lohkoilla tavattuun perhoseen. Tulosten perusteella niiton siirtäminen loppukesään tai vain alueen osittainen niittäminen kerralla hyödyttävät tesmaperhosta, mutta todennäköisesti muitakin päiväperhosia.

Tesmaperhonen osoittautui varsin vähän liikkuvaksi lajiksi, sillä vähintään kaksi kertaa tavatuista yksilöistä (369) kaksi kolmasosaa löytyi samalta paikalta kuin edellisellä kerralla. Yhteensä 122 yksilön (33 %) havaittiin siirtyneen kahden, usein lähellä toisiaan olevan lohkon välillä.

Tiet eivät muodostaneet ylitsepääsemätöntä estettä tesmaperhoselle, vaikka vähensivätkin lajin siirtymistä lohkojen välillä. Toisaalta pienareiden ei havaittu toimivan lentoa ohjaavina käytävinä. Tesmaperhosen liikkumisen arviointia vaikeutti kuitenkin tutkimusalueen sijainti avoimen peltomaiseman keskellä, jolloin suuri osa yksilöistä siirtyi tutkitusta tieympäristöstä muualle lähiympäristöön. Tästä huolimatta yksilöiden jälleenpyyntiprosentti (17 %) oli melko hyvä, joten tesmaperhosen liikkuminen antanee suuntaa myös muiden keskikokoisten ja monenlaisia elinympäristöjä hyödyntävien päiväperhosten käyttäytymisestä tieympäristöissä. Sen sijaan elinympäristövaatimuksiltaan tiukemmille ja vielä vähemmän liikkuville, yleensä pienikokoisille päiväperhosille teillä ja pienareilla saattaa olla suurempi vaikutus.



Kuva 16. Tesmaperhosen siirtymät tutkimuslinjan osien välillä. Niittäminen lisäsi selvästi perhosen alttiutta hakeutua muualle liittymässä sekä erityisesti valtatieen pientareella. Perhokset olivat paikkauskollisempia suljetussa ympäristössä.

7 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Säännöllisesti niitettyjä tieympäristöjä lienee Suomessa yli 100 000 hehtaaria. Määrä on yli neljä kertaa suurempi verrattuna niittämällä tai laiduntamalla hoidettujen perinneympäristöjen pinta-alaan. Näin tienpientareet ovat merkittävä potentiaali monille perinneympäristöjen lajeille, kuten päiväperhosille, pistiäisille ja niittykasveille, jotka ovat taantuneet niittyjen ja muiden perinneympäristöjen hoidon ja määrän vähenemisen myötä.

Liittymien, valta-, taajama- ja pikkuteiden pientareiden sekä muiden avointen ympäristöjen kasvillisuus oli melko samanlaista, vaikka yksittäisten kohteiden välillä oli suuriakin eroja. Lajien runsauserojen taustalla oli usein sopivien kasvupaikkojen sattumanvarainen sijoittuminen johonkin ryhmään eikä niinkään tie-ryhmälle tyypillinen hoito tai muu ominaisuus. Tärkeimpiä kasvilajistoon vaikuttavia tekijöitä olivat pientareen ikä ja maaperän kosteus. Ryhmistä selvimmin erosivat pikkuteiden pientareet, joilla oli runsaasti lajeja pientareen kapeuden ja peltojen läheisyyden vuoksi ja toisaalta liittymät, joista monet olivat nuoria ja siksi kasvillisuudeltaan yksipuolisia.

Pientareet sopivat myös perinneympäristökasvien kasvupaikoiksi, jos kasvillisuus saa kehittyä riittävän kauan ilman maan muokkausta. Vaihtelevien ympäristöolojen myötä perinneympäristökasvillisuutta oli usein vain lyhyellä matkalla ja pienellä osalla piennarta. Parhaat kasvupaikat olivat iäkkäillä ja leveillä pientareilla, joiden maaperä oli kuiva, hiekkainen ja vähäravinteinen. Tieympäristöissä ehdot täytyivät useimmin valtateiden pientareilla. Perinneympäristökasveja oli kuitenkin selvästi eniten varsinaisilla perinneympäristökohteilla.

Pientareilla oli runsaasti päiväperhosia ja muita perhosia. Näiden lukumäärien välillä oli myös merkittävä positiivinen korrelaatio. Laji- ja yksilömäärän sekä lajiston monimuotoisuuden perusteella valtateiden ja pikkuteiden pientareet sopivat perhosille paremmin kuin taajamateiden pientareet ja liittymät. Perhosten lajimäärä oli 70–90 % ja yksilömäärä 80–110 % muiden avoimien ympäristöjen laji- ja yksilömäärästä. Päiväperhosista runsaimpia olivat tesmaperhonen ja lauhahiipijä sekä muista perhosista pihamittari ja niittoyökkönen. Pientareilla havaittiin myös harvinaistuneita niittyjen päiväperhosia sekä kolme uhanalaista perhoslajia.

Perhosten kannalta hyvä piennar on iäkäs, sen kasvillisuus on monimuotoista ja kukkivia kasveja on runsaasti läpi kesän. Myös pientareen lähiympäristön laatu vaikutti perhoslajiston monimuotoisuuteen. Koko pientareen niitto vähensi selvästi perhosten määriä, mutta pitkällä aikavälillä niitto hyödyttää perhosia erityisesti kasvillisuuden laadun paranemisen kautta.

Kasvien, perhosten ja muiden eliöryhmien menestymiseen pientareilla vaikuttavat ensisijaisesti kaksi tekijää: miten piennar perustetaan ja miten sitä hoidetaan.

- Perustettavilla pientareilla pitäisi suosia hiekkavoittoista maaperää. Vaikka kasvillisuuden asettuminen karulle pientareelle on hitaampaa, nurmetus ravinteisen mullan avulla hidastaa tai jopa estää luonnonkasvien leviämisen pientareelle. Luonnonkasvien määrää voidaan myös lisätä kylvöillä, mutta monet kasvit leviävät itsestään pientareille, jos vain maaperä on sopiva.
- Kasvillisuuden laatua voidaan ylläpitää ja parantaa välttämällä mullan levittämistä, lannoitusta ja laaja-alaisia maansiirtotöitä mm. ojien uusimisen yhteydessä.
- Niittoa kehittämällä ja kohdentamalla sopiville paikoille voidaan parantaa perinneympäristökasvien ja perhosten menestymistä pientareilla.
- Perhosten tarvitsemia mesikasveja voidaan suosia oikein ajoitetulla niitolla. Niittoa tulisi välttää erityisesti keskikesällä kasvien parhaaseen kukinta-aikaan, jolloin myös päiväperhosia on eniten lennossa ja niiton negatiivinen vaikutus perhosiin on voimakkain.
- Alku- tai keskikesällä piennar tulisi niittää vain osittain. Niittykasvien kannalta paras niittoaika on loppukesällä siementen kypsyttyä, yleensä heinä–elokuun vaihteessa. Tämä sopii hyvin myös useimmille perhosille.
- Pientareiden niittäminen kahdesti tai vielä useammin kesässä ei sovi perhosille. Mesikasvit eivät ehdi kukkia, kasvillisuus ei ehdi kunnolla uusiutua ja lajisto yksipuolistuu. Kasvi- ja perhoslajiston kannalta heikoimpia piennaralueita ovat säännöllisesti leikatut puistonurmikot.

8 KIRJALLISUUS

1. Angold PG. 1997: The impact of road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. – J. Appl. Ecol. 34: 409–17.
2. Armheim C, Strong JE. & Mosher PA. 1992: Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. – Environ. Sci. Technol. 26: 703–709.
3. Askling J, Ignell H. & Sandström A. 2001: Landskapsekologiska effekter på ryggradslösa djur av vägar och järnvägar. – 22 s. Vägverket 2001/56. Borlänge.
4. Banerjee A, Sarkar RK. & Mukherji S. 1989: Reduction of soluble protein and chlorophyll contents in a few plants as indicators of automobile exhaust pollution. – Int. J. Environ. Stud. 20: 239–243.
5. Barker JR, Herstrom AA. & Tingley DT. 1996: Formaldehyde: environmental partitioning and vegetation exposed. – Water Air Soil Pollut. 86: 71–91.
6. Beckett KP, Freer-Smith PH. & Taylor G. 1998: Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. – Environ. Pollut. 99: 347–360.
7. Beyer WN. & Moore J. 1980: Lead residues in eastern tent caterpillars (*Malacosoma americanum*) and their host plant (*Prunus serotina*) close to a major highway. – Environ. Entomol. 9: 10–12.
8. Bhattacharya M, Primack RB. & Gerwein J. 2003: Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? – Biol. Conserv. 109: 37–45.
9. Bogemans, J, Neirinckx L. & Stassart JM. 1989: Effect of chloride salts on ion accumulation in spruce (*Picea abies* (L.) sp.). – Plant Soil 113: 3–11.
10. Briemle G. & Ellenberg H. 1994: Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. – Natur und Landschaft 69: 139–147.
11. Chappelka AH. & Freer-Smith PH. 1995: Predisposition of trees by air pollutants to low temperatures and moisture stress. – Environ. Pollut. 87: 105–117.
12. Clausen HD, Holbeck HB. & Reddersen J. 2001: Factors affecting abundance of butterflies and burnet moths in the uncultivated habitats of an organic farm in Denmark. – Biol. Conserv. 98: 167–178.
13. Dennis RLH. 1986: Motorways and cross-movements. An insect's 'mental map' of the M56 in Cheshire. – AES Bulletin 45: 228–243.
14. Dufrene M. & Legendre P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – Ecol. Monogr. 67: 345–366.
15. Ekstam U. & Forshed N. 1992: Om hävdens upphör. Kärlväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. – 135 s. Naturvårdsverket, Solna.
16. Ekstam U. & Forshed N. 1996: Äldre fodermarker. – 318 s. Naturvårdsverket förlag, Stockholm.
17. Ekstam U, Aronsson M. & Forshed N. 1988: Ängar. Om naturliga slåttermarker i odlingslandskapet. – 209 s. Serien Skötsel av naturtyper. Lts förlag, Stockholm.

18. Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W. & Paulissen D. 1991: Indicator values of plants in Central Europe. – *Scr. Geobot.* 18: 1–248.
19. Erhardt A. 1985: Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. – *J. Appl. Ecol.* 22: 849–861.
20. Erhardt A. 1995: Ecology and conservation of alpine Lepidoptera. – Teoksessa: Pullin AS. (toim.), *Ecology and conservation of butterflies*: 258–276. Chapman & Hall, London.
21. Farmer AM. 1993: The effects of dust on vegetation – a review. – *Environ. Pollut.* 79: 63–75.
22. Fischer M. & Wipf S. 2002: Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditional mown subalpine meadows. – *Biol. Conserv.* 1004: 1–11.
23. Fluckiger W, Oertli JJ. & Fluckiger-Keller H. 1978: The effect of wind gusts on leaf growth and foliar water relations of aspen. – *Oecologia* 34: 101–106.
24. Forman RTT. & Alexander LE. 1998: Roads and their major ecological effect. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207–231.
25. Free JB, Gennard D, Stevenson JH. & Williams IH. 1975: Beneficial insects present on a motorway verge. – *Biol. Conserv.* 8: 61–72.
26. Garty J, Kauppi M. & Kauppi A. 1997: The influence of air pollution on the concentration of airborne elements and on the production of stress-ethylene in the lichen *Usnea hirta* (L.) Weber em. Mot. transplanted in urban sites in Oulu, N. Finland. – *Arch. Environ. Con. Tox.* 32: 285–290.
27. Gerell R. 1997: Management of roadside vegetation: Effects on density and species diversity of butterflies in Scania, south Sweden. – *Entomologisk Tidskrift* 118: 171–176.
28. Grime JP. 2001: *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*, 2nd edition. – 456 s. Wiley, Chichester.
29. Günthardt-Goerg MS, McQuattie CJ, Maurer S. & Frey B. 2000: Visible and microscopic injury in leaves of five deciduous tree species related to current critical ozone levels. – *Environ. Pollut.* 109: 489–500.
30. Haahtela T. & Sorsa P. 1997: *Allergiakasvit*. – 366 s. Kirjayhtymä, Helsinki.
31. Hakila R. 1999: Huonosti käyttäytyviä uhanalaiskasveja. – *Lutukka* 15: 99–103.
32. Hald AB. 2002: Impact of agricultural fields on vegetation of stream border ecotones in Denmark. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 127–135.
33. Hanski I. & Kuussaari M. 1995: Butterfly metapopulation dynamics. – Teoksessa: Cappuccino N. & Price PW. (toim.), *Population dynamics: New approaches and synthesis*: 149–171. Academic Press, San Diego.
34. Hansson ML. & Persson TS. 1994: *Anthriscus sylvestris* – a growing conservation problem. – *Ann. Bot. Fennici* 31: 205–213.
35. Harper JL. 1977: *Population biology of plants*. – 892 s. Academic Press, San Diego.
36. Hautala E-L, Rekilä R, Tarhanen J. & Ruuskanen J. 1995: Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. – *Environ. Pollut.* 87: 45–49.

37. Heikkilä T, Borg P. & Tarvainen A. 1996. Ketojen ja niittyjen hoito-opas. – 49 s. Suomen luonnonsuojelun Tuki Oy, Forssa
38. Heiniö H. & Oras S. (toim.) 2003: Tiefakta 2003. – 48 s. Tiehallinto, Helsinki.
39. Holl KD. 1995: Nectar resources and their influence on butterfly communities on reclaimed coal surface mines. – Restor. Ecol. 3: 76–85.
40. Huhta A-P. & Rautio P. 1998: Evaluating the impacts of mowing: a case study comparing managed and abandoned meadow patches. – Ann. Bot. Fennici 35: 85–99.
41. Hämet-Ahti L, Suominen J, Ulvinen T. & Uotila P. 1998: Retkeilykasvio. – 656 s. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo, Helsinki.
42. Hæggström C-A, Heikkilä T, Peiponen J. & Vuokko S. 1995: Toukohärkä ja kultasiipi. Niityt ja niiden hoito. – 160 s. Otava, Keuruu.
43. Jantunen J, Saarinen K, Marttila O. 1999: Kaakkois-Suomen perinnemaisemat, Etelä-Karjala. – 179 s. Alueelliset ympäristöjulkaisut 124. Kaakkois-Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Kouvola.
44. Jantunen J, Saarinen K, Marttila O. 2000: Pientareet niityksi Imatran uudella moottoritieellä. – Lutukka 16: 119–126.
45. Jantunen J, Saarinen K, Valtonen A. 2003: Tienpientareet niitykasvien kasvupaikkoina. Kirjallisuuskatsaus ja kasvitutkimukset vuonna 2002. – 24 s. Raportti 3. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno.
46. Jennersten O, Loman J, Møller PA, Robertson J, Widén B. 1997: Conservation biology in agricultural habitat islands. – Ecol. Bull. 46: 72–87.
47. Jim Y. 1998: Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. – Landsc. Urban Plan. 40: 235–249.
48. Jukola-Sulonen E. 1983: Vegetation succession of abandoned hay field in Central Finland. A quantitative approach. – Comm. Inst. For. Fenn. 112: 1–85.
49. Jylhänkangas T. & Esala M. 2002: Niitykasvien kasvupaikkavaatimukset maaperän suhteen. – 63 s. Projekt: Suomalaisten viljeltyjen luonnonkasvien käytön toteutusketju viherrakentamisessa taajama- ja tieympäristössä. Jokioinen.
50. Kammerbauer J. & Dick T. 2000: Monitoring of urban traffic emissions using some physiological indicators in *Ricinus communis* L. plants. – Arch. Environ. Con. Tox. 39: 161–166.
51. Keynäs K. 1993: Etelä-Suomen rannikoniityt, esimerkkinä Hankoniemen ympäristö. – Teoksessa: Marttila O. (toim.), Avoimet perinneympäristöt osana suomalaista luontoa, hoito ja suojele: 10–11. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Lappeenranta.
52. Kirkham FW, Mountford JO. & Wilkins RJ. 1996: The effects of nitrogen, potassium and phosphorus addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. – J. Appl. Ecol. 33: 1013–1029.
53. Koeleman M, Janssen vd Laak WJ. & Ietswaart H. 1999: Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in the Netherlands – an overview. – Sci. Total Environ. 235: 347–349.

54. Kontiokari R. 1992: Tienvarsialueiden kasvittamisen ja hoidon kehittäminen luonnonmukaisempaan suuntaan. – 54 s. Tielaitoksen selvityksiä 34/1992. Kuopion tuotantotekninen kehitysyksikkö, Kuopio.
55. Krebs CJ. 1999: Ecological Methodology. – 620 s. Benjamin Cummings, Menlo Park.
56. Kudrna O. 1986: Aspects of the conservation of butterflies in Europe. – Butterflies of Europe 8: 1–323.
57. Kullberg J. 1995: Päiväperhosten käyttö ympäristön seurannassa. – 34 s. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, 195.
58. Kuussaari M, Heliölä J, Salminen J. & Niininen I. 2001: Maatalousympäristön päivä-perhosseurannan vuoden 2000 tulokset. – Baptria 26: 69–80.
59. Kuussaari M, Heliölä J. & Niininen I. 2003: Päiväaktiiviset suurperhoset Suomen ympäristökeskuksen seurannassa. – Teoksessa: Saarinen K. & Jantunen J, Päivällä lentävät yön perhoset: 168–171. WSOY, Helsinki.
60. Lack AJ. 1982: Competition for pollinators in the ecology of *Centaurea scabiosa* L. and *Centaurea nigra* L. I. Variation in flowering time. – New Phytol. 91: 297–308.
61. Landolt W, Bühlman U, Bleuler P. & Bucher JB. 2000: Ozone exposure-response relationship for biomass and root/shoot ratio of beech (*Fagus sylvatica*), ash (*Fraxinus excelsior*), Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*). – Environ. Pollut. 109: 473–478.
62. Laurinharju E, Siitonen M. & Yrjölä R. 2002: Moottoriväylät ja luonto. – 85 s. Tiehallinnon selvityksiä 6/2002. Tiehallinto, Helsinki.
63. Lee P-K, Baillif P. & Touray J-C. 1998: Geochemical behaviour and relative mobility of metals (Mn, Cd, Zn and Pb) in recent sediments of a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. – Environ. Geol. 32: 142–152.
64. Liem ASN, Hendriks A, Kraal H. & Loenen M. 1985: Effects of de-icing salts on roadside grasses and herbs. – Plant Soil 84: 299–310.
65. Losvik MH. 1993: Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. – Nord. J. Bot. 13: 195–206.
66. Mader HJ. 1984: Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. – Biol. Conserv. 29: 81–96.
67. Mahosenaho T. & Pirinen T. 1999: Niittykasvillisuuden perustaminen tieluiskiin. Koetuloksia ja kirjallisuusselvitys. – 100 s. Tielaitoksen selvityksiä 12/1999. Tiehallinto, Helsinki.
68. Manneri A. 2002: Pienten ja keskikokoisten selkärankaisten liikennekuolleisuus Suomessa. – 59 s. Tiehallinnon selvityksiä 26/2002. Tiehallinto, Helsinki.
69. Marshall EJP. & Moonen AC. 2002: Field margins in Northern Europe: their functions and interactions with agriculture. – Agric. Ecosyst. Environ. 89: 5–21.
70. Mckenna DD, Mckenna KM, Malcom SB. & Berenbaum MR. 2001: Mortality of Lepidoptera along roadways in central Illinois. – J. Lepid. Soc. 55: 63–68.
71. Milberg P. & Persson TS. 1994: Soil seed banks and species recruitment in road verge grassland vegetation. – Ann. Bot. Fennici 31: 155–162.

72. Mountford JO, Lakhani KH. & Kirkham FW. 1993: Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. – J. Appl. Ecol. 30: 321–332.
73. Munguira ML. & Thomas JA. 1992: Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. – J. Appl. Ecol. 29: 316–329.
74. Mäkinen A. 2002: Kuriiripostia itämailta. – Lutukka 18: 114–117.
75. Nichols JT, Reece PE, Hergert GW. & Moser LE. 1990: Yield and quality response of subirrigated meadow vegetation to nitrogen, phosphorus and sulfur fertilizer. – Agron. J. 54: 47–52.
76. Nieminen M. & Kaitila J-P. 2000: Saaristomeren kansallispuistojen niittyjen ja hakojen perhoset. – 221 s. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A, n:o 111. Metsähallitus, Vantaa.
77. Nieminen M, Vuokko S. & Hanski I. 1996: Tekoniitytkö uhka Suomen luonnolle? – Luonnon Tutkija 100: 37–39.
78. Oksanen L. & Ranta E. 1992: Plant strategies along the mountain vegetation gradients: a test of two theories. – J. Veg. Sci. 3: 175–186.
79. Ouin A. & Burel F. 2002: Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. – Agric. Ecos. Environ. 93: 45–53.
80. Padgett PE, Allen EB, Bytnerowicz A. & Minich RA. 1999: Changes in soil inorganic nitrogen as related to atmospheric nitrogenous pollutants in southern California. – Atmos. Pollut. 33: 769–781.
81. Pajari M. 1992: Muurahaissiniivien (*Maculinea arion* (L.)) populaatiokoon arviointi ja habitaattivaatimusten tutkiminen kesällä 1990 Pohjois-Karjalan Liperissä. – 27 s. Pro gradu -työ. Joensuun yliopisto, biologian laitos.
82. Parr TW. & Way JM. 1988: Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. – J. Appl. Ecol. 25: 1073–1087.
83. Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000: Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. – 162 s. Suomen ympäristö 443. Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto, Helsinki.
84. Persson TB. 1995: Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. – 29 s. Swedish University of Agricultural Sciences, department of ecology and environmental research, report 82.
85. Piirainen M. & Lampinen R. 2000: Uusia meriratamon tienvarsilöytöjä. – Lutukka 16: 62–63.
86. Pirinen T. & Seppälä O. 2001: Tienvarsikasvillisuuden inventointi. – 51 s. Sisäisiä julkaisuja 6/2001. Tiehallinto, Helsinki.
87. Pitkänen M, Kuussaari M. & Pöyry J. 2001: Butterflies. – Teoksessa: Pitkänen M. & Tiainen J. (toim.), Biodiversity of agricultural landscapes in Finland: 51–68. BirdLife Finland conservation series no 3. Yliopistopaino, Helsinki.
88. Pollard E. & Yates TJ. 1993: Monitoring butterflies for ecology and conservation. – 274 s. Chapman & Hall, Lontoo.

89. Port GR. & Thompson JR. 1980: Outbreaks of insect herbivores on plants along motorways in the UK. – J. Appl. Ecol. 17: 649–656.
90. Prach K. 1985: Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. – Ann. Bot. Fennici 22: 307–314.
91. Pykälä J. 1995: Tekoniityt – luonnon monimuotoisuuden lisääjiä vai uusi vaara luonnollemme. – Luonnon Tutkija 99: 157–161.
92. Pykälä J. 2001: Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. – 205 s. Suomen ympäristökeskus. Edita, Helsinki.
93. Pykälä J, Alanen A, Vainio M. & Leivo A. 1994: Perinnemaisemien inventointiohjeet. – 31 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
94. Rassi P, Alanen A, Kanerva T. & Mannerkoski I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – 432 s. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
95. Ries W, Debinski DM. & Wieland ML. 2001: Conservation value of roadside prairie restoration of butterfly communities. – Conserv. Biol. 15: 401–411.
96. Räsänen J. 1999: Satunnaiskasveja valtateiden 6 ja 17 pientareilla. – Lutukka 15: 114–116.
97. Saarinen K. 2002: Butterfly communities in relation to changes in the management of agricultural environments. – 94 s. University of Joensuu, PhD Dissertations in Biology n:o 13.
98. Saarinen K. & Jantunen J. 2002: Pikkusiniivien (*Cupido minimus*) esiintymät Savitaipaleella vuonna 2002. – 15 s. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno.
99. Saarinen K, Jantunen J, Hugg T. & Saarnio S. 2001: Perhoset Korvenkylän ja Korvenkannan liittymissä vuonna 2001. – 14 s. Raportti 1. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno.
100. Sandermann H Jr. 1998: Ozone and plant health. – Annu. Rev. Phytopathol. 34: 347–366.
101. Sauter JJ, Kammerbauer H, Pambor L. & Hock B. 1987: Evidence for the accelerated micromorphological degradation of epistomatal waxes in Norway spruce by motor vehicle emissions. – Eur. J. Forest Pathol. 17: 444–448.
102. Schaffers AP, Vasseur MC. & Sykora KV. 1998: Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. – J. Appl. Ecol. 35: 349–364.
103. Scoble MJ. 1992: The Lepidoptera: form, function and diversity. – 404 s. Oxford University Press, New York.
104. Sharp MA, Parks DR. & Ehrlich PR. 1974: Plant resources and butterfly habitat selection. – Ecology 55: 870–875.
105. Smith RS, Pullan S. & Shiel RS. 1996: Seed shed in the making of hay from mesotrophic grassland in a field in northern England. Effects of hay cut date, grazing and fertilizer in a split-split-plot experiment. – J. Appl. Ecol. 33: 833–841.
106. Sparks TH. & Parish T. 1995: Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey, Cambridgeshire, UK. – Biol. Conserv. 73: 221–227.

107. Sutcliffe OL. & Thomas CD. 1997: Area-dependent migration by ringlet butterflies generates a mixture of patchy population and metapopulation attributes. – *Oecologia* 109: 229–234.
108. Swihart RK. & Slade NA. 1984: Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. – *J. Mammal.* 65: 357–360.
109. Tiehallinto 1999a: Tieliikenne-ennuste vuosille 1997–2030. Vuoden 1995 ennusteen tarkistaminen. – 45 s. Tielaitoksen sisäisiä julkaisuja 35/1999. Tiehallinto, Helsinki.
110. Tiehallinto 1999b: Yksityisten teiden kunnossapito. – 60 s. Tie- ja liikenneolojen suunnittelu, Helsinki.
111. Tiehallinto 2000: Viherhoito tieympäristössä. – 116 s. Tie- ja liikennetekniikka. Kunnossapidon ohjaus, Helsinki.
112. Tiehallinto 2002: Kaakkois-Suomen tiepiirin ympäristöraportti 2002. – 47 s. Kaakkois-Suomen tiepiiri, Kouvola.
113. Tielaitos 1991: Suolauksen vaikutukset tienvarsikasvillisuuteen. – 68 s. Tielaitoksen selvityksiä 4/1991. Kuopion tuotantotekninen kehitysyksikkö, Kuopio.
114. Tielaitos 1999: Luonnon monimuotoisuus ja tienpito. Tieluonnon hoito-ohjelma. – Tie ja liikennetekniikka, Helsinki.
115. Tikka PM, Högmänder H. & Koski PS. 2001: Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. – *Landsc. Ecol.* 16: 659–666.
116. Tilman D. 1988: Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. – 376 s. Princeton University Press, Princeton.
117. Tinklin R. 1988: Effects of mowing regime on the floral diversity of roadside verges. – *Aspects of Applied Biology* 16: 27–33.
118. Trombulak SC. & Frissell CA. 2000: Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. – *Conserv. Biol.* 14: 18–33.
119. Ullmann I. & Heindl B. 1989: Geographical and ecological differentiation of roadside vegetation in temperate Europe. – *Bot. Acta* 102: 261–269.
120. Uotila E. & Viitala E-J. 2000: Tietiheys metsätalousmaalla. – *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2000: 19–33.
121. Vainio K, Kekäläinen H, Alanen A. & Pykälä J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. – 163 s. Suomen ympäristö 527. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
122. Valtonen A. 2002: Tienpientareet päiväperhosten ja muiden päiväaktiivisten suurperhosten elinympäristönä. Kirjallisuustutkimus. – 28 s. Raportti 2. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno.
123. Valtonen A, Saarinen K, Jantunen J. 2003: Päiväperhoset ja muut päiväaktiiviset perhoset tienpientareilla ja liittymäalueilla. Vuoden 2002 tulokset. – 34 s. Raportti 4. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno.
124. van Swaay CAM. & Warren MS. 1999: Red data book of European butterflies (Rhopalocera). – 260 s. Nature and environment, No. 99. Council of Europe Publishing, Strasbourg.

125. Vermeulen HJW. & Opdam PFM. 1995: Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. – *Landsc. Urban Plan.* 31: 233–248.
126. Vestergaard P. 1994: Response to mowing of coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. – *Nord. J. Bot.* 14: 569–587.
127. Viskari E-L, Rekilä R, Roy S, Lehto O, Ruuskanen J. & Kärenlampi L. 1997: Airborne pollutants along a roadside: assessment using snow analyses and moss bags. – *Environ. Pollut.* 97: 153–160.
128. Viskari E-L, Vartiainen M. & Pasanen P. 2000: Seasonal and diurnal variation in formaldehyde and acetaldehyde concentrations along a highway in Eastern Finland. – *Atmos. Environ.* 34: 917–923.
129. Warren MS. 1985: The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the Wood White *Leptidea sinapis*. – *Biol. Conserv.* 33: 147–164.
130. Watt WB, Chew FS, Snyder LRG, Watt AG. & Rotchild DE. 1977: Population structure of pierid butterflies. I. Numbers and movements of some montane *Colias* species. – *Oecologia* 27: 1–22.
131. Way JM. 1977: Roadside verges and conservation in Britain: a review. – *Biol. Conserv.* 12: 65–74.
132. Wilcox DA. 1989: Migration and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) along highway corridors. – *Environ. Manage.* 13: 365–370.
133. Winner WE. 1994: Mechanistic analysis of plant responses to air pollution. – *Ecol. Appl.* 4: 651–661.
134. Wong MH. & Lau WM. 1985: Root growth of *Cynodon dactylon* and *Eleusine indica* collected from motorways at different concentrations of lead. – *Environ. Res.* 36: 257–267.
135. Xiong Z-T. 1997: Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species *Sonchus oleraceus* L. – *Environ. Pollut.* 97: 275–279.
136. Yorks TP, West NE, Mueller RJ. & Warren SD. 1997: Tolerance of traffic by vegetation: life form conclusions and summary extracts from a comprehensive data base. – *Environ. Manage.* 21: 121–131.

9 LIITTEET

Liittymien, pienareiden ja muiden avoimien ympäristöjen kasvilajeja	Liite 1.
Perinneympäristökasvit	Liite 2.
Päiväperhoset	Liite 3.
Muut perhoset	Liite 4.

**LIITE 1. LIITTYMIEN, PIENTAREIDEN JA MUIDEN AVOIMIEN
YMPÄRISTÖJEN KASVILAJEJA**

Liittymiin (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikkutien pientareille (Pt) sekä muihin avoimiin ympäristöihin (Muut) esiintymisessään painottuneita kasvilajeja. Luvut ovat indikaattori-arvoja: mitä suurempi luku sitä useammalta kohteelta ja sitä runsaampana laji on ryhmän kohteilta tavattu. Taulukossa on mainittu lajit, joiden ryhmien väliset erot olivat suurimmat ($p < 0.12$). + = perinneympäristökasvi, – = peltokasvi.

		Li	Vt	Tt	Pt	Muut	p
niittynätkelmä	<i>Lathyrus pratensis</i> +	34	12	18	17	8	*
jänönsara	<i>Carex ovalis</i>	22	2	0	0	3	*
keräpäävihvilä	<i>Juncus conglomeratus</i> –	22	0	0	0	1	*
nurmirölli	<i>Agrostis capillaries</i>	33	6	11	14	27	
valkoapila	<i>Trifolium repens</i>	31	10	15	2	13	
punanata	<i>Festuca rubra</i>	30	23	29	10	5	
hiirenvirna	<i>Vicia cracca</i> +	30	21	13	18	8	
orvontädyke	<i>Veronica serpyllifolia</i>	16	1	3	0	1	
hietakastikka	<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	44	15	6	3	**
sananjalka	<i>Pteridium aquilinum</i>	0	22	0	0	0	**
ahomansikka	<i>Fragaria vesca</i> +	1	30	5	4	3	*
ruusu ruoho	<i>Knautia arvensis</i> +	3	24	1	0	5	*
puolukka	<i>Vaccinium vitis-idaeus</i>	0	21	3	0	0	*
metsänätkelmä	<i>Lathyrus sylvaticus</i>	0	18	0	0	0	*
leskenlehti	<i>Tussilago farfara</i> –	20	26	21	2	1	
siankärsämä	<i>Achillea millefolium</i>	14	25	32	11	16	
keltanot	<i>Hieracium</i> spp +	0	2	20	3	6	
pietaryrtti	<i>Tanacetum vulgare</i> –	0	8	18	3	1	
rantanurmikka	<i>Poa palustris</i>	0	0	0	52	7	**
karhunputki	<i>Angelica sylvestris</i>	0	1	2	43	4	**
särmäkuisma	<i>Hypericum maculatum</i>	11	1	0	39	7	**
harakankello	<i>Campanula patula</i>	2	0	0	37	8	**
mesiangervo	<i>Filipendula ulmaria</i>	1	5	1	35	5	**
peurankello	<i>Campanula glomerata</i> ++	0	0	0	30	7	**
peltopillike	<i>Galeopsis bifida</i> –	0	0	0	26	0	**
kannusruoho	<i>Linaria vulgaris</i> –	6	6	3	34	10	*
koiranputki	<i>Anthriscus sylvestris</i> –	2	22	12	33	4	*
nurmipuntarpää	<i>Alopecurus pratensis</i>	4	5	4	28	14	*
vuohenputki	<i>Aegopodium podagraria</i> –	2	10	11	27	5	*
syyläjuuri	<i>Scrophularia nodosa</i>	0	0	0	18	0	*
paimenmatara	<i>Galium album</i> –	3	7	10	29	14	
nurmitädyke	<i>Veronica chamaedrys</i>	3	5	8	27	21	
nurminata	<i>Festuca pratensis</i> –	0	13	10	24	1	
nokkonen	<i>Urtica dioica</i> –	0	6	4	23	3	
heinätähtimö	<i>Stellaria graminea</i> +	5	4	1	23	16	
lillukka	<i>Rubus saxatilis</i>	0	15	8	22	1	
ahomatara	<i>Galium boreale</i> +	0	13	0	21	4	
komealupiini	<i>Lupinus polyphyllus</i>	0	0	0	17	0	
pikkulaukku	<i>Rhinanthus minor</i>	0	0	0	15	0	
linnunkaali	<i>Lapsana communis</i> –	0	0	0	12	2	
maitohorsma	<i>Epilobium angustifolium</i> –	2	1	7	8	49	**
metsäruusu	<i>Rosa majalis</i> +	0	0	0	0	29	**
timotei	<i>Phleum pratense</i>	21	3	4	17	40	*
hopeahanhikki	<i>Potentilla argentea</i> +	2	1	1	1	34	*
huopaohdake	<i>Cirsium helenioides</i>	0	0	1	4	22	
huopakeltano	<i>Pilosella officinarum</i> +	0	4	4	0	18	
ketoneilikka	<i>Dianthus deltoides</i> ++	0	0	0	0	18	
mäkitervakko	<i>Lychnis viscaria</i> ++	0	0	0	0	17	
purtojuuri	<i>Succisa pratensis</i> ++	0	0	0	0	17	

Monte-Carlo testi: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

LIITE 2. PERINNEYMPÄRISTÖKASVIT

Perinneympäristökasvien esiintyminen liittymissä (Li), valta- (Vt), taajama- (Tt) ja pikku-
teiden (Pt) pientareilla sekä muissa avoimissa ympäristöissä (Muut). Luku ilmoittaa
kuinka monelta kohteelta laji on havaittu. Lajin arvoa hyvän perinneympäristökasvilli-
suuden ilmentäjänä kuvaa + -merkit ⁹².

			Li	Vt	Tt	Pt	Muut	Yht
+++	kissankäpälä	<i>Antennaria dioica</i>	1	1	3	-	2	7
+++	särmäputki	<i>Selinum carvifolia</i>	-	3	1	-	-	4
+++	ketonoidanlukko	<i>Botrychium lunaria</i>	-	-	1	-	2	3
+++	kangasajuruoho	<i>Thymus serpyllifolia</i>	-	2	-	-	1	3
+++	kartioakankaali	<i>Ajuga pyramidalis</i>	-	-	1	-	1	2
+++	nyylähaarikko	<i>Sagina nodosa</i>	-	-	-	-	2	2
+++	mäkikaura	<i>Avenula pubescens</i>	-	-	1	-	-	1
+++	häränsilmä	<i>Hypochoeris maculata</i>	-	-	1	-	-	1
++	peurankello	<i>Campanula glomerata</i>	4	5	5	14	11	39
++	karvaskallioinen	<i>Erigeron acer</i>	5	4	5	3	6	23
++	aholeinikki	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	1	3	1	3	4	12
++	ketomaruna	<i>Artemisia campestris</i>	-	3	2	3	4	12
++	idänputki	<i>Heracleum sibiricum</i>	1	2	4	2	3	12
++	mäkitervakko	<i>Lychnis viscaria</i>	2	-	2	-	7	11
++	ketoneilikka	<i>Dianthus deltoides</i>	3	-	-	2	6	11
++	mäkikuisma	<i>Hypericum perforatum</i>	1	2	2	2	3	10
++	jänönapila	<i>Trifolium aureum</i>	2	2	1	2	2	9
++	ojakurjenpolvi	<i>Geranium palustris</i>	-	3	-	1	4	8
++	tummatulikukka	<i>Verbascum nigrum</i>	-	-	2	3	3	8
++	keto-orvokki	<i>Viola tricolor</i>	2	2	-	3	1	8
++	purtojuuri	<i>Succisa pratensis</i>	-	3	1	-	3	7
++	silmäruohot	<i>Euphrasia</i> ssp.	-	-	2	1	2	5
++	musta-apila	<i>Trifolium spadiceum</i>	1	1	1	1	1	5
++	metsänätkelmä	<i>Lathyrus sylvestris</i>	-	3	1	-	-	4
++	nurmitatar	<i>Bistorta viviparum</i>	-	-	1	-	2	3
++	kanervisara	<i>Carex ericetorum</i>	-	1	-	-	2	3
++	jänönapila	<i>Trifolium arvensis</i>	-	-	-	-	3	3
++	jäkki	<i>Nardus stricta</i>	-	1	-	-	1	2
++	kesämaitiainen	<i>Leontodon hispidus</i>	-	-	-	2	-	2
++	heinäratamo	<i>Plantago lanceolata</i>	-	1	-	-	1	2
++	rantatädyke	<i>Veronica longifolia</i>	1	1	-	-	-	2
++	mäkiarho	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	-	-	1	-	1	2
++	pölkkyruoho	<i>Arabis glabra</i>	-	-	-	-	1	1
++	mesimarja	<i>Rubus arcticus</i>	-	-	-	-	1	1
++	mäkikattara	<i>Bromus hordeaceus</i>	1	-	-	-	-	1
+	hiirenvirna	<i>Vicia cracca</i>	12	8	9	8	2	39
+	niittynätkelmä	<i>Lathyrus pratensis</i>	8	4	6	6	3	27
+	pukinjuuri	<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	4	5	1	2	13
+	päivänkakkara	<i>Leucanthemum vulgare</i>	1	2	2	2	2	9
+	ahomatara	<i>Galium boreale</i>	-	3	-	4	2	9
+	heinätähtimö	<i>Stellaria graminea</i>	-	1	-	4	3	8
+	niittysuolaheinä	<i>Rumex acetosa</i>	1	1	1	1	2	6
+	kultapiisku	<i>Solidago virgaurea</i>	-	2	2	-	2	6
+	aitovirna	<i>Vicia sepium</i>	2	1	-	2	1	6
+	ahomansikka	<i>Fragaria vesca</i>	-	4	-	1	-	5
+	lampaannata	<i>Festuca ovina</i>	1	-	-	-	3	4
+	ruusuruoho	<i>Knautia arvensis</i>	-	2	-	-	2	4
+	kissankello	<i>Campanula rotundifolia</i>	1	-	-	-	2	3
+	huopakeltano	<i>Pilosella officinarum</i>	-	-	1	-	2	3
+	aho-orvokki	<i>Viola canina</i>	1	1	-	-	1	3
+	sarjakeltano	<i>Hieracium umbellatum</i>	-	2	1	-	-	3
+	ahosuolaheinä	<i>Rumex acetosella</i>	2	-	-	1	-	3
+	tuoksusimake	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	-	1	-	-	2
+	nurmipiippo	<i>Luzula multiflora</i>	1	-	-	-	1	2
+	rätvänä	<i>Potentilla erecta</i>	-	1	-	-	1	2
+	kataja	<i>Juniperus communis</i>	-	-	-	-	2	2
+	metsäapila	<i>Trifolium medium</i>	-	1	-	-	1	2
+	keltanot	<i>Hieracium</i> spp.	-	-	-	-	1	1
+	hopeahanhikki	<i>Potentilla argentea</i>	-	-	-	-	1	1
+	metsäruusu	<i>Rosa majalis</i>	-	-	-	-	1	1
	yhteensä		25	34	30	24	49	61
	kohteen keskiarvo		3,4	4,7	3,9	4,2		6,9

LIITE 3. PÄIVÄPERHOSET

Linjalaskennoissa havaitut päiväperhoset kokonaisyksilömäärän mukaisessa järjestyksessä. Li= liittymät, Vt= valtatie, Tt= taajamatiet, Pt= pikkutiet, Muut= muut avoimet ympäristöt. SIA= ryhmä, jossa lajilla on suurin indikaattoriarvo (ryhmäindikaattorin merkitsevyys: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$). Lajien luokittelu elinympäristöihin (LUOK) Pitkäsen ym. ⁸⁷ mukaan: N= niityt (21 lajia, 7266 yks.), P= pihapiirit, joutomaat (8 lajia, 1812 yks.), M= metsänreunat (23 lajia, 1147 yks.), 0= luokittelemattomat (3 lajia, 22 yks.).

	Li	Vt	Tt	Pt	Muut	yht.	SIA	LUOK
Tesmaperhonen (<i>A. hyperantus</i>)	458	532	410	846	855	3101	Pt	N
Lauhahiipijä (<i>T. lineola</i>)	255	386	248	399	243	1531	Pt	N
Nokkosperhonen (<i>N. urticae</i>)	144	157	57	261	235	854	Pt	P
Idänniityperhonen (<i>C. glycerion</i>)	191	101	83	59	180	614	Li	N
Neitoperhonen (<i>N. io</i>)	90	77	23	93	149	432	Muut	P
Hopeasinisiipi (<i>P. amandus</i>)	68	83	91	69	75	386	Tt	N
Lanttuperhonen (<i>P. napi</i>)	13	74	56	136	101	380	Pt**	P
Angervohopeatäplä (<i>B. ino</i>)	21	69	22	64	164	340	Muut	N
Piippopaksupää (<i>O. sylvanus</i>)	20	74	61	70	76	301	Muut	M
Sitruunaperhonen (<i>G. rhamni</i>)	16	150	33	41	52	292	Vt**	M
Niittysinisiipi (<i>P. semiargus</i>)	49	55	71	41	43	259	Tt	N
Hohtosinisiipi (<i>P. icarus</i>)	57	45	38	39	48	227	Li	N
Niittyhopeatäplä (<i>B. selene</i>)	11	83	14	19	50	177	Vt*	N
Loistokultasiipi (<i>L. virgaureae</i>)	13	32	6	14	69	134	Muut**	N
Ketohopeatäplä (<i>A. adippe</i>)	14	48	10	17	23	112	Vt	N
Orvokkihopeatäplä (<i>A. aglaja</i>)	5	27	13	28	33	106	Muut	N
Kangassinisiipi (<i>P. argus</i>)	8	17	8	15	42	90	Muut	M
Keltaniityperhonen (<i>C. pamphilus</i>)	14	28	5	10	30	87	Vt	N
Naurisperhonen (<i>P. rapae</i>)	5	27	10	28	15	85	Vt	P
Pihlajaperhonen (<i>A. crataegi</i>)	1	15	7	18	44	85	Muut*	M
Tummapapurikko (<i>L. maera</i>)	2	11	13	21	33	80	Muut	M
Ratamoverkkoperhonen (<i>M. athalia</i>)	0	33	7	10	23	73	Vt	M
Ohdakeperhonen (<i>V. cardui</i>)	11	7	3	13	16	50	Muut*	P
Ketokultasiipi (<i>L. hippothoe</i>)	11	7	13	3	13	47	Muut	N
Pikkukultasiipi (<i>L. phlaeas</i>)	8	8	8	14	9	47	Pt	N
Metsänokiperhonen (<i>E. ligea</i>)	2	11	6	7	13	39	Muut	M
Ruskosinisiipi (<i>A. eumedon</i>)	0	4	1	3	30	38	Muut	N
Keltaverkkoperhonen (<i>E. aurinia</i>)	0	0	0	1	26	27	Muut	N
Liuskaperhonen (<i>N. c-album</i>)	1	5	1	10	10	27	Muut	M
Kirjoverkkoperhonen (<i>E. maturna</i>)	0	15	2	5	4	26	Vt	M
Pursuhopeatäplä (<i>B. euphrosyne</i>)	0	10	5	3	4	22	Vt	M
Keisariniity (<i>A. paphia</i>)	0	1	0	0	20	21	Muut*	M
Mustatäplähiipijä (<i>C. silvicola</i>)	1	2	1	8	9	21	Muut	M
Virnaperhonen (<i>L. sinapis</i>)	1	1	2	5	8	17	Muut	M
Lehtosinisiipi (<i>A. artaxerxes</i>)	0	2	1	2	8	13	Muut	N
Juolukkasinisiipi (<i>A. optilete</i>)	0	5	2	3	2	12	Vt	0
Ketosinisiipi (<i>P. idas</i>)	0	7	3	1	0	11	Vt	M
Ruostenopsasiipi (<i>T. betulae</i>)	0	2	0	1	8	11	Muut	M
Mansikkakirjosiihi (<i>P. malvae</i>)	1	2	1	3	1	8	Pt	N
Suokeltaperhonen (<i>C. palaeno</i>)	2	0	1	1	4	8	Muut	0
Suruvaippa (<i>N. antiopa</i>)	0	0	2	2	3	7	Muut	M
Amiraali (<i>V. atalanta</i>)	0	1	0	1	4	6	Muut	P
Kangasperhonen (<i>C. rubi</i>)	0	4	1	0	1	6	Vt	M
Virnasinisiipi (<i>G. alexis</i>)	0	5	0	1	0	6	Vt*	N
Auroraperhonen (<i>A. cardamines</i>)	0	1	2	0	2	5		M
Kaaliperhonen (<i>P. brassicae</i>)	1	0	1	1	1	4		P
Metsäpapurikko (<i>L. petropolitana</i>)	0	0	0	3	0	3		M
Paatsamasinisiipi (<i>C. argiolus</i>)	0	2	0	0	1	3	Vt	M
Rinnehopeatäplä (<i>A. niobe</i>)	0	0	0	0	3	3		N
Tummakirjosiihi (<i>P. alveus</i>)	0	1	1	0	1	3		N
Tuominopsasiipi (<i>S. pruni</i>)	0	0	0	1	2	3		M
Haapaperhonen (<i>L. populi</i>)	0	1	0	0	1	2		M
Kannussinisiipi (<i>C. argiades</i>)	0	0	0	1	1	2		0
Täpläpapurikko (<i>P. aegeria</i>)	0	1	0	1	0	2		M
Isokultasiipi (<i>L. dispar</i>)	0	0	0	0	1	1		P
YHTEENSÄ	1494	2229	1343	2392	2789	10247		

LIITE 4. MUUT PERHOSET

Linjalaskennoissa havaitut muut perhoset kokonaisyksilömäärän mukaisessa järjestyksessä (yhden yksilön lajit yhdistetty). Li= liittymät, Vt= valtatie, Tt= taajamatiet, Pt= pikkutiet, Muut= muut avoimet ympäristöt. SIA= ryhmä, jossa lajilla on suurin indikaattoriarvo (ryhmäindikaattorin merkitsevyys: * p<0.05, ** p<0.01). Heimot: mi= mittarit, yö= yökköset, si= siilikkäät, pu= punatäplät, ki= kiitäjät.

	Li	Vt	Tt	Pt	Muut	yht.	SIA	heimo
Pihamittari (<i>S. chenopodiata</i>)	1029	550	1023	363	312	3277	Tt	mi
Niittoyökkönen (<i>E. glyphica</i>)	379	445	341	75	147	1387	Vt*	yö
Viirulehtimittari (<i>S. immorata</i>)	69	277	130	36	95	607	Vt**	mi
Liitumittari (<i>S. lineata</i>)	67	115	55	49	88	374	Vt	mi
Kasteyökkönen (<i>P. tentacularius</i>)	6	146	21	63	73	309	Vt	yö
Mäkikenttämittari (<i>X. montanata</i>)	47	60	35	70	89	301	Muut	mi
Kaunoyökkönen (<i>C. chardinyi</i>)	15	28	11	35	47	136	Muut	yö
Niitty-yökkönen (<i>C. graminis</i>)	59	65	7	1	3	135	Vt	yö
Serpentiinimittari (<i>I. serpentata</i>)	12	23	32	23	44	134	Muut	mi
Ruutumittari (<i>C. clathrata</i>)	25	15	17	20	42	119	Muut	mi
Nokimittari (<i>O. atrata</i>)	4	67	9	12	9	101	Vt**	mi
Metsämittari (<i>E. atomaria</i>)	16	23	14	18	25	96	Vt	mi
Karhuhiilikäs (<i>D. sannio</i>)	6	50	12	1	22	91	Vt	si
Keihäsmittari (<i>R. hastata</i>)	2	15	11	20	34	82	Muut	mi
Piittoyökkönen (<i>C. mi</i>)	10	27	21	3	4	65	Vt	yö
Harmoraanumittari (<i>E. alternata</i>)	8	3	1	9	37	58	Muut*	mi
Aitokeltasiipi (<i>E. lutarellum</i>)	11	9	8	0	15	43	Muut	si
Mustikkalehtimittari (<i>S. ternata</i>)	1	15	7	11	1	35	Vt	mi
Reunustäplämittari (<i>L. marginata</i>)	3	7	6	9	9	34	Pt	mi
Loimumittari (<i>C. bilineatum</i>)	10	1	3	2	14	30	Muut	mi
Punemittari (<i>L. cruentaria</i>)	15	4	1	0	2	22	Li**	mi
Gammayökkönen (<i>A. gamma</i>)	5	5	4	5	2	21	Vt	yö
Virnapunatäplä (<i>Z. viciae</i>)	0	13	1	1	4	19	Vt	pu
Vaaleakulumittari (<i>I. pallidata</i>)	0	2	6	7	3	18	Tt	mi
Luhtalehtimittari (<i>S. immutata</i>)	3	4	0	5	4	16	Pt	mi
Koisasiipi (<i>C. mesomella</i>)	1	2	2	2	2	9		si
Pajuvalkomittari (<i>C. exanthemata</i>)	1	3	1	3	1	9		mi
Leppävalkomittari (<i>C. pusaria</i>)	0	0	4	3	0	7	Tt	mi
Matarakiitäjä (<i>H. gallii</i>)	3	0	2	1	1	7	Li	ki
Viitayökkönen (<i>C. salicalis</i>)	1	2	1	0	2	6	Vt	yö
Mesimaayökkönen (<i>C. cuprea</i>)	1	3	0	0	1	5	Vt	yö
Kalvassekoyökkönen (<i>A. fucosa</i>)	2	0	0	0	2	4		yö
Puroyökkönen (<i>R. sericealis</i>)	0	0	0	0	4	4		yö
Lyijykeltasiipi (<i>E. complanum</i>)	0	0	0	1	3	4	Muut	si
Niittyvihersiipi (<i>A. statices</i>)	1	0	0	0	3	4		pu
Iso-okamittari (<i>A. praeformata</i>)	0	0	1	3	0	4		mi
Synkkäraanumittari (<i>E. tristata</i>)	0	2	0	0	2	4	Vt	mi
Täpläsiilikäs (<i>P. plantaginis</i>)	0	2	0	0	1	3		si
Viitamittari (<i>M. brunneata</i>)	0	3	0	0	0	3	Vt	mi
Luumumittari (<i>A. prunaria</i>)	0	2	1	0	0	3		mi
Messinkiyökkönen (<i>D. chrysis</i>)	0	0	1	0	1	2		yö
Ruosteyökkönen (<i>E. imbecilla</i>)	1	0	0	0	1	2		yö
Tiikerisiilikäs (<i>S. lubricipedum</i>)	0	1	0	0	1	2		si
Laikkukenttämittari (<i>X. fluctuata</i>)	0	0	0	2	0	2	Pt	mi
Harmosuolaheinämittari (<i>T. griseata</i>)	1	0	0	1	0	2		mi
Mustikkalehtomittari (<i>J. putata</i>)	0	0	2	0	0	2	Tt	mi
Aaltoharmomittari (<i>A. repandatus</i>)	0	0	1	1	0	2		mi
Pilkkupussimittari (<i>T. smaragdaria</i>)	1	0	0	0	1	2		mi
Aaltomittari (<i>R. undulata</i>)	0	1	1	0	0	2		mi
Loput 30 lajia, kaikkia 1 yksilö	5	6	3	9	7	30		
YHTEENSÄ	1820	1996	1796	864	1158	7634		

ISSN 1459-1553
ISBN 951-803-226-2
TIEH 3200859-v