

Pro Gradu –tutkielma

**Merenrantaniittyjen ja –metsien semiakvaattiset  
sääsket (Diptera, Nematocera) Perämerellä Hailuodossa  
ja Oulunsalossa**

**Teemu Nieminen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

15.5.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristönhoito

NIEMINEN, T. : Merenrantaniittyjen ja –metsien semiakvaattiset sääsket (Diptera, Nematocera) Perämerellä Hailuodossa ja Oulunsalossa

Pro Gradu –tutkielma: 37 s. + 2 liitettä.

Työn ohjaajat: FT Janne Kotiaho, FT Jukka Suhonen

Tarkastajat: FT Matti Koivula, FT Janne Kotiaho

Toukokuu 2008

---

Hakusanat: merenrantaniityt, merenrantametsät, semiakvaattiset sääsket, Diptera, Nematocera, Tipuloidea, Limoniidae, Pediciidae, Tipulidae, Cylindrotomidae, Ptychopteridae, Psychodidae, Dixidae.

## TIIVISTELMÄ

Perämeren rantaniityt ovat maankohoamisrannikoille syntyneitä vyöhykkeisen ja mosaiikkimaisen kasvillisuuden luonnehtimia runsaslajisia niittyjä. Niityt vaihtuvat ylempänä rannalla pajukkovyöhykkeiden kautta metsiin, jotka Perämeren hietarannoilla usein ovat tyypiltään reheviä lehtometsiä. Rantaniityt ovat erinomaista laidunmaata karjalle ja niittyjä onkin jo vuosikymmenien ajan laidunnettu ja niitetty. Perinteinen laidunkäyttö on vähentynyt ja osa niityistä on kasvamassa umpeen erityisesti järviruo'on levittäytyessä avoimille niityrannoille. Vedenkorkeuden vaihtelut ja jäiden liikkeet pitävät kuitenkin lähimpänä vettä olevat niityrannan osat avoimina ja matalakasvuisina. Merenrantaniityt ovat EU:n luontodirektiivissä määritelty ensisijaisesti suojeltaviksi luontotyypeiksi. Niityrantojen kasvillisuutta ja ekologiaa on tutkittu runsaasti menneinä vuosikymmeninä, mutta rantojen sääskilajistosta ei tiedetä juuri mitään. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää merenrantaniittyjen semiakvaattista sääskilajistoa vertaamalla niityrantojen ja rantametsien sääskien diversiteettiä ja yhteisörakennetta toisiinsa. Tutkimuksessa vietiin 18 Malaise-hyönteispyydystä yhdeksään eri kohteeseen Hailuodossa ja Oulunsalossa. Jokaisessa kohteessa toinen pyydystä sijaitti rantaniityllä ja toinen rantametsässä. Pyydykset koettiin kolme kertaa toukokuun ja lokakuun 2005 välisenä aikana. Taustaineistoksi inventoitiin pyydystyskohteiden kasvillisuus (68 lajia) ja arvioitiin lajien suhteellinen peittävyys. Lisäksi puustosta mitattiin pohjapinta-ala sekä arvioitiin latvuspeittävyys. Pyydystettyjen sääskien yksilömäärä oli 3394 ja lajimäärä 79. NMS-ordinaation ja MRPP-analyysin perusteella merenrantaniityillä ja –metsissä on merkittävästi toisistaan eroava sääskilajisto. Lisäksi indikaattorilajianalyysi löysi kuusi rantaniittyjen ilmentäjäsäskeä. Merenrantaniittyjen lajisto on hyvin omaleimainen verrattuna muihin sääskien elinympäristöihin maassamme. Tähän syynä on erityisesti halofiilien ja halobionttien lajien merkittävä osuus merenrantaniittyjen lajistossa. Tutkimuksessa tavattiin kaksi maalle uutta pikkuvaaksiaista ja kaksi maalle uutta perhossäskeä. Lisäksi saatiin havaintoja useasta harvinaisesta ja vaateliaasta lajista. Tutkimuksen tulokset antavat tietoa maamme sääskilajiston uhanalaisuusarviointia varten. Lisäksi kohentunut tietämys semiakvaattisen sääskilajiston ekologiasta ja levinneisyydestä tarjoaa mahdollisuuden käyttää sääskiä indikaattoreina erilaisten kosteikkoelinympäristöjen hoidon, seurannan ja suojelun suunnittelussa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Ecological and Environmental Science

Ecology and Environmental Management

NIEMINEN, T.: Nematoceran flies (Diptera, Nematocera) of the sea-shore meadows and –forests in the northernmost part of the Gulf of Bothnia in Hailuoto and Oulunsalo

Master of Science Thesis: 37 p. + 2 appendices.

Supervisors: PhD Janne Kotiaho, PhD Jukka Suhonen

Inspectors: PhD Matti Koivula, PhD Janne Kotiaho

May 2008

---

Key words: sea-shore meadows, sea-shore forests, semiaquatic flies, Diptera, Nematocera, Tipuloidea, Limoniidae, Pediciidae, Tipulidae, Cyndrotomidae, Ptychopteridae, Psychodidae, Dixidae

## ABSTRACT

Sea-shore meadows of the northernmost part of the Gulf of Bothnia, formed on the land uplifted from the sea, are characterized by diverse vegetation occurring in zonal and mosaic patterns. Meadows are followed by willow-growing zones and finally rich grass-herb forests in the upper shore. Sea-shore meadows offer excellent pastures for cattle and therefore meadows have been grazed and mowed for decades. This traditional use of sea-shore meadows has been decreasing in the recent years and now the meadows are threatened by overgrowth of common reed. However, alterations in the sea-level and the erosive forces of moving ice keep meadow zones closest to the free water open and low-growing. Sea-shore meadows are considered to have exceptional conservation value in the EU and they are protected by EU legislation. There has been wide research tradition regarding the vegetation and ecology of the sea-shore meadows but almost nothing is known about the nematoceran flies of the meadows. The purpose of the present study was to compare the nematoceran flies of the sea-shore meadows and -forests and study their community structure and diversity. 18 Malaise-traps were set on nine different localities in the municipalities of Hailuoto and Oulunsalo. In each locality one trap was set on the sea-shore meadow and one in the forest. The traps were emptied three times between May and October 2005. Vegetation (68 species) around the traps was investigated and coverage of each species was estimated. Also the basal area of surrounding trees was measured and coverage of the tree-canopy was estimated. A total of 3394 nematoceran specimens and 79 species were caught. According to NMS-ordination and MRPP-analysis the nematoceran communities between the meadows and forests differed significantly. In addition, the species composition of the sea-shore meadows is peculiar when compared to any other nematoceran environment in Finland. The main reason for this is the notable proportion of halophiles and halobionts occurring in the sea-shore meadows. In the indicator species analysis six species were found to indicate the meadows. Four nematoceran species were found for the first time in Finland, two from the family Limoniidae and two from Psychodidae. Moreover, information about several rare and demanding species was obtained. The results of this study offer information for the evaluation of the endangered species in Finland. In addition, improved knowledge on the ecology and distribution of semiaquatic flies in Finland will provide an opportunity to use nematocerans as tools in the wetland management, monitoring and conservation.

## Sisältö

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>5</b>
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>7</b>
2.1. Vaaksiaiset .....	7
2.1.1. Vaaksiaisten elinkierrot, elinympäristöt ja ravinto .....	7
2.1.2. Vaaksiaiset biotooppien indikaattoreina .....	8
2.2. Tutkimusalue .....	9
2.2.3. Tutkimusalueen yleinen luonnehdinta .....	9
2.2.4. Tutkimuskohteiden valinta ja kuvaukset kohteista .....	10
2.3. Tutkimusmateriaalin kerääminen ja määrittäminen .....	14
2.4. Tilastollinen käsittely .....	15
<b>3. TULOKSET</b> .....	<b>16</b>
3.1. Sääskien ja kasvillisuuden monimuotoisuus .....	16
3.2. Tutkimuskohteiden luokittelu sääski- ja kasvillisuusaineistolla .....	17
3.3. Sääskien ajallinen esiintyminen ja indikaattorilajit .....	19
<b>4. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>20</b>
4.1. Sääskien ja elinympäristöjen yhteisö rakenne .....	20
4.2. Sääskien indikaattorilajien ekologian arviointi .....	21
4.3. Sääskiyhteisöjen monimuotoisuuden vertailua muihin tutkimuksiin .....	23
4.4. Harvinaiset ja mahdollisesti uhanalaiset lajit .....	23
4.5. Tutkimuksen itsekriittinen tarkastelu .....	26
<b>5. JOHTOPÄÄTÖKSET</b> .....	<b>27</b>
<b>KIITOKSET</b> .....	<b>28</b>
<b>KIRJALLISUUS</b> .....	<b>28</b>

## 1. JOHDANTO

Pohjanlahden merenrantaniityt ovat muodostuneet maankohoamisen seurauksena merestä paljastuneelle maalle. Maankohoaminen johtuu jääkauden yli kahden kilometrin vahvuisen mannerjään maankuoreen aiheuttamasta paineesta, joka jään sulamisen jälkeen vähitellen purkautuu. Jääkauden aikana ja sen jälkeen syntyi uusi maaperä turve- ja sedimenttikerroksineen sekä moreeni- ja harjumuodostumiseen (Koivisto 2004a, Geologian tutkimuskeskus 2007). Alavilla Pohjanlahden rannoilla, erityisesti Perämerellä, uutta maata paljastuu vuosittain jopa kymmenien metrien pituudelta. Tälle merestä paljastuneelle maalle kehittyy omaleimaista kasvillisuutta, jonka eräs muoto on merenrantaniityt (Lindgren 1983).

Merestä kohoava maa kasvittuu aaltojen, tuulen ja eläinten tuomien siemenien, talvehtimissilmujen ja versokappaleiden ansiosta. Rannat voidaan kasvilajistonsa ja vyöhykkeisyytensä perusteella jakaa neljään luokkaan: kalliorannat, kivikkorannat, hiekkarannat sekä hietarannat, joille niityt muodostuvat (Vartiainen 1980). Niityrannat kehittyvät keskiveden ja metsänreunan väliselle maarantakaistaleelle, joka korkean veden aikaan jää kokonaan veden alle (Lindgren 1983). Merenrantaniityt ovat pääosin avoimia, vyöhykkeisyyden ja mosaiikkimaisten kasviyhdyskuntien luonnehtimia niittyjä, joilla voi esiintyä myös suolaikkuja sekä niukan, mutta erikoisen kasvillisuuden omaavia suolamaita. Merenrantaniittyjen vyöhykkeisyys johtuu pääosin meriveden korkeusvaihtelusta, joka on Pohjanlahdella hyvin epäsäännöllistä (Siira 1970). Laajimmat niityt syntyvät lahtien pohjukoihin ja entisten salmien paikoille. Rannan muoto, suojaisuus ja topologia vaikuttavat niitylle muodostuviin kasvillisuustyyppisiin, joiden kirjo rantaniityillä voi olla erittäin runsas (Kaakinen 1983, Autti 1993, Pykälä ym. 1994, Haeggström ym. 1995). Niitymaan siemenpankissa voi olla siemeniä yli 80 eri kasvilajista (Jutila 1994). Muita merenrantaniittyjen muodostumiseen ja lajistoon vaikuttavia tekijöitä ovat ilmasto, maaperän ja meriveden kemialliset ominaisuudet sekä aaltojen, jään ja vedenkorkeuden vaihteluiden vaikutukset (Siira 1970). Luonnontilaan jätettyinä niityt muuttuvat vähitellen metsiksi. Jos maatuvalle rannalle tulee runsaasti vettä, johtaa kehitys suon muodostumiseen, ihmisen vaikutuksesta myös kuiviin niittyihin ja viljelymaitiin (Siira 1999). Suomen laajimmat ja edustavimmat merenrantaniityt sijaitsevat Pohjois-Pohjanmaalla Perämeren rannalla (Vainio & Kekäläinen 1997).

Ihminen on käyttänyt rantaniittyjä perinteisesti karjan laitumina ja rehun niittämiseen pitäen siten niityt avoimina ja kasvillisuuden monilajisena. Laidunnuksen ja niiton vähennyttyä rantaniityt uhkaavat kasvaa umpeen. Niittyjä uhkaavat myös ojitukset ja rakentaminen, Itämeren rehevöityminen (Airaksinen & Karttunen 2001), maatalouden ja haja-asutuksen ravinnekuormitus sekä metsien ja soiden ojituksesta johtuvat ravinnevalumat (Väre ym. 2004). Hoidon puutteessa kasvustojen väliset erot hämärtyvät ja etenkin matalakasvuisten lajien luonnehtimat laikut supistuvat olemattomiin. Heikentymistä aiheuttavat erityisesti ruovikoituminen, pensoittuminen sekä eloperäisen aineksen kasautuminen (Vainio & Kekäläinen 1997). Ruovikon seassa voi kuitenkin kasvaa melko monipuolinenkin kasvilajisto, ellei ruovikko ole hyvin korkea ja tiheää (Jutila 1994). Uhanalaisten suolamaiden vähenemiseen ovat syynä maanmuokkaus sekä laidunnuksen vähentyminen (Siira 1970, Siira 1985, Vainio ym. 2001).

Merenrantaniittyjen ekologiaa ja erityisesti kasvillisuutta on tutkittu laajasti jo vuosikymmeniä. Viime vuosisadan alussa Leiviskä (1908) selvitti niityrantojen ekologiaa Merenkurkun ja Perämeren välisellä alueella. Myöhemmin mm. Havas (1961), Siira (1970), Vartiainen (1980) ja Autti (1993) ovat tutkineet Pohjanlahden merenrantaniittyjä Suomen puolella. Ruotsin rannikolla niityrantoja ovat tutkineet mm. Tyler (1969a, 1969b),

Ericson & Wallentinus (1979), Ericson (1981) sekä Cramer (1986). Liminganlahden ja Hailuodon laajat niittyraivat ovat olleet mm. Kaupin (1965) sekä Siiran (1970) tutkimuksen kohteena. Lisäksi Perämeren rannikoiden suolamaita on tutkittu perusteellisesti mm. Leiviskän (1908) ja Siiran (1970, 1985) toimesta.

Merenrantaniityt tarjoavat elinympäristön runsaalle joukolle hyönteisiä (esim. kaksisiipiset, pistiäiset, perhoset). Tässä tutkimuksessa tarkastelluilla semiakvaattisilla sääskillä tarkoitetaan pääosin kosteissa elinympäristöissä eläviä kaksisiipisiä hyönteisiä (Insecta: Diptera, Nematocera). Semiakvaattiset sääsket eivät ole systemaattinen vaan ekologinen kokonaisuus, johon luetaan seitsemän sääskiheimoa (Salmela 2006). Tässä tutkimuksessa niistä käsitellään seuraavia heimoja: Limoniidae (pikkuvaaksiaiset, 187 lajia Suomessa), Tipulidae (isovaaksiaiset, 113), Pediciidae (petovaaksiaiset, 19), Cylindrotomidae (lehtovaaksiaiset, 7), Ptychopteridae (kummitusvaaksiaiset, 7), Psychodidae (perhossääsket, 52) ja Dixidae (sinkilähyttiset, 15). Semiakvaattisten sääskien ryhmään kuuluu vielä heimo Thaumaleidae (norosääsket, 1), joita ei tässä tutkimuksessa havaittu. Ensimmäisistä neljästä heimosta käytetään yhteisnimitystä vaaksiaiset (yläheimo Tipuloidea). Kummitusvaaksiaiset eivät suomenkielisestä nimestään huolimatta kuulu tähän yläheimoon. Tämän tutkimuksen analyyseissa ovat mukana kaikki edellä mainitut heimot sekä tarkempaa tietoa vaaksiaisten biologiasta ja ekologiasta. Viime vuosien suhteellisen intensiivisestä faunistis-ekologisesta tutkimuksesta huolimatta (esim. Salmela 2001, Salmela & Ilmonen 2005, Salmela 2008) maalle uusia vaaksiaisia ja muita semiakvaattisia sääskiä löytyy edelleen melko paljon ja lajistostamme huomattava osa on toistaiseksi huonosti tunnettua (ekologia, levinneisyys, mahdollinen uhanalaisuus). Lisäksi Suomen lajiston tuntemuksessa on alueittain ja elinympäristöittäin suuria puutteita. Erityisesti merenrantaniittyjen ja -luhtien sekä eräiden muiden biotooppien (esim. isojen jokien rannat, kosteat hiekkaiset maat) semiakvaattisten sääskien yhteisökoostumus ja monimuotoisuus ovat poikkeuksellisen huonosti tunnettuja (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto).

Varhaisempia maamme vaaksiaisten taksonomiaa ja faunistiikkaa käsitteleviä tutkimuksia ovat mm. Lundströmin (1907, 1912), Krogeruksen (1960) ja Viramon (1992) työt. Systemaattista semiakvaattisten sääskien taksonomiaa, levinneisyyttä ja ekologiaa käsittelevää tutkimusta on maassamme tehty vasta 2000-luvulla erityisesti Salmelan (2001, 2004, 2005, 2008), Salmelan & Ilmosen (2005), Salmelan & Aution (2007) ja Salmelan ym. (2007a) toimesta. Havainnoita Suomelle uusista lajeista on tullut runsaasti (esim. Salmela ym. 2007b). Merenrantojen vaaksiaislajistosta tutkimuksia on tehty Merenkurkun alueella Ruotsin puolella Pohjanlahteen laskevan Ängerån-joen suiston alueella 1970-80-luvuilla (Theischinger & Müller 1978, Mendl 1979). Theowald (1982) ja Mendl (1987) ulottivat keräyksensä lisäksi Ruotsin puoleiselle Perämerelle Storön saarelle sekä Pohjanlahden eteläosiin Forsmarkiin. Suomen rannikolla selvityksiä tehtiin Vaasan saaristossa. Muita suolavaikutteisten elinympäristöjen vaaksiaistutkimuksia on tehty Puolassa (Szadziewski 1983) ja Pohjanmeren rannoilla Saksassa (Wrage 1978, 1982). Szadziewskin (1983) tutkimus oli laaja (yli 90000 yksilöä, 55 heimoa) kaksisiipisiä hyönteisiä käsittelevä tutkimus, jossa selvitettiin myös sisämaan suolaisten habitaattien lajistoa ja elinympäristövaatimuksia. Tutkimuksessa tavattiin useita kymmeniä suolaisuutta vaativia (halobiontteja) tai suolaisuutta suosivia (halofiileja) lajeja. Wragen (1978, 1982) tutkimukset puolestaan keskittyivät suolavaikutteisille rantaniityille ja -soistumille sekä merenrannikon patovallien ympäristön lajistoon.

Kaikkiaan semiakvaattisten sääskien tuntemus Itämeren rannoilla ja erityisesti niiden sääskille tärkeimmän elinympäristön eli merenrantaniittyjen osalta on hyvin vähäistä ja hajanaista. Sääsket voivat kuitenkin tarjota tehokkaan työkalun erilaisten akvaattisten ja semiakvaattisten elinympäristöjen luonnontilan, hoitotarpeen ja suojelun suunnitteluun

(Dufrene 1997, Ujvárosi 2005, Salmela ym. 2007a). Esimerkiksi soiden ennallistamisen vaikutuksia tutkittaessa vaaksiaisten on havaittu olevan vaateliaita suhteessa suon hydrologiaan ja kasvillisuuteen, sillä Keski-Suomessa ja Pohjois-Karjalassa tehdyn tutkimuksen mukaan luonnontilaiset, ennallistetut ja ojitetut suot erosivat selvästi vaaksiaisyyhteisöjen koostumuksen ja runsauden perusteella toisistaan (Autio 2008). Vaaksiaiset yleensäkin asuttavat laajaa elinympäristöjen kirjoa ja monet lajit ovat hyvin vaativia ja stenotyypisiä habitaattinsa ominaisuuksien suhteen. Vaaksiaiset esiintyvät runsaina erilaisilla kosteikoilla, mutta yhteisöt eri kosteikkotyypeillä eroavat toisistaan alueellisten tekijöiden (paikallinen lajipooli) ja lajien erilaisten elinympäristövaatimusten vuoksi (Boardman 2004, 2005).

Merenrantaniityt ovat EU:n luontodirektiivin määrittelemiä erityisen tärkeitä, ensisijaisesti suojeltavia luontotyyppisiä, jotka harvinaisuutensa ja pienialaisuutensa johdosta ovat vaarassa hävitä ja joista unionilla on erityinen vastuu (Suomen ympäristökeskus 2007). Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää näiden luonnonsuojelullisesti arvokkaiden rantaniittyjen ja niitä reunustavien rantametsien semiakvaattisen sääskilajiston monimuotoisuutta ja yhteisörakennetta. Tutkimuksessa verrattiin erilaisia suolaisen murtoveden vaikutuksessa olevien merenrantaniittyjen sääskiyhteisöjä niitä välittömästi reunustavien rantametsien sääskiyhteisöihin. Taustaineistoksi inventoitiin kasvillisuus kultakin tutkimuskohteelta. Tutkimuksen tuloksia voidaan käyttää mm. maamme sääskilajiston uhanalaisuuden arvioinnissa sekä jatkossa myös erilaisten akvaattisten ja semiakvaattisten elinympäristöjen hoidon ja suojelutarpeen suunnitteluun ja arviointiin.

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1. Vaaksiaiset

Tässä tutkimuksessa tavatuista sääskilajeista valtaosan muodostivat vaaksiaisiin (Tipuloidea, kts. yllä) kuuluvat lajit. Niiden ekologiasta seuraavassa tarkempaa tietoa.

#### 2.1.1. Vaaksiaisten elinkierrot, elinympäristöt ja ravinto

Vaaksiaisilla on täydellinen holometabolinen muodonvaihdos. Munien kehittyminen toukaksi kestää 6-14 vuorokautta. Toukkavaiheita on neljä, minkä jälkeen seuraa lyhyt (5-12 vrk) kotelovaihe. Aikuisten vaaksiaisten (kuva 1) elinikä on yleensä lyhyt, yleensä korkeintaan muutamia viikkoja (Brindle 1960, Brinkmann 1997, Reusch & Oosterbroek 1997). Merkittävin osa vaaksiaisten elämästä kuluu siis eri toukkavaiheissa, jolloin vaaksiaisyyksilön elinaika voi vaihdella kuudesta viikosta jopa neljään vuoteen (Reusch & Oosterbroek 1997). Talvehtiminen tapahtuu viimeisissä toukka-asteissa, jolloin toukka on jäätyminenkestävä. Suurimmalla osalla lajeista on yksi sukupolvi vuodessa, mutta jotkin lajit voivat, etenkin lauhkeilla alueilla, kasvattaa myös kaksi sukupolvea vuodessa (Freeman 1968, LeSage & Harrison 1981).

Vaaksiaisten toukat asuttavat monia erilaisia elinympäristöjä täysin akvaattisista (esim. *Cylindrotomidae*: *Phalacrocer replicata* veden ympäröimissä kasveissa, esim. vesisammalissa) terrestrisiin (esim. *Cylindrotomidae*: *Cylindrotoma distinctissima* terrestrisillä lehtokasveilla) (Coulson 1959, Brindle 1967, Brinkmann 1997). Merkittävin osa vaaksiaistoukista kuitenkin elää kosteissa, semiakvaattisissa ympäristöissä kuten jokien ja purojen (Brinkmann 1991), lähteiden (Sternberg 1998, Salmela 2005), järvien (Przhiboro 1999) tai meren läheisyydessä; soilla ja soiden reunoilla (Coulson 1959, Krogerus 1960, Salmela & Ilmonen 2005); kosteilla kallioilla ja metsissä (Reusch & Oosterbroek 1997). Näistä ympäristöistä vaaksiaistoukat löytävät habitaattikseen mm.

maaperän karikkeeseen (Merritt & Lawson 1981), lahoavan kasvillisuuden (myös puut), uppotukit, sammaleet ja sienten itiöemät. Toukkavaiheiden jälkeen vaaksiaiset siirtyvät tavallisesti kuivemmille paikoille koteloitumaan (Reusch & Oosterbroek 1997). Useimmat aikuiset vaaksiaiset elävät lähellä toukkien elinympäristöjä. Suurin lajiversiteetti tavataan kosteissa elinympäristöissä (Barnes 1925, Freeman 1968, Merritt & Lawson 1981, Ujvárosi & Póti 2006). Eräiden lajien aikuiset ovat kuitenkin hyviä lentämään ja niitä voi tavata hyvinkin erilaisilla paikoilla kuin missä toukka on elänyt, esim. kuivilla niityillä tai jopa aavikoilla (Reusch & Oosterbroek 1997). Tällaisilla paikoilla voi esiintyä lajeja, joita ei kosteista ympäristöistä tavata lainkaan (Ujvárosi & Póti 2006).



Suurin osa vaaksiaistoukista syö mm. maatuvaan kasvimateriaalia, lahonnutta puuta, juuria, sammalia ja levää. Aikuiset vaaksiaiset puolestaan voivat käyttää ravinnokseen mm. kasvinesteitä ja detritusta (Brindle 1960, Pritchard 1983). Eräät vaaksiaistoukat (Pediidae ja Limoniidae: Limnophilinae) ovat petoja (Reusch & Oosterbroek 1997). Vaaksiaisilla on osoitettu spesifisyyttä tiettyjen kasviyhteisöjen suosimiseen sekä lajinsisäiseen kilpailuun tilasta, mutta ei ravinnosta (Freeman 1967).

Kuva 1. Isovaaksiainen (*Tipula sp.*). Kuva: Teemu Nieminen 2005.

### 2.1.2. Vaaksiaiset biotooppien indikaattoreina

Semiakvaattiset sääsket mukaan lukien vaaksiaiset voivat tarjota hyvän eliöryhmän erilaisten elinympäristöjen luonnontilan ja siinä tapahtuvien muutosten arviointiin ja seurantaan mm. runsaslukuisuutensa, tiettyihin habitaatteihin sitoutuneen lajistonsa sekä hyvän määritettävyytensä vuoksi (esim. Hövemeyer 1998, Ujvárosi 2005, Autio 2008).

Esimerkiksi vanhojen metsien luontoarvojen inventointi on toistaiseksi levännyt lähinnä kääpälajiston tuntijoiden harteilla (Kotiranta & Niemelä 1993). Kuitenkin myös monien lahoppua suosivien tai siitä riippuvien kaksisiipisten (ml. vaaksiaiset) toukat voivat tuoda merkittävän lisän metsien monimuotoisuuden kartoituksen ja suojelutarpeen arviointiin. Lahoava puuaines, sillä kasvavat sammaleet ja puun lahottajasienet ovat vaaksiaistoukkien ravintoa. Eräät lajit vaativat lahoavien puiden ja niillä kasvavien sammalien ja sienten ylläpitämää sopivan kosteaa mikroilmastoa. Lisäksi lahoppuut voivat olla hyviä kohteita petotoukkien saaliseläimille. Lahoppuulla elävinä monet kaksisiipiset ovat myös merkittäviä kuolleen orgaanisen aineksen hajottajia (Hövemeyer 1998). Isovaaksiaisista mm. Ctenophorinae-alaheimon lajit ovat merkittäviä saproksyylejä, eli kuolleesta puuaineksesta riippuvia eliöitä (Sørensen 2002). Metsäisissä ympäristöissä vaaksiaiset voivat jopa muodostaa suurimman osan kaksisiipisten biomassasta, vaikka yksilömäärät jäisivät muita kaksisiipisheimoja vähäisemmiksi (Hövemeyer 1996). Suuren biomassansa vuoksi vaaksiaiset ovatkin hyviä ravintokohteita monille muille eläimille. Niitä saalistavat mm. linnut, nisäkkäät, kalat ja muut selkärangaiset sekä hämähäkit ja petohyönteiset (Pritchard 1983, Reusch & Oosterbroek 1997).

Vaaksiaiset voivat eri tyyppisten metsien lisäksi olla merkittäviä elinympäristönsä



ilmentäjiä myös monilla sellaisilla habitaateilla, joiden luokittelu, luonnonarvojen inventointi ja suojelutarpeen arviointi on perinteisesti jäänyt lähinnä kasvillisuuden tai hyönteisistä esim. vain perhoslajiston varaan. Esimerkiksi Ujvárosi (2005) on pohtinut pikku- ja petovaaksiaisten käyttöä vuoristopurojen ekologisen luokittelun apuvälineenä, perusteluna vaaksiaisten suuri geneettinen ja taksonominen diversiteetti (Euroopassa yli 500 lajia) sekä keskeinen merkitys semiakvaattisten ympäristöjen ravintoverkoissa. Coulson (1959) puolestaan havaitsi vaaksiaisten yksilömäärän, esiintymisajan ja lajikoostumuksen vaihtelevan merkittävästi tutkimiansa soiden ja tulvaniittyjen välillä. Kaksisiipiset muodostavat niin ikään runsaslajisimman eliöryhmän järvien ranta- ja litoraalivyöhykkeellä (Przhiboro 1999), jossa rantakasvien (esim. järviruo'on) vedenalaisten versojen ja niiden maatuviin jäämien muodostamassa turpeessa elää suuri määrä vaaksiaisten ja muiden kaksisiipisten toukkia (Przhiboro 2000). Järvien kunnostuksen ja hoidon seurannoissa vaaksiaiset voivat siten olla myös merkittävässä roolissa.

Vaaksiaisten laajamittaista hyödyntämistä elinympäristöjen luokittelun, hoidon ja suojelun apuvälineenä on tähän asti rajoittanut lajiston puutteellinen tuntemus erityisesti levinneisyyden ja ekologian osalta, myös uusia lajeja tavataan edelleen suhteellisen usein. Kuitenkin eräissä maissa lajisto tunnetaan jo verrattain hyvin. Esimerkiksi Britanniassa eräälle uhanalaiselle vaaksiaislajille on laadittu suojelusuunnitelma sekä selvitetty varsin tarkasti lajin nykyistä levinneisyyttä ja yksityiskohtaisia elinympäristövaatimuksia (Godfrey 2001). Koko maailman tieteelle kuvattu vaaksiaislajisto käsittää tällä hetkellä 15290 lajia. Suomesta vaaksiaisia tunnetaan tällä hetkellä 332, länsipalearktiselta alueelta 2063 lajia (Oosterbroek 2008).

## 2.2. Tutkimusalue

### 2.2.3. Tutkimusalueen yleinen luonnehdinta

Tutkimuskohteet sijaitsivat Oulunsalon ja Hailuodon kuntien alueella Pohjois-Pohjanmaalla (65°5'N 24°52'E - 64°54'N 25°22'E). Tutkimusalue kuuluu keskiboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen, Pohjanmaan osa-alueeseen. Eliömaakuntien luokittelussa alue kuuluu Oulun Pohjanmaa (OP) *Ostrobotnia borealis ouluensis (Obo)* – eliömaakuntaan.

Tutkimuskohteet ovat Itämeren pohjoisimman ja vähäsuolaisimman osan Perämeren rannoilla. Perämeren erikoispiirteitä ovat maankohoaminen, vedenpinnan suuri korkeuden vaihtelu, viileys, kasvillisuuden erikoisuudet, maaperän paikallinen korkeahko suolapitoisuus ja Suomen puoleisten rantojen laakeus (Siira 1999). Suolaisuus, lämpötila ja ravinteet vähenevät pohjoista kohti. Suolaisen veden kasvien ja eläinten tiheys alenee myös (Välikangas 1933). Merenrannan kasvillisuus muuttuu samoin (Tyler 1969a). Itämeren suolapitoisuus on pieni verrattuna valtameriin, Perämerellä se on tavallisesti noin 1-3 ‰. Suolaisuus vaihtelee mm. tuulien, lämpötilan ja jokivirtaamien vuosittaisten vaihteluiden mukaan. Perämeren suolapitoisuus on murto-osa valtameren suolapitoisuudesta (3,5 ‰) (Granqvist 1954). Erot näkyvät kasvillisuudessa, mm. rusko- ja punaleviä ei ole. Putkilokasvilajisto on kuitenkin monipuolinen ja se muistuttaa enemmän sisävesien kuin valtameren kasvillisuutta. Joukossa on kuitenkin myös suolakkokasveja eli halofyyttejä (Siira 1999).

Kallioperältään tutkimusalue kuuluu Muhoksen muodostumaan, jossa kallioperä koostuu peruskallion päälle kerrostuneista jotunisista sedimenttikivistä. Konglomeraatti ja arkoosihiekkakivi muodostavat Muhoksen kerrostuman ohuen, noin 20 metrin paksuisen alaosan. Tämän päällä on ruskeita, punaisia ja vihreänharmaita savikiviä sekä välikerroksina punaista hiekkakiveä. Merenpohjan kallioperä Hailuodon ja Oulunsalon

rannoilla koostuu niin ikään jotunikauden hiekka- ja savikivistä (Alalammi 1990). Tutkimusalueen ranta-alueiden maaperämuodostumia tutkimuskohteiden osalta kutsutaan rantakerrostumiksi tai merikerrostumiksi. Rantakerrostumat ovat rantavoimien moreenista tai harjuista irrottamaa ja uudelleen kerrostamaa lajittunutta ainesta, pääosin soraa ja hiekkaa. Merikerrostumat ovat hienorakeisia maalajeja, joiden lajitekoostumus vaihtelee siltistä saveen. Ne ovat syntyneet meren pohjalle laskeutuneesta, veteen liettyneestä aineksesta (Alalammi 1990, Koivisto 2004b). Tutkimuskohteista Hailuodon Pökönokka sekä Oulunsalon Välitörmä ja Papinkari sijaitsevat rantakerrostumien alueella. Hailuodon Kaaranselkä ja Tömpä ovat merikerrostumien alueella.

Tutkimusalueen ilmastoa leimaavat suhteellisen vähäinen sadanta ja mereisyyden vaikutus mm. keskilämpötiloihin ja kasvukauteen. Keskimääräinen vuotuinen sadanta tutkimusalueella on 500-550 mm vuodessa, haihdunta on 200 mm vuodessa. Vuoden kylmimmän kuukauden tammikuun keskilämpö on  $-8^{\circ}\text{C}$ , vuoden lämpimimmän eli heinäkuun  $17^{\circ}\text{C}$ . Vuotuinen keskilämpötila on  $2,5^{\circ}\text{C}$ . Termisen kasvukauden pituus on 150 vuorokautta, poutapäivien lukumäärä vuodessa on 210. Haihdunta maa-alueilta on vuodessa 300 mm (Alalammi 1988). Meriveden lämpötila pintavedessä on heinäkuussa keskimäärin  $14^{\circ}\text{C}$ , syyskuussa  $10,5^{\circ}\text{C}$ . Vuoroveden aiheuttama vedenkorkeuden vaihtelu Itämerellä on pientä, suurimmillaankin vain 10 cm luokkaa. Sen sijaan tuulten vaikutus meren pintaan voi olla suurta. Tuulet saavat meren pinnan kallistumaan, jolloin suurimmat vaihtelut havaitaan lahtien pohjukoissa. Perämerellä suurin havaittu vaihtelu on ollut + 201 cm:stä -134 cm:iin. Vedenkorkeuden vuodenaikaisvaihtelut ovat suurimpia syksyllä ja alkutalvesta, jolloin tuulet ovat kovimpia. Tavallisesti heikkojen tuulten aikaan keväällä ja kesällä vedenkorkeuden vaihtelut ovat vähäisimpiä ja veden korkeus on tavallisesti keskitason alapuolella (Karlsson 1986).

Maankohoamisen vaikutus on leimallista koko tutkimusalueelle. Hailuodon kohdalla maa kohoaa noin 8 mm vuodessa (Kakkuri & Virkki 2004). Lisäksi maatumisen laakeilla rannoilla edistää umpeenkasvua kun merestä paljastuneelle maalle levittäytyy uusia kasveja ja niiden jäänteiden joukkoon sedimentoituu kulkeutuvaa mineraaliainesta. Maankohoaminen aiheuttaa myös soistumista kun suokasvit valtaavat vesijättömaan. Lisäksi rannan geomorfologiaan vaikuttavat rantavoimat: aallokko, tyrskyt, virtaukset, veden jäätyminen, jäänliikkeet, vedenpinnan vaihtelut, tuuli ja maalta virtaava vesi (Siira 1970, Alalammi ym. 1986).

Tutkimusalueen merenrantaniittyjä on perinteisesti käytetty karjan laitumina ja niiltä on myös niitetty rehua karjalle. Rantaniityt sopivat hyvin myös viljelyyn, joten laajoja alueita on otettu viljelykäyttöön. Ihmistoiminta on siten vaikuttanut merenrantaniittyjen eliöstöön jo kauan, myös ylläpitäen monimuotoisia niittyelinympäristöjä (Markkola & Merilä 1983). Perinteisen maatalouskäytön vähennyttyä viime vuosikymmeninä on merenrantaniittyjen luonto kuitenkin jälleen muuttumassa. Kuitenkin muutamia tutkimuskohteinakin olevia niityrantoja edelleen niitetään tai laidunnetaan.

#### 2.2.4. Tutkimuskohteiden valinta ja kuvaukset kohteista

Suomen perinnebiotoopit, joihin merenrantaniitytkin määritelmän mukaan kuuluvat, kartoitettiin ympäristöhallinnon 1992 käynnistämän perinnemaisemaprojektin tuloksena. Pienialaisia, useimmiten umpeenkasvavia merenrantaniittyjä löytyy vielä laidunkäytön jäänteinä pitkin Suomen rannikkoa (Airaksinen & Karttunen 2001). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen alueelta tulokset julkaistiin Vainion & Kekäläisen (1997) raportissa, jonka mukaan Pohjois-Pohjanmaan merenrantaniityt ovat Suomen laajimmat ja arvokkaimmat sekä maisemaltaan että luonnonpiirteiltään. Alueelta inventoitiin yhteensä 36 merenrantaniittyä, yhteispinta-alaltaan 688,1 ha. Tutkimuskohteet valittiin Vainion & Kekäläisen (1997) julkaisun perusteella. Kohteiksi pyrittiin valitsemaan luonnonarvoiltaan

mahdollisimman edustavia niittyjä. Kaikki valitut kohteet on raportissa luokiteltu vähintään maakunnallisesti tai valtakunnallisesti arvokkaiksi. Merenrantaniittyjen edustavuuteen vaikuttavat niityn laajuus, selkeä rannansuuntainen vyöhykkeisyys sekä matalien kasvillisuusvyöhykkeiden monimuotoisuus ja pientopografian eroja heijastava mosaiikkimaisuus, harvinaisten tai uhanalaisten kasvillisuustyypien, kuten suolamaiden esiintyminen sekä järviruo'on ja pensaiden pieni peittävyys. Laidunnetuilla ja hoidetuilla niityillä on yleensä edellä mainittuja ominaisuuksia (Pykälä ym. 1994, Tolonen 1999, Vainio & Kekäläinen 1997, Airaksinen & Karttunen 2001).

Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksesta haettiin ja myönnettiin lupa asettaa pyydykset valituille kohteille (taulukko 1 & kuva 2, s. 36). Kultakin kohteelta otettiin koordinaattitiedot GPS-satelliittipaikantimen avulla. Tutkimuskohteiden kuvausten kasvillisuustyyppiluokittelussa on rantaniittyjen osalta noudatettu Pykälän ym. (1994) julkaisua, jossa kasvillisuustyyppit nimetään tavallisesti 1-3 valtalajin perusteella.

Taulukko 1. Perämeren rantaniittyjen ja –metsien tutkimuskohteet, niiden lyhenne (koodi), sijanti, luontotyyppi ja puuston latvuspeittävyys.

kohteen nimi	koodi	kunta	koord. grid 27 ° E		habitaatti	peitt. %
			N	E		
Hailuoto, Kaaranselkä, N, ranta	HaKaNMe	Hailuoto	7217575	3397418	sinikaislaniitty	0
Hailuoto, Kaaranselkä, N, metsä	HaKaNMe	Hailuoto	7217566	3397254	paju-järviruokoniitty	10
Hailuoto, Kaaranselkä, S, ranta	HaKaSRa	Hailuoto	7216679	3397663	matala punanataniitty	0
Hailuoto, Kaaranselkä, S, metsä	HaKaSMe	Hailuoto	7216662	3397497	lehtomainen metsä	70
Hailuoto, Pökönnoikka, N, ranta	HaPöNRa	Hailuoto	7222310	3400818	rantaluikkaniitty	0
Hailuoto, Pökönnoikka, N, metsä	HaPöNMe	Hailuoto	7222174	3400655	mesotrofinen korpi	40
Hailuoto, Pökönnoikka, keskiosa, ranta	HaPöMRa	Hailuoto	7221970	3400943	hapsiluikkaniitty	0
Hailuoto, Pökönnoikka, keskiosa, metsä	HaPöMMe	Hailuoto	7221942	3400858	järviruokoniitty	0
Hailuoto, Pökönnoikka, S, ranta	HaPöSRa	Hailuoto	7221344	3401176	kaisla-ruoko-heinäniitty	0
Hailuoto, Pökönnoikka, S, metsä	HaPöSMe	Hailuoto	7221355	3401039	rantalehto	60
Hailuoto, Tömpä, ranta	HaTöRa	Hailuoto	7208331	3397587	merisara-rönsyrölliniitty	0
Hailuoto, Tömpä, metsä	HaTöMe	Hailuoto	7208375	3397354	rantalehto	50
Oulunsalo, Papinkari, ranta	OuPaRa	Oulunsalo	7202093	3423428	järviruokoniitty	0
Oulunsalo, Papinkari, metsä	OuPaMe	Oulunsalo	7202203	3423600	rantalehto	60
Oulunsalo, Välitörmä, N, ranta	OuVäNRa	Oulunsalo	7212105	3418596	sinikaislaniitty	0
Oulunsalo, Välitörmä, N, metsä	OuVäNMe	Oulunsalo	7212158	3418586	rantalehto	35
Oulunsalo, Välitörmä, S, ranta	OuVäSRa	Oulunsalo	7211722	3418728	sinikaislaniitty	0
Oulunsalo, Välitörmä, S, metsä	OuVäSMe	Oulunsalo	7211659	3418730	rantalehto	40

## Hailuoto, Kaaranselkä

Hailuodon Kaaranselän niitty on valtakunnallisesti arvokkaaksi luokiteltu merenrantaniitty ja se on ollut perinteisen niitty- ja laiduntalouden käytössä 1950-luvulle saakka. Laidunnus aloitettiin uudelleen vuonna 1988 hiehojen ja lampaiden voimin. Kaaaranselältä on tavattu upossarpiota (Vainio & Kekäläinen 1997).

Kaaranselän laidunnettujen niittyjen eteläpuolisen lahden rannalle vietiin yhteensä neljä pyydystä. Pyydysparit sijaitsivat noin 900 metrin etäisyydellä toisistaan ja molempien parien metsä- ja rantapyydykset noin 150 metrin etäisyydellä toisistaan. Eteläisemmän parin rantapyydyks (HaKaSRa) sijaitsi kuivahkolla, matalakasvuisella sara- ja heinäniityllä, jonka läheisyydessä alle 10 m päässä alkoi yhtenäisempi ruovikko. Lisäksi kohteen läheisyydessä oli ruoppaisia, niukkakasvuisia laikkuja. Kohteen runsain kasvillisuus muodostui vihnesarasta ja rönsyröllistä, joiden seassa kasvoi mm. isolaukkua (*Rhinanthus seronitus ssp. vernalis*), jokapaikan- ja vesisaran risteymää (*Carex nigra x aquatilis*), punanataa, rantanätkelmää, ketohanhikkia (*Potentilla anserina*), suolavihvilää (*Juncus*

*gerardii* ssp. *gerardii*) sekä meri- ja hentosuolaketta. Tämä kohde oli sääskilajistoltaan monimuotoisin, mutta paikka on todennäköisesti kasvamassa hiljalleen umpeen järviruo' on levittäytyessä ympäröivältä alueelta. Tämän kohteen metsäinen pari oli hieskoivuvaltainen (*Betula pubescens*, pohjapinta-ala [ppa] = 12 m<sup>2</sup> / ha) lehtomainen metsä (HaKaSMe), jonka puustossa esiintyi myös niukasti harmaaleppää (*Alnus incana*, rl [runkoluku] = 200 runkoa / ha). Kohteen kenttäkerros muodostui laajalta alueelta lähes yhtenäisestä viitakastikkakasvustosta (*Calamagrostis canescens*), seuranaan mm. kurjenjalka (*Potentilla palustris*), mesiangervo sekä rantamatarra. Kohde ei ollut missään vaiheessa pyydystyskautta erityisen märkä.

Pohjoisemman parin rantapyydyys (HaKaNRa) oli kesäkuun alussa vielä noin 50 metriä vesirajasta, mutta sekä elo- että lokakuussa vesi oli huomattavasti ylempänä (> 40 cm). Kohde oli siis lähes koko pyydystyskauden varsin märkä. Runsaimmat kasvit tällä kaisla-luikkaniityllä olivat rantaluikka ja sinikaisla, joiden seassa kasvoi mm. rannikkovesikuusta (*Hippuris vulgaris x lanceolata*), myrkkyykeisoa (*Cicuta virosa*) ja merisuolaketta. Paikalta löytyi myös erittäin uhanalaista nelilehtivesikuusta (*Hippuris tetraphylla*) (Rassi ym. 2001, kuva 3). Tämän pyydysten pari ei tällä kertaa ollut metsässä, vaan ylempänä rannalla pajukkovyöhykkeellä (HaKaNMe), tiheähkön kiiltopaju- ja hieskoivukasvuston (rl 1400 ja 1000) keskellä. Järviruoko oli tällä kohteella runsain kasvi, seassa mm. mesimarjaa, rantamatarraa, mesiangervoa, lehtovirmajuurta, metsätähteä ja vilukkoa. Pyydyys sijaitsi pajukkovyöhykkeen ensimmäisissä pensaisissa rannalta päin katsoen.



Kuva 3. Hailuodon Kaaranselällä kasvoi uhanalainen nelilehtivesikuusi (*Hippuris tetraphylla*).  
Kuva: Teemu Nieminen 2005.

### Hailuoto, Pökönnokka

Laaja, avoin niittyneemi Pökönnokka on Vainion & Kekäläisen (1997) kartoituksessa todettu valtakunnallisesti arvokkaaksi merenrantaniityksi. Se on myös osa valtakunnallisesti arvokasta maisema-alueita sekä lintujensuojeluohjelman kansainvälisesti arvokas kohde. Pökönnokka on alueen ainoa alue, jossa laidunnus on jatkunut keskeytyksettä vuosikymmenien ajan ja jatkuu yhä. Lisäksi niittyä niitetään traktorilla säännöllisesti.

Pökönnokan niityille vietiin kolme pyydysparia, yhteensä kuusi pyydystä. Pohjoisimman ja keskimmäisen parin etäisyys oli noin 300 metriä, keskimmäisen ja eteläisimmän parin noin 600 metriä. Pohjoisimman parin pyydysten välinen etäisyys oli hieman yli 200 metriä, keskimmäisen parin alle 100 metriä ja eteläisimmän noin 150 metriä. Pohjoisimman parin rantapyydyys (HaPöNRa) sijaitsi aivan vesirajassa matalakasvuisten rantaluikkakasvustojen ja vesiallikoiden läheisyydessä. Yleisimpiä kasveja kohteella olivat rönsyrölli, vesi- ja vihnesaran risteymä, rantaluikka, sinikaisla ja järviruoko. Vedessä kasvoi äimäruohoa (*Subularia aquatica*). Rantaniitty oli niitetty koneellisesti ja niittojäte korjattu pois ennen elokuun käyntiä. Pohjoisimman parin metsäkohde (HaPöNMe) sijaitsi mesotrofisen korven ja rantametsän vaihettumisalueella, suon reunalla. Puusto muodostui harvasta hieskoivusta (ppa 2) ja harmaalepystä (ppa 1), seassa tiheänä kasvavaa kiiltopajua (rl 5000). Rämö- (*Sphagnum angustifolium*) ja

okarahkasammal (*Sphagnum squarrosum*) olivat suon runsaimmat sammalet. Kenttäkerroksen yleisin laji oli vesisara. Lisäksi kohteella kasvoi mm. järvikortetta (*Equisetum fluviatile*).

Keskimmäisen parin rantakohteen (HaPöMRa) kasvillisuus oli laikuttaista. Kohteella esiintyi mm. matalakasvuisia hapsiluikkayhdyskuntia (*Eleocharis acicularis*) seuranaan äimäruoho, heinä (rönsyrölli, luhtakastikka)-järviruoko–sinikaisla -yhdyskuntia sekä kasvittomia hietalaikkuja. Vesi-, vihne- ja merisaraa tavattiin saroja kasvavilta laikuilta. Myös isomaltsaa (*Atriplex prostrata*) kasvoi kohteella. Tämän kohteen pari sijaitsi ylempänä rannalla, pajukkovyöhykkeellä (HaPöMMe). Aivan pyydyksen läheisyydessä ei kuitenkaan kasvanut puita eikä pensaita. Kohteen runsaimman kasviston muodostivat viitakastikka ja järviruoko, joukossa mm. terttualpi ja lehtovirmajuuri.

Eteläisimmän parin sinikaisla- järviruoko- ja rönsyrölliyhdyskuntien luonnehtima kohde (HaPöSRa) sijaitsi noin 30 metriä naudoin laidunnetusta niitystä. Paikka oli osittain märkä. Järviruoko oli tälläkin kohteella valtaamassa alaa, seassa kuitenkin melko runsaasti sinikaislaa, rönsyrölliä ja viitakastikkaa sekä vähemmän ranta- ja hapsiluikkaa, suolavihvilää sekä hentosuolaketta. Eteläisin metsäpyydys (HaPöSMe) sijaitsi noin 10 metriä avoimesta rannasta, rehevässä rantalehdossa, jonka puuston muodosti tiheä, runsas harmaalepikko (ppa 12) seassa harvakseltaan hieskoivua (ppa 1). Kenttäkerroksen ehdoton valtalaji oli lehtovirmajuuri, seuranaan kurjenjalka, niittynurmikka, luhtamatara ja nurmirölli. Saroista edustettuina olivat tupas- (*Carex nigra ssp. juncella*) ja vihnesara.

#### Hailuoto, Tömpä

Valtakunnallisesti arvokkaaksi luokiteltu Hailuodon Tömpä on Perämeren laajimpia rantaniittyjä, lähes neliökilometrin laajuinen. Tömpän niityllä tavataan mm. uhanalaista rönsysorsimoa (*Puccinellia phryganodes*), nelilehtivesikuusta, upossarpiota ja ruijanesikkoa. Tömpän perinteinen viikate- ja hevosvetoinen niitto päättyi 1960-luvulle tultaessa, mutta vuodesta 1986 lähtien niittoa on jatkettu uudelleen koneellisesti. Tömpän niityillä esiintyy myös harvinaistuvaa suolamaakasvillisuutta: luoto- ja rönsysorsimoyhdyskuntia (Vainio & Kekäläinen 1997).

Tömpän niitylle vietiin alkukesästä yhteensä neljä pyydystä, joista kaksi oli joutunut nautojen runtelemiksi ennen elokuun tyhjennyskertaa. Jäljelle jääneistä kahdesta pyydyksestä toinen sijaitsi rantaniityllä, toinen rantametsässä, noin 200 metrin etäisyydellä toisistaan. Vesiraja vaihteli rannalle asetetun pyydyksen (HaTöRa) suhteen runsaasti kesän mittaan. Välillä pyydys oli yli 100 metrin päässä vesirajasta, mutta esim. kesän alussa sekä lokakuussa vesiraja oli pyydyksen tuntumassa (kuva 4, s. 36). Tömpän matalakasvuiset merisara-rönsyrölli-luhtakastikkayhdyskunnat oli niitetty elokuun käyntikertaan mennessä. Luonnehtijalajien lisäksi kasvillisuudessa esiintyi vihnesaraa, rantaluikkaa ja hieman järviruokoa.

Metsän puoleinen pyydys (HaTöMe) sijaitsi lehtomaisessa, heti avoimen rannan jälkeen alkavassa metsässä. Puusto koostui harmaalepistä (ppa 5) ja hieskoivusta (ppa 3). Myös lahoa harmaaleppää esiintyi (ppa 2). Kasvilajistosta mainittakoon ruohot nurmilauha, mesiangervo, mesimarja, metsätähti, isotalvikki, lehtovirmajuuri ja hiirenvirna.

#### Oulunsalo, Papinkari

Papinkari on suojainen merenlahti Oulunsalon kunnan alueella. Pyydyksiä asetettiin kaksi kappaletta, rantametsään (kuva 5, s. 37) ja rantaniitylle, noin 200 metrin etäisyydelle toisistaan. Lehtomaisessa rantametsässä (OuPaMe) pääpuulajeina olivat noin 12 metrin

pituuteen yltävä hieskoivu (ppa 7) ja harmaaleppä (ppa 2), seassa raitaa (rl 5000). Kenttäkerroksessa ehdoton valtalaji oli mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), seassa mm. niittyleinikkiä (*Ranunculus acris*), rentukkaa (*Caltha palustris*), lehtovirmajuurta (*Valeriana sambucifolia*) sekä mesimarjaa (*Rubus arcticus*).

Rantaniityllä oleva pyydys (OuPaRa) oli toukokuussa pyydyksen asettamisen aikoihin avoin, mutta jäi myöhemmin kesällä runsaan ja tiheän järviruokokasvuston (*Phragmites australis*) keskelle. Noin viiden metrin päässä pyydyksestä, ruovikon keskellä sijaitsi noin kolmen aarin kokoinen suursaraniitylaikku, valtajeina suolasara (*Carex halophila*), vesisara (*Carex aquatilis*) sekä suolasaran ja jokapaikansaran risteymä (*Carex halophila x nigra*). Kohteen muita kasveja olivat mm. rantaluikka (*Eleocharis palustris*), terttualpi (*Lysimachia thyrsoflora*) sekä sinikaisla (*Schoenoplectus tabernaemontani*). Lokakuussa vesi oli huomattavasti korkeammalla (noin 30 cm) kuin aikaisemmin kesällä.

### Oulunsalo, Välitörmä

Maakunnallisesti arvokkaaksi luokiteltu Oulunsalon Välitörmän niitty on viimeiset parikymmentä vuotta kehittynyt luonnontilassa, sillä laidunnus alueella loppui vuonna 1984 (Vainio & Kekäläinen 1997). Kuitenkin niittykasvillisuuden vyöhykkeisyys on vielä hyvin nähtävissä eikä järviruoko ollut vielä levittäytynyt tutkimuskohteiden läheisyyteen.

Välitörmän alueelle pystytettiin yhteensä neljä pyydystä. Kaksi merenlahden pohjoispuolelle ja kaksi eteläpuolelle. Parien välimatka toisiinsa oli noin 500 metriä. Pohjoisemman pyydysparin rantakohde (OuVäNRa) oli matalakasvuinen, hyvin märkä sinikaislarantaniitty, jonka valtalajeina olivat rantaluikka (*Eleocharis palustris*) ja sinikaisla, seassa terttualpia ja rönsyrölliä (*Agrostis stolonifera*). Kohteelta tavattiin myös merisuolaketta (*Triglochin maritima*). Pyydys oli noin 20 metrin etäisyydellä avovedestä. Pohjoisempi metsäpyydys (OuVäNMe) sijaitsi varsin kuivassa, lehtomaisessa rantametsässä, valtapuinaan lyhyehköt (~8 m) hieskoivut (ppa 4) ja harmaalepät (ppa 2). Myös lahoa harmaaleppää oli hieman (ppa 1). Kenttäkerroksen valtalajeina olivat mesiangervo ja lehtovirmajuuri seuranaan mm. ruohokanukka (*Cornus suecica*), mesimarja, lehtokorte (*Equisetum pratense*) ja hiirenvirna (*Vicia cracca*). Kohde oli koko pyydystyskauden varsin kuiva.

Välitörmän eteläpuolisen kohteen rantapyydys (OuVäSRa) sijaitsi erittäin märällä sinikaislarantaniityllä. Sinikaislan ohella kohteella esiintyivät ns. ruijanesikkoryhmään (kts. esim. Siira 1970, Väre ym. 2004) kuuluvat lajit vihnesara (*Carex paleacea*) ja merisara (*Carex mackenziei*). Lisäksi kohteella kasvoi rantaluikkaa sekä meri- ja hentosuolaketta (*Triglochin palustris*). Eteläosan metsäpyydys (OuVäSMe) sijaitsi keskellä kuivahkoa harmaaleppävaltaista (ppa 3) lehtomaista metsää, jossa kasvoi myös jonkin verran hieskoivua (ppa 1) sekä pensaina kiiltopajua (*Salix phylicifolia*, rl 600) ja pihlajaa (*Sorbus aucuparia*, rl 400). Runsaanpina kenttäkerroksen lajeina oli jälleen mesiangervo, seuranaan mm. nurmirölli (*Agrostis capillaris*), nurmilauha (*Deschampsia cespitosa*), punanata (*Festuca rubra*), niittynurmikka (*Poa pratensis*), rantamatara (*Galium palustre*), rantanätkelmä (*Lathyrus palustris*), lehtovirmajuuri sekä metsätähti (*Trientalis europaea*). Kohteella oli myös melko runsaasti pensasmaista (rl 1000) lahoa harmaaleppää. Vainion & Kekäläisen (1997) kartoituksessa Välitörmän alueelta löydettiin myös valtakunnallisesti silmälläpidettävät ruijanesikko (*Primula sibirica*) ja uopssarpio (*Alisma wahlenbergii*).

### 2.3. Tutkimusmateriaalin kerääminen ja määrittäminen

Tutkimuspaikoille asetettiin yhteensä 18 Malaise-pyydystä yhdeksään eri kohteeseen. Jokaisessa kohteessa toinen pyydyksistä asetettiin avoimen rantaniityn alueelle ja toinen ylempään rantalehtoon tai mikäli ranta ei päättynyt metsään (metsä oli raivattu pelloksi

tms.), pyydys asetettiin mahdollisimman kauas rantaniitystä, esim. pajukovyöhykkeelle. Tutkimuksessa käytetyt pyydykset ovat mustasta ja valkeasta kankaasta valmistettuja telttamaisia pyydyksiä, joiden korkeus on 140, pituus 110 ja leveys 70 cm (kuva 4, s. 36). Malaise on ns. passiivinen pyydys, joka ei houkuttele hyönteisiä, vaan lentäessään pyydystä kohti hyönteiset törmäävät pyydyksen keski- tai päätykankaaseen, jolloin ne lähtevät kiipeämään ylöspäin. Pyydyksen korkeimmassa kohdassa on reikä, joka johtaa hyönteiset reikään kiinnitettyyn keräysastiaan. Malaise-pyydys on muihin pyydystysmenetelmiin verrattuna todettu hyvin tehokkaaksi keinoksi pyydystä kaksisiipisiä hyönteisiä (esim. LeSage & Harrison 1981). Maastokauden aikana keräysastiassa oli nesteinä 50 % etyleeniglykolia. Lisäksi hyönteisten säilyvyyden parantamiseksi astioihin lisättiin 3 % ruokasuolaa sekä hieman astianpesuainetta pyydysnesteen pintajännityksen poistamiseksi (jotta hyönteiset uppoaisivat paremmin nesteen sisään). Astioiden tyhjennyksen jälkeen hyönteismateriaali säilöttiin 70 % etanoliin. Pyydykset vietiin maastoon 29.6 – 04.07.2005, tyhjennettiin kerran 10.08 - 12.8.2005 ja haettiin pois 07.10 – 09.10.2005. Kohteilla HaPöNRa, HaPöMMe, HaKaSRa ja HaKaNRa keräysastia oli viimeisen jakson aikana irronnut kiinnityksestään, jolloin osa materiaalista oli joutunut hukkaan. Tähän syynä oli todennäköisesti astian auringon haurastuttaman muovikiinnityksen pettäminen. Lisäksi kohteilla HaPöMRa ja HaTöR koko keräysastia oli pudonnut ja kadonnut jäljettämiin viimeisellä jaksolla, ilmeisesti meriveden kuljettamana.

Määritettävät sääskiheimot poimittiin säilytysastioista keväällä 2007 stereomikroskoopin alla. Poiminnan jälkeen sääsket määritettiin lajilleen stereo- ja tutkimusmikroskoopeilla. Määrittäminen päättyi helmikuussa 2008. Kaikista määritetyistä lajeista tallennetaan näytteet Jyväskylän yliopiston museon luonnontieteellisen osaston (Keski-Suomen luontomuseo) kokoelmiin vuoden 2008 aikana. Määrittäminen teki heimojen Tipulidae, Limoniidae, Pediciidae ja Cylindrotomidae osalta tämän kirjoittaja sekä heimojen Ptychopteridae, Psychodidae ja Dixidae osalta Jukka Salmela. Salmela on myös tarkistanut kirjoittajan tekemiä määrittämiä.

Tutkimuskohteilla oleva kasvillisuus inventoitiin maastotöiden ohessa kesäelokuussa 2005 (liite 2). Kunkin lajin peittävyyttä arvioitiin silmämääräisesti asteikolla 0-5 (0 = lajia ei esiinny, 5 = lajin peittävyys lähes 100%). Lajin yleisyyttä (frekvenssiä) ei tässä yhteydessä tarkasteltu. Kasvillisuus inventoitiin Malaise-pyydyksen läheisyydestä viiden metrin säteellä. Joitakin lajeja kerättiin maastosta myöhemmin tapahtuvaa määrittäystä varten. Puustosta arvioitiin latvuspeittävyys silmämääräisesti (taulukko 1) sekä mitattiin relaskoopilla puuston pohjapinta-ala ( $m^2$  / ha) ja milloin puusto oli vähäisempää ja nuorempaa, käytettiin runkolukua (rl / ha).

#### 2.4. Tilastollinen käsittely

Ranta- ja metsäkohteiden lajirunsauden välisiä eroja analysoitiin t-testillä. Kasvi- ja sääskilajimäärien välisiä korrelaatioita tutkittiin käyttäen Spearmanin järjestyskorrelaatiokerrointa. Sääskien yksilömäärään tehtiin logaritmuunnos, jotta t-testin vaatimat oletukset saatiin toteutumaan.

Sääskien ja kasvien yhteisörakenteiden tutkimiseksi käytettiin ei-metristä moniulotteista skaalausta / NMS-ordinaatiota (Nonmetric Multidimensional Scaling) sekä hierarkkista klusterianalyysia (Cluster Analysis). NMS-ordinaatio perustuu tutkimuskohteiden järjestettyyn etäisyyteen ordinaatioavaruudessa kohteilla tavattujen lajien määrien mukaan laskettuna (McCune & Mefford 1999). Ordinaation väärintulkinnan mahdollisuutta mitataan stressiarvolla, jonka lukemalla 5-10 ordinaatio on onnistunut (McCune 1997). Tässä tutkimuksessa pienintä mahdollista stressiarvoa etsittiin satunnaisista aloituskoordinaateista Sörensenin etäisyysmittaan käyttäen, toistamalla

analyysi yhdessä ajossa 100 kertaa ja antaen ohjelman valita paras ordinaatio. Analyyseissa käytettäväksi valittiin kolmiulotteinen ordinaatio, jonka pienimmäksi stressiarvoksi sääskiaineistolla saatiin lukema 9.887, kasvillisuusaineiston pienin stressiarvo oli 7.355. Klusterianalyysi tehtiin sääskille käyttäen Sorensenin etäisyysmittaa, flexible beta:a linkkimetodina (linkage method) beta-arvolla  $-0.5$ ; ketjuuntumisprosentti (percent of chaining) oli 3.19.

Tutkimuskohteiden välisiä eroja testattiin MRPP-analyysillä (Multi-Response Permutation Procedures). Ei-parametrisella MRPP-menetelmällä voidaan testata yhteisökoostumuksien eroja ennalta määritellyissä ryhmissä (McCune & Mefford 1999). Kohteet satunnaistetaan käsiteltäviin ryhmiin niiden välisten erojen merkitsevyyden testaamiseksi. Parametrilla A (chance-corrected within-group agreement) mitataan ryhmien välistä yhtenäisyyttä. A saa arvon 1, jos ryhmän sisällä ei ole eroja (ts. jos kaikki kohteet ryhmän sisällä ovat samanlaisia). Vaihtelun ollessa satunnaista A saa arvon 0. Tutkimuskohteiden samankaltaisuutta testattiin ensin ennalta määrättyllä jaolla metsä- ja rantakohteisiin (0 = ranta, 1 = metsäkohde) ja lisäksi klusterianalyysissä muodostetuilla ryhmillä (1 = metsä, 2 = ranta). Klusterianalyysin perusteella syntyneitä jakoa käytettiin myös NMS-ordinaation visuaalisessa esittämisessä ja indikaattorilajianalyyseissa.

Mahdollisten indikaattorilajien selvittämiseksi sääskiaineistolle tehtiin indikaattorilajianalyysi (Dufrene & Legendre 1997). Analyysi laskee ennakkoon määrättyjen ryhmien jokaiselle lajille indikaattoriarvot (IV). Arvot lasketaan seuraavasti (McCune & Grace 2002):

1. lasketaan lajin yksilöiden suhteellinen runsaus ryhmässään suhteessa lajin yksilöiden runsauteen muissa ennakkoon määritetyissä ryhmissä
2. lasketaan lajin suhteellinen frekvenssi (kohteet joissa laji esiintyy / kaikkien kohteiden määrä) jokaisessa ryhmässä
3. kerrotaan kohdat 1 ja 2 ja muutetaan tulos prosenttimuotoon

Kullekin lajille saadaan näin IV-arvo väliltä 0-100. Korkeita arvoja saavat lajit, jotka esiintyvät runsaina ja monella kohteella omassa ryhmässään. Indikaattoriarvojen tilastollista merkitsevyyttä testattiin Monte Carlo -permutaatiolla. Aineisto järjestettiin ensin uudelleen satunnaisesti ennalta määrättyihin ryhmiin. Testissä käytettiin 1000 permutaatiota ja merkitsevyyksrajaksi indikaattoriarvon saaneille lajeille määrättiin 0.05.

Ennen tilastollisia testejä aineistosta etsittiin poikkeavia havaintoja. Analyysi tehtiin käyttäen Sorensenin etäisyysmittaa standardiarvolla 2.0. Poikkeavia havaintoja ei löytynyt. Keskiarvo- ja korrelaatiotesteihin käytettiin SPSS 15.0 -ohjelmaa. Muihin analyysihin käytettiin PC-ORD 4.0-ohjelmaa (McCune & Mefford 1999).

Shannonin diversiteetti-indeksit (H) on laskettu kaavalla  $H = - \sum(p_i * \ln[p_i])$  ja Simpsonin indeksit kaavalla  $D = 1 - \sum(p_i * p_i)$ . Kaavoissa  $p_i$  on lajin suhteellinen yksilömäärä  $n_i/N$  (lajin yksilömäärä  $[n_i]$  kussakin kohteessa jaettuna kohteen kokonaisyksilömäärällä  $[N]$ ).

### 3. TULOKSET

#### 3.1. Sääskien ja kasvillisuuden monimuotoisuus

Tutkimuksessa pyydystettiin yhteensä 3394 sääskeä 79 lajista (taulukko 2, liite 1). Lajit jakautuivat seitsemään heimoon seuraavasti: Limonidae (32 spp), Pedicidae (3), Tipulidae (20), Cylindrotomidae (3), Ptychopteridae (1), Psychodidae (18), Dixidae (2). Keskimäärin kohteilla oli 16,2 lajia. Sääskien lajimäärä ei eronnut merkitsevästi toisistaan ranta- ja metsäkohteilla ( $t = 1.34$ ,  $df = 16$ ,  $p = 0.198$ ). Suurin lajimäärä (26 spp) tavattiin Hailuodon Kaaranselän eteläosan rantaniityltä (HaKaSRa). Pienimmät lajimäärät löytyivät Hailuodon



Pökönnoikan eteläosan metsäkohteelta (HaPöSMe) sekä Oulunsalon Välitörmän pohjoisosan rantalehdosta (OuVänMe), molemmilta 8 lajia. Klusterianalyysissä ranta- ja metsäkohteisiin jaettu aineisto erosi sääskilajiston suhteen seuraavasti: pelkästään metsäisillä kohteilla esiintyneitä lajeja oli yhteensä 66 (k.a. = 15,5), pelkästään rantakohteilla lajeja oli 48 (k.a. = 17,1).

Sääskien yksilömäärä rantakohteilla oli yhteensä 2514 (k.a. = 280), metsäkohteilla 880 (k.a. = 97). Rantakohteilla oli merkitsevästi enemmän yksilöitä metsäkohteisiin verrattuna ( $t = 3.84$ ,  $df = 16$ ,  $p = 0.001$ ).

Frekvenssiltään yleisimpiä (esiintyivät yli puolella tutkimuskohteista) lajeja olivat: *Idioptera pulchella* (77,8 %), *Dicranomyia hyalinana* (77,8 %), *Ptychoptera minuta* (72,2 %); *Erioptera sordida*, *Dicranomyia modesta*, *Tipula suncunctans*, *Tipula pierrei*, *Logima satchelli* ja *Tematoscopus similis*, joiden esiintymisfrekvenssi oli 61,1 % sekä *Nigrotipula nigra* ja *Symplecta stictica* frekvenssillä 55,6 %. Yksilömääriltään kuusi runsainta lajia olivat *Ptychoptera minuta* (595 exx), *Tipula pierrei* (534), *Tematoscopus similis* (456), *Dicranomyia hyalinata* (400), *Psycmera integella* (170), *Erioptera squalida* (151), yhteensä 2306 yksilöä, käsittäen 68 % koko tutkimuksen kokonaisuusyksilömäärästä. Sellaisia lajeja, joista tavattiin vain yksi yksilö, oli 28 kappaletta. 32 lajia tavattiin vain yhdestä pyydyksestä.

Shannonin diversiteetti-indeksin perusteella monimuotoisin kohde sääskilajistoltaan oli Hailuodon Kaaranselän eteläosan rantaniitty (HaKaSRa) ( $H = 2.411$ ). Simpsonin diversiteetti-indeksin perusteella monimuotoisin kohde puolestaan oli Oulunsalon Välitörmän pohjoisosan rantalehto (OuVänMe) ( $D = 0.8642$ ). Pienimmän arvot molemmissa testeissä ( $H = 1.204$ ,  $D = 0.5006$ ) sai Oulunsalon Välitörmän pohjoisosan rantaniitty (OuVänRa).

Rantaniityiltä ja -metsistä inventoitiin yhteensä 68 kasvilajia (liite 2). Metsissä oli keskimäärin enemmän lajeja kuin rannoilla (12.2 vs 9.9), mutta ero ei ollut merkitsevä ( $t = -1.4$ ,  $df = 16$ ,  $p = 0.171$ ). Eniten lajeja oli Oulunsalon Välitörmän eteläisellä metsäkohteella (OuVäSMe), yhteensä 18 lajia, vähiten Hailuodon Pökönnoikan keskiosan pajukkovyöhykkeen kohteella (HaPöMMe), 5 lajia. Viisi yleisintä lajia olivat *Galium palustre* (11 kohteella), *Phragmites australis* (9), *Betula pubescens*, *Eleocharis palustris* ja *Trientalis europaea* (8).

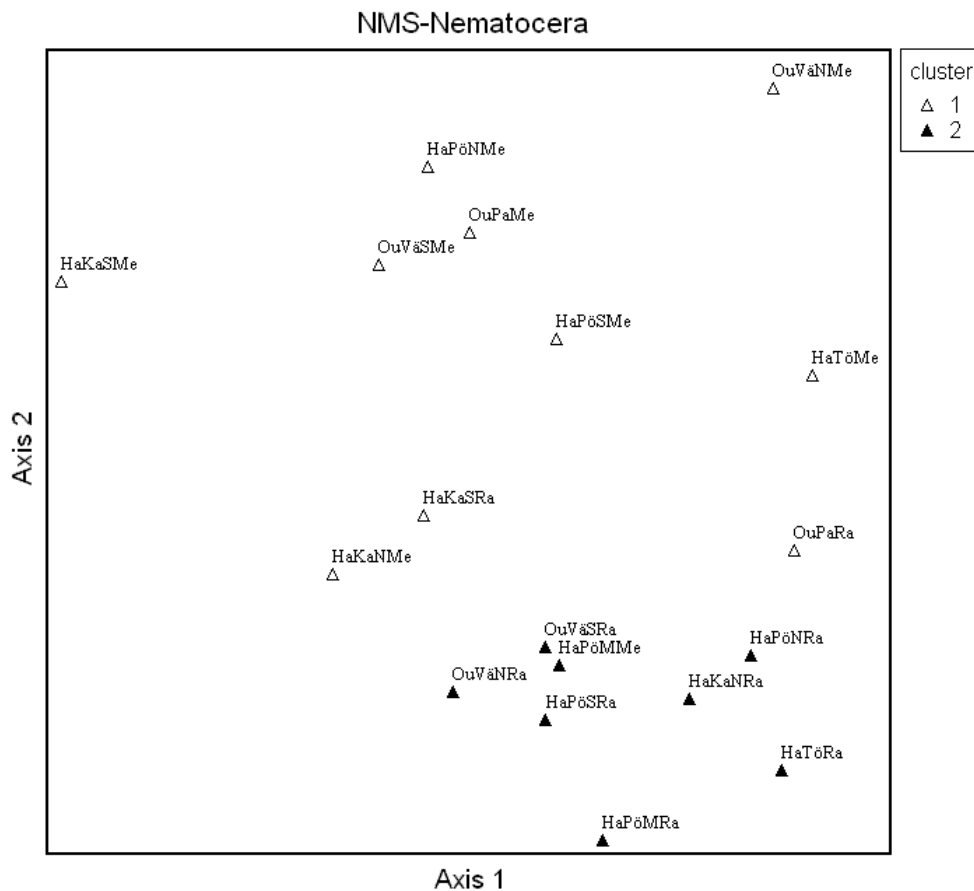
Kasvi- ja sääskiaineiston lajimäärät eivät korreloineet merkitsevästi keskenään.

### 3.2. Tutkimuskohteiden luokittelu sääski- ja kasvillisuusaineistolla

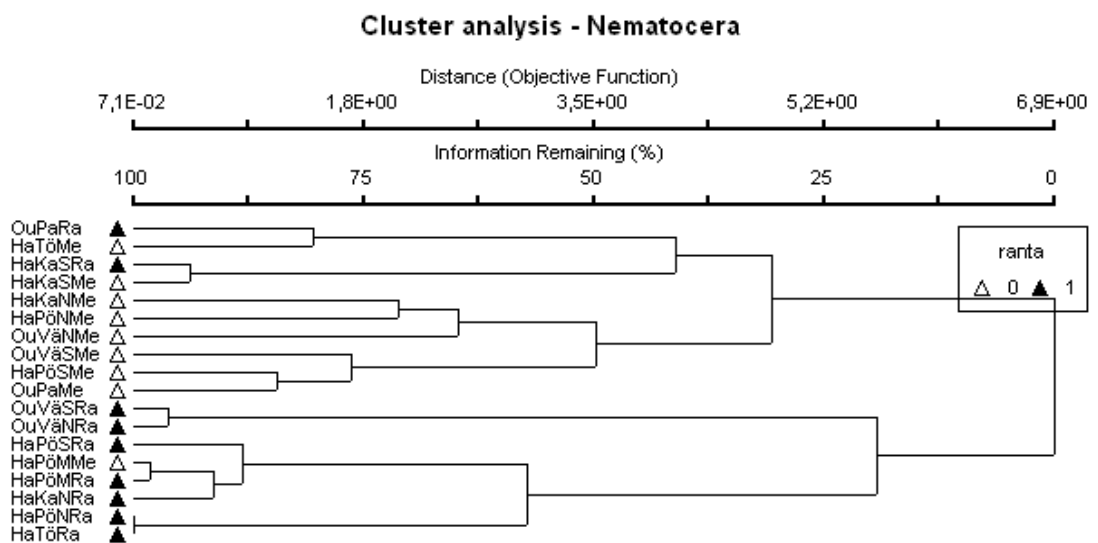
Sääskiaineistossa havaittiin alkuperäisen ranta-metsä-jaottelun (0 = ranta, 1 = metsä) mukaisesti järjestetyissä ryhmissä tilastollisesti merkitsevä ero (MRPP:  $A = 0.044$ ,  $p = 0.0017$ ). A:n arvo jäi kuitenkin pieneksi, minkä katsottiin tarkoittavan, että jaottelu oli epäonnistunut ja aineisto ryhmiteltiin uudelleen klusterianalyysin avulla. Uudessa ryhmittelyssä (1 = metsä, 2 = ranta) MRPP-testin tuloksiksi saatiin arvot  $A = 0.067$  ja  $p = 0.00004$ . Tulos osoittaa, että uudessa ryhmittelyssä ryhmien sisäiset vaihtelut ovat pienempiä kuin alkuperäisessä jaossa ja jaottelu siten alkuperäistä onnistuneempi. NMS-ordinaatiosta voidaan havaita ranta- ja metsäkohteiden jakautuminen klusteroinnin jälkeen melko selvästi kahteen ryhmään (kuva 6), joista rantaniityt muodostavat yhtenäisemmän ryhmän. Klusteroinnissa tehty jako (kuva 7) poikkesi alkuperäisestä jaottelusta seuraavasti:

- Ryhmään 1 tuli kymmenen kohdetta, ryhmään 2 kahdeksan kohdetta.
- Ryhmässä 1 muut olivat metsäisiä kohteita, mutta mukaan tuli lisäksi Oulunsalon Papinkarin ranta (OuPaRa) (ruovikkovaltainen rantaniitty) sekä Hailuodon Kaaranselän eteläosan ranta (HaKaSRa) (sekä sääski- että kasvilajistoltaan tutkimuksen monimuotoisin rantaniitty).
- Ryhmästä 2 muut olivat rantaniityjä paitsi Hailuodon Pökönnoikan keskiosan

metsäkohde (HaPöMMe), joka oli avoin ruokovaltainen pajukkovyöhykkeen kohde.

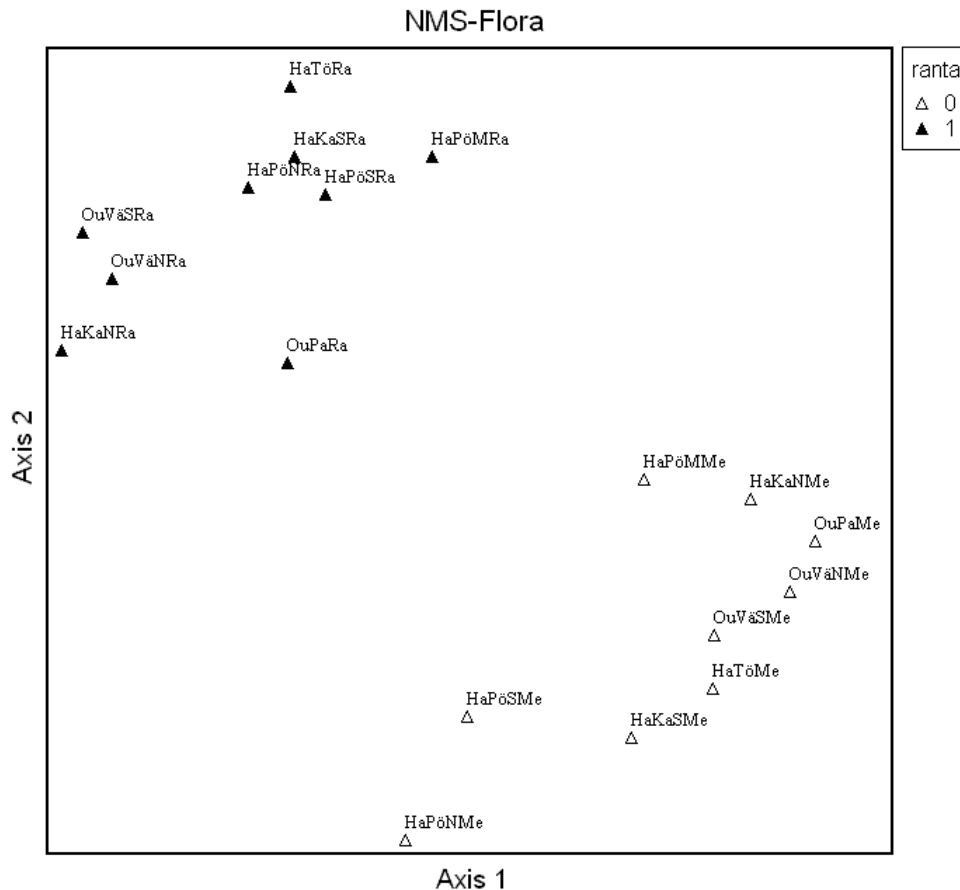


Kuva 6. Perämeren rantaniityt (-Ra) muodostavat sääskiaineiston NMS-ordinaatiossa yhtenäisemmän ryhmän merenrantametsiin (-Me) verrattuna. Symbolit viittaavat klusterianalyysin mukaisiin ryhmiin (1 = metsät, 2 = niityt).



Kuva 7. Sääskilajiston suhteen Perämeren rantaniityt ja -metsät jakautuivat tutkimusasetelman mukaisesta ranta-metsä-jaottelusta hieman poikkeavasti klusterianalyysin jälkeen. 0 = metsät (värittömät kolmiot), 1 = niityt (mustat kolmiot).

Kasviyhteisöt tutkituilla ranta- ja metsäkohteilla erottuivat erittäin selvästi omiksi ryhmikseen alkuperäisen jaon mukaan (MRPP:  $A = 0.181$ ,  $p = 0.000024$ ). Tulos näkyy myös NMS-ordinaatiossa hyvin (kuva 8). Niittyrantojen kasvillisuustyypeistä useimmin olivat edustettuina sinikaisla- ja järviruokoyhdyskunnat molemmat kolmella kohteella sekä rantametsistä mesiangervo- ja lehtovirmajuurivaltaiset lehdot viidellä kohteella. Niittyrantojen kasvillisuustyypeissä oli rantametsiä enemmän vaihtelua.



Kuva 8. Kasvillisuuden perusteella luokiteltuna Perämeren merenrantaniityt ja –metsät jakautuvat NMS-ordinaatiossa erittäin selvästi kahteen eri ryhmään. 0 = metsät, 1 = niityt.

### 3.3. Sääskien ajallinen esiintyminen ja indikaattorilajit

Sääskien ajallisesta esiintymisestä ei voida pelkkien harvoin tyhjennettävien malaise-pyydysten avulla tehdä luotettavia päätelmiä. Kuitenkin voidaan karkeasti arvioida, ovatko runsaslukuisena esiintyneet lajit alku- keski- vai loppukesän lajeja (taulukko 3). Valtaosa tutkimuksessa esiintyneistä sääskistä oli kesä-heinäkuun aikana lentäviä lajeja.

Taulukko 3. Perämeren merenrantaniittyjen ja –metsien runsaimpien sääskien lentoajat, yksilömäärät ja tärkeimmät elinympäristöt (kts. elinympäristön selitykset taulukosta 3).

Laji	Lentoaika	n	Habitaatti
<i>Ptychoptera minuta</i>	kesä-(heinä)	595	kosteikot
<i>Tipula (Yamatotipula) pierrei</i>	kesä-heinä-(elo)	534	kosteikot
<i>Telmatoscopus similis</i>	kesä-(heinä-elo)	456	merenrantaniityt
<i>Dicranomyia (Dicranomyia) hyalinata</i>	kesä-(heinä)	400	merenrantaniityt, rehevät suot
<i>Psycmera integella</i>	kesä-(heinä)	170	luhdet, merenrantaniityt
<i>Erioptera (Erioptera) squalida</i>	(kesä)-heinä-(elo)	151	merenrantaniityt
<i>Idioptera pulchella</i>	kesä	144	kosteikot

Sääskien indikaattorilajianalyysissä aineistosta löytyi kuusi indikaattoria: *Dicranomyia hyalinata* (IV = 87.6; p = 0.003), *Tematoscopus similis* (IV = 84.2; p = 0.009), *Erioptera sordida* (IV = 81.8; p = 0.005) *Tipula pierrei* (IV = 73.8; p = 0.045), *Ptychoptera minuta* (IV = 73.6; p = 0.033) ja *Erioptera squalida* (IV = 50.0; p = 0.028). Kaikki indikaattorilajit olivat rantakohteilta. Metsäkohteilta lähimmäksi indikaattoriarvoa pääsivät lajit *Tipula subcunctans* (IV = 62.4; p = 0.103), *Tanyptera atrata* (IV = 40.0; p = 0.091) ja *Ula sylvatica* (IV = 40.0; p = 0.088).

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Sääskien ja elinympäristöjen yhteisörakenne

Sekä sääskien että kasvillisuuden yhteisörakenteissa voidaan analyysien perusteella todeta huomattava ero rantaniittyjen ja -metsien välillä (kuvat 6 & 8). Muutama kohde vaihtoi klusterianalyysin jälkeen paikkaa metsäisten ja niittymäisten habitaattien välillä (kuva 7). Metsäkohteeksi tutkimuskohteiden valinnoissa luokiteltu, mutta käytännössä vain ylemmän rannan pajukkovyöhykkeellä sijainneen kohteen (HaPöMMe) siirtyminen rantakohteiden ryhmään ei näin ollen ole yllätys. Kuitenkin myös Hailuodon Kaaranselän pohjoisemman parin metsäkohde (HaKaNMe) oli samantyyppisellä pajukkovyöhykkeen habitaatilla, mutta se ei silti klusterianalyysissä siirtynyt rantakohteiden ryhmään. Analyysissä metsäkohteiden joukkoon siirtyneet kasvilajistoltaan hyvinkin niittymäiset HaKaSRa ja OuPaRa ovat NMS-ordinaation (kuva 6) perusteella lähimpänä rantakohteita. Lisäksi hieman niittymäinen pajukkovyöhykkeen kohde HaKaNMe sijoittuu ordinaatiossa lähemmäksi rantaniittyjä kuin muita metsäkohteita. Klusterianalyysin dendrogrammin perusteella aineistoa olisi voinut jakaa useampaankin kuin kahteen ryhmään (kuva 7), eli luokitella kohteet tarkemmin erilaisiin rantametsien ja -niittyjen yhteisötyyppeihin. Kuitenkin pienempiin ryhmiin jaettaessa niiden ekologinen luokittelu olisi ollut hankalaa mm. tutkimuksessa käytettyjen taustamuuttujien vähäisen määrän sekä otoskoon pienuuden (n = 9) takia.

Havaitut erot sääskien lajikoostumuksessa rantaniityillä ja -metsissä johtunevat etenkin varsin erilaisista elinympäristöistä (taulukko 2, kuva 9). Metsät ovat pääosin varjoisia, rantoihin verrattuna kuivahkoja ympäristöjä, joiden kasvillisuus myös eroaa selvästi niittyrantojen kasvillisuudesta (kuva 8). Olosuhteet niittyrannoilla ovat epävakaaat: mm. auringonpaahde, tuuli ja vedenkorkeuden vaihtelut luovat hyvin erilaisen habitaatin metsiin verrattuna niin sääskien toukille kuin aikuisille hyönteisille. Lisäksi merenrantaniityillä suolaisen veden ja jokien tuoman makean veden vaihtelu luovat oman erityispiirteensä rantojen sääskiyhteisöille.

NMS-ordinaatioiden perusteella jako metsä- ja rantakohteisiin oli samansuuntainen kasvi- ja sääskiaineistoilla (kuvat 6 & 8). Kuitenkin hajonta sääskien suhteen oli suurempaa kuin kasvillisuuden. Myös MRPP-testeissä kasvillisuus sai selvästi korkeamman A-arvon sääskilajistoon verrattuna (0,181 vs. 0,044). Syynä tähän on erityisesti se, että metsäisten kohteiden sääsket voivat olla peräisin laajasta valikoimasta erilaisia habitaatteja (esim. erilaiset pyydyksen lähellä sijaitsevat kosteikot, lahopuu, sienten itiöemät), mikä yhdistettynä pienempään pyyntimäärään tekee sääskilajistosta hajanaisemman ryhmän rantakohteisiin verrattuna. Lisäksi on huomattava, että paikallaan pysyvinä kasvit muodostavat selvästi toisistaan erottuvia yhteisöjä rantametsissä ja -niityillä. Lisäksi ne on helppo inventoida. Sääsket puolestaan voivat periaatteessa päätyä Malaise-pyydyksiin pitkänkin matkan päästä. Sääskiyhteisöjen NMS-ordinaation sijoittumisen perusteella ei kuitenkaan voida tehdä luotettavia päätelmiä esimerkiksi siitä, onko 1) ryhmien sisällä (metsät & rannat) eri alueilla, 2) eri alueiden välillä (esim.

Papinkari, Kaaranselkä, Tömpä) tai 3) samalla alueella (esim. Pökönokka tai Kaaranselkä) olevien eri ranta/metsäkohteiden sääskiyhteisöissä samankaltaisuuksia. Mainittujen päätelmien tekemiseksi täytyisi otoskoon olla merkittävästi suurempi ja kohteiden sijaita kauempana toisistaan. Yhteisörakenteita voisi paremmin vertailla mikäli tutkittaisiin esimerkiksi kokonaan eri kasvillisuusvyöhykkeellä sijaitsevia tutkimusalueita (esim. Saaristomeren, Merenkurkun ja Perämeren rantaniityt).

Kahdella kohteella sääskien lajimäärä jäi huomattavan pieneksi (OuVäNMe, 9 yksilöä, 8 lajia ja HaPöSMe, 27 yksilöä, 8 lajia). Syyt yksilö- ja lajimäärien pienuuteen kohteilla voivat johtua mm. kuivuudesta (sijainti kuivalla rantatöyräällä puoliavoimessa, paahteisessa ympäristössä), mistä seuraa huonot olosuhteet sääskitoukkien kehittymiselle. Kohteista ensiksi mainittu olikin varsin kuivalla habitaatilla, kun taas jälkimmäisen kohteen pyydys sijaitsi rehevässä rantalehdossa. Tällä kohteella syy sääskien vähäiseen määrään saattaa kuitenkin olla vain se, että merenrantametsät eivät ole erityisen monilajisia ympäristöjä ainakaan tutkittujen sääskiheimojen osalta. Vertailun vuoksi mainittakoon muiden samankaltaisten, rehevien mesinangervo- ja lehtovirmajuurivaltaisten rantalehtojen pyydystystuloksia (HaTöMe, 42 yksilöä, 12 lajia, OuVäSMe 37, 16 ja OuPaMe 41, 16). Tutkimuksen laji- ja yksilömäärät jäivät kokonaisuutenakin alhaisemmaksi kuin J. Salmelan (julkaisematon) vuosina 1999-2006 keräämien sääskiaineistojen keskimääräiset laji- (26,2 spp/pyydys/kausi) ja yksilömäärät (295 exx/pyydys/kausi). Toisaalta merenrantaniityt muodostavat Salmelan pääosin puroja, lähteitä ja soita käsittelevässä aineistossa selvästi muista erottuvan ryhmän. Tämä johtuu merenrantaniityillä esiintyvistä halobionteista ja halofiileista sääskilajeista, joita ei tavata muualla. Rantaniityjen pientä lajimäärää selittää osittain se, että tutkitut rantaniityt ovat elinympäristöjen kirjoiltaan monotonisia verrattuna esimerkiksi latvapuroihin, joissa on pienellä alueella paljon enemmän sääskille potentiaalisia habitaatteja (esim. puron uoma, penkere, metsäsammalet, lahopuu). Murtoveden suolaisuus on ikään kuin suodatin ("environmental filter"), joka valikoi sen yhteisön joka sen olosuhteita kestää tai suosii (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto).

#### **4.2. Sääskien indikaattorilajien ekologian arviointi**

Indikaattorilajianalyysin kaikki kuusi sääskilajia olivat rantakohteilta. Metsälajien indikaattoriarvojen jääminen tilastollisesti merkitsevän tason alapuolelle johtunee ensinnäkin siitä, että lajien yksilömäärät metsäkohteilla olivat alhaisia. Lisäksi metsäiset kohteet vaihtelivat elinympäristöiltään ja kasvillisuustyypeiltään rantaniityjä enemmän. Mukana oli mm. reheviä rantalehtoja (OuPaMe, HaKaSMe), lehtipuuvaltainen metsä (HaVäSMe), suo (HaPönMe) sekä pajukkovyöhykkeen rantaniitty (HaKaNMe). Lisäksi klusterianalyysissä metsäkohteiden joukkoon päätyi myös kaksi melko selvää rantaniitykohdetta (OuPaRa ja HaKaSRa), jotka myös NMS-ordinaatiossa sijaitsevat lähimpänä muita rantakohteita (kuva 6). Yhteenvetona metsälajiston indikaattoreiden puuttumiseen todettakoon, että metsäkohteilta tavattavat sääsket ovat ekologialtaan hyvin hajanainen ryhmä (mukana on erilaisten kosteikkolajien lisäksi mm. fungivoreja ja saproksyyleja), mikä yhdistettynä vähäiseen pyydettyyn yksilömäärään ei anna riittävästi informaatiota indikaattorilajien löytymiseen. Lisäksi tutkimuksessa käytetty indikaattorilajianalyysi ei ota huomioon harvalukuisia ja/tai harvoilla kohteilla esiintyviä, mutta potentiaalisesti merkittäviä indikaattorilajeja, koska päätyäkseen tilastollisesti merkittäväksi indikaattoriksi on lajin oltava sekä runsaslukuinen että esiinnyttävä mahdollisimman monella ryhmänsä kohteella.

Indikaattorilajianalyysissä tilastollisesti merkittäviksi merenrantaniityjen indikaattoreiksi päätyemisestä huolimatta seuraavassa lueteltavat lajit eivät kuitenkaan ole vain merenrantaniityihin sitoutuneita lajeja, vaan moni niistä esiintyy myös muunlaisilla

kosteikoilla (Mendl 1978, Salmela 2006, Salmela 2008). Tämä vähentää myös osaltaan käytetyn menetelmän hyötyä relevanttien indikaattorilajien löytymisessä.

#### *Erioptera squalida*

Mendl (1978) ja Salmela (2006) määrittelevät tämän pikkuvaaksiaisen elinympäristöksi purot ja pienet joet sekä suot ja kostean maaperän sekä Salmela (2006) lisäksi tunturikosteikot sekä järvien ja jokien luhta- ja niittyranat. Lajin lentoaika tämän tutkimuksen perusteella on kesä-heinäkuussa. Tarkempi kuvaus lajin ekologiasta on uhanalaisten lajien esittelyn yhteydessä.

#### *Erioptera sordida*

*E. sordida* on laajalle levinnyt pikkuvaaksiainen, jota tavataan mm. purojen ja jokien läheisyydestä (Mendl 1978, Wiedeńska 1991) sekä soilta ja lähteiltä (Salmela 2006). Lajin lentoaika tässä tutkimuksessa oli kesä-heinäkuu.

#### *Dicranomyia hyalinata*

Pikkuvaaksiainen *D. hyalinata* oli tämän tutkimuksen neljänneksi runsain laji 400 yksilöllä. Lajin lentoaika painottui tässä tutkimuksessa kesä-heinäkuulle, mutta joitakin yksilöitä tavattiin vielä elo-syyskuussa. Pohjoisempana *D. hyalinata* on elokuun lentäjä (Salmela 2008). Salmela (henk.koht. tiedonanto) määrittelee lajin halofiiliksi, joskin Mendlin (1978) mukaan lajin elinympäristönä voivat olla myös purojen ja muiden pienten virtojen ympäristöt. Muita mahdollisia elinympäristöjä ovat rehevät nevat ja lähteiköt (Salmela 2006) sekä tunturikosteikot (Salmela 2008). Laji on yleinen metsä- ja tunturi-Lapissa, jossa sitä tavataan lähinnä erilaisilta soilta. *D. hyalinata* on tätä etelämpänä hyvin runsas ja tavallinen merenrantaniityillä sekä paikoin sisämaassa runsasravinteisilla järvenrantaluhdilla (Salmela 2006, 2008).

#### *Tipula pierrei*

Theowald (1978) mainitsee tämän isovaaksiislajin elinympäristöksi suot ja kostean maaperän. Salmela (2006) puolestaan luokittelee lajin elinvoimaiseksi järvien ja jokien niitty- ja luhtarantojen lajiksi sekä mainitsee elinympäristöksi myös rehevät nevasuot. *T. pierrei* oli tämän tutkimuksen toiseksi runsain laji 534 yksilöllä ja ainoa indikaattorilaji isovaaksiiaisista. J. Salmela (henk.koht. tiedonanto) määrittelee lajin halofiiliksi. Lajin esiintyminen painottui Hailuodon Pökönnökan rantaniityille, josta laskettiin 89 % koko yksilömäärästä. Lentoaika painottuu heinäkuulle, joskin havaintoja on koko kauden ajalta.

#### *Ptychoptera minuta*

Kummitussääskien heimoon kuuluva *P. minuta* on laaja-alainen erilaisten kosteiden elinympäristöjen laji (Andersson 1997, Salmela 2008). Tässä tutkimuksessa lajia tavattiin lähinnä niityiltä, mutta muutamia myös rantametsistä. Runsaimmat määrät yksilöitä päätyi pyydyksiin kesäkuun aikana, hieman vähäisempiä määriä heinäkuussa, mutta joitakin myös syys-lokakuussa. Tjeder (1979) mainitsee lajin lentoajaksi vain heinäkuun.

#### *Tematoscopus similis*

Tämä perhossääski on ainoa tutkimuksessa esiintyvä sääski, jota voidaan pitää yksinomaan merenrantaniittyjen lajina (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto). Yksilömäärältään laji oli tutkimuksen kolmanneksi yleisin 456 kappaleella. Lajin lentoaika painottuu kesäkuulle, mutta vähäisempiä määriä tavattiin vielä heinä-elokuussa.

#### 4.3. Sääskiyhteisöjen monimuotoisuuden vertailua muihin tutkimuksiin

Itämeren rantojen sääskilajistoa käsitteleviä tutkimuksia on julkaistu vain muutamia. Erityisesti Merenkurkun korkeudella Ruotsin puolella sijaitseva Ängerån-joen suisto on ollut tutkijoiden mielenkiinnon kohteena (Theischinger & Müller 1978, Mendl 1979, Theowald 1982). Theischinger & Müller (1978) keräsivät valorysillä 22 lajia isovaaksiaisia. Mendlin (1979) tutkimuksissa tavattiin 2643 yksilöä pikkuvaaksiaisia 61 lajista. Theowaldin (1982) tutkimukset käsittivät Ängerån-joen suiston lisäksi myös Suomen puolelta Vaasan edustalla olevia saaria, joista määritettiin isovaaksiaisia 34 lajia. Laajimman vaaksiaistutkimuksen Itämeren piirissä teki Mendl (1987) pyydystäen pikkuvaaksiaisia valorysällä sekä malaise-pyydyksillä 1977-1987 välisenä aikana Pohjanlahden molemmiin puolin, Ruotsissa Perämerellä Luleån itäpuolella Storön-saarella sekä Forsmarkissa Turun korkeudella. Merenkurkun alueella keräyskohteita oli myös Suomen puolella Vaasan edustan saaristossa sekä Ruotsissa Norrbyn ja Holmön saaristossa. Mendl (1987) ilmoitti aineistostaan 84 lajia.

Tämän tutkimuksen lajimäärä pikkuvaaksiaisten osalta oli 32, isovaaksiaisia tavattiin 20 lajia. Mainittakoon lajimääriä vertailtaessa kuitenkin, että edellä lueteltujen tutkimusten lajistoissa oli mukana runsaasti myös virtavesien, luhtarantojen ym. makean veden lajeja. Wragen (1978, 1982) Pohjanmeren rantojen suolavaikutteisten elinympäristöjen pikkuvaaksiaistutkimuksessa tavattiin 7 kohteelta 19 lajia, mm. Suomessa harvinainen *Dicranomyia melleicauda complicata*. Puolan sisämaan ja merenrantojen suolavaikutteisten elinympäristöjen kaksisiipisiä selvittävässä tutkimuksessa havaittiin 10 isovaaksiaista, 15 pikkuvaaksiaista sekä 6 muuta tässä tutkimuksessa mukana olleisiin ryhmiin kuuluvaa semiakvaattista sääskilajia. Tutkimuksessa mitattiin taustamuuttujiksi pyyntikohteiden suolapitoisuus sekä kloridi-ionien määrä, joiden perusteella lajien ekologiaa arvioitiin (Szadziwski 1983). Muihin semiakvaattisten sääskien elinympäristöjä käsitteleviin tutkimuksiin verrattuna tämän tutkimuksen lajimäärä (79) sijoittuu esim. Salmelan (2004) ravinteisuudeltaan vaihtelevilta soilta (kolme kohdetta) keräämien 61 lajin ja Salmelan (2005) Lapin Kolmion lähteiltä (10 eutrofista ja 10 karumpaa lähdetä) keräämien 103 lajin välille. Edellä mainittujen tutkimusten pyydystystuloksia vertailtaessa täytyy lisäksi ottaa huomioon, että myös pyyntiponnistus vaihtelee eri tutkimusten välillä.

#### 4.4. Harvinaiset ja mahdollisesti uhanalaiset lajit

*Erioptera (Erioptera) squalida* Loew, 1871

Tämän pikkuvaaksiaislajin levinneisyys kattaa Mendlin (1978) mukaan pohjoisen Keski- ja Itä-Euroopan, Britannian sekä Fennoskandiasta eteläisen Ruotsin sekä Suomen pohjoisinta Lappia lukuunottamatta. Suomesta lajia tavataan Varsinais-Suomen, Pohjois-Hämeen, Oulun Pohjanmaan sekä Kittilän Lapin eliömaakunnista (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto). *E. squalida* löydettiin uutena Venäjän luoteisosille Przhiboron (2003) lajin ekologiaa käsittelevissä tutkimuksissa. Pikkuvaaksiaisen kuollutta orgaanista ainesta ravinnokseen käyttävät toukat kehittyvät vedessä alle metrin syvyydessä paksussa kasvien jätteistä koostuvassa turpeessa. Hengitysilmansa toukat saavat hapekkaasta mudasta, ilmasta tulevasta kaasukuplista tai ruumiin läpi vedestä. Koteloituminen ja aikuistuminen tapahtuvat heinäkuussa (Przhiboron 2003). Lajin toukat voivat hengittää myös lävistämällä kasvien juuria ilmaputkillaan (Houlihan 1969). Laji lienee halofiili (J. Salmela, henk.koht.

tiedonanto).

*Dicranomyia (Idiopyga) intricata* Alexander, 1927

Tämän hyvin harvinaisen pikkuvaaksiaisen ainoa aikaisempi havainto Euroopasta on Pohjois-Ruotsin Abiskosta (Tjeder 1958, nimellä *D. suecica* Nielsen). Suomesta laji löydettiin ensimmäisen kerran tässä tutkimuksessa eikä uusia havaintoja ole sittemmin tullut. Kaikkiaan kuudesta havainnosta viisi saatiin viimeiseltä pyydystysjaksolta 10.08 – 08.10.2005, joten *D. intricataa* voidaan pitää myöhäiskesän lajina. Havainnot tulivat varsin eri tyyppisiltä niittyhabitaateilta, mukana on kuivahkoa pajukkovyöhykkeen ruovikkoa (HaPöMMe), monilajista punanataniittyä (HaKaSRa), vetistä sinikaislaniittyä (OuVäNRa) sekä tiheää järviruoko-suursaraniittyä (OuPaRa). J. Salmela (henk.koht. tiedonanto) arvelee lajin olevan halobiontti. Lajin kuvaus on Kanadan Albertasta lehtikuusia kasvavalta, rakkasammal pohjaiselta suolta (Alexander 1927).

*Dicranomyia (Idiopyga) melleicauda complicata* de Meijere, 1918

Tätä pikkuvaaksiaista esiintyi kaikkina pyydystysjaksoina yhteensä 16 yksilöä viidestä erilaisilla rantaniityillä sijaitsevasta pyydyksestä. Suomesta lajia ei ole toistaiseksi löytynyt muualta, mutta Euroopassa lajia on tavattu Tanskasta, Saksasta sekä Britanniaista, jossa lajin elinympäristönä ovat olleet suolapitoisten kosteikkojen tihkupinnat (Stubbs 1998, Howe ym. 2001). Lisäksi Wrage (1978) on tavannut lajia Pohjanmeren rannikon suolavaikutteisilta rantaniityiltä. *D. m. complicata* on mitä todennäköisimmin halobiontti.

*Dicranomyia (Melanolimonia) occidua* Edwards, 1926

Viramo (1992) ilmoitti tämän pikkuvaaksiaisen Kuusamosta nimellä *Limonia occidus* Edwards. Salmela (2005) löysi lajin Suomesta Lapin kolmion eutrofisilta kalkkilähteiltä, missä se osoittautui myös kalkkilähteiden indikaattorilajiksi. J. Salmela (julkaisematon) löysi lajia myös Kuusamon kalkkivaikutteisista virtavesistä. Ruotsista laji on havaittu Pohjanlahteen laskevan Ängerån-joen suistosta (Mendl 1987). Ruotsin lisäksi lajia tavataan Pohjois-Euroopassa myös Norjassa ja Venäjän Karjalassa (Reusch & Oosterbroek 1997). Brittein saarilla laji on luokiteltu silmälläpidettäväksi tihkupintojen ja soiden lajiksi (Falk 1992). Stubbs (1998) mainitsee lisäksi kalkkilähteet lajin elinympäristönä. Mendl (1978) määrittelee elinympäristöiksi lähteet ja suot. Tässä tutkimuksessa *D. occidua* tavattiin ensimmäisen pyydystyskauden aikana (01.06 – 04.07.2005) kahdelta rantaniityltä (HaKaSRa ja HaTöRa), molemmilta yksi yksilö. Nämä kohteet ovat elinympäristöiltään hyvin erilaisia verrattuna kaikkiin aikaisempiin havaintoihin lajista. Kuitenkin kaikkia elinympäristöjä yhdistää korkea sähkönjohtokyky, mikä tämän tutkimuksen osalta johtuu saliniteetista.

*Tipula (Yamatotipula) quadrivittata* Staeger, 1840

Suomessa tätä isovaaksiislajia on tavattu Varsinais-Suomen, Etelä-Karjalan, Etelä-Hämeen, Pohjois-Hämeen, Pohjois-Karjalan, Kittilän Lapin, Inarin Lapin (Salmela 2006, Salmela 2008) sekä nyt myös Oulun Pohjanmaan eliömaakunnista. Theowaldin (1978) mukaan eurooppalainen levinneisyys kattaa Fennoskandian Norjaa lukuun ottamatta, Tanskan ja Pohjois-Saksan sekä Karpaateilta itään jatkuvan alueen. Salmela (2006) pitää *T. quadrivittataa* harvinaisena lettojen ja merenrantaniittyjen lajina. Tässä tutkimuksessa lajia löytyi viideltä merenrantaniityltä esiintymisen painoutuessa alkukesään kesä-heinäkuulle.



*Triogma trisulcata* Schummel, 1829

Lehtovaaksiainen *T. trisulcata* on Theowaldin (1978) mukaan Euroopasta tunnettu pohjoisesta Keski-Euroopasta, Baltiasta, Britanniasta sekä Ruotsista ja Suomesta Lappia lukuunottamatta. Salmela (2006) luettelee lajin elinympäristöiksi järvien ja jokien niitty- ja luhtarannat, rehevät nevat sekä letot. Suomesta lajia on aikaisemmin tavattu Varsinais-Suomen, Etelä-Hämeen, Pohjois-Hämeen, Pohjois-Savon eliömaakunnista. Tässä tutkimuksessa lajia löytyi vain yksi yksilö yhdeltä rantaniityltä (OuPaRa) ensimmäisellä pyydystysjaksolla. J. Salmelan (henk.koht. tiedonanto) mukaan kyseessä lienee halofiili laji.

*Clytocerus rivosus* Tonnoir, 1919

Tämä halofiili perhossääskilaji on tunnettu tässä tutkimuksessa esitettyjen havaintojen lisäksi vain kahdelta sisämaan kohteelta Etelä-Hämeen eliömaakunnasta (Salmela ym. 2007).

*Pneumia ussurica* Wagner, 1994

Lähinnä rehevillä soilla esiintyvä perhossääski *P. ussurica* on melko yleinen ja paikoin runsas letoilla Kittilän Lapin ja Inarin Lapin eliömaakunnissa. Etelässä laji on hyvin harvinainen, tunnettu vain kahdelta letolta Etelä- ja Pohjois-hämeen eliömaakunnista (Salmela 2004, Salmela 2008). Laji tunnetaan toistaiseksi vain Venäjän Kaukoidästä (Wagner 1994) ja Suomesta.

*Panimerus albomaculatus* Wahlgren, 1904

Tämä perhossääskilaji on suuri harvinaisuus, joka on Suomessa tunnettu tämän tutkimuksen lisäksi vain Ahvenanmaan ja Uudenmaan eliömaakunnista. Laji on halofiili, jonka kaikki löydöt kahta poikkeusta lukuun ottamatta ovat tämän tutkimuksen merenrantaniityiltä. Euroopassa *P. albomaculatus* on Suomen lisäksi tunnettu vain Ruotsista (Wahlgren 1904), Hollannista (Tonnoir 1922) ja Tanskasta (Nielsen 1961). Lajin määrittäminen perustuu Amsterdamista (ZMAN) lainattuun materiaaliin, jonka on 1920-luvulla määrittänyt Tonnoir. Tyyppiyksilöä (naaras, kerätty Ruotsista) ei ole tutkittu, mutta on erittäin todennäköistä että suomalaiset ja hollantilaiset yksilöt kuuluvat Wahlgrenin (1904) kuvaamaan taksoniin. Lajista on tekeillä uudelleenkuvaus (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto).

*Psychoda uniformata* Haseman, 1907

Perhossääski *P. uniformata* löydettiin tässä tutkimuksessa vuonna 2005 maalle uutena. Nykyään laji on tunnettu lisäksi Ahvenanmaan, Uudenmaan ja Varsinais-Suomen eliömaakunnista. Lajin ekologia on vielä tutkimatta, mutta se lienee kosteikoilla elävä orgaanisen aineksen hajottaja (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto).

Uhanalaisista kasveista havaittiin erittäin uhanalainen nelilehtivesikuusi (*Hippuris tetraphylla*) kohteella HaKaNRa (Rassi ym. 2001).

#### 4.5. Tutkimuksen itsekriittinen tarkastelu

Tutkimuksen koeasetelmaksi valittiin rantaniittyjen ja -metsien sääskiyhteisöjen vertailu. Tulosten perusteella yhteisöt eroavatkin toisistaan, mutta etenkin rantametsien pyydystystulos jäi heikohkoksi, esimerkiksi yhtään indikaattorilajia ei metsistä löytynyt. Merenrantaniityt puolestaan ovat ekologialtaan hyvin monimuotoisia ympäristöjä, joille pienmorfologian vaihtelut sekä kasvillisuuden vyöhykkeisyys ja mosaiikkimaisuus luovat suuren kasvidiversiteetin ja siten suuren määrän erilaisia kasvillisuustyyppisiä (Tyler 1969b, Siira 1970, Autti 1993). Erityyppisten rantaniittyhabitaattien vertailu olisi siten tutkimusasetelmana voinut tarjota monipuolisemman kuvan niityillä elävästä sääskilajistosta ja etenkin selventää erityyppisten niityrantojen eroja sääskilajiston suhteen. Tämä olisi kuitenkin vaatinut suurempaa otoskokoa, jotta toistoja eri niitytyypeille olisi saatu riittävästi luotettavien tulosten saamiseksi. Lisäksi pyydystyypinä olisi Malaise-pyydyksen asemesta täytynyt käyttää kasvillisuuden päälle asetettavia, pienipiirteisempään tutkimukseen (mittakaava 1 m<sup>2</sup>) soveltuvia emergenssipyydyksiä, jotka keräävät sääskiä vain tutkittavasta kasvillisuudesta. Malaise-pyydyks sopii paremmin lajiston yleiskuvan tutkimiseen mittakaavassa 10-100 m<sup>2</sup>. Rantaniittyjen kasvillisuustyyppien runsauden takia tutkimuksen rajaamisessa olisi tosin tällöin voinut tulla ongelmia. Lisäksi kasvien ja sääskien lajirunsauden välillä ei havaittu korrelaatioita metsissä eikä rantaniityillä. Tämä näyttäisi viittaavan siihen, että ainakaan tässä tutkimuksessa tarkasteltujen sääskiryhmien esiintyminen ja runsaus eivät ole sidoksissa tiettyyn kasvillisuuteen ja sen diversiteettiin. Tämän vuoksi tutkimusasetelmaa ei olisi mielekäästä valita kasvilajien ja niiden muodostamien kasvillisuustyyppien perusteella.

Tutkimuksen tulokset lisäksi osoittavat, että samat sääskilajit voivat elää hyvin erityyppisissä niittyhabitaateissa (esim. rantojen indikaattorilaji *Dicranomyia hyalinata*). Tietyn tyyppisiin rantaniittyihin sitoutuneita lajeja ei voida tutkimuksessa esiintyneen suuren niittytyypidiversiteetin vuoksi nostaa esille. Tämä kysymys saattaisi kuitenkin jossain olosuhteissa olla kiinnostava (esim. tietyn elinympäristötyypin sääskilajisto), mutta tällöin tutkimus tulisi kohdentaa vain esimerkiksi kahden eri tyyppisen niittyhabitaatin vertailuun, mikäli pysytellään tutkimuksessa käytetyn otoskoon puitteissa. Tämän tutkimuksen perusteella sekä kasvillisuudeltaan että sääskilajistoltaan monimuotoisin, punanatayhdyskuntien luonnehtima rantaniitty HaKaSRa, voisi olla eräs tällaisista vertailtavista niittytyypeistä. Lisäksi kiinnostavaa lajistoa löytyi hieman yllättäen myös umpeenkasvavilta, ruovikoituneilta niityiltä (esim. HaPöMMe, OuPaRa).

Kasvillisuustyyppien perusteella tapahtuva sääskilajiston tutkiminen ja luokittelu ei kuitenkaan olisi tämän tutkimuksen tavoitteita ajatellen ollut mielekäästä, sillä sääskilajiston esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat tekijät liittynevät ennen kaikkea elinympäristön kosteuteen ja suolaisuuteen, eivät niinkään tiettyihin kasvillisuustyyppisiin (jotka kyllä jossain määrin ilmentävät edellä mainittuja ympäristömuuttujia). Mikäli olisi tarpeellista tietää tietyn sääskilajin tai -lajien vaatimuksia (esim. lajin elinkierto, habitaatti- ja ravintovaatimukset) voisi kysymykseen tulla tarkemman mikrohabitaatin (tietty kasviyhteisö) autekologinen tutkimus. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli kuitenkin saada yleiskuva lähes tutkimattomien merenrantaniittyjen ja -metsien semiakvaattisesta sääskilajistosta, joten käytetty synekologinen lähestymistapa oli siksi paremmin perusteltu.

Tutkimuksen tausta-aineistoksi inventoitiin kasvillisuus, mitattiin puuston määrä ja arvioitiin latvuspeittävyys metsäisiltä kohteilta sekä tarkasteltiin silmämääräisesti tutkimuskohteiden kosteusolosuhteita. Oliko tässä riittävä määrä taustatietoa? Maaperän ja meriveden kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien tiedetään vaikuttavat maaperän ja merenpohjan eliöiden, mm. kaksisiipisten diversiteettiin (esim. Szadziwski 1983, Przhiboro 2000). Taustamuuttujiksi olisi siten voinut mitata esim. veden saliniteettia,

pH:ta, ioni-konsentraatioita, vedenkorkeuden vaihteluita, niittyjen ja metsien pientopologian vaihteluita ym. Tällöin sääskilajiston elinympäristövaatimuksista olisi voinut saada tarkemman kuvan. Edellä mainitut taustamuuttajat olisivat kuitenkin olleet hankalia mitattavia mm. epäsäännöllisen, suhteellisen suuren vedenkorkeuden vaihtelun sekä rantaniittyjen varsin heterogeenisen luonteen vuoksi. Lisäksi niiden merkitys olisi voinut jäädä varsin pieneksi suhteessa käytettyyn työpanokseen. Niin ikään on huomattava, että eräitä tutkimuksessa mitattuja taustamuuttajia (puuston pohjapinta-ala ja latvuspeittävyys) ei käytetty aineiston analyyseissa (ko. muuttajat eivät anna lisätietoa sääskiyhteisöjen diversiteetistä ja yhteisörakenteesta), vaan niiden merkitys piilee yksinomaan tutkimuskohteiden habitaattien luonnehdinnan apuvälineenä.

Lopuksi voidaan vielä esittää kysymys, miksi yleensäkin on tärkeää tutkia mitä lajeja missäkin elinympäristössä esiintyy. Tämän tutkimuksen ensisijainen tavoite oli saada tietoa Itämeren merenrantaniittyjen semiakvaattisesta sääskilajistosta. Mitä tiedolla tehdään, mitä oleellista tuossa tiedossa on? Laji on luonnonympäristöjen vuorovaikutuksia tutkivan tieteenalan, ekologian, toiminnallinen perusyksikkö. Lajin käsitettä, ja sitä kautta tietoa lajin yksilöiden ja populaatioiden esiintymisestä erilaisissa ympäristöissä tarvitaan esimerkiksi luonnonvarojen käytön suunnittelussa (esimerkiksi maa-, metsä- ja kalatalous, turvetuotanto, riistanhoito, suojelualueiden suunnittelu). Lisäksi lukuisissa luonnon toimintaa kuvaavissa ekologisissa teorioissa tarvitaan lajin käsitettä (Hanski ym. 1998). Lajit ovat ihmisen määrittelemiä rajoja luonnossa ilmeneville organismeille. Kuitenkin lajin käsite auttaa hahmottamaan, luokittelemaan ja kuvailemaan luontoa, jonka osa ihminenkin on. Lajien tuntemus on siksi peruskivi luonnonympäristöjen toiminnan kokonaisvaltaiseen hahmottamiseen.

Ihminen on etenkin viimeisten vuosikymmenien aikana muuttanut radikaalisti maapallon luonnonympäristöjä aiheuttaen laajamittaista eliöiden sukupuuttoon kuolemista. Ihmisellä on kuitenkin moraalinen vastuu muista maapallon lajeista. Tämä ilmenee konkreettisesti kansainvälisinä (UNEP 2008) ja kansallisina sopimuksina ja lainsäädäntönä (FINLEX 2008) lajien ja elinympäristöjen hoito- ja suojeluvaatimuksista sekä velvoitteina niiden hoitamiseen ja hoidon seuraamiseen. Suomessa ihminen on merkittävästi muuttanut etenkin soiden ja metsien luonnontilaa ojituksilla ja hakkuilla, mutta ryhtynyt nyt jälleen ennallistamaan niitä (Rassi ym. 2003). Vaikuttaako ennallistaminen mihinkään? Esimerkiksi juuri tästä saadaan tietoa lajien tuntemuksen kautta kun seurataan, mitä muutoksia lajien ja niiden muodostaminen populaatioiden ja eliöyhteisöjen runsaussuhteissa tapahtuu ympäristömuutosten seurauksena. Lajien tuntemus antaa vankkoja perusteita alueiden käyttöä, hoitoa ja suojelua koskevalle päätöksenteolle.

## 5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Maailman suurimman murtovesialueen Itämeren ja erityisesti Perämeren Suomen puoleisen rannikon laajat, matalat rantaniityt ovat maamme erikoisimpia elinympäristöjä. Niiden erittäin runsaslajiset ja monimuotoiset kasviyhdyskunnat luovat muille eliöille monipuolisia kasvu- ja elinympäristöjä. Tämä tutkimus oli ensimmäinen systemaattinen selvitys Pohjanlahden Suomen puoleisten rantaniittyjen ja niitä reunustavien metsien semiakvaattisesta sääskilajistosta. Tulosten perusteella rantaniittyjen sääskilajisto on omaleimainen ja sisältää useita harvinaisia ja vaatelaita lajeja. Suomelle uusia lajeja löytyi heimoista pikkuvaaksiaiset (Limoniidae) ja perhossääsket (Psychodidae), molemmista kaksi lajia. Lisäksi saatiin havaintoja aikaisemmin hyvin toisenlaisista elinympäristöistä tavatuista lajeista (esim. *Dicranomyia occidua*). Maamme semiakvaattisen sääskilajiston levinneisyyden ja ekologian tietämys laajeni mm. suolaisuutta suosivien tai sitä vaativien lajien havainnoista. Tutkimuksessa havaittiin, että rantaniittyjen sääskilajisto erosi

merkittävästi suhteellisen tavanomaisesta rantametsien lajistosta, mikä tukee oletusta merenrantaniittyjen sääskiyhteisöjen erityisestä luonteesta. Tutkimuksessa tavatuista lajeista ainakin *D. intricata*, *D. m. complicata* ja *D. occidua* tultaneen luokitteluun uhanalaisiksi lajeiksi seuraavassa Suomen lajiston uhanalaisuuden arvioinnissa (J. Salmela, henk.koht. tiedonanto).

Merenrantaniittyjen nykytila on huolestuttava, vaikkakaan ei niin keho kuin perinnebiotooppien yleensä (Vainio & Kekäläinen 1997). Yhteistä tutkimusalueen kaikille kohteille on niiden umpeenkasvu järviruo'on levittäytyessä avoimille niityille. Ruovikoiden laajentumista on perinteisesti hillinnyt karjan laidunnus ja niittyjen niitto rehuksi, mutta nämä käyttömuodot ovat edelleen vähenemässä alueella. Nykyään EU:n erityistuilla pystytään osaa niityistä pitämään niiton ja laidunnuksen piirissä, kuitenkin riittämättömästi ajatellen kaikkia kohteita. Lisäksi mm. rakentaminen, ojitukset ja rehevöityminen ovat uhkia alueen merenrantaniityille (Airaksinen & Karttunen 2001).

Merenrantaniityillä on perinteisesti tutkittu lähinnä kasvilajiston koostumusta sekä sen ajallisia ja paikallisia muutoksia (Tyler 1969a, Autti 1993). Kasvisto antaa hyvän yleiskuvan niityhabitaattien kehityksestä ja mm. laidunnuksen ja niiton vaikutuksista kasvivyhdyskuntiin (Kauppi 1965, Jutila b. Erkkilä 1998, Tolonen 1999). Kuitenkin merenrantaniittyjen luonnon monimuotoisuuden monipuolisempaan selvittämiseen ja erilaisten hoitotoimenpiteiden seurantaan ja suuntaamiseen voivat eri hyönteisryhmät antaa merkittävän lisänsä (esim. Ikonen & Hagelberg 2007).

Rantaniittyjen suojeleminen ei ole passiivista suojelualueiden perustamista, vaan vaatii aktiivista toimintaa. Parasta ainakin niittyjen kasvillisuuden säilymiselle monipuolisena olisi laidunpaineen lisääminen (Sonninen ym. 2004, kuva 10), mutta myös niittämistä on apua. Yksikään tutkimuksessa käytetyistä pyydyksistä ei sijainnut varsinaisella laitumella, joten laiduntamisen vaikutuksista sääskilajistoon ei tässä tutkimuksessa saatu tietoa. Rantavoimat pitävät lähimpänä vesirajaa sijaitsevat niityn osat avoimina myös täysin luonnontilaisilla rannoilla, joilla suurin osa tämän tutkimuksen kohteista sijaitsi.

Tämä tutkimus oli avaus Suomen merenrantaniittyjen ja niitä reunustavien metsien semiakvaattisen sääskilajiston tuntemukselle. Jatkossa tutkimukset olisi ulotettava laajemmalle alueelle Itämeren piirissä, jotta alati muuttuvan, ympäristömuutoksille herkän murtovesialtaamme hoitoa ja suojeleminen voisi paremmin suunnitella ja kohdentaa.

## KIITOKSET

Haluan esittää suurimmat kiitokseni uutteralle ja kannustavalle työn varsinaiselle ohjaajalle ja toverilleni Jukka Salmelalle suuresta avusta tämän työn kaikissa vaiheissa. Kiitokset myös Jukka Suhoselle ja Janne Kotiaholle kommentteista sekä avustuksesta tutkimuksen kuluissa. Jouni Penttinen ansaitsee kiitokset arvokkaista kommentteista ja avusta aineiston analysoinnissa. Sääskien määrytyksiä ovat tarkistaneet Jan Ježek, Praha (*Psychoda uniformata*), Pjotr Oosterbroek, Amsterdam (*Tipula humilis*) sekä Jaroslav Starý, Olomouc (*Dicranomyia intricata*). Veli Saari Jyväskylästä on tarkistanut muutamien kasvien määrytyksen. Tätä työtä varten on myönnetty apurahat Suomen hyönteistieteelliseltä seuralta ja Suomen luonnonsuojeluliitolta. Lopuksi kiitän lämpimästi Katja Liiraa avusta maastotöissä sekä arvokkaasta taustatuesta koko työn aikana.

## KIRJALLISUUS

- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. Natura 2000 -luontotyyppiopas. Suomen ympäristökeskus. Oy Edita Ab, Helsinki.
- Alalammi, P., Fogelberg, P. & Seppälä, M. (toim.) 1986. Suomen kartasto. Vihko 121-122: Maanpinnan muodot. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura.

- Alalammi, P. (toim.) 1988. Suomen kartasto. Vihko 131: Ilmasto. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura.
- Alalammi, P. (toim.) 1990. Suomen kartasto. Vihko 123-128: Geologia. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura.
- Alexander, C. P. 1927. Records and descriptions of crane-flies from Alberta (Tipulidae, Diptera). *Canadian entomologist* 59: 214-225.
- Andersson, H. 1997. Diptera Ptychopteridae, Phantom Crane Flies. Teoksessa: Nilsson, A.N. (toim.), Aquatic Insects of North Europe – A Taxonomic Handbook. Volume 2, 193 – 207.
- Autio, O. 2008. Ennallistamisen vaikutuksia soiden vesitalouteen ja vaaksiaisten (Diptera, Nematocera) monimuotoisuuteen. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos. 36 s.
- Autti, M. 1993. Perämeren niittyrintojen kasvillisuuden luokittelu ja luonnonsuojeluarvojen määrittäminen. Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. 73 s.
- Barnes, H.F. 1925. The ecological distribution of adult crane-flies in Carnarvonshire. *The Journal of Ecology* 13: 138-148.
- Boardman, P. 2004. Notes on the autecology of the crane fly *Idioptera linnei* Oosterbroek, 1992 (Diptera, Limoniidae). *Dipterists Digest (2nd series)* 11: 167-170.
- Boardman, P. 2005. A review of the known records of *Phylidorea heterogyna* Bergroth, 1913 (Diptera, Limoniidae) from Great Britain. *Dipterists Digest (2nd series)* 12: 83-86
- Brindle, A. 1960. The Larvae and Pupae of the British Tipulinae (Diptera: Tipulidae). *Transactions of the Society for British Entomology*. 14: 63-114.
- Brindle, A. 1967. The Larvae and Pupae of the British Cylinrotomidae and Limoniinae (Diptera, Tipulidae). *Transactions of the Society for British Entomology*. 17: 151-216.
- Brinkmann, R. 1991. Zur Habitatpräferenz und Phänologie der Limoniidae, Tipulidae und Cylindrotomidae (Diptera) im Bereich eines norddeutschen Tieflandbaches. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 11: 1-155.
- Brinkmann, R. 1997. Diptera Cylindrotomidae. Teoksessa: Nilsson, A.N. 1997 (toim.): Aquatic Insects of North Europe – A Taxonomic Handbook. Volume 2.
- Coulson, J. C. 1959. Observations on the Tipulidae (Diptera) of the Moor House Nature Reserve, Westmorland. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 111: 157-174.
- Cramer, W. 1986. Vegetation dynamics on rising sea shores in eastern central Sweden. *Acta Universitatis Upsaliensis* 25: 1-21.
- Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.
- Ericson, L. 1981. Aspects of the shore vegetation of the Gulf of Bothnia. *Wahlenbergia* 7: 45-60.
- Ericson, L. & Wallentinus, H.-G. 1979. Sea-shore vegetation around the Gulf of Bothnia. Guide for the International Society for Vegetation Science. *Wahlenbergia* 5: 1-142.
- Falk, S. 1992. A review of the scarce and threatened flies of Great Britain (part 1). Research and survey in nature conservation 39.
- Finlex 2008. FINLEX – Ajantasainen lainsäädäntö: 20.12.1996/1096 .  
<http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961096>. Luettu 13.05.2008.
- Freeman, B.E. 1967. Studies on the ecology of larval Tipulinae (Diptera, Tipulidae). *Journal Anim. Ecol.* 36: 123-146.
- Freeman, B. E. 1968. Studies on the ecology of adult Tipulidae (Diptera) in Southern England. *Journal Anim. Ecol.* 37: 339-362.
- Geologian tutkimuskeskus 2007. Jääkausiajan luonnonhistoria.  
<http://www.gtk.fi/tutkimus/maankaytto/jaakausi/luonnonhistoria.html>. Muokattu 31.07.2007. Luettu 21.04.2008.
- Godfrey, A. 2001. Species recovery programme. Survey for the crane fly *Lipsothrix nigristigma* in 2000. English Nature Research Reports – No. 410.
- Granqvist, G. 1954. Surface temperatures and salinity records along the coast of Finland July 1940 – June 1952. Merentutkimuslaitoksen julkaisu 155: 1-105. Teoksessa: Siira, J. 1970. Studies in the ecology of the sea-shore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. *Aquilo Ser. Bot.* 9: 1-109.
- Haeggström, C-A., Heikkilä, T., Peiponen, J. & Vuokko, S. 1995. Toukohärkä ja kultasiipi. Niityt

- ja niiden hoito. Keuruu, Kustannusosakeyhtiö Otava. 160 s.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H., Ranta, E. 1998. Ekologia. WSOY, Juva. 580 s.
- Havas, P. 1961. Vegetation und Flora der nördlichen Küste des Bottnischen Meerbusens. *Arch. Soc. Vanamo* 16: 84-91.
- Houlihan, D. F. 1969. The structure and behaviour of *Notiphila riparia* and *Erioptera squalida*, two root-piercing insects. *J. Zool.* 159: 249-267.
- Howe, M. A., Parker, M. J. & Howe, E.A. 2001. A review of the Dipterists Forum summer field meeting in Dorset, 1998. *Dipterists digest* 8: 135-148.
- Hövmeyer, K. 1996. Die Dipterengemeinschaft eines Erlenuferwaldes in Südniedersachsen. *Braunsch. Naturkd. Schr.* 5: 71-84.
- Hövmeyer, K. 1998. Diptera associated with dead beech wood. *Studia dipterologica* 5: 113-122.
- Ikonen, I. & Hagelberg, E. 2007. Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virossa. Suomen ympäristö 37, Edita Prima Oy, Helsinki. 99 s. Saatavana myös internetissä: [www.ymparisto.fi/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/julkaisut).
- Jutila, H. 1994. Rantaniittyjen luonnon monimuotoisuutta. *Luonnon tutkija* 98: 194-197.
- Jutila b. Erkkilä H.M. 1998. Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. *Journal of vegetation science* 9: 395-408. Teoksessa: Jutila, H. 1999, Vegetation and seed bank of grazed and ungrazed Baltic coastal meadows in SW Finland, Turun yliopisto.
- Kaakinen, E. 1983. Hailuodon kasvillisuus ja kasvisto. Teoksessa: Vilppa, E. (toim.), *Hailuoto. Kuvauksia luonnosta ja kulttuurista*, Oulun seudun biologian ja maantieteen opettajat r.y, Liiton kirjapaino, Oulu, 28-31.
- Kakkuri, J. & Virkki, H. 2004. Maa nousee. Teoksessa: Koivisto, M. (toim.) *Jääkaudet*. WS Bookwell Oy, Porvoo, 233 s.
- Karlsson, K-P. (toim.) 1986. Suomen kartasto. Vihko 132: Vedet. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura.
- Kauppi, M. 1965. Laiduntamisen vaikutuksista Liminganlahden rantaniittyjen kasvillisuuteen. Pro gradu –tutkielma. Oulun yliopisto. 81 s.
- Koivisto, M. 2004a (toim.) *Jääkaudet*. WS Bookwell Oy, Porvoo, 233 s.
- Koivisto, M. 2004b. Rantakerrostumat. Teoksessa: Koivisto, M. (toim.) *Jääkaudet*. WS Bookwell Oy, Porvoo, 233 s.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1993. Uhanalaiset käyvät Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja B 17. 116 s.
- Krogerus, R. 1960. Ökologische Studien über nordische Moorarthopoden. Artenbestand, ökologische Faktoren, Korrelation der Arten. *Comment. Biologicae* 21: 1-238.
- Leiviskä, I. 1908. Über die Vegetation av der Küste des Bottnischen Meerbusens zwischen Tornio und Kokkola. *Fennia* 27: 1-209.
- LeSage, L. & Harrison, A. D. 1981. Observations on the diversity, flight periods, emergence, swarming and microdistribution of crane-flies at Salem Creek, Ontario (*Diptera: Tipulidae, Ptychopteridae, and Trichoceridae*). *Aquatic insects* 3: 81-97.
- Lindgren, L. 1983. Teoksessa: Seppo Keränen & Arno Rautavaara (toim.), Saariston elämää, Suomen luonnonsuojelun tuki oy, Tampereen kirjapaino oy, Tampere.
- Lundström, C. 1907. Beiträge zur Kenntnis der Dipteren Finnlands III. Cylindrotomidae und Limnobiidae. *Acta Soc. Pro Fauna Flora Fenn.* 29: 1-31.
- Lundström, C. 1912. Beiträge zur Kenntnis der Dipteren Finnlands VIII. Supplement 2. Mycetophilidae, Tipulidae, Cylindrotomidae und Limnobiidae. *Acta Soc. Pro Fauna Flora Fenn.* 36: 1-70.
- Markkola, J. & Merilä, E. 1983. Hailuodon luonnonmaidien laiduntamisesta ja niittykulttuurista. Teoksessa: Vilppa, E. (toim.), *Hailuoto. Kuvauksia luonnosta ja kulttuurista*, Oulun seudun biologian ja maantieteen opettajat r.y, Liiton kirjapaino, Oulu, 40-42.
- McCune, B. 1997. Influence of noisy environmental data on canonical correspondence analysis. *Ecology* 78: 2617-2623.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD for Windows. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McCune, B. & Grace, J. B. 2002. Analysis of Ecological Communities. With a contribution from Dean L. Urban. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

- Mendl, H. 1978. Limoniidae. Teoksessa: Illies, J. (toim.), Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam, 367-377.
- Mendl, H. 1979. Limoniiden (Ins.: Diptera, Nematocera) aus dem mündungsgebiet des Ängerån (Schweden, Ångermanland). *Fauna Norrlandica*. 2: 1-9.
- Mendl, H. 1987. Craneflies (Insecta Nematocera: Limoniidae) in Coastal Areas of the Gulf of Bothnia. *Fauna Norrlandica*, Vol. 4.
- Merritt, R. & Lawson, D. 1981. Adult emergence patterns and species distribution and abundance of Tipulidae in three woodland floodplains. *Environ. Entomol.* 10: 915-921.
- Nielsen, B. O. 1961. Studies on the Danish Psychodidae (Diptera Nematocera). *Entomologiske Meddelelser* 31: 127-152.
- Oosterbroek, P. 2008. Catalogue of the Craneflies of the world. Diptera, Tipuloidea: Pediciidae, Limoniidae, Cylindrotomidae, Tipulidae. <http://nlbif.eti.uva.nl/ccw/index.php>. Muokattu 15.03.2008. Luettu 21.04.2008.
- Pritchard, G. 1983. Biology of Tipulidae. *Ann. Rev. Entomol.* 28: 1-15.
- Przhiboro, A. 1999. The Quantitive characteristics of *Diptera (Insecta)* of the shallow littoral zone of small lakes in the North Karelia. *Proceedings of the zoological institute ras*, 281: 129-134.
- Przhiboro, A. 2000. Synusia of the turf inhabitants of monocotyledons: a poorly known component of the lake macrobenthos. *Trudy Zool. Inst. Ross. Akad. Nauk*, 286:113-120.
- Przhiboro, A. 2003. New records of crane-flies from NW Russia, with ecological notes on some species (Diptera: Tipulidae, Limoniidae). *Zoosystematica Rossica*, 11: 361-366.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M., Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 559, Helsinki. 106 s.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monipuolisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 495: 1-205.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 432 s.
- Rassi, P. & 11 muuta tekijää. 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618, Ympäristöministeriö. Edita Prima Oy, Helsinki. 220 s.
- Reusch, H. & Oosterbroek, P. 1997. Diptera Limoniidae and Pediciidae, Short-palped Crane Flies. Teoksessa: Nilsson, A.N. (toim.), Aquatic Insects of North Europe – A Taxonomic Handbook. Volume 2.
- Salmela, J. 2001. Adult craneflies (Diptera, Nematocera) around springs in southern Finland. *Entomologica Fennica* 12: 139-152.
- Salmela, J. 2004. Semiaquatic flies (Diptera, Nematocera) of three mires in southern boreal zone, Finland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 80: 1-10.
- Salmela, J. 2005. Lapin kolmion lähteiden sääskien ja sammalten monimuotoisuus ja yhteisörakenne. Pro gradu-tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto. 56 s.
- Salmela, J. 2006. Suomen vaaksiaiset, kummitussääsket, perhossääsket, sinkilähyttyset ja norosääsket (Diptera, Nematocera) – ekologia, levinneisyys ja uhanalaisuus. Alustava raportti. Saatavana: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=82642&lan=fi>.
- Salmela, J. 2008. Semiaquatic fly (Diptera, Nematocera) fauna of fens, springs, headwater streams and alpine wetlands in the northern boreal ecoregion, Finland. *w-album* (in press).
- Salmela, J. & Ilmonen, J. 2005. Cranefly (Diptera: Tipuloidea) fauna of a boreal mire system in relation to mire trophic status: implications for conservation and bioassessment. *Journal of insect conservation* 9: 85-94.
- Salmela, J. & Autio, O. 2007. Semiaquatic flies of Kivineva mire, Middle boreal Finland, and redescription of *Cylindrotoma borealis* Peus, 1952 stat. n. (Diptera, Nematocera). *Int J. Dipterol. Res.* 18: 47-55.
- Salmela, J., Autio, O. & Ilmonen, J. 2007a. A survey on the nematoceran (Diptera) communities of southern Finnish wetlands. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*. 83: 33-47.
- Salmela, J., Autio, O. & Kulmala, K. 2007b. *Tipula laetabilis* Alexander 1934 löydetty Suomesta (Diptera, Tipulidae). *Sahlbergia* 12: 33-35.

- Siira, J. 1970. Studies in the ecology of the sea-shore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. *Aquilo Ser. Bot.* 9: 1-109.
- Siira, J. 1985. Saline soils and their vegetation on the coast of the Gulf of Bothnia, Finland. *Ann. Bot. Fennici* 22: 63-90.
- Siira, J. 1999. Kasvillisuuden kehitys Perämeren rannikolla. Teoksessa: Karlsson K. 1999, Metsät Pohjanmaan rannikolla, Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 723: 35-42.
- Sonninen, R., Järvi, M., Huuskonen, A. & Kiljala, J. 2004. Emolehmien rantalaidunnuksen kehittäminen Oulun seudulla. MTT:n selvityksiä 60. 42 s. Saatavana myös internetissä: [www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts60.pdf](http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts60.pdf)
- Sørensen, L. 2002. Status for vedlevende stankelben i Danmarks gamle skove (Diptera: Tipulidae: Ctenophorinae). *Ent. Meddr.* 70: 129-143.
- Sternberg, A. 1998. Die Stelzmücken (Limoniidae und Pediciidae, Diptera) zweier Waldquellbiotope in der Rhön (Hessen) und ihre Phänologie. *Lauterbornia* 32: 101-111.
- Stubbs, A. 1998. Crane fly recording scheme. Test key to subfamily Limoniinae. *Bull. Dipt. Forum* 45, 30 s.
- Suomen ympäristökeskus 2007. EU:n luontodirektiivin luontotyypit. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=727&lan=fi>. Päivitetty 08.10.2007. Luettu 18.04.2008.
- Szadziewski, R. 1983. Flies (*Diptera*) of the saline habitats of Poland. *Polskie pismo entomologiczne* 53: 31-76.
- Theischinger, G & Müller, K. 1978. Schnaken (Ins.: Tipulidae) aus dem mündungsgebiet des Ängerån. *Fauna Norrlandica*. 6: 1-6.
- Theowald, B. 1978. Tipulidae und Cylindrotomidae. Teoksessa: Illies, J. (toim.), Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam, 363-366.
- Theowald, B. 1982. Crane flies (Dipt.:Tipulidae) in coastal areas of the Gulf of Bothnia. Teoksessa: Müller, K. (toim.), *Coastal Research in the Gulf of Bothnia*, Dr W. Junk Publishers, The Hague, 263-268.
- Tjeder, B. 1958. A synopsis of the Swedish Tipulidae, 1. Subfam. Limoniidae: tribe Limoniini. *Opuscula ent.* 23: 133-169.
- Tjeder, B. 1979. *Ptychopteridae* and *Tipulidae* (*Cylindrotominae* and *Tipulinae*) from the Abisko area, Torne Lapland Sweden (Ins.: *Diptera*). *Fauna Norrlandica* 9: 1-10.
- Tolonen, S. 1999. Laidunnuksen ja niiton vaikutus Liminganlahden rantaniittyihin. Pro gradu - tutkielma. Oulun yliopisto, biologian laitos. 45 s.
- Tonnoir, A. 1922. Nouvelle contribution a l'étude des Psychodidae (Diptera) et description de dix especes nouvelles d'Europe. *Annales de la Societe Entom. de Belg.* 62: 153-181.
- Tyler, G. 1969a. Regional aspects of Baltic shore-meadow vegetation. *Vegetatio* 19: 60-86.
- Tyler, G. 1969b. Studies in the ecology of Baltic sea-shore meadows. II. Flora and vegetation. - *Opera Bot.* 25: 1-101.
- Ujvárosi, L. 2005. Limoniidae and Pediciidae (Insecta: Diptera) assemblages along mountainous streams: additions to assess the biodiversity in wet habitats in Carpathians, Romania. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 13: 233-248.
- Ujvárosi, L. & Póti, T. 2006. Studies on the community structure of the Tipuloidea (*Insecta, Diptera*) assemblages of the După Luncă marsh, Eastern Carpathians. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung* 14: 253-262.
- UNEP 2008. Convention on biological diversity. United nations environment programme. <http://www.cbd.int/>. Luettu 14.05.2008.
- Vainio, M. & Kekäläinen H. 1997: Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Painotupa, Oulu.
- Vainio M., Kekäläinen H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 163 s. Artikkelissa: Sonninen, R., Järvi, M., Huuskonen, A. & Kiljala, J. 2004: Emolehmien rantalaidunnuksen kehittäminen Oulun seudulla. Maa- ja



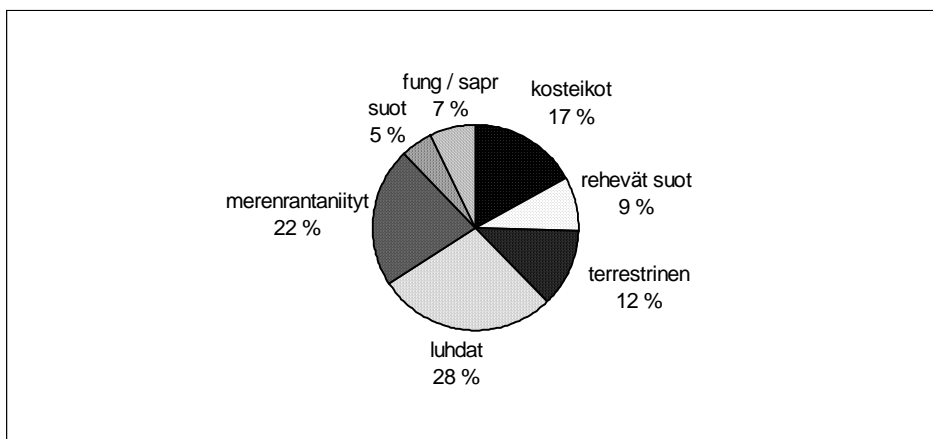
- elintarviketalouden tutkimuskeskus. Data Com Finland Oy. Saatavana: [www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts60.pdf](http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts60.pdf)
- Vartiainen, T. 1980. Succession of island vegetation in the land uplift area of the northernmost Gulf of Bothnia, Finland. *Acta Botanica Fennica* 115: 1-105.
- Viramo, J. 1992. Koillismaan (Ks) vaaksausista (Diptera, Tipulidae). *Oulanka reports* 10: 33-40.
- Välikangas, I. 1933. Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 6:62-112. Teoksessa: Siira, J. 1970, Studies in the ecology of the sea-shore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. *Aquilo Ser. Bot.* 9: 1-109.
- Väre, H., Erävuori, L., Degerman-Fyrsten, A. 2004. Merenrantaniittyjen umpeenkasvu. Teoksessa: Walls, M. & Rönkä M. (toim.), Veden varassa - Suomen vesiluonnon monimuotoisuus, Edita Publishing Oy, Helsinki, 294 s.
- Wahlgren, E. 1904. Über einige Zetterstedtsche Nemocerentypen. *Arkiv for Zoologi* 2: 1-19.
- Wagner, R. 1994. On a collection of Psychodidae (Diptera) from the Far East of Russia. *Studia dipterologica* 1: 75-92.
- Wiedeńska, J. 1991. Crane-flies (Diptera, Limoniidae) of the Świętokrzyskie mountains. Part. II. Limoniidae of the Łysogóry chain. *Fragmenta faunistica.* 35: 49-64.
- Wrage, H-A. 1978. Über Struktur und Abwandlung der Stelzenmücken-Populationen im Ökosystem „Salzwiese“ der Nordseeküste (Limoniidae, Diptera, Nematocera). *Mitt.dtsch.Ges.allg.angew.Ent* 1: 220-223.
- Wrage, H-A. 1982. Ökologie der Stelzenmücken (Limoniidae) des Litorals und angrenzender Gebiete im Nordseeküstenbereich (Diptera, Nematocera). Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, supplement 3. Zoologisches Institut und Museum der Universität Kiel.

Taulukko 2. Perämeren rantaniittyjen ja –metsien sääskien yksilömäärät, esiintymisfrekvenssi tutkimuskohteilla sekä tärkeimmät elinympäristöt Salmelan (2006, 2008, henk.koht. tiedonanto) mukaan.

<b>laji</b>	<b>n</b>	<b>frekv. %</b>	<b>elinympäristö<sup>1</sup></b>
<b>Limoniidae</b>			
<i>Idioptera pulchella</i>	144	77,8	kosteikot
<i>Phylidorea ferruginea</i>	1	5,6	kosteikot, luhdat
<i>Phylidorea longicornis</i>	23	11,1	luhdat
<i>Phylidorea squalens</i>	2	11,1	suot
<i>Pilaria discicollis</i>	1	5,6	luhdat
<i>Pilaria meridiana</i>	19	33,3	rehevät suot, luhdat
<i>Erioconopa trivialis</i>	1	5,6	kosteikot
<i>Erioptera flavata</i>	15	16,7	kosteikot
<i>Erioptera lutea</i>	27	38,9	kosteikot
<i>Erioptera sordida</i>	75	61,1	luhdat
<i>Erioptera squalida</i>	151	22,2	merenrantaniityt
<i>Gonomyia</i> sp	1	5,6	?
<i>Ormosia ruficauda</i>	4	16,7	terrestrinen
<i>Symplecta hybrida</i>	18	22,2	luhdat, suot
<i>Symplecta stictica</i>	43	55,6	merenrantaniityt
<i>Dicranomyia distendens</i>	2	11,1	suot
<i>Dicranomyia frontalis</i>	2	11,1	rehevät suot
<i>Dicranomyia hyalinata</i>	400	77,8	merenrantaniityt, rehevät suot
<i>Dicranomyia modesta</i>	48	61,1	kosteikot
<i>Dicranomyia sera</i>	12	11,1	merenrantaniityt
<i>Dicranomyia</i> (L.) <i>melleicauda complicata</i>	16	27,8	merenrantaniityt
<i>Dicranomyia</i> (L.) <i>intricata</i>	6	22,2	merenrantaniityt
<i>Dicranomyia</i> (M.) <i>morio</i>	8	22,2	merenrantaniityt, rehevät suot
<i>Dicraomyia</i> (M.) <i>occidua</i>	2	11,1	rehevät suot
<i>Dicranomyia Melanolimonia</i> sp.	1	5,6	?
<i>Dicranomyia</i> sp	6	22,2	?
<i>Helius longirostris</i>	3	16,7	luhdat
<i>Limonia macrostigma</i>	1	5,6	kosteikot
<i>Metalimnobia bifasciata</i>	1	5,6	fungivori
<i>Metalimnobia quadrinotata</i>	4	16,7	fungivori
<i>Metalimnobia zetterstedti</i>	2	5,6	fungivori
<i>Rhipidia maculata</i>	2	11,1	terrestrinen
<b>Tipulidae</b>			
<i>Dictenidia bimaculata</i>	2	5,6	saproksyyli
<i>Nephrotoma scurra</i>	1	5,6	luhdat
<i>Nigrotipula nigra</i>	76	55,6	merenrantaniityt
<i>Prionocera subserricornis</i>	99	44,4	kosteikot
<i>Prionocera turcica</i>	12	27,8	kosteikot
<i>Tanyptera atrata</i>	8	22,2	saproksyyli
<i>Tipula</i> (L.) <i>laetabilis</i>	3	16,7	luhdat
<i>Tipula</i> (P.) <i>luteipennis</i>	66	22,2	rehevät suot
<i>Tipula</i> (P.) <i>melanoceros</i>	13	16,7	suot
<i>Tipula</i> (P.) <i>varipennis</i>	1	5,6	terrestrinen
<i>Tipula</i> (S.) <i>interserta</i>	5	5,6	luhdat
<i>Tipula</i> (S.) <i>subnodicornis</i>	7	5,6	suot
<i>Tipula</i> (S.) <i>variicornis</i>	2	5,6	luhdat
<i>Tipula</i> (T.) <i>paludosa</i>	1	5,6	luhdat
<i>Tipula</i> (T.) <i>subcunctans</i>	46	61,1	luhdat, terrestrinen
<i>Tipula</i> (V.) <i>scripta</i>	1	5,6	luhdat
<i>Tipula</i> (V.) sp	1	5,6	?

Tipula (Y.) pierrei	534	61,1	luhdat, merenrantaniityt
Tipula (Y.) quadrivittata	24	27,8	merenrantaniityt, rehevät suot
Tipula humilis	1	5,6	?
<b>Pedicidae</b>			
Ula sylvatica	8	22,2	fungivori
Ula mixta	1	5,6	terrestrinen
Tricyphona immaculata	3	16,7	kosteikot
<b>Cylindrotomidae</b>			
Cylindrotoma distinctissima	2	5,6	terrestrinen
Phalacrocerca replicata	13	11,1	kosteikot
Triogma trisulcata	1	5,6	luhdat, merenrantaniityt
<b>Ptychopteridae</b>			
Ptychoptera minuta	595	72,2	kosteikot
<b>Psychodidae</b>			
Clytocerus rivosus	31	22,2	merenrantaniityt, luhdat
Pericoma rivularis	6	5,6	kosteikot
Pneumia borealis	2	5,6	kosteikot
Pneumia ussurica	1	5,6	rehevät suot
Jungiella consors	5	16,7	luhdat, merenrantaniityt
Chodopsycha lobata	3	5,6	?
Chodopsycha sp	2	5,6	?
Logima satchelli	78	61,1	terrestrinen
Psychoda phalaenoides	8	16,7	terrestrinen
Psychoda uniformata	4	5,6	terrestrinen?
Psychodocha gemina	1	5,6	terrestrinen
Psychodocha itoco	5	11,1	terrestrinen, luhdat
Tinearia alternata	1	5,6	luhdat, merenrantaniityt
Tinearia lativentris	1	5,6	luhdat, merenrantaniityt
Paramormia sp	1	5,6	?
Panimerus albomaculatus	1	5,6	luhdat, merenrantaniityt
Psycmera integella	170	38,9	luhdat, merenrantaniityt
Tematoscopus similis	456	61,1	merenrantaniityt
<b>Dixidae</b>			
Dixella amphibia	13	11,1	luhdat
Dixella obscura	38	38,9	luhdat

<sup>1</sup>kosteikot = erilaisilla kosteikoilla elävät indifferentit kosteikkolajit, rehevät suot = rehevien (meso-eutrofiset) soiden lajit, suot = laaja-alaiset soiden lajit, terrestrinen = maalla elävät, laajalle levinneet terrestriset lajit, mm. erilaiset metsät, fungivori = lajit, joiden toukat syövät sienten itiöemiä, saproksyyli = lajit, joiden toukat käyttävät ravinnokseen lahoavaa puuainesta, luhdat = järvien ja jokien luhtarantojen lajit, merenrantaniityt = suolaisen veden vaikutuksessa, esim. merenrantaniityillä viihtyvät lajit, ? = ei arvioitu



Kuva 9. Perämeren rantaniittyjen ja -metsien 79 semiakvaattisen sääskilajin ekologinen luokittelu elinympäristöjen mukaan (kts. elinympäristöjen selitykset taulukosta 3).



Kuva 2. Tutkimuskohteiden sijainti viitteellisesti Perämerellä Hailuodossa ja Oulunsalossa. Jokaisessa parissa on pyydys sekä rantaniityllä että rantametsässä. Pyydyspaikat merkitty ympyröillä ja koodilla (koodit viittaavat taulukkoon 1). Kuva: © 2008 Google, Karttatiedot: Tele Atlas



Kuva 4. Malaise-hyönteispyydys Hailuodon Tömpän merenrantaniityllä. Hyönteiset törmäävät lentäessään pyydiksen keski- tai päätykankaaseen ja lähtevät kiipeämään ylöspäin. Pyydiksen korkeimmassa kohdassa on keräysastia, johon hyönteiset lopulta päätyvät. Kuva: Teemu Nieminen 02.06.2005.





Kuva 5. Rehevät mesiangervo- ja lehtovirmaajuurivaltaiset lehdot reunustavat usein Perämeren merenrantaniittyjä. Kuva Oulunsalon Papinkarin metsäpyydyksestä 29.06.2005. Kuva: Teemu Nieminen.



Kuva 10. Laidunnus ja niitto pitävät merenrantaniityt avoimina ja matalakasvuisina. Aidan takana ruovikkoa. Kuva: Teemu Nieminen 2005.

Liite 1. Perämeren merenrantaniittyjen ja –metsien semiakvaattiset sääsket (Diptera, Nematocera) tutkimuskohteittain ja lajien kokonaisuusilömäärä / kohde.

	HaKaNMe		HaKaSMe		HaPönMe		HaPöMMe		HaPöSMe		HaTöMe		OuPaMe		OuVänMe		OuVäSMe	
	HaKaNRa	HaKaSRa	HaKaSRa	HaKaSRa	HaPönRa	HaPönRa	HaPöMRa	HaPöMRa	HaPöSRa	HaPöSRa	HaTöRa	HaTöRa	OuPaRa	OuPaRa	OuVänRa	OuVänRa	OuVäSRa	OuVäSRa
<b>Limoniidae</b>																		
Idioptera pulchella (Meigen, 1830)	5	8	19	9	1	20	5	64	4			1	4	1			2	1
Phylidorea (Phylidorea) ferruginea (Meigen, 1818)			1															
Phylidorea (Phylidorea) longicornis (Schummel, 1829)				22									1					
Phylidorea (Phylidorea) squalens (Zetterstedt, 1838)			1					1										
Pilaria discicollis (Meigen, 1818)															1			
Pilaria meridiana (Staeger, 1840)							1				3		2		10	1	2	
Erioconopa trivialis (Meigen, 1818)									1									
Erioconopa (Erioconopa) flavata (Westhoff, 1882)	12								1				2					
Erioconopa (Erioconopa) lutea (Meigen, 1804)			4					8			5	1	4	3				2
Erioconopa (Erioconopa) sordida (Zetterstedt, 1838)	7		3			19		22	8	2	2		1	1		1		9
Erioconopa (Erioconopa) squalida (Loew, 1871)	6									1					91			53
Gonomyia sp													1					
Ormosia (Ormosia) ruficauda (Zetterstedt, 1838)				2		1												1
Symplecta (Symplecta) hybrida (Meigen, 1804)					2		14	1					1					
Symplecta (Psiloconopa) stictica (Meigen, 1818)	4		1				14		5	2	3		10	1		1	2	
Dicranomyia (Dicranomyia) distendens (Lundström, 1912)					1		1											
Dicranomyia (Dicranomyia) frontalis (Staeger, 1840)	1											1						
Dicranomyia (Dicranomyia) hyalinata (Zetterstedt, 1851)	85	18	32		11		133	30	41		16	1	2		3	2	21	5
Dicranomyia (Dicranomyia) modesta (Meigen, 1818)	3	6	4	1	3	1	15	4	8						2	1		
Dicranomyia (Dicranomyia) sera (Walker, 1848)					2		10											
Dicranomyia (Idiopyga) melleicauda complicata (de Meijere, 1918)	3								3				1					8
Dicranomyia (Idiopyga) intricata (Alexander, 1927)			1					3					1		1			
Dicranomyia (Melanolimonia) morio (Fabricius, 1787)		3						3										1
Dicranomyia (Melanolimonia) occidua (Edwards, 1926)			1								1							1
Dicranomyia Melanolimonia sp.											1							
Dicranomyia sp	1					2				1							2	
Heliopsis (Heliopsis) longirostris (Meigen, 1818)	1		1				1											
Limonia macrostigma (Schummel, 1829)				1														
Metalimnobia (Metalimnobia) bifasciata (Schrank, 1781)				1														
Metalimnobia (Metalimnobia) quadrinotata (Meigen, 1818)				2										1				1
Metalimnobia (Metalimnobia) zetterstedti (Tjeder, 1968)											2							
Rhipidia (Rhipidia) maculata (Meigen, 1818)				1			1											
<b>Tipulidae</b>																		
Dictenidia bimaculata (Linnaeus, 1760)				2														
Nephrotoma scurra (Meigen, 1818)				1														
Nigrotipula nigra (Linnaeus, 1758)	2	37	4			2	7	16	1			1					5	1
Prionocera subserricornis (Zetterstedt, 1851)	5		4			2	42	15			8	1	22					
Prionocera turcica (Fabricius, 1787)	1	1	4					2										4
Tanyptera atrata (Linnaeus, 1758)				3								1				1		3
Tipula (Lunatipula) laetabilis (Zetterstedt, 1838)				1														
Tipula (Platytipula) luteipennis (Meigen, 1830)		1						15					49				1	
Tipula (Platytipula) melanoceros (Schummel, 1833)			11			1							1					
Tipula (Pterelachisus) varipennis (Meigen, 1818)																		1
Tipula (Savtshenkia) interserta (Riedel, 1913)		5																
Tipula (Savtshenkia) subnodicornis (Zetterstedt, 1838)						7												
Tipula (Schummelia) variicornis (Schummel, 1833)				2														
Tipula (Tipula) paludosa (Meigen, 1830)											1							
Tipula (Tipula) subcunctans (Alexander, 1921)		9	14		10	1				3		2	2	1		1	2	1







<i>Hippuris vulgaris</i> x <i>lanceolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus gerardii</i> ssp. <i>gerardii</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Lathyrus palustris</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	0	3	3	0	0	0	0	1	1	0	1	2	0	1	0	0	0	0
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parnassia palustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum palustre</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phragmites australis</i>	0	5	0	0	1	0	1	0	0	3	2	4	2	0	0	3	1	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Potentilla anserina</i> ssp. <i>anserina</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla palustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
<i>Pyrola rotundifolia</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ranunculus acris</i>	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rhinanthus serotinus</i> ssp. <i>vernalis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus arcticus</i>	3	0	0	2	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	0	2	4	0	5	0	0	0	3	0	1	0	2	0	0	3	0	0
<i>Sonchus arvensis</i> ssp. <i>arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Subularia aquatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Thalictrum flavum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trientalis europaea</i>	2	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Triglochin maritima</i>	0	0	1	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triglochin palustris</i>	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Valeriana sambucifolia</i>	1	0	0	3	0	2	0	0	0	1	0	2	0	0	4	0	0	1
<i>Vicia cracca</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Viola palustris</i>	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphagnum angustifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Sphagnum squarrosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0