



LUONTO JA
LUONNONVARAT

Kaisu Aapala (toim.)

Soidensuojelualueverkon arviointi



Kaisu Aapala (toim.)

Soidensuojelualueverkon arviointi

HELSINKI 2001



Painotuote

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy490/sy490.htm>

ISBN 952-11-0917-3
ISSN 1238-7312

Kannen kuva: Kaisu Aapala
Petkelsuo aamusumussa, elokuu 1999
Edita Oyj
Helsinki 2001

Esipuhe

Suomen ympäristökeskuksen Luonto- ja maankäyttöyksikössä aloitettiin ympäristöministeriön toimeksiantona vuonna 1997 luonnonsuojelualueverkon edustavuutta tarkasteleva hanke (Suojelualueverkon arviointi eli SAVA). Tätä tutkimusta on tehty yhteistyössä Metsäntutkimuslaitoksen ja Metsähallituksen luonnonsuojelun kanssa. SAVA:n tavoitteena on arvioida suojelualueverkon nykyistä tilaa ja sen kykyä turvata maamme luonnon monimuotoisuuden säilyminen.

Luonto- ja maankäyttöyksikössä on SAVAn osatutkimuksista julkaistu tähän mennessä luonnonsuojelualueverkon arviointimenetelmiä tarkasteleva katsaus, geomorfologisten muodostumien suojelutilanteen arviointimahdollisuuksia kartoittava työ, metsien ja soiden suojelutilannetta valtakunnan metsien inventointiaineiston perusteella tarkasteleva tutkimus sekä suojelualueverkon ja vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä metsälajiston suojelussa käsittelevä kolmen tutkimuksen kokonaisuus. Työssä tarkasteltiin lehtokasveja, lahoppuukova-kuoriaisia sekä havu- ja sekametsien lintuja. Metsähallituksen luonnonsuojelu on julkaissut selvityksen, joka arvioi suojelualueverkon merkitystä eräille uhanalaisille nisäkäs- ja lintulajeille.

Seuraavaksi SAVA -hankkeen tutkimustuloksista julkaistaan paikkatietoaineistoihin perustuva suojelualueiden ja niitä ympäröivien alueiden maanpeitteen ja -käytön vertailu sekä lajien suotuisan suojelun tason arviointia ja luontodirektiivin kasvien ja selkärangattomien eläinten esiintymistä Suomen Natura 2000 -verkossa tarkastelevat työt.

Nyt julkaistava seitsemän osatyötä käsittävä tutkimus tarkastelee olemassa olevan luonnonsuojelualueverkon sekä vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä suoalueiden, suotyyppien ja suolajiston monimuotoisuuden säilyttämisessä. Lisäksi tarkastellaan suojelualueiden soiden ojitustilannetta ja rajausten onnistuneisuutta. Eräiden osatöiden tuloksia on jo käytetty viime vuonna julkaistussa Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelutarve -työryhmän raportissa.

Seuraavat työn keskeiset tulokset on syytä mainita. Soidensuojelun pahimmat puutteet keskittyvät Etelä-Suomeen. Niitä ovat monien suotyyppien vaatimaton suojelutilanne, mikä osoitetaan erityisen selvästi korprien osalta. Luonnontilaiset korvet ovat merkittäviä lajistollisen monimuotoisuuden keskittymiä boreaalisessa metsäluonnossa. Korprien suojelutilanne on vaikein keidassuovyöhykkeellä, jossa korkea ojituspöytä ja alhainen suojelupöytä heikentävät merkittävästi mahdollisuuksia säilyttää korprien luontainen lajistollinen ja toiminnallinen monimuotoisuus.

Suojelualueiden ulkopuolella olevien soiden ekologinen tila on suo-ojitusten seurauksena huono. Monien suojeltujen soiden rajaukset ovat liian suppeita, jolloin ympäristön suo-ojitukset vaikuttavat niihinkin epäedullisesti. Etelä-Suomessa on myös runsaasti uhanalaisia suolajeja, niiden populaatiot ovat pieniä ja uhanalaistuminen näyttää jatkuvan useissa eliöryhmissä. Pohjois-Suomen soiden suojelutilanne on olennaisesti parempi. Niiden rajaukset ovat usein ekologisesti parempia ja niillä on huomattava kansainvälinen merkitys esimerkiksi Suomen vastuulla olevien suolintujen ja -kasvien suojelussa.

Näiden tulosten lisäksi on syytä kiinnittää huomiota töissä käytettyihin menetelmiin ja tietolähteisiin. Paikkatietomenetelmien käyttö suoluonnon alueellisen rakenteen muutoksen tutkimuksessa, eri-ikäisten ilmakuvioiden käsittely ja vertailu keidassoiden pintarakenteen keskeisten piirteiden (mm. puustoisuus, eri kosteusluokat) muutosten seurannassa sekä valtakunnan metsien inventointiaineiston ja uhanalaisten lajien tietokannan käyttö ovat esimerkkejä luonnonsuojelututkimuksen ja -seurannan uusista mahdollisuuksista.

Työ on monipuolinen, uusia näköaloja avaava ja sen tuloksista on syytä keskustella mahdollisimman laajasti. Monet osatutkimukset osoittavat soiden ennallistamisen ja ennallistamismenetelmien kehittämisen tarpeen. Myös soihin kohdistuvaa luonnonsuojelubiologista tutkimusta tulisi huomattavasti lisätä.

Montrealissa, Biodiversiteettisopimuksen sihteeristössä
3.6.2001

Heikki Toivonen
Tutkimusprofessori

Yhteenveto

Tämä raportti on osa Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointi-hanketta (SAVA), jota on tehty ympäristöministeriön toimeksiannosta ja yhteistyössä Metsähallituksen luonnonsuojelun ja Metsäntutkimuslaitoksen kanssa. Raportti koostuu seitsemästä erillisestä osahankkeesta, joissa tarkastellaan olemassa olevan luonnonsuojelualueverkon sekä vahvistettujen suojeluohjelmien merkitystä soiden ekologisen toimivuuden ja lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisessä.

Soidensuojelun tavoitteena on säilyttää suoluonnostamme alueellisesti ja ekologisesti kattava ja toimiva kokonaisuus; niin lajeista, habitaateista kuin ekosysteemeistäkin. Soihin liittyvää luonnonsuojelubiologista tutkimusta tehdään Suomessa valitettavan vähän, eikä nyt tehtyä työtä tukevaa tutkimustietoa ollut juurikaan saatavissa. Koko 1,1 miljoonan hehtaarin soidensuojelualueverkon edustavuuden arviointi kaikilla tasoilla (alue-, habitaatti-, lajitaso) olisi mittava työ. Laajasta kokonaisuudesta voitiinkin tarkastella vain joitakin osia. Esimerkkien valintaan vaikutti toisaalta aineistojen saatavuus, toisaalta huomiota kiinnitettiin suojelun kannalta kiireellisimpiin kohteisiin, uhanalaiseen lajistoon ja heikosti suojeltuihin suotyyppeihin. Suoluonnon pirstoutumisen ja ympäristön maankäytön (erityisesti ojitukset) aiheuttamien muutosten mittaamiseen aloitettiin menetelmien kehittäminen. Näiden muutosten kuvaaminen ja niiden aiheuttamien luonnonsuojelubiologisten seurausten arviointi jäävät myöhempien tutkimusten selvitettäväksi.

Kokonaisuutena nykyinen soidensuojelualueverkko on puutteineenkin monilla alueilla korvaamaton, sillä vastaavia ojitamattomia kokonaisuuksia ei juuri enää löydy suojelualueiden ulkopuolelta. Suojeltujen soiden rajaukset eivät aina muodosta ekologisesti yhtenäisiä kokonaisuuksia, mikä vaikeuttaa koko suoluonnon monimuotoisuuden vaihtelun ja suojeltujen soiden hydrologisen eheyden ja luontaisen sukessiokehityksen ylläpitämistä. Suojelualueilla olevien ojitettujen soiden ennallistaminen on välttämätöntä. Tarvittaisiin myös keinoja suojelusoiden valuma-alueiden tilanteen parantamiseen.

Suotyypeistä korpia on suojeltu suhteellisesti vähemmän kun rämeitä ja avo-soita. Erityisesti Etelä-Suomessa suojeltujen korprien osuus on alhainen. Lisäksi Etelä-Suomen korprien suojelun ongelmana on yksittäisten korpikuvioiden pieni koko, ojitettujen korprien suuri osuus kaikista suojelluista korvista sekä kasvupaikkatyyppien painottuminen karumpiin luokkiin. Erityisesti rehevien korprien osalta suojelualueverkko jää puutteelliseksi, joten luonnonsuojelulain, ja erityisesti metsälain merkitys korostuu rehevien korprien ja niiden lajiston säilyttämisessä Etelä-Suomessa. Soiden muiden päätyyppien suojelutilannetta tarkasteltiin niillä esiintyvien lajien tai lajiryhmien suojelutilanteen kautta: lettovilla (letot), suoperhoset (rämeet), suolinnut (avosuot).

Suolajien taantumisen ja uhanalaistumisen taustalla ovat soiden käyttömuodot, jotka joko tuhoavat koko elinympäristön tai muuttavat suoekosysteemin ekologisia perustoimintoja niin paljon, että luonnontilaiseen suoympäristöön sopeutuneet lajit taantuvat tai häviävät kokonaan. Uhanalaistuneita suolajeja on kaikissa lajiryhmissä ja kaikentyyppisillä soilla. Elinympäristön muutoksen lisäksi lajien säilymiseen vaikuttaa myös jäljellä olevien luonnontilaisten soiden eristyisyys.

Esimerkiksi ojituksille herkkien suoperhosten osalta, saadut tulokset viittaavat siihen, että suurimmillakaan luonnontilaisilla, mutta eristyneillä suoalueilla elävät perhospopulaatiot eivät välttämättä riitä turvaamaan suoperhosten kannan säilymistä alueellisella tasolla.

Pohjois-Suomessa soidensuojelutilanne on keskimäärin selvästi parempi kuin Etelä-Suomessa. Tämä heijastuu mm. suolinnuston suojelutilanteeseen. Huomattava osa suolinnustollisesti merkittävistä soista sisältyy suojelualueverkkoon. Suurin puute suolinnuston kannalta on Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä, missä monien suolintulajien tiheydet ovat korkeimmat. Pohjois-Suomen soilla on tärkeä kansainvälinen merkitys suolinnuston lisäksi myös monien soiden putkilokasvien elinvoimaisten populaatioiden säilyttäjänä.

Suoluonnon alueelliset muutokset

Ihmisen toiminnan seurauksena Suomen suoluonnon on tapahtunut huomattavia muutoksia. Luonnontilaisten soiden pinta-ala on merkittävästi pienentynyt, alueellinen habitaattidiversiteetti on laskenut ja monet suolajit ja suotyypit ovat taantuneet tai uhanalaistuneet. Jäljellä olevien ojittamattomien suolaikkujen laatu elinympäristönä on heikentynyt ympäröivien ojitusten ja hakkuiden vuoksi ja laikkujen eristyneisyys on kasvanut. Tietyt boreaalisen suoluonnon luontaiset piirteet ovat häviämässä, esim. luonnontilaiset soiden ja metsien vaihtumisvyöhykkeet sekä vesitaloudellisesti yhtenäiset ehyet suot ja suoalueet.

Kaikki nämä soiden käytön aiheuttamat muutokset vaikuttavat voimakkaasti alueelliseen soidensuojelun tarpeeseen, ja erityisesti siihen, miten suojelualueverkko pystyy toimimaan tässä muuttuneessa ympäristössä. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutosta ja muutoksen aiheuttamia luonnonsuojelubiologisia seurauksia ei ole aiemmin tutkittu.

Suoluonnon alueellisen rakenteen muutosta ja suojelualueverkon merkitystä tarkasteltiin 80 km x 80 km:n tutkimusalueella Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpikedasvyöhykkeen ja Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeidasvyöhykkeen vaihtumisvyöhykkeellä. Työssä johdettiin eri kuva-aineistoista paikkaan sidottua tietoa ja yhdistettiin sitä ympäristöhallinnon muihin paikkatietoihin. Alueelta selvitettiin maisematasolla soiden jakautumista ojittamattomiin, metsätaloutta varten ojittettuihin ja turpeennostoalueisiin. Ojittamattomina säilyneiden soiden määrää ja ominaisuuksia verrattiin muutosta edeltäneeseen tilanteeseen suoyhdistymätyypeittäin. Lisäksi arvioitiin suojelualueiden kokonaismäärää, suojelualueverkon sijoittumista ja sen merkitystä luonnontilaisten suoluonnon piirteiden säilymiselle alueella. Vahvistettujen seutukaavojen tietojen avulla arvioitiin suunniteltujen uusien turpeennostoalueiden vaikutusta jäljelle jäävien käsittelemättömien soiden määrään.

Tutkimusalueen pinta-alasta noin neljännes (163 000 ha) on suota. Ojittamattoman suon kokonaispinta-ala on vähentynyt huomattavasti. Tutkittujen yli 10 hehtaarin suuruisien ojittamattomien suolaikkujen pinta-alaosuus ja lukumäärä painottuvat nykyään entistä enemmän pieniin kokoluokkiin, ja suurimmat suokokonaisuudet ovat kadonneet kokonaan. Suopinta-alasta suurin osa luokitui viettokeitaiksi (68 %), aapasoi- ta oli n. 24 % ja kilpikkeitä n. 8 %. Viettokeitaista ja aapasoi- ta on ojitettu suhteellisesti suurempi osuus kuin kilpikkeitä. Turpeennoston vaikutus on ollut suhteellisesti suurin kilpikkeitä. Suoyhdistymiä säilyy kokonaisuuksina vain vähän suojelualueiden ulkopuolella, yhtenäisiä kilpikkeitä ei lainkaan, jos seutukaavojen turpeennostovaraukset toteutetaan.

Suojelualueilla on noin 7 % tutkimusalueen koko suoalasta ja runsas viidesnes tutkimusalueen ojittamattomien soiden alasta. Suojelualueiden soista vajaat 80 % on ojittamattomia. Määrällisesti tarkastellen kilpikkeitäiden suojelutilanne on

tutkimusalueella hyvä ja suojelualueilla on säilynyt edustavia esimerkkejä. Myös aapasoiden suojelutilanne on määrällisesti kohtalainen. Viettokeitaista on suojeltu suhteellisesti pienempi osuus, mutta toisaalta suurin osa suojelusoista on viettokeitaista. Suojelualueille ulottuvat tai välittömästi niiden rajojen tuntumasta alkavat ojitukset aiheuttavat kaikilla suoyhdistymätyypeillä ongelmia sekä koko lajiston säilyttämisen että soiden häiriöttömän kehityksen kannalta. Suojelualueilla säilyneiden ojitamattomien suolaikkujen koko on suurempi kuin muualla tutkimusalueella.

Vaikka suojeltujen soiden osuus tutkimusalueella on suurempi kuin keskimäärin Etelä-Suomessa, nykyinen suojelualueverkko ei välttämättä riitä kaikkien alueella esiintyvien suolajien elinvoimaisten populaatioiden säilyttämiseen. Suojelualueverkko on kuitenkin korvaamaton, sillä laajempia (> 100 ha), ojitamattomia suokokonaisuuksia tulee säilymään tällä alueella suojelualueverkon ulkopuolella hyvin vähän.

Tarkasteltaessa yksittäisiä suoyhdistymiä mielenkiinto kohdistuu suojeltujen soiden valuma-alueilla tehtyjen ojitusten mahdollisesti aiheuttamiin muutoksiin myös suojelusoilla. Eteläsuomalaisella keidassuolla viimeisen kuudenkymmenen vuoden aikana tapahtuneita **luontaisia ja ojituksen aiheuttamia muutoksia** tarkasteltiin **eriaikaisten ilmakuvien numeerisen tulkinnan** avulla. Esimerkkialueena oli soidensuojelun perusohjelmaan ja Natura 2000 -verkostoon osittain kuuluva Hyvinkään Petkelsuon konsentrisen keidassuo (kilpikoidas).

Ilmakuvilta helposti ja kohtuullisen luotettavasti erotettavia ominaisuuksia ovat puustoisuus, pohjavedenpinnan korkeuden suhteen erilaiset suonpinnat ja ojat. Petkelsuon muutostarkastelu perustuu mustavalkoilmauviin vuosilta 1936, 1956, 1978 ja 1997. Muutostarkastelu tehtiin kahdelta koealueelta, joista toinen sijaitsi suon ojitetussa länsiosassa ja toinen suon allikkoisessa, luonnontilaisessa keskiosassa. Koealueet luokiteltiin ArcView -ohjelman Image Analyst laajennusosan avulla neljään biotooppiluokkaan: allikko-, välipinta-, mätäspinta- ja puustoluokka. Biotooppiluokat erottuivat ilmakuvilta hyvin.

Petkelsuon eriaikaisten ilmakuvien numeerisella tulkinnalla voitiin havaita selviä muutoksia sekä ojitetulla että ojitamattomalla suon osalla tarkastellun 60 vuoden aikana. Selvimmät muutokset liittyivät puustoisuuden lisääntymiseen, suon pienmuotojen häviämiseen ja avovesipintojen vähenemiseen. Muutokset ovat olleet selvästi suurempia ojitetulla alueella, mutta selvästi havaittavia myös ojitamattomissa suon osissa. Suurimmat puustoisuuden muutokset ajoittuvat vuosien 1956 ja 1978 välille, pari vuosikymmentä ojitusten jälkeen.

Koska erotetut biotooppiluokat ilmentävät keidassoiden keskeisiä ekologisia ominaisuuksia, eri ajankohtien ilmakuvia voitiin käyttää hyvin kohdealueen muutosten tarkastelussa. Vaikka perustulokset olivatkin tyydyttäviä, metodiset kysymykset edellyttävät jatkotutkimuksia. Näin etenkin jos halutaan luoda rutiiniluonteinen ilmakuviin pohjautuva seurantasysteemi.

Vaikka suojelualueverkossa olevien kilpikoidaiden suojelutaso vaikuttaa määrällisesti hyvältä, Petkelsuon tavoin monilla niistä on ojituksia tai rajauksia eivätkä sisällä koko suoyhdistymää. Koska muutokset ojituksen jälkeen voivat olla merkittäviä ja ulottua myös ojitamattomalle suon osalle, suojelualueverkon keidassoiden tilaa ja niillä tapahtuneiden muutosten määrää ja suuntaa pitäisi selvittää tarkemmin tutkimuksin. Suojeltujen keidassoiden ennallistamistarve tulisi myöskin selvittää.

Soiden elinympäristöt

Korpien arvo ja merkitys boreaalisen metsä- ja suolajiston säilymiselle on viime vuosina korostunut, kun useat tutkimukset ovat osoittaneet korpien olevan luontaisia lajidiiversiteetin keskittymiä boreaalisessa vyöhykkeessä.

Korpien suojelutilannetta koko maassa tarkasteltiin valtakunnan metsien kadeksannen inventoinnin (VMI8) perusteella. Aineistossa olivat mukana kaikki valtion ja yksityisten mailla sijaitsevat lakisääteiset suojelualueet sekä valtioneuvoston hyväksymät soiden, lehtojen ja vanhojen metsien suojeluohjelmien kohteet. Suojeltuja korpia on VMI8:n mukaan koko maassa 115 800 ha, joka on 5 % korpien koko pinta-alasta. Keidassuovyöhykkeellä alle prosentti korvista on suojeltu, Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä 4 %, Metsä-Lapissa 37 % ja Tunturi-Lapissa 11 %. Keidassuovyöhykkeen suojelluista korvista lähes puolet on ojitettu.

Keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosan korpien suojelutilannetta tarkasteltiin lisäksi Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla. Aineistona käytettiin Metsähallituksen paikkatietoaineistoa, josta poimittiin kaikki suojelualueiden korpikuviot. Aineistossa on mukana 269 suojelualueita, joilla on yhteensä 9 500 ha korpia (3 445 korpikuviota). Koko tarkastelualueen suojelluista korvista viidennes on ojitettu, mutta keidassuovyöhykkeellä tilanne on selvästi heikompi, 58 % suojelluista korvista on ojitettu. Valtaosa (86 %) suojelluista korvista on luokiteltu ravinteisuustasoltaan mustikkaisiin tai puolukkaisiin. Aapasuovyöhykkeen suojelualueiden ojittamattomista korvista puolet on puuston iältään yli 140-vuotiaita, keidassuovyöhykkeellä noin neljäsos.

Sekä VMI8:n että Metsähallituksen aineiston perusteella korpien suojelussa on sekä määrällisiä että laadullisia puutteita. Suojeltu korpipinta-ala on jakautunut alueellisesti epätasaisesti eikä se noudata alkuperäistä korpien esiintymiskaavaa. Korpien suojelutilanne on vaikein keidassuovyöhykkeellä, jossa korpien korkea ojitusprosentti ja alhainen suojeluprosentti heikentävät merkittävästi mahdollisuuksia säilyttää korpien luontainen lajistollinen ja toiminnallinen monimuotoisuus. Ojitettujen korpien ennallistamisen tarve keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen suojelualueilla on ilmeinen.

Metsälain 10 §:n mukaisten rehevien korpien säilyminen voi tulevaisuudessa parantaa rehevien korpien heikkoa suojelutilannetta Etelä-Suomessa. Metsälain merkitystä korpien suojelussa heikentää kuitenkin alueellisuuden ja pienialaisuuden kriteerien tulkinta. Uusien metsänhoito-ohjeiden ja sertifiointikriteerien suositukset uudisojituksista luopumisista parantaisivat toteutuessaan kaikkien jäljellä olevien ojittamattomien korpien ja niiden lajiston säilymistä.

Suolajisto

Ihmisen aiheuttamat muutokset Suomen suoluonnossa ovat vaikuttaneet useimpien suolajien levinneisyyteen ja runsauteen ja lisänneet huomattavasti monien lajien häviämiskä. Häviämiskä on suurin uhanalaisilla lajeilla. Uusimman uhanalaisluokituksen mukaisten **valtakunnallisesti uhanalaisten suolajien** avulla tarkasteltiin uhanalaisen lajiston rakennetta, levinneisyyttä ja niitä habitaatin rakennepiirteitä ja elinympäristön ominaisuuksia, joiden säilyminen on uhanalaiselle suolajistolle tärkeää. Lisäksi tarkasteltiin Suomen kansainvälisiä vastuulajeja suolajistossa.

Lajit luokiteltiin ensisijaisiin ja toissijaisiin suolajeihin; ensisijaisiksi suolajeiksi on luokiteltu lajit, jotka esiintyvät vain soilla tai joiden ensisijainen elinympäristö on suo. Toissijaisilla suolajeilla tarkoitetaan niitä lajeja, joiden ensisijainen elinympäristö on muu kuin suo, mutta jotka esiintyvät myös soilla.

Hävinneitä (RE, EW), uhanalaisia (CR, EN, VU) ja silmälläpidettäviä (NT) suolajeja on kaikkiaan 217, näistä 123 ensisijaisia ja 94 toissijaisia. Suomen uhanalaisista lajeista 7,7 % ja silmälläpidettävistä lajeista 8,9 % on suolajeja. Kaikissa lajiryhmissä on uhanalaisia suolajeja.

Lukumääräisesti eniten uhanalaisia ja silmälläpidettäviä suolajeja on letoilla. Lähes kaikissa lajiryhmissä on uhanalaistuneita lettolajeja, mutta erityisen suuri osuus on putkilokasveissa ja sammalissa. Runsas viidennes uhanalaisista ja silmälläpidettävistä suolajeista on korpilajeja, pääasiassa sammalia, etenkin maksasammalia, ja jäkälää. Noin kymmenesosa lajeista on rämelajeja. Rämeet ovat tärkeä elinympäristö erityisesti uhanalaisille ja silmälläpidettäville selkärangattomille.

Soiden metsäojitus ja turpeennosto ovat merkittävimmät uhanalaisuuden syyt ja tulevaisuuden uhkatekijät soiden uhanalaiselle lajistolle. Puustoisilla soilla myös muiden metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamat muutokset, kuten metsien ikärakenteen tai puulajisuhteiden muutos ja lahoppuun väheneminen, ovat uhkatekijöitä monelle jäkälä-, sammal-, kääpä- ja kovakuoriaislajille.

Suolajien taantuminen on voimistunut selvästi viimeisen kymmenen vuoden aikana, mikä näkyy vanhan uhanalaisluokituksen mukaisten silmälläpidettävien taantuneiden lajien määrän voimakkaana kasvuna. Taantuminen on ollut erityisen selvää sammalien, selkärangattomien ja putkilokasvien lajiryhmissä.

Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmän nimeämistä Suomen kansainvälisestä 259:stä vastuulajista 48:aa voidaan pitää ensisijaisina suolajeina. Soiden vastuulajeja on eniten putkilokasvien ja lehtisammalten ryhmissä. Suolajien osuus on suhteellisesti suurin maksasammalten ryhmässä, jossa on erityisesti korpilajeja. Kansainvälinen näkökulma tuo esiin pohjoisten soiden merkityksen, erityisesti suolintujen ja soiden putkilokasvilajien elinvoimaisten ydinpopulaatioiden säilyttämisessä.

Yksi uhanalaisen suolajiston tulevaisuuden kannalta keskeinen kysymys on, kuinka hyvin nykyinen suojelualueverkko säilyttää uhanalaista lajistoa. Viime kädessä uhanalaisten lajien säilymisen ratkaisevat kuitenkin yksittäisten populaatioiden elinvoimaisuuteen vaikuttavat demografiset, geneettiset ja ympäristötekijät. Alueellisesti uhanalaisen **lettovillan** jäljellä olevien kasvupaikkojen tilaa ja suojelutilannetta selvitettiin hemi- ja eteläborealisella kasvillisuusvyöhykkeellä. Lisäksi kartoitettiin tarkemmin viisitoista lettovillapopulaatiota Etelä-Suomessa.

Lettovilla on lettojen, lähteisten korprien ja rehevien lähteikköjen laji. Sitä tavataan koko maassa, mutta se on harvinaistunut maan eteläosissa. Uuden uhanalaisluokituksen mukaan lettovilla on alueellisesti uhanalainen hemi- ja eteläborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä, keskiborealaisen vyöhykkeen Pohjanmaan loholla sekä pohjoisborealaisen vyöhykkeen Metsä- ja Tunturi-Lapin lohkoilla.

Hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä on jäljellä 94 lettovillan kasvupaikkaa. Kasvupaikoista hieman yli puolet on luonnontilaisia ja vajaa puolet muuttuneita, pääasiassa ojituksen vaikutuksesta. Lettovillan jäljellä olevien kasvupaikkojen suojelutilanne hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä on kohtuullinen, sillä vajaa puolet niistä on suojeltu. Valtaosa suojelluista kasvupaikoista kuuluu Natura 2000 -verkostoon. Monet suojelluista populaatioista ovat kuitenkin hyvin pieniä, jolloin pitkän aikavälin säilymisessä korostuvat pienten populaatioiden ongelmat ja satunnaisten tekijöiden aiheuttama häviämiskriisi on suuri.

Kartoitettujen viidentoista eteläsuomalaisen lettovillapopulaation esiintymisalueen laajuus arvioitiin ja populaatioiden kokoa ja rakennetta tarkasteltiin laskeamalla fertiilien ja steriilien versojen määrät populaatiossa. Fertiileistä versoista mitattiin verson pituus ja tähkien lukumäärä. Steriilien lehtiruusukkeiden kokoa mitattiin viidessä populaatiossa. Valtaosa kartoitetuista lettovillan esiintymistä oli hyvin pieniä, laajuudeltaan alle aarin kokoisia. Laajimmat esiintymät olivat luonnontilaisilla letoilla.

Suomen suoperhosista koottiin täydennetty lajiluettelo, tiedot lajien sidoksesta suoympäristöön (suoympäristöissä sijaitsevien populaatioiden osuutena maan kokonaiskannasta), lajien etelä-pohjoissuuntaisesta levinneisyydestä Suomessa sekä suoperhoslajien toukkavaiheen ravintokasvista. Lisäksi selvitettiin uhanalaisten suoperhoslajien suojelutilannetta. Maastotutkimuksessa Tammelan ylänköalueella tutkittiin soiden ojituksen jälkeisen suokasvuston, suon koon ja eristyisyyden vaikutusta suoperhoslajiston säilymiseen.

Selvityksen mukaan Suomessa esiintyy 130 perhoslajia, joiden kannasta vähintään puolet elää suoympäristöissä. Useimmat näistä lajeista esiintyvät lähes koko maassa. Levinneisyydeltään keidassuovyöhykkeelle rajoittuneita perhosia, joiden kannoista yli puolet elää soilla, on näistä 17 lajia. Koska soiden ojitus myös on keskittynyt Etelä-Suomeen ja erityisesti keidassuovyöhykkeelle, kärsivät levinneisyydeltään eteläiset lajit todennäköisesti eniten soiden ojitusten aiheuttamasta elinympäristön heikentymisestä ja pirstoutumisesta.

Uudessa valtakunnallisessa uhanalaistarkastelussa uhanalaisiksi on arvioitu viisi ja silmälläpidettäviksi kahdeksan suoperhoslajia. Näistä neljä uhanalaista ja viisi silmälläpidettävää lajia rajoittuu esiintymisessään keidassuovyöhykkeelle. Faunistisista selvityksistä kootut tiedot suoperhosten kannanmuutoksista vahvistavat käsityksen monien muiden suoperhosten harvinaistumisesta maan eteläosissa. Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaisten lajien joukkoon tullaan sisällyttämään useita lajeja. Näiden alueellisesti uhanalaisten perhosten levinneisyysalue on jo alkanut supistua.

Uhanalaisten lajien (UHEX) rekisterin sisältämien esiintymätietojen perusteella eräiden uhanalaisten suoperhosten esiintymistä sijaitti suojelualueilla odotettua suurempi osa. Tämä viittaa siihen, että suojelusoilla olisi keskimääräistä edustavampi perhoslajisto. Tulkinnan pohjana oleva aineisto on kuitenkin suppea, minkä vuoksi havainto voidaan selittää myös havaintoaktiivisuuden keskittymisellä suojelualueille. Suurimmillaan suojelusoilla sijaitsevien esiintymien osuus on erällä avosoiden perhoslajeilla, ja pienimmillään osuus on erällä soiden räme- ja korpireunuksissa esiintyvillä perhosilla. Havainto lienee oikean suuntainen, sillä keskimäärin avosuot ovat parhaiten ja soiden reunat heikoiten edustettuina keidassuovyöhykkeen suojelusoilla.

Tammelan ylängön tutkimusalueen alkuperäisestä suopinta-alasta 22 % arvioitiin yhä luonnontilaiseksi. Tästä noin 40 % on suojeltu, mikä on selvästi enemmän kuin keidassuovyöhykkeellä ojitamattomana suoalasta keskimäärin (11 %). Saarieliömaantieteen teorian perusteella laskettu ennuste on, että 17:sta keidassuovyöhykkeen suoperhosista tulee katoamaan ajan kuluessa, mikä vastaa uuden uhanalaisarvioinnin tulosta. Kaikille keidassuovyöhykkeellä eläville suoperhosille laskettu arvio ojitusten aiheuttamasta lajimäärän muutoksesta oli lajimäärän pieneneminen 113 lajista noin 83 lajiin.

Tammelan tutkimus osoitti lajien välillä selviä eroja herkkyudessa ojitusten vaikutuksille. Ojitusta kestävätkin lajit löytyvät yhä monilta ojitusten jälkeen muuttuneilta soilta, mutta ojitukselle herkät ja uhanalaistuneet lajit elävät Tammelassa enää suurimmilla luonnontilaisilla soilla. Ojitusta hyvin kestäville lajeille ojitusten vaikutukset ilmeisesti tulevat esiin muutamien vuosikymmenien viiveellä, kun taas ojituksille herkät lajit katoavat välittömästi ojituksen jälkeen. Ojituksille herkien lajien jäljellä olevien esiintymispaikkojen väliset etäisyydet ovat pitkiä, esi-

merkiksi luumittarilla (*Aspitates gilvaria*) kahdeksan kilometriä lähimpien paikkojen välillä. Lisäksi muutama laji esiintyy enää alueen suurimmalla luonnontilaisella suolla, Torronsuon kansallispuistossa. Rahkahopeatäplää (*Clossiana frigga*), joka vielä 1990-luvun alussa esiintyi runsaana Torronsuolla, ei havaittu lainkaan kesän 1998 tutkimuksissa. Tämä viittaa siihen, etteivät suurimmillakaan luonnontilaisilla, mutta eristyneillä suoalueilla elävät perhospopulaatiot välttämättä riitä turvaamaan suoperhosten kannan säilymistä alueellisella tasolla.

Suolintulajien maantieteellistä tiheysvaihtelua suojelualueverkossa ja suojelualueverkon merkitystä lajien populaatioiden suojelussa tarkasteltiin suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla vuosina 1981 – 97 tehtyjen linjalaskentojen (yhteensä 8 800 linjakm) perusteella. Laskennat tehtiin suojelualueilla ja -ohjelmien kohteissa, joiden kokonaisala oli noin 80 % suojelualueiden ja -ohjelmien kokonaisalasta. Suojelualueiden lintulaskenta-aineistoa tarkasteltiin yhtenäiskoordinaatiston 100 x 100 km:n lohkoissa (ruuduissa).

Työssä tutkittiin 23 suolintulajin esiintymistä suojelualueverkossa. Tarkasteltavista lajeista 14 on kahlaajalintuja ja suurin osa lajeista suosii avosoita, mutta osa esiintyy lähinnä rämeillä (esim. riekko *Lagopus lagopus*). Jotkut tutkimuksen lajeista pesivät myös pelloilla (töyhtöhyppä *Vanellus vanellus*, isokuovi *Numenius arquata*) tai tunturikankailla (kapustarinta *Pluvialis apricaria*, pikkukuovi *Numenius phaeopus*).

Tutkituista lajeista kaksi (töyhtöhyppä, isokuovi) oli merkitsevästi runsaampia maan eteläpuoliskon ja 15 (esim. sinisuohaukka *Circus cyaneus*, suokukko *Philomachus pugnax* ja liro *Tringa glareola*) maan pohjoispuoliskon suojelualueilla. Neljän lajin tiheydet olivat suurimmat Väli-Suomessa eli Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä. Lisäksi kapustarinnan esiintyminen oli kaksijakoinen: lajin tiheys oli suurin Lounais-Suomen kilpiketaiden vyöhykkeen kohosoilla ja Tunturi-Lapissa. Useat suolintulajit ovat keskittyneet maan pohjoisosiin, missä suojelualueverkko on laajin: yhdeksällä lajilla yli puolet maan kokonaiskannasta arvioitiin pesivän suojelualueilla. Vain kolmella lajilla (töyhtöhyppä, isokuovi, isolepinkäinen *Lanius excubitor*) suojelualueilla pesivän kannan arvioitiin olevan alle 10 % maan kokonaiskannasta. Viisi lajia oli merkitsevästi runsaampia maan länsiosan suojelualueilla. Näistä lajeista kuitenkin vain kurki *Grus grus* oli runsaampi Länsi-Suomen suojelualueilla, kun avosoiden suurempi osuus Länsi-Suomen suojelualueilla otettiin analyysissä huomioon.

Huomattava osa suolinnustollisesti merkittävistä soista sisältyy suojelualueverkkoon. Suurin puute suolinnuston kannalta on Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä, missä monien suolintulajien tiheydet (esim. kurki) ovat korkeimmat. Suomella on keskeinen asema suolintujen ja niiden elinympäristöjen suojelemisessa Euroopan Unionin alueella, sillä lintudirektiivin kahdeksan soilla pesivän lajin EU:n kokonaiskannasta keskimäärin 40-50 % pesii Suomessa.



Sisällys

Suoluonnon alueellisen rakenteen muutos ja suojelualueverkon merkitys..... 15

Minna Kallio ja Kaisu Aapala

**Hyvinkään Petkelsuon muutokset 1936 – 1997
-esimerkki eriaikaisten ilmakuvien käytöstä keidassoiden
muutosten seurannassa 45**

Seppo Tuominen ja Kaisu Aapala

Korpien ekologiset ominaispiirteet ja suojelutilanne 87

Kaisu Aapala

Soiden uhanalainen lajisto 149

Kaisu Aapala

Lettovilla

- esimerkki alueellisesti uhanalaistuneesta lettokasvista 183

Kaisu Aapala

Suoperhosten uhanalaisuus ja suojelutilanne Etelä-Suomessa..... 213

Juha Pöyry

Suojelualueverkon merkitys suolintulajistolle 259

Raimo Virkkala ja Ari Rajasärkkä



Minna Kallio ja Kaisu Aapala

Suoluonnon alueellisen
rakenteen muutos ja
suojelualueverkon merkitys



Tiivistelmä

Työn tavoitteena oli tarkastella suoluonnon alueellisen rakenteen muutosta ja suojelualueverkon merkitystä 80 km x 80 km:n tutkimusalueella Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpikedasvyöhykkeen ja Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeidasvyöhykkeen vaihettumisvyöhykkeellä. Työssä johdettiin eri kuva-aineistoista paikkaan sidottua tietoa ja yhdistettiin sitä olemassa oleviin paikkatietoihin. Aineistosta selvitettiin maisematasolla soiden jakautumista ojittamattomiin, metsätaloutta varten ojittettuihin ja turpeennostoalueisiin. Ojittamattomina säilyneiden soiden määrää ja ominaisuuksia verrattiin muutosta edeltäneeseen tilanteeseen suoyhdistymätyypeittäin. Lisäksi arvioitiin suojelualueiden kokonaismäärää, suojelualueverkon sijoittumista ja sen merkitystä luonnontilaisten suoluonnon piirteiden säilymiselle alueella. Vahvistettujen seutukaavojen tietojen avulla arvioitiin suunniteltujen uusien turpeennostoalueiden vaikutusta jäljelle jäävien käsittelemättömien soiden määrään.

Tutkimusalueen pinta-alasta n. 70 % on kivennäismaata, 25 % suota ja 5 % vesiä. Ojittamattoman suon kokonaispinta-ala on vähentynyt huomattavasti. Tutkittujen yli 10 hehtaarin suuruisten ojittamattomien suolaikkujen pinta-alaosuus ja lukumäärä painottuvat nykyään entistä enemmän pieniin kokoluokkiin, ja suurimmat suokokonaisuudet ovat kadonneet kokonaan. Suopinta-alasta suurin osa luokitui viettokeitaiksi (68 %), aapasointa on n. 24 % ja kilpikkeitä n. 8 %. Viettokeitaista ja aapasointa on ojitettu suhteellisesti suurempi osuus kuin kilpikkeitä. Turpeennoston vaikutus on ollut suhteellisesti suurin kilpikkeitä. Suoyhdistymiä säilyy kokonaisuuksina vain vähän suojelualueiden ulkopuolella, yhtenäisiä kilpikkeitä ei lainkaan, jos seutukaavojen turpeennostovaraukset toteutetaan.

Suojelualueilla on noin 7 % tutkimusalueen koko suoalasta ja runsas viides tutkimusalueen ojittamattomien soiden alasta. Suojelualueiden soista vajaan 80 % on luonnontilassa. Määrällisesti tarkastellen kilpikkeitä suojelutilanne on tutkimusalueella hyvä ja suojelualueilla on säilynyt edustavia esimerkkejä. Myös aapasointien suojelutilanne on määrällisesti kohtalainen, mutta viettokeitaisten suojelutilanne on selvästi heikompi. Kaikilla suoyhdistymätyypeillä laadullisia ongelmia sekä koko lajiston säilyttämisen kannalta että soiden häiriöttömän kehityksen kannalta aiheuttavat suojelualueille ulottuvat tai välittömästi niiden rajojen ulkopuolelta alkavat ojitukset. Suojelualueilla säilyneiden ojittamattomien suolaikkujen koko on suurempi kuin muualla alueella.

Vaikka suojeltujen soiden osuus tutkimusalueella on suurempi kuin keskimäärin Etelä-Suomessa, nykyinen suojelualueverkko ei välttämättä ole riittävä kaikkien alueella esiintyvien suolajien elinvoimaisten populaatioiden säilyttämiseen. Suojelualueverkko on kuitenkin korvaamaton, sillä näyttää siltä, että hyvin vähän laajempia (> 100 ha), ojittamattomia suokokonaisuuksia tulee säilymään tällä alueella suojelualueverkon ulkopuolella.



Sisälllys

I Johdanto	21
2 Aineisto ja menetelmät	23
3 Tulokset	28
3.1 Luonnontilaisen suon määrän ja alueellisen rakenteen muutos	28
3.2 Suojelualueverkko	31
4 Tulosten tarkastelu	36
4.1 Ojittamattomien soiden määrä ja ojittamattomien laikkujen koko	36
4.2 Säilyneiden suolaikkujen laatu	37
4.3 Suojelualueverkon merkitys suoyhdistymätyyppien suojelussa	39
5 Johtopäätökset	41
Kiitokset	42
Kirjallisuus	43



Johdanto

Kolmannes Suomen maapinta-alasta on luokiteltu soiksi. Metsätalouden ojitukset ja turpeennosto ovat viimeisten vuosikymmenien aikana muuttaneet soita merkittävästi. Ojitetun suon kokonaisala on valtakunnan metsien kahdeksannen inventoinnin mukaan tällä hetkellä 46 807 km² (Virkkala ym. 2000). Soiden kokonaispinta-alaa ovat jo aikaisemmin vähentäneet kokonaan muuttuneet suot: pelot ja ojituksen seurauksena kivennäismaaluokkaan siirtyneet suot sekä tekoaltaiden, teiden ja rakentamisen alle jääneet suoalueet.

Ihmisen toiminnan aiheuttamaa muutosta suoluonnossa tarkastellaan usein pelkästään jäljellä olevien ojittamattomien soiden määränä tai osuutena suopinta-alasta. Samanaikaisesti kun luonnontilaisten soiden pinta-ala on pienentynyt, on suoluonnossa tapahtunut kuitenkin myös muita muutoksia. Alueellinen habitaattidiversiteetti on laskenut ja tietyt suotyypit ovat uhanalaistuneet (Heikkilä 1993). Jäljellä olevien luonnontilaisten soiden eristyneisyys on lisääntynyt ja koko pienentynyt. Tietyt boreaalisen suoluonnon piirteet ovat häviämässä, esim. luonnontilaiset soiden ja metsien vaihettumisvyöhykkeet, vesitaloudellisesti yhtenäiset ehyet suot ja suoalueet, sekä rehevät suot. Lisäksi jäljellä olevien ojittamattomien suolaikkujen laatu lajien elinympäristönä on heikentynyt ympäristön maankäytön, esim. ojitusten ja hakkuiden, vuoksi.

Kaikki nämä soiden käytön aiheuttamat muutokset vaikuttavat soidensuojelun tarpeeseen, ja ennen kaikkea siihen, miten suojelualueverkko pystyy toimimaan tässä muuttuneessa ympäristössä. Ojituksen seurauksena aidot suolajit kaikissa eliöryhmissä taantuvat tai häviävät kokonaan ojitetuilta soilta (Laine ym. 1995, Reinikainen ym. 2000, Vepsäläinen ym. 2000). On mahdollista, että muutokset aluetasolla vielä voimistavat soiden käytön aiheuttamia negatiivisia vaikutuksia suolajien populaatioiden elinvoimaisuuteen. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutoksen aiheuttamia luonnonsuojelubiologisia seurauksia on Suomessa tutkittu vain jonkin verran perhosilla (Pöyry 2001). Suolajien palautuvuudesta ojitetujen soiden ennallistamisen tai turpeennostoalueiden kunnostuksen jälkeen on vasta alustavia tuloksia (esim. Heikkilä & Lindholm 1997, Komulainen ym. 1999, Rintala ym. 2000).

Alueellista maiseman rakennetta on mitattu ja mallinnettu runsaasti eri tavoin (ks. esim. Forman 1995, Hanski 1999, Turner 1989). Maiseman koostumusta mitataan mm. tarkasteltavien elementtien määrien ja keskinäisten runsaussuhteiden avulla. Rakenteellisissa tarkasteluissa huomioidaan näiden elementtien sijoittuminen alueelle. Koostumuksessa ja rakenteessa tapahtuvia muutoksia pyritään selvittämään ja ennustamaan niiden avulla alueella tapahtuvia toiminnallisia muutoksia lajien ja populaatioiden elinympäristöissä. Populaation alueellisen jakauman ja dynamiikan huomioivia malleja on yhdistetty maiseman rakennetta kuvaaviin muuttujiin. Nämä mallit ovat herkkiä lähtötiedon vähäisillekin muutoksille. Monia paikkatietoihin perustuvia malleja käytetään virtuaalisten maisemien ja simuloitujen populaatioiden avulla. Kun on kyseessä todellinen maisema, käytettävissä olevan tiedon rajallisuus, mittakaavat ja menetelmien epätarkkuudet johtavat helposti vääristymiin. Mallien epävarmuuden yhdistäminen maaston luokitukselta peräisin olevan lähdeaineiston epävarmuuteen voi johtaa lisäksi virheiden kasautumiseen (ks. esim. De Genst & Canters 2000, Meir & Kareiva 1998).

Tässä työssä on käytetty todellista maisemaa kuvaavia aineistoja, joista on selvitetty soiden määrän ja alueellisen rakenteen muutosta. Eri kuva-aineistoista on johdettu paikkaan sidottua tietoa ja yhdistetty sitä olemassa oleviin paikkatietoihin. Monilähteen ja moniaikaisen tiedon laadun mittaaminen on vaikeaa, joten työn tavoitteena on mitata yleisesti alueella tapahtunutta suoluonnon muutosta ja muutoksen suuntaa.

Aineistosta selvitettiin soiden jakautumista ojittamattomiin, metsätaloutta varten ojitetuihin ja turpeennostoalueisiin. Ojittamattomina säilyneiden soiden määrää ja ominaisuuksia verrattiin muutosta edeltäneeseen tilanteeseen suoyhdistymätyypeittäin. Lisäksi arvioitiin suojelualueiden kokonaismäärää, suojelualueverkon sijoittumista ja sen merkitystä luonnontilaisen suoluonnon piirteiden säilymiselle alueella. Seutukaavatietojen avulla arvioitiin suunniteltujen uusien turpeennostoalueiden vaikutusta jäljelle jäävien käsittelemättömien soiden määrään.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuskohteena on 80 km x 80 km alue Etelä-Pohjanmaan ja Hämeen rajamailta (kuva 1). Alueen länsiosat kuuluvat Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpikedasvyöhykkeeseen ja itäpuoli Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeidasvyöhykkeeseen (Ruuhijärvi & Hosiaisuus 1988). Varsinainen aapasuovyöhyke alkaa 30-40 km tutkimusalueen nurkasta koilliseen, mutta Suomenselän vedenjakajaa pitkin etelään ulottuva azonaalinen aapasoiden esiintymisalue ylittää tutkimusalueelle saakka.

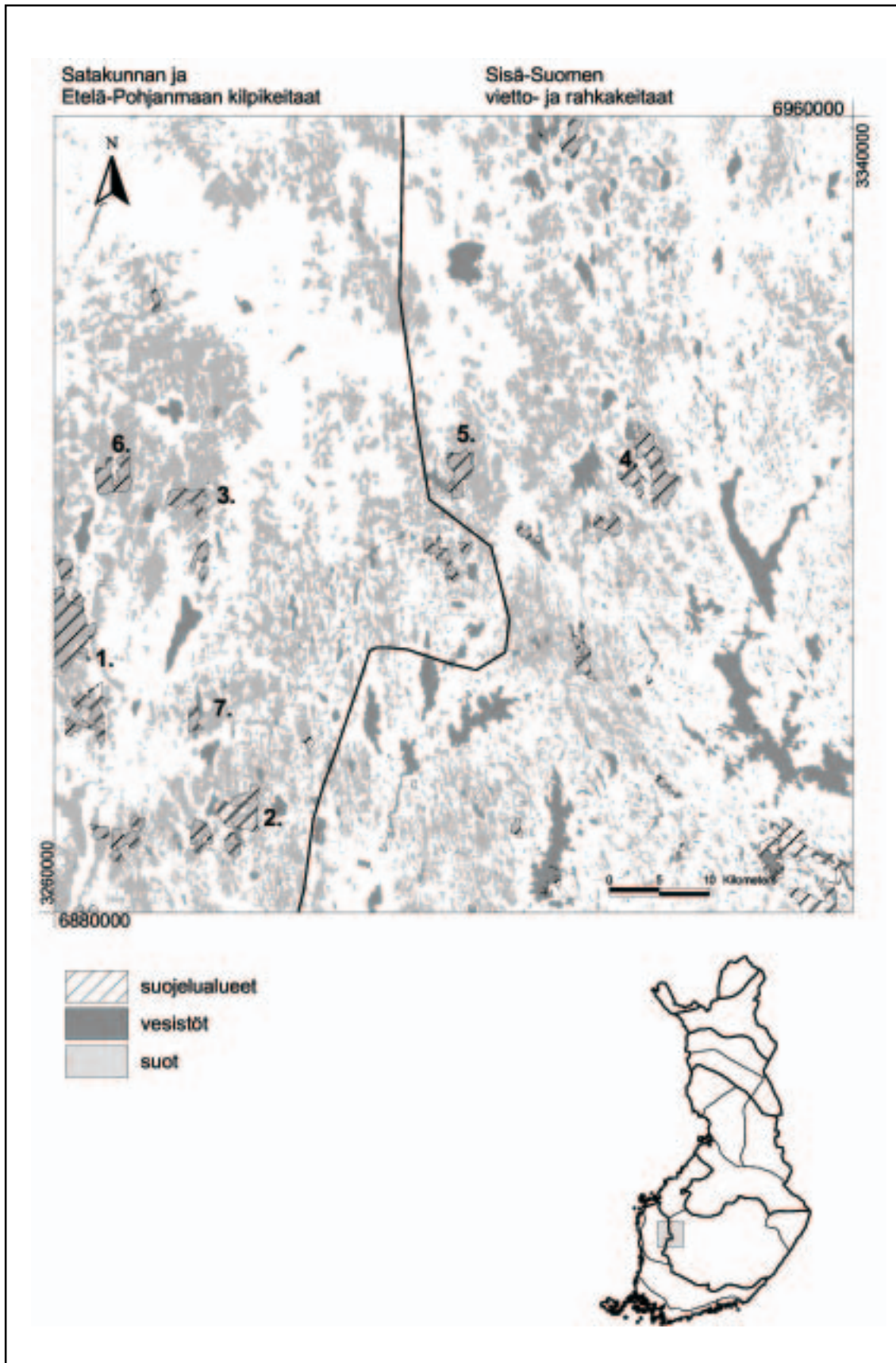
Eri kokoisia soita on tutkimusalueella runsaasti ja ne sijoittuvat maisemaan vaihtelevasti. Tutkimusalueeseen sisältyy muun muassa laajoja suoalueita Kauhajoelta, Jalasjärveltä ja Peräseinäjoelta, ja kaakkoisnurkassa Kurun ja Ruoveden tienoilla pieniä alaisia suojuotteja. Alueella on myös runsaasti soita sisältäviä suojele- ja suojeleohjelma-alueita, kuten Kauhanevan - Pohjankankaan kansallispuisto (osittain tutkimusalueella), Häädetkeitaan luonnonpuisto, Mustasaarennevan - Hakonevan, Haukkannevan - Nikulinnevan ja Haukilamminnevan-Murtomaannevan soidensuojelealueet. Suojelealueiden ja suojeleohjelmien rajaukset yhdistettiin työssä siten, että yhteistä rajaa sisältävät alueet muodostavat yhden kokonaisuuden eli polygonin. Erilliset polygonit ovat suojelealueverkon eri osia. Suojelealueilla tarkoitetaan sekä suojelealueita että suojeleohjelmien kohteita (ks. myös Virkkala ym. 2000, Kallio 2001).

Tiedot soiden ojituksesta pohjautuvat Maanmittauslaitoksen maankäyttö- ja puustotulkinnan 3. version (MAPU:n) sisältämien suoluokkien ja peruskarttoihin kuvattun ojaverkon yhdistämiseen. MAPU:n suomaski on numeeristettu pitkälti 1:100 000 topografikarttoihin vuosilta 1954-1987 perustuen. Valtakunnallisesti suomaskia on kuvattu laadultaan heikoksi (Mikkola ym. 1999), mutta tällä hetkellä se on ainoa käytettävissä oleva suoelementti.

Ojat tuotettiin peruskartan sinisestä kuvaelementistä ja täydennys-elementistä rasterimuotoiseksi paikkatiedoksi, josta laskettiin 20 m ja 50 m etäisyysvyöhykkeet jokaiselle ojapikselille. Näin syntyneestä aineistosta poimittiin MAPU:n suomaskin päälle osuvat pikselit, jotka ovat enimmäkseen ojitettua suota (kuva 2). Yleistulokset on enimmäkseen laskettu 50 m ojaetäisyydellä (100 m sarkaväli), joka kattaa harvatkin ojitukset. Sarkaleveyden biologinen ja taloudellinen optimi kuitenkin vaihtelee erilaisilla kasvupaikoilla n. 20 - 60 metriin (Päivänen 1990), joten osa tuloksista laskettiin myös 20 m vaikutusvyöhykkeeseen (40 m sarkaväli) perustuen.

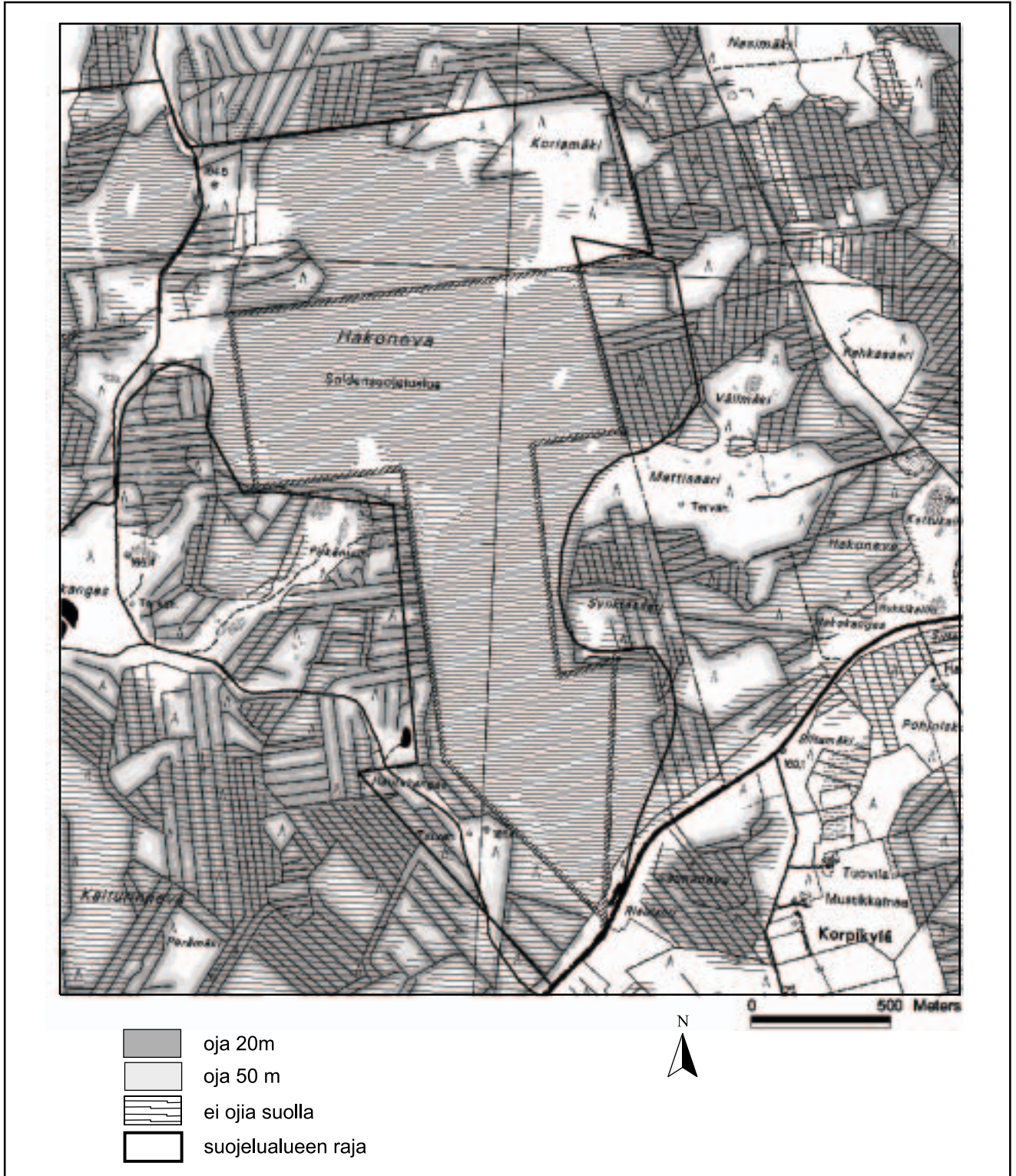
Ojittamattomina säilyneiden alueiden ääriajat ja suomaskin ääriajat siirrettiin vektorimuotoon. Näin muodostettuja (suo)polygoneja kutsutaan jäljempänä työssä (suo)laikuiksi. Oja-aineistoon tulee mukaan jonkin verran pienvesiä ja keidassoiden allikoita, joista pääosa poistettiin peruskartan rantaviivan avulla. Tutkimusalueen turpeennostoalueet digitoitiin tässä työssä erikseen peruskartalta.

Suomaskin laatua pyrittiin selvittämään vertaamalla sitä peruskarttaan. Peruskartta on tarkempi kuin MAPU, ja sisältää mm. MAPU:sta puuttuvat soistumat. Satunnaisesti poimitusta 250 koeruudusta (1 ha) digitoitiin peruskartan suot ja niiden osuutta verrattiin MAPU:n osuuksiin samoissa ruuduissa. Suon kokonaismäärä koelohjoilla oli peruskartasta laskettuna yli 60 ha ja MAPU:sta laskettuna vajaat 50 ha, joten peruskartta sisältää enemmän suota. Tässä käytetty otos ei kuitenkaan ole riittävä ennustamaan suon kokonaismäärän eroa tutkimusalueella. Peruskartan kivennäismaaruuduista 88 % on kokonaan kivennäismaata myös MAPU:ssa, ja peruskartan kokonaan suota olleista ruuduista 65 % oli kokonaan



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti ja suokasvillisuuden aluejako. Seuraavat suojelualueet mainitaan tekstissä: 1. Kauhaneva-Pohjankankaan kansallispuisto, 2. Häädetkeitaan luonnonpuisto, 3. Mustasaarenneva-Hakonevan, 4. Haukkaneva-Nikulinnevan, 5. Haukilamminneva-Murtomaannevan, 6. Iso Koihnanneva-Lutakkokeitaan ja 7. Rastiaisnevan soidensuojelualue. Pohjakartta © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

suota myös MAPUssa. Keskenään täysin ristiriitaisia koeruutuja (täysin suota vs. täysin kivennäismaata) oli vain kolme kappaletta. Aineistojen väliset erot olivat suurimmillaan reuna-alueilla ja pienipiirteisessä suomosaiikissa. Niistä peruskartan koeruuduista, joilla suota oli alle 25 %, 58 % luokituttiin MAPUssa kokonaan kivennäismaiksi ja vastaavasti niistä MAPU:n koaloista joilla oli suota alle 25 %, luokituttiin peruskartalla kokonaan kivennäismaiksi 52 %.



Kuva 2. Maankäyttö- ja puustotulkinnan suomaskille osuvasta peruskartan sinisestä elementistä muodostettiin 20 m ja 50 m etäisyysvyöhykkeet ojitetun suon määrän arvioimiseksi. Suojelualueverkkoa tarkasteltiin tätä taustaa vasten. Pohjakartta © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

Koska MAPUn suomaskin kuviot ovat karkeampia kuin peruskartan, niiden reunoille muodostuu ojitusaineiston liittämisen yhteydessä ylimääräisiä ojittamattomia suolaikkuja. Niiden määrän selvittämiseksi poimittiin vektoriaineistosta eri kokoisia ojittamattomia laikkuja ja tarkistettiin visuaalisesti ovatko ne peruskartan mukaan suota. Pienistä, alle 5 ha ojittamattomista otoslaikuista (144 kpl) vain runsaat 30 % oli kokonaan suota peruskartalla. Laikkukoon kasvaessa MAPU:n suolaikut olivat yhä useammin suota myös peruskartalla, kun epävarmojen reuna-alueiden suhteellinen osuus laikusta pieneni. Yli 100 ha laikuista (45 kpl) kaikki olivat pinta-alaltaan valtaosin suota. Vaikeimmin tulkittava kokoluokka oli 10-50 ha laikut, jotka sisälsivät aina suota, mutta hyvin vaihtelevassa määrin.

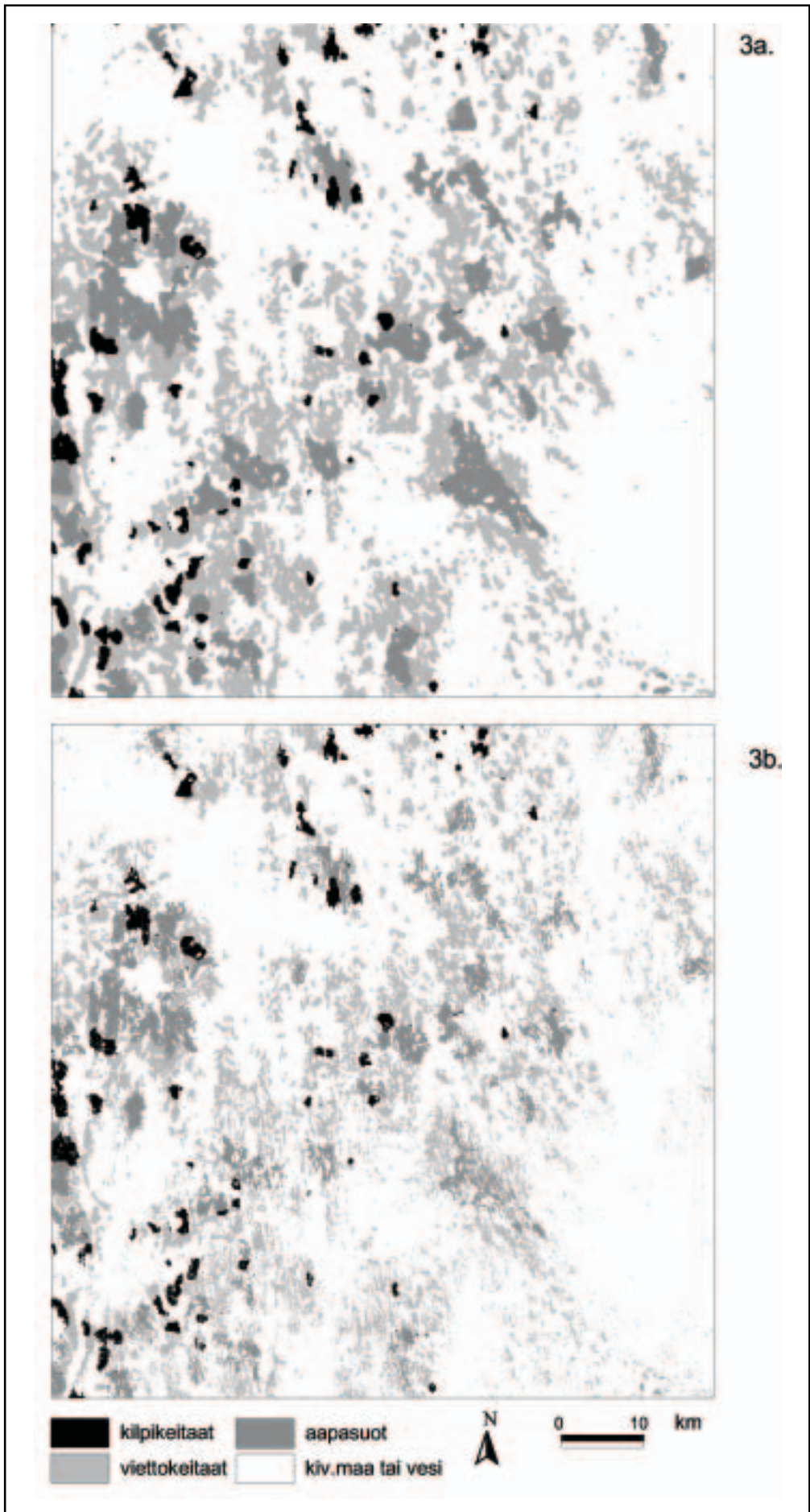
MAPU:n alun perin pienet (< 5 ha) suolaikut (jotka voivat nykyään olla joko ojittamattomia tai ojitettuja) sen sijaan ovat lähes 80 % tapauksista suota myös peruskartalla. Sitä suurempia MAPU:n suokuvioita oli jälleen vaikea tulkita peruskartan mosaiikkimaisuuden takia, mutta lähes kaikissa tapauksissa nekin sisälsivät huomattavassa määrin soita.

MAPU:n aineiston karkeudesta seuraa, että suon kokonaismäärän ja kokonaisuusasteen arviot jäävät hyvin yleisiksi. Sen sijaan suurten yhtenäisten suokuvioden kohdalla muutoksen suunta on kuitenkin selvä. Tulokset on ilmoitettu koko aineistoon perustuen, ojituksiin liittyvät laskelmat on testattu myös pelkästään suurempien, yli 10 ha laikkujen avulla. Ojitus- ja suojeleasteet mitattiin erikseen myös yli 100 ha laikkujen ydinosaista (100 m reunasta sisäänpäin olevat osat). Laikkujen kokoluokkakajakaumien tarkasteluissa mukana ovat vain yli 10 ha:n kokoiset laikut.

Suoyhdistymätyyppitiedot tuotettiin skannaamalla esimerkkialueen osalta ilmakuvatarkasteluun perustuva suoyhdistymätyyppikartta (Ruuhijärvi & Hosiaislouma 1988). Suoyhdistymätyyppikartta kiinnitettiin koordinaatistoon vesistöjen avulla ja muutettiin sen jälkeen 25 m x 25 m ruutuaineistoksi (kuvat 3a-3b). Tietoja yhdistettäessä ne suomaskin pikselit, jotka eivät osuneet suoyhdistymäkuvaan, luokiteltiin naapuripikselien avulla. Suomaskin ulkopuolelle osuvat pikselit leikattiin pois. Yhdistetty luokitus sisälsi 97 % suomaskin pikseleistä. Suoyhdistymätyyppien määrittely maankäyttö- ja puustotulkinnan turvemaski ristiintaulukoitiin oja-aineiston ja suojelealueiden kanssa.

Tutkimusalueen suoyhdistymätyyppinä on kolme: kilpiketaat, viettokeitaat ja aapasuot. Suoyhdistymätyyppikartta on mittakaavaltaan 1 : 1 000 000, joten aineisto on huomattavasti suomaskia suurikuvioisempaa. Aineistojen väliset erot kasautuvat jälleen suokuvioden reunoille. Suoyhdistymätyyppikuvan mukainen suopinta-ala oli huomattavasti suurempi kuin maankäyttö- ja puustotulkinnan, mutta suoyhdistymätyyppien suhteelliset osuudet olivat suunnilleen samat alkuperäisessä kuvassa ja suomaskille kohdistettuna (kuvat 3a-3b). Samoin visuaalisessa tarkastelussa kartat olivat varsin yhdenmukaiset. Skannatusta kuvasta tuotettuja tuloksia voidaan silti pitää vain likiarvoisina. Eniten epävarmoja reuna-alueita ja pieniä kuvioita kuuluu viettokeitaisiin, kilpiketaat puolestaan muodostavat ehjimpiä kokonaisuuksia.

Suomen ympäristökeskukseen kootun, vahvistettujen seutukaavojen paikatietokannan avulla selvitettiin, miten niissä olevien turpeennostovarausten toteutuminen vaikuttaisi suojeleuksen ulkopuolella olevien ojittamattomien soiden säilymiseen. Tietokannan aineistoista ei aina ole saatavissa mittakaavatietoja. Etelä-Pohjanmaan osalta pohjakartaksi on ilmoitettu GT -kartta, digitointimittakaavaksi 1:100 000 ja kaavan vahvistusmittakaavaksi 1:200 000. Kaavatietoja onkin tarkasteltu lähinnä visuaalisesti sen kannalta jääkö niiden ulkopuolelle merkittäviä soita ja miten lähelle suojeleusoita turpeennoston aluevarauksia on merkitty. Kaavat on vahvistettu vuosina 1995-1999. Uusien maakuntakaavojen vastaavia aineistoja ei ollut vielä käytettävissä.



Kuva 3. Suoyhdistymätyyppiluokitus kuvana (a) ja suomaskiin pakotettuna (b). Yhdistymätyyppien suhteet säilyvät vaikka kokonaisala on MAPU:n suomaskilla pienempi. Pohjakartta © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

3

Tulokset

3.1 Luonnontilaisen suon määrän ja alueellisen rakenteen muutos

Tutkimusalueen pinta-alasta n. 70 % on kivennäismaata, 25 % suota ja 5 % vesiä (taulukko 1). Ojittamattoman suon kokonaispinta-ala on vähentynyt huomattavasti. Ojitusta ja turpeennostoa edeltävästä suoalasta (163 000 ha) on alueella jäljellä enää vajaa neljännes, 50 metrin ojaetäisyydellä mitattuna. Muutoksesta noin 90 % on metsäojitusten ja 10 % turpeennoston aiheuttamaa. Jos pienet suokuviot (<10 ha) jätetään tarkastelun ulkopuolelle, soiden ojituksesta ei juuri muutu. Ojitusaste on sama myös suojealueiden ulkopuolella olevien, yli 100 ha:n suokuvioiden ydinosaissa.

Taulukko 1. Kivennäismaiden, soiden ja vesien pinta-ala (ha) ja osuus (%) tutkimusalueen kokonaisalasta.

	ha	%
Kivennäismaa	443600	70
Suo	163000	25
Vesi	33400	5
Yhteensä	640000	100

Yli 10 hehtaarin suuruisten ojittamattomien suolaikkujen pinta-alaosuuksissa ja lukumäärässä on tapahtunut selviä muutoksia (taulukko 2). Laikun keskikoko oli ennen noin 130 ha, nykyään 47 ha. Pinta-alaosuuksien jakauma painottuu nykyään entistä enemmän pieniin kokoluokkiin. Kokoluokan 10-50 ha osuus pinta-alasta on lähes kolminkertaistunut ja suurimmat suokokonaisuudet ovat kadonneet kokonaan. Kokoluokassa 200 - 1 000 ha olevat suot muodostavat 20-30 % suopinta-alasta sekä ennen että jälkeen ojitusten, mutta niiden kattama kokonaisala on vähentynyt lähes 28 000 hehtaaria.

Pienin kokoluokka painottuu myös tarkasteltaessa ojittamattomien suolaikkujen lukumääriä: vaikka pientä suomosaikkia oli ennen ojitustakin runsaasti, on sen suhteellinen osuus laikkujen lukumäärästä kasvanut (taulukko 2). Yli 50 ha:n kokoisten suolaikkujen kokonaismäärä on pudonnut alle puoleen. Yli 3 000 hehtaarin laajuisia yhtenäisiä suoalueita oli tarkastelualueella aikaisemmin kuusi. Nykyään suurin yhtenäinen alue on n. 1 870 ha, Kauhannevan kansallispuistossa, joka osin jatkuu tarkastelualueen ulkopuolelle. Yli 1 000 ha:n alkuperäiset kolmisenkymmentä suolaikkua ovat nykyään yli 200 osassa (>10 ha). Yli 100 ha:n laajuisista alkuperäisistä suolaikuista on jäljellä 10 % pinta-alasta ja 24 % lukumäärästä yli 100 ha:n kokoisina laikkuna.

Ojittamattomien suolaikkujen saavutettavuus on muuttunut merkittävästi ojitusten takia (kuva 4). Kun oletetaan, että keskimmäisestä laikusta enintään 100 m päässä olevat laikut ja niistä edelleen enintään 100 m päässä olevat laikut jne. ovat saavutettavissa, on tilanne hyvin erilainen kuin esim. 1 000 m oletetäisyyttä käyttäen. Kaikilla etäisyyksillä saavutettavuus on kuitenkin vähentynyt.

Taulukko 2. Ojittamattomien suoilaikkujen pinta-ala (ha) ja osuus (%) ojittamattomasta suoalasta (2a) sekä suoilaikkujen lukumäärä (kpl) ja osuus (%) ojittamattomien laikkujen kokonaislukumäärästä (2b) kokoluokittain ennen ojituksia ja nykytilanteessa. Mukana ovat vain yli 10 ha laikut ja niiden kokonaisala.

2a.

Kokoluokka, ha	Ennen ojituksia		Nykytila	
	ha	%	ha	%
10-50	17856	12	8148	34
50-100	10160	7	3535	15
100-200	12038	8	3815	16
200-500	13481	9	4526	19
500-1000	20881	14	1943	8
1000-2000	15088	10	1869	8
2000-3000	29263	19	0	0
> 3000	31814	21	0	0
Yhteensä	150580		23836	

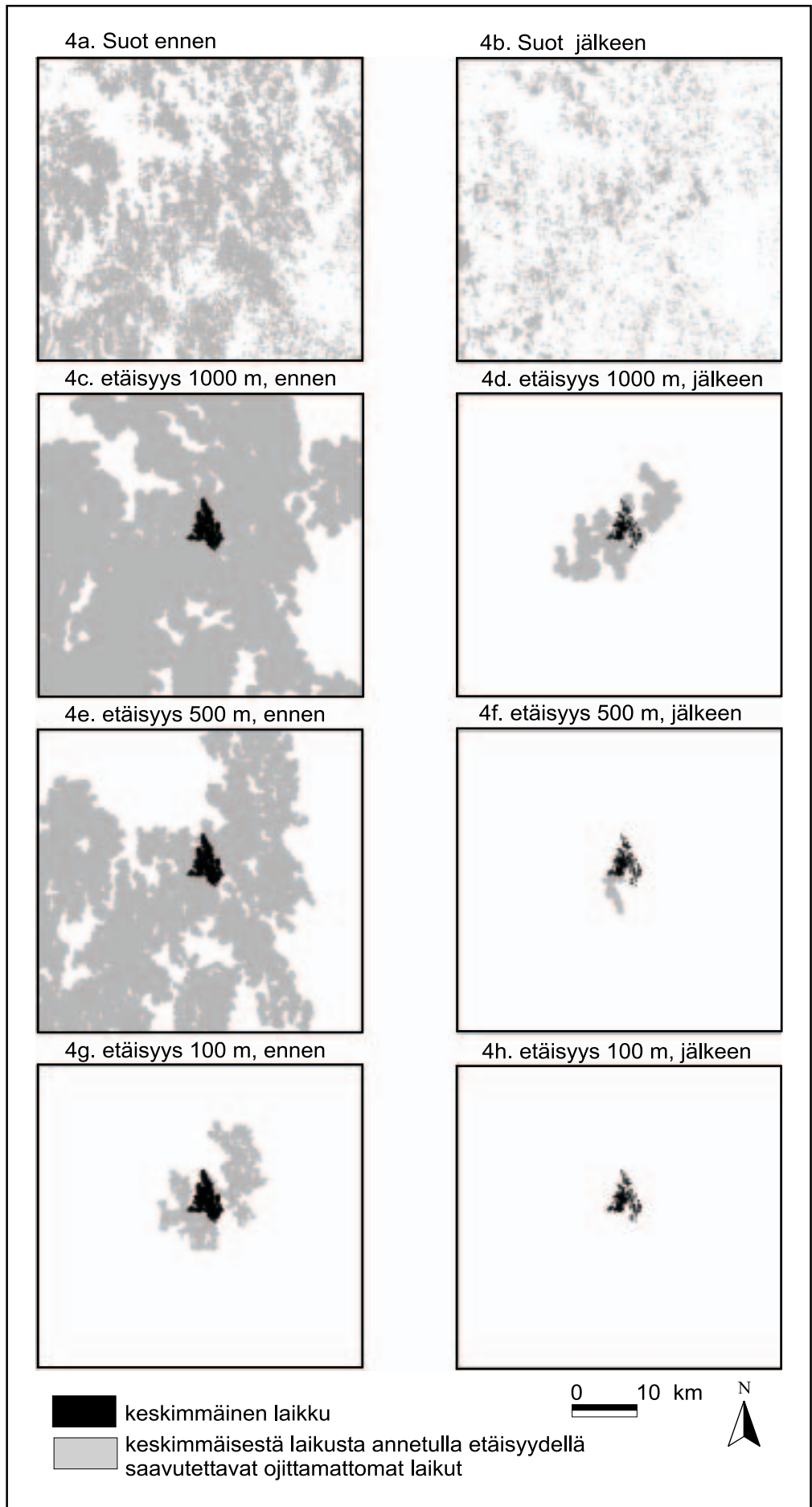
2b.

Kokoluokka, ha	Ennen ojituksia		Nykytila	
	kpl	%	kpl	%
10-50	826	71	409	81
50-100	144	12	49	10
100-200	86	7	27	5
200-500	45	4	14	3
500-1000	30	3	3	1
1000-2000	11	1	1	0
2000-3000	12	1	0	0
> 3000	6	1	0	0
Yhteensä	1160		503	

Suopinta-alasta suurin osa luokitui viettokeitaiksi (68 %), aapasointa on n. 24 % ja kilpikkeitä n. 8 % (taulukko 3). Ojitus on kohdistunut suoyhdistymätyyppisiin eri tavoin. Viettokeitaista ja aapasointa on ojitettu suhteellisesti suurempi osuus (58 - 77 %) kuin kilpikkeitä (51 - 62 %). Valtaosa nykyisistä turpeennostoalueista on ollut aapasointa ja viettokeitaista (5 000 - 6 000 ha, n. 40% kumpaakin). Suhteellisesti suurin turpeennoston vaikutus on kuitenkin ollut kilpikkeitä, joista 23 % on turpeennostoalueina (taulukko 4). Vastaava osuus aapasointa on 15 % ja viettokeitailla 5 %.

Taulukko 3. Suo yhdistymätyyppien ojitettujen ja ojittamattomien soiden osuus (%) suoalasta (1) ja suo yhdistymätyyppin (2) alasta.

	Etäisyys ojaan 0-20 m		Etäisyys ojaan 21-50 m		Ojittamaton		Suo yhdistymät, yhteensä
	1	2	1	2	1	2	1
	%	%	%	%	%	%	%
Kilpikkeitä	7	51	5	11	12	38	8
Viettokeitaita	68	58	74	19	64	23	68
Aapasointa	26	61	21	15	24	23	24
Osuus, kaikki suot	58		17		24		100



Kuva 4. Ojittamattomien suolaikkujen saavutettavuus ennen ja jälkeen ojituksen eri etäisyyksiä käyttäen. Pohja-aineisto © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

Taulukko 4. Nykyisten turpeennostoalueiden pinta-ala (ha) ja osuus (%) suoyhdistymätyypeittäin sekä turpeennostoon otetun suoalan osuus (%) suoyhdistymätyypin alasta.

Suoyhdistymätyyppi	ha	turpeennostoalasta	
		%	yhdistymätyypistä %
Kilpikeitaat	2772	20	23
Viettokeitat	5194	38	5
Aapasuot	5817	42	15
Yhteensä	13783		

Useimmat seutukaavojen turpeennostovaraukset sijoittuvat pääosin vanhojen turpeennostoalueiden yhteyteen ja ennestään ojia sisältäville soille. Uusien alueiden pinta-alaa ei voida mittakaavaerojen takia arvioida. Yli 10 ha kokoisia ojittamattomia suolaikkuja, jotka liittyvät uusiin turpeennostovaruksiin on n.100 kpl eli viidennes jäljellä olevista, ja yli 100 ha kokoisia 6 kappaletta. Määrät saattavat olla korkeampikin, mutta arviossa ei ole mukana mittakaavaerojen takia epäselviä, vanhojen turpeennostoalueiden reunalle osuvia uusia varauksia tai laikkuja.

Suoyhdistymätyyppien suhteellisen yhtenäisinä säilyneitä laikkuja tutkittiin visuaalisesti. Valtaosa tutkimusalueen kilpikoidaskokonaisuuksista on sijainnut tutkimusalueen länsiosassa, joka on varsinaista kilpikoidasvyöhykettä (Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpikoidat). Tällä vyöhykkeellä on ollut 45 yhtenäistä kilpikoidaskokonaisuutta, joista jäljellä on noin 11. Kahdella yhtenäisellä laikulla on turpeennostovaruksia. Tutkimusalueen itäosassa, Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä kilpikoidaita on ollut 14, joista jäljellä on kaksi. Viettokeitaiden säilymistä ehjinä kokonaisuuksina on vaikeampi määrittää niiden mosaiikkimaisen muodon takia. Lähes kaikki suojelualueiden ulkopuolella jäljellä olevat laajat, yli sadan hehtaarin kokoiset yhtenäiset suot ovat viettokeitaita. Turpeennostovaruksia on ainakin viiden huomattavan viettokeidaskokonaisuuden alueella. Alun perin laajoja yhtenäisiä aapasuokokonaisuuksia on jäljellä kymmenkunta, yhtä neljästä suojelemattomasta uhkaa turpeennosto.

Myös suon reuna on muuttunut: laikkujen pieneneminen itsessään lisää reunan määrää, toisaalta ojitus suoristaa reunan mutkia, eikä reuna enää ole samanlainen kuin luonnontilainen metsän ja suon vaihettumisvyöhyke. Visuaalisen tarkastelun perusteella voi havaita, että alkuperäinen maastonmuotoja myötäilevä suon muoto on muuttunut ojitusten seurauksena suoraviivaiseksi. Tätä kuvaa myös se, että ojituksen jälkeisen tilanteen suomaskin laikkujen reunan pituus on vain noin puolet samankokoisten, ojitusta edeltäneiden laikkujen reunan pituudesta. Varsinaisia reunojen määriä ei ole mahdollista mitata, koska suomaskin reunan määrä on aineiston tuotantotapaan sidottu. Ojitustilanne on suomaskin reunoilla sama kuin alueella yleensä, ja suojeluaste pienempi kuin koko turvemaskilla keskimäärin.

3.2 Suojelualueverkko

Tutkimusalueen suojelualueverkko muodostuu 89 osasta. Suojelualueiden pinta-alasta 30 % (n. 5 000 ha) on kivennäismaita ja vesistöjä ja 70 % soita. Tutkimusalueen soita on suojeltu n. 7 % (11 600 ha). Jos tutkitaan vain yli 100 ha suolaikkuja ja rajataan tarkastelu käsittämään suomaskin reunoista 100 m sisäänpäin olevat osat, on suojelun osuus 11 %. Suojelluista soista 38 % luokitui tässä aineistossa viettokeittäisiin, 35 % aapasoihin ja 27 % kilpikoidittäisiin (taulukko 5). Suojelutilanne on edustavin kilpikoidilla, joiden kokonaisalasta on suojeltu 26 %. Yleisemmistä viettokeittäistä on suojeltu 4 % ja aapasoiista 10 %.

Taulukko 5. Suoyhdistymätyyppien pinta-ala (ha) suojelualueilla, osuus (%) suojeltujen soiden kokonaisalasta sekä suojeltujen osuus (%) suoyhdistymätyyppin alasta.

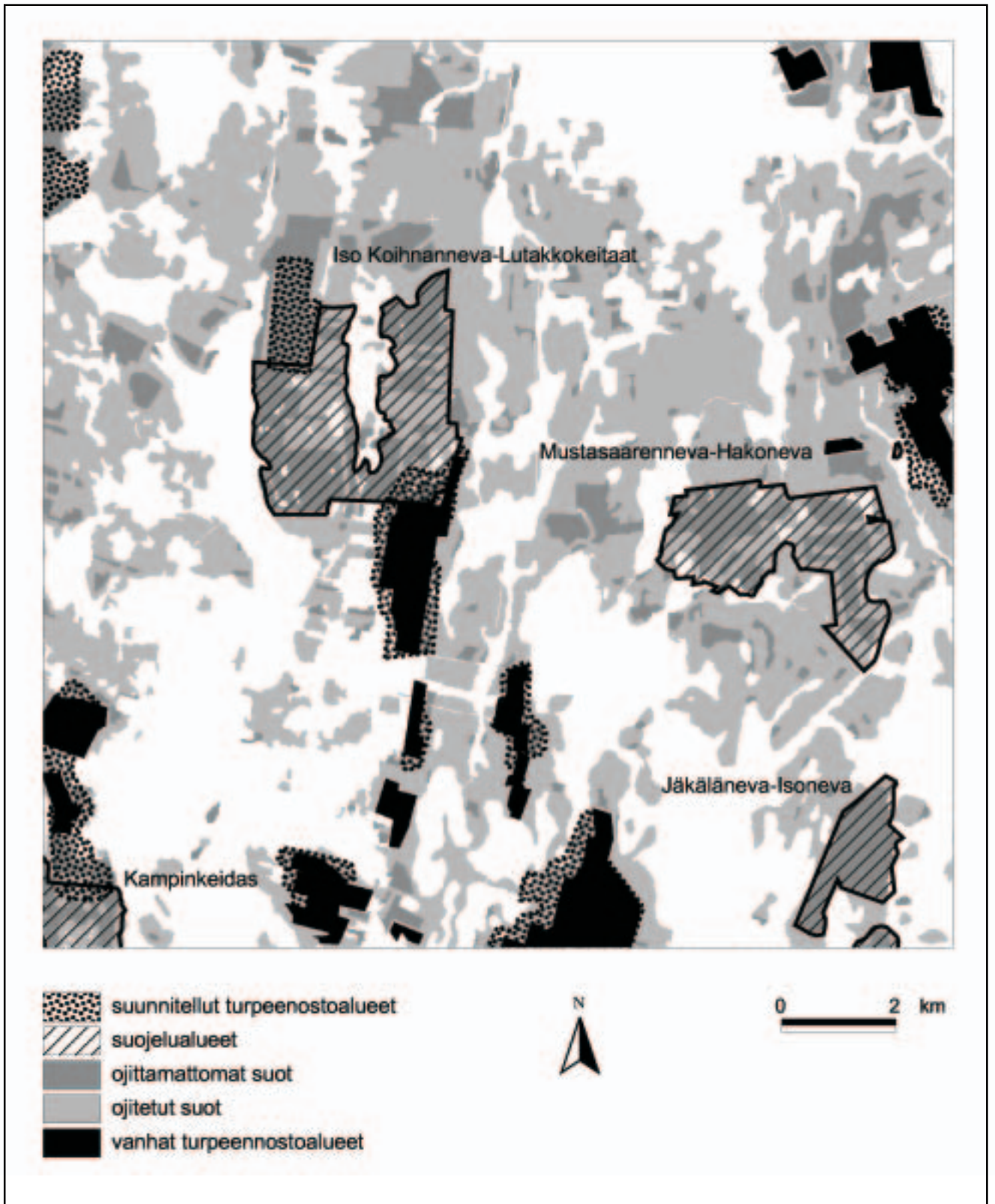
Suoyhdistymätyyppi	ha	sojelluista soista	suoyhdistymätyyppistä
		%	%
Kilpiketaat	3166	27	26
Viettokeitat	4403	38	4
Aapasuot	4012	35	10
Yhteensä	11581	100	

Suojelualueiden soista vajaat 80 % (9 200 ha) on luonnontilassa, 12 % (1 400 ha) sijaitsee alle 20 m etäisyydellä ojista ja 9 % (1 000 ha) 20 – 50 m etäisyydellä ojista (taulukko 6). Alle 300 m etäisyydellä suojelualueiden rajojen ulkopuolella ojitusta on suunnilleen sama kuin yli 300 m päässä olevilla soilla. Iso Koihnanneva - Lutakkokeitaiden, Haukilammenneva - Murtomaannevan ja Rastiaisnevan soidensuojelualueilla turpeennostoalueet tulevat alle 300 m päähän suojelualueen reunasta. Iso Koihnanneva - Lutakkokeitaalla on lisäksi uusia turpeennostovaroja, jotka ulottuvat suojelualueen reunaan asti (kuva 5).

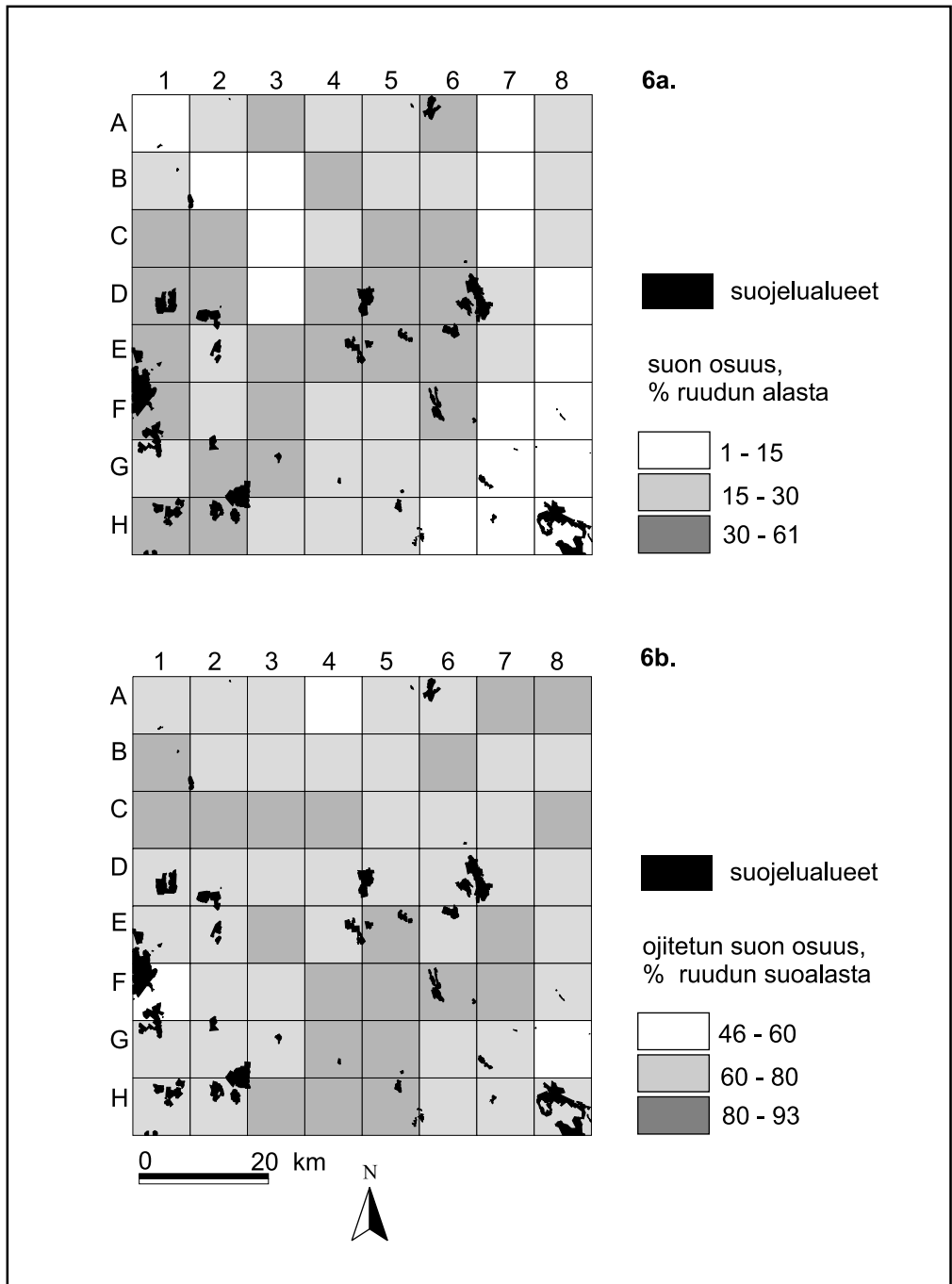
Taulukko 6. Ojittamattomien ja ojittettujen (etäisyys ojaan 0-20m ja 21 - 50 m) soiden pinta-ala (ha) ja osuus (%) suojelualueilla, suojelualueiden reunasta 300 m päähän ulottuvalla vyöhykkeellä sekä tutkimusalueen muilla soilla.

	Suojelualueilla		Reuna - 300 m		Muualla	
	ha	%	ha	%	ha	%
Etäisyys ojaan 0-20 m	1399	12	2994	61	90322	62
Etäisyys ojaan 21-50 m	1043	9	895	18	26920	18
Ojittamaton	9197	79	1018	21	29261	20
Yhteensä	11639	100	4907	100	146503	100

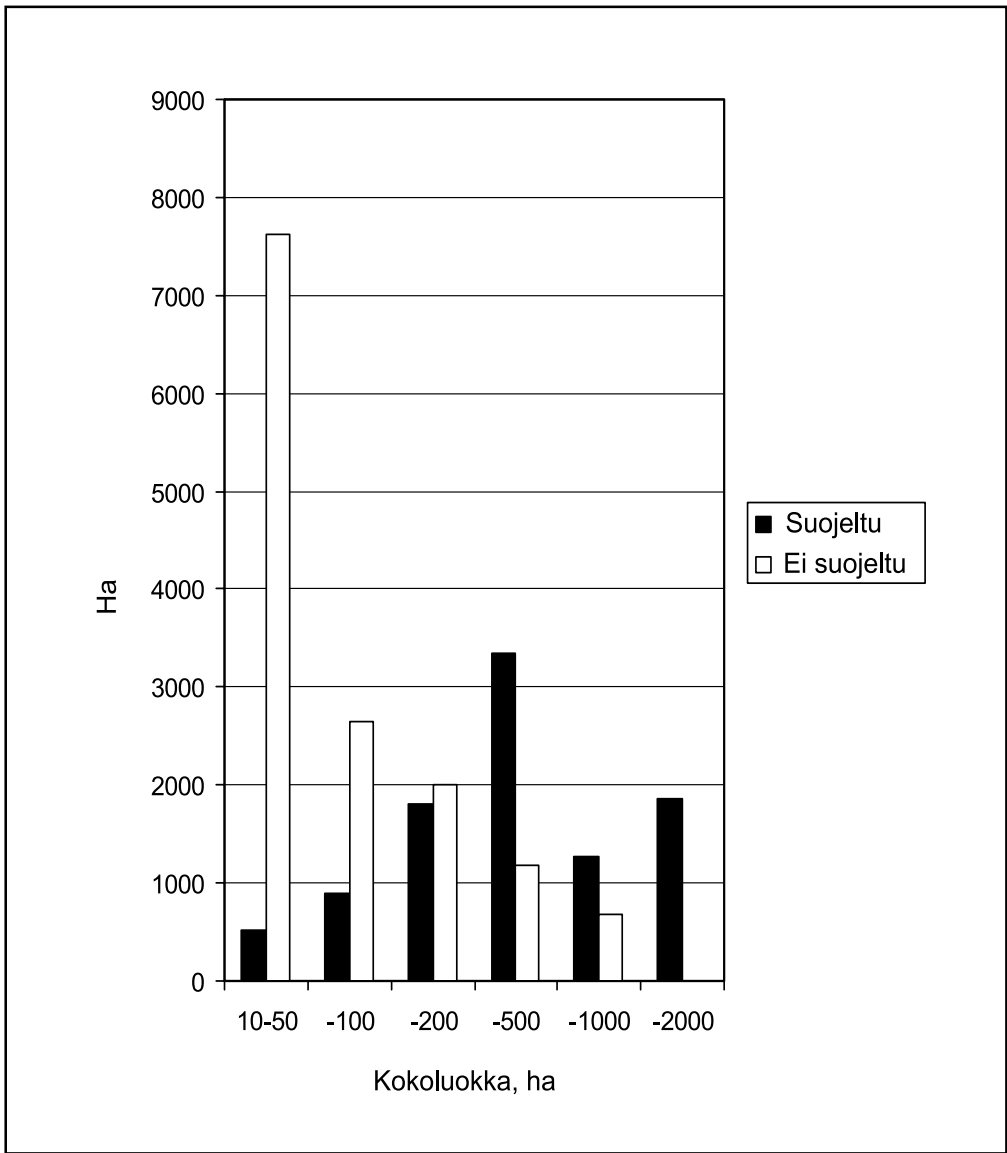
Suojelualueilla on runsas viidennes koko tutkimusalueen käsittelemättömien soiden alasta. Suojelualueet ovat sijoittuneet tutkimusalueen alun perin runsassoi-simpiin osiin (kuva 6a). Ne ovat myös jossain määrin onnistuneet vähentämään ojituksen osuutta, jos tilannetta katsotaan 10 km x 10 km ruuduissa (kuva 6b). Suojelualueiden soiden kuviokoko eroaa selkeästi suojelun ulkopuolisista, käsittelemättömistä kuvioista (kuva 7). Pienimmän tutkitun kokoluokan, 10 - 50 ha, laikkuja on suojelualueilla vain 5 % pinta-alasta, suojelualueiden ulkopuolella yli puolet. Noin kolmannes yli 10 ha:n suojelusoista sijoittuu kokoluokkaan 200 - 500 ha.



Kuva 5. Iso-Koihnannevan-Lutakkokeitaiden soidensuojelualueen läheisyydessä toteutettu ja suunniteltu turpeenostosto. Suunnitelmien mittakaavaerosta johtuen varaukset näyttävät ulottuvan suojelualueen sisään. Tämä ei ole todellinen tilanne, mutta kuva osoittaa kuinka varaukset on sijoitettu suojelualueiden välittömään läheisyyteen. Kuvan vasemman yläkulman turpeenostoaalueen varaus osuu yhdelle jäljellä olevista yli 100 ha:n ojittamattomista suolaikuista. Pohjakartta Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01, seutukaavatiedot © Etelä-Pohjanmaan liitto.



Kuva 6. Tutkimusalue jaettuna 10 km x 10 km ruutuihin. Ruutuihin on laskettu suon osuus ruudun kokonaisalasta (a) ja ojitetun suon osuus suoalasta (b). Suojelualueet sijoittuvat enimmäkseen ruutuihin, joissa suon osuus on korkea ja ojitetun suon osuus 60-80 %. Pohja-aineisto © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.



Kuva 7. Suojeltujen ja suojelemattomien ojittamattomien suolaikkujen kokoluokkajakauma.

4

Tulosten tarkastelu

4.1 Ojittamattomien soiden määrä ja ojittamattomien laikkujen koko

Tutkimusalueen suot ovat muodostaneet alunperin melko yhtenäisen lounaiskoillisuuntaisen vyöhykkeen, jossa on ollut sekä laajoja yhtenäisiä suoalueita että pienipiirteisempää suo-metsämosaiikkia. Tutkimusalueen länsilaidassa on ollut hyvin laajojen yhtenäisten suoalueiden muodostama kokonaisuus. Luoteesta tutkimusalueelle yltävä jokilaakso on nykyään hyvin vähäsoista aluetta. Samoin itäosan järvien ympäristöt ja jokilaaksot ovat vähäsoisia. Jokilaaksot sisältänevät jo aikaisemmin pelloiksi muokattuja suoalueita.

Soiden osuus maapinta-alasta on tutkimusalueella n. 25 %, mikä vastaa keskimääräistä tilannetta keidassuoalueella (Virkkala ym. 2000). Ojitettujen soiden osuus on keidassuoalueella keskimäärin 74 %, joten ojitustilanteessakaan ei ole eroa. Sen sijaan suojeltujen soiden osuus on tutkimusalueella korkeampi (7 %) kuin keidassuoalueella keskimäärin (3 %). Tutkimusalue onkin yksi soidensuojelun keskittymistä keidassuovyöhykkeellä. Jos verrataan tässä tutkimuksessa saatuja suopinta-aloja suoraan VMI8:n otanta-aineistoon perustuviin keidassuovyöhykkeen suopinta-aloihin, niin 6 % vyöhykkeen kaikista soista, mutta 13 % suojelluista soista sijaitsee tällä alueella (Virkkala ym. 2000).

Tutkimusalueen suojelualueilla soiden osuus on 70 %, mikä on suurempi kuin soiden osuus etelä- ja keskiboreaalisen vyöhykkeen suojelualueilla yleensä (50-60 %, Kallio 2001). Myös Suomenselän pohjoisosassa tehdyssä tutkimuksessa, jossa oli mukana 26 suojelualueita, soiden osuus suojelualueiden pinta-alasta oli 70 % (Aapala & Lindholm 1999). Sekä tutkimusalueella että koko keidassuovyöhykkeellä suojelluista soista on ojitettu keskimäärin 20 % (Virkkala ym. 2000). Tutkimusalueella allikoita ja pienvesiä on jäänyt jonkin verran ojitusaineistoon, mikä näkyy suojelualueiden ojitusasteen yliarviona. Suomenselän pohjoisosan 26:lla suojelualueella vain 3 % soista oli ojitettu (Aapala & Lindholm 1999).

Ojittamattomien soiden kokonaispinta-alan vähenemisen lisäksi toinen selkeä muutos alueella on yksittäisten, ojittamattomien suolaikkujen koon pieneneminen. Suuret, ojittamattomat suoalueet ovat hävinneet lähes kokonaan. Kun ennen ojituksia yli 60 % tutkimusalueen suopinta-alasta muodostui yli 500 hehtaarin laajuisista suoalueista, on vastaava osuus enää 16 % yli 10 ha laikuista. Käytännössä jäljellä on enää neljä yhtenäistä, yli 500 hehtaarin ojittamatonta suoaluetta, kun aiemmin niitä oli lähes 60.

Suojelualueilla olevien ojittamattomien soiden kokoluokkajakauma poikkeaa selvästi tutkimusalueen yleisestä tilanteesta ja säilyttää sisällään jonkin verran alkuperäisen kaltaisia rakenteita. Pienimpien laikkujen osuus suopinta-alasta on suojelualueilla vain viitisen prosenttia ja 200 - 500 hehtaarin laikkujen osuus noin kolmannes.

Suojelualueiden soiden kokoluokkajakauma vastaa "lähtötilannetta" kohtuullisen hyvin pienimpien (< 100 ha) kokoluokkien ja kokoluokan 500 - 1 000 ha osalta. Suurimmat erot ovat kokoluokassa 200 - 500 ha, joiden osuus pinta-alasta

on suojelualueilla selvästi suurempi (n. 34 %) kuin alun perin (9 %) ja toisaalta kokoluokassa > 1 000 ha, jossa tilanne on päinvastainen, osuus suojelualueilla on n. 20 %, mutta alun perin 50 %.

Luonnonsuojelullisesti suurimmat suoluonnon muutoksen aiheuttamat ongelmat liittyvät suolajelle elinkelpoisen habitaatin kokonaismäärän vähenemiseen, yksittäisten habitaattilaikkujen koon pienenemiseen ja isolaation kasvuun. Ei ole kuitenkaan olemassa yhtä oikeaa vastausta siihen, minkä kokoisten ja millä etäisyydellä toisistaan sijaitsevien luonnontilaisten soiden verkosto olisi riittävä suolajien populaatioiden säilymiseksi elinvoimaisina, vaan riippuu aina tarkasteltavasta eliöryhmästä/lajista missä alueellisessa mittakaavassa populaatioiden säilymistä tulisi tarkastella. Suomessa tämäntyyppistä tutkimustietoa suolajistosta (esim. lajien dispersaaliokyky) ei ole käytettävissä, mutta tiedot suolajiston taantumiskehityksestä (esim. Väisänen ym. 1998, Reinikainen ym. 2000, Pöyry 2001) antavat olettaa, että nykyinen luonnontilaisten soiden verkosto ei Etelä-Suomessa kykene pitkällä aikavälillä ylläpitämään kaikkien suolajien elinvoimaisia populaatioita.

Elinympäristöjen pirstoutumiseen liittyy aina myös jäljellä olevien elinympäristölaikkujen välisten etäisyyksien kasvu. Laikkujen isolaatioon vaikuttavat monet tekijät: sekä itse laikkujen että niitä ympäröivän maisemamatriisin laatu samoin kuin eliöiden elinympäristövaatimukset ja leviämiskyky. Ojittamattoman suoelinympäristön saavutettavuus on muuttunut tutkimusalueella selvästi maankäytön muutosten seurauksena (kuva 4). Jos jonkin lajin pitäisi esimerkiksi kyetä siirtymään alueen keskimmäisestä laikusta uuteen, yli 10 ha kokoiseen ojittamattomaan laikkuun, olisivat hyvän dispersaaliokyvyn (tässä teoreettisessa esimerkissä yli kilometri) omaavat lajit pystyneet saavuttamaan suurimman osan jäljellä olevasta ojittamattomasta elinympäristöstä ennen ojituksia vallinneessa tilanteessa. Vielä teoreettisella 500 metrin dispersaaliokyvylläkin suurin osa ojittamattomista soista olisi ollut saavutettavissa. Nykyisessä tilanteessa ojittamattomien suolaikkujen saavutettavuus on selkeästi heikentynyt, ja hyvänkin leviämiskyvyn (> 1 km tässä esimerkissä) omaavilla lajeilla vain pieni osa jäljellä olevasta ojittamattomasta elinympäristöstä on saavutettavissa. Mitä heikompi leviämiskyky lajilla on, sitä pienempi osa ojittamattomasta elinympäristöstä on sen saavutettavissa. Vos ym. (2001) totesi, että virtuaalimaisemassa parhaiten pirstoutumista sietivät mallilajit, joilla oli pienimmät elinympäristövaatimukset ja suurin dispersaaliokyky.

4.2 Säilyneiden suolaikkujen laatu

Habitaattien suoranaisten häviämisen lisäksi suoluonnon muutokseen sisältyy riski jäljellä olevien ojittamattomien suohabitaattien laadun heikentymisestä ympäröivien ojitusten vuoksi. Vaikka alkuperäisestä suopinta-alasta on tutkimusalueella jäljellä vielä 25 %, vain osa siitä on enää toiminnallisesti luonnontilaista suoelinympäristöä.

Suojelualueet tulisi rajata hydrologisiksi kokonaisuuksiksi. Tähän tavoitteen ei useinkaan ole ollut mahdollista päästä, vaan suojelusuot rajautuvat metsäojitettuihin soihin tai turpeennostoalueisiin. Suomenselän pohjoisosissa on tutkittu soiden valuma-aluekokonaisuuksien suojelutilannetta 26 suojelualueella (Aapala & Lindholm 1999). Keskimäärin 53 % rajatuista pintavaluma-alueista ja 59 % valuma-alueiden soista oli suojelualueilla. Samansuuntaisia tuloksia on saatu myös Kainuusta ja Mikkelistä (Keränen ym. 1995, Suikki 1996). Kainuussa kahdella suoalueella 84 % ja 61 % valuma-aluejärjestelmästä kuului suojelualueeseen (Keränen ym. 1995). Tässä työssä ei ole rajattu valuma-alueita yksittäisille soille, mutta kor-

kea ojitusprosentti (80 %) suojelualueiden välittömässä lähiympäristössä (300 m vyöhykkeellä) osoittaa, että kaikki suojelualuerajaukset eivät sisällä hydrologisesti ehyitä kokonaisuuksia.

Puutteellinen rajausta voi heikentää myös suojelualueiden soiden ennallistamisen tuloksellisuutta. Ekologisesti mielekäs ojitettujen soiden ennallistaminen edellyttäisi hydrologisten kokonaisuuksien ennallistamista, joka vaikeutuu, kun osa ojitetusta suokokonaisuudesta on suojelualueiden rajausten ulkopuolella.

Suon ja metsän vaihtumisvyöhykkeellä, ekotonissa, monet fysikaaliset (tuuli, valo, lämpö, veden saatavuus) ja kemialliset tekijät (ravinteet) muuttuvat selvästi siirryttäessä avosuolta, puustoisesta rämeen ja/tai korven kautta kivennäismaalle (Sjöberg & Ericson 1997, Tolvanen 1997). Luonnontilaiselle reunavyöhykkeelle tyypillisiä kasvillisuuspiirteitä ovat mm. korpisuus kenttä- ja pohjakerroksessa (Tolvanen 1997, Korpela & Reinikainen 1996). Metsien epifyyttijäkälälajistolle merkittävän raidan esiintymät keskittyvät nykyisessä metsämaisemassa suon ja metsän vaihtumisvyöhykkeille (Kuusinen 1994, Tolvanen 1997). Myös suoperhoset viihtyvät nimenomaan soiden reunaosissa ja vaihtumisvyöhykkeillä (Väisänen & Suoknuuti 1989, Sjöberg & Ericson 1997).

Tutkimusalueen alkuperäistä suomalaisen rakennetta ja yksittäisten soiden kokoa ja muotoa ovat määränneet pääasiassa topografia, hydrologia ja maaperä. Ihmisen toiminta on muuttanut suomalaisen rakennetta selvästi: jäljellä olevat ojitamattomat suot ovat usein ojien rajaamia suorareunaisia laikkuja (ks. esim. kuva 5) ja lajistollisesti rikkaat soiden ja metsien vaihtumisvyöhykkeet ovat selvästi vähentyneet. Vaihtumisvyöhykkeiden soiden (50 m kivennäismaan reunasta) ojitustilanne ei tutkimusalueella juuri poikkea alueen yleisestä ojitustilanteesta. Samansuuntaisia tuloksia saatiin, kun Suomenselän pohjoisosassa tutkittiin yhden peruskarttalehden alueella tapahtunutta muutosta soiden ja metsien vaihtumisvyöhykkeiden määrässä (Aapala & Lindholm 1999). Alkuperäisestä 409 km:n mittaisesta vaihtumisvyöhykkeestä oli jäljellä ojitamattomana 11 % ja kokonaan luonnontilaisena, siis sekä ojitamattomana että hakkaamattomana noin 5 %. Alkuperäisestä luonnontilaisesta vaihtumisvyöhykkeestä alle prosentti oli suojelualueilla.

Kun vain osa (vajaa neljännes) jäljellä olevasta luonnontilaisesta suopinta-alasta on suojeltua, on suolajiston säilymisen kannalta keskeistä myös se, mitä tapahtuu muille jäljellä oleville ojitamattomille suolaikkuille. Uudisojitus metsätaloutta varten ei enää todennäköisesti ole jäljelle jääneiden ojitamattomien suolaikkujen uhkana, sillä uudisojituksista luovuttiin valtion mailla 1990-luvun puolivälissä, eikä yksityismaiden uudisojituksiin enää myönnetä metsänparannusvaroja. Kunnostusojitusten yhteydessä jäljellä olevia ojitamattomia suolaikkuja voi kuitenkin tulla ojitetuiksi. Ojitettujen soiden ympäristöhoito-ohjeiden mukaan kunnostusojituksella ei kuitenkaan saisi vaarantaa suojeltujen soiden suojeluarvoa, uhanalaisten lajien elinpaikkojen säilymistä, metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen ominaispiirteiden tai luonnonsuojelulain luontotyyppien säilymistä (Joensuu 1999). Tiukan tulkinnan vuoksi metsälaki säilyttäneen jäljellä olevista luonnontilaisista, metsälain mukaisista erityisen tärkeistä suokohteista vain alueellisesti edustavimmat ja pienialaisimmat.

Metsätaloutta suurempi tulevaisuuden uhka tutkimusalueella on turpeennosto. Seutu- ja maakuntakaavoissa on varauksia useille uusille turpeennostoalueille. Vaikka uusien varausten osuus soiden kokonaismäärästä ei ole kovin suuri, se on suojelualueiden ulkopuolella olevasta ojitamattomasta suosta korkeampi. Lisäksi uusien varausten sijoittuminen vähille jäljellä oleville laajemmille ojitamattomille soille heikentää suolajiston säilymisedellytyksiä suhteellisesti enemmän. Vanhojen turpeennostoalueiden laajentaminen suojelualueiden välittömässä läheisyydessä, kuten esimerkiksi Iso Koihnanneva – Lutakkokeitailla, voi vaarantaa myös suojelualueiden tilaa. Vaikka valtakunnallisesti turveteollisuuden käy-

tössä onkin vain noin 0,6 % suopinta-alasta (Vasander 1998), ovat alueelliset erot huomattavia. Tällä alueella turveteollisuuden käytössä on jo nyt 8 % suopinta-alasta ja uusien varausten toteutuessa osuus nousee karkeasti arvioiden 10 prosenttiin.

4.3 Suojelualueverkon merkitys suoymdistymätyyppien suojelussa

Keidassuot ovat minerotrofisten laiteiden ja ombrotrofisen keskustan muodostamia hydrologisia kokonaisuuksia. Hydrologisten mallien mukaan ojitus yhdessä osassa keidassuota vaikuttaa koko suon vesitalouteen (Ingram 1992). Ojituksen vaikutuksia keidassoiden kasvilajistoon ja puuston kasvuun on tutkittu pääasiallisesti ojitusalueilla (Vasander 1990), mutta mahdollisia etävaikutuksia varsinaisen ojitusalueen ulkopuolella ei ole tutkittu. Eri-ikäisten ilmakuvioiden numeerisen tulokinnan perusteella on havaittu muutoksia keidassoiden kasvillisuudessa sekä luonnontilaisilla (Ihse ym. 1992, 1996, Åberg 1992), että osittain ojitetuilla keidassoilla (Tuominen & Aapala 2001). Myös keidassoiden lajistollisen monimuotoisuuden kannalta on tärkeää, että laitteet ja keskusta säilyvät ehjänä kokonaisuutena.

Eteläiset aapasuot ovat yleensä kuivahkoja, eikä niille ole aina kehittynyt selvää rimpin-jänne -pienmuotorakennetta. Minerotrofisilla aapasoilla ojituksen aiheuttama muutos on merkittävä ja ojituksen vaikutukset voivat ulottua huomattavan kauas ojitusalueiden ulkopuolelle.

Kilpiketaat ovat tutkimusalueen pienialaisin yhdistymätyyppi (8 % suoalasta), jota on metsäojitettu vähemmän (39 %) kuin muita yhdistymätyyppejä, mutta joka on kärsinyt turveteollisuudesta enemmän kuin muut (23 % turpeennostoalueina). Suojelutilanne on kilpiketailla parempi kuin muilla yhdistymätyypeillä, neljännes niistä on suojeltu. Kilpiketaiden laajempina yhtenäisinä kokonaisuuksina säilyneet osat ovat yhtä lukuun ottamatta suojelualueverkossa. Ainoalla suojelun ulkopuolisella lailla on turpeennostovaraus.

Viettokeitaat ovat tutkimusalueen yleisin yhdistymätyyppi (68 % suoalasta), jota on myös metsäojitettu runsaasti (72 %). Turpeennosto on ollut suhteellisesti vähäisempää kuin kilpiketailla (5 % viettokeitaista), mutta määrällisesti turpeennostoalueita on lähes kaksinkertaisesti. Suojelutilanne on viettokeitailla heikoin, vain 4 % niistä on suojeltu. Viettokeitaat ovat olleet yleisiä sekä Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpiketasvyöhykkeellä että Sisäsuomen viettokeidasvyöhykkeellä. Närhinevan soidensuojelualue lukuun ottamatta kaikilla muilla tutkimusalueen laajemmilla suojelualueilla on viettokeitaita. Lähes kaikki suojelualueiden ulkopuolella jäljellä olevat laajat, yli sadan hehtaarin kokoiset yhtenäiset suoilaikut ovat viettokeitaita.

Aapasuot muodostavat noin neljänneksen tutkimusalueen suopinta-alasta. Aapasuot ovat käytössä yhtä kattavaa kuin viettokeitaistenkin, 62 % on metsäojitettu ja 15 % otettu turveteollisuuden käyttöön. Suojelutilanne on kuitenkin hieman parempi, kymmenesosa aapasoista on suojeltu. Tutkimusalueen kilpiketasvyöhykkeellä on ollut 28 yhtenäistä, laajaa aapasuokokonaisuutta ja viettokeidasvyöhykkeellä 11. Näiden laajojen aapasuokokonaisuuksien osia on yhdeksällä suojelualueella. Ainoastaan Kauhannevan kansallispuistossa ja Haukkanen -Nikulinnevan soidensuojelualueella aapasuokokonaisuus on säilynyt lähes kokonaan. Suojelualueiden ulkopuolella jäljellä olevista ojittamattomista aapasuokokonaisuuksista laajin on Pirjatanneva, joka on mukana Natura 2000 -verkostossa. Sen pohjoispuolella on kuitenkin turpeennostoalue ja itä-kaakkoispuolella uusi varaus. Horjunkeitaan aapasuo tutkimusalueen lounaiskulmassa on mukana Natura 2000 -verkoston täydennysesityksessä.

Määrällisesti tarkastellen kilpikeitaiden suojelutilanne on tutkimusalueella hyvä ja suojelualueilla on säilynyt edustavia esimerkkejä. Myös aapasoiden suojelutilanne on määrällisesti kohtalainen, mutta viettokeitaiden suojelutilanne on selvästi heikompi. Kaikilla suoyhdistymätyypeillä laadullisia ongelmia sekä koko lajiston säilyttämisen kannalta että soiden häiriöttömän kehityksen kannalta aiheuttavat suojelualueille ulottuvat tai välittömästi niiden rajojen ulkopuolelta alkavat ojitukset. Esimerkiksi Kauhanevan pohjoisosan kolmesta kilpikeitaasta, vain yksi on täysin luonnontilainen, kahden muun keitaan reunaosia on ojitettu (Heikkilä ym. 2001). Koska on ilmeistä, että tällä alueella keidas- ja aapasoita ei juuri säily luonnontilaisina kokonaisuuksina suojelualueiden ulkopuolella, on näiden suoyhdistymien ominaispiirteiden ja lajiston säilyminen jokseenkin kokonaan nykyisen suojelualueverkon varassa. Sen vuoksi olisi välttämätöntä, että kaikki suojellut suot olisivat vesitaloudellisesti ehyitä kokonaisuuksia, jolloin myös niiden ominaispiirteiden ja lajiston säilyminen sekä luontainen sukkessiokehitys olisi pitkällä aikavälillä paremmin turvattu.

Saadut tulokset osoittavat, että suoyhdistymätasolla tarkasteltuna nykyinen suojelualueverkko on tällä alueella korvaamaton, sillä vastaavia ojittamattomia kokonaisuuksia on säilynyt suojelualueiden ulkopuolella äärimmäisen vähän. Sitä onko tilanne yhtä heikko muuallakin Etelä-Suomessa, ei voi varmuudella sanoa, sillä ojitusaineistoa ei ole kattavasti tuotettu. Myös menetelmä toimii aineistojen mittakaavasta johtuen paremmin suurten yhtenäisten suoalueiden kohdalla kuin pienessä mosaiikissa.

Johtopäätökset

Tutkimusalueella tapahtunut ojittamattomien soiden väheneminen ja pirstoutuminen on ollut huomattavaa. Muutos on ollut määrällisesti erittäin suuri, mutta näiden muutosten luonnonsuojelubiologisten vaikutusten arviointi on ongelmallista, koska relevanttia, sovellettavaa tutkimustietoa soilta ei ole. Yleisellä tasolla tiedetään, että aidot suolajit kaikissa lajiryhmissä reagoivat negatiivisesti metsäojitukseen, mutta ei tiedetä esimerkiksi millaisella viiveellä jäljellä olevien ojittamattomien laikkujen elinympäristöjen hidas huononeminen heijastuu populaatioiden elinvoimaisuuteen.

Paikkatietoaineistoissa, niiden laadun arvioinnissa ja niihin sovellettavissa tilastomenetelmissä on vielä paljon kehittämistä. Pelkän karttatiedon varassa on lisäksi vaikea päätellä, kuinka hyvin suot tai niiden osat ovat säilyttäneet luonnontilansa. Aineistosta on lisäksi todettava, että maankäyttö- ja puustotulkinnan suomaskia ei ole muodostettu tässä käytettyä tarkoitusta varten ja sen laatu on epätasainen. Tulokset ovat sen mukaisesti sovellettavissa vain tietyin kokoisten ilmiöiden tarkasteluun. Yleiskuvan saamiseksi paikkatietojen käyttö on silti kannattava menetelmä, koska laajojakin alueita voidaan analysoida kerralla yhtenäisellä menetelmällä ja tulokset ovat yhdistettävissä muihin paikkatietoaineistoihin. Luonnontilaisen tai luonnontilaisen kaltaisen suon määrän, kuviokoon ja etäisyyksien muutoksen suunta näkyy esimerkkiaineistossa selvästi. Näiltä osin tulokset ovat menetelmän kannalta rohkaisevia, ja pienin tarkennuksin menetelmä soveltuu hyvin käytettäväksi etenkin sellaisilla alueilla, joilla suot ovat alun perin muodostaneet laajoja, yhtenäisiä kokonaisuuksia. Tällöin myös erilaisten maisemarakenteen mittareiden kuten pirstoutumisen ja yhdistyvyyden käyttö on mielekästä.

Vaikka suojeltujen soiden osuus tutkimusalueella on suurempi (7 %) kuin keskimäärin Etelä-Suomessa (< 2 %), nykyinen suojelualueverkko ei välttämättä ole riittävä kaikkien alueella esiintyvien suolajien elinvoimaisten populaatioiden säilyttämiseen. Suojelualueverkko on kuitenkin korvaamaton, sillä näyttää siltä, että hyvin vähän laajempia (> 100 ha), ojittamattomia suokokonaisuuksia tulee säilymään tällä alueella suojelualueverkon ulkopuolella. Jos tilanne on yleisemminkin samankaltainen, voi olla, että pitkällä aikavälillä luonnontilaista suoluontoa on Etelä-Suomessa jäljellä vain suojelualueilla. Keskeisiä kysymyksiä tulee silloin olemaan, pystyykö suojelualueverkko yksinään säilyttämään toimivia suoekosysteemejä ja suolajien elinvoimaisia populaatioita. Erityisesti lajeille, joilla on heikko dispersaaliokyky, jäljellä olevien habitaattien välisten etäisyyksien kasvu voi osoittautua ongelmalliseksi. Niinikään elinympäristöönsä tiukasti sitoutuneille spesialisteille suoluonnon muutos voi olla liian suuri. Tarvittaisiinkin alueellisia, lajispesifisiä, eri eliöryhmiin suunnattuja tutkimuksia suoluonnon pirstoutumisen ja habitaattien häviämisen ja laadun heikkenemisen aiheuttamista ekologisista ja luonnonsuojelullisista seurausvaikutuksista.

Kiitokset

Rauno Ruuhijärvi antoi luvan suoyhdistymätyyppiaineiston käyttöön tässä työssä. Seppo Tuominen auttoi kuvankäsittelyn alkuvaiheessa. Käsikirjoitusta ovat sen eri vaiheissa kommentoineet Raimo Virkkala, Heikki Toivonen ja Miska Luoto. Käsikirjoituksen ovat tarkastaneet Eero Kaakinen ja Raimo Heikkilä. Parhaat kiitoksemme kaikille työhön panoksensa antaneille.

Kirjallisuus

- Aapala, K. & Lindholm, T. 1999. Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 95:1-153.
- De Genst, W. & Canters, F. 2000. Conventional and fuzzy accuracy assessment of land cover maps at regional scale. Teoksessa: Heuvelink, G.B.M. & Lemmens M.J.P.M.(toim.) Accuracy 2000. Proceedings of the 4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences. Delft University Press, Delft. s.145-152.
- Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics - the Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press. 652 s.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press. 313 s.
- Heikkilä, R. 1993. Uhanalaiset suotyypit. Teoksessa: Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus 1993.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1997. Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987-1996. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 81:1-75.
- Heikkilä, R., Lindholm, T., Kuznetsov, O., Aapala, K., Antipin, V., Djatshkova, T. & Shevelin, P. 2001. Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhaneva - Punttukeidas mire system, western Finland. Tke Finnish Environment. 103 s. (in press)
- Ihse, M., Malmer, N. & Alm, G. 1992: Remote sensing and image analysis for study of small changes of vegetation and microtopography, applied on mires in southern Sweden. Teoksessa: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.) Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society/International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 283-286.
- Ihse, M., Alm, G., Leine, M. & Åsvärn, D. 1996: Multitemporala flygbilder och digital fotogrammetri – metoder för att studera vegetationsförändringar på mossar. Studier för miljöövervakning på mossar i norra Götaland. Naturgeografiska institutionen, Stockholms Universitet. 87 s.
- Ingram, H. 1992. Introduction to the ecohydrology of mires in the context of cultural perturbation. Teoksessa: Bragg, O., Hulme, P., Ingram, H. & Robertson, R. (toim.) Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society/International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 67-93.
- Joensuu, S. 1999. Ojitettujen soiden puuntuotanto ja ympäristönhoito. Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio. Helsinki, 59 s.
- Kallio, M. 2001. Luonnonsuojelualueiden ja niiden ulkopuolisten maa-alueiden vertailu maankäyttö- ja puustotulkinnan avulla. Suomen ympäristö 494: 1-50.
- Keränen, S., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 1995. Kuhmon Teeri-Lososuon ja Suoniemensuon soidensuojelualueiden rajausten ekologinen arviointi. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 53:1-50.
- Komulainen, V-M., Tuittila, E-S., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects of vegetation change and CO₂ balance. Journal of Applied Ecology 36:634-648.
- Korpela, L. & Reinikainen, A. 1996. A numerical analysis of mire margin forest vegetation in South and Central Finland. Ann. Bot. Fennici 33:183-197.
- Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen diversity on Salix caprea in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. Ann. Bot. Fennici 31:77-92.
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. Environ. Rev. 3:286-303.
- Meir, E. & Kareiva, P.M. 1998. Contributions of spatially explicit models to conservation biology. Teoksessa: Fiedler, L. & Kareiva, P.M. (toim.) Conservation biology for the coming decade. Chapman and Hall. s.497-507.
- Mikkola, A., Jaakkola, O. & Sucksdorff, Y. 1999. Valtakunnallisten maankäyttö-, peitteisyys- ja maaperäaineistojen muodostaminen. Suomen ympäristö 342, Alueiden käyttö. Helsinki. 85 s.
- Päivänen, J. 1990. Suometsät ja niiden hoito. Kirjayhtymä, Helsinki. 231 s.
- Pöyry, J. 2001. Suoperhosten uhanalaisuus ja suojelutilanne Etelä-Suomessa. Teoksessa: Aapala, K. (toim.) 2001. Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490: 213-258.

- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (toim.) 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. Helsinki. 384 s.
- Rintala, T., Toivanen, T., Ahlroth, P., Hyvärinen, E., Mattila, J., Nevalainen, J., Päivinen, J. & Suhonen, J. 2000. Hyönteis- ja linnustotutkimukset turvetuotannosta vapautuneilla alueilla Kihniön Aitonevalla ja Rautalammin Rastunsoolla vuosina 1997-1999. Jyväskylän yliopiston museon julkaisuja 13.
- Ruuhijärvi, R. & Hosiaislouma V. 1988. Suot. Teoksessa: Alalammi, P. (toim.) Suomen kartasto, Vihko 141-143. Elävä luonto, luonnonsuojelu. Maanmittaushallitus, Suomen Maantieteellinen Seura. 32s.
- Sjöberg, K. & Ericson, L. 1997. Mosaic boreal landscapes with open and forested wetlands. *Ecological Bulletin* 46:48-60.
- Suikki, A. 1996. Eräiden Mikkelin läänin soiden biotooppikartoitus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 56:1-96.
- Tolvanen, P. 1997. Luonnontilaisen metsän ja suon reuna. Tutkimus reunavyöhykkeen leveydestä ja kasvillisuudesta. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 84:1- 74.
- Tuominen, S. & Aapala, K. 2001. Hyvinkään Petkelsuon muutokset 1936 - 1997 - esimerkki eriaikaisten ilmakuvien käytöstä keidassoiden muutosten seurannassa. Teoksessa: Aapala, K. (toim.) 2001. Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490: 45-86.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- Vasander, H. 1990: Plant biomass, its production and diversity on virgin and drained southern boreal mires. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen julkaisuja 18. 16s. + 6 originaalijulkaisua.
- Vasander, H. (toim.) 1998. Suomen suot. Suoseura ry. 168 s.
- Vepsäläinen, K., Savolainen, R., Tiainen, J. & Vilén, J. 2000. Successional changes of ant assemblages: from virgin and ditched bogs to forests. *Ann. Zool. Fennici* 37:135-149.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8.inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395:1-49.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M. & Ter Braak, C.J.F. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 158:24-41.
- Väisänen, R. & Suoknuuti, M. 1989. Pyhtään Munasuon-Kananiemensuon suurperhoslajisto. *Baptia* 14:1-8.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki. 567 s.
- Åberg, E. 1992. Tree colonisation of three mires in southern Sweden. Teoksessa: Bragg. O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.) Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society/International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 268-270.

Seppo Tuominen ja Kaisu Aapala

Hyvinkään Petkelsuon muutokset 1936 - 1997

- esimerkki eri-aikaisten ilmakuvien käytöstä
keidassoiden muutosten seurannassa



Tiivistelmä

Suojellut suot eivät aina muodosta hydrologisesti ehyitä kokonaisuuksia, niinpä niiden ympäristössä tehdyt toimet voivat vaikuttaa niiden oloihin merkittävästi. Esimerkiksi suojelualueiden välittömässä lähiympäristössä tehdyt ojitukset voivat vaikuttaa myös suojeltujen soiden hydrologiaan. Suomessa ei ole käytettävissä pitkäaikaista näytealaseurantaa kasvillisuuden muutoksista luonnontilaisilla keidassoilla tai ojituksen mahdollisista viiveellä ilmenevistä "etävaikutuksista" varsinaisen ojitusalueen ulkopuolella. Soilla tapahtuneiden muutosten määrää ja suuntaa voidaan kuitenkin arvioida eriaikaisia ilmakuvia vertaamalla. Ilmakuvilta helposti ja kohtuullisen luotettavasti erotettavia ominaisuuksia ovat puustoisuus, pohjavedenpinnan korkeuden suhteen erilaiset suonpinnat ja ojat. Tämän työn tavoitteena oli kokeilla eriaikaisten ilmakuvien numeerisen tulkinnan käyttökel- poisuutta suoluonnon muutoksen seurannassa. Esimerkkialueena on Natura 2000 -verkostoon kuuluva Hyvinkään Petkelsuon konsentrinen keidassuo.

Petkelsuon muutostarkastelu perustuu mustavalkoilmauviin vuosilta 1936, 1956, 1978 ja 1997. Tulkinnan tukiaineistona käytettiin vääräväri-ilmakuvia vuosilta 1985 ja 1992. Muutostarkastelu tehtiin kahdelta koealueelta, joista koealue A (500 m x 1000 m) sijaitsee suon ojitetussa länsiosassa ja koealue B (1000 m x 1000 m) suon allikkoisessa, luonnontilaisessa keskiosassa. Koealueet kuvioitiin karttatietojen ja vuoden 1997 ilmakuvan avulla. Koealueiden kuvat skannattiin mustavalkoilmauvilta ja oikaistiin koordinaatistoon ortoCD:n avulla. Oikaisun tarkkuus jäi 0,5 – 4 m maastotarkkuuteen. Kuvien värisävykorjaukset tehtiin Visual BASIC 6.0 tehdyllä ohjelmalla. Koealueiden kuville tehtiin ohjattu luokitus värisävyarvojen perusteella ArcView ohjelman Image Analyst laajennusosan avulla. Koealueet luokiteltiin neljään biotooppiluokkaan: allikko-, välipinta-, mätäspinta- ja puustoluokka. Ohjatun luokituksen oikeellisuus testattiin visuaalisen tulkinnan avulla.

Biotooppiluokkien erottuminen ilmakuvilta oli hyvä. Erotetut biotooppiluokat ilmentävät keidassoiden keskeisiä ekologisia ominaisuuksia, joten eri ajankoh- tien ilmakuvia voitiin käyttää hyvin kohdealueen muutosten tarkastelussa. Vaikka perustulokset olivatkin tyydyttäviä, tuli esille asioita, jotka edellyttäisivät jatkotutkimuksia. Näin etenkin jos halutaan luoda rutiiniluonteinen ilmauviin pohjautuva seurantasysteemi.

Petkelsuon eriaikaisten ilmakuvien numeerisella tulkinnalla voitiin havaita selviä muutoksia sekä ojitetulla että ojittamattomalla suon osalla tarkastellun 60 vuoden aikana. Selvimät muutokset liittyivät puustoisuuden lisääntymiseen, suon pienmuotojen häviämiseen ja avovesipintojen kuivumiseen. Muutokset ovat olleet selvästi suurempia ojitetulla alueella, mutta selvästi havaittavia myös ojitta- mattomilla suon osilla. Voimakkaimmat puustoisuuden muutokset ajoittuvat vuo- sien 1956 ja 1978 välille.

Suojelualueverkostossa olevien konsentristen kermikeitaiden suojelutaso vaikuttaa määrällisesti hyvältä, mutta Petkelsuon tavoin monella niistä on ojituk- sia tai rajaukset eivät sisällä koko suoyhdistymää. Koska muutokset ojituksen jäl- keen voivat olla merkittäviä ja ulottua myös ojittamattomalle suon osalle, pitäisi suojelualueverkon keidassoiden tilaa ja niillä tapahtuneiden muutosten määrää ja suuntaa selvittää tarkemmin tutkimuksin. Suojeltujen keidassoiden ennallistamis- tarve tulisi myöskin selvittää.

Sisälllys

1 Johdanto	51
2 Aluekuvaus	53
3 Aineisto ja menetelmät	55
3.1 Aineisto	55
3.2 Koealueiden kuviointi	56
3.3 Menetelmät	56
3.3.1 Ilmakuvien skannaus ja oikaisu	57
3.3.2 Ilmakuvien värisävyvaihtelun korjaus	58
3.3.3 Ilmakuvien ohjattu luokitus	59
3.3.4 Luokituksen testaus	60
4 Tulokset	61
4.1 Maankäytön muutokset Petkelsuon alueella	61
4.1.1 Suon raivaus	61
4.1.2 Ojitus	61
4.1.3 Muu metsätaloustoiminta	63
4.1.4 Turpeennosto	63
4.2 Koealueiden erotetut kuviot	63
4.3 Numeerinen kuvien luokitus	65
4.4 Biotooppiluokkien muutokset numeerisen tulkinnan mukaan	67
5 Tulosten tarkastelu	74
5.1 Ilmakuvien numeerinen tulkinta	74
5.2 Havaitut muutokset ja niiden mahdolliset luonnonsuojelubiologiset seuraukset	76
5.2.1 Puustoisuuden lisääntyminen	76
5.2.2 Kuivuminen ja vettyminen	78
5.2.3 Mikrotopografian muutokset	79
6 Johtopäätökset	81
Kiitokset	83
Kirjallisuus	84

Johdanto

Suojellut suot eivät aina muodosta hydrologisesti ehyitä kokonaisuuksia, vaan ojituksia voi olla sekä suojelualueilla että suojeltujen soiden valuma-alueilla, usein välittömästi suojelualan rajan ulkopuolella (Keränen ym. 1995, Aapala & Lindholm 1999, Kallio & Aapala 2001). Suot ovat helposti häiriintyviä ekosysteemejä ja ojituksen aiheuttama hydrologinen muutos suolla vaikuttaa moniin keskeisiin ekologisiin tekijöihin: suoveden määrään, laatuun ja periodisuuteen, pohjaveden korkeuteen, kasvien kasvuun, karikkeen muodostumiseen, turpeen kerrostumiseen, hajoamisprosesseihin ja kaasutaseisiin.

Häiriintymätön keidassuo on vesitaloudellisesti yhtenäinen kokonaisuus, jossa tulevan ja lähtevän veden dynaaminen tasapaino ylläpitää korkeaa pohjavedenpinnan tasoa (Ingram 1982). Vettä poistuu häiriintymättömältä keidassuolta pääasiassa haihtumalla ja happea sisältävässä suon pintakerroksessa, ns. akrotelmassa, tapahtuvan valunnan kautta. Suon hapettomassa pohjaosassa, ns. katotelmassa, vesi liikkuu hyvin hitaasti ja veden poistuminen suolta katotelman kautta on hyvin vähäistä. Muutos, esimerkiksi ojitus tai turpeennosto, yhdessä osassa keidassuota vaikuttaa koko suon vesitalouteen (Ingram 1992). Vaikutus on suurin "häiriön" lähellä, jossa muutokset paikallishydrologiassa ja kasvillisuudessa näkyvät nopeimmin (ks. esim. Laine ym. 1995a). Muutoksen nopeutta suon häiriintymättömissä osissa ei ole pystytty ennustamaan ja sitä on tutkittu huomattavasti vähemmän (Ingram 1992).

Ilmakuvia on pitkään käytetty erilaisten kartoitusten apuvälineenä alueiden käytön suunnittelussa ja luonnonvarainvoinneissa (Mäkelä 1999, Anttila 1999, Kotiluoto & Toivonen 1997, Auvinen ym. 1997, Kalliola & Syrjänen 1990). Luontoinvoinneissa ilmakuvien visuaalinen tulkinta on vahvasti pohjautunut tulkinnan tekijän maastokokemukseen ja maastosta hankittuihin tulkinnan aputietoihin. Viime aikoina on perinteisten kasvillisuuskartoitusten ja kasvupaikkakartoitusten lisäksi alettu tehdä "elinympäristökartoituksia", joissa kasvupaikkatekijöitä tai kasvilajistoa tärkeämmiksi piirteiksi ovat tulleet alueen fysiognomiset piirteet (Eeronheimo 1996, Eeronheimo 1997, Tuominen ym. 2001). Näissä kartoituksissa on haluttu ilmentää sitä minkä näköinen alue on. Tällöin ilmakuvat ovat hyvin käyttökelpoisia, koska niiden avulla saadaan usein riittävää tietoa alueen sen hetkisestä ekologisesta tilasta. Näissäkin "maanpeitekartoituksissa" kuvien tulkinta on pääosin visuaalista.

Kuvien numeerista tulkintaa on käytetty ennen kaikkea satelliittikuvien tulkinnassa (Campbell 1996, Pohl & Genderen 1998, Auvinen ym. 1997, Kalliola & Syrjänen 1991, Mikkola 1993). Vaikka ilmakuvien numeerisessa tulkinnassa voidaan käyttää satelliittikuville kehitettyjä ohjelmia on niillä omat erityisongelmansa, jotka ovat rajoittaneet numeerista tulkintaa. Viime aikoina kuvauslaitteiden tekninen kehitys ja kuvien numeeriset korjaukset ovat kuitenkin kehittyneet niin, että nämä ongelmat voidaan pääosin hoitaa (Hyppänen 1999, Holopainen & Wang 1998, Ihse ym. 1996). Myös erilaisia metodisia tutkimuksia ja ohjeistoja ilmakuvien visuaalisesta ja numeerisesta käytöstä on tehty (Hyppänen 1999, Ihse 1993, Ihse ym. 1996, Rafstedt & Andersson 1981, Kotiluoto & Toivonen 1997, Mas 1999). Mm. Ruotsissa on selvitetty eriaikaisten ilmakuvien käyttöä soiden kasvilli-

suudessa ja mikrotopografiassa tapahtuneiden muutosten arvioinnissa (Ihse ym. 1992, Ihse ym. 1996). Rajaniemi (2000) on tutkinut ilmakuvien käyttöä ennallistettujen soiden muutosten seurannassa.

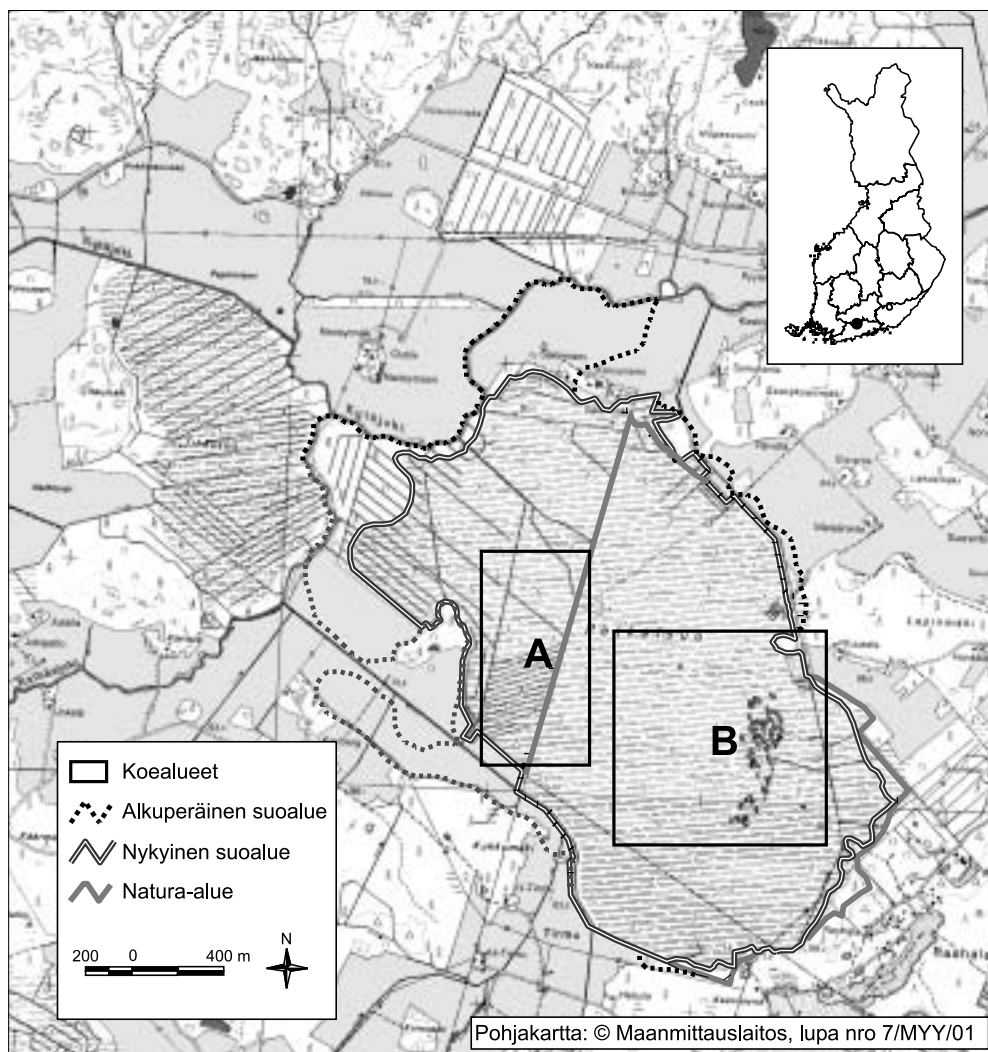
Suomessa ei ole käytettävissä pitkäaikaista näytealaseurantaa kasvillisuuden muutoksista luonnontilaisilla keidassoilla tai ojituksen mahdollisista viiveellä ilmenevistä "etävaikutuksista" varsinaisen ojitusalueen ulkopuolella. Ojituksen ja lannoituksen vaikutusta keidassoiden kasvillisuuteen ja puuston kasvuun varsinaisilla ojitusalueilla on sensijaan tutkittu (ks. Vasander 1990).

Mikäli halutaan arvioida luontaisten muutosten tai ympäristön ojitusten aiheuttamien muutosten määrää ja suuntaa suojeleusoillamme, lähes ainoa keino siihen on eriaikaisten ilmakuvien vertailu. Ilmakuvia soilta on saatavissa pitkältä ajalta, sillä säännölliset kuvaukset Suomessa alkoivat jo 1930-luvulla. Ilmakuvat kattavat siten ajanjakson, jolloin ihmisen aiheuttama muutos suoluonnossa on ollut voimakkaimmillaan. Ilmakuvilta helposti ja kohtuullisen luotettavasti erotettavia ominaisuuksia ovat puustoisuus, pohjavedenpinnan korkeuden suhteen erilaiset pinnat (mättäät, kermit, kuljut, allikot), veden luontaiset virtausreitit ja ojat.

Tämän työn tavoitteena on kokeilla eri aikoina otettujen ilmakuvien käyttöä suoluonnon muutoksen seurannassa sekä selvittää millaisia muutoksia käytössä olleiden GIS- ja kuvankäsittelyohjelmin voidaan havaita. Esimerkkialueena on Hyvinkään Petkelsuon keidassuoalue.

Aluekuvaus

Petkelsuo on valtakunnallisesti merkittävä suoalue Hyvinkään ja Nurmijärven rajalla Etelä-Suomen läänissä (kuva 1). Suon kokonaispinta-ala on 393,5 ha (OrtoCD-kartan rajauksen mukaan). Petkelsuo on tyypillinen eteläsuomalainen konsentrisen kermikeidas. Pääosin suo muodostuu erilaisista rämeistä (isovarpu-, rahka- ja keidasrämeistä). Suon eteläosissa puustoisuus on harvaa, ja suo on avointa ombrotrofista lyhytkorsi- ja kuljunevaa. Suon itäosissa on laajahko allikkoalue. Eteläosan Salpausselkään rajoittuvalla alueella on suon reunaosissa rehevämpiä suotyyppisiä ja lähteitä. Petkelsuon allas on alkanut soistua suhteellisen nopeasti sen kurouduttua Itämerestä. Petkelsuon pohjalla on vähäinen liejakerrostuma ja sen päällä varsin paksu turvekerrostuma. Turpeen paksuus on keskimäärin 4 m ja paksuimmillaan 7,7 m turvetta on suon keskiosan allikkoalueen lounaispuolella (Mäkilä & Grundström 1987).



Kuva 1. Hyvinkään Petkelsuo. Karttaan merkitty koealueet A ja B, alkuperäisen ja nykyisen suoalueen raja sekä Natura-alueen raja.

Suo-alue on keskiosiltaan ojittamaton niin, että luonnontilaista suota on 52 % suoalasta (205 ha). Suo-alueesta loput 48 % (188 ha) on ojitettu. Ojitetuksi alueeksi on katsottu kaikki vähintään 50 m etäisyydellä ojasta olevat alueet tai suon laiteen ojan ja kivennäismaan väliin jäävät alueet, vaikka etäisyys ojaan on ollut suurempi kuin 50 m. Myös vanhat turvehauta-alueet sisältyvät ojituspinta-aloihin. Laajin ojitettu alue on suo-alueen länsiosassa. Ojittamatonta suonreunaa on jäljellä pieninä alueina suon itä- ja eteläreunalla (noin 6 % suoalueen reunasta). Luonnontilainen suo rajautuu ojan kautta ympäröivään kivennäismaahan tai peltoon noin 20 %:n alueella suonreunaa. Muutoin suonreuna on kivennäismaan ja ojitetun suon aluetta.

Petkelsuon itäosa kuuluu valtakunnalliseen soidensuojelun perusohjelmaan ja ehdotettuun Natura -2000 verkostoon. Natura-alueeseen (284 ha) kuuluu koko luonnontilaisen suon alue sekä itä- ja eteläosassa myös suoalueen ulkopuolisia alueita.

Aineisto ja menetelmät

3.1 Aineisto

Petkelsuolta oli käytettävissä mustavalkoilmakuvia neljältä vuodelta, 1936, 1956, 1978 ja 1997 (taulukko 1). Muutostarkasteluun saatiin siis kuudenkymmenen vuoden jakso kahdenkymmenen vuoden välein. Mustavalkoilmakuvia käytettiin Petkelsuon numeerisiin muutosanalyysiin. Lisäksi tulkinnan tukiaineistona käytettiin kahta vääräväri-ilmakuvaa vuosilta 1985 ja 1992.

Kaikki ilmakuivat olivat paperivedoksia, joten niiden laatuun on vaikuttanut kuvan kehitysprosessi. Vuoden 1978 kuva oli vedostettu hyvin tummaksi, muut kuvat olivat värisävyiltään normaaleja.

Petkelsuo sijoittui vain vuosien 1956 ja 1978 kuvissa kokonaisuudessaan yhdelle kuvalle. Tästä syystä nämä kuvat valittiin koko suon muutostarkastelujen peruskuviksi. Vuoden 1936 kuvissa Petkelsuo rajautuu eri kuviin niin, että kuvia pystyi käyttämään analyyseissä vain rajoitetusti. Analyyseihin otettujen vuoden 1936 koealueiden kuvat on tehty eri ilmakuivista. Vuoden 1997 kuvissa suo jakautuu myös kolmelle kuvalle. Kuvassa 97105:339 suo näkyy kuitenkin aivan eteläosaa lukuun ottamatta kokonaan ja koealueiden kuvat on erotettu tästä kuvasta.

Taulukko 1. Numeerisessa muutosanalyyseissä käytetyt mustavalkoilmakuvat. Kuvat on hankittu maanmittauslaitoksen ilmakuvapalvelusta ja ne ovat joko maanmittauslaitoksen tai topografikunnan kuvaamia. Tyyppi; mv = mustavalkoinen; p = pinnakkaiskopia eli paperikopio kuvanegatiivin mittakaavassa

Vuosi	Kuvausaika	Kuvantunnus	Tyyppi	Mittakaava	Käsittelykuva
1936	kevät	M1:14	mv, p	1:21 000 1:10 000	*
		M1:45	mv, p	1:21 000	
		M1:46	mv, p	1:21 000	
1956	28.5.	5675:180	mv	1:22 000	*
			mv	1:10 000	*
1978	31.5.	78117:11	mv	1:10 000	*
1997	17.5.	97105:227	mv	1:16 000	
		97105:339	mv	1:16 000	*
		97105:340	mv	1:16 000	*

Kaikkia kuvia käytettiin visuaalisessa muutostarkastelussa. Numeeriseen tarkasteluun otettiin parhaimmat mustavalkokuvat, joissa Petkelsuon alue, erityisesti koealueet näkyivät kokonaisuudessaan (taulukko 1; käsittelykuvat). Näitä numeeriseen tarkasteluun otettuja kuvia nimitetään käsittelykuviksi.

Käytössä oli myös puolustusvoimain topografikunnan numeeriset ortokorjatut eli koordinaatistoon oikaistut ilmakuivat (OrtoCD) peruskarttalehdistä 2044 01 ja 2044 02. Kuvat oli skannattu niin, että maastoresoluutio oli 1 m (1 pikseli = 1 m). Kuvia käytettiin muiden ilmakuivien koordinaatistoon oikaisuun.

Petkelsuon alueelta on peruskarttoja (1: 20 000) eri vuosikymmeniltä (taulukko 2). Vanhin käsittelyyn saatu kartta oli venäläinen topografikartta 1870-luvulta. Karttoja käytettiin Petkelsuon maankäytön muutosten selvityksessä. Käytössä on

ollut myös numeerinen peruskartta-aineisto, joka kohdealueella pohjautuu vuoden 1989 peruskarttaan. Numeerista aineistoa käytettiin Petkelsuon alueluokituksessa ja kuvioinnissa.

Taulukko 2. Käytössä olleet maastokartat.

Vuosi	Karttalehti	Mittakaava	Tyyppi
1870 – 71	Hyvinkään: Ridasjärvi	1:42 000	Venäläinen topografikartta
1934	2044 01, 2044 02	1:20 000	Hyvinkään pitäjäkartta
1938	2044 02	1:20 000	Peruskartta
1940	2044 01	1:20 000	Peruskartta
1960	2044 01, 2044 02	1:20 000	Peruskartta
1989	2044 01, 2044 02	1:20 000	Peruskartta

3.2 Koealueiden kuviointi

Koealueiksi erotettiin Petkelsuolta kaksi aluetta (kuva 1). Koealue A on suon länsiosassa oleva ojitettu alue. Alue on kooltaan 500 m x 1000 m. Koealue B on suon keskustassa ja se on kooltaan 1000 m x 1000 m. Se on reunaosiaan lukuun ottamatta käsittelemätön. Koealueet ovat erilliset, koska kaikilta vuosilta ei ole kuvia, joissa molemmat alueet näkyisivät samassa kuvassa.

Koealueet ovat ympäristöoloiltaan ja käsittelytoimiltaan vaihtelevia. Muutosanalyysin tarkentamiseksi koealueilta erotettiin omiksi kuvioiksi ympäristöoloiltaan samanlaiset alueet. Erotuskriteereinä käytettiin karttatietojen avulla määritettäviä rajauksia sekä visuaaliseen ilmakuvatulkintaan perustuvia rajauksia. Visuaalisesti erotettavat kuvat rajattiin vuoden 1997 ilmakuvan perusteella ja tällöin rajattiin alueita, jotka kuvan perusteella ovat ympäristöoloiltaan yhtenäisiä.

Rajaukset tehtiin seuraavasti:

1. PerusCD:n avulla rajattiin maapohjan mukaan pellot, kivennäismaat ja suot omiksi alueikseen.
2. Ojien perusteella määritettiin "ojitettu suo 25 m" ja "ojitettu suo 50 m" alueet puskuroimalla alueen ojat 25 m ja 50 m vyöhykkeellä.
3. Koealueella A erotettiin omaksi kuviokseen navero-ojitetut alueet, joita olivat "ojitettu suo 25 m" -alueiden rajaamat navero-ojitetut alueet. Näillä alueilla ei erotettu aluetta "ojitettu suo 50 m".
4. Edellisten rajausten ulkopuolelle jääneet alueet tulkittiin luonnontilaisiksi soiksi ja ne jaettiin kuvioiksi visuaalisen tulkinnan mukaan niin, että saatiin puustoisuudeltaan ja suon mikrotopografialtaan yhtenäisiä alueita.

3.3 Menetelmät

Keidassoilla voidaan mustavalkoilmakuvissa havaita vaihtelua kosteuden, puustoisuuden ja pintakasvillisuuden suhteen. Kuivimmat alueet ovat puustoisia rämeitä, joissa puuston tiheys voi vaihdella sulkeutuneesta harvaan. Tällöin puiden latvukset ovat laajoja ja niiden varjossa olevan latvuksen osuus samoin kuin niiden varjostaman pinnan osuus on suuri. Tällaiset alueet näkyvät mustavalkoilmakuvilla tummina - valo-varjo mosaiikkina. Puuston harvetessa varjossa olevan alan osuus vähenee ja samalla valossa olevan alan osuus kasvaa. Puuston latvuston välistä alkaa näkyä pintakasvillisuutta. Varpukasvillisuus on värisävyiltään puiden valolatvuksen tasoa ja sara-tupasvillavaltainen kasvillisuus tai rahkasammalvaltainen kasvillisuus näkyy puiden valolatvuuksia selvästi vaaleampana. Varpuiset

isovarpu- ja rahkarämeet ovatkin ilmakuville erotettavissa tupasvillarämeistä. Puuston harvetessa alueen värisävyn ilmakuville muodostaa pääosin tai pelkäs- tään kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus. Mätäspintatason suhteellisen kuivat alueet ovat mustavalkoilmakuvilla tumman harmaita - keskiharmaita varpu- kas- villisuuden vallitessa. Välipintatason alueet ovat vaaleanharmaita tupasvillan tai rahkasammaleiden vallitessa. Mustavalkoilmakuvilla näkyy vaaleana vielä kuivim- mat *Sphagnum* -kuljunevat. Vesi taas näkyy mustavalkoilmakuvissa mustana, jo- ten märät kuljunevat ja allikot näkyvät ilmakuville tummina.

Mustavalkoilmakuvissa värisävyvaihtelu tekee siis täyden ympyrän tummista puustoisista alueista vaaleiden neva-alueiden kautta mustiin allikoihin. Ilmakuvi- en muokkaustoimet ja numeerinen tulkinta perustuvat tämän ympäristövaihte- lun mahdollisimman hyvään erottamiseen. Puustoisten kuivien alueiden ja vetis- ten märkien alueiden rinnastuminen kuitenkin sotkee muuten varsin selkeää har- maasävyvaihtelua niin, että kuvien numeerinen tulkinta on jossain määrin ongel- mallista. Muokkaustoimissa pyritään parantamaan kuvan laatua optimoiden ha- luttujen ominaisuuksien erottumista. Tulkinta taas pohjautuu nimenomaan edel- lä kuvattuun soiden ekologisten tilanteiden luokittamiseen.

3.3.1 Ilmakuvien skannaus ja oikaisu

Koealueiden kuvat skannattiin mustavalkoisten ilmakuvi- en paperikopioista A4- tasoskannereilla (taulukko 3). Koealueen B kuvia ei ole skannattu tähän kokeiluun vaan ne on alun perin skannattu käytettäväksi muissa kokeiluissa, josta johtuen kuvien skannaus- ja maastoresoluutio vaihtelee.

Skannatut kuvat oikaistiin koordinaatistoon ArcView ohjelman Image Ana- lyst laajennusosan avulla. Oikaisu toteutettiin oikaisemalla ensin vuoden 1978 kuva ortoCD:n avulla. Muut kuvat oikaistiin vuoden 1978 oikaistun kuvan avulla. Mui- ta kuvia oikaistaessa käytettiin tarvittaessa muitakin uusia oikaistuja kuvia tai ortoCD kuvaa apuna. Tällä tavoin käsitellyt kuvat tulivat koordinaatistoltaan kes- kenään samanlaisiksi.

Kuvien oikaisun ongelmana oli vähintään kahdelta kovalta tarkasti paikan- nettavien kohteiden löytyminen. Oikaisun kiintopisteinä jouduttiinkin usein käyttämään sijainniltaan epätarkkoja allikoiden reunuksia tm. luonnonkohteita. Kuvien oikaisussa koordinaatistoon pidetään tavoitteena yhtä pikseliä, jos kuvia käytetään eri ajankohdan kuvien vertailuun (Mikkola 1993). Tähän ei päästy vaan oikaisun tarkkuus jäi 1,5 – 4 pikselin eli 0,5 – 4 m maastotarkkuuteen. Kuvien tark- ka koordinaatistoon saanti olisi ollut edellytys, jotta kuvia olisi voitu analysoida varsinaisten muutosanalyysien avulla eli vertailla kuvien välisiä eroja pikseleiden välisiä muutoksia vertaamalla. Kuvien oikaisun jäädessä vaadittavaa tasoa hei- kommaksi tyydyttiin erotettujen luokkien kokonaispinta-alojen muutoksien tar- kasteluun.

Oikaistuista kuvista leikattiin koealueet ja tallennettiin ne 1 m maastoreso- luutioon. Numeerisissa analyyseissä käytetyissä kuvissa yksi pikseli siis vastaa 1 m² maastossa. Koealueen A kuvissa maastoresoluutio tällöin suureni mistä on seurauksena jyrkkien rajalinjojen loiventuminen ja pienipiirteisen vaihte- lun vähentyminen. Koealueella B maastoresoluutio taas pienentyi. Muutokset kuviin vaihtelivat eri kuvilla.

Taulukko 3. Käsittelykuvien skannaus.

Vuosi: kuva	Mittakaava	Skannausresoluutio (dbi)	Maastoresoluutio (m)
Koealue A			
1936: M1/14	1:10 000	600	0,42
1956: 5675/180	1:10 000	600	0,42
1978: 78117/11	1:10 000	600	0,42
1997: 97105/339	1:10 000	600	0,42
Koealue B			
1936: M1/45	1:21 000	236	2,26
1956: 5675/180	1:22 000	300	1,82
1978: 78117/11	1:10 000	300	0,84
1997: 97105/339	1:16 000	300	1,69

3.3.2 Ilmakuvien värisävyvaihtelun korjaus

Kuvan ottotilanteen sää- ja valaistusolot, kuvauksen vuoden- ja vuorokaudenaika ja lentosuunta suhteessa auringonvalon suuntaan vaikuttaa kuvan eri alueiden valaistusoloihin ja niin ollen värisävyvaihteluihin (Auvinen ym. 1997, Hyppänen 1999, Pohl & Genderen 1998, Pellikka 1998). Kuvan kehitysprosessi, käytetty filmi laatu, kehitys ja vedostus paperille vaikuttavat kuvan värisävyvaihteluun (Auvinen ym. 1997, Ihse 1993, Ihse ym. 1996). Kuvan värisävyvaihteluun vaikuttaa myös käytetyn optiikan laatu. Ilmakuvan keskusprojektiivisuus aiheuttaa kuvassa kohteiden säteittäissiirtymistä kuvan keskipisteestä laiduille päin (Auvinen ym. 1997, Hyppänen 1999, Pellikka 1998). Kohteet ikään kuin kallistuvat laiduille päin. Varsinkin vanhemmissa kuvauksissa heikompi optiikka aiheutti myös kuvien tummumista ja terävyyden heikkenemistä kuvan reunoilla (Hyppänen 1999, Pellikka 1998). Näistä eri tekijöistä aiheutuen samanlainen kasvillisuus yhden kuvan sisällä sekä eri kuvien välillä voi värisävyarvoiltaan vaihdella hyvinkin paljon. Visuaalisessa tulkinnassa nämä vaihtelut eivät useinkaan ole haittaavia koska ihminen pystyy huomioimaan ne tulkinnassaan. Numeerisessa tulkinnassa ne voivat sensijaan olla merkittäviä virhetekijöitä joiden korjaamiseen on kehitetty monenlaisia keinoja (Campbell 1996, Pellikka 1998, Pohl & Genderen 1998, ERDAS 1994).

Kuvien värisävyjen korjauksessa on korjattava kuvan sisäinen, saman ajankohdan eri kuvien välinen sekä eri ajankohdan kuvien välinen värisävyvaihtelu (Hyppänen 1999, Mikkola 1993, Pohl & Genderen 1998). Värisävyarvojen korjaukset pohjautuvat oletukseen, että samanlainen kasvillisuus pitäisi kuvissa näkyä samanvärisenä ja näin ollen kuvissa todettu värisävyvaihtelu aiheutuu nimenomaan virhetekijöistä. Korjaukset voidaan tehdä regressiomallinnuksen ja/tai sävyarvohistogrammien sovituksen avulla (Hyppänen 1999, Ihse ym. 1996, Mikkola 1993, Pellikka 1998).

Kuvien sisäinen värisävyvaihtelu korjattiin koealueen A vuoden 1936 kuvassa ja koealueen B vuoden 1956 kuvassa, joissa visuaalisesti tarkastellen havaittiin vaihtelua kuvien sisäisessä värisävyvaihtelussa. Muissa kuvissa selvää vaihtelua ei havaittu, joten värisävykorjauksia ei tehty. Värisävyjen korjaukset tehtiin Visual BASIC 6.0 ohjelmalla tehdyllä omalla ohjelmalla. Värisävykorjaukset toteutettiin ottamalla koko kuva-alueelta otospisteitä vaaleilta välipinta-alueilta. Olettaen otospisteet todellisilta väriarvoiltaan samanarvoisiksi ja erojen värisävyissä eri osissa kuvaa aiheutuvan kuvan erilaisista virhetekijöistä laskettiin regressioanalyysinä korjaustaso, jonka avulla tehtiin värisävyvaihtelultaan korjattu kuva.

Eri ajankohdan kuvien välinen värisävykorjaus tehtiin suhteellisen värisävy-skaalauksen avulla niin, että eri vuosien kuvat vastasivat värisävyvaihteluiltaan mahdollisimman hyvin toisiaan. Skaalaus tehtiin Visual BASIC 6.0 ohjelmalla tehdyn oman ohjelman avulla. Skaalaus tehtiin valitsemalla kuvilta tietyn värisävyn omaavat alueet suhteellisen skaalauksen vastinalueiksi. Periaatteena on, että samanlaisten kohteiden pitäisi eri kuvilla olla samaa värisävyä. Tämän aikaansaamiseksi kuvia pitää joko tummentaa tai vaalentaa. Vastinalueiksi valittiin vaaleat välipinta-alueet, jotka skaalattiin sävyarvoon 200. Koealueella A toiseksi vastinalueeksi valittiin puustojen varjo-alueet, jotka skaalattiin arvoon 20. Koealueella B toiseksi vastinalueeksi valittiin allikkoalueet, jotka skaalattiin sävyarvoon 0. Muut värisävyt skaalattiin lineaarisesti valittujen vastinalueiden avulla.

3.3.3 Ilmakuvien ohjattu luokitus

Koealueiden kuville tehtiin haluttujen ominaisuuksien luokitus ArcView ohjelman Image Analyst laajennusosan toiminnon "Find like Areas" avulla (ArcView 1996). Toiminto suorittaa yhden luokan ohjatun luokittelun käyttäen ns. laatikko-luokitusta (parallelepiped classification) (Campbell 1996, ERDAS 1994). Siinä luokitettavan pikselin värisävyarvoa verrataan luokan valitun tukialueen pikselien värisävyarvojen minimi- ja maksimiarvoihin. Jos pikselin väriarvo sijoittuu näiden väliin niin pikseli luokitetaan kyseiseen luokkaan. Kuvan jokainen pikseli siis joko kuuluu tai ei kuulu tutkittavaan luokkaan.

Koealueiden kuville muodostettiin luokituksen tukialueet käyttäen ArcView:n "Seed Tools" -toimintoa. (ArcView 1996). Siinä käyttäjä valitsee koealueelta ominaisuutta edustavan pikselin ja ohjelma luo pikselin naapuripikselien perusteella rajatun monikulmion, jonka sisällä pikselin väriarvot ovat tietyin kriteerein valitun lähtöpikselin mukaiset. Käyttäjällä voi määrittellä miten rajauksessa tarkasteltavan pikselin naapuripikselit huomioidaan määrittelemällä "Seed Tools Properties" valikosta etäisyyden, jolla naapuripikselit huomioidaan. Mitä suurempi etäisyys sitä laajemmalla alueella raja-arvot lasketaan.

ArcView:ssä luokitukset on tehtävä yksi luokka kerrallaan. Koealueilta luokitettiin omiksi luokikseen vaaleat välipinta -alueet ja tummat puusto -alueet. Vaaleina välipinta -alueina erotettiin ilmakuvalla vaaleanharmaina erottuvat alueet eli Petkelsuolla lähinnä Sphagnum-kuljunevat ja lyhytkorsinevat. Puusto -alueina erotettiin puiden varjolatvukset ja puiden varjostamat alueet. Luokan raja vedettiin niin, että harvapuustoisella alueella oleva yksittäisenkin ison männyn varjolatvus saatiin luokkaan mukaan. Vaaleita välipinta -alueita luokitettaessa tukialueita oli helppo löytää. Tukialue voitiinkin koealueella B tehdä kaikissa kuvissa samasta alueesta suon keskiosan neva-alueelta. Koealueella A välipinta-alueen tukialueita jouduttiin etsimään eri paikoista. Puusto -alueen tukialueiden etsintä oli ongelmallisempaa, koska koealueilla ei kaikissa kuvissa ollut sopivia laajoja puustoisia alueita. Tukialueiksi jouduttiinkin siksi valitsemaan useita eri puolilta kuvia muodostettuja alueita ja yksittäisiä puuryhmiä. Luokkarajoja laajennettiin siten, että välipintaluokan ylärajaa nostettiin niin, että kuvan kaikki luokkaa vaaleammat värisävyt tulivat mukaan. Puustoluokan alarajaa alennettiin niin, että kuvan kaikki luokkaa tummemmat värisävyt tulivat mukaan.

Luokituskuvat - välipinta -kuva ja puusto -kuva muunnettiin ArcView:ssa grid-teemoiksi ja yhdistettiin yhdeksi grid-teemaksi, jossa luokat välipinta, puusto sekä luokkiin kuulumattomat pikselit eli tausta. Tausta vastaa pääosin mätäs-pintakasvillisuutta.

Koealueella B erotettiin puustoluokan alueista avovesiallikot omaksi allikko-luokakseen. Erotus tehtiin Corel Draw 8.0 ohjelmalla siten, että luokitetusta kuvasta erotettiin ne puusto-alueet, jotka alkuperäisen kuvan mukaan visuaalisesti tarkastellen todettiin avovesiallikoiksi. Avovesiallikoiksi katsottiin jokainen kulju-

allikko -alue, jossa havaittiin selvä avovesialue. Luokitus haluttiin pitää kapeana, joten mätät, lähes vesipintaiset kuljut rajattiin luokan ulkopuolelle samoin kuin kaikki muutenkin epäselvät tapaukset. Jos kulju-allikko -alueella oli selvä avovesialue, niin tällaisella alueella avovesialueeksi luettiin myös vetiset sammalpintaiset alueet eli ilmakuvalta tumman harmaina näkyvät alueet. Tällä tavoin rajanveto saatiin visuaalisesti tulkiten eri kuvilla yhdenmukaiseksi.

Koealueella A ei allikoita erotettu koska sieltä ei ollut erotettavissa selviä avovesialueita. Alueella esiintyi joillain käsittelykuvilla kuitenkin vetisiä kuljupintoja.

Allikoista tehtiin ArcView-ohjelmassa myös vektoritiedosto, jossa jokainen käsittelykuvassa erotettu allikko on omana polygoninaan. Vektoritiedostoa käytettiin selvittämään allikoiden kokojakaumaa ja lukumääriä eri ajankohtina.

Lopullisissa analyysikuvissa erotettiin neljä luokkaa: allikko-, puusto-, välipinta- sekä mätäspintaluokka. Luokkia kutsutaan jäljempänä biotooppiluokiksi.

3.3.4 Luokituksen testaus

Ohjatun luokituksen oikeellisuuden testauksen suoritti Seppo Tuominen visuaalisen tulkinnan avulla, perustuen Petkelsuon hyvään maastotuntemukseen. Luokitusten oikeellisuuden testaamiseen tehtiin oma ohjelma Visual BASIC 6.0 ohjelmalla. Jokainen luokituskuva testattiin niin, että siltä valittiin satunnaisesti pisteitä - pikseleitä, jotka paikannettiin vastaavalle mustavalkoilmakuvulle. Valittujen pikseleiden kuulumisen johonkin biotooppiluokkaan määritettiin visuaalisesti pikselin ja sen viereisten pikseleiden tekstuurin ja värisävykontrastien avulla. Jokaisesta kuvan luokasta otettiin satunnaispisteitä kunnes oli saatu 100 oikeaan luokkaan kuuluvaa pistettä. Luokituksen oikeellisuutta kuvattiin oikein määritettyjen pikseleiden prosenttiosuutena luokan kaikkien määritettyjen pikseleiden määrästä. Virheellisesti määritetyksi piste katsottiin, jos se visuaalisen tulkinnan perusteella selvästi kuului johonkin toiseen luokkaan. Puustoluokassa, joka määritettiin puun varjolatvuksen ja puun varjon alueeksi, virheelliseksi katsottiin puun valossa olevaan latvukseen kuuluva piste, sekä visuaalisesti mätäspintaan tai nevapintaan kuuluvaksi katsottu piste. Mätäspintaluokkaan katsottiin kuuluvaksi keskiharmaa - värisävyyn kuuluva, visuaalisesti suon mätäspinnalla olevaksi määritetty piste, joka ei ollut puuston varjoalueella. Välipintaluokkaan luettiin visuaalisesti nevalueella olevaksi määritetyt pisteet. Pisteitä visuaalisesti luokitettaessa määritettiin myös tarkemmin niiden kuulumisen erilaisiin ympäristöihin. Esim. puustoluokassa erotettiin pisteen kuulumisen varjolatvuksen, sammaleiseen allikkoon tai tummaan mätäspintaan. Puustoluokkaan on luettu mukaan puun latvuksen varjossa olevat mätäspinta-alueet. Ne olisi ollut hyvä saada erotettua omaan ympäristöönsä mutta niitä ei voitu visuaalisessa tulkinnassa erottaa puiden varjolatvuksista.

Tulokset

4.1 Maankäytön muutokset Petkelsuon alueella

Petkelsuon alueen kartoista ja ilmakuvista selvitettiin suon ympäristön raivausta pelloksi ja suon ojitusta (kuva 2). Muutoksia puustoisuudessa ja allikkoisuudessa voitiin myös tarkastella ilmakuvilta.

4.1.1 Suon raivaus

Petkelsuon alkuperäiseen suoalueeseen voidaan katsoa kuuluneen ne maaperältään turvepohjaiset alueet, jotka ovat liittyneet nykyiseen suoalueeseen (kuva 1). Maaperäkarttojen (Maaperäkartta 2044 01 ja 2044 02 1989) mukaan alkuperäisen suoalueen koko oli 500 ha. Venäläisen topografikartan ja vuoden 1936 peruskartan mukaan suoalue on ollut jonkinverran laajempi.

Petkelsuon lounais- ja eteläreunoilla oli jo 1870-luvulla niittyjä ja laitumia. Suon pohjois- ja itäosat olivat tuolloin reuna-alueiltaan vielä käsittelemättömiä.

Suon reuna-alueet raivattiin pääosin ennen 1930 -lukua. Suon lounais- ja eteläosassa Kalbergin-Tirmun alueella raivauksia jatkettiin vielä 1930-luvulla. Alkuperäisestä suoalueesta oli tuolloin raivattu pelloiksi, niityiksi tai laitumiksi 64 ha (13 %). Pohjoisessa Säkki- ja Koivuniemen tilat perustettiin vasta 1940-50 luvulla. Myöhemmin suon reuna-alueita on raivattu vain vähän. Vuoden 1961 peruskartan perusteella vielä 18 ha (3,6 %) suoalueesta raivattiin pelloksi. Alkuperäisestä suoalueesta on 24 ha (4,8 %) muuttunut ojituksen jälkeen niin, että sitä ei enää vuoden 1989 peruskartassa ole merkitty suoksi. Alue on ollut aikoinaan Kytä- ja Keihäsjokien tulvavesien vaikutuksen alaista ohutturpeista suota.

Petkelsuolla reuna-alueiden raivaus on ollut niin intensiivistä, että nykyisestä suoalueen reunasta on käsittelemättömiä vain 6,3 % kahdessa pienessä osassa suon etelä- ja itäreunalla. Muualla suoalue rajautuu ympäristöön, joko ojitetun alueen kautta (73,4 %) tai luonnontilainen suoalue rajautuu yksittäisen reunaosan kautta ympäristöön (20,3 %).

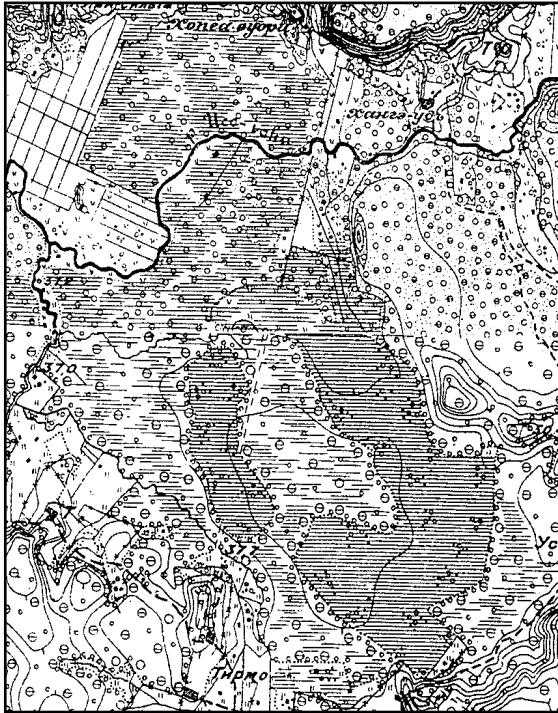
4.1.2 Ojitus

Suolla on ollut kaksi luonnontilaista puroa. Eteläisempi perattiin ja sen ympäristö raivattiin pelloksi jo ennen 1930 -lukua. Pohjoisemman, suon keskiosista alkavan puron alajuoksu perattiin samoin 1930-luvulla. Puron latvaosa on edelleen luonnontilainen.

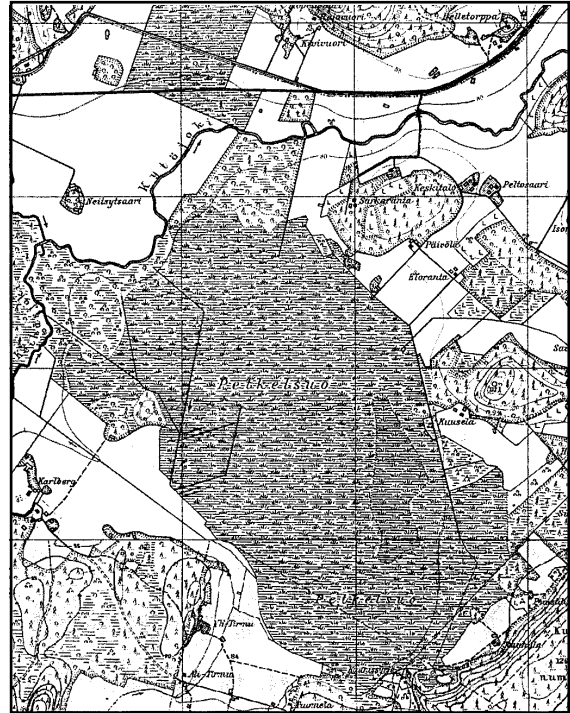
Venäläiseltä topografikartalta vuodelta 1870 - 71 ei ole erotettavissa selviä oja Petkelsuon alueella. Pitäjäkartassa 1934 suon itäreunaan oli jo kaivettu oja allikkoalueen itäpuolelta Kytäjokeen. Oja rajasi jo tuolloin suon itä- ja koillisreunan muodon. Suon länsipuolen ojitukset aloitettiin 1930-luvun lopulla. Pitäjäkarttaan 1934 oja ei länsipuolelle ole merkitty, mutta vuoden 1936 ilmakuvassa ja vuosien 1938 ja 1940 peruskartoissa oli jo yli 5 km oja nykyisen suon alueella. Koealueen A eteläosan tiheän ojituksen alue ojitettiin 1930-luvun lopulla. Länsipuolen ojituksia jatkettiin 1950 - 60 -luvulla. Ilmakuvassa vuodelta 1956 länsipuolen pääojat ovat jo näkyvissä mutta vasta vuoden 1978 ilmakuvassa Petkelsuon ojitus on nähtävissä

nykyisen laajuisena. Länsipuolen navero-ojatin ovat nähtävissä vuoden 1978 il-
 makuvassa. Vastaavasti suon itäpuolen ojat on kaivettu pääosin ajanjaksolla 1956 -
 78. Allikkoalueelle ulottuva oja on nähtävissä jo vuoden 1956 ilmakuvassa. Kaikki-
 aan Petkelsuon nykyisen suoalueen rajauksen sisällä on noin 24 km avo-ojia. Sen
 lisäksi alueella on useita kilometrejä navero-ojia.

1870 - 71



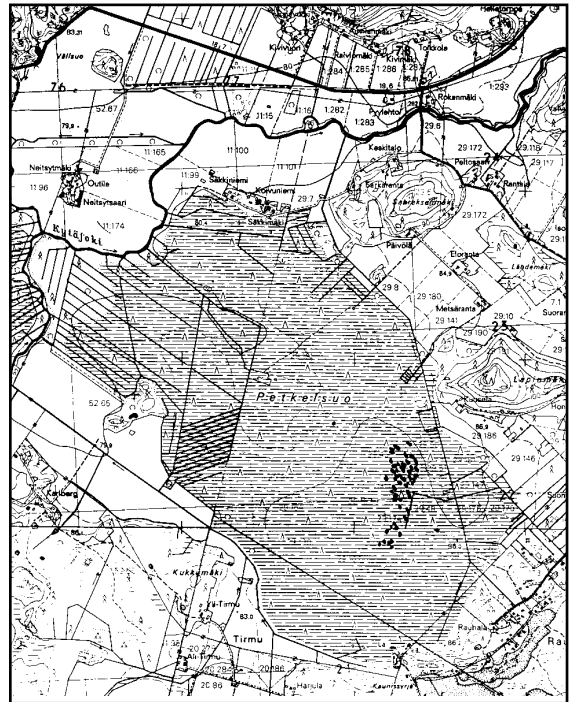
1938 - 40



1960



1989



Kuva 2. Petkelsuon alue eri kartoissa 1870 - 1989. Pohjakartat © Maanmittauslaitos, lupa nro 167/MYY/01.

4.1.3 Muu metsätaloustoiminta

Metsätaloustoiminta on liittynyt selvästi ojitetuille alueille. Suon länsipuolen mäntykuusi-sekapuuston alueella on 1998/1999 talvella suoritettu harvennushakkuut. Puustoa on harvenneltu navero-ojitetulla alueella suon länsipuolella ajanjaksolla 1984 - 1997. Muutoin suon alueella ei ole havaittavissa hakkuiden jälkiä

Suon puustoisuus on ollut vanhoissa ilmakuvissa niin vähäinen ja puuston kasvu myöhemmin niin voimakasta, että on hyvin kuviteltavissa, että suon puusto on hakattu ennen ensimmäisten ilmakuvien ottoa 1936. Suon vähäpuustoisuus voisi selittyä myös metsäpalon seurauksena.

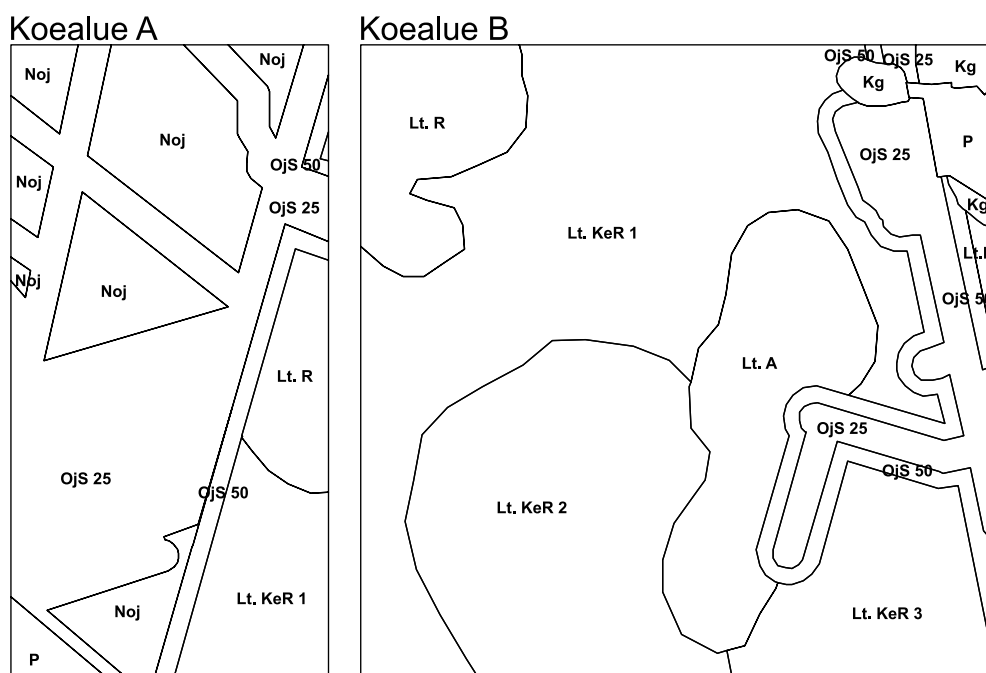
4.1.4 Turpeennosto

Petkelsuon alueella on harjoitettu pienimuotoista turpeennostoa lähinnä kotitarvekäyttöön. Vuoden 1960 peruskartassa alueella näkyy 8 pientä turvehautaa. Niistä 6 on suon koillisreunalla. Vuoden 1989 peruskartassa oli merkittynä enää vain yksi turvehauta. Turvehaudat ovat olleet pieniä eikä niistä ole otettu kovin paljon turvetta. Suurimmaksi osaksi ne ovat kasvittuneet umpeen. Suurin turvehauta (vaikutusalueineen noin 1 ha) on ollut suon keskellä koealueen A koillisosassa oleva hauta, joka näkyy jo vuoden 1936 kuvassa lähes nykyisen laajuisena. Hauta on kohtuullisen syvä ja se on edelleen maastossa selvästi erotettavissa.

Turvekaivantojen yhteydessä on suoalueella ollut myös latoja. Kaikkiaan latoja tai pieniä rakennuksia on suoalueella ollut kymmenkunta. Jo pitkälle lahonneita pienten rakennelmien jäänteitä löytyi myös hautojen ulkopuolelta luonnon-tilaiselta suoalueelta.

4.2 Koealueiden erotetut kuviot

Koealueet kuvioitiin ympäristöoloiltaan yhtenäisiin alueisiin maapohjan ja ojitustilanteen mukaan (kuva 3). Kuviointia tarkennettiin vuoden 1997 ilmakuvan visuaalisen tulkinnan avulla. Koealueet rajattiin tässä tutkimuksessa varsin isoiksi, koska



Kuva 3. Koealueiden kuviointi. Kuvioityyppien selitykset taulukossa 4. Koealue A on kooltaan 500 m x 1000 m ja koealue B 1000 m x 1000 m.

haluttiin saada kokemusta laajempien alueiden rutiiniluonteisesta tulkinnasta. Tästä aiheutui, että kummallakin koealueella mukaan tuli myös muita kuin suoalueita. Kaikkiaan koealueilta erotettiin 11 kuviotyyppiä (koealue A 6 tyyppiä ja koealue B 10 tyyppiä) (taulukko 4). Koealueella A oli yksi peltokuvio (1,0 ha) ja koealueella B yksi peltokuvio (1,7 ha) ja kolme kangasmaakuviota (0,5 ha). Nämä kuviot on jätetty muutostarkasteluissa ulkopuolelle. Muuten koealueiden kuviot olivat soita.

Koealue A edustaa intensiivisesti ojitettua aluetta. Normaalin avo-ojaverkoston lisäksi alueella on tiheää navero-ojitusta, joten ojitus on ollut hyvin tehokas. Koealueen pohjoisosassa alkujaan keidasrämettä ollut alue on ojituksen seurauksena muuttunut jo varpu-jäkäläturvekankaaksi ja sen puustoa on jo harvennettu. Koealueella luonnontilaista aluetta on vain alueen kaakkoisosassa (noin 20 % koealasta), josta on erotettu omiksi kuvioikseen keidasrämealue (Lt.KeR1) ja isovarpurämealue (Lt.R).

Taulukko 4. Petkelsuon A ja B -koealueiden kuviotyypit ja kokonaispinta-alat vuoden 1997 ilmakuvan tilanteen mukaan. Kuviotyyppien lyhenteet on ilmoitettu sulkeissa.

Kuviotyyppi	Kuvaus	Koealue A (ha)	Koealue B (ha)
Luonnontilainen keidasräme 1 (Lt.KeR1)	Harvapuustoinen; suon pintarakennemosaiikki selvä; mätäspinta vallitsee.	8,2	34,0
Luonnontilainen keidasräme 2 (Lt.KeR2)	Hyvin harvapuustoinen; suon pintarakennemosaiikki selvä; kulju- ja välipinta vallitsee.	-	20,3
Luonnontilainen keidasräme 3 (Lt.KeR3)	Hyvin harvapuustoinen – harvapuustoinen; suon pintarakenne epäselvä; kulju- ja välipinta vallitsee.	-	9,4
Luonnontilainen räme (Lt.R)	Kohtalaisen runsaspuustoinen, ei selvää suon pintarakennemosaiikkia.	4,1	7,0
Luonnontilainen korpi (Lt.K)	Yli 50 m etäisyydellä ojista oleva suon reuna-alueen turvemaapohjainen puustoinen alue joka maastossa määritetty korveksi.	-	0,5
Luonnontilainen allikkoalue (Lt.A)	Suon keskustan avovesipintaisten allikoiden alue. Allikoiden ympäristö puustoltaan vaihtelevaa keidasrämettä. Puusto paikoin varsin kookasta.	-	11,7
Navero-ojitettu alue (Noj)	Oijen rajaama navero-ojitettu turvemaa-alue. Oijen väli noin 50 m. Rajaus kaavamainen niin, että ympäristöoloiltaan erilaisia suoalueita (isovarpuräme, keidasräme) ei erotettu.	12,2	-
Ojitettu suo 25 m vyöhyke (OjS 25)	Alle 25 m etäisyydellä ojasta oleva turvemaa-alue. Alue on rajattu kaavamaisesti oijen mukaan. Alkuperäiseltä suotyypiltään isovarpu- tai keidasrämettä.	21,5	7,9
Ojitettu suo 50 m vyöhyke (OjS 50)	25 - 50 m etäisyydellä oleva turvemaa-alue. Alue on rajattu kaavamaisesti oijen mukaan niin, että ympäristöoloiltaan erilaisia suoalueita (isovarpuräme, keidasräme) ei erotettu.	3,0	5,7
Kangas (Kg)	Kangasmaapohjainen puustoltaan vaihteleva alue.	-	0,5
Pelto (P)	Peltoalue.	1,0	1,7
Yhteensä		50,0	100,0

Koealue B edustaa tyypillistä eteläsuomalaista luonnontilaista keidassuoaluetta, jossa suolla on muutamia yksittäisiä oja suon keskusta sekä suon laide on ojitettu. Ojitetun suon osuus koealalla on noin 15 %. Koealueen luonnontilainen keskusta on ilmakuvaan avulla jaettu viiteen kuvioon lähinnä alueiden puustoisuuden ja suonpintatasojen mosaiikkirakenteen perusteella. Keskustan allikkoalue on oma kuvionsa (Lt.KeR1). Samoin keidasrämeeen harvapuustoisempi keskusta on erotettu omiksi kuvioikseen (Lt.KeR2 ja Lt.KeR3).

4.3 Numeerinen kuvien luokitus

Muodostetun luokituksen oikeellisuutta testattiin luokittamalla satunnaisesti valittuja pisteitä visuaalisesti erotettuihin biotooppiluokkiin. Tällöin pisteen biotooppiluokka katsottiin oikeaksi jos se visuaalisesti tarkastellen luokitettaisiin vastaavaan luokkaan ja vastaavasti vääräksi jos se luokitettaisiin johonkin toiseen luokkaan. Oikeellisuutta on tarkasteltu erikseen vuosien 1936 - 1997 kuvissa ja vuosien 1956 - 1997 kuvissa. Näin siksi, että vuoden 1936 kuva on laadultaan selvästi heikompi kuin muut kuvat.

Luokituksen oikeellisuus oli keskimäärin 92,9 % ja jos vuoden 1936 kuva jätetään ulkopuolelle keskimääräinen tarkkuus oli 93,9 %. Koealueella B luokituksen oikeellisuus oli heikompi kuin koealueella A (taulukko 5). Tämä on oletettavasti seurausta siitä, että koealueella B skannausresoluutio oli 2 - 3 kertaa heikompi kuin koealueella A. Heikompi resoluutio lisää tässä tapauksessa vaihettumapikseleiden määrää. Nämä vaihettumapikselit heikentävät erityisesti välipinta- ja mätäspintaluokkien oikeellisuutta. Tämä ero näkyy erityisesti vuoden 1936 kuvissa koealueen A ja B erona.

Puustoluokka on luokitunut oikein varsin hyvin. Koealueella A oikein oli luokitunut 95,4 % (97,1 % vuoden 1936 kuva pois lukien) luokan pikseleistä. Koealueella B oikein oli vastaavasti luokitunut 90,3 % (94,4 %). Virheellisesti luokituneet pikselit olivat valolatvus-, kermi- ja välipintapikseleitä. Luokan hyvä oikeellisuus oli odotettavaa koska luokka pyrittiin rajaamaan varsin tiukasti tummaa varjolatvusta kuvaavaksi. Koealueen B heikompi oikeellisuus voidaan osin selittää kuvien heikommalla resoluutiolla.

Taulukko 5. Koealueiden luokitettujen pikseleiden oikeellisuus. Oikeellisuutta verrattiin tarkastelemalla satunnaisesti valittujen pikseleiden biotooppiluokkaa visuaalisesti määritettyyn biotooppiluokkaan. Luku ilmoittaa luokan oikein määritettyjen pikseleiden prosenttiosuuden luokan kaikista määritetyistä pikseleistä.

	Puusto-	Välipinta-	Mätäs-	Allikko-	Keskiarvo
Koealue A					
1936	90,2	98,9	88,5		92,5
1956	100,0	93,1	94,3		95,8
1978	95,2	88,3	96,2		93,2
1997	96,2	98,1	94,3		96,2
Keskiarvo 36 - 97	95,4	94,6	93,3		94,4
Keskiarvo 56 - 97	97,1	93,2	94,9		95,1
Koealue B					
1936	78,1	78,7	91,7	100,0	87,1
1956	92,6	88,5	87,0	100,0	92,0
1978	92,6	85,5	90,1	100,0	92,0
1997	98,0	84,0	96,2	98,0	94,0
Keskiarvo 36 - 97	90,3	84,2	91,3	99,5	91,3
Keskiarvo 56 - 97	94,4	86,0	91,1	99,3	92,7

Välipintaluokka on luokittunut koealueella A oikein 94,6 % ja koealueella B 84,2 %. Vastaavat luvut kun vuoden 1936 kuva jätetään pois ovat 93,2 % ja 86,0 %. Virheellisesti luokittuneet pikselit on luokitettu valolatvus- ja kermipikseleihin. Pikselin luokittaminen visuaalisesti on varsinkin tässä luokassa ongelmallinen, koska ilmakuville kermin ja kuljujen rajanveto on hyvin subjektiivinen. Rajanveto perustuu paljolti paikalliseen pikseleiden värisävyvaihteluun, josta johtuen kuljualueiden erottaminen on visuaalisesti helpompaa kuin numeerisessa luokituksessa, jossa rajanveto tehdään koko kuva-alueelle saman värisävyarvon avulla. Mätäspintaluokka on luokittunut koealueella A 94,9 % ja koealueella B 91,1 % oikein. Koealueen A osalta vuoden 1936 kuvan luokituksessa oikein luokitettujen pikseleiden osuus oli vain 88,5 % mikä oli selvästi muiden kuvien luokituksia heikompi. Mätäspintaluokka oli nyt tehdyssä luokituksessa "taustaa", joten sen muita luokkia heikompi oikein luokitettujen pikseleiden osuus oli odotettua. Virheellisesti luokitettut pikselit olivat luokitettuneet puusto- ja välipintaluokkaan.

Satunnaisesti valituilta pisteiltä määritettiin myös tarkemmin pikselin kuuluminen eri ryhmiin luokan sisällä. Näin saatiin tarkempaa tietoa siitä minkälaista ympäristöä luokka tosiasiallisesti edustaa.

Puustoluokassa erotettiin omiksi ryhmikseen varjopuusto-, allikko-, paljaan turpeen sekä tarkemmin määrittämättömät tummat alueet. Paljaan turpeen alueita olivat ojat ja niiden penkat. Ryhmien osuudet jakautuivat niin, että vuosien 1956 kuvissa yli 85 % ja vuosien 1978 ja 1997 kuvissa yli 95 % luokan pikseleistä määritettiin varjopuuston ryhmään. Suurin vaihtelu oli vuoden 1936 kuvissa, jossa vain kolmannes pikseleistä luokitettiin varjopuustoon. Koealueella A vuoden 1936 kuvassa ojiksi luokitettiin 55,5 % ja allikoiksi 8,2 %. Koealueella B vuoden 1936 kuvassa allikoiksi luokitettiin 21,2 % ja määrittämättömiksi jäi 48,9 %. Myös vuoden 1956 kuvan alhainen varjopuustoryhmän osuus selittyy kohtalaisen suurella allikko- ja tarkemmin määrittämättömän ryhmään luokitettujen pikseleiden määrällä. Koska puustoluokka erotettiin värisävyyn perusteella ei ojapikseleiden mukaan tuloa voida pitää virheellisenä, mutta erotettu luokka on kuitenkin ympäristöoloiltaan varsin heterogeeninen. Vuosien 1956, 1978 ja 1997 tapauksessa luokan voidaan kuitenkin katsoa ilmentävän hyvin kohtalaisen kookkaan puuston aluetta, jossa puiden latvustot ovat niin isoja, että alueella erottuu varjolatvuston ja puuston varjon alueita.

Välipintaluokassa erotettiin omiksi ryhmikseen varsinaisia lyhytkorsineva- ja kuljuneva -alueita, puustoisten alueiden avoimia tupasvilla- ja saravaltaisia alueita sekä peltoja. Nämä ryhmät käsittivät luokan pikseleistä koealueen A kuvissa yli 85 % ja koealueen B kuvissa yli 75 % luokan pikseleistä. Kohtalaisen alhaiseksi jäänyt luokitusprosentti johtui siitä, että luokkaraja mätäspintaluokkaan oli vähittäinen ja hyvin subjektiivinen. Visuaalisessa luokittelussa luokan pikseleistä luokitettiin koealueella A keskimäärin 6 % ja koealueella B 14 % mätäspintaluokkaan.

Mätäspintaluokassa erotettiin omiksi ryhmikseen varpuvaltaisten kermien alueet, puustoisten alueiden varpuvaltaiset alueet sekä puuston valolatvusten alueet. Luokan pääryhmänä pidettiin avoimia varpuvaltaisia alueita. Vanhemmissa kuvissa käytännöllisesti katsoen kaikki pikselit luokitettiin avoimiin varpuvaltaisiin alueisiin. Puuston runsastuessa yhä suurempi osuus pikseleistä luokitettiin puuston valolatvukseen. Koealueella A vuosien 1978 ja 1997 kuvissa 72 % luokan oikein määritetyistä pikseleistä luokitettiin valolatvustoon. Koealueella B puuston osuus on pienempi ja vastaavaa muutosta ei ole havaittavissa. Vuoden 1997 kuvassa kuitenkin luokan oikein määritetyistä pikseleistä 20 % oli valolatvustoksi luokitettuja. Koealueella A luokka onkin hyvin heterogeeninen mutta koealueella B luokka on kohtuullisen homogeeninen.

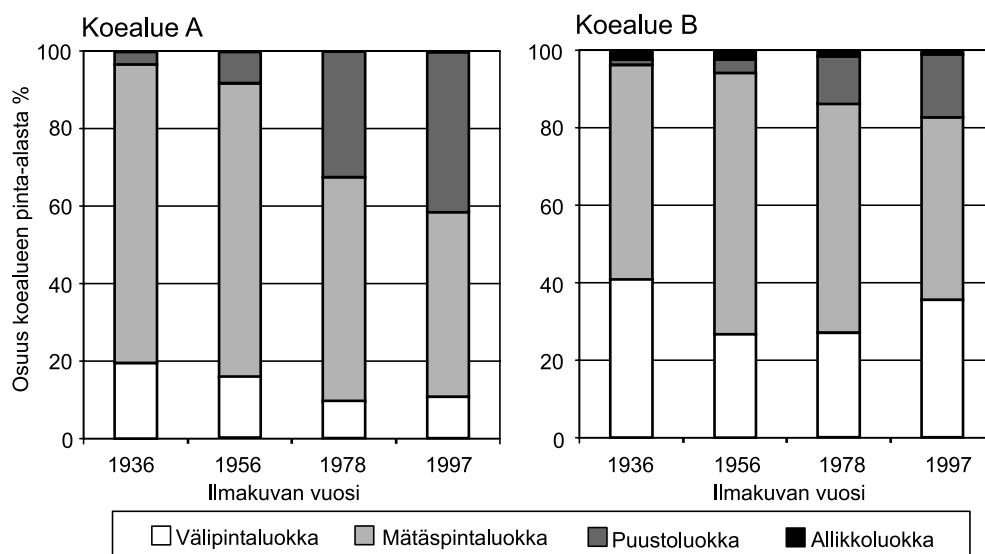
4.4 Biotooppiluokkien muutokset numeerisen tulkinnan mukaan

Puustoluokan osuus on lisääntynyt vuodesta 1956 vuoteen 1997 koealueella A 33 % ja koealueella B 13 % (taulukko 6; kuvat 4 ja 5). Koealueella A lisäys on tapahtunut pääasiassa ojitetuilla kuvioilla. Vuosien 1936 ja 1956 välillä ei ole havaittavissa suurta muutosta puustoluokan osuudessa ojitetuilla kuvioilla, eikä ojitustilanteeseen ole muuttunut tämän 20 vuoden aikana. Koska ojitettujen kuvioiden rajausta on tehty vuoden 1997 ilmakuvalle perusteella, on vuosien -36 ja -56 kuvissa mukana myös ojittamattomia osia (yhteensä 15 ha). Voimakkain puustoluokan osuuden kasvu (27 %) osuu vuosien 1956 ja 1978 välille, jolloin pohjois- ja eteläosan ojittamattomat keidasrämeet navero-ojitettiin. Puustoluokan osuus ojitetuilla kuvioilla on edelleen kasvanut viimeisen 20 vuoden aikana, mutta kasvu on ollut selvästi vähäisempää (6 % vuodesta 1978 – 1997). Navero-ojitetulla alueella puustoluokan osuus on vähentynyt nelisen prosenttia viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana (taulukko 7), johtuen alueella tehdyistä harvennushakkuista.

Koealueen A luonnontilaisella osalla puustoluokan osuus on vuosina 1936 ja 1956 hyvin pieni, alle 3 % koko pinta-alasta. Selvin muutos osuudessa on tapahtunut vuosien 1956 ja 1978 välillä. Muutos tulee erityisen selvästi esiin koealueen keskiosan luonnontilaisella rämeellä (Lt.R), jossa puustoluokan osuus kasvaa tuona aikana 7 %:sta 46 %:iin. Myös koealueen kaakkoiskulman luonnontilaisella keidasrämeellä (Lt. KeR1) puustoluokan osuus kasvaa, mutta suurin muutos (20 % kasvu) ajoittuu vuosien 1978 ja 1997 välille. Puustoisuus on lisääntynyt erityisesti keidasrämeen ojitusalueeseen rajautuvassa osassa ja eteläosan kermeillä, mutta muutoin kuvio on edelleen kohtuullisen vähäpuustoista, verrattuna pohjoispuolella olevaan ojittamattomaan rämekuvioon (kuvat 6 ja 7).

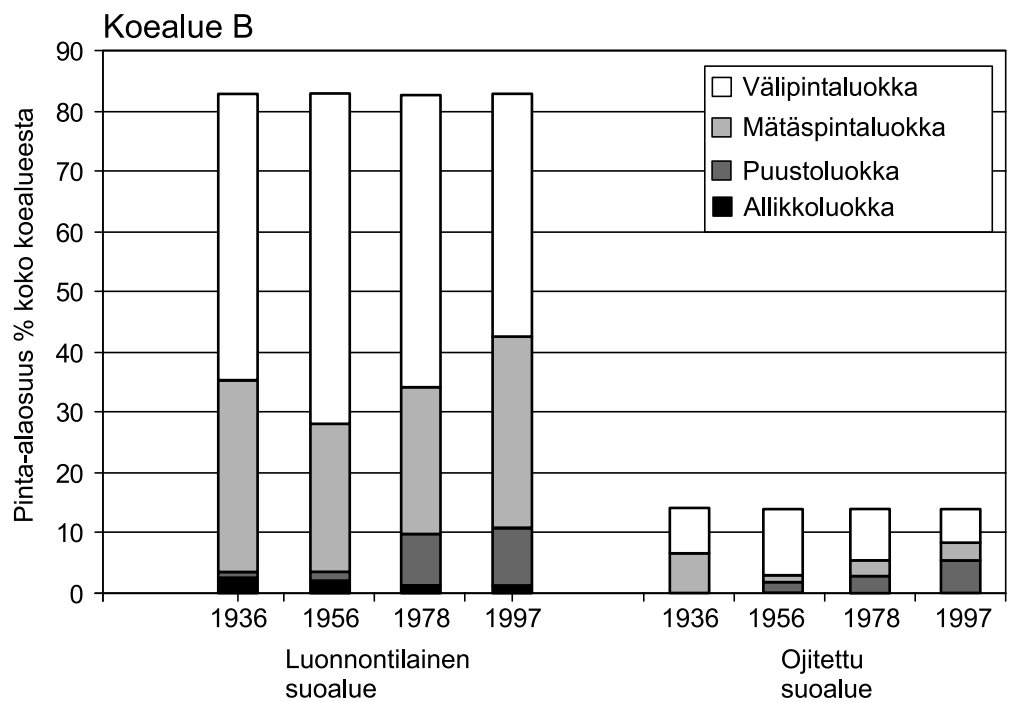
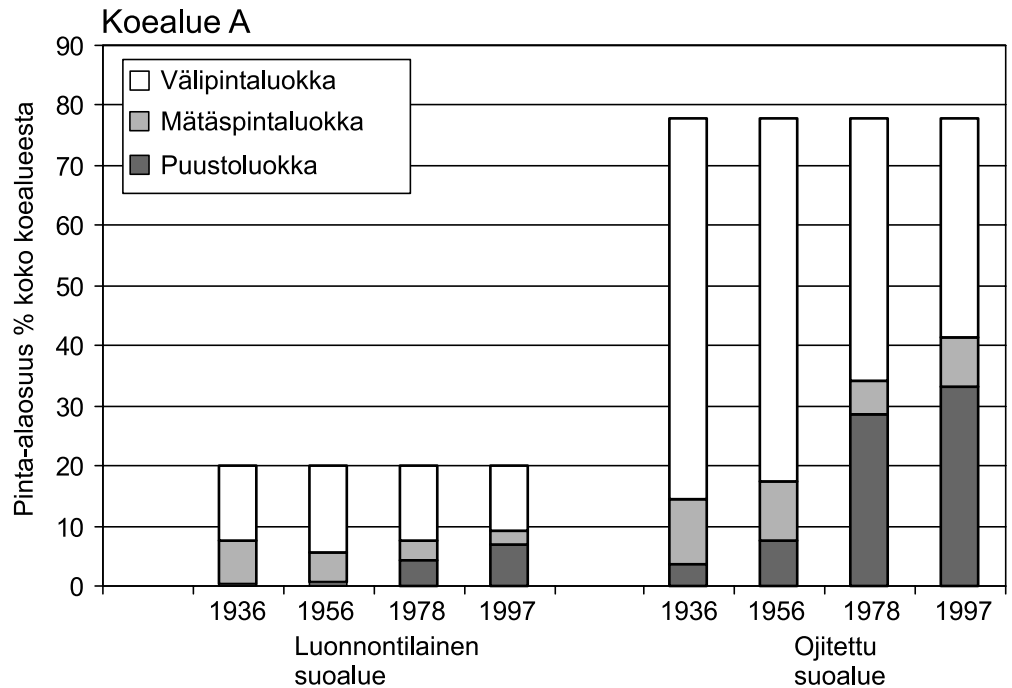
Myös koealueella B puustoluokan osuuden suhteellinen kasvu on ollut suurempaa ojitetulla (26 % vuodesta 1956 – 1997) kuin luonnontilaisella osalla (10 %), ja osuus luonnontilaisella osalla on tällä hetkellä selvästi alhaisempi (11 %) kuin ojitetulla osalla (37 %). Ojitetuilla kuvioilla pääosa puustoluokan osuuden lisääntymisestä keskittyy itäosan ojitusalueelle ja allikkoalueella osuus on lisääntynyt lähinnä aivan ojan välittömässä ympäristössä.

Puustoluokan osuus on kasvanut koealueen B luonnontilaisella osalla koko tarkasteluajanjakson ajan, mutta suhteellisesti suurin muutos ajoittuu vuosien 1956 ja 1978 välille. Suurin muutos on tapahtunut koealueen luoteiskulman luonnontilaisella rämeellä (Lt. R), jossa luokan osuus kuvion pinta-alasta kasvoi vuodesta 1956 vuoteen 1978 43 %. Mutta myös ojittamattomilla keidasrämeillä puustoluo-



Kuva 4. Biotooppiluokkien osuudet Petkelsuon koealueella A ja koealueella B eri ilmakuville 1936 - 1997.

kan osuus on selvästi lisääntynyt. Puustoluokan osuus on säilynyt vähäisenä koealueen etelä- ja kaakkoisosan keidasrämeillä (Lt. KeR2, Lt. KeR3), joissa osuus on lisääntynyt alle prosentista noin kuuteen prosenttiin tarkastellun 60 vuoden aikana. Pääsääntöisesti luonnontilaisen suon nevapintoja (rahkasammalvaltaiset kuljut ja lyhytkortiset nevat) ja ojitusalueiden jäkälä- tupasvillavaltaisia alueita sisältävän välipintaluokan määrässä tapahtuneet muutokset ovat olleet vähäisempiä kuin puustoluokan muutokset. Koealueen A ojitetulla osalla välipintaluokan osuus on ensin vähentynyt vuodesta 1956 vuoteen 1978, jolloin kuvion keskiosien keidasrämeen välipinnat hävisivät ojituksen seurauksena. Vuosien 1978 ja 1997 välillä osuus jälleen lisääntyi, kun länsiosan puustoa on harvennettu ja ojalinja avattu, jolloin tupasvillavaltainen kasvillisuus on tullut näkyviin.



Kuva 5. Biotooppiluokkien pinta-alaosuudet koealueilla A ja B vuosina 1936 - 1997. Suo on jaettu luonnontilaiseen ja ojitettuun suoalueeseen vuoden 1997 ilmakuvan tilanteen mukaan.

Taulukko 6. Biotooppiluokkien pinta-alaosuudet koealueilla vuosina 1936 - 1997. Biotooppiluokkien osuudet on ilmoitettu erikseen luonnontilaiselta alueelta ja ojitetulta alueelta sekä koko koealueelta (rajaus vuoden 1997 peruskartan mukaan). Osuudet on ilmoitettu biotooppiluokan pinta-alan prosenttiosuutena tarkastelualueen pinta-alasta.

Tarkastelualue	Koealue A			Koealue B			
	Puusto-	Välipinta-	Mätäspinta-	Puusto-	Välipinta-	Allikko-	Mätäspinta-
Luonnontilainen suoalue							
1936	0,90	36,55	62,56	1,01	38,79	2,68	57,52
1956	2,95	24,48	72,58	1,44	29,84	2,62	66,10
1978	20,57	16,53	62,91	10,42	29,14	1,80	58,64
1997	35,16	10,64	54,20	11,49	38,64	1,21	48,65
Ojitettu suoalue							
1936	4,44	14,30	81,26	0,51	46,15	2,05	51,28
1956	9,72	12,42	77,86	11,52	6,24	1,54	80,70
1978	36,61	7,29	56,11	19,37	19,30	1,32	60,01
1997	42,55	10,59	46,85	37,42	21,50	0,88	40,21
Koko koealue							
1936	3,60	19,50	76,90	1,10	41,20	2,50	55,20
1956	8,20	15,80	76,00	3,50	26,60	2,40	67,70
1978	32,70	9,40	57,90	12,30	28,80	1,70	57,30
1997	41,60	10,60	47,80	16,30	36,60	1,10	46,00

Koealueen A luonnontilaisella osalla välipintaluokan osuus on vähentynyt selvästi kaakkoiskulman keidasrämeeillä (Lt. KeR1). Keskiosan isovarpurämeeillä (Lt. R) luokan osuus on luontaisestikin vähäinen.

Koealueen B luonnontilaisella osalla muutokset välipintaluokan osuudessa ovat olleet melko vaihtelevia. Allikkoalueella (Lt. A) ja keski- ja pohjoisosien keidasrämeeillä (Lt.KeR1) luokan osuudessa on ensin selvä pudotus vuoteen 1978 saakka ja sen jälkeen selvä nousu. Koealueen kaakkoiskulman keidasrämeeillä osuudessa on tapahtunut huomattava nousu vuosien 1978 ja 1997 välillä. Tarkastellun 60 vuoden aikana välipintaluokan kuten myös mätäspintaluokan muutokset ovat olleet vähäisimpiä allikkoalueen länsipuolen luonnontilaisella keidasrämeeillä (Lt. KeR2).

Koealueella B oleva allikkoalue on Petkelsuon laajin. Yksittäisiä allikoita on esiintynyt myös suon länsi- ja eteläosissa, mutta valtaosa niistä on kuivunut kuljuttai välipinnoiksi tarkastellun 60 vuoden aikana. Esimerkiksi koealueen A eteläosassa vielä 1956 kuvassa selvinä avovesialueina näkyviä allikoita ei enää ole vuoden 1978 kuvassa.

Koealueella B on allikoiden lukumäärässä selvä laskeva trendi vuoden 1956 jälkeen (taulukko 8). Vuonna 1997 jäljellä oli noin puolet vuoden 1936 allikoiden määrästä. Allikoiden lukumäärä vähenee allikon kokoluokan kasvaessa ja kaikkina tarkasteluvuosina yli puolet allikoista on ollut alle kahden aarin kokoisia. Suurin muutos allikoiden lukumäärässä on tapahtunut pienimmissä kokoluokissa, vuoden 1936 alle 2 aarin allikoista on alle puolet enää jäljellä 1997. Suurimmat allikot olivat vuonna 1936 8 - 10 aaria. Vuonna 1997 yhtään allikkoa ei enää ollut suurimmissa (>7 a) kokoluokissa. Kaikki vuonna 1997 jäljellä olleet allikot olivat helposti identifioitavissa kaikista aikaisemmista kuvista. Yli puolet vuonna 1997 jäljellä olleista allikoista on säilyttänyt kokonsa lähes ennallaan tarkastellun 60 vuoden ajan, suurimmat allikot ovat pilkkoutuneet kahdeksi ja toistakymmentä allikkoa on selvästi pienentynyt pinta-alaltaan. Koealueen länsiosan avovesiallikot ovat hävinneet lähes kokonaan tarkasteluaikana. Yhtään uutta allikkoa ei ole syntynyt viime vuosina.

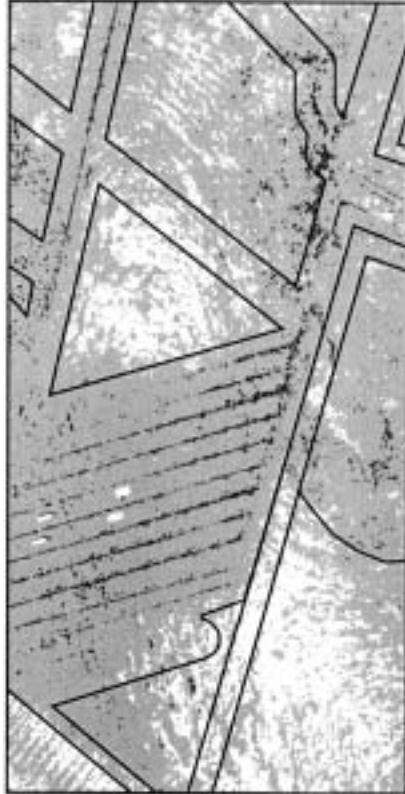
Taulukko 7. Biotooppiluokkien pinta-alaosuudet vuosina 1936 - 1997 kuviotyypeittäin. Koealueiden pelto ja kangas -kuviot jätetty pois. Osuudet on ilmoitettu biotooppiluokan pinta-alan prosenttiosuutena tarkastellun kuviotyypin pinta-alasta.

Kuviotyyppi	Vuosi	Koealue A			Koealue B			
		Puusto-	Välipinta-	Mätäspinta-	Puusto-	Välipinta-	Allikko-	Mätäspinta-
Lt. allikko	1936				0,27	40,60	14,78	44,34
Lt. allikko	1956				2,06	19,46	13,34	65,15
Lt. allikko	1978				10,77	19,62	10,97	58,64
Lt. allikko	1997				14,44	39,34	8,44	37,78
Lt. keidasräme 1	1936	0,05	54,42	45,53	1,15	41,10	1,12	56,63
Lt. keidasräme 1	1956	0,95	33,19	65,86	1,40	29,57	1,54	67,50
Lt. keidasräme 1	1978	6,14	25,04	68,83	9,73	28,71	0,46	61,10
Lt. keidasräme 1	1997	26,01	15,23	58,76	11,89	35,68	0,03	52,39
Lt. keidasräme 2	1936				0,03	45,42	0,03	54,52
Lt. keidasräme 2	1956				0,11	45,88	0,04	53,98
Lt. keidasräme 2	1978				1,50	40,39	0,00	58,11
Lt. keidasräme 2	1997				6,08	40,96	0,00	52,95
Lt. keidasräme 3	1936				0,92	34,99	0,97	63,12
Lt. keidasräme 3	1956				1,13	19,17	0,62	79,08
Lt. keidasräme 3	1978				3,80	33,82	0,47	61,92
Lt. keidasräme 3	1997				5,28	60,12	0,00	34,60
Lt. korpi	1936				0,00	92,51		7,49
Lt. korpi	1956				23,63	4,64		71,73
Lt. korpi	1978				32,30	12,60		55,09
Lt. korpi	1997				67,55	3,42		29,03
Lt. räme	1936	2,34	4,79	92,87	4,51	10,21	0,00	85,29
Lt. räme	1956	6,53	9,01	84,46	4,93	16,20	0,06	78,81
Lt. räme	1978	46,24	1,37	52,39	48,23	8,06	0,00	43,71
Lt. räme	1997	51,39	2,50	46,12	28,76	16,23	0,00	55,01
Navero-ojikko	1936	1,89	24,58	73,52				
Navero-ojikko	1956	7,92	20,01	72,08				
Navero-ojikko	1978	40,33	5,08	54,59				
Navero-ojikko	1997	36,35	12,33	51,31				
Ojitettu suo 25 m	1936	6,40	5,60	88,00	0,43	46,38	2,29	50,90
Ojitettu suo 25 m	1956	11,66	6,25	82,09	15,19	5,48	1,69	77,65
Ojitettu suo 25 m	1978	35,36	8,27	56,37	25,04	16,80	1,42	56,75
Ojitettu suo 25 m	1997	47,14	9,92	42,94	45,34	15,42	1,00	38,24
Ojitettu suo 50 m	1936	1,58	32,40	66,02	0,72	45,76	1,68	51,84
Ojitettu suo 50 m	1956	2,82	23,50	73,68	6,41	7,24	1,33	85,02
Ojitettu suo 50 m	1978	26,23	11,30	62,47	11,56	22,73	1,23	64,48
Ojitettu suo 50 m	1997	37,59	6,55	55,86	26,56	29,82	0,75	42,87

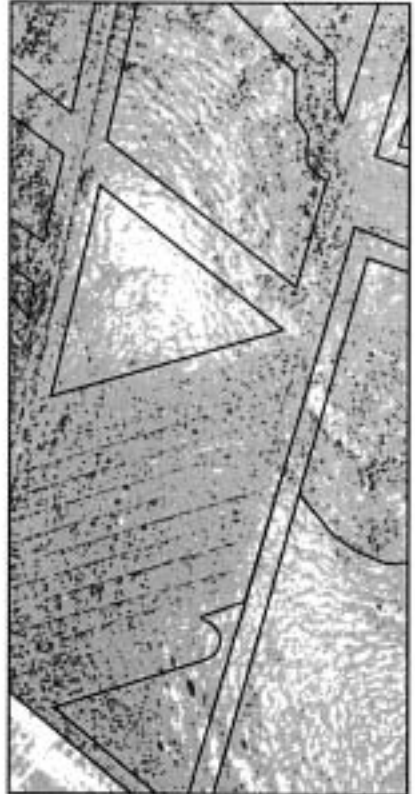
Taulukko 8. Petkelsuon koealueen B allikoiden lukumäärä ja kokonaispinta-ala eri ilmakuville 1936 - 1997. Mukana kaikki ilmakuville visuaalisesti avovesiallikoiksi luokitellut allikot.

Pinta-ala Aari (100 m ²)	Vuosi			
	1936	1956	1978	1997
< 1,0	34	93	22	22
1,0 - 1,9	29	49	23	15
2,0 - 2,9	24	19	13	8
3,0 - 3,9	13	8	9	6
4,0 - 4,9	3	6	5	4
5,0 - 5,9	4	1	3	1
6,0 - 6,9	4	1	1	3
7,0 - 7,9	2	3	2	
8,0 - 8,9	1			
> 9,0	1			
Yhteensä kpl	115	180	78	59
Yhteensä (aaria)	247,4	234,4	166,3	111,7

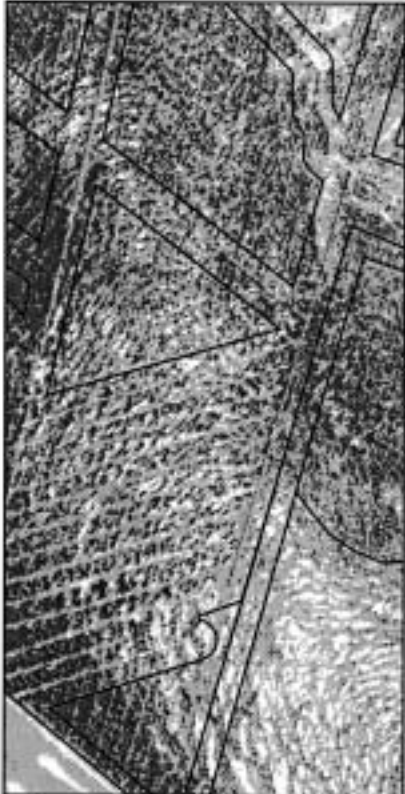
1936



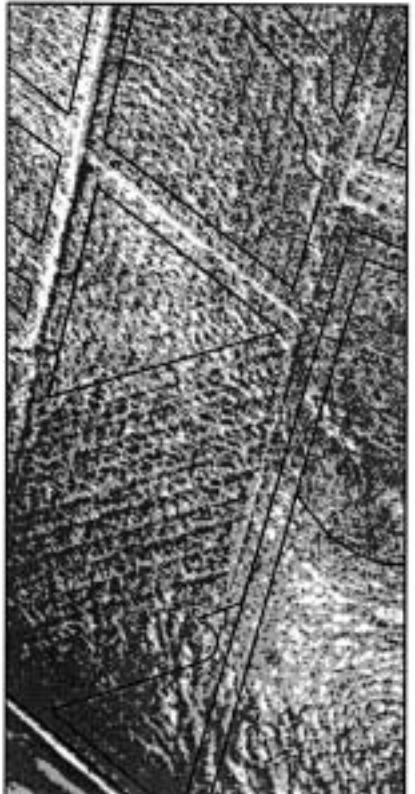
1956



1978



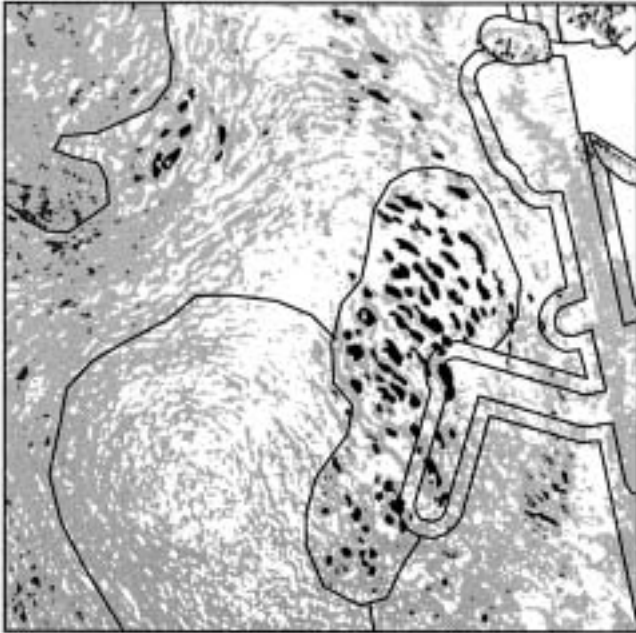
1997



Välipintaluokka
 Mätäspintaluokka
 Puustoluokka

Kuva 6. Koealueen A biotooppiluokkien alueellinen esiintyminen eri vuosina. Ilmakuvat © Maanmittauslaitos, lupa nro 167/MYY/01.

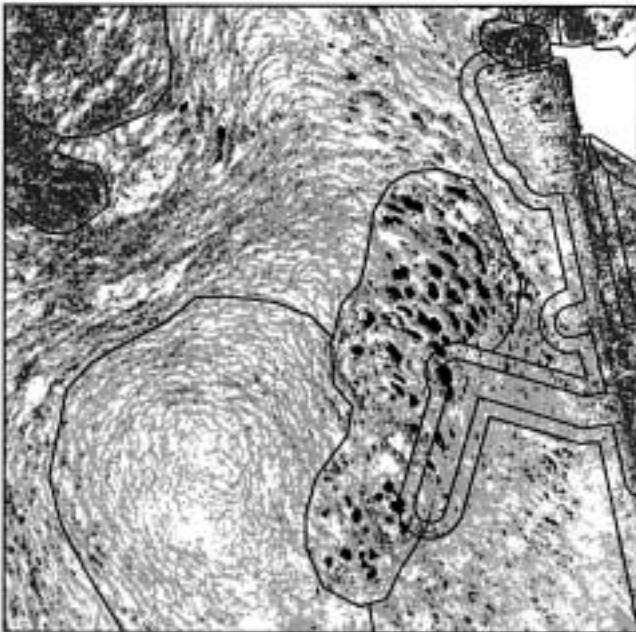
1936



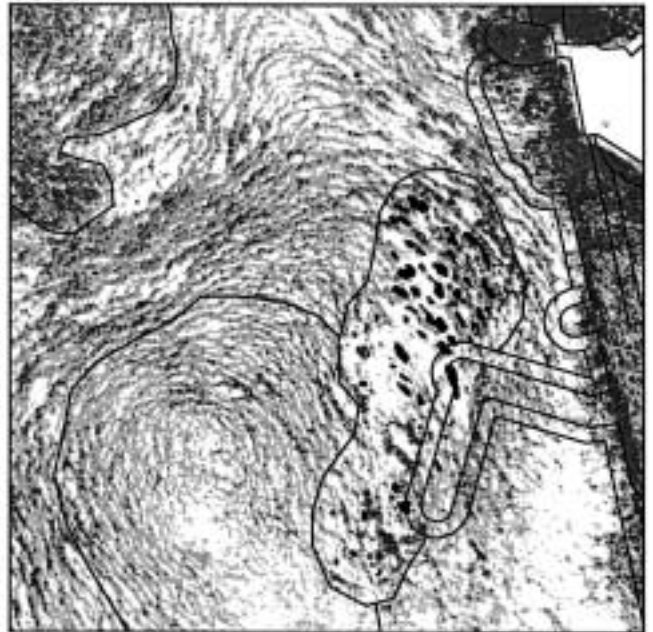
1956



1978



1997



□ Välipintaluokka

■ Mätäspintaluokka

■ Puustoluokka

■ Allikkoluokka

Kuva 7. Koealueen B eri biotooppiluokkien alueellinen esiintyminen eri vuosina.
 Ilmakuvat © Maanmittauslaitos, lupa nro 167/MYY/01.

5

Tulosten tarkastelu

5.1 Ilmakuvien numeerinen tulkinta

Numeerisen tulkinnan keskeisiä tekijöitä on käytetyn aineiston ja tulosten laatu. Kuvia manipuloidaan eri tavoin optimoiden juuri niitä ominaisuuksia, joita halutaan tarkastella analyyseissä. Ilmakuvien numeerisen tulkinnan ongelmia ovat erilaiset kuvaustekniikasta aiheutuvat värisävyvaihtelut sekä kasvillisuuden vuodenaikaisvaihtelut (Auvinen ym. 1997, Hyppänen 1999, Ihse ym. 1996, Mikkola 1993, Pohl & Genderen 1998, Rafsted & Andersson 1981). Merkittävimmät tuloksiin vaikuttavat manipuloinnit ovat kuvien värisävykorjaukset ja käytetty luokitustapa ja -systemi.

Kuvien sisäisen alueellisen värisävyvaihtelun korjaus tehtiin vain koealueen A vuoden 1936 ja koealueen B vuoden 1956 kuvilla. Näissä kuvissa alueellinen värisävyvaihtelu eli kuvien tummuusero kuvan eri osissa oli selvästi havaittavissa. Kokeiltaessa luokitusta korjaamattomalla kuvalla oli luokkien alueellinen esiintyminen selvästi vääristynyt eli nevojen rajautuminen vaihteli kuvan eri osissa. Tehty korjaus paransi alueellista esiintymistä selvästi. Muiden kuvien värisävyvaihtelua ei korjattu koska kuvissa ei selvää visuaalisesti havaittavaa vaihtelua ollut. Värisävyarvojen alueellista vaihtelua ei kuitenkaan testattu. Mahdollisella korjauksella olisi voinut olla merkittäväkin vaikutus luokitukseen.

Kasvillisuuden vuodenaikaisesta kehityksestä aiheutuva vaihtelu on merkityksellistä etenkin mustavalkoilmakuvissa, jotka pääsääntöisesti on otettu keväällä tai alkukesällä, koska kasvillisuus - etenkin lehtipuut, heinät ja ruohot - ei vielä ole täysin kehittynyttä (Rafsted & Andersson 1981, Ihse ym. 1996). Karuilla soilla, kuten Petkelsuolla, vuodenaika ei ole niin vaikuttava, koska lehtipuiden, heinien ja ruohojen osuus kasvillisuudesta on vähäinen. Kasvillisuuden kannalta otolliset kuvausajankohdat soilla ovat heinä-elokuussa (Rafsted & Anderson 1981). Petkelsuon kuvat on otettu toukokuun loppupuolella, jolloin lehtipuusto, heinät ja ruohot eivät vielä ole kunnolla kehittyneet. Koealueilla lehtipuustoisuus ei ole merkittävää. Heinäisyydessä lähinnä tupasvillan vuodenaikaisessa esiintymisessä voi olla vaihtelua. Senkään ei voi katsoa olevan merkittävän virhetekijän, koska keväisin kuollut tupasvilla ja sarat erottuvat mustavalkokuvilta vaaleina.

Kuvausajankohdan kosteusolot vaikuttavat merkittävästi mustavalkoilmakuvien värisävyvaihteluun etenkin kosteikoilla ja soilla (Ihse ym. 1992). Näin siksi, että vesi näkyy kuvissa mustana ja kasvillisuus eri harmaasävyinä. Soilla kasvittuneet alueet, joissa tapahtuu vuodenaikaista kosteusvaihtelua esim. rimpipinnat voivat siten vaihdella värisävyltään lähes mustasta vaalean harmaaseen suovedenpinnan korkeuden mukaan. Petkelsuon kuvausajankohtien kosteusoloja ei ole selvitetty, joten nyt ilmoitettujen allikko- ja välipintaluokkien osuuksien muutoksissa suon luontaiset kosteusvaihtelut ovat tuntematon tekijä. Kaikki kuvausajankohdat ovat kuitenkin loppukeväältä suhteellisen lyhyeltä ajalta niin, että voidaan olettaa eri vuosien kosteusolojen olevan kohtalaisen samanlaisen.

Soilla maastossa mitattujen kasvillisuusmuuttujien ja mustavalkoilmakuvien harmaasävyjen välillä on todettu hyvä vastaavuus, esimerkiksi mätäspintojen varpukasvustot näkyvät tummanharmaina ja tasapintojen sarat vaaleanharmaina (Rafsted ja Andersson 1981, Ihse ym. 1992, Ihse 1996). Keidassoiden kasvillisuu-

den tulkittavuuden ei myöskään ole todettu olevan kovin herkkä kuvauksen ajan- kohdalle. Etelä-Ruotsin olosuhteissa todettiin useimmissa keidassoiden kasvillisuuselementeissä tulkittavuuden olevan hyvä toukokuun alusta lokakuun loppuun saakka (Ihsen ym. 1996).

Ilmakuvilta selkeimmin tulkittavia ominaisuuksia soilla ovat puustoisuus ja eri suovedenpintatasojen esiintymiset. Puustoisuus on yksi keskeisiä tekijöitä suon ekologiassa ja sitä voidaan käyttää tunnusindikaattorina määrittäessä eri suotyyppisiä ja ympäristöoloja. Puustoisuus on keskeinen indikaattori keidassoilla määrittäessä rämeisyys – korpisuus – nevaisuus vaihtelua. Suovedenpintatasot – mätäs, väli, rimpi- ja vesipinta, jotka ovat hyviä suon ympäristötekijöiden tunnuksia voidaan yleensä helposti määrittää ilmakuvilta. Näiden ominaisuuksien – puustoisuuden/puulajisuhteiden sekä suovedenpintatason – avulla voidaan soiden ympäristötyypittely tehdä varsin hyvin ilmakuvilta. Mustavalkoilmakuvien käytössä ongelmana on, että niiltä ei useinkaan voi tulkita ravinteisuutta, joka on soilla keskeinen ekologinen tekijä.

Puustoisuuden näkymisessä ilmakuvilla keskeisinä tekijöinä on kuvausajankohta, kuvausmittakaava, puuston tiheys ja korkeus (Auvinen ym. 1997). Vanhemmissa mustavalkokuvauksissa kuvausmittakaava on yleensä 1:30 000 tai heikompi, jolloin puusto erottuu heikosti ja puuston pitää olla kookkaampaa erottuakseen. Osa uudemmissa kuvauksista tehdään mittakaavaan 1:16 000, jolloin kuvilta pystytään erottamaan jopa yksittäisetkin puut.

Numeerisessa tulkinnassa puustoisuuden erottamiseen vaikuttaa sen lisäksi puiden latvuston erottuminen muusta pinnasta. Visuaalisessa tulkinnassa puut, yksittäisetkin puut, voidaan usein havaita jo parin metrin korkuisina (Auvinen ym. 1997, Åberg 1992). Visuaalinen tulkinta perustuukin vahvasti kohteiden hahmottamiseen (Auvinen ym. 1997). Numeerisessa tulkinnassa puiden erottaminen on hankalaa sillä alueen pintarakenteen – tekstuurin – eli puiden latvusten aiheuttaman mosaiikkisuuden erottaminen on hankalaa ja vaatii varsin kyvykkäitä ohjelmia. Puustoiset alueet – etenkin havupuustot – erottuvat mustavalkokuvilla yleensä tummina alueina. Puiden varjot ja varjossa olevat latvukset vielä lisäävät erottumista.

ArcView:n Image Analyst lisäosan avulla numeerinen tulkinta voidaan tehdä vain värisävyjen erotuksen perusteella, joten puustoa ei välttämättä saada erilleen samanvärisestä pintakasvillisuudesta. Tässä tutkimuksessa puustoluokka onkin erotettu rinnastamalla se puuston varjoalueisiin ja varjolatvustoon. Petkelsuon alueella tämä luokka onkin erottanut puustoalueet hyvin muusta ympäristöstä. Luokitusvirhettä aiheuttaa lähinnä märimpien rimpialueiden ja allikoiden mukaan tulo. Allikot poistettiin tässä työssä visuaalisesti puustoluokan alueista. Puustoluokka eli ”varjopuusto” kuitenkin antaa puustoisuudelle vain eräänlaisen minimirajan ja tämän arvon suhdetta todelliseen puustoisuuteen olisikin selvitetävä maastomittauksin. Nyt tehdyssä luokituksessa puuston valolatvuston alueet luokitettiin mätäspintaluokkaan. Virhe oli suurin koealueella A vuosien 1978 ja 1997 kuvissa, jossa suuri osa mätäspintaluokan alueesta oli itse asiassa puuston valolatvusalue. Tarkasteltaessa puustoisuuden muutoksia alueella nyt saatu luokitus aliarvioi puustoisuuden lisääntymisen suuruutta. Mätäspintaluokka kuvaa Petkelsuolla avointa varpuvaltaista kasvillisuutta ja puustoisuutta. Koska puuston valolatvus luokituu tähän biotooppiluokkaan, niin luokka kuvaa heikosti todellisen mätäspintaympäristön muutosta. Välipinta- ja allikkoluokka sensijaan kuvaavat todellisia välipinta- ja allikkoympäristöjä varsin hyvin.

5.2 Havaitut muutokset ja niiden mahdolliset luonnonsuojelubiologiset seuraukset

Pitkäaikaista kasvillisuuden muutosten seuranta ei ole Suomessa tehty luonnontilaisilla suoyhdistymillä. Ojituksen aiheuttamia muutoksia kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuteen ja erityisesti puuston kasvuun on sen sijaan tutkittu ojituksen alkuaikojista lähtien (Laine ym. 1995a, b). Nämä tutkimukset ovat kuitenkin keskittyneet pääsääntöisesti ojitusalueille, eikä mahdollisia viiveellä ilmeneviä vaikutuksia ojitusalueiden ulkopuolisilla alueilla, esim. tilanteissa, joissa vain osa yhdistymästä on ojitettu, ole tutkittu. Viitteitä ojituksen etävaikutuksista puuston kasvuun on esitetty mm. Oriveden Lakkasuolta, jossa Heikurainen (1982) havaitsi puuston kasvun lisääntyneen suon ojittamattomallakin osalla.

Joitakin maastotutkimuksia luonnontilaisten soiden kasvillisuuden muutoksista on tehty Ruotsissa ja Norjassa. Ruotsissa on tehty useamman vuosikymmenen kattavia suokasvillisuuden ja kasvilajiston uudelleen inventointeja (Backeus 1972, Gunnarson ym. 2000). Luonnontilaisen suoyhdistymän kasvilajiston muutoksia tutkittiin Keski-Ruotsissa toistamalla 50 vuotta aiemmin tehty inventointi (Gunnarson ym. 2000). Neljätoista kasvilajia oli hävinnyt suoalueelta ja kaksi uutta havaittiin. Suurimmat muutokset olivat tapahtuneet suoyhdistymän minerotrofisissa osissa. Ombrotrofisissa osissa havaittiin lähinnä männyn kasvun lisääntyneen.

Kaakkois Norjassa on seurattu lyhyen aikavälin muutosta luonnontilaisella ombrotrofisella suolla (Nordbakken 2000). Viidessä vuodessa muutokset 24 kasvilajin pysyvyydessä pienessä mittakaavassa (näytealat 16 x 16 cm) olivat vähäisiä. Putkilokasveilla kasvu- ja lisääntymistapa vaikuttivat jonkin verran pysyvyyteen. Voimakkaimmin kasvullisesti lisääntyvillä lajeilla (kuten suokukka, kanerva, hilla ja karpalo) pysyvyys oli keskimäärin hieman alhaisempi kuin vähemmän eksteensivisillä kloonikasveilla (esim. tupasvilla, valkopiirtoheinä tai villapääluiikka). Kihokeilla, jotka lisääntyvät pääasiassa suvullisesti ja joiden klonaalinen kasvu on heikkoa, oli alhaisin pysyvyys. Rahkasammalien pysyvyys oli korkea riippumatta niiden kasvupaikasta. Poikkeuksen muodosti märempien kuljujen kuljurahkasammal (*Sphagnum cuspidatum*), jonka pysyvyys oli alhainen.

Petkelsuon eriaikaisten ilmakuvien tulkinalla voidaan havaita selviä muutoksia sekä ojitetulla että ojittamattomalla suon osalla tarkastellun 60 vuoden aikana. Selvimät muutokset liittyvät puustoisuuden lisääntymiseen ja avovesipintojen kuivumiseen. Muutokset ovat olleet selvästi suurempia ojitetulla alueella, mutta selvästi havaittavia myös ojittamattomilla suon osilla. Voimakkaimmat puustoisuuden muutokset ajoittuvat vuosien 1956 ja 1978 välille.

5.2.1 Puustoisuuden lisääntyminen

Pitkäaikaisten maastoseurantojen puuttuessa on jonkin verran hyödynnetty eriaikaisia ilmakuvia luonnontilaisilla soilla tapahtuneiden muutosten dokumentointiin (Ihse ym. 1992, 1996, Åberg 1992). Selkein muutos, joka eriaikaisia ilmakuvia käyttäen on havaittu, on puuston peittävyuden lisääntyminen. Ilmakuvilta mitattavissa oleva muutos puuston peittävyudessa muodostuu sekä puiden lukumäärän lisääntymisestä että yksittäisten puiden kasvusta.

Petkelsuolta mitattuja puustoluokan muutoksia voidaan varsin luotettavasti tulkita suoraan puustoisuuden muutoksina. Puustoluokkaan luokiteltujen pikselien oikeellisuus oli ajanjaksolla, johon suurin muutos ajoittuu, vuosina 1956 – 1997, koealueella A 97 % ja koealueella B 94 %. Puustoluokassa oli sisäistä heterogeenisuutta ja mm. osa paljaan turpeen pikseleistä (esim. ojien penkat) luokiteltiin tähän luokkaan. Vuosien 1956, -78 ja -97 kuvissa puustoluokan katsottiin kuitenkin

kin ilmentävän hyvin kohtuullisen kookkaan puuston aluetta. Puustoluokan lisäksi osa mätäspintaluokkaan, erityisesti koealueella A, luokittuneista pikseleistä muodostui puuston valolatuksesta.

Ojittamattomalla keidasrämellä puuston kasvu on vähäistä. Runkoluku on alhainen ja eniten puita on pienissä kokoluokissa väheten jyrkästi kohti suurempia kokoluokkia. Puuston kuutiomäärä jää alle 3 m³/ha (Lindholm & Vasander 1979, Vasander 1982). Petkelsuon ojittamattomilla keidasrämellä puustoisuuden lisääntyminen on ollut melko vähäistä, mutta kuitenkin selvästi havaittavissa. Tarkastelujakson neljäkymmenen ensimmäisen vuoden aikana puustoisuudessa ei juuri ole tapahtunut muutosta, ja selkein puustoisuuden kasvu ajoittuu viimeisen kahdenkymmenen vuoden ajalle. Ojituksen etävaikutuksiksi voitaneen tulkita koealueen A ojitettuun suohon rajautuvan luonnontilaisen keidasrämeen (Lt. KeR1) muita luonnontilaisia keidasrämeyttä voimakkaampi puustottuminen.

Eriaikaisten ilmakuvien tulkintaan perustuvat tutkimukset luonnontilaisilla keidassoilla Etelä-Ruotsissa ovat myös osoittaneet selviä muutoksia puustoisuudessa viimeisten viidenkymmenen vuoden aikana (Ihse ym. 1992, 1996, Åberg 1992). Anebymossenin luonnontilaisella keidassuolla puuston peittävyys oli vuoden 1950 ilmakuvassa 12 ha (12 % suon pinta-alasta), vuonna 1969 20 ha (24 %) ja 1993 jo 36 ha (44 %) (Ihse ym. 1996). Åbergin (1992) tutkimilla kahdella ojittamattomalla keidassuolla puuston peittävyys oli lisääntynyt vuodesta 1940 vuoteen 1984 20 – 41 %:lla. Puustoisuuden lisääntymistä ojittamattomilla keidassoilla on havaittu myös Tanskassa (Aaby 1994). Petkelsuon luonnontilaisella osalla havaitut puustoisuuden muutokset vastaavat suuruusluokaltaan Ruotsissa havaittuja muutoksia.

Huomattavasti suurempia muutoksia on mitattu Kanadassa, jossa tutkittiin digitoitujen, eriaikaisten ilmakuvien avulla kasvillisuuden muutosta turpeennostoalueeseen ja rautatiehen rajautuvalla suofragmentilla (Pellerin & Lavoie 2000). Vuodesta 1948 vuoteen 1991 puustoisten alueiden osuus lisääntyi viidestä prosentista yli 80 %:iin. Puustoisuuden lisääntymisen syyksi esitetään maankäytön muutoksia ympäröivillä alueilla, aluksi maatalousmaan raivaamista ja myöhemmin turpeennostoa. Makrofossiilianalyysin paljastamat palot suoalueella ovat myös voineet vaikuttaa puustoisuuden lisääntymiseen.

Petkelsuon luonnontilaisella keidasrämellä puustoisuuden muutos johtuu lähes kokonaan männyn lisääntymisestä, vaikka jonkin verran hieskoivujakin on kasvanut keidasrämelle viimeisen 20 vuoden aikana (S.T. henk.koht. seurantahavainto). Koska puuston peittävyys kasvu johtui lähes yksinomaan männyn kasvun lisääntymisestä, ei varhainen kuvausajankohta toukokuussa heikennä puuston tulkittavuutta ilmakuvilta. Åbergin (1992) tutkimilla keidassoilla puustoisuuden muutos johtui pääasiassa hieskoivun lisääntymisestä. Venäjällä (Moskovan alue) havaittiin luonnontilaisella keidasrämellä 15 vuoden maastoseurantajakson aikana, että koivu levisi ombrotrofiselle suolle sen jälkeen, kun hyönteistuhojen seurauksena suuri osa männystä kuoli (Maslov 2000). Kuolleiden mäntyjen karikkeesta vapautunut, kasveille käyttökelpoisen typen määrä kymmenkertistui verrattuna sadeveden typpimäärään, mikä selittänee koivun kolonisoimisen.

Yksi mahdollinen lisäselitys Petkelsuon ojittamattomilla osilla havaitulle puustoisuuden lisääntymiselle voi olla lisääntynyt typpilaskeuma. Sadeveden varassa elävät terrestriiset ekosysteemit, kuten keidassuot, ovat erityisen herkkiä lisääntyneen typpilaskeuman vaikutuksille. Lisääntyneen typpilaskeuman on havaittu aiheuttaneen puiden, varpujen ja heinien lisääntynyttä kasvua, mineralisoitumisen lisääntymistä ja herkkien rahkasammallajien häviämistä (Crouzet 1999).

Pelkän ojituksen on todettu vaikuttaneen vain vähän puuston kasvuun tai taimettumiseen keidasrämellä (Lindholm & Vasander 1979). Sen sijaan ojitettujen keidasrämeyden lannoittaminen on saanut aikaan selvän ja nopean reaktion puustossa (Lindholm & Vasander 1979, Vasander 1982, 1984, Vasander ym. 1993). Lammin Laaviosuon keidassuolla puuston runkolukumäärä kolminkertaistui ja

kuutiomäärä kuusinkertaistui yhdeksässä vuodessa ojituksen ja lannoituksen jälkeen. Myös taimien määrä kasvoi selvästi, mikä johtui pääasiassa siitä, että mänty ja koivu kolonisoivat kuljupinnat (Lindholm & Vasander 1979, Vasander 1982). Lannoituksen vaikutus karuilla rämeillä on kuitenkin varsin lyhytaikainen, usein vain 4-5 vuotta (Lindholm & Vasander 1979).

Pellonraivaus 1800-luvun lopulta ja metsäojitus 1930-luvulta lähtien sekä pienialainen kotitarveturpeennosto ovat vaikuttaneet Petkelsuon vesitalouteen yli sadan vuoden ajan. Pellonraivaus hävitti suon laitteet lähes kokonaan. Metsäojitus on kohdistunut erityisesti keidassuon läntiseen kielekkeeseen. Koealueella A ojitettujen kuvioiden muutos on ollut hyvin selvä ja voimakas. Puustoisuuden lisääntymisen lisäksi vielä 1956 selvästi erottuvat keidasrämeen pienmuodot, kermit ja kuljut, hävisivät jo kahdessakymmenessä vuodessa lähes tyystin. Ojituksen vaikutus näkyy Petkelsuon koealueilla voimakkaimmin kuvioilla, jotka on rajattu 25 metrin etäisyydelle ojista. Ojituksen etävaikutukset näkyvät kuitenkin vielä selvästi niillä kuvioilla, jotka on rajattu 25 – 50 m etäisyydelle ojista. Näillä kuvioilla puuston lisääntyminen on ollut vähäisempää kuin 25 metriin rajatuilla ojitusalueilla, mutta selvästi suurempaa kuin luonnontilaisilla kuvioilla. Petkelsuon ojitusalueiden mahdollisista lannoituksista ei ole tietoa, mutta voidaan olettaa, että havaitun suuruista puuston lisääntymistä ei keidassuolla saada aikaan pelkän ojituksen avulla.

5.2.2 Kuivuminen ja vettyminen

Puustoisuuden lisääntymisen lisäksi yleisimpiä ilmakuvatulkinnalla havaittuja muutoksia luonnontilaisilla keidassoilla Etelä-Ruotsissa olivat varpukasvillisuuden lisääntyminen, avovesipintojen vähentyminen ja sarojen peittävyuden lisääntyminen kuljupinnoilla (Ihse ym. 1996). Kaikki nämä muutokset viittaavat kuivempiin olosuhteisiin. Holopaisen ja Jauhaisen (1999) ilmakuvatulkintaan perustuvassa tutkimuksessa ojituksen aiheuttamat kasvillisuusmuutokset Konilammen suolla näkyivät märkien, harvapuustoisten suotyyppien muuttumisena kuivemmiksi ja metsäisemmiksi.

Ojitus ja lannoitus aiheuttavat selviä muutoksia keidasrämeen kenttä- ja pohjakerroksen lajikoostumukseen ja lajien runsaussuhteisiin (Vasander 1982, 1984, Vasander ym. 1993). Ojituksen vaikutuksesta mätäspintojen lajit, esim. varvut, ja jotkut välipintalajit, kuten tupasvilla, vahvistuivat kaikilla pinnoilla. Ojituksen ja lannoituksen yhteisvaikutuksesta mätäslajit kolonisoivat kaikkia pintoja ja tupasvilla vahvistui entisestään välipinnoilla. Kuljupinnoille vapautui kilpailuvapaata tilaa, kun alkuperäiset lajit, kuten leväkkö, hentorahkasammal (*Sphagnum tenellum*) ja vajorahkasammal (*S. majus*) hävisivät. Kuljupintoja kolonisoivat mätäsvälipintalajien lisäksi myös aivan uudet lajit, kuten hieskoivu ja riipasara. Lajiston muutos oli suurin märimmillä pinnoilla. Ojituksen ja lannoituksen vaikutuksesta aidot suolajit vähitellen häviävät ja metsälajit ja indifferentit lajit valtaavat kasvupaikan.

Petkelsuolta ei ole kerätty maastodataa, jonka avulla voitaisiin tarkastella lajikohtaisia muutoksia. Ilmakuvatulkinnalla havaittavia muutoksia voidaan kuitenkin jossain määrin tulkita kenttä- ja pohjakerroksen lajistomuutoksina. Esimerkiksi ojituksen myötä tapahtuva tiettyjen lajien tai lajiryhmien runsaussuhteiden muutos, esim. varpujen ja tupasvillan vahvistuminen, voidaan havaita myös ilmakuvilta. Varpujen peittävyuden lisääntyminen näkyy tummentumisena ja tupasvillan vahvistuminen vaalenemisena (Ihse ym. 1996).

Koealueen A navero-ojitetulla osalla alkuperäisen keidasrämeen vaalean välipinnan osuus väheni selvästi vuodesta 1956 vuoteen 1978. Visuaalisen tulkinnan perusteella voi nähdä, että ojituksen seurauksena luonnontilaisen keidasrämeen

vaaleat lyhytkorsineva- ja kuljupinnat vähitellen katoavat tummana näkyvän mätäspintakasvillisuuden osuuden lisääntyessä ja puiden kolonisoidessa kuivuneita välipintoja. Tämä on merkinnyt alkuperäisten ombrotrofisten väli- ja rimpipintalajien häviämistä. Vaikka lajistomuutokset ojituksen jälkeen ovat nopeimpia ja selvimpiä avoimilla välipinnoilla, myös mätäspinnan lajistossa tapahtuu vähitellen muutoksia. Puiden lisääntyneen varjostuksen on todettu vähentävän mätäspintojen alkuperäisten varpu- ja rahkasammallajien peittävyttä (Laine ym. 1995b). Vuosien 1978 ja 1997 välillä navero-ojitetulla osalla tapahtuneen välipinnan osuuden kasvun voi visuaalisen tulkinnan perusteella arvioida johtuvaksi tupasvillan peittävyuden lisääntymisestä puuston harvennuksen ja ojalinjosten avauksen vuoksi.

Koalueen A kaakkoiskulman luonnontilaisella keidasrämeellä on ojituksen etävaikutuksen vuoksi tapahtunut selvää kuivumista, joka näkyy vaalean välipinnan osuuden vähentymisenä ja vastaavasti tumman mätäspinnan ja puuston osuuden kasvuna. Muutokset kasvilajistossa ovat todennäköisemmin olleet muutoksia runsaussuhteissa kuin lajiston koostumuksessa.

Toisaalta koalueen B kaakkoisosassa luonnontilaisella keidasrämeellä ja allikkoalueella on tapahtunut selvää vettymistä, mikä näkyy välipinnan ja märkien kuljupintojen osuuden kasvuna ja vastaavasti mätäspinnan osuuden laskuna. 1980-luvun alkupuolella alueella tapahtunut hyönteistuho, jonka seurauksen osa alueen männyistä kuoli, on todennäköisesti aiheuttanut vettymisen. Venäjällä (Moskovan alue) tehdyssä 15 vuoden seurantatutkimuksessa pystynävertäjän (*Tomicus piniperda*) tuhojen todettiin aiheuttaneen mäntyjen massakuoleman keidasrämeellä (Maslov 2000).

5.2.3 Mikrotopografian muutokset

Keidassoille on tyypillistä suurmuotovaihtelun (keskustasanne, reunaluisu, laide) lisäksi pienmuotojen, kermien ja kuljujen, vaihtelu. Keidassoiden pienmuotojen synnystä ja kehityksestä ei ole toistaiseksi esitetty yhtä yleisesti hyväksyttyä selitystä. Todennäköisesti pienmuotojen syntyyn ja dynamiikkaan vaikuttavat sekä hydrologiset että biologiset tekijät (esim. kasvien erilainen kasvu- ja hajoamisnopeus) (Seppä 1998).

Koska ojitus muuttaa sekä keidassuon hydrologisia että biologisia tekijöitä, muuttaa se väistämättä myös soiden pienmuotorakennetta. Erityisen selvästi tämä näkyy koalueen A navero-ojitetulla osalla, jossa vielä vuoden 1956 ilmakuvassa selvästi erottuva keidasrämeen kulju-kermi -rakenne on hävinnyt ojituksen seurauksena neljäskymmenessä vuodessa. Koska suoyhdistymän luonnonsuojelullisen arvon yhtenä kriteerinä on pidetty yhdistymän eheyttä ja hyvin kehittyneitä pienmuotorakennetta (Haapanen et al 1977), alentaa ojituksen aiheuttama muutos Petkelsuon luonnonsuojelullista arvoa. Ojitettujen keidassoiden pintarakenteen palautumista ennallistamisen jälkeen ei ole tutkittu (Heikkilä & Lindholm 1997).

Paleoekologisin tutkimuksin on voitu osoittaa, että keidassoiden kuljujen syntyajankohta on vaihdellut eri soilla ja samankin suon eri osissa ja että keidassoiden kasvillisuudessa on tapahtunut muutoksia myös suon ombrotrofisen kehitysvaiheen aikana (Aartolahti 1967, Foster & Glaser 1986, Tolonen 1987, Tolonen & Seppä 1994). Ruotsissa ja Kanadassa tehdyissä tutkimuksissa on todettu luonnontilaisten keidassoiden pienmuotojen muodostavan jatkuvasti muuttuvan, dynaamisen systeemin (Foster & Glaser 1986, Foster ym. 1988, Foster & Jacobson 1990).

Petkelsuon koalueen B allikkoalueella on tapahtunut selviä muutoksia tarkastellun 60 vuoden aikana. Allikoiden kokonaismäärän selvä väheneminen, allikoiden kokonaispinta-alan pieneneminen ja laajimpien allikoiden osittainen

umpeenkasvu viittaavat kuivempiin olosuhteisiin. Koealueen B länsiosassa tapahtunut allikoiden häviäminen johtuneen suon luontaisesta kehityksestä, mutta varsinaisella itäosan allikkoalueella osa muutoksesta voi johtua allikkoaluetta sivuavasta ojituksesta. Tähän viittaisi se, että allikkoalueen eteläosassa, jota oja sivuaa, vain 33 % kaikista allikoista oli enää jäljellä vuonna 1997, kun vastaava osuus allikkoalueen pohjoisosassa oli 71 %. Toinen mahdollinen selitys on, että pohjoisosan allikot ovat alunperinkin olleet suurempia, jolloin niiden umpeenkasvu on ollut hitaampaa kuin eteläosan keskimäärin pienempien allikoiden.

Johtopäätökset

Perinteisesti kasvillisuuskartoituksissa ym. ympäristökartoituksissa ilmakuvatulkinta on tehty visuaalisena tulkintana. Ilmakuvien visuaalista tulkintaa on selvitetty useissa tutkimuksissa ja perustiedot ilmakuvatulkinnan hyödyistä ja haitoista ovat hyvin tiedossa. Silti lisätutkimusten tarvetta on edelleen. Lisätutkimusta tarvitaan erityisesti siitä mitä ilmakuvilta nähtävät ominaisuudet ja niiden muutokset tosiasiaassa kuvaavat suon ekologiassa ja luonnonsuojelullisesti keskeisissä tekijöissä. Tämä koskee erityisesti numeerista tulkintaa, jossa tulkinta perustuu kuvan pikselien värisävyjen ja spatiaalisten ominaisuuksien varsin yksioikoiseen ja kaavamaiseen tulkintaan. Numeerisen tulkinnan kehitystyön keskeisenä tekijänä onkin selvittää missä määrin suon oleellisia ekologisia ominaisuuksia, kuten puustoisuutta, vesitaloutta ja eri suovedenpintatasojen esiintymistä voidaan havainnoida ilmakuvien avulla. Tutkimustyötä tarvitaan myös selvittämään sitä mitä nämä havaitut ominaisuudet ja niiden muutokset kertovat lajien ja suon luonnonsuojelubiologisesti keskeisistä tekijöistä.

Tässä työssä selvitettiin missä määrin ilmakuvien numeerista analysointia voidaan käyttää yksinkertaiseen ja rutiiniluonteiseen keidassoiden muutosseurantaan. Muutostarkastelu suoritettiin eri ajankohtien ilmakehän aineiston avulla niin, että kuvilta erotettiin värisävyarvojen perusteella puustoisuutta, välipintaa, mätäspintaa ja allikkoa kuvaavat biotooppiluokat. Kyseisten biotooppiluokkien erottuminen ilmakuvilta oli hyvä. Erotetut biotooppiluokat ilmentävät hyvin keidassoiden keskeisiä ekologisia ominaisuuksia, joten numeerisen analyysin avulla eri-ajankohtien ilmakuvien analyysillä saatiin selvitettyä hyvin koealueella, Hyvinkään Petkelsuolla, tapahtunut muutos ajanjaksolla 1936 - 1997. Voidaankin todeta jo tässä käytetyn perusmenetelmän olevan kelvollinen työväline keidassoiden muutosseurantaan.

Vaikka perustulokset olivat tyydyttäviä tuli esille asioita, jotka edellyttäisivät jatkotutkimuksia. Näin etenkin jos halutaan luoda rutiiniluonteinen ilmakehän pohjautuva seurantasysteemi. Ilmakuvien perusmuokkaukseen - koordinaatistoon oikaisuun ja kuvien värisävyvaihtelujen korjaukseen pitäisi saada kehitettyä yksinkertainen toimivampi systeemi. Nyt ympäristöhallinnon perusGIS -ohjelmistolla näihin toimiin ei pystytä, vaan niiden tekemiseen tarvittiin lisäohjelmia. Ilmakuvien numeerisen analyysin muiden menetelmien käyttökelpoisuus tulisi myös selvittää. Vaikka tässä hankkeessa kokeiltiinkin muita menetelmiä ja todettiin ne käyttökelpoisiksi keidassoiden muutosseurantaan ei nyt ole esitetty kuin yksi - yksinkertainen laatikkoluokitusmenetelmä, joka vaikkakin soveltuu hyvin avoimiin ympäristöihin ei mahdollista kovin monipuolista luokitusta.

Suurimmat muutokset Petkelsuolla ovat pellonraivauksen, turpeennoston ja ojituksen aiheuttamia. Puustoisuuden lisääntyminen ja suon pienmuotojen häviäminen on ollut suurinta ojitetuilla alueilla. Koealueen A kaakkoiskulman ojittamattomalla keidasrämeeellä havaittu puustoisuuden lisääntyminen ja välipinnan väheneminen johtunee ojituksen etävaikutuksista. Toinen mahdollinen selittäjä Petkelsuon ojittamattomilla osilla havaitulle puustoisuuden lisääntymiselle voi olla lisääntynyt typpilaskeuma.

Suurimmat muutokset ojitus aiheuttaa keidassoiden märkien ja avointen osien lajistolle. Märkien kuljujen ja välipintojen kuivuminen ja sitä seuraava mätäspintalajien kolonisointi hävittää näiden pintojen alkuperäiset putkilokasvi- ja sammallajit. Puuston aiheuttaman varjostuksen lisääntymisen on todettu vähentävän alkuperäisten välipintasarojen, mutta myös joidenkin alkuperäisten mätäspintalajien peittävyttä. Ojituksen aiheuttama avoimien ja puoliavoimien suoelinympäristöjen sulkeutuminen vaikuttaa myös mm. perhoslajistoon ja herkimät lajit häviävät hyvin nopeasti ojituksen jälkeen (Kontiokari 1999, Pöyry 2001).

Konsentrisia keidassoita on soidensuojelun perusohjelman kohteilla ainakin 90, joista tällä hetkellä 23 on lakisääteisinä suojelualueina. Näiden lisäksi kahdeksalla muulla suojelualueella on konsentrisia keidassoita. Lähes kaikki soidensuojelun perusohjelman konsentriset keidassuot sekä em. kahdeksan muuta suojelualuetta kuuluvat ehdotettuun Natura 2000 suojelualueverkostoon. Konsentristen kermikeitaiden suojelutaso vaikuttaakin määrällisesti hyvältä. Samoin kuin Petkelsuolla, myös muilla suojelualueverkon keidassoilla on kuitenkin hyvin usein ojituksia tai rajaukset eivät sisällä koko keidassuoyhdistymää. Soiden suojelun ensisijaisena tavoitteena on aina säilyttää vesitaloudeltaan ehyitä kokonaisuuksia, joilla pitkällä aikavälillä suoekosysteemi lajeineen ja prosesseineen voi kehittyä häiriöttä. Koska muutokset ojituksen jälkeen voivat olla hyvinkin suuria, pitäisi suojelualueverkon konsentristen keidassoiden tilaa ja niillä tapahtuneiden muutosten määrää ja laatua selvittää tarkemmin eriaikaisten ilmakuvien avulla. Kaikkien suojelualueverkon keidassoiden ennallistamistarve ja mahdollisuudet tulisi niinkään selvittää.

Kiitokset

Heikki Toivonen luki käsikirjoituksen varhaisemman version ja teki siihen merkittäviä, huomioon otettuja muutosehdotuksia. Harri Vasander ja Kimmo Syrjänen arvioivat ja kommentoivat käsikirjoitusta.

Kirjallisuus

- Aaby, B. 1994. Monitoring Danish raised bogs. Teoksessa: Grünig, A. (toim.) Mires and man, mire conservation in a densely populated country – the Swiss experience. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research 2:283-300.
- Aapala, K. & Lindholm, T. 1999. Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 95: 1- 153.
- Aartolahti, T. 1967. On dating the genesis of peat banks and hollows in the raised bogs of southwestern Finland. Bulletin de la comission Geologique de Finlande 229:71-86.
- ArcView 1996. ArcView GIS. The Geographic Information System for Everyone. Using ArcView GIS - Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, CA
- Anttila, P. 1999. Kaukohavainnointi. Teoksessa: Heikinheimo, M. (toim.) Metsäsuunnittelun tietohuolto. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 741. 105 s.
- Auvinen, P., Pukkala, T. & Vesa, L. 1997. Metsän kartoitus. Opetushallitus. Helsinki. 153 s.
- Backéus, I. 1972. Bog vegetation re-mapped after sixty years. Studies on Skagerhultamossen, central Sweden. Oikos 23:384-393.
- Campbell, J. 1996. Introduction to Remote Sensing. Taylor & Francis. London. 622 s.
- Crouzet, P. 1999. Nutrients in European ecosystems. Environmental assessment report No 4. 153 s.
- Eeronheimo, H. 1996. Metsähallituksen biotooppikuviointiohje, kokeiluversio. Käsikirjoitus, Metsähallitus. 48 s.
- Eeronheimo, H. 1997. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston biotoopit - alustava versio. Käsikirjoitus, Metsähallitus. 8 s.
- ERDAS 1994. ERDAS Field Guide. ERDAS, Inc., Atlanta, GA.
- Foster, D. & Glaser, P. 1986. The raised bogs of south-eastern Labrador, Canada: classification, distribution, vegetation and recent dynamics. Journal of Ecology 74:47-71.
- Foster, D., Wright, H., Thelaus, M. & King, G. 1988. Bog development and landform dynamics in central Sweden and south-eastern Labrador, Canada. Journal of Ecology 76:1164-1185.
- Foster, D. & Jacobson, H. 1990. The comparative development of bogs and fens in central Sweden: Evaluating the role of climate change and ecosystem development. Aquilo Ser. Botanica 28:15-26.
- Gunnarson, U., Rydin, H. & Sjörs, H. 2000. Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. Journal of Vegetation Science 11:277-286.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrinen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P. 1977. Soidensuojelun perusohjelma. Komiteamietintö 1977:48. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 47 s.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1997. Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987 – 1996. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 81:1-75.
- Heikurainen, L. 1982. Luonnontilaisten soiden metsien kasvu lisääntynyt? Suo 33:11-16.
- Holopainen, M. & Jauhiainen, S. 1999. Detection of peatland vegetation types using digitized aerial photographs. Canadian Journal of Remote Sensing 27(5):475 - 482.
- Holopainen, M. & Wang, G. 1998. The calibration of digitized aerial photographs for forest stratification. Int. J. Remote Sensing 19 (4):677 - 696.
- Hyppänen, H. 1999. Eriaikaiset ilmakuvat metsäkuvioiden muutosten tunnistamisessa. Metsätieteen aikakauskirja 2/1999: 155 - 166.
- Ihse, M. 1993. Flygbildstolkning för landskapsövervakning; med inriktning mot biologisk mångfald. Naturgeografiska institutionen, Stockholms Universitet. 60 s.
- Ihse, M., Malmer, N. & Alm, G. 1992. Remote sensing and image analysis for study of small changes of vegetation and microtopography, applied on mires in southern Sweden. Teoksessa: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.) Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society/International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 283-286.

- Ihse, M., Alm, G., Leine, M. & Åsvärn, D. 1996. Multitemporala flygbilder och digital fotogrammetri – metoder för att studera vegetationsförändringar på mossar. Studier för miljöövervakning på mossar i norra Götaland. Naturgeografiska institutionen, Stockholms Universitet. 87 s.
- Ingram, H. 1982. Size and shape in raised mire ecosystems: a geophysical model. *Nature* 297:300-303.
- Ingram, H. 1992. Introduction to the ecohydrology of mires in the context of cultural perturbation. Teoksessa: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.) *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. British Ecological Society/International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 67-93.
- Kallio, M. & Aapala, K. 2001. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutos ja suojealueverkon merkitys. Aapala, K. (toim.) *Soidensuojealueverkon arviointi*. Suomen ympäristö 490: 15-44.
- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1990. Kaukokartoitus biologisessa tutkimuksessa. *Luonnon Tutkija* 94:156 - 164.
- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1991. To what extent are vegetation types visible in satellite imagery? *Ann. Bot. Fennici* 28:45-57.
- Keränen, S., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 1995. Kuhmon Teeri-Lososuon ja Suoniemensuon soidensuojealueiden rajausten ekologinen arviointi. *Metsähallituksen luonnonsuojele-julkaisuja*. Sarja A 53:1-50.
- Kontiokari, S. 1999. Kahden ojitetun suon perhosfaunan kehitys Etelä-Pohjanmaalla. *Baptia* 24:73-94.
- Kotiluoto, R. & Toivonen, H. 1997: Kaukokartoitusmenetelmät, kasvillisuuden tyypittely ja kuvioko-ko kasvillisuuskartoituksessa. *Metsähallituksen luonnonsuojele-julkaisuja*. Sarja A 82:1 - 56.
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995a. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environ. Rev.* 3:286-303.
- Laine, J., Vasander, H. & Laiho, R. 1995b. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32:785-802.
- Lindholm, T. & Vasander, H. 1979. Männyn kasvu ja uudistuminen luonnontilaisella ja ojitetulla sekä lannoitetulla keidasrämellä. *Suo* 30:93-102.
- Mas, J.-F. 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *Int. J. Remote Sensing* 20 (1):139 - 152.
- Maslov, A. 2000. Mass Scots pine decline during the outbreak of *Tomicus piniperda* in a raised boreal forested bog: causes, consequences and influence on structural biodiversity. Teoksessa: Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. (toim.) *Disturbance Dynamics in Boreal Forests – Restoration and management of biodiversity*. Kuhmo, Finland, August 21 – 25. 2000. Abstracts. s.33.
- Mikkola, K. 1993. Satelliittikuvien käyttö ympäristömuutoksen osoittajana - esimerkkinä Montsegorskin metsätuhoalue. Teoksessa: Nikula, A. Ritari, A. & Lahti, M-L. (toim.). Paikkatiedon ja satelliittikuvainformaation käyttö metsäntutkimuksessa. *Tutkimuspäivät Rovaniemellä 1993: Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 479: 52 - 61.
- Mäkelä, H. 1999. Metsäinventointi. Teoksessa Heikinheimo, M. (toim.). *Metsäsuunnittelun tietohuolto*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 741. 105 s.
- Mäkilä, M. & Grundström, A. 1987. Maaperäkartan selitys. *Maaperäkartta*. Karttalehti 2044 02, Hyvinkää.
- Nordbakken, J-F. 2000. Fine-scale persistence of boreal bog plants. *Journal of Vegetation Science* 11:269 - 276.
- Pellerin, S. & Lavoie, C. 2000. Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Can. J. Bot.* 78:255-265.
- Pellikka, P. 1998. Development of correlation chain for multispectral airborne camera data for natural resource assessment. *Fennia* 1976 (1):1 - 110.
- Pohl, P. & Genderen van J. L. 1998. Multisensor image fusion in remote sensing: concepts, methods and applications. *Int. J. Remote Sensing* 19 (5):823 - 854.
- Pöyry, J. 2001. Suoperhosten uhanalaisuus ja suojeleutilanne Etelä-Suomessa. Teoksessa: Aapala, K. (toim.) *Soidensuojeleu-verkon arviointi*. Suomen ympäristö 490: 213-258.
- Rafstedt, T. & Andersson, L. 1981. Flygbildstolkning av myrvegetation. En metodstudie för översiktlig kartering. *Naturvårdsverket Rapport* 1433:1 - 106.
- Rajaniemi, S. 2000. Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutus suon maisemarakenteeseen - tarkastelu digitaalisilta ilmakuvilta. - Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto. Maantieteen laitos. 85 s. + 7 liitettä.

- Seppä, H. 1998. Suomen soiden pinnanmuodot. Teoksessa: Vasander, H. (toim.) Suomen suot. 27-33.
- Tolonen, K. 1987. Natural history of raised bogs and forest vegetation in the Lammi area, southern Finland studied by stratigraphical methods. *Ann. Acad. Sci. Fennicae A. III.* 144:1-46.
- Tolonen, K. & Seppä, H. 1994. Pyhtään Munasuon kasvillisuudesta, morfologiasta ja kehityspiirteistä. *Terra* 106:216-225.
- Tuominen, S., Eeronheimo, H. & Toivonen, H. 2001. Yleispiirteinen biotooppiluokitus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 57: 1-60.
- Vasander, H. 1982. Plant biomass and production in virgin, drained and fertilized sites in a raised bog in southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 19:103-125.
- Vasander, H. 1984. Effect of forest amelioration on diversity in an ombrotrophic bog. *Ann. Bot. Fennici* 21:7-15.
- Vasander, H. 1990. Plant biomass, its production and diversity on virgin and drained southern boreal mires. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen julkaisuja 18. 16s. + 6 originaalijulkaisua.
- Vasander, H., Kuusipalo, J. & Lindholm, T. 1993. Vegetation changes after drainage and fertilization in pine mires. *Suo* 44:1-9.
- Åberg, E. 1992. Tree colonisation of three mires in southern Sweden. Teoksessa: Bragg, O.M., Hulme, P.D., Ingram, H.A.P. & Robertson, R.A. (toim.) *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. British Ecological Society/International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 268-270.

Kaisu Aapala

Korpien ekologiset
ominaispiirteet
ja suojelutilanne

Tiivistelmä

Korpia esiintyy koko maassa, mutta niiden osuus suopinta-alasta on selvästi suurempi Etelä-Suomessa kuin Pohjois-Suomessa. Koko maassa on VMI8:ssa luokiteltu korviksi 2,3 milj. ha, joka on 26 % suoksi luokitellusta pinta-alasta. Korviksi luokitelluista soista on ojitettu koko maassa 34 %. Keidassuovyöhykkeellä ojitusprosentti on 78 % ja vielä Pohjanmaan aapasuovyöhykkeelläkin 72 %.

Tämän työn tavoitteena on tarkastella korprien ekologisia ominaispiirteitä ja suojelutilannetta. Luonnontilaiset korvet ovat merkittäviä lajistollisen monimuotoisuuden keskittymiä borealisessa metsäluonnossa. Luonnontilaisille korville tyypillinen pienipiirteinen kosteusvaihtelu ylläpitää kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden sekä maassa elävien selkärangattomien lajistollista monimuotoisuutta. Korville tyypillinen pitkä metsällinen jatkumo, puuston eri-ikäisrakenne, lahopuujatkumo ja kostea pienilmasto selittävät myös korprien lajistollista monimuotoisuutta.

Korprien suojelutilannetta koko maassa tarkasteltiin VMI8:n perusteella. Aineistossa olivat mukana kaikki valtion ja yksityisten mailla sijaitsevat lakisääteiset suojelualueet sekä valtioneuvoston hyväksymät soiden, lehtojen ja vanhojen metsien suojeluohjelmien kohteet. Suojeltuja korpia on VMI8:n mukaan koko maassa 115 800 ha, joka on 5 % korprien koko pinta-alasta. Keidassuovyöhykkeellä alle prosentti korpista on suojeltu, Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä 4 %, Metsä-Lapissa 37 % ja Tunturi-Lapissa 11 %. Keidassuovyöhykkeen suojelluista korpista lähes puolet on ojitettu.

Keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosan korprien suojelutilannetta tarkasteltiin lisäksi Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla. Aineistona käytettiin Metsähallituksen paikkatietoaineistoa, josta poimittiin kaikki suojelualueiden korpikuviot ja niistä seuraavat tiedot: pinta-ala, pääryhmä (metsä-, kitu-, joutomaa), kasvillisuusluokka, ojitustilanne sekä puuston pääosittien puulaji ja ikä. Aineistossa on mukana 269 suojelualueetta, joilla on yhteensä 9 500 ha korpia (3 445 korpikuviota). Koko tarkastelualueen suojelluista korpista viidennes on ojitettu, mutta keidassuovyöhykkeellä tilanne on selvästi heikompi, 58 % suojelluista korpista on ojitettu. Valtaosa (86 %) suojelluista korpista on luokiteltu ravinteisuustasoltaan mustikkaisiin tai puolukkaisiin. Aapasuovyöhykkeen suojelualueiden ojittamattomista korpista puolet on puuston iältään yli 140 –vuotiaita, keidassuovyöhykkeellä noin neljännes.

Sekä VMI8:n että Metsähallituksen aineiston perusteella korprien suojelussa on sekä määrällisiä että laadullisia puutteita. Suojeltu korpipinta-ala on jakautunut alueellisesti epätasaisesti eikä se noudata alkuperäistä korprien esiintymisjakaamaa. Korprien suojelutilanne on ongelmallisin keidassuovyöhykkeellä, jossa korprien korkea ojitusprosentti ja alhainen suojeluprosentti heikentävät merkittävästi mahdollisuuksia säilyttää korprien luontainen lajistollinen ja toiminnallinen monimuotoisuus koko laajuudessaan. Ojitettujen korprien ennallistamisen tarve keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen suojelualueilla on ilmeinen.

Metsälain 10 §:n mukaisten rehevien korprien säilyminen voi tulevaisuudessa parantaa rehevien korprien heikkoa suojelutilannetta Etelä-Suomessa. Metsälain merkitystä korprien suojelussa heikentää kuitenkin alueellisuuden ja pienialaisuuden kriteerien tulkinta. Uusien metsänhoito-ohjeiden ja sertifiointikriteerien suositukset uudisojituksista luopumisista parantavat toteutuessaan kaikkien jäljellä olevien ojittamattomien korprien ja niiden lajiston säilymistä.

Sisällys

1 Johdanto	93
2 Korpien alueellinen esiintyminen	94
3 Korpien lajistollinen monimuotoisuus ja siihen vaikuttavat tekijät	96
3.1 Korpien ekologiset ominaispiirteet	96
3.2 Jäkälät ja sammalat	97
3.3 Kääväkkäät	99
3.4 Putkilokasvit	99
3.5 Hyönteiset	100
3.6 Linnut	101
4 Korpien puuston rakenne ja dynamiikka	102
4.1 Puuston rakenne	102
4.2 Puuston dynamiikka	104
5 Korpien kehityshistoria	106
6 Korpien suojelutilanne	108
6.1 Korpien suojelutilanne koko maassa valtakunnan metsien inventoinnin mukaan	108
6.2 Keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosan korpien suojelutilanne Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla	112
6.3 Korpien suojelualueverkko keidassuovyöhykkeellä ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä	122
6.3.1 Keidassuovyöhyke	123
6.3.2 Pohjanmaan aapasuovyöhyke	127
6.4 Metsälain korpityypit	130
7 Tulosten tarkastelu	132
7.1 Aineistojen edustavuus	132
7.2 Suojelutilanne	133
7.3 Suojelualueverkon rakenne ja alueellinen edustavuus	136
7.4 Metsälain merkitys korpien suojelussa	138
7.5 Korpien ominaispiirteiden huomioiminen suojelussa	139
8 Johtopäätökset	141
Kiitokset	143
Kirjallisuus	144



Johdanto



Suomalaisen kasvillisuusluokituksen mukaan korvet ovat kuusi- ja/tai lehtipuujaja pensasvaltaisia suokasvupaikkoja, joilla metsävarvut ja/tai ruohot ja heinät ovat yleisiä (Eurola ym. 1995). Suomessa korvet luokitellaan soihin, mutta esimerkiksi Ruotsissa korvet, joissa metsän kasvu on vuodessa yli 1 m³/ha tai puuston latvuspeittävyys on yli 30 %, luokitellaan metsiksi (Sjöberg & Ericson 1992).

Luonnontilaisiin korpiin kohdistunut ekologinen tutkimus on ollut viime vuosiin saakka melko vähäistä ja se on keskittynyt aiemmin pääasiassa kasvillisuuden luokitteluun, sekä kasvillisuuden koostumukseen vaikuttavien ympäristötekijöiden tarkasteluun (Cajander 1913, Tuomikoski 1942, Ruuhijärvi 1960, Eurola 1962).

Korpien arvo ja niiden merkitys boreaalisen metsä- ja suolajiston säilymiselle on viime vuosina korostunut, kun useat tutkimukset ovat osoittaneet korpien olevan luontaisia lajidiversiteetin keskittymiä boreaalisessa vyöhykkeessä (Söderström 1988, Ohlson 1990, Kuusinen 1994a,b, 1996a, Segerström ym. 1994, 1996, Ohlson ym. 1997, Segerström 1997, Hörnberg ym. 1998, Saaristo 1998).

Korpien suojelun tarpeeseen kiinnitettiin huomiota jo 1960-luvulla, kun tehtiin ensimmäisiä valtakunnallisia soidensuojelusuunnitelmia (Häyrinen & Ruuhijärvi 1966). Soidensuojelun perusohjelmassa Etelä-Suomen rehevien korpien suojeleminen nähtiin kiireellisenä ja välttämättömänä (Soidensuojelutyöryhmä 1977, 1980). Tehdyt tutkimukset soidensuojelun tilanteesta osoittavat, että erityisesti Etelä-Suomen korpien suojelussa on vielä puutteita (Aapala & Lindholm 1995, Suikki 1992, Suikki & Hanhela 1993, 1994). Tämän työn tavoitteena on tarkastella korpien ekologisia ominaispiirteitä, suojelutilannetta, sekä Etelä-Suomen korpien suoje-lualueverkon rakennetta ja alueellista riittävyttä.

2

Korpien alueellinen esiintyminen

Korpia on koko maassa. Niiden osuus suopinta-alasta on selvästi suurempi Etelä-Suomessa kuin Pohjois-Suomessa (taulukko 1, Ilvessalo 1956, Metsätilastollinen vuosikirja 1999, Tomppo 2000). Korpien suhteellinen osuus suopinta-alasta on ollut suurimmillaan Järvi-Suomessa, Savossa, Uudellamaalla ja Hämeessä. Niukkimmin korpia on ollut Suomenselällä, Pohjois-Pohjanmaalla rannikkoalueita lukuun ottamatta sekä aivan pohjoisimmassa Lapissa (Ilvessalo 1957).

Taulukko 1. Korpien suhteellinen osuus suopinta-alasta 1950- ja 1990-luvulla. 1950-luvun tilastossa vain ojittamattomat korvet, 1990-luvun tilastossa kaikki korvet (Ilvessalo 1956, Metsätilastollinen vuosikirja 1999).

	% suopinta-alasta	
	1950 -luku	1990 -luku
Etelä-Suomi	26,3 *	37,1
Pohjois-Suomi	17,5	19,0
Koko maa	20,9	25,5

* 33,8 % , kun lisätään LhTkg, MTkg, Kmu, Koj

Valtakunnan metsien 8. inventoinnin mukaan korpien osuus suopinta-alasta on suurimmillaan keidassuovyöhykkeellä, noin 40 % (taulukko 2, Virkkala ym. 2000). Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä korpien osuus suopinta-alasta on noin 22 %, Peräpohjolan ja Metsä-Lapin aapasuovyöhykkeillä hieman yli 10 % ja Tunturi-Lapissa alle 10 %.

Taulukko 2. Ojittamattomien ja ojittettujen korpien pinta-ala (ha) ja osuus (%) korpien kokonaisalasta sekä korpien yhteenlaskettu pinta-ala ja osuus soiden kokonaisalasta suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnissa (Virkkala ym. 2000).

Suovyöhyke	Ojittamatta		Ojitettu		Yhteensä ha	Osuus suoalasta %
	ha	%	ha	%		
Keidassuovyöhyke						
Kilpiketaat	76 500	22,2	266 800	77,8	343 300	41,3
Viettokeitaat	149 000	21,7	539 200	78,3	688 200	39,8
Aapasuovyöhyke						
Pohjanmaan aapasuot	241 400	27,8	627 700	72,2	869 100	21,8
Peräpohjolan aapasuot	207 300	74,3	71 700	25,7	279 000	14,3
Metsä-Lapin aapasuot	92 100	99,2	700	0,8	92 800	12,7
Tunturi-Lapin palsa- ja paljakkasuot	19 900	100			19 900	8,2
Yhteensä	786 200	34,3	1 506 100	65,7	2 292 300	25,7

Valtaosa maan eteläpuoliskon korvista on valtakunnan metsien kolmannen inventoinnin (VMI3) mukaan ollut kangaskorpia ja varsinaisia korpia ja vain vajaa kymmenesosa reheviä korpia (lehtokorpi, ruoho- ja heinäkorpi, lettokorpi) (taulukko 3, Ilvessalo 1956). Rehevien korprien osuus suopinta-alasta on ollut suurimmillaan Itä-Hämeen (8%), Uudenmaan-Hämeen (7%), Helsingin (6%) ja Itä-Savon (5 %) metsälautakuntien alueilla. Etelä-Pohjanmaalla ei VMI3:n aineistossa ollut lainkaan reheviä korpia (Ilvessalo 1957).

Taulukko 3. Ojittamattomien korpityyppien suhteellinen osuus koko suopinta-alasta Suomessa 1951-53 (Ilvessalo 1956).

	% suoalasta		
	Eteläpuolisko	Pohjoispuolisko	Koko maa
Lehtokorpi	0,8	0,6	0,7
Kangaskorpi	11,4	5,4	7,7
Varsinainen korpi	9,9	4,0	6,3
Rääseikkökorpi	0,1	1,6	1,0
Ruohokorpi	1,5	1,8	1,7
Nevakorpi	2,5	2,6	2,6
Lettokorpi	0,1	1,5	1,0
Yht.	26,3	17,5	20,9

Koko maan suopinta-alasta (9 742 000 ha) oli 1950-luvulla ojittamattomia korpia 21 % (Ilvessalo 1956). Nykyisestä suopinta-alasta (8 936 400 ha) ojittamattomien korprien osuus on 9 % (Virkkala ym. 2000). Ojittamattomien korprien määrä on vähentynyt koko maassa 1950-luvun 2 036 000 hehtaaria 1990-luvun 786 200 hehtaariin.

VMI8:n mukaan koko maan korviksi luokitelluista soista on ojittamatta 34 % (taulukko 2, Virkkala ym. 2000). Keidassuovyöhykkeellä korprien ojitusprosentti on 78 % ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä 72 %. Vielä Peräpohjolan aapasuovyöhykkeelläkin neljännes korvista on ojitettu. Jäljellä olevista ojittamattomista korvista 41 % sijaitsee Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen pohjoispuolella.

3

Korpien lajistollinen monimuotoisuus ja siihen vaikuttavat tekijät

3.1 Korpien ekologiset ominaispiirteet

Korpilajien esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavat ekologiset ominaispiirteet liittyvät toisaalta korpien "suo-ominaisuuksiin" (korkea pohjavedenpinnan taso, turpeen kerrostuminen ja mikrohabitaattien hydrotopografiset erot) ja toisaalta korpien "metsäominaisuuksiin" (puulajikoostumus, puuston rakenne ja dynamiikka). Puuston aiheuttama varjoisuus yhdessä korkean pohjavesipinnan tason kanssa luo korville tyypillisen kostean pienilmaston.

Korpiisuus suoekologisena vaihteluosuutena ymmärretään tilanteena, jossa suokasvit ohuen turvekerroksen vuoksi saavat ravinnelisiä suoraan mineraalimaasta. Korpiuuteen liittyy usein myös maanpinnan kaltevuus, mikä merkitsee veden hyvää liikkuvuutta ja suurehkoa happipitoisuutta. Ekologisena ilmiönä korpiisuus on yleisimmillään havumetsävyöhykkeen mantereisuuden ja mereisyyden suhteen välittävillä alueilla sekä mereisillä alueilla (Eurola ym. 1995).

Korvet ovat pääsääntöisesti ohutturpeisia. Turvekerroksen paksuus vaihtelee kangaskorpien joskus epäyhtenäisestäkin, keskimäärin alle 20 cm paksuisesta turvekerroksesta lettokorpien keskimäärin metrin paksuiseen turvekerrokseen (taulukko 4, Ilvessalo 1956).

Taulukko 4. Eri korpityyppien keskimääräiset turvekerroksen paksuudet (Ilvessalo 1956).

Suotyyppi	Turvekerroksen paksuus keskimäärin, cm
Kangaskorpi	17
Lehtokorpi	29
Varsinainen korpi	74
Ruohokorpi	69
Nevakorpi	89
Lettokorpi	99

Vaikka korvet sijoittuvatkin tyyppiryhmänä kosteusgradientin kuivimpaan päähän, kun tarkastellaan koko suokasvillisuuden vaihtelua (Ruuhijärvi 1988), on korville tyypillistä nimenomaan pienipiirteinen hydrotopografinen vaihtelu. Vedepinnan korkeuden suhteen erilaiset pinnat tarjoavat laajan elinympäristöjen kirjon kuivilta mättäiltä ja puiden tyviltä pysyvästi vedentäyttämiin painanteisiin (Eurola ym. 1995, Ohlson 1990, Hörnberg ym. 1998). Korpikasvupaikkojen monimuotoisuutta lisäävät myös lähteisyys (pohjavesivaikutus) ja luhtaisuus (pinta- ja tulvavesivaikutus).

Korvet muodostavat kasvilajistollisesti monimuotoisen tyyppiryhmän, jossa voidaan erottaa vähittäinen vaihtelu kangasmaakasvillisuudesta lähellä avosuota oleviin tyyppeihin. Kasvupaikkojen ravinteisuuden ja kosteuden erot selittävät suokasvilajiston ryhmittymistä. Kasvitieteellinen soiden luokittelu jakaa korvet mosaiikkikasvustoisiin tai mätäspintaisiin aitokorpiin ja mätäs – väli/rimpipintaisiin yhdistelmätyyppeihin, neva- ja lettokorpiin (Eurola ym. 1995). Ravinteisuuden perusteella aitokorvet jaetaan edelleen karuihin ja ravinteisiin (oligo-mesotrofiset ja mesotrofiset).

Metsätieteellisen suoluokittelun periaatteet ovat samat kuin kasvitieteellisen, mutta nimitykset hieman erilaiset (taulukko 5, Laine & Vasander 1990). Valtakunnan metsien 8. inventoinnissa käytettyjen ravinteisuustasojen rinnastaminen kasvitieteellisen ja metsätieteellisen luokituksen korpityyppeihin on esitetty taulukossa 5.

Taulukko 5. Kasvitieteellinen (Eurola ym. 1995) ja metsätieteellinen (Laine & Vasander 1990) korprien luokitus ja VMI:ssä käytetyt ravinteisuustasot (Heikkinen & Reinikainen 2000). VMI8 ravinteisuustasoista käytetään seuraavia lyhenteitä: Rt1 = Lehtomaiset ja lettosuot ja lehtoturvekankaat, Rt2 = Ruohoiset suot sekä turvekankaat, Rt3 = Mustikkaiset sekä suursaraiset suot ja turvekankaat, Rt4 = Puolukkaiset sekä piensaraiset suot ja turvekankaat.

Korprien luokittelu		
Eurola ym. 1995	Laine & Vasander 1990	VMI8
Aitokorvet	Aidot korvet	
Puolukkakangaskorpi	(sisältyy puolukkakorpiin)	Rt4
Mustikkakangaskorpi	Kangaskorpi	Rt3/Rt4
Ruohokangaskorpi	(sisältyy lehtokorpiin)	Rt1
Lehtokorpi	Lehtokorpi	Rt1
Mustikkakorpi	Mustikkakorpi	Rt3
Puolukkakorpi	Puolukkakorpi	Rt4
Muurainkorpi	(sisältyy puolukkakorpiin)	Rt4
Metsäkortekorpi	(sisältyy mustikkakorpiin)	Rt3
Ruoho-mustikkakorpi		
Saniaiskorpi	Ruohokorpi	Rt2
Ruoho- ja heinäkorpi	Ruohokorpi	Rt2
	Pallosarakorpi	Rt4
Yhdistelmätyypit	Sekatyytit	
Lehtokorpi	Varsinainen lehtokorpi	Rt1
	Koivulehtokorpi	Rt1
Luhtanevakorpi		
Mesotrofinen sarakorpi	Ruohoinen sarakorpi	Rt2
Nigra-nevakorpi		
Oligotrofinen sarakorpi	Varsinainen sarakorpi	Rt3

Osa korprien lajistollisesta monimuotoisuudesta liittyy niiden ekotoniluonteeseen (Korpela & Reinikainen 1996a, b, Sjöberg & Ericson 1997). Korvet sijaitsevat usein kivennäismaiden ja soiden tai vesistöjen ja soiden vaihtumisvyöhykkeissä, jolloin lajistossa on piirteitä ympäröivien kivennäismaiden metsistä, rannoilta ja vie-reisiltä rämeiltä ja avosoilta.

Puustoisessa ekosysteemissä lahopuulla on keskeinen merkitys sekä elinympäristönä että monissa ekologisissa prosesseissa (Siitonen 1998). Korvessa oleva lahopuu tarjoaa elinympäristön monille saproksyyteille lajeille. Sitä, kuinka paljon korprien lahopuulajisto mahdollisesti poikkeaa lajikoostumukseltaan tai runsaussuhteiltaan kivennäismaiden vastaavasta lajistosta, ei ole juuri tutkittu.

3.2 Jäkälät ja sammalet

Runsaspuustoisten korprien varjoisuus ja tasaisen kosteana pysyvä pienilmasto ovat edullisia rungolla viihtyvälle epifyyttijäkälille. Kuusinen (1996a) on tutkinut etelä- ja keskiboreaalaisella vyöhykkeellä kuusen epifyyttilajiston diversiteettiä, lajirunsautta ja lajikoostumusta gradientilla, joka ulottui korvesta suon ja kiven-

näismaan metsän vaihettumisvyöhykkeen (ekotoni) kautta kivennäismaalle. Eteläboreaalaisella vyöhykkeellä keskimääräinen lajimäärä/puu oli merkittävästi korkeampi korvissa kuin kivennäismaalla. Kokonaislajimäärä väheni yleensä mentäessä korvista kivennäismaalle. Yli puolet harvinaisista lajeista (esiintymiä vain yhdellä tai kahdella puulla) oli nimenomaan korpien ja ekotonien lajeja. Kuusisen (1996a) mukaan selittäviä tekijöitä korpien ja ekotonien korkeaan epifyyttien lajirunsauteen ja diversiteettiin voisivat olla korven pitkä metsällinen jatkumo ja kostea pienilmasto.

Näyttää siltä, että korpien merkitys kuusen epifyyttilajistolle olisi suurempi etelä- kuin keskiboreaalaisella vyöhykkeellä (Kuusinen 1996a). Tähän voi olla syyinä mm. se, että keskiboreaalinen vyöhyke on suurilmastoltaan kosteampi ja epifyytit menestyvät mineraalimaiden metsissäkin. Keskiborealaisen vyöhykkeen tutkitut metsäkuviot olivat lisäksi vanhempia, eikä kivennäismaallakaan ollut metsätalouden jälkiä, joten metsän jatkumo oli myös kivennäismailla pidempi.

Myös raita ja haapa, joilla on monipuolinen epifyyttilajisto, kasvavat usein korvissa tai niiden läheisyydessä. Esimerkiksi Kuusisen (1994a) raidan epifyyttijäkälien diversiteettitutkimuksessa, yli 80 % tutkituista raidoista kasvoi soiden reunamilla ja soistuneissa metsissä. Raidan epifyyttilajisto muodostuu pääasiassa generalisteista, mutta kokonaislajilukumäärä on korkeampi kuin millään muulla metsäpuulla Itä-Fennoskandiassa (Kuusinen 1994a, 1996b). Haavan epifyyttilajistossa puolestaan habitaattispecialistien määrä on korkea (Kuusinen 1994b, 1996b). Kokonaisuudessaan korpien merkitys epifyyttidiversiteetin säilyttäjänä boreaalissa metsämaisemassa on Kuusisen (1994a, b, 1996 a, b) mukaan huomattava.

Epifyyttijäkälät voivat olla herkkiä ympäristön maankäytön aiheuttamille pienilmaston muutoksille. Esimerkiksi Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa takkuhankajakälä (*Evernia divaricata*) hävisi pieniltä korpilaikuilta 2-13 vuodessa ympäristön hakkuiden jälkeen, vaikka itse korpikuvioiden ei koskettukaan (Sjöberg & Ericsson 1992).

Korpien kosteus ja varjoisuus ovat keskeisiä ympäristötekijöitä myös maksasammalille. Useimmat valtakunnallisesti uhanalaisista soiden maksasammalista ovat korpilajeja: hitupihtisammal (*Cephalozia macounii*), korpikaltiosammal (*Harpanthus scutatus*), kantokinnassammal (*Scapania apiculata*), etelänraippasammal (*Anastrophyllum michauxii*), piilosammal (*Cryptothallus mirabilis*), kantopaanusammal (*Calypogeia suecica*) ja notkopihtisammal (*Cephalozia affinis*) (Rassi ym. 2000). Niiden olemassaoloa uhkaa paitsi jäljellä olevien esiintymispaikkojen tuhoutuminen myös ympäristön maankäytön aiheuttamat pienilmaston muutokset, ojitukset, purojen perkaukset sekä lahoppuun väheneminen (Rassi ym. 1986, Hallingbäck 1998).

Edellä mainituista uhanalaisista maksasammalista hitupihtisammal, kantokinnassammal ja kantopaanusammal ovat epiksyylisiä lajeja, jotka vaativat elinympäristökseen sopivaa lahoppuuta (Laaka 1992, Syrjänen 2000). Eri maksasammallajien on todettu kolonisoivan lahoppuuta eri aikoina ja eri lajien esiintymisen maksimi keskittyy tietyn vaiheen lahoppuuhun (Söderström 1988, Laaka-Lindberg 2000). Sopivassa lahovaiheessa olevan kasvualustan lisäksi epiksyyliset maksasammalet vaativat elinympäristöltään tasaisen kosteaa pienilmastoa ja varjoisuutta, jotka ovat ojitamattomille korville tyypillisiä piirteitä.

Korpien pohjakerroksen sammallajiston koostumus vaihtelee kasvupaikan kosteuden ja ravinteisuuden mukaan. Mätäspinoilla vallitsevat metsäsammalet, esim. kynsisammalet (*Dicranum* sp.), seinäsammal (*Pleurozium schreberi*), kerrosammal (*Hylocomium splendens*) ja korpikarhunsammal (*Polytrichum commune*) yhdessä muutamien rahkasammallajien, esim. korpi- (*Sphagnum girgensohnii*), pallopää- (*S. wulfianum*) ja varvikkorahkasammalen (*S. russowii*) kanssa. Lähteisyys ja luhtaisuus lisäävät välipintojen sammallajiston määrää, ja runsasravinteisuutta

vaativien rahkasammalten, kuten hete- (*S. warnstorffii*), letto- (*S. teres*) ja okarahkasammalten (*S. squarrosus*) lisäksi lehvasammalien (*Mniaceae*) määrä lisääntyy (Euroala ym. 1995).

Ohlson ym. (1997) tutkivat kymmenen ruotsalaisen korven lajistollista monimuotoisuutta. Tutkituista korpilaikuista, jotka olivat yhteispinta-alaltaan 20 ha, löytyi yhteensä 195 maksa- ja lehtisammallajia, mikä on 33 % Ruotsin borealisesta sammallajistosta. Saatu tulos korostaa korprien merkitystä sammallajiston diversiteetin keskittymänä borealisessa luonnossa.

3.3 Kääväkkäät

Monille puiden lahottajasienille elinympäristön varjoisuus ja kostea pienilmasto ovat tärkeitä. Kuolleen ja kuolevan puuaineksen määrä ja laatu vaikuttavat siihen millainen lahottajasienilajisto metsässä menestyy (Kotiranta & Niemelä 1996a). Koska useimmille kääpälajeille isäntäpuulaji ja lahoppuun laatu ratkaisevat elämisen mahdollisuudet, ei kaikkien lajien kohdalla ole arvioitu erikseen esiintymistä esim. korvessa. Koska kuusi on tärkein uhanalaisten kääväkkäiden isäntäpuu (Kotiranta & Niemelä 1996b), korvet ovat todennäköisiä elinympäristöjä myös monille uhanalaisille kääväkkäille.

Kuusivaltaisten metsien luonnontilaisuutta ilmentävistä ns. vanhan metsän lajeista (Kotiranta & Niemelä 1996b) voi korvissa esiintyä ainakin oravuotikka (*Asterodon ferruginosus*), peikonnahka (*Crustoderma dryinum*), rusokantokääpä (*Fomitopsis rosea*), punahäivekääpä (*Leptoporus mollis*), korkkikerroskääpä (*Perenniporia subacida*), kuusenkääpä (*Phellinus chrysoloma*), ruostekääpä (*Phellinus ferrugineofuscus*), aarnikääpä (*Phellinus nigrolimitatus*), riukukääpä (*Phellinus viticola*), tippahaprakääpä (*Postia guttulata*), rusokääpä (*Pycnoporellus fulgens*) ja korpiludekääpä (*Skeletocutis odora*) (H. Kotiranta suull. 2000). Kuusivaltaisten metsien 13 aarniolajista (Kotiranta & Niemelä 1996b) puolet voi esiintyä myös korvissa: pursukääpä (*Amylocystis lapponica*), sitruunakääpä (*Antrodiella citrinella*), lohkokääpä (*Diplomitoporus crustulinus*), punakarokääpä (*Junghuhnia collabens*), pohjanrypykkä (*Phlebia centrifuga*) ja välkkyludekääpä (*Skeletocutis stellae*) (H. Kotiranta suull. 2000).

Edellä mainituista lajeista korkkikerroskääpä, korpiludekääpä ja pursukääpä Etelä-Suomessa näyttävät suosivan korpia, mutta ei tiedetä johtuuko se nimenomaan jostakin elinympäristön "korpiominaisuudesta" vai onko syynä esimerkiksi riittävän pitkä lahoppuujatkumo ja metsän jatkumo (H. Kotiranta suull. 2000).

Ohlson ym. (1997) tutkivat kymmenen ruotsalaisen luonnontilaisen korven kasvi- ja sienilajistoa ja sen suhdetta kasvupaikan häiriöhistoriaan. Tarkastelussa oli mukana mm. 33 ns. vanhan metsän indikaattorilajia (13 kääpälajia ja 20 jäkälälajia), joiden on sanottu indikoivan metsän jatkuvuutta (continuity). Indikaattorilajien esiintymisen ja metsän pitkän jatkumon (= kuusimetsänä yli 300 vuotta) välillä ei löydetty korrelaatiota. Sen sijaan kuolleen puun määrä ja puuston monikerroksisuus selittivät indikaattorilajien esiintymistä paremmin.

3.4 Putkilokasvit

Suomen putkilokasvilajistossa on yli 350 lajia, jotka voivat kasvaa suoympäristöissä. Näistä noin kolmannes voidaan luokitella ensisijaisiin suolajeihin eli lajeihin, jotka esiintyvät vain soilla tai joiden ensisijainen elinympäristö on suo. Suomen putkilokasvilajistossa ei ole yhtään sellaista lajia, joka esiintyisi vain korvissa. Monelle lajille korvet muodostavat kuitenkin optimihabitaatin, jossa on lajin luontaisen esiintymisen painopiste. Näitä ovat esim. vienansara (*Carex atherodes*), hento-

sara (*C. disperma*), korpisara (*C. loliacea*), vankkasara (*C. riparia*), viitasara (*C. tenuiflora*), korpisorsimo (*Glyceria lithuanica*), herttakaksikko (*Listera cordata*) ja lapinleinikki (*Ranunculus lapponicus*). Korprien putkilokasvien kokonaislajimäärä Suomessa on yli 250.

Korprien putkilokasvilajiston koostumus heijastelee kasvupaikan ekotoniluonnetta. Lajistossa on edustettuna erilaisia ekologisia lajiryhmiä: metsä-, korpi-, räme-, neva-, lähde-, letto-, lehto- ja luhtalajeja. Karujen korprien kenttäkerroksen putkilokasvilajisto on melko niukkaa ja metsävarpuvaltaista. Rehevissä korvissa kasvilisuus on ruoho- ja heinävaltaista ja lajistoltaan monipuolista. Ohlsonin (1990) mukaan 60 % Ruotsin kaikista metsien putkilokasveista esiintyy luonnontilaisissa rehevissä korvissa, vaikka näiden biotooppien pinta-ala on vain 5 % koko maan metsäpinta-alasta.

3.5 Hyönteiset

Korprien ekotoniluonne näkyy myös selkärangattomassa lajistossa. Pääosa lajistosta, erityisesti kuivimmissa korvissa ja kuivemmillä mätäspinoilla, on metsien generalistilajeja, mutta niiden lisäksi on joukko lajeja, jotka selvästi suosivat korpia (H. Tuki, suull. 2001). Tällainen on esimerkiksi liekokurekiitäjäinen (*Platynus mannerheimii*) (Niemelä ym. 1987). Muita korpia suosivia maassa eläviä lajeja ovat esimerkiksi metsäpeilikkiitäjäinen (*Notiophilus reitteri*), korpikätkökiitäjäinen (*Trechus rivularis*) (erityisesti lehtipuuvaltaisissa korvissa, esim. tervaleppäkorvissa) ja korpisysikiitäjäinen (*Pterostichus diligens*) sekä monet lyhytsiipiset (esim. *Oxypoda lugubris*, *O. operta*, *Olophrum rotundicolle*, *Stenus flavipalpis*, *Mycetoporus bergrothi*, *Mniusa grandiceps*, *Lathrobium brunnipes*, *Philhygra arctica*) (J. Siitonen, suull. 2001, I. Mannerkoski, suull. 2001). Korprien, esimerkiksi nevakorprien, avoimemmissa osissa tavataan puolestaan avosoiden hyönteislajistoa ja sulavesilammikoissa sekä läpi kesän vetisinä säilyvissä painanteissa sukeltajia ja muita vesihyönteisiä (H. Tuki suull. 2001, Nilsson & Svensson 1995).

Korprien lahoppulajisto vastannee kivennäismaiden lahoppuilla esiintyvää lajistoa. Korpikolva (*Pytho kolwensis*) on esimerkki lahoppulajista, jonka optimihabitatti Suomen nykyisessä metsämaisemassa näyttäisi olevan korvissa (Saaristo 1998, Siitonen & Saaristo 2000). Korpikolva on voimakkaasti taantunut Suomessa, kun luonnontilaiset, lahoppuustoiset kuusikot on hakattu ja ojitettu. Se elää järeissä, sopivassa lahovaiheessa olevissa kuusimaapuissa. Lahoppu säilyy korpikolvalle sopivana elinympäristönä noin 5-10 vuotta, minkä vuoksi korpikolvahabitatissa pitäisi olla riittävä lahoppuujatkumo. Aiemmin oletettiin korpikolvan olevan ehdoton korpilaji, mutta Kainuussa tehdyissä tutkimuksissa on todettu sen esiintyvän myös korpia ympäröivillä kivennäismailla, jos sopivaa lahoppuuta on tarjolla (Siitonen & Saaristo 2000). Populaatioiden ytimet sijoittuivat kuitenkin korpiin. Venäjän Karjalassa, Vienansalolla ja Vepsässä, korpikolva esiintyi yleisenä ja runsaana kuorellisella kuusimaapuulla kaikissa metsiköissä luonnontilaisen kaltaisissa runslahoppuisissa metsämaisemissa (Punttila 2000).

Muita tyypillisiä korprien kuusilahoppulajeja ovat mm. suomuniluri (*Xylechinus pilosus*) ja himmeäkuusijäärä (*Tetropium fuscum*), mahdollisesti myös pohjankuusijäärä (*Tetropium aquilonium*), aaltojäärä (*Semanotus undatus*), harmojäärä (*Callidium coriaceum*), idänräätäli (*Monochamus urussovii*), kuoripimikkä (*Bius thoracicus*) ja kuusenharjuniluri (*Carphoborus rossicus*) (J. Siitonen, suull. 2001, I. Mannerkoski, suull. 2001). Nämä lajit esiintyvät myös kivennäismailla, mutta ne näyttäisivät suosivan korpia. Syynä korprien suosimiseen voi olla isäntäpuiden laatu (korprien hidaskasvuiset, paksukuoriset kuuset poikkeavat laadultaan kivennäis-

maiden kuusista) tai luonnontilaisten korpien puustodynamiikka, joka palamattomissa tai harvoin palavissa korvissa ylläpitää lahopuujatkumoa (J. Siitonen, suull. 2001, Siitonen & Saaristo 2000).

3.6 Linnut

Korpien lintulajisto ei juuri poikkea kuusivaltaisten kangasmetsien lajistosta. Tyypillisiä korvissa pesiviä lintuja ovat mm. pohjansirkku (*Emberiza rustica*), peukaloinen (*Troglodytes troglodytes*), tälttiti (*Phylloscopus collybita*), pikkusieppo (*Ficedula parva*), varpushaukka (*Accipiter nisus*), kanahaukka (*Accipiter gentilis*), helmipöllö (*Aegolius funereus*), pyrstötiainen (*Aegithalos caudatus*), tilhi (*Bombycilla garrulus*), metsäviklo (*Tringa ochropus*) ja pohjantikka (*Picoides tridactylus*). Kanalinnuille korvet ovat tärkeä elinympäristö keväällä ja alkukesästä, kun naaraat poikasineen tarvitsevat suojaa ja poikasille tärkeää hyönteisravintoa (Helle ym. 1999, Sjöberg & Ericson 1997).

4

Korpien puuston rakenne ja dynamiikka

4.1 Puuston rakenne

Luonnontilaisten korpien puuston rakennetta ja dynamiikkaa on tutkittu jonkin verran. Suomalaiset aiheesta sivuavat tutkimukset perustuvat pääsääntöisesti VMI:n aineistoihin ja lähestyvät asiaa lähinnä metsätalouden näkökulmasta (Paavilainen & Tiihonen 1984, 1985, Gustavsen & Päivänen 1986, Mattila & Penttilä 1987, Uuttera ym. 1996, 1997, Norokorpi ym. 1997). Ruotsissa on viime vuosina tehty muutamia tutkimuksia aiheesta (Hörnberg 1995, Hörnberg ym. 1995, 1997). Yksittäisissä, vanhojen metsien uhanalaisia lajeja koskevilla tutkimuksilla on myös jonkin verran korpien puuston rakennetietoja (esim. Siitonen & Saaristo 2000).

Korvet ovat puustoltaan kuusi- ja/tai lehtipuuvaltaisia. Valtakunnan metsien kolmannen inventoinnin (1951-53) mukaan lehtipuuston (lähinnä koivun) osuus puuston kokonaistilavuudesta oli luonnontilaisissa korvissa keskimäärin kolmannes (Gustavsen & Päivänen 1986). Rehevät korvet (LhK, RhK) olivat sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa lehtipuuvaltaisempia kuin karut korvet (KgK, VK) (taulukko 6). Valtakunnan metsien kuudennen ja seitsemännen inventointien aineistojen mukaan ojittamattomien metsämaan korpien lehtipuuvaltaisuus kasvaa pohjoiseen päin mentäessä. Etelä- ja Keski-Suomessa noin 18 % ojittamattomista korvista on lehtipuuvaltaisia, Pohjanmaalla ja Kainuussa noin 25 % ja Lapissa noin 30 % (Paavilainen & Tiihonen 1984, 1985, Mattila & Penttilä 1987). Saariston (1998) tutkimissa kuudessa kainuulaisessa luonnontilaisessa korvessa kuusi muodosti 75 – 95 % tilavuudesta ja koivu 5 – 18 %.

Taulukko 6. Luonnontilaisten korpien puulajisuhteet Etelä- ja Pohjois-Suomessa valtakunnan kolmannen metsien inventoinnin mukaan (Gustavsen & Päivänen 1986).

Suotyyppi	Mänty	Kuusi	Lehtipuu
	%		
tilavuudesta			
Etelä-Suomi			
Lehtokorpi	4	35	61
Ruohokorpi	14	28	58
Kangaskorpi	20	56	24
Varsinainen korpi	11	59	30
Pohjois-Suomi			
Lehtokorpi	2	47	51
Ruohokorpi	5	40	55
Kangaskorpi	16	54	30
Varsinainen korpi	6	63	31

Hieskoivun lisäksi korpien lehtipuulajistoon kuuluvat mm. harmaaleppä, tervaleppä, puumaiset pajut (raita, halava) ja haapa. Etelä-Suomessa on harvinaisena myös saarnivaltaisia korpia. Valtakunnan metsien ensimmäisen inventoinnin (1921-

24) aikaan kasvoi hemi- etelä- ja keskiborealisella vyöhykkeellä koivua suurimmalla osalla (82-89 %:lla) luonnontilaisten korpien koealoista (koealoja kaikkiaan 157), haapaa runsaalla 10 %:lla ja leppää muutamalla prosentilla koealoista (Norokorpi ym. 1997).

Paleoekologiset tutkimukset ovat osoittaneet, että lehtipuita (erityisesti koivua ja leppää) on esiintynyt korvissa koko niiden kehityshistorian ajan, mutta lehtipuiden osuus on vaihdellut huomattavasti eri aikoina (Seegerström ym.1994, 1996, Kostamo 1999, Ohlson & Tryterud 1999). Yhteinen piirre tutkituissa korvissa näyttää olevan leppäosuuden vähittäinen pieneneminen.

Tyypillinen ns. vanhan metsän piirre luonnontilaisissa korvissa on puuston eri-ikäisrakenne. Eniten yksilöitä on nuorimmissa ikäluokissa ja yksilöiden lukumäärä laskee jyrkästi siirryttäessä vanhempiin ikäluokkiin (Hörnberg ym. 1995, Seegerström ym. 1994, 1996). Luonnontilaisen korven puuston runkolukujakauma muistuttaa ikäluokkajakaumaa ja on yleensä käännetyn J:n muotoinen: eniten runkoja on pienissä kokoluokissa, ja runkojen määrä vähentyy selvästi suurempiin kokoluokkiin siirryttäessä. Sekä Gustavsenin ja Päiväsen (1986) että Norokorven (1997) aineistossa oli tällainen runkolukujakauma kaikissa korvissa sekä maan etelä- että pohjoisosissa. Saariston (1998) tutkimissa korvissa elävän puuston runkolukujakauma oli joko tasainen tai lievästi käännetyn J:n muotoinen.

Ojittamattomien korpien runkoluvussa on Gustavsenin ja Päiväsen (1986) aineiston mukaan selviä suotyypittäisiä ja alueellisia eroja. Rehevissä korvissa runkoluvut ovat huomattavasti suurempia kuin karummissa. Kaikilla korpityypeillä runkoluvut ovat Pohjois-Suomessa alhaisempia kuin Etelä-Suomessa.

Luonnontilaisissa suometsissä sekä metsiköiden tilavuudet että vuotuiset tilavuuskasvut vaihtelevat suuresti samankin suotyypin sisällä (taulukko 7) (Gustavsen & Päivänen 1986). Etelä-Suomessa kaikilla korpityypeillä maksimitilavuudet olivat yli tai lähes 200 m³/ha. Pohjois-Suomessa vain varsinaisten korpien maksimikuutiomäärä oli yli 200. Keski- ja pohjoisruotsalaisissa luonnontilaisissa korvissa puuston tilavuus vaihteli 40 – 390 m³/ha (Hörnberg ym. 1997), kainuulaisissa korvissa 202 – 310 m³/ha (Saaristo 1998) ja Helvetinjärven kansallispuiston laajennusosan ojittamattomissa korvissa sekapuustoisten muurainkorpien viidestä m³/ha kuusivaltaisten lehtokorpien yli 300 m³/ha (Toivonen ym. 1998).

Taulukko 7. Keskitilavuus ja vuotuinen tilavuuskasvu (sekä niiden vaihteluväli) luonnontilaisissa korvissa (Gustavsen & Päivänen 1986).

Suotyyppi	Keskitilavuus m ³ /ha	Tilavuuskasvu m ³ /ha/a
Etelä-Suomi		
Lehtokorpi	106 (17 - 201)	6,4 (3,1 - 12,0)
Ruohokorpi	66 (5 - 223)	4,2 (0,9 - 8,1)
Kangaskorpi	72 (9 - 177)	3,3 (0,3 - 11,0)
Varsinainen korpi	69 (9 - 222)	2,8 (0,4 - 7,3)
Pohjois-Suomi		
Lehtokorpi	85 (17 - 191)	2,8 (0,7 - 6,6)
Ruohokorpi	54 (5 - 109)	1,7 (0,5 - 6,3)
Kangaskorpi	49 (6 - 168)	1,6 (0,1 - 10,2)
Varsinainen korpi	66 (4 - 262)	1,7 (0,2 - 4,6)

Luonnontilaiselle korvelle tyypillinen puuston eri-ikäisrakenne indikoi jatkuvaa uudistumista. Yksittäisiä puita kuolee jatkuvasti, mutta samanaikaisesti syntyy tilalle uusia taimia. Hörnberg ym. (1997) ovat tutkineet kuusen luontaista uudistu-

mista ja siihen vaikuttavia tekijöitä kymmenessä luonnontilaisessa korvessa Keski- ja Pohjois-Ruotsissa. Kuusen uudistumista tutkittiin selvittämällä luontaisesti syntyneiden taimien spatiaalista distribuutiota ja tutkimalla kylvökokein mikrohabitaatin (pohjakerroksen sammallajisto ja mikroreliefi) vaikutusta siementen itämiseen ja taimien elossa säilymiseen. Luontaisesti syntyneistä kuusen taimista 48 % kasvoi mättäillä ja 43 % kaatuneiden puiden rungoilla, juuripaakuilla ja pötkelöillä. Kylvökokeessa siemenet itivät parhaiten rahkasammalen (*Sphagnum* spp.) tai korpikarhunsammalen dominoimissa mikrohabitaateissa, heikoimmin seinäsammalen ja kerrossammalen dominoimissa habitaateissa. Parhaiten taimet säilyivät hengissä rahkasammalen tai seinäsammalen peittämällä rungoilla. Alavat mikrohabitaatit olivat huonoja sekä itämiselle että hengissä säilymiselle. Kuusen luontaiselle uudistumiselle parhaiksi osoittautuivat pohjaveden pinnan suhteen korkeimmalla olevat mikrohabitaatit: mättäät, juuripaakut, kannot ja kaatuneet, osittain lahonneet, rahka- ja seinäsammalen peittämät rungot. Luonnontilaisten korpien puuston uudistuminen luontaisesti pienialaisen aukkodynamiikan kautta luo kaiken aikaa sopivia mikrohabitaatteja kuusen uudistumiselle.

Puuston jatkuva uudistuminen pitää yllä myös lahoppuujatkumoa. Yksittäisten puiden kuollessa esim. tuulentaatojen, sieni- tai hyönteistuhojen seurauksena syntyy jatkuvasti eri-ikäistä ja eri kokoista lahoppuuta. Lahoppuun määrästä luonnontilaisissa korvissa on erittäin vähän tutkittua tietoa. Saariston (1998) tutkimissa kuudessa kainuulaisessa korvessa lahoppuun määrä vaihteli 73 – 111 m³/ha. Lahoppuujatkumo oli kaikissa tutkituissa korvissa hyvä. Eniten lahoppuuta oli pienemmissä läpimittaluokissa, lukumääräisesti vähiten järeimmissä kokoluokissa. Lahoppuuston dynamiikkaa korvissa, esim. puiden lahoamisnopeutta, ei ole toistaiseksi tutkittu lainkaan.

4.2 Puuston dynamiikka

Kivennäismaiden luonnonmetsien tutkimuksissa erilaiset häiriöt ja niiden aiheuttamat muutokset puuston dynamiikassa ja lajien runsaudessa ja levinneisyydessä ovat nousseet keskeisiksi tutkimuskohteiksi viime vuosien aikana (esim. Kuuluvainen 1994, Linder ym. 1997). Korpihabitaateissa on tämän metsädynamiikan lisäksi otettava huomioon myös suon dynamiikka, jossa vesi, ja erityisesti sen virtauksessa tapahtuvat muutokset, on keskeinen ekologinen tekijä.

Metsikön lyhyen aikavälin dynamiikkaa voi tarkastella elävän puuston ikärakenteen avulla. Hörnberg ym. (1995) tutkivat kymmenen pohjois- ja keskiruotsalaisen luonnontilaisen korven puuston ikäluokkajakaumia. Tulokset osoittivat, että kaikissa tutkituissa korvissa metsän jatkumo oli yli 200 vuotta, eivätkä korvet olleet palaneet ainakaan viimeisten 200 – 300 vuoden aikana.

Pohjoisessa, lähellä kuusen levinneisyysalueen luoteisrajaa, myös ilmasto voi vaikuttaa korpien puuston ikäluokkarakenteeseen. Kaikissa kolmessa pohjoisimmassa korvessa oli selvä huippu 11-20 -vuotiaitten ikäluokassa, mikä osoittanee samanaikaista suotuisaa jaksoa siementen itämiselle ja taimien elossa säilymiselle (Hörnberg ym. 1995). Myös pohjoisen rämeillä on havaittu vastaavaa synkronisuutta puustojen ikäluokkajakaumissa (Ågren & Zackrisson 1990). Eteläisemmissä korvissa vastaavaa yhtenäistä rakennepiirrettä ikäluokkajakaumissa ei ollut havaittavissa (Hörnberg ym. 1995).

Kahdessa Hörnbergin ym. (1995) tutkimassa korvessa ikäluokkajakauma oli kaksihuippuinen, mikä osoittaa metsikön olevan toipumassa pienialaisesta häiriöstä. Korvessa olleiden kantojen perusteella voitiin todeta häiriön olleen ihmisen aiheuttama. Sen jäljiltä metsään on syntynyt pieniä aukkoja, joissa puusto on päässyt uudistumaan. Myös luonnontuhot, esim. myrsky- tai lumituhot, voivat näkyä samalla tavalla puuston ikäluokkarakenteessa (Hörnberg ym. 1995).

Korpien metsäinen dynamiikka poikkeaa kivennäismaiden metsien dynamiikasta. Korvet eivät välttämättä tarvitse metsäpalojen aiheuttamia laaja-alaisia häiriöitä uudistuakseen. Korville on tyypillistä, että metsän sisäiseen dynamiikkaan kuuluvat jatkuvat pienialaiset häiriöt (yksittäisten puiden kuoleminen) ja jatkuva suvullinen lisääntyminen, yhdessä metsäkohtaisten tekijöiden kanssa määräävät metsien rakenteen ja dynamiikan lyhyellä aikavälillä (<300v) (Hörnberg ym. 1995).

5

Korpien kehityshistoria

Luonnonmetsän dynamiikkaa voi tarkastella elävän puuston avulla vain niin kauas taaksepäin kuin vanhimmat puut kertovat. Paleoekologian menetelmin korpien kehityshistoriassa päästään huomattavasti kauemmas. Siitepöly- ja makrofossiilitutkimukset ovat osoittaneet, että korpihabitaatit eivät ole olleet muuttumattomia refugioita, vaan pitkän aikavälin (> 300 vuotta) dynamiikkaa ovat leimanneet sekä luontaiset että antropogeeniset häiriöt ja niitä seuranneet kasvillisuuden muutokset (Segerström ym. 1994, 1996, Segerström 1997).

Keski-Ruotsissa sijaitsevan Långrumpskogenin korven tuhatvuotiseen historiaan sisältyy kolme kasvillisuudeltaan ja häiriöhistorialtaan erilaista jaksoa (Segerström ym. 1994). Ennen vuotta 1500 AD Långrumpskogenissa oli puustoinen rehevä suo, jonka valtalajeina olivat leppä, koivu ja kuusi, ja kenttäkerros oli ruohovaltainen (mm. *Filipendula*, *Ranunculaceae*, *Rosaceae*). Tälle ajanjaksolle oli tyypillistä säännöllisten palojen aiheuttama häiriödynamiikka, jossa palon jälkeen kuusi taantui ja koivu runsastui. Seuraavien kahden sadan vuoden aikana (1500 – 1700 AD) korven kehitystä hallitsivat antropogeeniset häiriöt. Metsän jatkumo katkesi pitkäksi aikaa, kun paikalla harjoitettiin suokaskiviljelyä, jota osoittavat mm. paksu hiilikerros ja rukiin (*Secale*) siitepölyt. Kaskiviljelyn tauottua suota käytettiin jonkin aikaa niittynä (*Poaceae* -siitepölyjen korkea osuus) ja sen jälkeen metsälaitumena. Laidunnus loppui vähitellen 1700 AD jälkeen ja nykyisen kaltaisen puustoisuuden suon kehitys alkoi. Nykyisen korven vanhimmat elävät kuuset ovat noin 270 -vuotiaita. Vanhimmat ikäluokat koostuvat lähinnä yksittäisistä puista, ja suurin osa korven nykyisestä puustosta on syntynyt viimeisen 75 vuoden aikana.

Trygåsénin ja Stora-Flenin korvissa on tutkittu häiriöiden merkitystä kasvillisuuden suksessiossa 9 000 vuoden aikana (Segerström ym. 1996, Segerström 1997). Kummassakin tapauksessa ensimmäisten 8 000 vuoden aikana ovat suon kehitystä ilmastollisten seikkojen lisäksi ohjanneet luontaiset häiriöprosessit ja suon oma dynamiikka. Palojen ja hydrologisten muutosten seuraukset näkyvät puulajisuhteissa ja puustoisten ja avoimien vaiheiden vuorotteluna. Viimeisten 900 vuoden aikana antropogeeniset häiriöt (suokaskiviljely, niittytalous, metsälaidunnus) ovat määränneet kasvillisuuden muutoksen suuntaa. Perinteisen maatalouskäytön taantumisen myötä korvet ovat kehittyneet kohti nykyisen kaltaista puustoista suota.

Viimeisten sadan vuoden aikana, maatalouskäytön loputtua, kaikki edellä mainitut kolme keskiruotsalaista korpea ovat saaneet kehittyä ilman laajempia luontaisia häiriöitä (palot). Tuloksena on ollut eri-ikäisrakenteisia, runsaslahopuustoisia metsiä, joiden luonnonsuojelullinen arvo on erittäin merkittävä lukuisten harvinaisten ja uhanalaisten sammal-, jäkälä-, sieni- ja hyönteislajien vuoksi (ks. Segerström ym. 1994, 1996, Segerström 1997).

Suomessa erilaisten luontaisten (metsäpalot, myrskytuhot ym.) tai ihmisen aiheuttamien häiriöiden vaikutuksia oijttamattomien korpien habitaatti- ja lajiversiteettiin ei ole tutkittu.

Korpia pidettiin pitkään palorefugioina boreaalisessa metsäluonnon (esim. Esseen ym. 1992, Sjöberg & Ericson 1992). Viimeaikaiset ruotsalaistutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet tämän käsityksen osittain vääräksi (Segerström ym. 1994, 1996, Segerström 1997, Hörnberg ym. 1995). Korpien turvekerroksista löytyvien makroskooppisten hiilipartikkeleiden avulla on voitu rekonstruoida niiden palo-

historiaa. Hörnbergin ym. (1995) tutkimista kymmenestä keski- ja pohjoisruotsalaisesta korvesta kolme oli sellaisia joista palojälkiä ei löydetty lainkaan. Seitsemässä korvessa löydettyjen makroskooppisten hiilikerrosten määrä vaihteli yhdestä 23:een. Kuusen tulon jälkeen havaittujen hiilikerrosten määrä oli enimmillään seitsemän. Osa paloista on ollut luontaisia, osa ihmisen aiheuttamia. Korprien palofrekvenssi (yleensä > 400 vuotta) on kuitenkin selvästi alhaisempi kuin kivennäismailla (yleensä 50-180 vuotta) (Hörnberg ym. 1998, Zackrisson 1977), mikä mahdollistaa pidemmän häiriöttömän metsän jatkumon.

Etelä-Norjassa Oppkuvenissa tutkituissa kahdessa korvessa palojälkiä (makroskooppisia hiilipartikkeleita) ei löydetty lainkaan kuusen tulon jälkeen (Ohlson & Tryterud 1999). Samalta alueelta tutkittiin hiilipartikkeleiden esiintymistä myös kolmesta kuusivaltaisesta kivennäismaan metsästä samanlaisin tuloksin. Ohlson ja Tryterud (1999) arvioivatkin, että Oppkuvenissa on aluetasolla säilynyt palamaton kuusimetsän jatkumo viimeiset 1 700 vuotta.

Korprien palohistoriaa on Suomessakin tutkittu jonkin verran (Kostamo 1999, A. Pitkänen 2001, julkaisematon aineisto). Ihmisen aiheuttamilla paloilla on ollut vaikutusta ainakin itäsuomalaisten korprien kehityshistoriaan. Itä-Suomen kaskiviljelyalueella siirrettiin kaskeamismenetelmät hieman muunnettuina suoraan suoviljelyyn (Soininen 1974). Viljeltäväksi valittiin ensi sijassa puustoisia, erityisesti lehtipuuvaltaisia, korpia. Itäsuomalaisessa suokaskiviljelyssä poltettiin sekä suolla kasvavat puut että pintaturve. Suoviljelyä harjoitettiin Itä-Suomessa ilmeisesti jo 1600-luvulla. 1700-luvun jälkipuoliskolta alkaen se laajeni voimakkaasti. Suokaskialue käsitti 1830-luvulla Savon ja Karjalan alueet. Itäsuomalainen suokaskiviljely taantui selvästi vuosisadan loppupuolella (Soininen 1974). 1800-luvun loppuun jatkuneen suoviljelyn jäljet voivat näkyä edelleen itäsuomalaisten korprien puuston rakenteessa vanhimpien puuikäluokkien tai järeän lahopuun vähyytenä. Korprien turvekerroksissa viimeisten suokaskien jäljet näkyvät varmasti, ellei suota poltettu loppuun saakka.

6

Korpien suojelutilanne

Korpien suojeluun on kiinnitetty huomiota ensimmäisistä valtakunnallisista soiden-suojelusuunnitelmista lähtien (Häyrinen & Ruuhijärvi 1966, 1969). Kuitenkin korpien suojelutilanne on tehtyjen selvitysten mukaan erityisesti Etelä-Suomessa edelleen heikko (Suikki 1992, Suikki & Hanhela 1993, 1994, Aapala & Lindholm 1995).

6.1 Korpien suojelutilanne koko maassa valtakunnan metsien 8. inventoinnin mukaan

Valtakunnan metsien 8. inventoinnin (VMI8) aineistoon perustuvissa tuloksissa suojeltuun pinta-alaan sisältyvät kaikki valtion ja yksityisten mailla sijaitsevat lakisääteiset suojelualueet sekä valtioneuvoston hyväksymät soiden, lehtojen ja vanhojen metsien suojeluohjelmat (ks. tarkemmin Virkkala ym. 2000).

Koko maassa on VMI8:ssa luokiteltu korviksi 2,3 milj. ha, joka on 26 % suoksi luokitellusta pinta-alasta (taulukko 2). Suojeltuja korpia on koko maassa 115 800 ha (taulukko 8), joka on 11 % kaikesta suojellusta suopinta-alasta ja 5 % korpien koko pinta-alasta. Koko maan ojittamattomista korvista on suojeltu 14 %. Ei-suojelluista ojittamattomista soista korpien osuus on 21 %.

Taulukko 8. Suojelualueiden ojittamattomien ja ojitettujen korpien pinta-ala (ha) ja pinta-alan keskivirhe (ha) sekä suojeltujen korpien yhteenlaskettu pinta-ala ja osuus (%) korpien kokonaisalasta suokasvillisuusvyöhykkeittäin (Virkkala ym. 2000).

Suovyöhyke	Ojittamaton ha	Keskivirhe ha	Ojitettu ha	Keskivirhe ha	Yhteensä ha	Keskivirhe ha	Osuus korpialasta %
Keidassuovyöhyke							
Kilpiketaat	1 300	801	1 400	696	2 700	1 061	0,8
Viettokeitaat	1 600	660	800	451	2 400	799	0,3
Aapasuovyöhyke							
Pohjanmaan aapasuot	29 500	5 872	4 400	1 821	33 900	6 423	3,9
Peräpohjolan aapasuot	38 500	8 326	1 400	940	39 900	8 367	14,3
Metsä-Lapin aapasuot	34 700	6 649			34 700	6 649	37,4
Tunturi-Lapin palsa- ja paljakkasuot	2 200	2 099			2 200	2 099	11,1
Yhteensä	107 800	12 389	8 000	2 210	115 800	12 714	5,1

Sekä kilpiketas- että viettokeidasvyöhykkeellä suojeltujen korpien määrä on vähäinen ja osuus vyöhykkeiden korpien pinta-alasta on alle prosentin (taulukko 8, Virkkala ym. 2000). Keidassuovyöhykkeellä sijaitsee 45 % koko maan korvista, mutta vain 4 % kaikista suojelluista korvista. Eniten korpia on Peräpohjolan aapasoiden

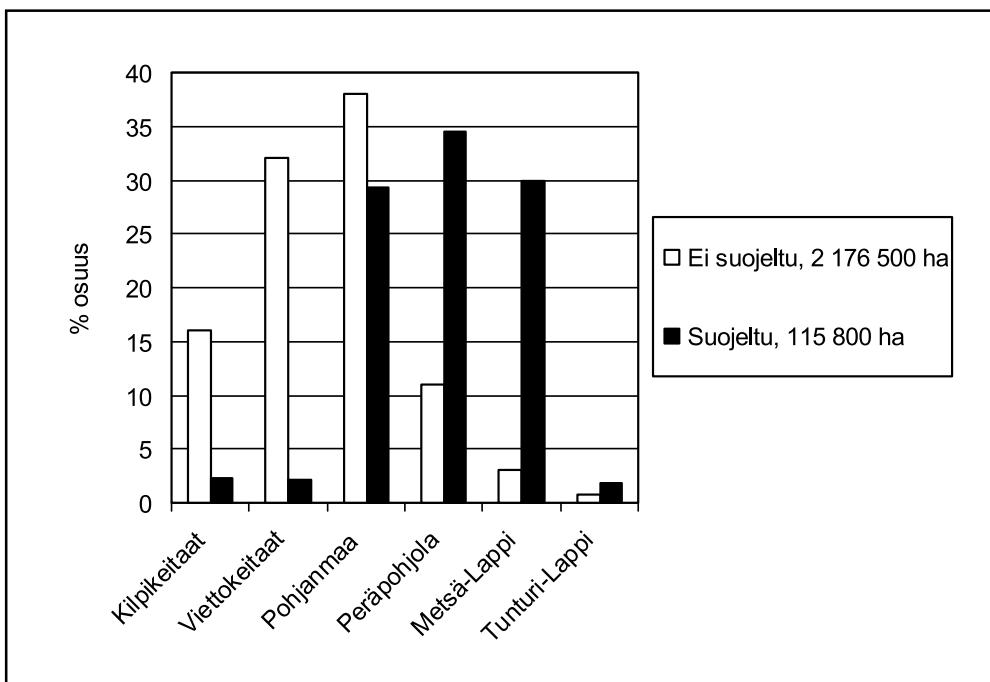
suojelualueilla, kolmannes koko maan suojeltujen korprien pinta-alasta. Myös Pohjanmaan ja Metsä-Lapin aapasuovyöhykkeillä on runsaasti suojeltuja korpia. Pohjanmaalla suojeltujen korprien osuus on kuitenkin vain 4 % vyöhykkeen korprien kokonaisalasta, kun taas Metsä-Lapissa se on 37 %. Tunturi-Lapin palsa- ja paljakasoiden vyöhykkeellä korpista on suojeltu 11 %.

Verrattaessa suojeltuja ja ei-suojeltuja korpia voidaan havaita selvä ero niiden alueellisessa esiintymisessä (kuva 1). Suojeltujen korprien esiintymisen painopiste on selvästi Pohjois-Suomessa: 66 % suojelluista korpista sijaitsee kolmella pohjoisimmalla suovyöhykkeellä. Vastaavasti ei-suojelluista korpista 86 % sijaitsee kolmella eteläisimmällä suovyöhykkeellä.

Suojelualueiden korpista on ojitettu 7 % (taulukko 8, Virkkala ym. 2000). Heikoin tilanne on kilpikoidasvyöhykkeellä, jossa yli puolet (52 %) suojelualueiden korpista on ojitettu. Myös viettokoidasvyöhykkeellä ojitettujen soiden osuus on suuri (33 %). Määrällisesti eniten ojitettuja korpia on Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen suojelualueilla. Peräpohjolan aapasuovyöhykkeen pohjoispuolella ei ole ojitettuja korpia suojelualueilla. Suojelualueiden ojitetuista korpista vajaa viidesosa (19%) on ojikkoja, 56 % muuttumia ja 25 % turvekankaita.

Suojelualueiden ulkopuolella korpista on ojitettu huomattavasti suurempi osuus, keskimäärin 69 %. Keidassuovyöhykkeellä ojitusprosentti on lähes 80 %, Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä noin 40 %. Vielä Peräpohjolan aapasuovyöhykkeelläkin ei-suojelluista korpista on ojitettu 29 %. Määrällisesti eniten ojitettuja korpia on Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä. Suojelualueiden ulkopuolella olevista ojitetuista korpista on 9 % ojikkoja, 51 % muuttumia ja 40 % turvekankaita.

Kaikkein rehevimpiä, lehtoisia ja lettomaisia korpia on VMI8:n mukaan vain Pohjanmaan ja Peräpohjolan aapasuovyöhykkeiden suojelualueilla (taulukko 9). Rehevät korvet ovat yleensä pienialaisia, minkä vuoksi niitä ei ole osunut aineistoon tai niitä ei ole pienialaisuuden vuoksi erotettu omiksi kuvioikseen. Keidassuovyöhykkeen suojelluissa ojitamattomissa korpissa ruohoiset suot ovat yleisin ravinteisuustaso. Niukimmin on puolukkaisia korpia. Aineiston pienuuden vuoksi suhteelliset keskivirheet ovat kuitenkin suuria. Sekä Pohjanmaan että Metsä-



Kuva 1. Suojeltujen ja ei-suojeltujen korprien osuus näiden kokonaisalasta suovyöhykkeittäin VMI8:n mukaan.

Lapin aapasuovyöhykkeillä mustikkaiset ja ruohoiset korvet ovat yhtä yleisiä suojelualueilla ja puolukkaisten korpien osuus on selvästi pienempi. Peräpohjolan aapasuovyöhykkeellä noin 40 % suojelualueiden ojittamattomista korvista on mustikkaisia, ruohoisia ja puolukkaisia korpia on kumpiakin noin 30 %. Tunturi-Lapin suojelualueiden korvet ovat tämän aineiston mukaan kaikki ruohoisia. Valtaosa suojelualueiden ojitetuista korvista on ruohoisia tai mustikkaisia.

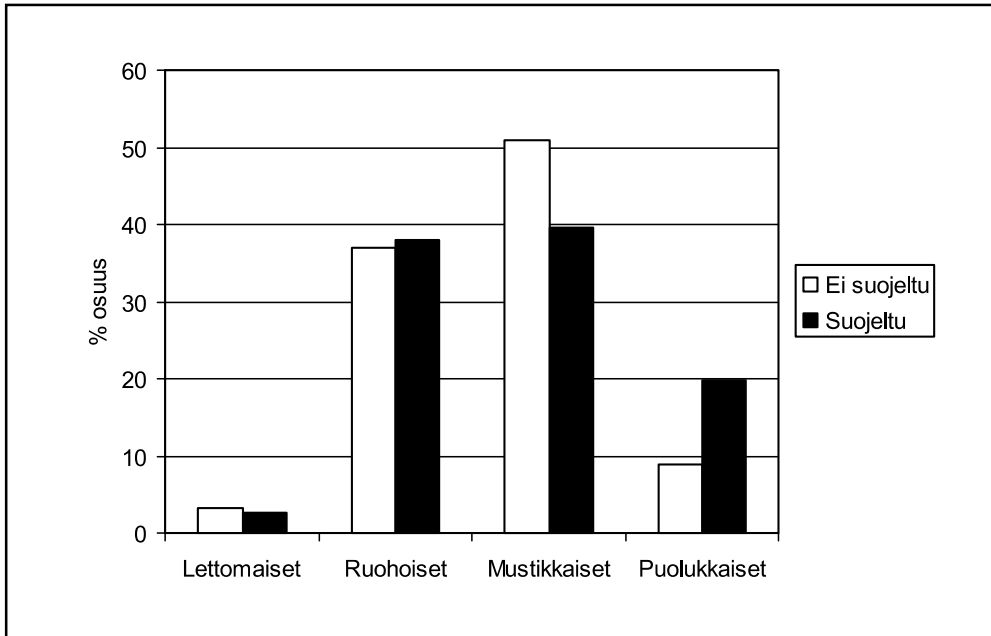
Taulukko 9. Suojelualueiden ojitamattomien (A) ja ojitettujen (B) korpien ravinteisuustasojen pinta-ala (ha) ja pinta-alan keskivirhe (ha) suokasvillisuusvyöhykkeittäin. Ravinteisuustasot: 1 = lehtomainen ja lettosuo ja vastaava turvekangas, 2 = ruohoinen suo ja vastaava turvekangas, 3 = mustikkainen ja suursarainen suo ja vastaava turvekangas, 4 = puolukkainen ja piensarainen suo ja vastaava turvekangas (Virkkala ym. 2000).

Suovyöhyke	Ravinteisuustasot							
	1		2		3		4	
	Pinta- ala ha	Keski- virhe ha	Pinta- ala ha	Keski- virhe ha	Pinta- ala ha	Keski- virhe ha	Pinta- ala ha	Keski- virhe ha
A. OJITTAMATTA								
Keidassuovyöhyke								
Kilpiketaat	0		800	597	500	533	0	
Viettoketaat	0		1 100	537	300	271	300	271
Aapasuovyöhyke								
Pohjanmaan	1 000	740	10 500	4 150	10 900	2 105	7 100	1 872
Peräpohjolan	2 000	1 151	10 600	3 487	15 900	3 835	10 000	3 481
Metsä-Lapin	0		14 700	3 503	14 700	4 429	5 300	1 778
Tunturi-Lapin	0		2 200	2 099	0		0	
Yhteensä	3 000	1 368	39 900	6 834	42 300	6 254	22 700	4 342
B. OJITETTU								
Keidassuovyöhyke								
Kilpiketaat	0		0		1 100	642	300	269
Viettoketaat	0		300	257	500	372	0	
Aapasuovyöhyke								
Pohjanmaan	0		3 000	1 586	1 500	764	0	
Peräpohjolan	0		700	666	700	663	0	
Metsä-Lapin	0		0		0		0	
Tunturi-Lapin	0		0		0		0	
Yhteensä	0		4 000	1 739	3 800	1 254	300	269

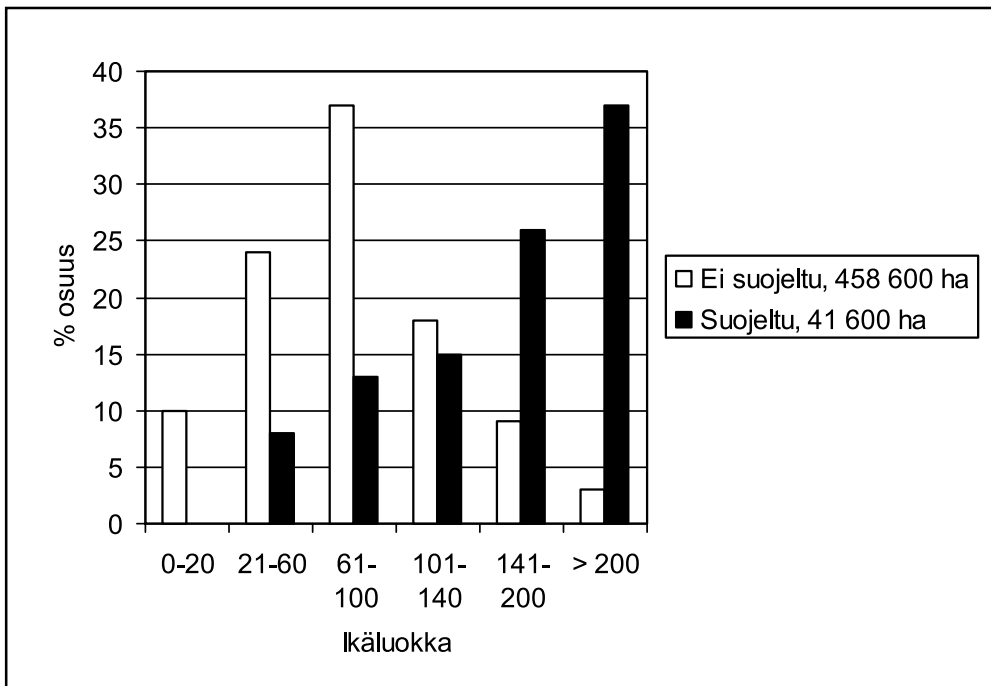
Verrattaessa suojelualueiden korpien ravinteisuustasojen jakaumaa ei-suojeltujen korpien vastaavaan jakaumaan havaitaan, että lettomaisten ja ruohoisten korpien osuudet ovat jokseenkin samansuuruisia (3 % ja 37 % vastaavasti) (kuva 2). Sen sijaan mustikkaisten korpien osuus suojelluissa korvissa on selvästi pienempi ja puolukkaisten selvästi suurempi kuin ei-suojelluissa korvissa.

Ojitamattomien metsämaan korpien puuston ikäluokkajakauma suojelualueilla eroaa selvästi vastaavasta ei-suojeltujen korpien puuston ikäluokkajakaumasta (kuva 3). Ei-suojeltujen korpien puuston ikäluokkajakauma muistuttaa normaali-jakaumaa, jossa ikäluokka 61-100 vuotta on suurin 37 %:n osuudellaan. Tätä ikä-

luokkaa nuorempien (< 60 vuotta) korprien osuus on hieman suurempi (34 %) kuin samaa ikäluokkaa vanhempien (> 100 vuotta) korprien osuus (30 %). Suojelualueilla ojittamattomien metsämaan korprien puuston ikäluokkien osuus kasvaa tasaisesti kohti vanhimpia ikäluokkia ja puustoltaan yli 140 -vuotiaiden korprien osuus on yli 60 %. Vain prosentti puustoltaan yli 140 -vuotiaista korpista on keidassuovyöhykkeen suojelualueilla.



Kuva 2. Suojeltujen ja ei-suojeltujen korprien ravinteisuustasojen osuus näiden kokonaisuudesta VMI8:n mukaan koko maassa.

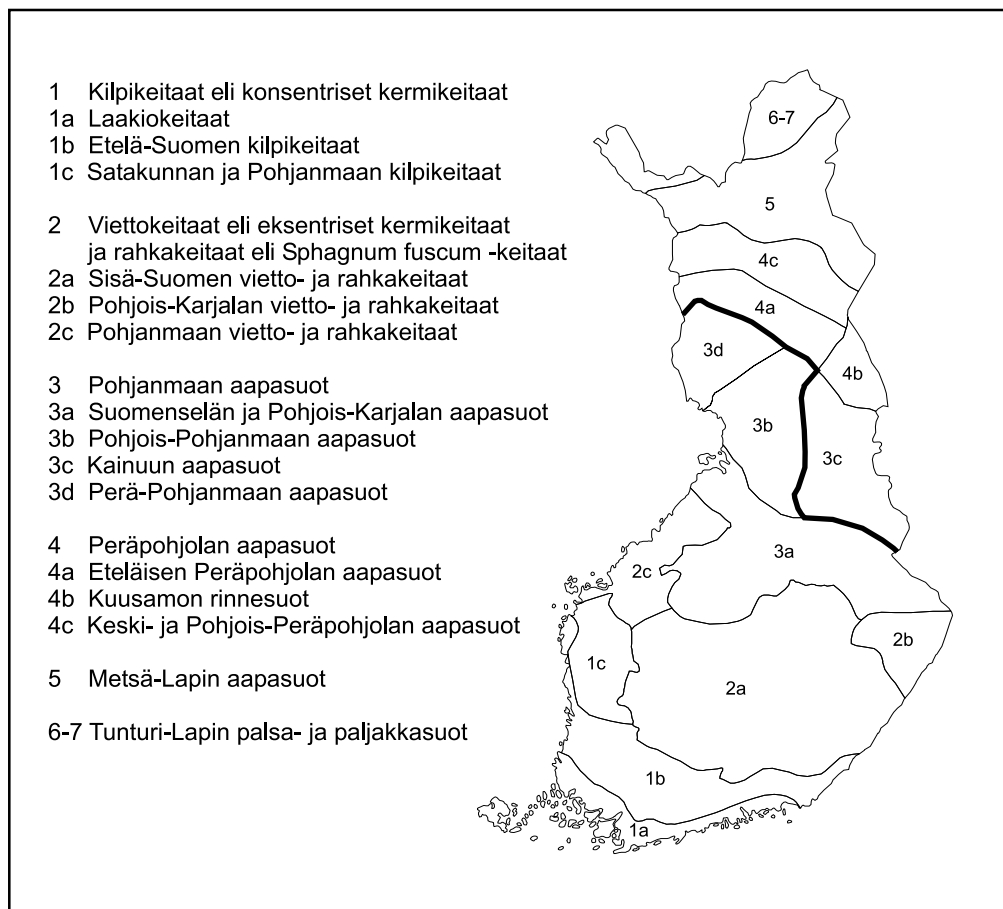


Kuva 3. Ojittamattomien metsämaan korprien puuston ikäluokkajakauma suojelualueilla ja ei-suojelluilla alueilla VMI8:n mukaan koko maassa.

6.2 Keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosan korprien suojelutilanne Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla

Metsähallituksen paikkatietoaineisto kattaa kaikki valtion mailla sijaitsevat lakisääteiset suojelualueet ja valtiolle hankitut, Metsähallituksen hallinnassa olevat suojeluohjelmien kohteet. Suojelualueilla tarkoitetaan jäljempänä näitä molempia. Tässä yhteydessä suojelutilanteen tarkastelu rajoittuu keidassuovyöhykkeeseen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeeseen, Kainuun alavyöhykettä lukuun ottamatta (kuva 4). Tällä alueella korprien suojelutilanne on VMI8:n tulosten mukaan heikoin (Virkkala ym. 2000).

Metsähallituksen paikkatietoaineistosta on poimittu kaikki suojelualueiden korpikuviot ja niistä seuraavat tiedot: pinta-ala, pääryhmä (metsä-, kitu- tai joutomaa), kasvillisuusluokka, ojitustilanne sekä puuston pääosittien puulaji ja ikä. Keidassuovyöhykkeeltä hyödynnettiin myös korpikuvioiden ositteittaisia tietoja. Suojelualueet, jotka sijoittuvat suokasvillisuusvyöhykkeiden rajalle, on laskettu mukaan siihen vyöhykkeeseen, johon suurin osa suojelualueesta sisältyy. Aineistossa on mukana 269 suojelualuetta, joista kuudelta ei ollut käytössä kuviotietoja (2 aluetta Suomenselän ja Pohjois-Karjalan, 2 Pohjois-Pohjanmaan ja 2 Perä-Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä). Näistä alueista käytettiin suojelualuekohtaista korprien kokonaispinta-alaa. Suojelualueista 138 on keidassuovyöhykkeellä ja 131 aapasuovyöhykkeellä.



Kuva 4. Korprien suojelualueverkon edustavuuden tarkastelualue sekä suokasvillisuusvyöhykkeet.

Vähiten suojeltuja korpia on Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä (taulukko 10). Myös laakiokeitaiden ja Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeillä suojeltujen korpien määrä on pieni. Keidassuovyöhykkeellä ainoastaan Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä suojeltuja korpia on yli 1 000 ha. Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä suojeltuja korpia on selvästi enemmän kuin keidassuovyöhykkeellä; sijaitsehan siellä 76 % tarkastelualan suojelluista korpista. Eniten suojeltuja korpia on Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuovyöhykkeellä.

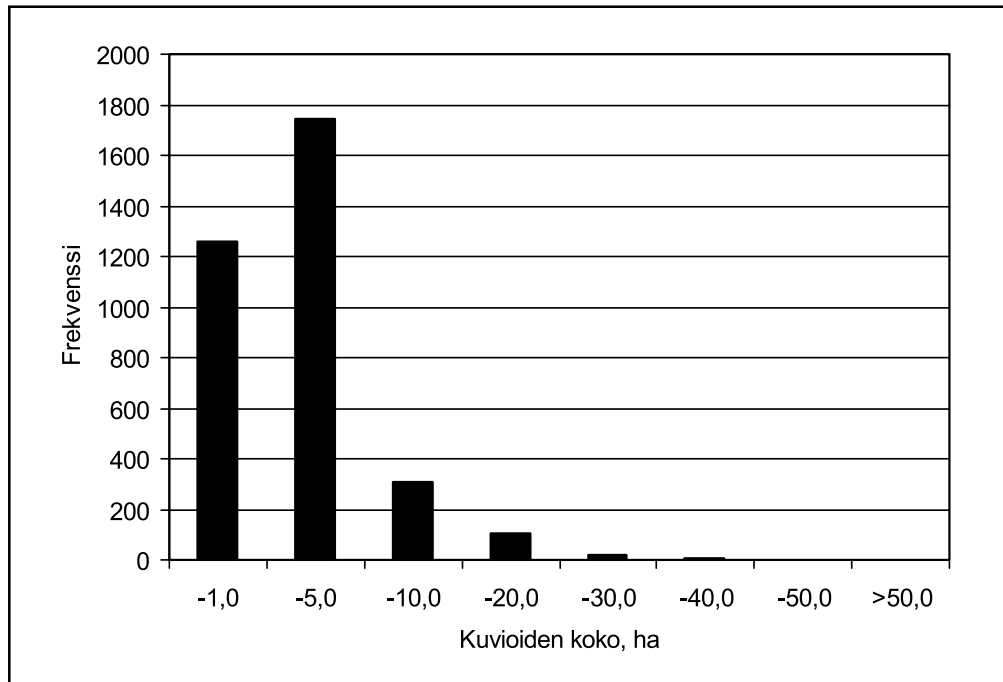
Tarkastelualan suojelualueilla on yhteensä 3 445 korpikuviota. Korpikuvioiden kokoluokkakajakauma on vino siten, että painopiste on pienissä kokoluokissa (kuva 5). Kuviokoon vaihteluväli on 0,1 - 56 ha ja keskiarvo 2,7 ha. Puolet kaikista suojelualueiden korpikuvioista on alle 1,5 hehtaarin suuruisia. Yli 10 hehtaarin suuruisia kuvioita on 142 kappaletta, yhteispinta-alaltaan 2 432 ha. Yli 90 %:a näistä suurista korpikuvioista on ojittamattomia ja sijaitsee Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä.

Yhdellä suojelualueella olevien korpikuvioiden lukumäärä vaihtelee yhdestä (60 suojelualuetta) 263:een (Hiidenportin kansallispuisto). Valtaosalla suojelualueista korpikuvioita on yhdestä viiteen (kuva 6). Keidassuovyöhykkeellä 1-5 korpikuviota sisältävien suojelualueiden osuus on suurempi (70 %) kuin Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä (56 %).

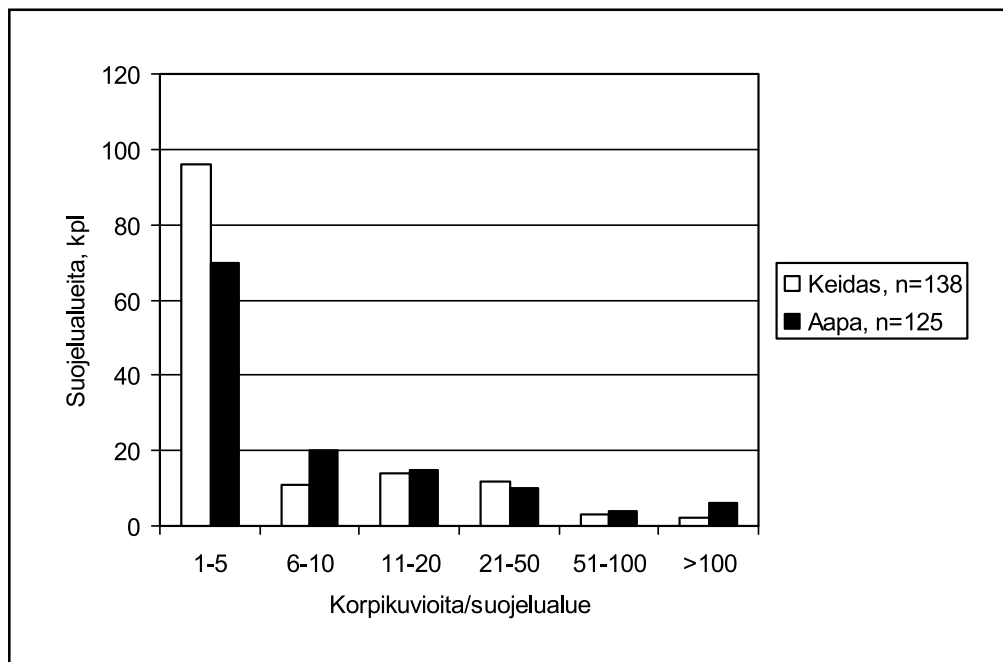
Tarkastelualan kymmenen eniten korpia sisältävää suojelualuetta sijaitsevat kaikki aapasuovyöhykkeellä (taulukko 11). Yhteensä näillä kymmenellä alueella on 45 % kaikista tarkastelualan suojelluista korpista. Yli 100 hehtaaria kor-

Taulukko 10. Metsähallituksen hallinnassa olevien suojelualueiden ojittamattomien ja ojitettujen korpien määrä (ha), korpikuvioiden lukumäärä (kpl) ja keskimääräinen kuvion koko (ha) suokasvillisuusvyöhykkeittäin. Suokasvillisuusvyöhykkeet: 1 = Kilpiketaat eli konsentriset kermikeitaat, 1a = Laakiokeitat, 1b = Etelä-Suomen kilpiketaat, 1c = Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpiketaat, 2 = Viettoketaat eli eksentriset kermikeitaat ja rahkakeitaat 2a = Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaat, 2b = Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaat, 2c = Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaat, 3 = Pohjanmaan aapasuot, 3a = Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuot, 3b = Pohjois-Pohjanmaan aapasuot, 3c = Perä-Pohjanmaan aapasuot.

	Ojittamatta			Ojitettu			Ei kuviotietoa		Yhteensä Pinta-ala
	Pinta-ala	Kuvioiden lkm	Keskim. kuvion koko	Pinta-ala	Kuvioiden lkm	Keskim. kuvion koko	Ojittamatta	Ojitettu	
Suovyöhyke	ha	kpl	ha	ha	kpl	ha	ha	ha	ha
Keidassuovyöhyke									
1a	75,9	44	1,7	64,1	35	1,8			140,0
1b	125,0	137	0,9	450,5	279	1,6			575,5
1c	91,1	41	2,2	97,7	24	4,1			188,8
2a	519,8	373	1,4	672,1	374	1,8			1191,9
2b	120,1	35	3,6	27,1	11	2,5			147,2
2c	29,2	27	1,1	15,0	6	2,5			44,2
Keidas yhteensä	961,1	657	1,5	1326,5	729	1,8			2287,6
Aapasuovyöhyke									
3a	2519,7	1007	2,5	476,9	201	2,4	116,3	9,6	3122,5
3b	2444,9	466	5,2	52,8	21	2,5	36,0		2533,7
3d	1475,3	350	4,2	80,3	16	5,0	9,0		1564,6
Aapa yhteensä	6439,9	1823	3,5	610,0	238	2,6	161,3	9,6	7220,8
Kaikki yhteensä	7401,0	2480	3,0	1936,5	967	2,0	161,3	9,6	9508,4



Kuva 5. Suojeltujen korpikuvioiden kokoluokkajakauma Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla ja -ohjelmien kohteilla.



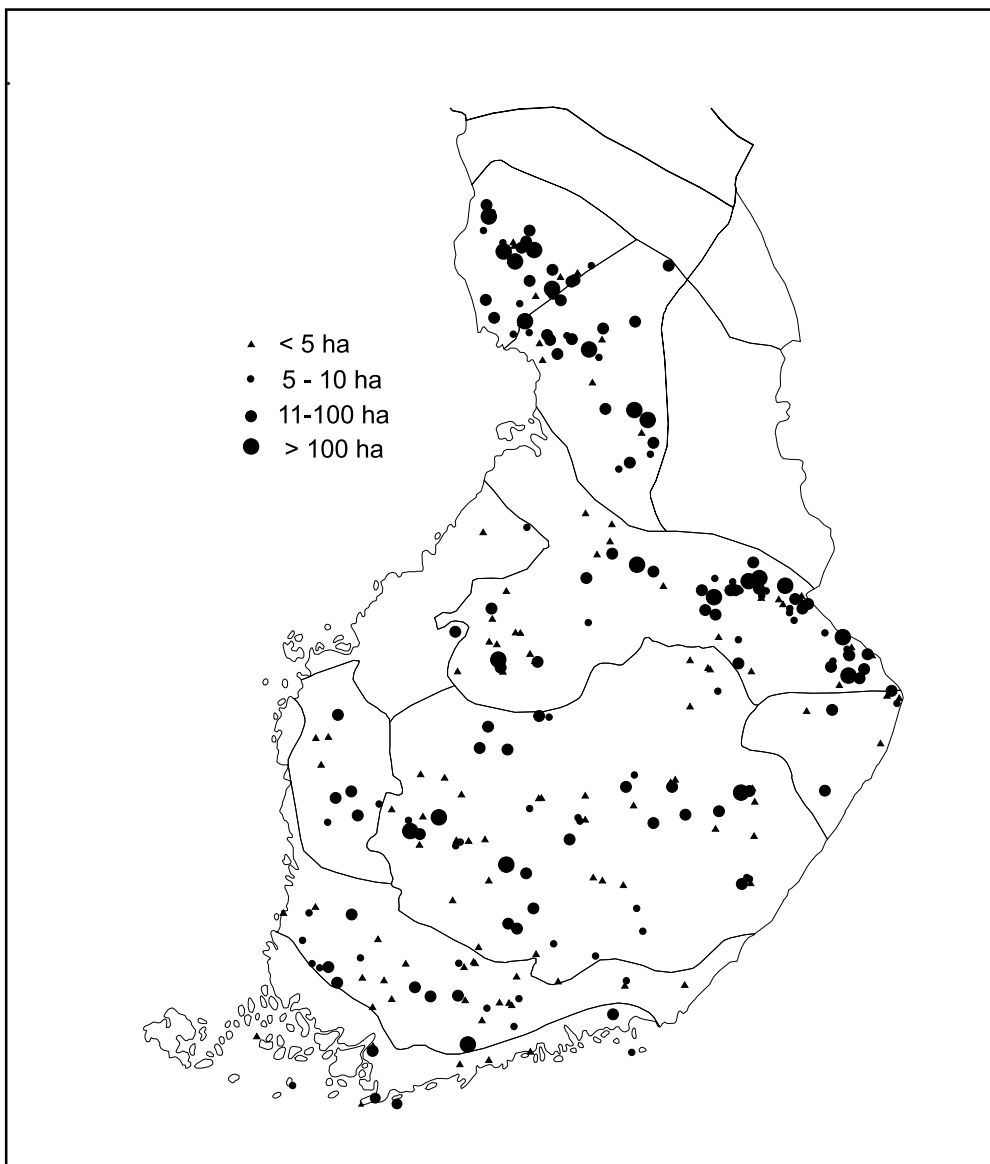
Kuva 6. Korpikuvioiden frekvenssi suojelualueilla keidassuovyöhykkeellä ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosassa.

pia sisältäviä suojelualueita on kaikkiaan 22, joista viisi keidassuovyöhykkeellä (kuva 7). Yli puolella (159 kpl, 59 %) suojelualueista korpia on alle 10 ha.

Suojeltujen korprien pinta-alasta 89 % on luokiteltu metsämaaksi, 10 % kitumaaksi ja 1 % joutomaaksi (taulukko 12). Keidassuovyöhykkeellä metsämaan osuus on suurempi (97 %) ja vastaavasti kitu- ja joutomaiden pienempi (3 %). Suurimmillaan, 20 %, kitumaiden osuus suojelluista korpista on Pohjois-Pohjanmaan (3b) ja Perä-Pohjanmaan (3d) aapasuovyöhykkeillä.

Taulukko 11. Tarkastelualueen 10 eniten korpia sisältävää suojelualuetta. Suokasvillisuusvyöhykkeet kuten taulukossa 10.

Suojelualueen nimi	Suovyöhyke	Korpia, ha
Runkauksen luonnonpuisto	3b	694
Martimoaavan-Lumiaavan-Penikoiden soidensuojelualue	3b	580
Lapiosuo-Ison Äijönsuo soidensuojelualue	3b	533
Kilsiaapa-Ristivuoman soidensuojelualue	3d	515
Teerisuo-Lososuo soidensuojelualue	3a	444
Hiidenportin kansallispuisto	3a	383
Ruunaan luonnonsuojelualue	3a	305
Salamajärven kansallispuisto	3a	293
Jonkerinsalon luonnonsuojelualue	3a	282
Patvinsuo kansallispuisto	3a	238
Yhteensä		4267



Kuva 7. Korprien määrä Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla ja -ohjelmien kohteilla. Suokasvillisuusvyöhykkeet kuten kuvassa 4.

Taulukko 12. Suojelualueiden korprien pääryhmien pinta-ala (ha) suokasvillisuusvyöhykkeittäin. Suokasvillisuusvyöhykkeet kuten taulukossa 10.

Suovyöhyke	Metsämaa	Kitumaa	Joutomaa	Ei tietoa
	Pinta-ala, ha			
Keidassuovyöhyke				
1a	136,9	2,1	1,0	
1b	541,0	31,0	3,5	
1c	184,8	3,9	0,1	
2a	1174,6	15,7	1,6	
2b	138,1	6,8	2,3	
2c	38,8	5,4		
Keidas yhteensä	2214,2	64,9	8,5	
Aapasuovyöhyke				
3a	2999,0	90,6	32,9	
3b	1963,5	506,0	60,0	4,1
3d	1243,9	316,1	4,6	
Aapa yhteensä	6206,4	912,7	97,5	4,1
Yhteensä	8420,6	977,6	106,0	4,1

Ojitustilanne

Tarkastelualueen suojelluista korvista 80 % on ojittamattomia ja 20 % ojitettuja (taulukko 10). Keidassuovyöhykkeellä tilanne on selvästi heikompi ja ojitetujen korprien osuus on 58 %, kun Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä vain 9 % suojelluista korvista on ojitettuja. Huolestuttavin tilanne on Etelä-Suomen kilpiketaiden vyöhykkeellä, jossa 78 % suojelluista korvista on tämän aineiston mukaan ojitettu. Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä ojitetujen korprien osuus on alle 20 %. Muilla keidassoiden alavyöhykkeillä ojitusprosentti vaihtelee viidenkymmenen molemmin puolin. Ojittamattomien korprien määrä on alhaisin Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä. Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasoiden vyöhykkeellä ojitetujen korprien osuus on vielä 16 %, mutta Pohjois-Pohjanmaalla ja Perä-Pohjanmaalla enää muutamia prosentteja. Määrällisesti eniten ojitettuja korpia on Sisä-Suomen keidassuovyöhykkeellä, Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuovyöhykkeellä ja Etelä-Suomen kilpiketaidavyöhykkeellä. Muilla vyöhykkeillä ojitetujen korprien määrät jäävät alle sadan hehtaarin. Kaikkiaan ojitettuja korpia on tarkastelualueen suojelualueilla lähes 2 000 ha.

Keidassuovyöhykkeellä ojittamattomien korpikuvioiden keskimääräinen koko on, Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykettä lukuun ottamatta, pienempi kuin ojitetujen korpikuvioiden keskimääräinen koko (taulukko 10). Aapasuovyöhykkeellä tilanne on päinvastainen: ojittamattomien korpikuvioiden keskimääräinen koko on 3,5 ha (n= 1823) ja ojitetujen 2,6 ha (n=238). Sekä ojittamattomien että ojitetujen korpikuvioiden koko näyttäisi tämän aineiston mukaan kasvavan pohjoista kohti mentäessä.

Suojelualueiden ojitetuista korvista puolet (49 %) on muuttumia, 28 % turvekankaita ja 23 % ojikkoja (taulukko 13). Ennallistettujen korprien määrä on vielä vähäinen. Sekä keidas- että aapasuovyöhykkeellä muuttumien osuus on jokseenkin puolet. Sen sijaan turvekankaiden osuus on keidassuovyöhykkeellä selvästi

suurempi (38 %) kuin aapasuovyöhykkeellä (5 %), jossa turvekankaita on vain Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuovyöhykkeellä. Suurimmillaan turvekankaiden osuus on yli 60 % ojitetuista korvista Etelä-Suomen kilpikaitaiden ja Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeillä. Vastaavasti ojikkojen osuus on huomattava (47 %) aapasuovyöhykkeellä.

Taulukko 13. Suojelualueilla olevien ojitettujen korprien ojitustilanne suokasvillisuusvyöhykkeittäin. Ojitustilanne: 1 = Ojikko, ojituskelpoinen, 2 = Ojikko, ojituskelvoton, ylläpitokelpoinen, 3 = Ojikko, ojituskelvoton, 4 = Muutuma, 5 = Turvekangas, 6 = Ennallistettu. Suokasvillisuusvyöhykkeet kuten taulukossa 10.

Suovyöhyke	Ojitustilanne					
	1	2	3	4	5	6
	Pinta-ala, ha					
Keidassuovyöhyke						
1a	4,9	0,5		27,2	31,5	
1b	20,9		3,8	149,2	276,6	
1c	0,9			93,5	3,3	
2a	122,7		0,3	367,8	181,3	
2b	5,3			4,6	17,2	
2c	6,6			8,4		
Keidas yhteensä	161,3	0,5	4,1	650,7	509,9	
Aapasuovyöhyke						
3a	171,8	8,4	5,3	265,3	28,6	7,1
3b	26,8	0,5	4,4	21,1		
3d	63,9		9,4	7,0		
Aapa yhteensä	262,5	8,9	19,1	293,4	28,6	7,1
Kaikki yhteensä	423,8	9,4	23,2	944,1	538,5	7,1

Kasvillisuusluokka

Mustikkaiset ja puolukkaiset korvet muodostavat yhdessä valtaosan (86 %) tarkastelualan suojelluista korvista. Vain kymmenesosa niistä suojelluista korvista, joista kuviotiedot oli käytettävissä, on reheviä korpia (kasvillisuusluokat 1 ja 2), ja näistä suurin osa on ruohoisia (taulukko 14). Kaikkein karuimpiin kasvillisuusluokkiin 5 ja 6 ei pitäisi sisältyä korpia.

Ojittamattomia lettoisia tai lehtomaisia korpia on tarkastelualan suojelualueilla yhteensä vain 28 kuviota (taulukko 14). Valtaosa tästä on Suomenselän ja Pohjois-Karjalan sekä Perä-Pohjanmaan aapasuovyöhykkeillä. Muilla vyöhykkeillä lettoisia tai lehtomaisia korpia on vain muutamia hehtaareita.

Ojittamattomia ruohoisia korpia on keidassuovyöhykkeen suojelualueilla hyvin vähän (taulukko 14). Valtaosa (85 %) ojittamattomista ruohoisista korvista sijaitsee tarkastelualan kahdella pohjoisimmalla suovyöhykkeellä. Ruohoisia korpia on kyllä keidassuovyöhykkeen suojelualueillakin, mutta suurin osa niistä on ojitettuja. Kaikkein vähiten reheviä korpia on tämän aineiston mukaan Pohjois-Karjalan ja Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeillä.

Taulukko 14. Suojelualueiden ojittamattomien ja ojitettujen korprien kasvillisuusluokat suokasvillisuusvyöhykkeittäin. Kasvillisuusluokat: 1 = lehtomainen ja lettosuo sekä vastaava turvekangas, 2 = ruohoinen suo sekä vastaava turvekangas, 3 = mustikkainen ja suursarainen suo sekä vastaava turvekangas, 4 = puolukkainen ja piensarainen suo sekä vastaava turvekangas, 5 = tupasvillainen tai isovarpuinen suo sekä vastaava turvekangas, 6 = rahkainen suo sekä vastaava turvekangas, 7 = ei kasvillisuusluokkaa tietoa. Suokasvillisuusvyöhykkeet kuten taulukossa 10.

Suovyöhyke	Kasvillisuusluokka						
	1	2	3	4	5	6	7
	Pinta-ala, ha						
A. OJITTAMATTA							
Keidassuovyöhyke							
1a	1,2	4,3	54,6	15,6	0,2		
1b	1,7	13,3	71,3	15,9	17,7	5,1	
1c			32,0	56,2	2,9		
2a	1,1	29,7	283,6	192,4	11,4	1,6	
2b			72,0	48,1			
2c		1,9	10,3	17,0			
Keidas yhteensä	4,0	49,2	523,8	345,2	32,2	6,7	
Aapasuovyöhyke							
3a	25,7	72,9	1333,9	1074,0	11,0	2,2	116,3
3b	2,3	221,9	1305,7	836,9	78,0		36,0
3d	20,3	243,1	905,1	239,3	37,7	29,8	9,0
Aapa yhteensä	48,3	537,9	3544,7	2150,2	126,7	32,0	161,3
Ojittamatta yhteensä	52,3	587,1	4068,5	2495,4	158,9	38,7	161,3
B. OJITETTU							
Keidassuovyöhyke							
1a		25,2	37,4	1,5			
1b	2,9	54,4	308,9	82,1	2,2		
1c		28,9	34,4	34,4			
2a	8,8	122,1	347,6	191,6	2,0		
2b		2,5	17,8	6,8			
2c		4,3	4,1	6,6			
Keidas yhteensä	11,7	237,4	750,2	323,0	4,2		
Aapasuovyöhyke							
3a	3,0	14,3	217,2	238,6	3,8		9,6
3b		6,5	27,5	14,1	4,7		
3d		24,1	46,9		2,0	7,4	
Aapa yhteensä	3,0	44,9	291,6	252,7	10,5	7,4	9,6
Ojitettu yhteensä	14,7	282,3	1041,8	575,7	14,7	7,4	9,6
Kaikki yhteensä	67,0	869,4	5110,3	3071,1	173,6	46,1	170,9

Puusto

Ojittamattomien korprien pääositteen (joka pääsääntöisesti on myös vallitseva jakso) yleisin puulaji on sekä keidas- että aapasuovyöhykkeellä kuusi (51 % ja 65 % vastaavasti) (taulukko 15). Keidassuovyöhykkeellä vaihtelu on kuitenkin suurempaa ja alhaisimmillaan kuusivaltaisten korpikuvioiden osuus on laakiokeitaisten vyöhykkeellä (11 %). Hieskoivuvaltaisten kuvioiden osuus on ojittamattomista korvista noin viidennes sekä keidas- että aapasuovyöhykkeellä.

Myös ojitetuilla korpikuvioilla kuusi on yleisin vallitsevan jakson puulaji. Keidassuovyöhykkeellä osuus on lähes saman suuruinen (49 %) kuin ojittamattomissa korvissa, mutta aapasuovyöhykkeellä selvästi pienempi (41 %). Hieskoivuvaltaisten kuvioiden osuus on sekä keidas- että aapasuovyöhykkeellä suurempi kuin ojittamattomilla kuvioilla (29 % molemmilla vyöhykkeillä). Muiden lehtipuiden vallitsemien kuvioiden osuus on keidassuovyöhykkeellä hieman suurempi sekä ojittamattomissa (6 %) että ojitetuissa (4%) korvissa kuin aapasuovyöhykkeellä (< 1 %).

Korprien puuston ikäluokkajakaumaa tarkasteltiin kuvion pääositteen puuston iän perusteella. Puuston ikäluokkajakauma ojittamattomissa korvissa on keidassuovyöhykkeellä melko tasainen; vähiten korpia on ikäluokissa < 20 ja > 200 vuotta (taulukko 16). Neljänneksellä korvista puusto on yli 140-vuotiaista. Keidassuovyöhykkeellä ainoastaan Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeidasvyöhykkeellä on ojittamattomia, puustoltaan yli 200-vuotiaita korpia. Aapasuovyöhykkeen ojittamattomissa korvissa selvästi suurin ikäluokka on 141-200 vuotta (42 %) ja puustoltaan yli 140-vuotiaiden korprien osuus on 50 %. Alle 140 vuotta olevien ikäluokkien osuudet ovat jokseenkin samansuuruisia.

Ojitetut korpikuviot ovat puustoltaan keskimäärin selvästi nuorempia kuin luonnontilaiset kuviot (taulukko 16). Keidassuovyöhykkeellä suurimmat osuudet ovat ikäluokissa 61-100 (41 %) ja 21-60 (36 %) ja aapasuovyöhykkeellä 21-60 (32 %) ja 0-20 (25 %). Puustoltaan yli 140 -vuotiaiden kuvioiden osuus on keidassuovyöhykkeellä 5 % ja aapasuovyöhykkeellä 15 %.

Luonnontilaisista, puustoltaan yli 140 -vuotiaista korvista yli 90 % on kuusivaltaisia (kuusi pääositteena); mäntyvaltaisia on noin 8 %. Lehtipuuvallaisia, yli 100 -vuotiaita ojittamattomia korpikuvioita on noin 115 ha, joista pääosa on hieskoivuvaltaisia. Puustoltaan alle 100 -vuotiaista ojittamattomista korvista yli puolet on lehtipuuvallaisia, pääasiassa hieskoivua.

Metsähallituksen paikkatietoaineistossa kuvion puusto voidaan jakaa ositteisiin. Osittamisessa pyritään muodostamaan samaa puulajia olevien samankokoisten ja -ikäisten puiden joukkoja. Ositteiden lukumäärä kuviolla kertoo siis epäsuorasti puuston rakenteen monimuotoisuudesta: mitä useampia ositteita kuviolla on, sitä monipuolisempi se on puuston rakenteeltaan. Seuraavaksi tarkastellaan suojelualueiden ojittamattomien (384 kpl) ja ojitetujen (488 kpl) korpikuvioiden puusto-ositteiden lukumääriä ja ositteiden puulajeja keidassuovyöhykkeellä. Koko aineistossa on 18 kuviota, joilla on saman puulajin eri-ikäisiä ositteita; muilla kuvioilla ositteet on muodostettu eri puulajeista. Otoksessa on mukana 70 suojelualuetta eli puolet tarkastelluista keidassuovyöhykkeen suojelualueista.

Lähes kaikilla, 93 %:lla, sekä ojittamattomilla että ojitetuilla kuvioilla on erotettu vähintään kaksi ositetta (taulukko 17). Vielä yli puolella (58 %) kuvioista on vähintään kolme ositetta. Monipuolisimpien, neljä tai viisi ositetta sisältävien kuvioiden osuus on sekä ojittamattomissa että ojitetuissa korvissa keskimäärin 10 % (4 ositetta) ja 2 % (5 ositetta).

Ojittamattomissa korvissa 1., 2. ja 3. ositteen muodostavat yleisimmin kuusi, hieskoivu tai mänty (taulukko 17). Rauduskoivu on neljänneksi yleisin ositteeksi erotettu puulaji. Sekä harmaa- että tervaleppä esiintyvät niinkään ositteen muodostajina, muutamilla kuvioilla jopa pääositteena (1. ositteena). Haapa on erotettu omaksi ositteekseen 29 kuviolla ja raita neljällä.

Taulukko 15. Suojelualueiden ojittamattomien (A) ja ojitetujen (B) korpien vallitsevan jakson puulaji suokasvillisuusvyöhykkeittäin.

Suovyöhyke	Puulaji					Yhteensä
	Kuusi	Mänty	Hieskoivu	Muu lehtipuu	Ei tietoa	
Pinta-ala, ha						
A. OJITTAMATTA						
Keidassuovyöhyke						
1a	8,4	45,9	12,7	6,4	2,5	75,9
1b	59,0	16,9	33,5	10,8	3,9	124,1
1c	25,0	40,5	12,8	12,7	0,1	91,1
2a	330,3	63,8	113,2	10,2	2,3	519,8
2b	58,1	40,4	4,4	14,9	2,3	120,1
2c	4,5	4,4	20,3			29,2
Keidas yhteensä	485,3	211,9	196,9	55,0	11,1	960,2
Aapasuovyöhyke						
3a	1775,1	350,0	337,1	1,6	172,2	2636,0
3b	1527,8	151,3	664,9	12,2	118,9	2475,1
3d	955,8	161,5	319,4		47,5	1484,2
Aapa yhteensä	4258,7	662,8	1321,4	13,8	338,6	6595,3
Ojittamatta yhteensä	4744,0	874,7	1518,3	68,8	349,7	7555,5
B. OJITETTU						
Keidassuovyöhyke						
1a	35,5	12,6	13,1	2,9		64,1
1b	190,6	70,1	163,0	20,4	6,7	450,8
1c	44,3	2,5	49,6	1,3		97,7
2a	368,0	119,3	157,2	22,3	4,5	671,3
2b	11,4	10,9		4,8		27,1
2c		6,6	8,4			15,0
Keidas yhteensä	649,8	222,0	391,3	51,7	11,2	1326,0
Aapasuovyöhyke						
3a	159,3	167,9	145,8	2,4	11,1	486,5
3b	32,1	5,8	14,9			52,8
3d	62,3		16,3		1,7	80,3
Aapa yhteensä	253,7	173,7	177,0	2,4	12,8	619,6
Ojitettu yhteensä	903,5	395,7	568,3	54,1	24,0	1945,6
Kaikki yhteensä	5647,5	1270,4	2086,6	122,9	373,7	9501,1

Taulukko 16. Puustoltaan eri ikäisten ojittamattomien (A) ja ojitetujen (B) suojelujen korpien määrä (ha) suokasvillisuus-
vyöhykkeittäin.

Suoavyöhyke	Puuston ikä (vuotta)						Ei ikätietoa
	0 - 20	21 - 60	61 - 100	101 - 140	141 - 200	> 200	
Pinta-ala, ha							
A. OJITTAMATTA							
Keidassuoavyöhyke							
1a	9,1	5,4	40,8	12,2	5,9		2,5
1b	6,0	50,2	42,5	16,4	5,1		4,8
1c	11,7	30,7	20,6	26,8	1,2		0,1
2a	37,2	102,4	110,7	132,1	115,6	19,5	2,3
2b	6,8		16,8	4,8	89,4		2,3
2c	9,8	13,5	4,8	1,1			
Keidas yhteensä	80,6	202,2	236,2	193,4	217,2	19,5	12,0
Aapasuoavyöhyke							
3a	144,4	299,7	195,6	246,4	1297,1	300,4	152,4
3b	451,4	313,6	145,6	277,3	1072,6	89,1	131,2
3d	310,0	101,9	238,3	268,4	379,0	133,8	53,0
Aapa yhteensä	905,8	715,2	579,5	792,1	2748,7	523,3	336,6
Ojittamatta yhteensä	986,4	917,4	815,7	985,5	2965,9	542,8	348,6
B. OJITETTU							
Keidassuoavyöhyke							
1a	3,0	22,3	30,0	8,8			
1b	15,2	205,4	188,7	32,0	2,8		6,4
1c		35,8	57,6	4,3			
2a	57,8	199,8	257,4	94,3	58,3		4,5
2b		4,8	5,4	9,0	7,9		
2c		15,0					
Keidas yhteensä	76,0	483,1	539,1	148,4	69,5		10,9
Aapasuoavyöhyke							
3a	150,8	170,0	72,8	53,0	30,0		9,9
3b	5,4	15,0	7,9	5,2	13,4	4,4	1,5
3d		15,1	13,1	3,7	44,6	2,0	1,7
Aapa yhteensä	156,2	200,1	93,8	61,9	88,0	6,4	13,1
Ojitettu yhteensä	232,2	683,2	632,9	210,3	157,0	6,4	24,0
Kaikki yhteensä	1218,6	1600,6	1448,6	1195,8	3122,9	549,2	372,6

Ojitetuilla korpikuvioilla 1., 2. ja 3. ositteen yleisimmin muodostavat puulajit ovat samat kuin ojittamattomilla kuvioillakin: kuusi, hieskoivu ja mänty (taulukko 17). Rauduskoivuosite on hieman yleisempi, haapa-, harmaa- ja tervaleppäositteet taas hiukan niukempia.

Taulukko 17. Keidassuovyöhykkeen suojelualueiden ojitamattomien (A) ja ojitettujen (B) korpikuvioiden puusto-ositteiden lukumäärät. Puulajit: Ku = kuusi, Mä = mänty, Hk = hieskoivu, Rk = rauduskoivu, Ha = haapa, HI = harmaaleppä, TI = tervaleppä, Ra = raita, Pa = pajut, Pi = pihlaja.

Puusto- osite	Puulaji										Yhteensä	
	Ku	Mä	Hk	Rk	Ha	HI	TI	Ra	Pa	Pi		
Kuvioiden lukumäärä, kpl												
A. OJITTAMATTA												
1.	210	65	89	12		2	5					384
2.	77	134	117	16	5	4	7		1			361
3.	48	56	100	13	9	13	4	1	2	3		249
4.	8	10	3	2	15	5	2	3	1			52
5.		2				4						7
Yhteensä	343	267	309	43	29	28	18	4	4	3		1053
B. OJITETTU												
1.	244	79	133	24	1	2			3			488
2.	113	156	123	42	5	2	4					446
3.	54	69	103	17	11	2	4		1			261
4.	16	6		2	4	4	3					35
5.	3	2	2		1							8
Yhteensä	430	312	361	85	22	10	11		4			1238

6.3 Korprien suojelualueverkko keidassuovyöhykkeellä ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä

Metsähallituksen hallinnassa olevien suojelualueiden lisäksi suojelualueverkkoon sisältyy yksityismaiden suojelualueita, Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevia suojelualueita sekä valtakunnallisten suojeluohjelmien kohteita, joita ei vielä ole hankittu valtiolle. Korpitiedot muilta kuin valtionmaidan suojelualueilta ovat hyvin heterogeenisiä ja osin puutteellisia, mikä rajoittaa verkoston rakenteen ja edustavuuden analysointia. Korprien pinta-alatietoja on vain Metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen hallinnoimilta suojelualueilta.

Korprien suojelutilannetta ja suojelualueverkon rakennetta tarkastellaan suovyöhykkeittäin. Suojelun yleistilanne vyöhykkeellä esitetään Metsähallituksen paikkatietoaineistoon pohjautuen. Suojelualueverkon rakennetta tarkastellaan pääasiassa Metsähallituksen suojelualuekohtaisten kuviotietojen avulla. Tarkastelua täydennetään mahdollisuuksien mukaan tiedoilla yksityismaiden suojelualueilta sekä soidensuojelun perusohjelman ja lehtojensuojeluohjelman vielä toteuttamattomilta kohteilta. Yksityismaiden suojelualueiden korpitiedot perustuvat ympäristöhallinnon luonnonsuojelualuerekisteriin ja soidensuojelun perusohjelman ja lehtojensuojeluohjelman kohteiden tiedot vastaaviin komiteanmietintöihin (Soidensuojelutyöryhmä, 1977, 1980, Lehtojensuojelutyöryhmä 1988). Soidensuojelun perusohjelman ja lehtojensuojeluohjelman kohteiden nykytilasta ei ole tietoa, mutta on mahdollista, etteivät ne kaikki enää ole luonnontilaisia esim. ojitusten tai hakkuiden vuoksi.

Tarkastelualueen suojelualueverkossa on 558 sellaista aluetta, jolla on korpia (taulukko 18). Noin puolet alueista on Metsähallituksen hallinnoimia suojelualueita, neljäsosoiden suojelun perusohjelman kohteita ja runsas kymmenesosa sekä yksityismaiden suojelualueita että lehtojensuojeluohjelman kohteita. Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa on prosentti korpia sisältävistä suojelualueista.

Tarkastelusta puuttuvat vielä vanhojen metsien suojeluohjelmien toteuttamatta olevilla kohteilla mahdollisesti olevat korvet, sillä niistä ei ollut käytettävissä minkäänlaista tietoa.

Taulukko 18. Korprien esiintyminen keidassuojelualueen ja Pohjanmaan aapasuojelualueen etelä- ja länsiosien suojelualueverkossa. MH = suojelualueet, Metsähallituksen hallinnassa, METLA = suojelualueet, Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa, YSA = yksityismaiden suojelualueet, SSO = soiden suojelun perusohjelman suojelemattomat kohteet, LHO = lehtojensuojeluohjelman suojelemattomat kohteet.

Suovyöhyke	Suojelualueita, kpl					Yhteensä
	MH	METLA	YSA	SSO	LHO	
Kilpikoidasvyöhyke						
1a	12	2	11	22	6	53
1b	37		13	30	11	91
1c	9	1	1	4	10	25
Yhteensä	58	3	25	56	27	169
Viittokeidasvyöhyke						
2a	70	3	33	28	21	155
2b	8		2	4	1	15
2c	3			12	2	17
Yhteensä	81	3	35	44	24	187
Pohjanmaan aapasuojelualue						
3a	78		7	17		102
3b	27		1	8	6	42
3d	27	1	4	15	11	58
Yhteensä	132	1	12	40	17	202
Kaikki yhteensä	271	7	72	140	68	558

6.3.1. Keidassuojelualue

Keidassuojelualueen soiden kokonaisala on noin 2,6 milj. ha, josta 40 % (1 milj. ha) on luokiteltu korviksi (Virkkala ym. 2000). Koska keidassuojelualueella sijaitsee lähes puolet (45 %) koko maan korvista, on eteläisten korprien suojelulla valtakunnallisestikin tarkastellen huomattava merkitys korprien lajistollisen ja rakenteellisen monimuotoisuuden säilyttämisessä. Toistaiseksi kuitenkin vain 0,5 % vyöhykkeen korvista on suojeltu (Virkkala ym. 2000).

Laakiokeitaat (1a)

Laakiokeitaiden alavyöhykkeellä on 53 sellaista suojelualueita, jossa on korpia (taulukko 18). Näistä vajaa neljäsos on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita,

noin viidennes on yksityismaiden suojelualueita, hieman yli 40 % toteuttamattomia soidensuojeluohjelman kohteita, noin kymmenesosa lehtojensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita sekä kaksi Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevaa suojelualuetta.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla on laakiokeitaiden alavyöhykkeellä 140 ha korpia, joista 46 % on ojitettuja. Suojelualueiden korvet ovat pääasiassa mustikkaisia (66 %) tai ruohoisia (21 %). Ruohoisista korvista lähes kaikki (85 %) ovat ojitettuja, mustikkaisista noin 41 %. Lehtomaiset korvet ovat kaikki luonnontilaisia; tosin niitä on vain noin hehtaarin verran. Myös puolukkaiset korvet (17,1 ha) ovat lähes kaikki (91 %) luonnontilaisia.

Määrällisesti merkittävimmät korprien suojelualueet Metsähallituksen aineistossa ovat Santalankorven soidensuojelualue Hangossa (42 ha korpia), Tammisaaren saariston kansallispuisto (34 ha) ja Punassuon soidensuojelualue Perniössä (23 ha), jotka yhdessä muodostavat 70 % suojeltujen korprien pinta-alasta. Eniten ojitettamattomia korpia on Santalankorvessa (27 ha).

Luonnontilaisia lehtoisia korpia on Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla vain Ramsön lehtosaarten lehtojensuojelualueella (Houtskari), Saaristomeren kansallispuistossa ja Valkmusan kansallispuistossa (Pyhtää, Kotka). Luonnontilaisia ruohoisia korpia on edellisten alueiden lisäksi Meikon vanhojen metsien suojelualueella Kirkkonummella ja ojitettuja ruohoisia korpia Laajalahden luonnonsuojelualueella Espoossa, Punassuon ja Santalankorven soidensuojelualueilla sekä Tammisaaren kansallispuistossa. Muut suojelualueverkon kohteet täydentävät rehevien korprien suojeluverkkoa huomattavasti. Soidensuojelun perusohjelman toteuttamatta olevilla kohteilla reheviä korpia (saniaiskorpia, SaK, ruoho- ja heinäkorpia, RhK, lehtokorpia, LhK, tai lettokorpia, LK) on ainakin seitsemällä alueella. Yksityismaiden suojelualueilla on yhdeksän suojelualuetta, joilla on reheviä korpia, mm. useita tervaleppäkorpia ja yksi saarnikorpi. Lehtojensuojeluohjelman toteuttamatta olevilla kohteilla on pääasiassa lehtokorpia.

Alueellisesti korprien suojelualueverkon kohteet jakautuvat melko tasaisesti koko vyöhykkeelle. Selvin puutealue sijoittuu vyöhykkeen länsi-lounaisosiin, jossa Maskun-Vahdon länsipuolella ei ole yhtään suojeltua korpea. Korprien osuus suopinta-alasta on kuitenkin tällä alueella VMI8 inventointien (1989-94) perusteella yli 50 % (Tomppo 2000).

Etelä-Suomen kilpikeitaat (Ib)

Etelä-Suomen kilpikeitaiden alavyöhykkeellä on 91 suojelualuetta, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä noin 40 % on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita, kolmannes vielä toteuttamattomia soidensuojeluohjelman kohteita ja runsas 10 % sekä yksityismaiden suojelualueita että lehtojensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla laakiokeitaiden alavyöhykkeellä on 576 ha korpia, joista huomattava osa (78 %) on ojitettuja. Suojelualueiden korvet ovat pääasiassa mustikkaisia (66 %) tai puolukkaisia (17 %). Sekä mustikkaisista että puolukkaisista korvista yli 80 % on ojitettu. Ojitettujen osuus on yhtä suuri myös ruohoisissa korvissa, joita on runsas 10 % vyöhykkeen suojeluista korvista.

Merkittävin alue korprien suojelun kannalta Metsähallituksen aineistossa on Nuuksion kansallispuisto (Vihti, Espoo), jossa on 178 ha korpia. Nuuksio on myös suurin korprien suojelualue koko keidassuovyöhykkeellä ja 13. suurin koko tarkastelualueella. Nuuksion korvista on ojitettu 73 %, mutta siellä on silti Etelä-Suomen kilpikeidasvyöhykkeen suurin luonnontilaisten korprien määrä (47 ha). Muita pinta-alallisesti merkittäviä korprien suojelualueita Etelä-Suomen kilpikeidasvyöhykkeellä ovat Puurijärvi-Isonsuon kansallispuisto Huittisissa (85 ha), Liesjärven kan-

sallispuisto Tammelassa (83 ha), Kurjenrahkan kansallispuisto (Pöytyä, Aura, Turku, Vahto, Nousiainen, Mynämäki) (57 ha), Vaskijärven luonnonpuisto Yläneellä (24 ha) ja Komion luonnonsuojelualue Lopella (22 ha), jotka yhdessä Nuuksion kanssa muodostavat 78 % vyöhykkeen suojeltujen korprien pinta-alasta. Kaikilla muilla suojelualueilla korprien määrä jää alle 20 hehtaarin. Vaskijärven luonnonpuistoa lukuun ottamatta edellä mainittujen suojelualueiden korvista on ojitettu 82 % - 100 %. Vaskijärven luonnonpuiston (20 ha) ja Nuuksion kansallispuiston luonnontilaiset korvet muodostavat yhdessä yli puolet koko 1b -vyöhykkeen suojelluista luonnontilaisista korvista. Lähes puolet vyöhykkeen suojelualueista (17 kpl, 46 %) on sellaisia joilla on vain ojitettuja korpia ja vastaavasti noin viidennes (7 kpl, 19 %) alueita, joiden kaikki korvet ovat luonnontilaisia.

Luonnontilaisia lehtoisia korpia on Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla 1b -vyöhykkeellä vain Nuuksion kansallispuistossa ja Paippisten luonnonsuojelualueella (Sipoo) ja luonnontilaisia ruohoisia korpia edellisten lisäksi Kiljavan lähteikkökorven soidensuojelualueella (Nurmijärvi), Kurjenrahkan ja Liesjärven kansallispuistoissa sekä Miemalanharjun suojelualueella (Hämeenlinna). Myös tällä vyöhykkeellä muut suojelualueverkon kohteet täydentävät rehevien korprien suojeluverkkoa. Yksityismaiden suojelualueilla on kaksitoista suojelualueita, joilla on reheviä korpia (pääasiassa lehtokorpia), mutta myös muutamia saniais-, ruoho- ja heinä-, tervaleppä-, letto- ja lähdekorpia. Viidellätoista soidensuojelun perusohjelman toteuttamatta olevalla kohteella on pääasiassa ruoho- ja heinäkorpia ja lehtokorpia sekä joitakin lettokorpia. Lehtojensuojeluohjelman toteuttamatta olevilla kohteilla on pääasiassa lehtokorpia ja muutama saniaiskorpi.

Korprien suojelualueverkon kohteet jakautuvat alueellisesti melko tasaisesti koko vyöhykkeelle. Selvin puutealue on Mäntsälän ja Anjalankosken välinen alue, jossa ei ole lainkaan korpia sisältäviä suojelualueita, vaikka korprien osuus suopinta-alasta onkin yli 60 % (Tomppo 2000). Runsaimmin korpia (> 10 ha) sisältävät suojelualueet ovat pääasiassa kansallispuistoja ja sijoittuvat kaikki vyöhykkeen länsiosaan. Reheviä korpia sisältäviä suojelualueita on toisaalta vyöhykkeen länsiosassa Lounais-Satakunnan diabaasialueella, vyöhykkeen keskiosissa Uudellamaalla ja Etelä-Hämeen lehtokeskuksen liepeillä sekä aivan vyöhykkeen itäosissa.

Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpiketaat (1c)

Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpiketaiden alavyöhykkeellä on 24 suojelualueita, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä noin 38 % on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita, noin 42 % vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita, runsas 10 % soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita sekä yksi yksityismaiden suojelualue ja yksi Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa oleva suojelualue.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla on 189 ha korpia, joista noin puolet on ojitettuja. Lähes puolet (48 %) korvista on puolukkaisia ja runsas kolmannes (35 %) mustikkaisia. Mustikkaisia korpia on ojitettu enemmän (48 %), kuin puolukkaisia (38 %). Metsähallituksen aineiston mukaan 1c -vyöhykkeen suojelualueilla ei ole lainkaan luonnontilaisia reheviä korpia, mutta tarkemmissa kasvillisuusinventoinneissa sekä Kauhanevan-Pohjankankaan (Karvia, Kauhajoki) että Lauhanvuoren (Isojoki, Kauhajoki) kansallispuistoista on kartoitettu muutamia pienialaisia, ojitamattomia, lähdekorpi- ja ruoho- ja heinäkorpi-kohtia (Heikkilä ym. 2001, Helin & Leivo 2000).

Pinta-alallisesti merkittävin korprien suojelualue 1c -vyöhykkeellä on Lauhanvuoren kansallispuisto (100 ha), jossa on yli puolet koko vyöhykkeen suojelluista korvista. Lauhanvuoren lisäksi yli 20 ha korpia on vain Levanen luonnonsuojelualueella (Laihia, Jurva, korpia 36 ha) ja Kauhanevan-Pohjankankaan kansallispuistossa (20 ha).

Rehevien korprien suojeleminen on vyöhykkeellä lähes kokonaan kymmenen lehtojensuojeluohjelman kohteen lehtokorven ja saniaislehtokorven varassa. Lisäksi yhdellä yksityismaiden suojelualueella on lähdekorpia ja yhdellä soidensuojelun perusohjelman toteuttamattomalla kohteella ruoho- ja heinäkorpia.

Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan korprien suojelualueverkko on hyvin harva ja se muodostuu pääasiassa pienialaisista kohteista, mutta se levittäytyy melko tasaisesti koko vyöhykkeelle, aivan eteläisimpiä ja pohjoisimpia osia lukuun ottamatta.

Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaat (2a)

Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaiden laajalla alavyöhykkeellä on 155 suojelualueita, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä 45 % on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita, noin viidennes yksityismaiden suojelualueita, 18 % soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita, 14 % vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita sekä kolme Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevaa suojelualueita.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla on 1 169 ha korpia, joista hieman yli puolet (56 %) on ojitettuja. Noin puolet (52 %) korvista on mustikkaisia ja noin kolmannes puolukkaisia. Sekä mustikkaisista että puolukkaisista korvista on ojitettu noin puolet. Rehevien, lehtoisten ja ruohoisten, korprien osuus on vain runsas kymmenesosa ja yli 80 % niistä on ojitettu.

Neljällä suojelualueella korpia on yli 100 ha: Seitsemisen (Kuru, Ikaalinen, korpia 161 ha), Helvetinjärven (Ruovesi, 113 ha), Isojärven (Kuhmoinen, 105 ha) ja Koloveden (Enonkoski, Heinävesi, Savonranta, 104 ha) kansallispuistoissa. Muita pinta-alallisesti merkittäviä korprien suojelualueita 2a -vyöhykkeellä ovat Pyhä-Häkin kansallispuisto (Saarijärvi, 88 ha), Sudenpesänkankaan metsiensuojelualue (Lammi, 79 ha), Haapasuo-Syysniemen luonnonsuojelualue (Leivonmäki, 54 ha), Linnansaaren kansallispuisto (Rantasalmi, Savonlinna, Kangaslampi, 41 ha), Kotisten metsiensuojelualue (Lammi, Padasjoki, 43 ha), Paltasuon soidensuojeluohjelman kohde (Pieksämäen maalaiskunta, 37 ha), Petäjäjärven metsiensuojelualue (Kuru, 31 ha), Vuotsinsuon soidensuojeluohjelman kohde (Joroinen, 21 ha) ja Kuoppa-ahon metsiensuojelualue (Kuhmoinen, 20 ha).

Metsähallituksen aineiston mukaan luonnontilaisia reheviä korpia on vain Isojärven kansallispuistossa, Kotisten suojelualueella, Lauttajärven metsiensuojelualueella Vilppulassa, Linnansaaren kansallispuistossa, Ryövärikuopan suojelualueella Ruovedellä ja Tiirismaan lehtojensuojelualueella Hollolassa. Rehevien korprien suojeleverkkoa täydentävät huomattavasti 21 yksityismaiden suojelualueita, 21 vielä toteuttamatta olevaa soidensuojeluohjelman kohdetta ja 20 lehtojensuojeluohjelman kohdetta joilla on reheviä korpia.

Vyöhykkeen kuusi kansallispuistoa, joissa on yli puolet suojeltujen korprien pinta-alasta, ovat suojelualueverkon kannalta aivan keskeisiä. Luonnontilaisten korprien suojeleminen avainalueita ovat Koloveden ja Pyhä-Häkin kansallispuistot, joilla sijaitsee kolmannes vyöhykkeen suojelluista luonnontilaisista korvista. Runsaasti korpia (> 10 ha) sisältäviä suojelualueita on melko tasaisesti eri puolilla vyöhykettä, koilliskulmaa lukuun ottamatta. Reheviä korpia on erityisesti Etelä-Hämeen ja Pohjois-Savon lehtokeskusten alueilla sekä Salpausselän liepeillä Jaalassa ja Valkealassa sijaitsevilla suojelualueilla ja suojeleohjelmien kohteilla. Näiden lisäksi reheviä korpia on harvakseltaan lähinnä vyöhykkeen keskiosissa.

Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaat (2b)

Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaiden alavyöhykkeellä on 14 suojelualuetta, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä puolet on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita. Soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita, yksityismaiden suojelualueita ja vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita on muutamia.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla on yhteensä 145 ha korpia, joista vajaa viidennes on ojitettu. Muutamaa ojitettua ruohoista korpihehtaaria lukuun ottamatta suojellut korvet ovat mustikkaisia (60%) ja puolukkaisia (38%), pääasiassa (yli 80 %) ojitamattomia.

Pinta-alallisesti merkittävimmät korpien suojelualueet ovat Koivusuon luonnonpuisto Ilomantsissa (85 ha korpia) ja Kirjovaaran vanhojen metsien suojelualue Enossa (25 ha).

Ruoho- ja heinäkorpia ja lehtokorpiä on kahdella yksityismaiden suojelualueella, yhdellä lehtojensuojeluohjelman kohteella ja kolmella soidensuojeluohjelman kohteella, joilla on myös lehtokorpiä.

Korpien suojelualueverkosto Pohjois-Karjalan vietto- ja rahkakeitaiden alavyöhykkeellä on erittäin harva ja vähälukuinen. Suojellut korvet sijaitsevat kaukana toisistaan ja eri puolella vyöhykettä. Ilomantsin itäosassa on neljän suojelualueen "keskittymä", jossa sijaitsee 67 % vyöhykkeen suojeltujen korpien pinta-alasta. Korpien osuus suopinta-alasta on VMI8:n inventointien mukaan suurimmillaan vyöhykkeen länsiosissa 40 – 50 % ja vähenee siitä itäosien 10 – 20 %:iin (Tomppo 2000).

Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaat (2c)

Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaiden alavyöhykkeellä on 18 suojelualuetta, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä vain kolme on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita. Valtaosa (72 %) alueista on soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita. Vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita on kaksi.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla on yhteensä 44 ha korpia, joista valtaosa (36 ha) on Pilvinevan soidensuojelualueella Vetelissä ja Kaustisilla. Pilvinevan korvet ovat pääasiassa luonnontilaisia, ravinteisuustasoltaan puolukkaisia ja mustikkaisia. Rehevien korpien suojelutilanne on 2c -vyöhykkeellä erittäin heikko: Pilvinevan parin hehtaarin lisäksi lehtokorpiä on kahdella lehtojensuojeluohjelman kohteella ja ruoho- ja heinäkorpiä kahdella soidensuojeluohjelman kohteella.

Lakisäätteisesti perustettuja suojelualueita on vyöhykkeellä vain kolme, joten korpien suojelu on tällä hetkellä lähes kokonaan suojeluohjelmien toteuttamattomien kohteiden varassa. Niidenkin muodostama verkko on hyvin harva ja hajainen. Korpien osuus suopinta-alasta on alhaisimmillaan vyöhykkeen kaakkoisosissa alle 10 %, mutta Kälviän-Kokkolan eteläpuolisella rannikolla jo 40 – 50 % (Tomppo 2000).

6.3.2 Pohjanmaan aapasuovyöhyke

Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen soiden kokonaisala on valtakunnan metsien 8. inventoinnin mukaan noin 3,9 milj. ha, josta 22 % (noin 870 000 ha) on luokiteltu korviksi (Virkkala ym. 2000). Vyöhykkeen korvista on suojeltu 3,9 %. Seuraavaksi tarkastellaan korpien suojelualueverkkoa Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä Kainuun aapasoiden alavyöhykettä (3c) lukuun ottamatta. Tältä 3c -alavyöhykkeeltä ei ole käytettävissä VMI8:n suopinta-alatietoja, mutta keskiboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeen Pohjois-Karjalan - Kainuun lohkolta, joka tosin on pinta-alal-

taan hieman suurempi kuin vastaavan alueen suokasvillisuus-alavyöhyke, suopinta- alatieidot ovat saatavilla (Virkkala ym. 2000). Niiden mukaan Pohjois-Karjalan - Kainuun lohkokolla on suota noin 1,3 milj. ha, josta korpia on 22 % (noin 280 000 ha). Pohjois-Karjalan – Kainuun lohkon korvista on suojeltu 4,7 %.

Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuot (3a)

Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasoiden alavyöhykkeellä on 103 suojelualuetta, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä 77 % on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita, 17 % soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita ja 7 % yksityismaiden suojelualueita.

Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla on yhteensä 3 148 ha korpia, joista 16 % on ojitettu. Korvista hieman yli puolet (52 %) on kasvupaikkatyypiltään mustikkaisia ja 45 % puolukkaisia. Ojittettujen osuus on molemmissa kasvupaikkatyypeissä vyöhykkeen keskiarvon mukaisesti noin 16 %. Ojittamattomien lehtoisten korprien määrä (26 ha) on tällä vyöhykkeellä suurempi kuin millään muulla tarkastelualueen suovyöhykkeellä. Ojittamattomia ruohoisia korpia on selvästi enemmän (75 ha) kuin kaikilla keidassuovyöhykkeen suojelualueilla yhteensä (48 ha).

Peräti kuusi kymmenestä eniten korpia sisältävästä tarkastelualueen suojelualueesta sijaitsee 3a -vyöhykkeellä: Teerisuon-Lososuon soidensuojelualue (Kuhmo), Hiidenportin kansallispuisto (Sotkamo), Ruunaan luonnonsuojelualue (Lieksa), Salamajärven kansallispuisto (Kivijärvi, Kinnula, Perho), Jonkerinsalon luonnonsuojelualue (Nurmes, Kuhmo) ja Patvinsuon kansallispuisto (Lieksa)(taulukko 11). Salamajärven ja Patvinsuon kansallispuistoissa on viitisenkymmentä hehtaaria ojitettuja korpia kummassakin, mutta muilla em. alueilla korvet ovat pääsääntöisesti ojitamattomia. 3a -vyöhykkeellä on lisäksi 19 muuta suojelualuetta, joilla on yli 20 ha korpia.

Kasvupaikkatyypiltään lehtoisten korprien merkittävimmät suojelualueet ovat Itämaen lehtojensuojeluohjelman kohde Pyhännällä (11 ha), Hiidenportin kansallispuisto (7 ha) ja Teerisuo-Lososuon soidensuojelualue (5 ha). Lisäksi Patvinsuon ja Salamajärven kansallispuistoissa on muutama hehtaari rehevempiä korpia. Edellisten lisäksi kasvupaikkatyypiltään ruohoisia korpia on yhdeksällä suojelualueella. Rehevien korprien suojelualueverkkoa täydentävät vielä yhdentoista soidensuojeluohjelman kohteen ruoho- ja heinä-, lehto- ja lettokorvet sekä neljällä yksityismaiden suojelualueella olevat tervaleppä-, lähde- sekä ruoho- ja heinäkorvet.

Metsähallituksen hallinnassa olevat suojelualueet keskittyvät vyöhykkeen itäosiin. Pienempiä keskittymiä on vyöhykkeen lounaisosassa Suomenselän vedenjakajalla sekä Oulujärven etelä-lounaispuolella. Vyöhykkeen luoteisosan harvan verkoston muodostavat muutamat toteuttamattomat soidensuojeluohjelman kohteet. Tällä vyöhykkeellä on eniten yli 100 ha korpia sisältäviä suojelualueita, jotka Salamajärven kansallispuistoa lukuun ottamatta sijoittuvat kaikki vyöhykkeen itäosaan. Vyöhykkeen itäosassa on myös suurin osa yli 10 ha korpia sisältävistä suojelualueista, vaikka vyöhykkeen lounaisosassa ja Oulujärven etelä-lounaispuolellakin niitä on muutamia. Vyöhykkeen itäosaan onkin muodostunut Suomen eteläisin, pinta-alaltaan huomattava suojeltujen korprien keskittymä, jossa sijaitsee 81 % 3a-vyöhykkeen suojelluista korvista, mutta myös peräti neljännes koko tarkastelualueen suojelluista korvista. Korprien osuus suopinta-alasta vyöhykkeen itäosassa vaihtelee 10 – 50 % (Tomppo 2000).

Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaiden ja Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuovyöhykkeiden vaihettumisalueelle muodostuu selvä puutealue (Karttula, Vesanto, Tervo, Maaninka, Keitele, Pielavesi, Lapinlahti, Iisalmi, Varpaisjärvi), jossa ei ole lainkaan suojeltuja korpia, mutta jossa kuitenkin korprien osuus suopinta-alasta on yli 60 % (Tomppo 2000). Toinen selvä puutealue 3a -vyöhykkeellä on sen länsiosissa, Haapajärveltä ja Pyhäjärveltä pohjoiseen.

Pohjois-Pohjanmaan aapasuot (3b)

Pohjois-Pohjanmaan aapasoiden alavyöhykkeellä on 41 suojelualuetta, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä 66 % on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita, noin viidennes soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita, noin kymmenesosa vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita sekä yksi yksityismaiden suojelualue.

Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla on yhteensä 2 534 ha korpia, joista vain noin 50 ha on ojitettu. Kasvupaikkatyypiltään mustikkaisten korprien osuus on hieman yli puolet (53 %), puolukkaisten runsas kolmannes (34 %) ja rehevien korprien vajaa kymmenes (9 %).

Pohjois-Pohjanmaan aapasoiden alavyöhykkeellä on koko tarkastelualueen kolme eniten korpia sisältävää suojelualuetta: Runkauksen luonnonpuisto (Simo, Tervola), Martimoaapa-Lumiaapa-Penikoiden soidensuojelualue (Keminmaa, Simo) ja Lapiosuon-Iso Äijönsuon soidensuojelualue (Pudasjärvi, Ranua)(taulukko 11). Yhteensä näillä kolmella alueella on lähes viidennes (19 %) koko tarkastelualueen suojelluista korpista. Runsaasti korpia on myös Olvassuon luonnonpuistossa (Pudasjärvi, Utajärvi, 224 ha korpia) ja Oravisuon-Näätäsuon-Sammakkosuon soidensuojelualueella (Pudasjärvi, 165 ha). Lisäksi seitsemällä muulla suojelualueella on yli 20 ha korpia.

Metsähallituksen aineiston mukaan kasvupaikkatyypiltään lehtomaisia/lettoisia korpia on 3b -vyöhykkeellä vain muutama hehtaari Martimoaavan soidensuojelualueella. Sensijaan ruohoisia korpia on yli 200 ha, joista valtaosa Martimoaavalla. Martimoaavan soidensuojelualue onkin tämän aineiston mukaan koko tarkastelualueen suurin yksittäinen rehevien korprien suojelualue (noin 160 ha reheviä korpia, neljäsosa kaikista tarkastelualueen ojitamattomista rehevistä korpista). Martimoaavan lisäksi seitsemällä muulla Metsähallituksen hallinnassa olevalla alueella on ruohoisia korpia. Kuudella soidensuojeluohjelman toteuttamattomalla kohteella on lettokorpia ja ruoho- ja heinäkorpia, samoin yhdellä yksityismaiden suojelualueella on lettokorpia. Lisäksi neljällä lehtojensuojeluohjelman kohteella on lehtokorpia.

Pohjois-Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen korprien suojelualueverkko ulottuu kapeahkona nauhana vyöhykkeen kaakkoisosasta lounaisosaan, jossa on hieman laajempi suojelualuekeskittymä. Vyöhykkeen koillis-itäosassa on vain muutama erillinen korprien suojelualue ja lounais-länsilaidassa nauhana toteuttamattomien ohjelmakohteiden korpia. Kaakkoisosan korprien suojelukeskittymä sijoittuu alueelle, jolla korprien osuus suopinta-alasta on alle 10 %; muualla vyöhykkeellä osuus on 10 – 20 % , rannikon lähellä hieman suurempi (Tomppo 2000).

Perä-Pohjanmaan aapasuot (3d)

Perä-Pohjanmaan aapasoiden alavyöhykkeellä on 60 suojelualuetta, joilla esiintyy korpia (taulukko 18). Näistä 45 % on Metsähallituksen hallinnassa olevia alueita, noin neljäsosa soidensuojeluohjelman toteuttamattomia kohteita, noin viidennes vielä toteuttamattomia lehtojensuojeluohjelman kohteita, muutama yksityismaiden suojelualue sekä yksi Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa oleva suojelualue.

Metsähallituksen hallinnoimilla suojelualueilla on yhteensä 1 565 ha korpia, joista noin 80 ha on ojitettu. Kasvupaikkatyypiltään mustikkaisten korprien osuus on 61 % ja puolukkaisten 15 %. Rehevien korprien osuus, 18 %, on suurempi kuin millään muulla tarkastellulla vyöhykkeellä.

Eniten korpia 3d -vyöhykkeellä on Kilsiaavan-Ristiaavan soidensuojelualueella (Rovaniemen maalaiskunta, Tervola, Ylitornio, 515 ha korpia), joka on myös neljänneksi suurin korprien suojelualue koko tarkastelualueella. Hieman yli 500 ha korpia on myös Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa olevassa Pisavaaran luonnonpuistossa Rovaniemen maalaiskunnassa. Runsaasti korpia on myös Koutus-

järven vanhojen metsien suojeleuohjelman kohteella (Pello, 221 ha), Mellajoen soidensuojelualueella (Ylitornio, 148 ha) ja Louevaaran vanhojen metsien suojeleuohjelman kohteella (Rovaniemen maalaiskunta, 136 ha). Lisäksi seitsemällä muulla suojeleualueella on yli 20 ha korpia.

Muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta kaikilla Metsähallituksen hallinnoimilla suojeleualueilla on reheviä korpia. Eniten niitä on Louevaaran vanhojen metsien suojeleuohjelman kohteella (50 ha) sekä Kilsiaavan-Ristivuoman (46 ha) ja Mellajoen (44 ha) soidensuojelualueilla. Toteuttamatta olevilla soidensuojeluohjelman kohteilla (14 kpl) on pääasiassa lettokorpia, mutta myös lehto- ja ruoho- ja heinäkorvia. Kolmella yksityismaidensuojelualueella on niinkään letto- ja lehtokorpia ja kymmenellä lehtojensuojeluohjelman kohteella pääasiassa lehtokorpia.

Alueellisesti suojellut korvet ovat keskittyneet vyöhykkeen etelä- ja keskiosiin. Vyöhykkeen länsiosissa, Tornion pohjoisosissa ja Ylitornion länsiosissa, on vain kaksi suojeleuuetta, joilla on korpia. Selvin puutealue on vyöhykkeen itäpohjoisosassa, jossa ei ole lainkaan korprien suojeleuueita. Korprien osuus suopinta-alasta vaihtelee tällä vyöhykkeellä 30 %:sta yli 60 %:iin (Tomppo 2000).

6.4 Metsälain korpityypit

Metsälain 10 §:n erityisen tärkeistä elinympäristöistä rehevät korvet on määritetty laissa suoraan suotyyppeinä (lehtokorvet, saniaiskorvet, ruoho- ja heinäkorvet). Karukkokankaita puuntuotannollisesti vähätuottoisempia soita ei ole laissa määritetty suotyyppeiden tarkkuudella, mutta Metsälain perusteluissa tähän elinympäristöön on kirjattu kuuluviksi esimerkiksi kitu- ja joutomaiden karut korvet. Meriluoto & Soininen (1998) ovat tulkinneet tähän ryhmään kuuluviksi korpityypeiksi kangaskorvet (osa), puolukkakorvet ja pallosarakorvet. Lapin läänin eteläpuolella sijaitseviin lettoihin tulkitaan kuuluviksi myös lettokorvet (Meriluoto & Soininen 1998).

Valtakunnan metsien 9. inventoinnin yhteydessä on kartoitettu sekä metsälain tarkoittamia erityisen tärkeitä elinympäristöjä että muita metsäluonnon arvokkaita elinympäristöjä. Tuloksia on valmiina kahdeksan metsäkeskuksen alueelta: Pohjois-Savo, Keski-Suomi, Etelä-Pohjanmaa, Kymi, Rannikko, Lounais-Suomi, Häme-Uusimaa ja Pirkanmaa (Tomppo ym. 1998, 1999a, b, c, 2000, Korhonen ym. 2000a, b, c) (taulukko 19). Tarkasteltujen metsäkeskusten alueella korvet ovat muodostaneet 5 % lakikohteiden pinta-alasta. Kaikista inventoiduista rehevistä korvista vain 4 % täytti lakikohteen kriteerit (taulukko 19). Yleisimpiä sekä metsälaki- että muina arvokkaina kohteina ovat olleet ruohokorpi ja lehtokorpi. Karuja korpia ei ole esiintynyt lakikohteina lainkaan ja muuna arvokkaana kohteenakin vain runsas sata hehtaaria (Tomppo ym. 1998, 1999a, b, c, 2000, Korhonen ym. 2000a, b, c). Kuuden metsäkeskuksen (poislukien yllämainituista Häme-Uusimaa ja Pirkanmaa) alueella rehevien korprien lakikohteiden pinta-alan suhteellinen keskivirhe on suurimmillaan lettokorvissa (76 %). Lehtokorvissa suhteellinen keskivirhe on 35 % ja ruohokorvissa 20 % (Ruuhijärvi ym. 2000, taulukko 8.7.).

Rehevien korprien nykyinen suojeleualueverkko on em. metsäkeskusten alueella melko harva ja hajanainen (taulukko 19). Pinta-alatietoja on vain Metsähallituksen hallinnassa olevilta suojeleualueilta ja -ohjelmien kohteilta ja niiden perusteella rehevien korprien suojeleutilanne on määrällisesti erittäin heikko. Lisäksi näistä vähistäkin keskimäärin 80 % on ojitettu. Koko suojeleualueverkossa on reheviä korpia näiden kahdeksan metsäkeskuksen alueella arviolta alle tuhat hehtaaria.

Yksityismailla on tehty erilliskartoituksena Tapion ja metsäkeskusten toimesta ns. mete-kartoitusta (metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen -kartoitus), jossa selvitetään yksityismaiden metsälakikohteita, jotka eivät tule selvitettyksi metsäsuunnittelun yhteydessä. Verrattaessa mete-kartoituksen ja metsäsuunnittelun tuloksia VMI9:n tuloksiin kuuden metsäkeskuksen alueella (poislukien edellä mainituista Häme-Uusimaa ja Pirkanmaa) on metsälakikohteiksi määritettyjen

rehevien korprien määrissä selvä ero (Ruuhijärvi ym. 2000). Mete-kartoituksen ja metsäsuunnittelun mukaan reheviä korpia on alueella noin 460 ha (muunnettuna koko alaa vastaavaksi) ja VMI9:n mukaan yksityismailla noin 4 800 ha. Osa erosta selittyy sillä, että mete-kartoituksessa osa purovarsien rehevistä korpista on voitu tyyppitellä purojen ja norojen reunametsiksi (Ruuhijärvi ym. 2000). Toisaalta VMI9:ssä ei alkuvaiheessa (vuosina 1996-98) otettu huomioon alueellista edustavuutta tai elinympäristön pienialaisuutta, vaan kaikki metsälain kriteerit täyttävät kohteet olivat mukana lakikohteina. Vuodesta 1998 lähtien (Lounais-Suomi, Häme-Uusimaa ja Pirkanmaa) on VMI9:kin otettu huomioon lakikohteiden määrittelyssä vaatimus pienialaisuudesta (Korhonen ym. 2000a, b, c).

Lounais-Suomen metsäkeskuksen mete-kartoituksessa suotyyppien esiintymisen alueellisuus on otettu huomioon mm. tulkitsemalla kitu- ja joutomaiden ruohoiset ja varsinaiset sarakorvet metsälain kohteiksi näiden alueellisen harvinaisuuden vuoksi (Silver & Kajava 2000). Metsälakikohteina ruohoisia sarakorpia oli metsäkeskuksen alueella 6,9 ha ja varsinaisia sarakorpia 2 ha. Lisäksi muita korpikohteita oli 42,9 ha, pääasiassa ruoho- ja heinäkorpia. Kaikkiaan korvet muodostivat 26 % koko metsäkeskuksen soisten metsälakikohteiden määrästä. Mete-kartoitus kattoi noin 23 % alueen soista.

Rehevien korprien määrä yksityismaiden metsälakikohteilla koko Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla oli vuosien 1998 ja 1999 mete-kartoituksen ja 1998 metsäsuunnittelun tulosten perusteella 298 ha, mikä on 3 % alueen metsälakikohteiden kokonaismäärästä (Ruuhijärvi ym. 2000). Mete-kartoitukset kattoivat vuoden 1999 maastotöiden jälkeen noin 27 % yksityismetsien pinta-alasta ja muunnettuna vastaamaan koko aluetta rehevien korprien määrä olisi noin 1 114 ha. Yhtiöiden mailla on reheviä korpia metsälakikohteina 127 ha, mikä on 2 % yhtiöiden maiden metsälakikohteiden kokonaismäärästä Etelä-Suomen ja Pohjanmaan alueella (Ruuhijärvi ym. 2000).

Taulukko 19. VMI9:n tuloksia ei-suojeltujen alueiden rehevien korprien (lehtokorvet, ruohokorvet, lettokorvet) lakisäateisistä kohteista, muista arvokkaista avainbiotoopeista ja ei arvokkaista kohteista kahdeksan inventoidun metsäkeskuksen alueella (Tomppo, ym. 1998, 1999a,b,c, 2000, Korhonen ym. 2000a,b,c), sekä reheviä korpia (lehtoiset ja ruohoiset kasvillisuusluokat Metsähallituksen aineistossa) sisältävien alueiden lukumäärä nykyisessä suojelualueverkossa. Suojelualueista käytetyt lyhenteet: MH = Metsähallituksen hallinnassa oleva suojelualue tai -ohjelman kohde, YSA = yksityismaiden suojelualue, METLA = Metsäntutkimuslaitoksen hallinnassa oleva suojelualue, SSO = soidensuojelun perusohjelma, LHO = lehtojensuojeluohjelma. Lakikohde tarkoittaa avainbiotooppia, joka täyttää metsälain 10 §:n tulkintaohjeiden määritelmät, lukuunottamatta alueellista yleisyyttä ja pienialaisuutta Pohjois-Savon, Keski-Suomen, Etelä-Pohjanmaan, Kymen ja Rannikon metsäkeskuksissa. Arvokas tarkoittaa avainbiotooppia, joka ei täytä kaikkia metsälain tulkintaohjeen määritteitä, mutta sillä arvioidaan olevan metsän monimuotoisuuden kannalta sellaista merkitystä, että se tulisi jättää käsittelemättä tai käsitteilyn tulisi olla tavanomaista varovaisempi. Ei arvokas tarkoittaa avainbiotooppia, joka on niin voimakkaasti muuttunut, että sillä ei ole metsän monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta suurempaa merkitystä kuin ympäröivillä metsillä.

Metsäkeskus	VMI9				Suojelualueverkko				
	Ei -suojeletut alueet				MH	YSA	METLA	SSO	LHO
	Lakikohde	Arvokas	Ei arvokas	Kaikki					
ha	ha	ha	lakikohteet, ha	kpl (ha)	kpl	kpl	kpl	kpl	
Pohjois-Savo	1231	3718	41071	18661	4 (10 ha)	10		3	4
Keski-Suomi	1385	1756	25855	10846	4 (25 ha)	4		6	
Etelä-Pohjanmaa	748	1893	16685	29230	2 (33 ha)			1	10
Kymi	500	2139	11379	5882	2 (6 ha)	4		6	5
Rannikko, Helsinki	290	859	7028	31390	7 (24 ha)	8	1	5	4
Rannikko, Vaasa	685	3421	9164	14399					4
Lounais-Suomi	1099	2421	23101	13004	4 (27 ha)	5		7	1
Uusimaa-Häme	577	2235	20735	4681	13 (78 ha)	5		13	6
Pirkanmaa	410	2221	7900	5804	8 (32 ha)	3		3	3
Yhteensä	6925	20663	162918	133897	44 (235 ha)	39	1	44	37

7

Tulosten tarkastelu

7.1 Aineistojen edustavuus

Metsäntutkimuslaitoksen VMI8:n koko maan kattavan systemaattisen otannan koealojen yhdistäminen Suomen ympäristökeskuksen digitoituihin suojelualueiden ja -ohjelmien rajoihin tuotti ensimmäistä kertaa yhtenäisen, koko valtakunnan kattavan aineiston sekä suojelualueilta että ei-suojelluilta alueilta (Virkkala ym. 2000). Aineiston etuna oli myös se, että tarkastelussa ovat mukana kaikki suojelualueverkon kohteet (rantojen suojeluohjelmaa lukuun ottamatta) maanomistajasta tai suojeluohjelman toteutumisvaiheesta riippumatta. Digitoitujen suokasvillisuusvyöhykerajojen ansiosta voitiin myös ensimmäistä kertaa tarkastella soiden pinta-aloja ja ojitustilannetta ekologisesti mielekkäällä aluejaolla, suokasvillisuusvyöhykkeittäin. VMI -aineiston luotettavuutta heikentää paikoin pieni otoskoko. Otoskoko jää pieneksi toisaalta Etelä-Suomen suojelualueverkossa, koska suojelualueiden osuus kokonaisuudesta on pieni. Pohjoisimmassa Lapissa puolestaan VMI:n otantatiheys on alhainen. Otokseen pienentyessä pinta-alaestimaattien suhteellinen keskivirhe kasvaa, mikä rajoittaa tulosten yleistettävyyttä (Virkkala ym. 2000). Ongelman vähentämiseksi suokasvillisuusvyöhykkeitä yhdistettiin ja tuloksia tarkastellaan vain päävyöhykkeittäin. Tästä huolimatta erityisesti kilpi- ja viettokeidasvyöhykkeiden suojelualueiden korpipinta-alojen suhteelliset keskivirheet ovat melko suuria, samoin Tunturi-Lapin palsa- ja paljakkasuovyöhykkeellä (taulukko 8). Harvinaisimpien ja pienialaisimpien kasvupaikkatyyppien, esim. lettomaisten ja lehtoisten korprien, pinta-alojen suhteelliset keskivirheet suojelualueilla ovat myös suuria, tai niitä ei ole osunut VMI:n koeala-aineistoon lainkaan (taulukko 9). Koska VMI8:n maastotyöt tehtiin vuosina 1986-94, on mahdollista, että korprien nykyiset ojitusmäärät ovat jonkin verran tässä esitettyä suurempia. Parhaiten VMI -aineisto soveltuu suojelualueverkon edustavuustarkastelussa suurien kokonaisuuksien ja yleisten kasvupaikkatyyppien tarkasteluun.

Metsähallituksen kuvioaineisto muodostaa yhtenäisen, paikkaan sidotun aineiston Metsähallituksen hallinnassa olevilta suojelualueilta ja -ohjelmien kohteilta. Metsätalouden tarkastuksissa kuvioiden ohjeellinen minimikoko on 0,5 ha, mutta poikkeustapauksissa kuvion koko voi olla tätä pienempi (Leskinen & Hallman 1998). Tarkastellussa korpiaineistossa noin 10 % kuvioista oli alle 0,5 ha. Etelä-Suomen suojelualueiden korpikuvioiden pienialaisuus tulee esiin myös tehdyissä kasvillisuuskartoituksissa: esimerkiksi Torrjonsuolla korpikuvioiden keskikoko oli 0,3 ha (Kotiluoto ym. 1996) ja Kulhanvuoren suojelualueella 0,6 ha (Suikki 1998). Kaikkia pienialaisimpia korpia ei ole metsätaloudentarkastuksissa välttämättä erotettu omiksi kuvioikseen, vaan ne on merkitty vain pistekuvioina kartalle. Kovin merkittävää pinta-alalisäystä näistä pienialaisista, kuvioimattomista korpista ei kerry, mutta ne voisivat täydentää kuvaa korprien kasvupaikkatyyppien suojelutilanteesta. Metsähallituksen kuvioittainen paikkatietoaineisto soveltuu parhaiten suojelutilanteen yksityiskohtaiseen, suojelualueittaiseen tarkasteluun.

Tässä selvityksessä käytetty Metsähallituksen kuvioaineisto on vuodelta 1999 ja sisältää siihen mennessä valtiolle hankitut suojelualueet ja -ohjelmien kohteet. Korprien suojelutilanne täydentyy kuitenkin kaiken aikaa, kun uusia alueita hankitaan valtiolle.

Tarkempaan korprien suojelualueverkon rakenteen tarkasteluun valittiin alue, jossa VMI8:n tulosten perusteella on valtaosa (yli 65 %) koko maan korvista, mutta suojelutilanne heikoin: keidassuovyöhyke ja Pohjanmaan aapasuovyöhyke Kainuun alavyöhykettä lukuun ottamatta (Virkkala ym. 2000). Keidassuovyöhykkeellä alle 1 % korvista on suojeltu, Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä noin 4 %, mutta Peräpohjolan aapasuovyöhykkeellä jo 14 %.

Keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosan korprien suojelualueverkon rakenteen tarkastelu tehtiin pääasiassa Metsähallituksen kuvioaineiston perusteella. Lisäksi hyödynnettiin soidensuojelun perusohjelman ja lehtojensuojeluohjelman kohteista julkaistuja suotyypin esiintymistietoja (Soidensuojelutyöryhmä 1977, 1980, Lehtojensuojelutyöryhmä 1988) ja ympäristöhallinnon luonnonsuojelualuerekisterin tietoja yksityismaiden suojelualueilta.

Soidensuojeluohjelman kohteilta on julkaistu 28 suotyypin (seitsemän korpi-tyyppiä) esiintymistieto kullakin alueella (Soidensuojelutyöryhmä 1977, 1980). Koska inventointitiedot ovat vanhoja (1960- ja 1970-luvuilta), eikä niitä ole sen jälkeen päivitetty, ei kaikkien vielä toteuttamatta olevien soidensuojeluohjelman kohteiden osalta ole tietoa siitä, onko alue vielä luonnontilassa vai ei. Sama koskee lehtojensuojeluohjelman kohteiden luonnontilaa. Lehtojensuojeluohjelman kohdekuvauksissa on usein mainittu lehtokorven esiintyminen, mutta siitä, kuinka systemaattisesti lehtokorven esiintyminen on kirjattu, ei ole tietoa.

7.2 Suojelutilanne

Sekä ojitamattomien korprien määrä että suhteellinen osuus suopinta-alasta koko maassa on pienentynyt selvästi neljässä kymmenessä vuodessa (Ilvessalo 1956, Virkkala ym. 2000). 1950-luvun hieman yli kahdesta miljoonasta ojitamattomasta korpihehtaaria on jäljellä alle 800 000 hehtaaria. Korprien esiintymisen ja suojelun välillä on selvä alueellinen epätasapaino: korprien esiintymisen painopiste on etelässä, mutta suojelun painopiste pohjoisessa.

Korprien suojelutilanne on ongelmallisimman keidassuovyöhykkeellä. Keidassuovyöhykkeen korprien säilyttäminen on kuitenkin valtakunnallisesti tärkeää, koska alue on korprien esiintymisen painopistealue, jossa sijaitsee lähes puolet koko maan korvista. Alueen korprien korkea ojitusprosentti (lähes 80 %) ja toisaalta alhainen suojeluprosentti (alle 1 %) heikentävät merkittävästi mahdollisuuksia säilyttää korprien luontainen lajistollinen ja toiminnallinen monimuotoisuus koko laajuudessaan.

Myös Pohjanmaan aapasuovyöhyke on keskeinen korprien suojelussa, sillä siellä sijaitsee lähes 40 % koko maan korvista (Virkkala ym. 2000). Alueelliset erot vyöhykkeen sisällä korprien osuudessa ovat kuitenkin suuria. Laajoilla alueilla Pohjois-Pohjanmaalla korpia on ollut alle 10 % suopinta-alasta, mutta esim. ns. Lapinkolmion alueella yli 40 % (Ilvessalo 1960). Myös Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä korprien ojitus on ollut voimakasta, yli 70 % on ojitettu. Suojelutilanne on kuitenkin hieman parempi kuin etelämpänä ja 4 % korvista on suojeltu.

Pohjois-Suomessa (Peräpohjolan ja Metsä-Lapin aapasuovyöhykkeet, Tunturi-Lapin palsa- ja paljakkasuovyöhyke) korprien säilyminen on tällä hetkellä parhaiten turvattu, koska ojitus on ollut selvästi vähäisempää (keskimäärin 18 % korvista ojitettu) ja suojelu kattavampaa (keskimäärin 20 % suojeltu) kuin etelämpänä.

VMI8:n aineistoon ja Metsähallituksen kuvioaineistoon perustuvissa tuloksissa on selviä eroja keidassuovyöhykkeen suojeltujen korprien kokonaismäärässä (taulukot 8 ja 10). Keidassuovyöhyke on ainoa alue, jossa tilannetta voi tarkastella, sillä käytössä ollut Metsähallituksen kuvioaineisto ei kata koko Pohjanmaan aapasuovyöhykettä. Sekä kilpi- että viettokeidassuovyöhykkeellä VMI8:n perustuvat korprien suojelupinta-alat ovat huomattavasti suurempia. VMI8:n tuloksissa suo-

jelupinta-alojen pitäisikin olla jonkinverran suurempia, koska tarkastelussa ovat mukana kaikki suojelualueiden ja -ohjelmien kohteet ja Metsähallituksen kuvioaineistossa vain valtion hallinnassa jo olevat alueet. Ero on kuitenkin niin suuri, etteivät Metsähallituksen aineistosta puuttuvat alueet yksin riitä sitä selittämään. Yksi eroja selittävä tekijä on aineistojen erilainen tuottamistapa: VMI:n tulokset ovat otosaineistoon perustuvia arvioita eli estimaatteja ja Metsähallituksen aineistoon perustuvat tulokset kuvioittaisia pinta-aloja.

Aineistojen tuottamisen eroista huolimatta kuva suojeltujen korprien alueellisesta jakaumasta on yhteneväinen. Myös Metsähallituksen kuvioaineiston perusteella korprien suojelun painopiste on tarkastelualueen pohjoisosassa (Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen etelä- ja länsiosa), jossa sijaitsee runsas kolme neljäsosaa Metsähallituksen hallinnassa olevista suojelluista korvista.

Puustoisina ja suhteellisen ohutturpeisina soina korvet ovat olleet suosittuja ojituskohteita ja 1950-luvun hieman yli kahdesta miljoonasta korpihehtaaria yli 1,25 miljoonaa hehtaaria on ojitettu neljässäkymmenessä vuodessa. Tarkasteltaessa korprien ojitustilannetta VMI8:n tulosten perusteella on kuitenkin muistettava, että ojitettuihin korpiin on voinut luokitua myös ojitettuja avosoita ja rämeitä (A. Reinikainen, suull. 2001).

Myös suojelualueilla olevia korpia on ehditty ojittaa ennen suojelupäätöksiä toteuttamista. Suojeltujen korprien ojitustilanteen suhteen VMI8 ja Metsähallituksen kuvioaineisto antavat hyvin samansuuntaisia tuloksia. Kaikkein huolestuttavin tilanne on keidassuovyöhykkeellä, jossa vähäisestä suojeltujen korprien määrästä yli 40 % on kummankin aineiston mukaan ojitettu. Samanlainen tulos saatiin myös tutkimuksessa, jossa tarkasteltiin soidensuojelun perusohjelman kohteiden luonnontilaa Suomen etelä- ja keskiosissa (Suikki 1992, Suikki & Hanhela 1993).

Pohjoiseen päin mentäessä ojitettujen korprien osuus suojelualueilla vähenee, mutta se on vielä Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä VMI8:n mukaan hieman yli 10 %. Metsähallituksen kuvioaineiston perusteella suurin osa tämän vyöhykkeen suojelualueiden ojitetuista korvista on vyöhykkeen eteläisimmällä, Pohjois-Karjalan ja Suomenselän aapasoiden alavyöhykkeellä.

Ojitettujen korprien ennallistamisen tarve keidassuovyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen suojelualueilla on ilmeinen. Tähän mennessä suojelualueiden ojitettuja soita on ennallistettu noin 4 000 ha, joista pääosa avosoita ja harvapuustoisia rämeitä (M. Hokkanen, kirjall. 2000). Ennallistettujen soiden tutkimus ja intensiiviseuranta on kohdistunut myös pääasiassa avosoihin ja harvapuustoisiin rämeisiin (Heikkilä & Lindholm 1997, Komulainen ym. 1999) ja vain muutamiin korpiin (Tukia 2000).

1950-luvulla koko maan ojittamattomista korvista runsas 20 % oli reheviä (lehtokorvet, ruohokorvet, lettokorvet ja osa nevakorvista) (Ilvessalo 1956). Maan eteläpuoliskossa vastaava osuus oli 14 % ja pohjoispuoliskossa 30 %. Korprien ravinteisuusluokkajakaumassa näyttäisi tapahtuneen selvä siirtymä ravinteisempaan suuntaan, sillä VMI8:n aineiston mukaan ruohoisten ja sitä viljavampien korprien osuus kaikista jäljellä olevista ojittamattomista korvista on koko maassa 39 %. Vastaava osuus on keidassuovyöhykkeellä 34 %, Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä 38 % ja siitä pohjoiseen 44 %. Osuudet ovat lähes samat myös VMI8:n aineiston ojitetuista korvista tai kaikista korvista laskettuina.

Sama rehevien korprien "runsas" heijastuu myös nykyisen suojelualueverkon korpiin, kun tilannetta tarkastellaan VMI8:n aineiston valossa, koska suojeltujen korprien ravinteisuustasojakauma vastaa varsin hyvin ei-suojeltujen korprien vastaavaa jakaumaa (kuva 2). Verrattaessa VMI8:n tulosta keidassuovyöhykkeen suojeltujen korprien ravinteisuustasojen jakaumasta vastaavaan Metsähallituksen aineiston antamaan kuvaan havaitaan tuloksissa selvä ero. Metsähallituksen aineiston perusteella ruohoisten ja sitä rehevämpien korprien osuus suojelluista kor-

vista on 13 %, mutta VMI8:n perusteella 42 %. Vastaavasti puolukkaisten ja sitä karumpien korprien osuus on Metsähallituksen aineistossa 31 % ja VMI8:n aineistossa 12 %. Molemmista aineistossa mustikkaisten korprien osuus on suurin.

Rehevien korprien vähäisyyttä Metsähallituksen aineistossa selittää osittain se, että soidensuojelun perusohjelman ja lehtojensuojeluohjelman vielä toteuttamatta olevilla kohteilla on runsaasti nimenomaan rehevempiä korpityyppejä. Keidassuovyöhykkeellä on myös paljon yksityismaiden suojelualueita, joilla on reheviä korpia. Pinta-alallisesti nämä eivät kuitenkaan pysty kokonaan selittämään näiden kahden aineiston välistä eroa. Sekä VMI:ssä että Metsähallituksen metsätaloudentarkastuksissa suokasvupaikkojen luokitus on samanlainen, joten eron tuloksissa ei pitäisi johtua luokittelueroista. Kaikkein pienialaisimmat rehevät korvet lienevät jääneet molemmissa aineistoissa erikseen kuvioimatta.

Metsähallituksen aineiston perusteella eteläisten rehevien korprien suojelutilanne on erittäin huolestuttava, sillä yli 80 % keidassuovyöhykkeen vähäisistä suojelluista rehevistä korvista on ojitettu. Etelä-Suomen rehevien korprien suojelutilanteen heikkouteen viittaavat myös muutamat muut tutkimustulokset. Suikin (1992) aineistossa harvinaisimpia korpityyppejä keidassuovyöhykkeen soidensuojelun perusohjelman kohteilla olivat lehtokorvet, ruohoiset mustikkakorvet ja sarniaiskorvet. Heikkisen (2000) tutkimuksessa lehtokasvien suojelualueverkon edustavuudesta todettiin selviä puutteita mm. lehtokorprien suojelussa Uudellamaalla ja eteläboreaalisen vuokkovyöhykkeellä.

Suojelualueiden metsämaan ojittamattomat korvet ovat VMI8:n aineiston mukaan puustoltaan varsin iäkkäitä: yli 60 % niistä on yli 140-vuotiaita. Noin kolmannes kaikista puustoltaan yli 140-vuotiaista metsämaan ojittamattomista korvista on suojelualueilla (Virkkala ym. 2000). Puustoltaan iäkkäiden korprien nykyisen esiintymisen ja suojelun painopiste on selvästi pohjoisessa, aapasuovyöhykkeellä, jossa on 96 % kaikista ojittamattomista, puustoltaan yli 140-vuotiaista metsämaan korvista ja 99 % vastaavista suojelluista korvista. Myös suojelualueiden kivennäismaiden puustoltaan yli 140-vuotiaat metsät keskittyvät pohjoiseen, pohjoisboreaaliseen vyöhykkeelle (Virkkala ym. 2000).

Myös Metsähallituksen aineistossa puustoltaan iäkkäiden korprien esiintymisen painopiste on pohjoisessa, Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä, jossa puolet ojittamattomista suojelualueiden korvista on puustoltaan yli 140-vuotiaita. Ojitettujen korpikuvioit ovat sekä keidassuovyöhykkeen että Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen suojelualueilla puuston iältään keskimäärin selvästi nuorempia kuin ojittamattomat kuviot.

Suojelualueiden korvet näyttäisivät olevan puuston rakenteeltaan kohtuullisen monipuolisia, jos mittana käytetään puusto-ositteiden lukumäärää. Valtaosalla kuvioista on erotettu vähintään kaksi ositetta ja kymmenesosalla kuvioista ositteita on neljä tai viisi. Ojitettujen korpikuvioit eivät ositteiden lukumäärällä mitaten poikenneet ojittamattomista. Yleisimmin korpikuvioilta on erotettu kuusi-, hieskoivu- ja mänty- ositteita, mutta hieskoivun lisäksi myös muiden lehtipuulajien ositteita esiintyy. Valtakunnan metsien inventointien tulosten perusteella korprien lehtipuuvaltaisuus (pääasiassa hieskoivu) jopa lisääntyy ojitussuoksesion kuluessa (Paavilainen & Tiihonen 1984, 1985, Mattila & Penttilä 1987). Osasyynä hieskoivun näennäiseen lisääntymiseen ojitetuissa korvissa voi olla se, että ojitettuja, hieskoivuvaltaisiksi kehittyviä sararämeitä voi VMI:ssä tulla luokitelluiksi korpiin (A. Reinikainen, suull. 2001). Koivun osuus runkoluvusta (d1,3 yli 5,5 cm) ojitetuissa korvissa oli Hökän ja Laineen (1988) tutkimuksessa korkeimmillaan ojitusikäluokassa 11-20. Vielä ojitusikäluokassa 31-50 koivun osuus runkoluvusta oli Etelä-Suomessa 17-24 % ja Pohjois-Suomessa 33-56 %.

Suojeltu korpipinta-ala muodostuu melko pienistä osista: lähes kolme ja puoli tuhatta kuviota 269:llä suojelualueella. Yksittäisten korpikuvioitiden kokoluokkajakauma painottuu pieniin kokoluokkiin ja puolet kaikista kuvioista on alle 1,5 heh-

taaria. On kuitenkin muistettava, että tässä aineistossa erillisinä kuvioina esiintyvät korvet voivat luonnossa muodostaa laajempia, yhtenäisiä korpialueita, vaikka ne kasvillisuusluokan tai ojitustilanteen vuoksi onkin erotettu omiksi kuvioikseen. Yksittäisten korpikuvioiden kokoluokkajakaumaa ei siis suoraan voi tulkita korpialueiden kokojakaumaksi. Suojelualueiden korprien kuviotiedot ovat olemassa myös paikkatietoaineistoina, joiden avulla myös yksittäisten, yhtenäisten korpialueiden pinta-alatarkastelu olisi mahdollista. Pieni koko ei sinänsä ole ongelma korvessa luontaisesti esiintyvien lajien säilymiselle, jos korpi on hydrologisesti ehyt kokonaisuus ja myös ympäristöltään luonnontilainen. Korpialueen koolla voi kuitenkin olla merkitystä tilanteissa, joissa ympäristön maankäyttö (esim. hakkuu) voi aiheuttaa muutoksia pienten korprien lajistossa, vaikka mitään ei tehtäisikään itse korvessa (esim. Sjöberg & Ericson 1992).

7.3 Suojelualueverkon rakenne ja alueellinen edustavuus

Tarkasteltaessa Metsähallituksen hallinnassa olevien suojeltujen korprien muodostamaa verkostoa, on suojelun määrällinen keskittyminen muutamille suojelualueille selvää sekä suovyöhykkeiden että koko alueen mittakaavassa. Erityisen selvää tämä on kilpikkeitäiden vyöhykkeellä, jossa kolmella eniten korpia sisältävällä suojelualueella on 60 – 82 % kunkin vyöhykkeen suojeltujen korprien pinta-alasta. Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä viidellä suojelualueella on puolet suojeltujen korprien pinta-alasta. Myös Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä keskittyminen on lähes yhtä voimakasta, kolmella eniten korpia sisältävällä suojelualueella on 37 – 72 % vyöhykkeiden suojeltujen korprien pinta-alasta.

Myös koko tarkastelualueen mittakaavassa suojeltujen korprien pinta-ala on keskittynyt muutamille, pääasiassa pohjoisille suojelualueille. Kymmenellä suurimmalla kohteella, jotka kaikki sijaitsevat aapasuovyöhykkeellä, on yhteensä 4 267 ha korpia, eli 45 % suojeltujen korprien pinta-alasta. Vain 13 aluetta 269:sta tarvitaan, jotta saataisiin 50 % suojeltujen korprien pinta-alasta. Toinen puoli pinta-alasta jakautuu siten 256:lle alueelle. Kuudellakymmenellä suojelualueella on vain yksi korpikuvio. Merkittävimmät alueelliset suojeltujen korprien keskittymät sijoittuvat Perä-Pohjanmaan aapasuovyöhykkeelle ja Pohjois-Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen pohjoisosaan, jossa on yhteensä 38 % ja Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuovyöhykkeen itäosaan, jossa on neljännes koko tarkastelualueen suojelluista korvista.

Keidassuovyöhykkeelle ei nykyisessä verkostossa juuri muodostu sellaisia alueellisia korprien suojelun keskittymiä, joissa korprien määrä nousisi muutamaa sataa hehtaaria suuremmaksi. Määrällisesti korprien suojelun yksittäisiä ydinalueita ovat ne viisi kansallispuistoa, joissa korpia on yli 100 ha: Nuuksio, Seitsemisen, Isojärvi, Helvetinjärvi ja Kolovesi. Näidenkin alueiden korvista valtaosa (yli 80 %) on kuitenkin ojitettu.

Korprien runsaus tai vähäisyys suojelualueella ei sinänsä ole hyvän tai huonon suojelutilanteen mitta. Voitaneen kuitenkin olettaa, että mitä suuremman kokonaisuuden yhden alueen korvet muodostavat, sitä monipuolisempi otos korprien lajistosta ja rakennepiirteistä todennäköisesti säilyy alueella. Laajojen suojelualueiden sisällä pientenkin korprien ominaispiirteiden säilyminen lienee turvattumpaa, koska ympäristön maankäytössä ei tapahdu merkittäviä muutoksia.

Keidassuovyöhykkeen korprien suojeluverkon edustavuutta heikentää määrällisen niukkuuden ja hajanaisuuden lisäksi ojitettujen korprien suuri osuus. Esimerkiksi Etelä-Suomen kilpikkeitäiden vyöhykkeellä puolet nykyisen verkon suojelualueista on sellaisia, joilla kaikki korvet on ojitettu.

Metsähallituksen hallinnassa olevien alueiden lisäksi korprien suoje­luverkon kokonaisuutta täydentävät huomattavasti vielä toteuttamatta olevat soiden ja lehtojensuoje­luohjelmien kohteet sekä yksityismaiden suoje­lualueet. Tällä hetkellä Metsähallituksen hallinnassa olevat kohteet edustavat keskimäärin puolta korprien suoje­luverkon kokonaisuudesta, kun tarkastellaan korpria sisältävien kohteiden lukumääriä. Seuraavaksi merkittävin kokonaisuus on soidensuoje­lun perusohjel­man toteuttamattomat kohteet, joita on keskimäärin neljännes. Yksityismaiden suoje­lualueiden ja lehtojensuoje­luohjelman toteuttamattomien kohteiden osuus on noin kymmenesosa kummankin.

Suovyöhykkeiden välillä ”aluetyyppien” osuuksissa on selviä eroja, sillä poh­joiseen päin mentäessä Metsähallituksen alueiden osuus kasvaa: kilpikoidasvyö­hykkeellä se on 35 %, viettokeidasvyöhykkeellä 43 % ja Pohjanmaan aapasuovyö­hykkeellä 65 %. Yksityismaiden suoje­lualueet ja suoje­luohjelmien toteuttamattomat kohteet parantavat korprien suoje­lun kokonaistilannetta erityisesti keidassuovyö­hykkeellä. Enimmillään yksityismaiden suoje­lualueiden osuus korprien suoje­luverkon kohteista on 21 % Sisä-Suomen vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä. Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan kilpikoidasvyöhykkeellä vastaavasti 42 % koh­teista on lehtojensuoje­luohjelman kohteita ja Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitai­den vyöhykkeellä 72 % soidensuoje­lun perusohjelman toteuttamattomia kohteita.

Korprien suoje­lun kokonaistilanteen parantumista ei voi tarkastella määrälli­sesti, koska ohjelmakohteiden tai yksityismaiden suoje­lualueiden korprien pinta­aloista ei ole tietoa. Käytännössä useimmat lehtojensuoje­luohjelman kohteet ovat kuitenkin varsin pienialaisia, samoin soidensuoje­lun perusohjelman toteuttamat­tomat kohteet. Kasvupaikkatietojen perusteella voidaan kuitenkin todeta, että rehevien korprien suoje­lutilanteeseen ohjelmakohteilla ja yksityismaiden suoje­lu­alueilla on vaikutusta. Keidassuovyöhykkeellä reheviä korpria sisältävien suoje­lu­alueiden määrä vähintään kaksinkertaistuu verrattuna Metsähallituksen hallinnassa olevien alueiden muodostamaan verkostoon ja Pohjanmaan aapasuo­vyöhykkeelläkin lisäys on huomattava.

Ennen kuin soidensuoje­lu- ja lehtojensuoje­luohjelman toteuttamattomien kohteiden todellista merkitystä korprien suoje­lutilanteen parantajana voi arvioida, pitäisi kohteiden nykytila selvittää, sillä on mahdollista, etteivät ne kaikki enää ole luonnontilaisia esim. ojitusten tai hakkuiden vuoksi. Myös yksityismaiden suoje­lu­alueilla korprien luonnontilaisten piirteiden säilymisessä voi olla eroja. Ojitus on yleensä kielletty, mutta joillakin kohteilla osittainen puuston poistaminen on sal­littua.

Vyöhyketasolla korprien suoje­luverkko on tällä hetkellä määrällisesti heikoin Pohjois-Karjalan ja Pohjanmaan vietto- ja rahkakeitaiden vyöhykkeillä. Pohjois-Karjalassa on 15 ja Pohjanmaalla 17 korpria sisältävää aluetta koko suoje­lualuever­kostossa. Rehevien korprien suoje­lutilanne on erityisen heikko Pohjanmaan viet­to- ja rahkakeitaiden vyöhykkeellä. Selviä puutealueita, joilla ei nykyisessä ver­kostossa ole lainkaan korprien suoje­lualueita on mm. laakiokkeitaiden vyöhykkeen länsi-lounaisosissa, Maskun-Vahdon länsipuolella, Sisä-Suomen vietto- ja rahka­keitaiden ja Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuovyöhykkeiden vaihettumis­alueella sekä Peräpohjanmaan aapasuovyöhykkeen itä-pohjoisosassa. Peräpohjan­maan aapasuovyöhykkeellä metsälakikaan ei täydennä suoje­lualueverkostoa kaik­kein rehevimpien korprien, lettokorprien osalta, sillä metsälaki koskee vain Lapin läänin eteläpuolisia lettoja.

7.4 Metsälain merkitys korpien suojelussa

Tulokset metsälain mukaisten rehevien korpien määrästä kuuden eteläisen metsäkeskuksen (Kymi, Rannikko, Lounais-Suomi, Etelä-Pohjanmaa, Keski-Suomi, Pohjois-Savo) alueella vaihtelevat huomattavasti. Tapion ja metsäkeskusten ns. mete-kartoitusten tulosten mukaan metsälain reheviä korpia olisi yksityismailla joitakin satoja hehtaareja, mutta VMI9:n tulosten mukaan useita tuhansia hehtaareja (Ruuhijärvi ym. 2000). Osa eroista selittynee sillä, että mete-kartoituksessa osa puronvarsien korvista on luokiteltu purojen ja norojen elinympäristöihin (Ruuhijärvi ym. 2000). Mete-kartoituksessa on myös tulkittu tiukemmin alueellisuuden ja pienialaisuuden kriteerejä, jolloin osa rehevistä korvista jää metsälakikohteiden ulkopuolelle. Toisaalta VMI9:n metsäkeskuksittaisissa tuloksissa suhteelliset keskivirheet rehevien korpien pinta-aloissa ovat suuria, erityisesti lettokorvissa, jotka tässä on laskettu reheviin korpiin.

Nykyinen rehevien korpien suojeluverkosto on edellä mainittujen metsäkeskusten alueilla joka tapauksessa niin harva, ja suurelta osin ojitetuista kohteista muodostuva, että jo mete-kartoituksen mukainen satojen hehtaarienkin lisäys säilyvien korpien verkostoon olisi merkittävä. Arvokkaiden luonnontilaisten korpien ominaispiirteiden säilyminen ei kuitenkaan ole itsestäänselvyys. Vuoden 2000 talousmetsien luonnonhoidon arvioinnissa korpien luontokohteista noin 45 % oli säilynyt ennallaan (Talousmetsien luontolaatu 2000, Tiedotustilaisuus 18.1.2001, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio). Suometsien hoito-ohjeissa ja hyvän metsänhoidon suosituksissa luetellaan ne toimenpiteet, jotka ovat kiellettyjä tai sallittuja metsälain erityisen tärkeissä elinympäristöissä (Joensuu 1999, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001). Kiellettyjä toimenpiteitä ovat mm. ojitus, avohakkuu ja metsätien tekeminen. Sallittuja toimenpiteitä ovat mm. varovaiset hakkuut, yksittäisten puiden kaataminen, yksittäisten kuokkalaikkujen teko, puiden istuttaminen ja siementen kylväminen.

Toinen ongelma metsälain korpikohteilla liittyy niiden pienialaisuuteen. Vuoden 2000 mete-kartoituksissa havaittiin yhteensä 14 metsälain korpikohdetta yhteispinta-alaltaan 5,27 ha, jolloin korpien keskikoko oli 0,4 ha (Talousmetsien luontolaatu 2000, Tiedotustilaisuus 18.1.2001, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio). Esimerkiksi epifyyttijäkälät voivat olla herkkiä pienilmaston muutoksille ja hävitä jo muutamassa vuodessa pieniltä korpilaukuilta ympäristön hakkuiden jälkeen, vaikka itse korpia ei hakattaisikaan (Sjöberg & Ericson 1992). Epifyyttijäkälien kaltaiset habitaattispesialistit, jotka ovat herkkiä ympäristömuutoksille ja joilla on heikko leviämiskyky, voivat nopeastikin hävitä paikalta ympäristön maankäytön aiheuttamien muutosten vuoksi. Hyvän leviämiskyvyn omaavilla generalistilajeilla todennäköisyys säilyä alueellisesti lienee suurempi, koska ne voivat siirtyä muualle. Tarvittaisiin kuitenkin lisää tutkimuksia, siitä kuinka hyvin tällaiset pienet, eristyneet korvet pystyvät pitkällä aikavälillä säilyttämään luontaisen lajistonsa sekä puuston ominaispiirteet ja dynamiikan.

Metsälain alueellisuuden ja pienialaisuuden kriteerien tulkintaa on pohdittu käytännön kokemusten perusteella Lounais-Suomessa. Silverin ja Kajavan (2000) mukaan tulisi ruohoiset suot ja letot luokitella Lounais-Suomessa metsälakikohteiksi myös luonnontilaisen kaltaisina näiden tyyppien harvinaisuuden vuoksi. Myös kitu- ja joutomaiden ruohoiset sarakorvet ja varsinaiset sarakorvet tulisi luokitella lakikohteiksi niiden alueellisen harvinaisuuden vuoksi, eikä muuksi arvokkaaksi elinympäristöksi, kuten Meriluodon ja Soinisen (1998) oppaassa (Silver & Kajava 2000). Harvinaisimmilla suotyypeillä pitäisi voida myös tinkiä pienialaisuudesta, ja niinpä Lounais-Suomessa on ainakin yksi 7 ha:n suuruinen ruohokorpi valittu metsälakikohteeksi.

Käytännössä soiden metsälakikohteiden rajaaminen voi osoittautua ongelmalliseksi, jos vain osa suosta täyttää metsälain kriteerit tai jos metsälakikohde jakautuu useamman maanomistajan maalle. Luonnontilaisten soiden ominaispiirteiden säilyttäminen edellyttäisi hydrologisesti ehyiden kokonaisuuksien säilyttämistä (Silver & Kajava 2000).

Sekä yksityisten, yhtiöiden että valtionmaiden nykyisissä metsänhoito-ohjeissa ei suositella uudisojituksia luonnontilaisille soille (Ruuhijärvi ym. 2000, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001). Samoin kansallisten sertifiointikriteerien mukaan toimittaessa luonnontilaisten soiden uudisojituksia ei tehdä. Toteutuessaan nämä ohjeet ja suositukset parantavat kaikkien jäljellä olevien luonnontilaisten korprien ja niiden lajiston säilymistä.

7.5 Korprien ominaispiirteiden huomioiminen suojelussa

Puustoisten soiden, kuten korprien, suojelussa on otettava huomioon sekä suohon liittyvien ominaisuuksien säilyttäminen (ensisijaisesti vesitaloudellinen eheys) että metsäisyyteen liittyvät seikat (puuston rakenne ja dynamiikka). Luonnontilaisten korprien pitkän aikavälin dynamiikkaan kuuluu sekä luontaisten häiriöiden ylläpitämä aukkodynamiikka, että korkean pohjavedenpinnan tason ylläpitämä suoekosysteemin luontainen suksessio.

Ensisijainen lähtökohta soiden suojelussa on aina vesitaloudellisesti ehyiden suokokonaisuuksien säilyttäminen. Korville tyypillinen eri kosteustasojen muodostama pienipiirteinen habitaattien vaihtelu säilyy vain, jos pohjavedenpinnan tasoa ei lasketa ojittamalla eikä korpeen tulevien vesien virtausoloja muuteta. Väli- ja rimpipintatason kasvilajisto reagoi herkimmin ojituksen aiheuttamaan pohjavedenpinnan laskuun ja muuttuneisiin kilpailuolosuhteisiin. Myöhemmin myös alkuperäinen mätäspintojen lajisto taantuu. Maaperän hyönteislajisto reagoi myös nopeasti pohjavedenpinnan laskuun. Ojituksen aiheuttama kuivuminen heijastuu myös korprien pienilmastoon ja kosteaa pienilmastoa suosivat epifyytit ja epik-syylliset maksasammalet voivat taantua tai hävitä.

Yksi korprien lajistolliseen monimuotoisuuteen vaikuttava tekijä on niiden sijainti vaihettumisvyöhykkeenä metsien ja avosoiden välillä tai vesistöjen varsilla. Vaihettumisvyöhykkeen luonne näkyy ainakin putkilokasvi- ja hyönteislajistossa, joissa on piirteitä myös ympäröivien ekosysteemien lajistosta. Korprien ekotoniluonteen säilyttäminen edellyttää, että suojeltavien korprien ympärille jätetään riittävän leveät suojavyöhykkeet. Suojavyöhykkeet ovat tarpeen myös suojelualueilla olevien yksittäisten, pienialaisten, luonnontilaisten korprien kostean pienilmaston turvaamiseksi ympäristön maankäytön, kuten hakkuiden, aiheuttamilta muutoksilta.

Luonnontilaisten korprien puusto ei välttämättä tarvitse uudistuakseen laajalajaisia häiriöitä, vaan se voi uudistua myös pienialaisen aukkodynamiikan kautta (Hörnberg ym. 1995, 1998). Yksittäisten puiden kuoleminen ja kaatuminen luo jatkuvasti sopivia alustoja uusien taimien kasvulle ja ylläpitää lahoppuujatkumoa. Suojelualueiden ojitettujen korprien puusto voi olla metsänhoitotoimenpiteiden jäljiltä rakenteeltaan yksipuolista talousmetsää, josta puuttuvat mm. lahoppuut. Ennallistamisen yhteydessä voidaankin puustoa joutua käsittelemään elävän puuston ikärakenteen ja puulajikoostumuksen monipuolistamiseksi ja lahoppuun lisäämiseksi.

Korprien lahoppuulla elävät lajit tarvitsevat säilyäkseen sekä ajallista että paikallista lahoppuujatkumoa. Yksi lahoppu on ajallisesti rajallinen resurssi, joka muodostaa lajille sopivan elinympäristön vain tietyn ajan, minkä jälkeen lajin on löydettävä uusi lahoppu (Punntila 2000). Lajin leviämiskyvystä riippuu, millä etäisyydellä uutta lahoppuuta on oltava, jotta paikallinen populaatio ei häviäisi. Ny-

kyisten suojelualueiden luonnontilaisten korpien lahoppuuseristä ei ole tietoa, mutta ne olisi syytä selvittää ja tarvittaessa lisätä lahoppuuresurssia ennallistamalla. Elinympäristön jatkuvuus aluetasolla on lahoppulajien lisäksi tärkeää myös esim. usein vaihtumisvyöhykkeiden korvissa kasvavien vanhojen raitojen ja haapojen epifyyttilajeille, joiden habitaatti on niinkään ajallisesti rajallinen.

Alueellinen elinympäristöjatkumo on tärkeä myös muille korpilajeille. Ruotsalaistutkimusten mukaan korvet eivät ole olleet muuttumattomia refugioita, vaan sekä luontaisia että antropogeenisiä häiriötä on esiintynyt kaikissa tutkituissa korvissa (Hörnberg ym. 1998). Tämän vuoksi korpia tulisi olla aluetasolla riittävänä jatkumona, jotta häiriöiden tapahtuessa lajien leviämiskyvyn rajoissa olisi alueita, joihin ne voisivat siirtyä ja josta ne olosuhteiden jälleen palautuessa voisivat kolonisoida alueen uudelleen.

Metsäpalojen frekvenssi on korvissa selvästi alhaisempi kuin ympäristön kivennäismailla, minkä vuoksi niissä on yleensä pidempi metsällinen jatkumo (Segeström 1997, Segeström ym. 1994, 1996). Luonnontilaiset korvet näyttäisivät toimivan refugioina myös ns. vanhan metsän lajeille, jotka ovat joutuneet väistymään metsätalousalueilta (Sjöberg & Ericson 1997).

Johtopäätökset

Luonnontilaiset korvet ovat merkittäviä lajistollisen monimuotoisuuden keskitymiä borealisessa metsäluonnossa. Korville tyypillinen pienipiirteinen kosteusvaihtelu ylläpitää kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden lajistollista monimuotoisuutta. Luonnontilaisille korville tyypilliset piirteet, kuten pitkä metsällinen jatkumo, puuston eri-ikäisrakenne, lahopuujaatkumo ja kostea pienilmasto selittävät myös korprien lajistollista monimuotoisuutta. Tätä monimuotoisuutta ylläpitävät tekijät tulee suojelussa huomioida mm. säilyttämällä vesitaloudellisesti luonnontilaisia kokonaisuuksia ja jättämällä riittävän leveät suojavyöhykkeet korprien ympärille.

Korprien suojelussa on sekä määrällisiä että laadullisia puutteita. Metsien suojelussa on esitetty tavoitetasoksi 10 % metsien pinta-alasta (Andrén 1994, 1997, Virkkala 1996). Tavoite perustuu empiirisiin tutkimuksiin ja ekologisten mallien antamiin ennusteisiin, joiden perusteella on havaittu, että kun alkuperäistä habitaattia on jäljellä alle 10 %, elinympäristön pirstoutumisen negatiiviset vaikutukset lajistoon korostuvat. Etelä-Suomessa tiukasti suojeltujen korprien osuus on kaukana tästä tasosta. Keidassuojavyöhykkeellä suojeltujen korprien osuus on alle prosentti ja Pohjanmaan aapasuojavyöhykkeelläkin osuus on vain 4 %. Muilla suojavyöhykkeillä korprien suojeluprosentti on yli 10. VMI8:n mukaan keidassuojavyöhykkeen kaikista korvista noin 20 % ja Pohjanmaan aapasuojavyöhykkeen korvista runsas neljännes on vielä ojitamattomia. Mahdollisuuksia luonnontilaisten korprien säilyttämiseen näyttäisi siis vielä olevan. Se kuinka hyvin luonnontilaisten korprien säilyttäminen onnistuu metsätalosalueilla, vaikuttaa tiukasti suojeltujen korprien lisätarpeeseen. Pitäisi myös selvittää, voidaanko jotain luonnontilaisten korprien ominaispiirteitä säilyttää metsätalouskäytössä olevilla alueilla.

Suojeltu korpripinta-ala on jakautunut alueellisesti varsin epätasaisesti, eikä se noudata alkuperäistä korprien esiintymisjakaumaa. Keidassuojavyöhykkeellä on 45 % koko maan korvista, mutta vain 4 % suojelluista korvista, kun vastaavat osuudet Pohjanmaan aapasuojavyöhykkeen pohjoispuolella ovat 17 % ja 66 %. Eteläisen pinta-alallisesti merkittävä korprien suojelukeskittymä sijaitsee Suomenselän ja Pohjois-Karjalan aapasuojavyöhykkeen itäosissa. Sen eteläpuolella korprien suojelualueverkko on hyvin harva ja hajanainen ja sille on tyypillistä, että vyöhykkeellä on pari kolme suojelualuetta, joille on keskittynyt suurin osa suojeltujen korprien pinta-alasta ja valtaosalla suojelualueista korpia on vain muutamia hehtaareita. Koska myös metsälakikohteina säilyvien korprien keskikoko on varsin pieni, olisi välttämätöntä tutkia kuinka hyvin tällaiset pienet, eristyneet korpilaidut pystyvät säilyttämään lajistonsa elinvoimaisena pitkällä aikavälillä.

Vähäisen määrän lisäksi korprien suojelun ongelmana ovat Etelä-Suomessa ojitukset. Keidassuojavyöhykkeellä suojelualueiden korvista on ojitettu yli 40 % ja Pohjanmaan aapasuojavyöhykkeellä noin kymmenesosa. Suojelualueiden ojitetut korvet pitäisi pääsääntöisesti ennallistaa. Toistaiseksi ojitettujen korprien ennallistamista on kokeiltu ja tutkittu vasta muutamilla kohteilla, eikä vielä ole mahdollista sanoa minkälaisilla kohteilla ennallistaminen parhaiten onnistuu. Ojitetun korven ennallistaminen ei saa kuitenkaan olla itsetarkoitus. Mikäli ojitettuun korpeen

on kehittynyt monimuotoisuudelle tärkeitä ominaispiirteitä, esim. lahoppuuta tai monipuolinen, iäkäs lehtipuusto, on parempi säilyttää nämä piirteet ja jättää ojitettu suo kehittymään omaan tahtiinsa.

Korpien suojelun edustavuuden arviointiin suotyypitasolla tiedot eivät ole riittäviä, mutta karkea ravinteisuustasojen (rehevät ja karut korvet) tarkastelu osoittaa, että erityisesti keidassuoalueella rehevien korpien suojelutilanne on heikko. Myös Heikkisen (2000) optimointialgoritmeihin perustuvissa tutkimuksissa havaittiin puutteita lehtokorpien suojeluverkossa Uudellamaalla ja eteläboreaalisen vuokkovyöhykkeessä. Tätä taustaa vasten metsälain merkitys rehevien korpien säilyttäjänä korostuu, erityisesti Etelä-Suomessa.

Tämänhetkiset tiedot eivät ole riittäviä korpien suojelualueverkon edustavuuden arviointiin laji- tai lajiryhmätasolla. Myös perustiedot monien lajiryhmien esiintymisestä ylipäättänsä korvissa ovat niukkoja. Tarvittaisiinkin paitsi suojelualueiden korpien lajiston ja rakennepiirteiden inventointeja, myös perustutkimusta korpien luontaisesta lajistollisesta, rakenteellisesta ja alueellisesta vaihtelusta, jotta voitaisiin arvioida kuinka hyvin nämä piirteet todella säilyvät nykyisessä suojelualueverkossa. Tutkittuja luonnontilaisia korpia tarvittaisiin myös ennallistamisen mallialueiksi.

Kiitokset

Tämä työ on osa Suomen ympäristökeskuksen Luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointihanketta. Tutkimusta on tehty yhteistyössä Metsähallituksen luonnonsuojelun ja Metsäntutkimuslaitoksen kanssa. Tulokset korpien suojelutilanteesta perustuvat pääosin Metsähallituksen ja Metsäntutkimuslaitoksen tietoihin. Niklas Björkqvist, Tuomo Häyrinen, Jouni Kosonen, Reijo Kuosmanen, Matti Mäntynen, Heikki Ravela, Auvo Sapattinen, Petri Silvennoinen ja Matti Vuoskulompolo toimittivat Metsähallituksen hallinnassa olevien suojelualueiden korpien kuviotietoaineiston ja auttoivat tietojen tulkinnaissa. Metsäntutkimuslaitoksessa yhteistyötahona toimi Kari T. Korhonen. Korpien hyönteislajistoa koskeva teksti perustuu Harri Tukian, Ilpo Mannerkosken ja Juha Siitosen asiantuntemukseen ja kääväkäslajiston osalta Heikki Kotirannan asiantuntemukseen. Kirsti Aapala, Heikki Toivonen ja Harri Tukia ovat lukeneet ja kommentoineet käsikirjoituksen varhaisempia versioita. Hanna Heikkilä, Antti Reinikainen, Raimo Heikkilä, Kari T. Korhonen ja Aimo Saano ovat arvioineet ja kommentoineet käsikirjoituksen. Lämmin kiitos kaikille.

Kirjallisuus

- Aapala, K. & Lindholm, T. 1995. Valtionmaiden suojellut suot. Metsähallituksen julkaisuja. Sarja A 48:1-155.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46:171-181.
- Cajander, A. 1913. Studien über die Moore Finnlands. *Acta Forestalia Fennica* 2:1-208.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests – the focal habitats of Fennoscandia. Teoksessa: Hansson, L. (toim.) *Ecological principals of nature conservation*. s. 252-325. Elsevier, London, UK.
- Eurola, S. 1962. Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. *Ann. Bot. Soc. "Vanamo"* 32:1-243.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995. Suokasvillisuusopas. *Oulanka Reports* 14:1-85.
- Gustavsen, H.G. & Päivänen, J. 1986. Luonnontilaisten soiden puustot kasvillisella metsämaalla 1950 –luvun alussa. *Folia Forestalia* 673:1-21.
- Hallingbäck, T. (toim.) 1998. Rödlistade mossor i Sverige. *ArtDatabanken, SLU, Uppsala*. 328 s.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1997. Soiden ennallistamitutkimus vuosina 1987-1996. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 81:1-75.
- Heikkilä, R., Lindholm, T., Kuznetsov, O., Aapala, K., Antipin, V., Djatshkova, T. & Shevelin, P. 2001. Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhaneva-Punttukeidas mire system, western Finland. 103 s. *The Finnish Environment (in press)*.
- Heikkinen, J. & Reinikainen, A. 2000. Inventointiaineistot ja tulosten laskenta. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.) *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. s.44-59. Tammi. Helsinki.
- Heikkinen, R. 2000. Lehtokasvien suojelualueverkon edustavuus Uudellamaalla ja vuokkovyöhykkeessä. Teoksessa: Heikkinen, R., Punttila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. *Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovuori-aiset, havu- ja sekametsien linnut*. Suomen ympäristö 440:9-47.
- Helin, J. & Leivo, A. 2000. Lauhanvuoren kansallispuiston kasvillisuus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 117:1-135.
- Helle, P., Lindén, H., Aarnio, M. & Timonen, K. 1999. Metso ja metsien käsittely. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 20:1- 25.
- Häyrinen, U. & Ruuhijärvi, R. 1966. Etelä-Suomen soiden säilytysuunnitelma. *Suomen Luonto* 25(2):1-6.
- Häyrinen, U. & Ruuhijärvi, R. 1969. Pohjois-Suomen soiden säilytysuunnitelma. *Suomen Luonto* 28(4):1-31.
- Hökkä, H. & Laine, J. 1988. Suopuustojen rakenteen kehitys ojituksen jälkeen. *Silva Fennica* 22:45-65.
- Hörnberg, G. 1995. Boreal old-growth *Picea abies* swamp-forests in Sweden – disturbance history, structure and regeneration pattern. Doctoral dissertation, Department of Forest Vegetation Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.
- Hörnberg, G., Ohlson, M., Zackrisson, O. 1995. Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp forests. *Journal of Vegetation Science* 6:291-298.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. *Can. J. For. Res.* 27:1015-1023.
- Hörnberg, G., Zackrisson, O., Segerström, U., Svensson, B.W., Ohlson, M. & Bradshaw, R. 1998. Boreal swamp forests. Biodiversity "hotspots" in an impoverished forest landscape. *BioScience* 48:795-802.
- Ilvessalo, Y. 1956. Suomen metsät vuosista 1921-24 vuosiin 1951-53. Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. *Commun. Inst. For. Fenn.* 47.1:1-227.
- Ilvessalo, Y. 1957. Suomen metsät metsänhoitolautakuntien toiminta-alueittain. Valtakunnan metsien inventoinnin tuloksia. *Commun. Inst. For. Fenn.* 47.3:1-128.
- Ilvessalo, Y. 1960. Suomen metsät kartakkeiden valossa. *Commun. Inst. For. Fenn.* 52.2:1-70.

- Joensuu, S. (toim.) 1999. Ojitettujen soiden puuntuotanto ja ympäristönhoito. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. Helsinki.
- Komulainen, V-M., Tuittila, E-S., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects of vegetation change and CO₂ balance. *Journal of Applied Ecology* 36:634-648.
- Korhonen, K.T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A. & Tonteri, T. 2000a. Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1964-98. *Metsätieteen aikakauskirja* 2B:337-411.
- Korhonen, K.T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A. & Tonteri, T. 2000b. Hämeen-Uudenmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat 1965-99. *Metsätieteen aikakauskirja* 3B:489-566.
- Korhonen, K.T., Tomppo, E., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 2000c. Pirkanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat 1965-99. *Metsätieteen aikakauskirja* 4B:661-739.
- Korpela, L. & Reinikainen, A. 1996a. A numerical analysis of mire margin forest vegetation in South and Central Finland. *Ann. Bot. Fennici* 33:183-197.
- Korpela, L. & Reinikainen, A. 1996b. Patterns of diversity in boreal mire margin vegetation. *Suo* 47:17-28.
- Kostamo, J. 1999. Liesjärven kansallispuiston Soukonkorven ennallistamisalueen paleoekologinen tutkimus. Käsikirjoitus. 34s. Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö.
- Kotiluoto, R., Talvia, O. & Toivonen, H. 1996. Torronsuon kansallispuiston kasvillisuus. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A* 60:1-104.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996a. Rustikat, riekonkäävät ja muut lahottajat. *Luonnon Tutkija* 100:97-104.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996b. Uhanalaiset käävät Suomessa. *Ympäristöopas* 10:1-184. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Ann. Zool. Fenn.* 31:35-51.
- Kuusinen, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 31:77-92.
- Kuusinen, M. 1994b. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 31:245-260.
- Kuusinen, M. 1996a. Importance of spruce swamp-forest for epiphyte diversity and flora on *Picea abies* in southern and middle boreal Finland. *Ecography* 19:41-51.
- Kuusinen, M. 1996b. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist* 28:443-463.
- Laaka, S. 1992. The threatened epixylic bryophytes in old primeval forests in Finland. *Biological Conservation* 59:151-154.
- Laaka-Lindberg, S. 2000. Substrate preference and reproduction in *Lophozia silvicola* (Hepaticopsida) in southern Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 37:856-93.
- Laine, J. & Vasander, H. 1990. Suotyypit. Kirjayhtymä Oy. 80s.
- Lehtojensuojelutyöryhmä 1988. Lehtojensuojelutyöryhmän mietintö. Komiteamietintö 1988:16. Helsinki. 279s.
- Leskinen, J. & Hallman, E. 1998. PATI-maastotyöohje. Metsähallitus. Luonnonvarayksikkö.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98:17-33.
- Mattila, E. & Penttilä, T. 1987. Lapin ja Koillis-Suomen metsälautakuntien suometsät vuosina 1952 – 1984. *Folia Forestalia* 703:1-49.
- Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Hämeenlinna. 192s.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001. Hyvän metsänhoidon suosituksset. Julkaisusarja 13/2001. 95s.
- Metsätalostollinen vuosikirja 1999. SVT 1999:6. Metsäntutkimuslaitos. Gummerus, Jyväskylä.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T., Puntila, P. & Tukia, H. 1987. Habitat preferences and conservation status of *Agonum mannerheimii* Dej. in Häme, southern Finland. *Notulae Entomologicae* 67:175-179.
- Nilsson, A. & Svensson, B. 1995. Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia* 308:183-196.

- Norokorpi, Y., Lähde, E., Laiho, O. & Saksa, T. 1997. Stand structure, dynamics and diversity of virgin forests on northern peatlands. Teoksessa: Trettin, C., Jurgensen, M., Grigal, D., Gale, M. & Jeglum, J. (toim.) Northern Forested Wetlands. Ecology and Management. s. 73-87. Lewis Publishers.
- Ohlson, M. 1990. Dikning av näringsrik sumpskog – ett hot mot våra mest artrika skogsekosystem. Skogsfakta, Flora fauna miljö 14. Uppsala. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81:221-231.
- Ohlson, M. & Tryterud, E. 1999. Long-term spruce forest continuity – a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. *Forest Ecology and Management* 124:27-34.
- Paavilainen, E. & Tiihonen, P. 1984. Etelä- ja Keski-Suomen suometsät vuosina 1951 – 1981. *Folia Forestalia* 580:1-20.
- Paavilainen, E. & Tiihonen, P. 1985. Keski- ja Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun suometsät vuosina 1941 - 1983. *Folia Forestalia* 617:1-19.
- Punntila, P. 2000. Metsien suojelualueverkon merkitys lahopuukovakuoriaisten elinkelpoisten populaatioiden säilymiselle Etelä-Suomessa. Teoksessa: Heikkinen, R., Punntila, P. Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkikasvit, metsien lahopuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut. *Suomen ympäristö* 440:49-96.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. III Uhanalaiset kasvit. Komiteamietintö 1985:43. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2000. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki, 432s. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä, esipainos.
- Ruuhijärvi, R. 1960. Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. *Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae Fennicae 'Vanamo'*. 31(1):1-360.
- Ruuhijärvi, R. 1988. Suokasvillisuus. Teoksessa: Alalammi, P. (toim.) Suomen kartasto, Vihko 141-143:2-6. Elävä luonto, luonnonsuojelu. Maanmittaushallitus, Suomen Maantieteellinen Seura.
- Ruuhijärvi, R., Kuusinen, M., Raunio, A., & Eisto, K. (toim.) 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 437:1-283.
- Saaristo, L. 1998. Korpikolvan elinympäristövaatimukset ja populaatorakenne. Pro gradu -tutkielma. Ekologian ja systematiikan laitos, populaatiobiologian osasto. Helsingin yliopisto. 51 s. 3 liitettä.
- Seegerström, U. 1997. Long-term dynamics of vegetation and disturbance of a southern boreal spruce swamp forest. *Journal of Vegetation Science* 8:295-306.
- Seegerström, U., Bradshaw, R., Hörnberg, G. & Bohlin, E. 1994. Disturbance history of a swamp forest refuge in northern Sweden. *Biological Conservation* 68:189-196.
- Seegerström, U., Hörnberg, G. & Bradshaw, R. 1996. The 9 000 year history of vegetation development and disturbance patterns of a swamp-forest in Dalarna, northern Sweden. *The Holocene* 6,1:37-48.
- Siitonen, J. 1998. Lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle. Teoksessa: Annala, E. (toim.) Monimuotoinen metsä. Metsäluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705:131-161.
- Siitonen, J. & Saaristo, L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94:211-220.
- Silver, T. & Kajava, S. 2000. Suot metsälain kohteina Lounais-Suomessa. *Suo* 51:59-64.
- Sjöberg, K. & Ericson, L. 1992. Forested and open wetland complexes. Teoksessa: Hansson, L. (toim.) Ecological principals of nature conservation. Applications in temperate and boreal environments. Conservation Ecology Series. Elsevier Science Publications. London. s. 326-351.
- Sjöberg, K. & Ericson, L. 1997. Mosaic boreal landscapes with open and forested wetlands. *Ecological Bulletins*. 46:48-60.
- Soidensuojelutyöryhmä 1977. Soidensuojelun perusohjelma. Komiteamietintö 1977:48. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.

- Soidensuojelutyöryhmä 1980. Soidensuojelun perusohjelma II. Komiteamietintö 1980:15. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Suikki, A. 1992. Soidensuojelualueiden edustavuus ja tila keidassuoalueella. Pro gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Biologian laitos. 63s. 6 liitettä.
- Suikki, A. 1998. Kulhanvuoren luonnonsuojelun kasvillisuus. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 89:1-93.
- Suikki, A. & Hanhela, P. 1993. Soidensuojelualueiden edustavuus. Luonnon Tutkija 97:63-65.
- Suikki, A. & Hanhela, P. 1994. The botanical value of the mire conservation areas in the raised bog zone of Finland. Conservation and Management of Fens. Proceedings of the International Symposium. 1994. s. 213-218. Warsaw, Biebrza, Poland.
- Soininen, A.M. 1974. Vanha maataloutemme. Maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720 –luvulta 1870 –luvulle. Forssan Kirjapaino Oy, Forssa. 459s.
- Syrjänen, K. 2000. Metsäsammalten uhanalaisuus. Teoksessa: Ruuhijärvi, R., Kuusinen, M., Raunio, A., & Eisto, K. (toim.) 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437:68-72.
- Söderström, L. 1988. Sequence of bryophytes and lichen relation to substrate variables of decaying conifer wood in northern Sweden. Nord. J. Bot. 8:89-97.
- Toivonen, H., Jokinen, A. & Kotiluoto, R. 1998. Helvetinjärven kansallispuiston kasvillisuus II. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. A 94:1-107.
- Tomppo, E. 2000. Kasvupaikat ja puusto. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J-P. (toim.) Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. Helsinki. s.62-83.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkela, H., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 1998. Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968-97. Metsätieteen aikakauskirja 2B:293-374.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J. & Tuomainen, T. 1999a. Pohjois-Savon metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-96. Metsätieteen aikakauskirja 2B:389-462.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Ihalainen, A., Heikkinen, J. & Tuomainen, T. 1999b. Keski-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-96. Metsätieteen aikakauskirja 2B:309-387.
- Tomppo, E., Korhonen, K.T., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Heikkinen, J. 1999c. Kymen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1966-98. Metsätieteen aikakauskirja 3B:603-681.
- Tomppo, E., Korhonen, K.T., Ihalainen, A., Tonteri, T., Heikkinen, J. & Henttonen, H., 2000. Skogstillgångarna inom Kustens skogscentral och deras utveckling 1965-98. Metsätieteen aikakauskirja 1B:83-232.
- Tukia, H. 2000. Metsien ennallistaminen suojelualueilla – lähtötilanne 1995. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 118:1-148.
- Tuomikoski, R. 1942. Untersuchungen über die untervegetation der bruchmoore in ostfinnland. Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae Vanamo 17.1:1-203.
- Uuttera, J., Maltamo, M. & Hotanen, J-P. 1996. Stand structure of undrained and drained peatland forests in central Finland. Suo 47:125-135.
- Uuttera, J., Maltamo, M. & Hotanen, J-P. 1997. The structure of forest stands in virgin and managed peatlands: a comparison between Finnish and Russian Karelia. Forest Ecology and Management 96:125-138.
- Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämistarpeet – ekologinen lähestymistapa. Suomen ympäristö 16:1- 53.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395:1-49.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. Oikos 29:22-32.
- Ågren, J. & Zackrisson, O. 1990. Age and size structure of *Pinus sylvestris* populations on mires in central and northern Sweden. J. Ecol. 78:1049-1062.



Kaisu Aapala

Soiden
uhanalainen lajisto



Tiivistelmä

Ihmisen aiheuttamat muutokset Suomen suoluonnossa ovat vaikuttaneet useimpien suolajien levinneisyyteen ja runsauteen ja lisänneet huomattavasti monien lajien häviämiskäytännön riskiä. Tässä selvityksessä tarkastellaan uusimman uhanalaisluokituksen mukaisia, valtakunnallisesti uhanalaisia suolajeja, joilla häviämiskäytännön riski on suurin.

Työn tavoitteena on lajiryhmittäisen tarkastelun lisäksi saada kokonaiskäsitys koko elinympäristötyypin uhanalaisen lajiston rakenteesta, levinneisyydestä ja niistä habitaatin rakennepiirteistä ja elinympäristön ominaisuuksista, joiden säilyminen on uhanalaiselle suolajistolle tärkeää. Lisäksi tarkastellaan Suomen kansainvälisiä vastuulajeja suolajistossa.

Lajit luokiteltiin ensisijaisiin ja toissijaisiin suolajeihin; ensisijaisiksi suolajeiksi on luokiteltu lajit, jotka esiintyvät vain soilla tai joiden ensisijainen elinympäristö on suo. Toissijaisilla suolajeilla tarkoitetaan niitä lajeja, joiden ensisijainen elinympäristö on muu kuin suo, mutta jotka esiintyvät myös soilla.

Hävinneitä (RE, EW), uhanalaisia (CR, EN, VU) ja silmälläpidettäviä (NT) suolajeja on kaikkiaan 217, näistä 123 ensisijaisia ja 94 toissijaisia. Suomen uhanalaisista lajeista 4,5 % on ensisijaisia ja 3,2 % toissijaisia suolajeja. Koko maan silmälläpidettäviistä lajeista 4,9 % on ensisijaisia ja 4,0 % toissijaisia suolajeja. Tarkastelussa mukana olevista suolajeista 27 % on sammalia, 24 % putkilokasveja, 22 % selkärangattomia, 10 % sieniä, 10 % jäkäliä ja 7 % selkärankaisia.

Lukumääräisesti eniten uhanalaisia ja silmälläpidettäviä suolajeja on letoilla. Lähes kaikissa lajiryhmissä on uhanalaistuneita lettolajeja, mutta erityisen suuri osuus on putkilokasveissa ja sammalissa. Runsas viidennes uhanalaisista ja silmälläpidettäviistä suolajeista on korpilajeja, pääasiassa sammalia, etenkin maksasammalia, ja jäkäliä. Noin kymmenesosa lajeista on rämelajeja. Rämeeet ovat tärkeä elinympäristö erityisesti uhanalaisille ja silmälläpidettäville selkärangattomille.

Soiden metsäojoitus ja turpeennosto ovat merkittävimmät uhanalaisuuden syyt ja uhkatekijät soiden uhanalaiselle lajistolle. Puustoisilla soilla myös muiden metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamat muutokset, kuten metsien ikärakenteen tai puulajisuhteiden muutos ja lahoppuun väheneminen, ovat uhkatekijöitä monille jäkälä-, sammal-, kääpä- ja kovakuoriaislajille.

Suolajien taantuminen on voimistunut selvästi viimeisen kymmen vuoden aikana, mikä näkyy vanhan uhanalaisluokituksen mukaisten silmälläpidettävien taantuneiden lajien määrän voimakkaana kasvuna. Taantuminen on ollut erityisen selvää sammalien, selkärangattomien ja putkilokasvien lajiryhmissä.

Suomen kansainvälisistä 259:stä vastuulajista 48:aa voidaan pitää ensisijaisina suolajeina. Soiden vastuulajeja on eniten putkilokasvien (14 kpl) ja lehtisammalten (14 kpl) ryhmissä. Suolajien osuus on suhteellisesti suurin maksasammalten ryhmässä, jossa 38 % kansainvälisistä vastuulajeista on ensisijaisia suolajeja, pääasiassa korpilajeja. Kansainvälinen näkökulma tuo esiin pohjoisten soiden merkityksen, erityisesti suolintujen ja soiden putkilokasvilajien elinvoimaisten ydinpopulaatioiden säilyttämisessä.



Sisälllys

1 Johdanto	155
2 Aineisto ja menetelmät	156
3 Tulokset	159
3.1 Uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien lukumäärä ja uhanalaisuusluokat	159
3.2 Elinympäristöt	160
3.3 Ensisijaisten suolajien uhanalaisuuden syyt ja uhkatekijät	161
3.4 Nykylevinneisyys	162
3.5 Suolajien uhanalaisluokitusten vertailu ja muutokset edelliseen luetteloon	163
3.6 Kansainväliset vastuulajit.....	166
4 Tulosten tarkastelu	168
5 Johtopäätökset	172
Kiitokset	173
Kirjallisuus	174
Liite	175
Liite1. Uhanalaiset ja silmälläpidettävät ensisijaiset ja toissijaiset suolajit (Rassi ym. 2000).	175



Johdanto



Suomen suoluonnon monimuotoisuutta suoyhdistymä- ja suotyypitasolla on kuvattu paljon, mutta kattavaa, kaikki lajiryhmät huomioivaa suolajiston kokonaistarkastelua ei ole tehty. Kaikkien lajiryhmien – varsinkaan selkärangattomien – osalta sellainen ei nykytiedoin ole edes mahdollista. Ihmisen aiheuttamat muutokset Suomen suoluonnossa (mm. habitaattien häviäminen, jäljellä olevien habitaattien laadun heikkeneminen, eriytyminen, vaihtumisvyöhykkeiden häviäminen) ovat vaikuttaneet useimpien suolajien levinneisyyteen ja runsauteen (esim. Reinikainen ym. 1998) ja lisänneet huomattavasti monien lajien häviämiskä.

Tässä selvityksessä tarkastellaan soilla eläviä uhanalaisia lajeja. Yleensä vain pieni osa koko lajistosta on uhanalaistunut, mutta tämän osan kohtalo on sitäkin kriittisempi, kuvaahan uhanalaisuus lajin häviämiskä.

Työssä tarkastellaan valtakunnallisesti uhanalaisten suolajien habitaattipreferenssejä ja nykylevinneisyyttä. Tavoitteena on lajiryhmittäisen tarkastelun lisäksi saada kokonaiskäsitys koko ekosysteemityypin uhanalaisen lajiston rakenteesta, levinneisyydestä ja niistä habitaatin rakennepiirteistä ja elinympäristön ominaisuuksista, joiden säilyminen on uhanalaiselle suolajistolle tärkeää. Lisäksi todetaan millaisia muutoksia uusi uhanalaistarkastelu on tuonut suolajien listaan ja tarkastellaan Suomen kansainvälisiä vastuulajeja suolajistossa.

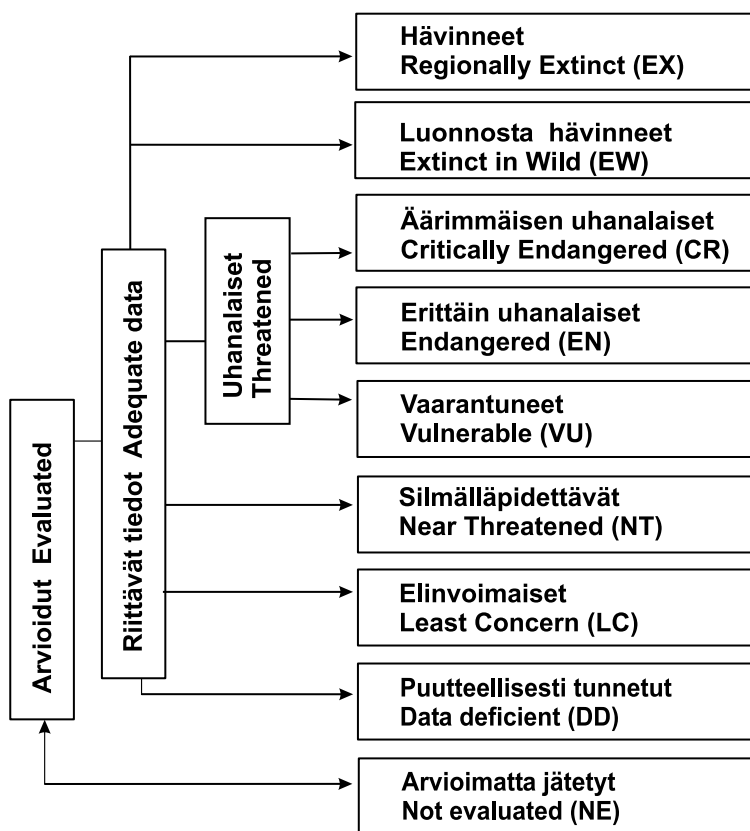
2

Aineisto ja menetelmät

Uhanalaisten lajien luetteloita on Suomessa tehty 1970 -luvulta lähtien (Borg & Malmström 1975). Ensimmäinen kattava luettelo uhanalaisista lajeista julkaistiin 1986 (Rassi ym. 1986) ja uusi päivitetty luettelo kuusi vuotta myöhemmin (Rassi ym. 1992). Kääpien, putkilokasvien ja perhosten uhanalaisuustietoja päivitettiin uudelleen 1990-luvun puolivälin jälkeen (Kotiranta & Niemelä 1996, Rytteri & Kettunen 1997, Somerma 1997).

Suomen uhanalaisten lajien luokittelu uudistettiin kokonaan IUCN:n uusien kriteerien mukaiseksi vuonna 2000 (Rassi ym. 2000). Uusi luokitus perustuu määrällisiin kriteereihin, jotka koskevat ensisijaisesti lajin kannan, levinneisyysalueen tai esiintymisalueen suuruutta ja muutoksia. Uudet uhanalaisuuden arvioinnin pääkriteerit ovat: A. Populaation pieneneminen, B. Suppea levinneisyys- tai esiintymisalue, C. Pieni ja jatkuvasti taantuva populaatio, D. Hyvin pieni populaatio, E. Häviämiskvaantitatiivisen analyysin perusteella. Uuden luokituksen mukainen uhanalaisuus kuvaa lajin häviämisen todennäköisyyttä tarkasteltavalta alueelta lähitulevaisuudessa.

Uhanalaisuusluokat ovat osa koko lajiston kattavasta luokittelusta (kuva 1). Luokassa hävinneet (RE, regionally extinct) ovat lajit, joiden viimeinen yksilö on



Kuva 1. Uusi IUCN-luokitus sovellettuna Suomen kansallista tarkastelua varten (lähde: IUCN Red List Categories 30.11.1994; suomennos ja luokkajaon soveltaminen: Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä, Rassi ym. 2000).

epäilyksettä kuollut tarkasteltavalta alueelta tai siirtynyt tarkastelualueen ulkopuolelle. Luonnosta hävinneet (EW, regionally extinct in the wild) lajit ovat säilyneet ainoastaan kasvatuskantoina. Uhanalaisia lajeja ovat äärimmäisen uhanalaiset (CR, critically endangered), erittäin uhanalaiset (EN, endangered) ja vaarantuneet (VU, vulnerable) lajit. Silmälläpidettävät (NT, nearly threatened) lajit eivät ole uhanalaisia, mutta ne lähes täyttävät vaarantuneiden kriteerit. Elinvoimaiset (LC, least concerned) lajit ovat hyvin tunnettuja lajeja, jotka ovat yleisiä tai runsaita tai joiden kanta on niin vakaa, että ne eivät ole uhanalaisia. Arvioimatta jätettyjen (NE, not evaluated) luokan lajeja ei ole tarkasteltu kriteerien mukaisesti. Puutteellisesti tunnettujen (DD, data deficient) lajien osalta tiedot olivat riittämättömiä lajin uhanalaisuuden määrittämiseen.

Tässä selvityksessä lajit on luokiteltu ensisijaisiin ja toissijaisiin suolajeihin; ensisijaisiksi suolajeiksi on luokiteltu lajit, jotka esiintyvät vain soilla tai joiden ensisijainen elinympäristö on suo (Rassi ym. 2000). Toissijaisilla suolajeilla tarkoitetaan niitä lajeja, joiden ensisijainen elinympäristö on muu kuin suo, mutta jotka esiintyvät myös soilla.

Uhanalaisten lajien elinympäristöt on luokiteltu seitsemään päätyyppiin: metsät, suot, vedet, rannat, kalliot, tunturipaljakat sekä perinneympäristöt ja muut ihmisen muuttamat ympäristöt (Rassi ym. 2000). Luokittelun toisella tasolla on lueteltu 31 elinympäristöä (soilla letot, nevat, rämeet ja korvet, taulukko 1) ja kolmannella tasolla 25 elinympäristöä, joista yhdeksän suoelinympäristöä. Kaikille uhanalaisille ja silmälläpidettävillä lajeilla on lueteltu, arvioidussa tärkeysjärjestyksessä, ne elinympäristöt, joissa lajin tiedetään esiintyvän.

Taulukko 1. Uhanalaisten lajien seurantatyöryhmän käyttämä suoelinympäristöjen jaottelu (Rassi ym. 2000).

Lyhenne	Elinympäristö
S	Suot
Sl	Letot
Sla	avoletot (sis. lettonevat)
Slr	lettorämeet
Slk	lettokorvet
Sn	Nevat
Snk	karut nevat (ombro- ja oligotrofiset)
Snr	rehevät nevat (mesotrofiset)
Sr	Rämeet
Srk	karut rämeet (ombro- ja oligotrofiset)
Srr	rehevät rämeet (mesotrofiset)
Sk	Korvet
Skk	karut korvet (oligotrofiset)
Skr	rehevät korvet (meso- ja eutrofiset)

Koska kolmatta hierarkiatasoa ei juuri ole käytetty suoelinympäristöistä, käytetään tässä selvityksessä karkeampaa elinympäristöjen luokittelua lettoihin, nevoihin, rämeisiin ja korpiin. Jotkut lajit eivät ole selkeästi sitoutuneet mihinkään tiettyyn suotyyppiin vaan tarvitsevat elinympäristökseen soita yleensä (esim. eräät linnut). Tällaisille lajeille elinympäristöksi on merkitty pelkästään suo. Tähän ryhmään kuuluvat myös ne lajit, joiden elinympäristövaatimuksia ei tunneta tarkemmin. Kaksi vesiympäristöön, lähteisiin (VI), luokiteltua sienilajia, heterusokas (*Entoloma rubrobasis*) ja suohytyvinokas (*Hohenbuehelia longipes*) katsottiin tässä selvityksessä myös lähdesuolajeiksi (E. Ohenoja suull.). Tuoksumatara (*Galium odoratum*), jolle niinkään elinympäristöksi on merkitty VI, otettiin myös mukaan, koska se voi esiintyä myös lähdekorvissa (Skr). Samoin lähdelaji isohuurresammal (*Palustriella commutata*) on luettu myös lähdesuolajiksi. Edellämainitut lähdelajit

on luokiteltu toissijaisiksi suolajeiksi, ja elinympäristöksi on merkitty lähdesuot, jota ei siis ole mainittu uhanalaismietinnössä suoelinympäristönä. Kolme tunturisoiden ja ohutturpeisten soistuminen putkilokasvia (valkokämmekä *Pseudorchis albida* ssp. *straminea*, sysisara *Carex atrofusca* ja tundrasara *C. holostoma*) ja yksi mm. lähteisillä tunturisoilla kasvava maksasammal (tunturikinnassammal *Scapania uliginosa*) on mukana toissijaisina suolajeina, omana tunturisoiden lajiryhmänään. Tuntureiden pensaikkoisilla rinnesoilla elävä pohjansiemenkotilo (*Vertigo modesta*) on mukana ensisijaisena tunturisoiden lajina. Luhtarahkasammal (*Sphagnum inundatum*), joka uhanalaismietinnössä on luokiteltu vesielinympäristöihin luokkaan lampareet, allikot ja rimmet (Va), on tässä selvityksessä mukana toissijaisena nevalajina.

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien nykyistä levinneisyyttä tarkastellaan viidessä luokassa. Käytetyt luokat ovat: 1) lajin nykylevinneisyys kattaa (lähes) koko maan, 2) levinneisyyden painopiste Etelä-Suomessa (eliömaakunnat 1-13, Ahvenanmaa – Keski-Pohjanmaa), 3) levinneisyyden painopiste Pohjois-Suomessa (eliömaakunnat 14 – 21, Kainuu – Inarin Lappi), 4) esiintymiä jäljellä viisi tai vähemmän, 5) levinneisyys Suomessa epäyhtenäinen. Viimeisessä ryhmässä ovat ne lajit, joiden nykyinen levinneisyysalue Suomessa muodostuu muutamasta, toisistaan selvästi erillään olevasta osa-alueesta (esim. ruosteheinä *Schoenus ferrugineus*).

Tietoja uhanalaisista lajeista ja niiden esiintymistä on kerätty kirjallisuudesta, asiantuntijoilta ja Suomen ympäristökeskuksen UHEX-rekisteristä.

Tulokset

3.1 Uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien lukumäärä ja uhanalaisuusluokat

Ensisijaisista suolajeista on Suomessa hävinnyt luonnosta (EW) yksi putkilokasvi, siperianlillukka (*Rubus humulifolius*). Suomesta hävinneitä (RE) ensisijaisia suolajeja on kolme (kaksi maksasammalta ja yksi jäkälälaji) ja toissijaisia suolajeja neljä (kaksi putkilokasvia, yksi lehtisammallaji ja yksi lintulaji) (liite 1).

Koko maan uhanalaisista lajeista (luokat CR, EN, VU, yhteensä 1505 lajia) 4,5 % (67 lajia) on ensisijaisia ja 3,2 % (48 lajia) toissijaisia suolajeja (taulukko 2). Toissijaisista uhanalaisista suolajeista 42 % on ensisijaisesti metsälajeja, 21 % vesistöjen (pääasiassa lähteikköjen), 17 % rantojen, 6 % ihmisen muuttamien ympäristöjen lajeja ja loput kallio- ja tunturilajeja. Koko maan silmälläpidettävistä lajeista (luokka NT, yhteensä 1060 lajia) 4,9 % (52 lajia) on ensisijaisia ja 4,0 % (42 lajia) toissijaisia suolajeja (taulukko 2).

Uhanalaisista ensisijaisista suolajeista suurimman ryhmän muodostavat sammalet, joiden osuus on 37 % (taulukko 2). Toissijaisista suolajeista niiden osuus on selvästi pienempi (21 %). Toissijaisista suolajeista suurimman ryhmän muodostavat putkilokasvit (35 %), joiden osuus ensisijaisista suolajeista on 27 %. Myös sien- ja jäkälälajien osuus on selvästi suurempi toissijaisista (yhteensä 29 %) kuin ensisijaisista (14 %) suolajeista.

Silmälläpidettävistä ensisijaisista suolajeista suurimman ryhmän muodostavat selkärangattomat, joiden osuus on 44 % (taulukko 2). Lähes puolet näistä on perhosia. Silmälläpidettävistä toissijaisista suolajeista suurimman ryhmän muodostavat jäkälät (24 %). Sekä ensisijaisissa että toissijaisissa silmälläpidettävissä suolajeissa sammalet (23 % ja 21 %) ja putkilokasvit (14 %) muodostavat seuraavaksi suurimmat ryhmät.

Taulukko 2. Hävinneiden, uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien lukumäärä eliöryhmittäin ja uhanalaisuusluokittain. RE = hävinnyt, EW = luonnosta hävinnyt, CR = äärimmäisen uhanalainen, EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä.

	Ensisijaiset suolajit							Toissijaiset suolajit								
	RE	EW	CR	EN	VU	CR+EN+VU	NT	Yht.	RE	EW	CR	EN	VU	CR+EN+VU	NT	Yht.
Putkilokasvit		1	2	4	12	18	7	26	2		1	6	10	17	6	25
Sammalet	2		2	5	18	25	12	39	1		1	2	7	10	9	20
Sienet				1	5	6	4	10			4	1	2	7	5	12
Jäkälät	1		2		1	3	1	5			2	2	3	7	10	17
Selkärangattomat				6	8	14	23	37					4	4	7	11
Selkäränkaiset				1		1	5	6	1		1		2	3	5	9
Yhteensä	3	1	6	17	44	67	52	123	4		9	11	28	48	42	94

Valtaosa sekä ensisijaisista (66 %) että toissijaisista (58 %) uhanalaisista suolajeista on luokassa vaarantuneet (VU) (taulukko 2). Pääosa äärimmäisen uhanalaisista suolajeista on putkilokasveja, sammalia tai jäkäläitä. Erittäin uhanalaisista ensisijaisista suolajeista suurimman ryhmän muodostavat selkärangattomat.

3.2 Elinympäristöt

Hävinneet ensisijaiset suolajit olivat kaikki korpilajeja. Toissijaisista hävinneistä suolajeista kaksi esiintyi korvissa, yksi letoilla ja yksi soilla yleensä.

Uhanalaisista ensisijaisista suolajeista 19 % ja toissijaisista suolajeista 42 % on korpilajeja (taulukko 3). Korprien uhanalaisesta lajistosta suurimmat lajiryhmät muodostavat maksasammalet, jäkälät ja putkilokasvit. Nykyiseltä levinneisyydeltään uhanalaiset korvissa esiintyvät lajit ovat pääasiassa eteläisiä tai harvinaisia (esiintymispaikkoja on jäljellä enintään viisi). Uhanalaisista ensi- ja toissijaisista korpilajeista 6 on luokassa CR, 8 luokassa EN ja 19 luokassa VU. Silmälläpidettävistä ensisijaisista suolajeista 15 % ja toissijaisista suolajeista 52 % on korpilajeja.

Taulukko 3. Uhanalaisten (A) ja silmälläpidettävien (B) suolajien ensisijaiset suoelinympäristöt.

K = korvet, R = rämeet, N = nevat, L = letot, Lä = lähdesuot, Ts = tunturisuot, S = suot yleensä.

	Ensisijaiset suolajit							Toissijaiset suolajit								
	K	R	N	L	Lä	Ts	S	Yht.	K	R	N	L	Lä	Ts	S	Yht.
A. Uhanalaiset suolajit																
Putkilokasvit				1	17			18	7			1	9			17
Sammalet	9			1	13		2	25	5			3	1		1	10
Sienet			2	4				6	1	1		3	2			7
Jäkälät	2	1						3	7							7
Selkärangattomat	2	5	2	3			2	14		1		1			2	4
Selkäränkaiset			1					1							3	3
Yhteensä	13	6	7	37			4	67	20	2	1	16	3	6	48	
B. Silmälläpidettävät suolajit																
Putkilokasvit	2		2	3				7	2			1	3			6
Sammalet	5		1	5		1	12	3	3	1	4		1			9
Sienet		1	1	2			4	4	4						1	5
Jäkälät		1					1	1	9	1						10
Selkärangattomat	1	7	7	4		1	3	23	3	2					2	7
Selkäränkaiset		1	3				1	5	1	1	2				1	5
Yhteensä	8	10	14	14		1	5	52	22	4	3	4	1	4	4	42

Uhanalaisista ensisijaisista suolajeista on rämelajeja 9 % ja toissijaisista suolajeista 4 % (taulukko 3). Valtaosa rämeiden uhanalaisesta lajistosta on selkärangattomia. Nykyiseltä levinneisyydeltään uhanalaiset rämeillä tavattavat lajit ovat selkeästi eteläisiä tai harvinaisia. Uhanalaisista ensi- ja toissijaisista rämelajeista 1 on luokassa CR, 2 luokassa EN ja 5 luokassa VU. Silmälläpidettävistä ensisijaisista suolajeista on rämelajeja 19 % ja toissijaisista suolajeista 10 %.

Nevalajien osuus uhanalaisista ensisijaisista suolajeista on 10 % ja toissijaisista suolajeista 2 % (taulukko 3). Nevojen uhanalaisia lajeja on järkevästi lukuun ottamatta kaikissa muissa lajiryhmissä. Nykyiseltä levinneisyydeltään uhanalaiset nevalajit ovat suurimmaksi osaksi harvinaisia tai koko maassa esiintyviä. Uhanalaisista ensi- ja toissijaisista nevalajeista 2 on luokassa CR, 2 luokassa EN ja 4 luokassa VU. Nevalajien osuus silmälläpidettävistä ensisijaisista suolajeista on 27 % ja toissijaisista suolajeista 7 %.

Lettolajeja on uhanalaisista ensisijaisista suolajeista yli puolet (55 %) ja toissijaisista suolajeista 33 % (taulukko 3). Lettojen uhanalaisista suurimman lajiryhmän muodostavat putkilokasvit (26 lajia), mutta myös muissa lajiryhmissä on runsaasti lettolajeja. Nykyiseltä levinneisyydeltään uhanalaiset, letoilla esiintyvät lajit ovat pääasiassa joko harvinaisia tai pohjoisia. Uhanalaisista ensi- ja toissijaisista lettolajeista 3 on luokassa CR, 15 luokassa EN ja 35 luokassa VU. Lettolajeja on silmälläpidettävistä ensisijaisista suolajeista 27 % ja toissijaisista suolajeista 10 %.

Muutama prosentti uhanalaisista ensisijaisista ja 13 % toissijaisista suolajeista on habitaattivaatimuksiltaan väljiä. Pääosa tämän ryhmän lajeista on lintuja ja lehtisammalia. Silmälläpidettävistä lajeista 10 % sekä ensisijaisista että toissijaisista lajeista on "yleissuolajeja", pääasiassa selkärangattomia ja lintuja. Tunturisoisten lajien osuus toissijaisista silmälläpidettävistä lajeista on 10 %.

3.3 Ensisijaisten suolajien uhanalaisuuden syyt ja uhkatekijät

Uudessa uhanalaisarvioinnissa on uhanalaistumiseen johtaneet tekijät (uhanalaisuuden syyt) pyritty erottamaan lajia tulevaisuudessa uhkaavista tekijöistä (uhkatekijät) (Rassi ym. 2000).

Kolmella ensisijaisella suolajilla häviämisen syy on ollut metsän uudistamis- ja hoitotoimet ja metsien ikärakenteen muutokset ja yhdellä lajilla rakentaminen (taulukko 4).

Yli puolella (53 %) uhanalaisista suolajeista uhanalaisuuden ensisijaisena syynä on ojitus ja turpeenotto (taulukko 4). Viidenneksellä lajeista erilaiset metsien uudistamis- ja hoitotoimet sekä ikärakenteen muutos ja lahoavan puuaineksen

Taulukko 4. Hävinneiden, uhanalaisten ja silmälläpidettävien ensisijaisten suolajien uhanalaisuuden syyt.

Ensisijainen uhanalaisuuden syy	Hävinneet	Uhanalaiset	Silmälläpidettävät
Pyynti (P)			1
Rakentaminen (R)	1	10	1
Peltomaiden muutokset (Pm)			1
Avoimien alueiden sulkeutuminen (N)		2	1
Metsien uudistamis- ja hoitotoimet (M)	2	10	1
Metsien ikärakenteen muutokset (Mi)	1	1	
Metsien lahoavan puuaineksen väheneminen (Ml)		3	5
Ojitus ja turpeenotto (O)		36	37
Vesien rakentaminen (Vr)		2	1
Kemialliset hättävähaitat (Kh)		1	1
Kannan tai esiintymisalueen pienuus (Y)		2	1
Muu tunnettu syy (Mu)			1
Suuret kannanvaihtelut (Muf)			1
Syy tuntematon (?)		1	
Yhteensä	4	67	52

vähentäminen ovat olleet ensisijaisia uhanalaisuuden syitä. Rakentaminen on ensisijainen uhanalaisuuden syy 15 %:lla uhanalaisista suolajeista. Muut ensisijaiset uhanalaisuuden syyt - avoimien alueiden sulkeutuminen, vesien rakentaminen, kemialliset haittavaikutukset sekä kannan tai esiintymisalueen pienuus - koskevat lähinnä yksittäisiä lajeja.

Silmälläpidettävistä ensisijaisista suolajeista valtaosa (71 %) on uhanalaistunut ensisijassa ojituksen ja turpeenoton vuoksi (taulukko 4). Hieman yli kymmenesosa lajeista on kärsinyt pääasiassa lahoppuun vähentämisestä. Metsien uudistamis- ja hoitotoimista ja siihen liittyvistä metsien ikärakenteen muutoksesta ja lahoppuun vähentämisestä ovat kärsineet sekä uhanalaisista että silmälläpidettävistä suolajeista pääasiassa maksasammalet, jäkälät ja lehtisammalet.

Valtaosalle (yli 60 %) sekä uhanalaisista että silmälläpidettävistä suolajeista ensisijainen tulevaisuuden uhkatekijä on ojitus ja turpeenotto (taulukko 5). Noin kymmenesosalle lajeista, pääasiassa maksasammalille, ensisijainen uhkatekijä on metsätalouden aiheuttamat muutokset. Viidelle uhanalaiselle ja kolmelle silmälläpidettävälle suolajille kannan tai esiintymisalueen pienuus on ensisijainen uhkatekijä tulevaisuudessa.

Taulukko 5. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien ensisijaisten suolajien uhkatekijät.

Ensisijainen uhkatekijä	Uhanalaiset	Silmälläpidettävät
Pyynti (P)		1
Häirintä ja liikenne (H)	1	
Rakentaminen (R)	2	
Soranotto ja kaivostoiminta (Ks)		1
Peltomaiden muutokset (Pm)		1
Avoimien alueiden sulkeutuminen (N)	1	1
Metsien uudistamis- ja hoitotoimet (M)	4	6
Metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp)	1	
Metsien ikärakenteen muutokset (Mi)	1	
Metsien lahoavan puuaineksen vähentäminen (MI)	5	
Ojitus ja turpeenotto (O)	44	32
Vesien rakentaminen (Vr)	1	
Kemialliset haittavaikutukset (Kh)	1	3
Kannan tai esiintymisalueen pienuus (Y)	5	3
Muu tunnettu syy (Mu)		1
Muutokset Suomen ulkopuolella (MuS)		2
Suuret kannanvaihtelut (Muf)		1
Syy tuntematon (?)	1	
Yhteensä	67	52

3.4 Nykylevinneisyys

Uhanalaisista ensisijaisista suolajeista noin viidennes on nykylevinneisyydeltään eteläisiä ja noin viidennes pohjoisia (taulukko 6). Enintään viisi esiintymää on jäljellä 33 %:lla lajeista. Noin 22 % :lla lajeista nykylevinneisyys kattaa lähes koko maan. Uhanalaisista toissijaisista suolajeista suurimmat osuudet on lajeilla, joilla jäljellä on enintään viisi esiintymispaikkaa (38 %) ja eteläisillä lajeilla (27 %). Lähes koko maassa esiintyvien ja pohjoisten lajien osuudet ovat alle 20 %. Sekä ensisijaiset että toissijaiset silmälläpidettävät suolajit ovat nykylevinneisyydeltään pääasiassa koko maassa esiintyviä (45 %) tai eteläisiä (29 % ja 33 %) lajeja.

Taulukko 6. Uhanalaisten (A) ja silmälläpidettävien (B) suolajien nykyinen levinneisyys. 1 = lähes koko maassa, mutta harvinaisen, 2 = nykylevinneisyyden painopiste Etelä-Suomessa (eliömaakunnat Ahvenanmaa - Keski-Pohjanmaa), 3 = nykylevinneisyyden painopiste Pohjois-Suomessa (eliömaakunnat Kainuu - Inarin Lappi), 4 = esiintymiä 5 tai vähemmän, 5 = muutama selvästi erillään oleva esiintymisalue (epäyhtenäinen levinneisyys).

	Ensisijaiset suolajit						Toissijaiset suolajit					
	1	2	3	4	5	Yht.	1	2	3	4	5	Yht.
A. Uhanalaiset suolajit												
Putkilokasvit	4	3	6	4	1	18	2	8	2	4	1	17
Sammalet	6	6	3	8	2	25	1	2	2	4	1	10
Sienet	3		2	1		6			1	6		7
Jäkälät		1		2		3	3		2	2		7
Selkärangattomat	2	4	1	7		14		3		1		4
Selkärangattomat			1			1	1		1	1		3
Yhteensä	15	14	13	22	3	67	7	13	8	18	2	48

B. Silmälläpidettävät suolajit

Putkilokasvit	4	2	1			7		3	3			6
Sammalet	8	2	2			12	3	4	2			9
Sienet	3		1			4	4	1				5
Jäkälät	1					1	9	1				10
Selkärangattomat	4	11	2	5	1	23		4	2	1		7
Selkärangattomat	3		2			5	3	1	1			5
Yhteensä	23	15	8	5	1	52	19	14	8	1		42

Lähes kaikki äärimmäisen uhanalaisiksi luokitellut ensisijaiset ja toissijaiset suolajit ovat sellaisia, joilla on jäljellä enintään viisi esiintymispaikkaa. Myös erittäin uhanalaisista lajeista puolet on lajeja, joilla on jäljellä enintään viisi esiintymispaikkaa. Pohjoisen tai eteläisen levinneisyyden omaavia lajeja on erittäin uhanalaisista lajeista jokseenkin yhtä paljon. Vaarantuneita lajeja on eniten eteläisen levinneisyyden ja koko maassa esiintyvien lajien ryhmissä.

Ensisijaiset uhanalaiset suoputkilokasvit ovat pääasiassa pohjoisia, koko maassa esiintyviä tai harvinaisia (enintään viisi esiintymää jäljellä) lajeja. Toissijaisissa putkilokasveissa suurin ryhmä on eteläiset lajit. Uhanalaisista sammalista suurimman ryhmän muodostavat lajit, joilla on enintään viisi esiintymispaikkaa jäljellä ja eteläiset lajit. Myös uhanalaiset selkärangattomat ovat valtaosin joko eteläisiä tai harvinaisia (enintään viisi esiintymispaikkaa jäljellä).

3.5 Suolajien uhanalaisluokitusten vertailu ja muutokset edelliseen luetteloon

Uudella uhanalaislistalla oleville lajeille annettiin myös vanhan arvioinnin mukaiset uhanalaisuusluokat (Rassi ym. 2000). Kaikki vanhan menetelmän mukaisesti erittäin uhanalaisiksi (E) arvioidut ensisijaiset ja toissijaiset suolajit ovat uuden luokituksen CR tai EN luokissa (taulukko 7). Kaikki vanhan luokituksen mukaiset vaarantuneet (V) lajit ovat puolestaan luokissa EN tai VU. Uuden luokituksen VU luokkaan on luokitunut myös huomattava osa lajeista, jotka vanhalla menetelmällä olisivat luokituneet silmälläpidettäväksi taantuneiksi, ensisijaisilla suo-

Taulukko 7. Ensisijaisten (A) ja toissijaisten (B) suolajien jakautuminen luokkiin vanhalla ja uudella arviointimenetelmällä. Vanhalla menetelmällä tehdyn arvioinnin uhanalaisuusluokat: H = hävinnyt, E = erittäin uhanalainen, V = vaarantunut, St = silmälläpidettävä taantunut, Sh = silmälläpidettävä harvinainen, Sp = silmälläpidettävä puutteellisesti tunnettu, M = muuttunut arviointi.

Vanha menetelmä	Uusi menetelmä								Yhteensä
	RE	EW	CR	EN	VU	NT	DD	NE	
A. Ensisijaiset suolajit									
H	3	1							4
E			6	4					10
V				12	10				22
St					27	18			45
Sh				1	6	13			20
Sp					1		2		3
M						1	1		2
Ei luokkaa						20			20
Yhteensä	3	1	6	17	44	52	3		126

B. Toissijaiset suolajit

H	4								4
E			9	3					12
V				7	8				15
St					15	14			29
Sh				1	4	11			16
Sp							1		1
St					15	14			29
M						1		1	2
Ei luokkaa					1	16			17
Yhteensä	4		9	11	28	42	1	1	96

lajeilla kaksi kolmasosaa ja toissijaisilla puolet. Myös vajaa kolmannes sekä ensisijaisten että toissijaisten suolajien silmälläpidettävistä harvinaisista lajeista on uudessa luokituksessa arvioitu uhanalaiseksi (luokat EN ja VU). Muut silmälläpidettävät taantuneet ja harvinaiset lajit ovat uuden luokituksen mukaisia silmälläpidettäviä (NT). Uuden luokituksen silmälläpidettävissä on 20 ensisijaista ja 17 toissijaista suolajia, jotka eivät vanhalla menetelmällä olisi mukana uhanalaislistalla.

Viimeisen kymmenen vuoden aikana uhanalaislajistossa tapahtuneita muutoksia voidaan tarkastella vertaamalla uuden listan lajeille annettuja vanhan menetelmän mukaisia luokkia vuoden 1990 tilanteeseen (Rassi ym. 1992, 2000). Ensisijaisten uhanalaisten suolajien määrä on noussut 20 ja toissijaisten kuudelta-toista lajilla (taulukko 8). Suurin muutos on silmälläpidettävien taantuneiden lajien määrän kasvu, ensisijaisilla määrä on kolminkertaistunut ja toissijaisilla kaksinkertaistunut. Lähes kaikissa eliöryhmissä muutos on ollut samansuuntainen. Erityisen selvästi silmälläpidettävien taantuneiden määrä on lisääntynyt selkärangattomien ja sammalien ryhmissä sekä ensisijaisten suoputkilokasvien ryhmässä. Ensisijaisilla suolajeilla lähes kaikki uhanalaisluokissa tapahtuneet muutokset olivat muutoksia ylöspäin. Vain kahdella lajilla, kirjopapurikolla (*Lopinga achine*) ja lettosataheltalla (*Melanoleuca brachyspora*) uhanalaisuusluokka aleni vaarantuneesta silmälläpidettäväksi (kirjopapurikko St, lettosataheltta Sp). Toissijaisilla suolajeilla 13 lajilla uhanalaisluokka nousi ja 11 lajilla laski tarkasteluajanjaksona.

Taulukko 8. Ensisijaisien (A) ja toissijaisien (B) uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien uhanalaisuus eri vuosina vanhalla arviontimenetelmällä. Ensisijaisiin suolajeihin on lisätty seitsemän ja toissijaisiin kuusi uudelta listalta poistettua lajia, jotka olivat uhanalaisten listalla 1990 ja joille on annettu vanhan arviontimenetelmän mukainen uhanalaisuusluokka.

A. Ensisijaiset suolajit

		Uhanalaisuusluokka							
		H	E	V	St	Sh	Sp	Yhteensä	M
Putkilokasvit	1990	1	3	4	9	2	1	20	
	2000	1	4	3	17			25	
Sammalet	1990	2	2	8	4	6	7	29	
	2000	2	3	10	13	4	3	35	2
Sienet	1990			2	3	2		7	
	2000			2	2	4	1	9	1
Jäkälät	1990	2	1					3	
	2000	1	2		1			4	
Selkärangattomat	1990		1	4	1	18	1	25	1
	2000		1	6	10	12		29	2
Selkäränkaiset	1990			1				1	
	2000			1	2			3	
Yhteensä	1990	5	7	19	14	28	9	85	1
	2000	4	10	22	45	20	4	105	5

B. Toissijaiset suolajit

		Uhanalaisuusluokka							
		H	E	V	St	Sh	Sp	Yhteensä	M
Putkilokasvit	1990	2	2	4	5	5		18	
	2000	2	3	6	8	3		22	
Sammalet	1990	1		6	2		1	10	
	2000	1	1	5	7			14	
Sienet	1990		4	1		1		6	
	2000		4	2	1	2		9	1
Jäkälät	1990		2	3	5	1		11	
	2000		3	1	7	3		14	
Selkärangattomat	1990		1	1		3	1	6	
	2000				4	5		9	
Selkäränkaiset	1990		2	1	3	2		8	
	2000	1	1	1	1	3		7	
Yhteensä	1990	3	11	16	15	12	2	59	
	2000	4	12	15	28	16		75	1

Osa vanhan ja uuden uhanalaislajilistan välisistä eroista johtuu lajien elinympäristöjen kirjauksista johtuvista eroista. Lajikohtaisten tietojen lisääntymisen myötä ja tarkemman elinympäristötarkastelun vuoksi lajille kirjatut mahdolliset elinympäristöt ja elinympäristöjen prioriteettijärjestys ovat osin muuttuneet arviointien välillä. Jonkin verran vanhalla listalla ensisijaisina olleita suolajeja on nyt luokiteltu toissijaisiksi ja päinvastoin, mutta pääsääntöisesti prioriteetti suolinympäristön suhteen on säilynyt ennallaan (taulukko 9). Uuden listan "uusista" suolajeista 33 oli jo vanhalla listalla, mutta suota ei oltu kirjattu niiden elinympäristöksi. Ensisijaisissa suolajeissa tällaisia lajeja on erityisesti maksasammalissa ja toissijaisissa lajeissa erityisesti jäkälissä. Kokonaan uusina uhanalaisten listalle on tullut 42 ensisijaista ja 35 toissijaista suolajia. Listalta on poistunut 14 suolajia, joista kahdella ei vanhalla listalla oltu suota mainittu elinympäristönä.

Taulukko 9. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien elinympäristön kirjauksessa tapahtuneet tarkennukset ja muutokset uhanalaisluokitusten välillä.

Vanha lista, 1990	Uusi lista, 2000				Yhteensä
	Ensisijainen suolaji	Toissijainen suolaji	Ei suolaji	Ei listalla	
Ensisijainen suolaji	66	7	3	8	84
Toissijainen suolaji	6	28	6	4	44
Ei suolaji	9	24		2	35
Ei listalla	42	35			77
Yhteensä	123	94	9	14	240

3.6 Kansainväliset vastuulajit

Parhaiten tunnettujen lajiryhmien osalta laadittiin uhanalaisten lajien seuranta-työryhmässä myös listat kansainvälisistä vastuulajeista, joiden säilyttämisessä Suomella voidaan osoittaa olevan merkittävä kansainvälinen vastuu (Rassi ym. 2000). Vastuulajeja tarkasteltiin Euroopan maantieteellisellä alueella. Vastuulajien valinnassa käytettiin myös elinympäristökohtaista painotusta Pohjoismaihin keskittyville elinympäristötyypeille, kuten pohjoisille havumetsille, soille, oligotrofisille vesille ja Itämeren ja jokien rannoille. Useimmat vastuulajit eivät ole Suomessa uhanalaisia, mutta niiden mukanaolo vastuulajien listalla merkitsee tarvetta tutkimuksen ja seurannan tehostamiseen sekä näiden lajien elinympäristöjen huomioinnin ottamista maankäytön suunnittelussa.

Työryhmän luettelemista Suomen kansainvälisistä 259:stä vastuulajista (putkilokasvit, sammalet, perhoset, kovakuoriaiset, linnut, nisäkkäät) 48:aa voidaan pitää ensisijaisina suolajeina (taulukko 10). Näistä lajeista 16 on uhanalaisia, 9 silmälläpidettäviä ja 23 elinvoimaisia (LC). Eniten soiden vastuulajeja on putkilokasvien ja lehtisammalten ryhmissä, 14 lajia kummassakin. Suhteellisesti eniten suolajeja on maksasammalten ryhmässä, jossa 38 % kansainvälisistä vastuulajeista on ensisijaisia suolajeja, pääasiassa korpilajeja.

Taulukko 10. Kansainvälisesti Suomen vastuulla olevat ensisijaiset soiden putkilokasvi-, lehtisammal-, maksasammal-, perhos-, kovakuoriais- ja lintulajit.

Suomenkielinen nimi	Tieteellinen nimi	Uhanalaisuusluokka
Putkilokasvit		
Vienansara	<i>Carex atherodes</i>	NT
Lettosara	<i>C. heleonastes</i>	VU
Velttosara	<i>C. laxa</i>	NT
Kuusamonnokkasara	<i>C. lepidocarpa</i> ssp. <i>jemtlandica</i>	VU
Vaaleasara	<i>C. livida</i>	LC
Viitasara	<i>C. tenuiflora</i>	LC
Lettohernesara	<i>C. viridula</i> var. <i>bergrothii</i>	VU
Myyränporras	<i>Diplazium sibiricum</i>	LC
Turjanhorsma	<i>Epilobium laestadii</i>	EN
Himmeävilla	<i>Eriophorum brachyantherum</i>	NT
Korpiorsimo	<i>Glyceria lithuanica</i>	LC
Karvayökönlehti	<i>Pinguicula villosa</i>	LC
Lapinleikki	<i>Ranunculus lapponicus</i>	LC
Lettorikko	<i>Saxifraga hirculus</i>	VU

Suomenkielinen nimi	Tieteellinen nimi	Uhanalaisuusluokka
Lehtisammalet		
Pohjanväkäsammal	<i>Campylium laxifolium</i>	CR
Lännenkynsisammal	<i>Dicranum leioneuron</i>	LC
Lapinsirppisammal	<i>Hamatocaulis lapponicus</i>	EN
Kiiltosirppisammal	<i>H. vernicosus</i>	VU
Isonuijasammal	<i>Meesia longiseta</i>	EN
Pohjanjalosammal	<i>Pseudo-calliergon angustifolium</i>	VU
Kuusamonlehväsammal	<i>Rhizomnium gracile</i>	VU
Rimpirahkasammal	<i>Sphagnum annulatum</i>	LC
Kuultorahkasammal	<i>S. aongstroemii</i>	LC
Pohjanrimpirahkasammal	<i>S. jensenii</i>	LC
Kurjenrahkasammal	<i>S. pulchrum</i>	LC
Pohjanrahkasammal	<i>S. subfulvum</i>	LC
Pallopäärahkasammal	<i>S. wulfianum</i>	LC
Pohjansirppisammal	<i>Warnstorfia tundrae</i>	LC
Maksasammalet		
Etelänraipasammal	<i>Anastrophyllum michauxii</i>	VU
Kantopaanusammal	<i>Calypogeia suecica</i>	VU
Korpikaltiosammal	<i>Harpanthus flotovianus</i>	LC
Hitupihtisammal	<i>Cephalozia macounii</i>	EN
Kantokorvasammal	<i>Jungermannia leiantha</i>	NT
Pikkulovisammal	<i>Lophozia ascendens</i>	NT
Karhunlovisammal	<i>L. grandiretis</i>	VU
Kantokinnassammal	<i>Scapania apiculata</i>	EN
Perhoset		
Muurainhopeatäplä	<i>Clossiana freija</i>	LC
Suonokiperhonen	<i>Erebia embla</i>	LC
Suovenhokas	<i>Nola karelica</i>	NT
Rämekylmäperhonen	<i>Oenis jutta</i>	LC
Suokirjosiiپی	<i>Pyrgus centaureae</i>	LC
Kovakuoriaiset		
Ventoharvekiitäjäinen	<i>Harpalus nigratarsis</i>	NT
Linnut		
Metsähanhi	<i>Anser fabalis fabalis</i>	NT
Jänkäsirriäinen	<i>Limicola falcinellus</i>	NT
Jänkäkurppa	<i>Lymnocyptes minimus</i>	LC
Liro	<i>Tringa glareola</i>	LC
Mustaviklo	<i>T. erythropus</i>	LC
Valkoviklo	<i>T. nebularia</i>	LC

4

Tulosten tarkastelu

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien suolajien vaatimukset elinympäristönsä suhteen vaihtelevat lajiryhmästä toiseen. Suon vesitalouden luonnontilaisuus on kuitenkin kaikkien lajiryhmien kannalta perusedellytys säilymiselle pitkällä aikavälillä.

Useimmille soiden uhanalaisille ja silmälläpidettäville putkilokasveille ja turpeella kasvaville sammalille elinympäristön abiottiset tekijät (mm. ravinteisuus, kosteus) ovat keskeisiä. Epifyytit ja monet uhanalaiset maksasammalet ovat hyvin herkkiä pienilmaston kosteuden muutoksille. Ilmeisesti myös uhanalaisten rämeperhosten taantuminen johtuu osittain ojituksen aiheuttamista pienilmaston muutoksista (Mikkola 1976, Mikkola & Spitzer 1983). Kuolleen puun ja lahoppuun määrä ja laatu vaikuttaa uhanalaisten kääpien ja kovakuoriaisten sekä epiksyylisten maksasammalien elinmahdollisuuksiin puustoisilla soilla. Uhanalaisille suolinnuille ravinnonsaanti ja pesäpaikka ovat kriittisiä tekijöitä.

Korpien uhanalaiset ja silmälläpidettävät lajit ovat pääasiassa sammalia, etenkin maksasammalia, ja jäkäliä. Uhanalaiset epiksyyliset maksasammalet, esim. korpikaltiosammal (*Harpanthus scutatus*), kantokinnassammal (*Scapania apiculata*) ja silmälläpidettävä kantokorvasammal (*Jungermannia leiantha*) vaativat tasaisen kosteaa pienilmastoa (Laaka 1992), joka on ojittamattomille ja hakkaamattomille korville luonteenomainen piirre. Myös uhanalaisille ja silmälläpidettäville kuusen epifyyttijäkälille, esim. kuusenpiilojäkäle (*Arthonia leucopellaea*), takkuhankajakäle (*Evernia divaricata*) ja aarniluppo (*Bryoria nadvornikiana*), pienilmastoltaan kosteat korpijuotit ovat erittäin tärkeitä kasvupaikkoja.

Tasaisen kostean pienilmaston lisäksi, korpien epiksyyliset maksasammalet tarvitsevat kasvualustakseen sopivassa lahovaiheessa olevaa puuta (Laaka 1992, Hallingbäck 1998). Lahoppuun määrä ja laatu ovat keskeisiä myös monille uhanalaisille ja silmälläpidettäville vanhojen metsien kääpä- ja kovakuoriaislajeille. Monet näistä lajeista voivat esiintyä myös korvissa, jos sopivaa lahoppuuta on tarjolla (H. Kotiranta, I. Mannerkoski suull.). Nykyinen uhanalaisten lajien elinympäristöluokittelu ei tuo riittävästi esiin korpien merkitystä uhanalaiselle kääpälajistolle, sillä ainoastaan kolmelle silmälläpidettävälle kääpälaajille (raidantuoksukääpä *Haploporus odorus*, korkkikerroskääpä *Perenniporia subacida*, korpiludekääpä *Sceletocutis odora*) on korvet mainittu mahdollisena elinympäristönä.

Lukumääräisesti eniten uhanalaisia suolajeja on letoilla. Lähes kaikissa lajiryhmissä on uhanalaistuneita lettolajeja, mutta erityisen suuri osuus on putkilokasveissa ja lehtisammalissa. Kalkkivaikutteisten lettojen lajit ovat yleensä habitaattispesialisteja, jotka eivät menesty muissa habitaateissa. Jäljellä olevien lettojen uhanalaista lajistoa uhkaa ympäröivien ojitusten aiheuttama kuivuminen, sekä osittain juuri siitä ja osittain niiton ja laidunnuksen loppumisesta johtuva kasvupaikkojen umpeenkasvu. Erityisesti Etelä-Suomen pienialaisten lettolajien ja niiden lajiston tulevaisuus näyttää huolestuttavalta, ellei hoitotoimiin ryhdytä lähiaikoina.

Rämeet ovat tärkeä elinympäristö uhanalaisille selkärangattomille suolajeille. Yksi parhaiten tunnetuista soiden selkärangattomien ryhmistä on perhoset. Noin puolet kaikista valtakunnallisesti uhanalaisista suoperhosista on rämelajeja. Rämeperhoset ovat yleensä melko tiukasti sitoutuneita elinympäristöönsä, eivätkä juuri poistu suolta (Mikkola 1976, Marttila ym. 1990, Väisänen 1992). Suoperhosla-

jien välillä näyttää olevan selviä eroja herkkyydessä hävitä ojituksen jälkeen, herkkimmät lajit häviävät heti ojituksen jälkeen, kun kestävimmat häviävät vasta viiveellä, kun ojitetut suot muuttuvat turvekankaiksi (Kontiokari 1999, Pöyry 2001).

Suolajien nykyiseen levinneisyyteen vaikuttavat ilmaston, leviämishistorian ja leviämiskyvyn lisäksi muutokset sopivien elinympäristöjen määrässä ja laadussa. Yksi uhanalaisten lajien suojelun tavoitteista on säilyttää lajien levinneisyysalueet (Rassi ym. 1996). Myös lajien suotuisaa suojelutasoa määritettäessä yhtenä kriteerinä käytetään esiintymisalueen supistumista.

Useat uhanalaiset suoputkilokasvit ovat nykylevinneisyydeltään painottuneet pohjoiseen. Joidenkin lajien luontainen levinneisyysalue on ollutkin pohjoispainotteinen, kuten esim. turjanhorsman (*Epilobium laestadii*). Joidenkin lajien kohdalla nykytilanne johtuu siitä, että niiden alkuperäinen levinneisyysalue on supistunut hyvin voimakkaasti ihmisen toiminnan aiheuttaman elinympäristön häviämisen vuoksi. Tällainen tilanne on esim. lettorikolla (*Saxifraga hirculus*), jonka eteläsuomalaisista populaatioista suurin osa on hävinnyt ja aiemmin lähes koko maan kattanut levinneisyysalue on kaventunut huomattavasti (Ryttäri & Kettunen 1997).

Moni uhanalaisista suoputkilokasveista on Suomessa levinneisyytensä ääri-rajilla. Esimerkiksi talvikkipaju (*Salix pyrolifolia*) on meillä levinneisyysalueensa länsirajoilla ja hajasara (*Carex remota*), hostinsara (*C. hostiana*) ja kiiltovalkku (*Liparis loeselii*) pohjoisrajilla. Levinneisyytensä ääri-rajilla esiintyvien populaatioiden säilyttäminen on tärkeää lajien geneettisen diversiteetin säilyttämiseksi (Lesica & Allendorf 1995).

Uhanalaisten suokasvien suojelussa ei kuitenkaan ole kyse pelkästään pienten reunapopulaatioiden säilyttämisestä. Osa uhanalaisista suokasveista on lajeja, joiden levinneisyyden painopiste on boreaalisella alueella ja Suomi muodostaa keskeisen osan lajin esiintymisalueesta. Esimerkiksi vaarantuneiden lettosaran (*Carex heleonastes*) ja kiiltosirppisammalen (*Hamatocaulis vernicosus*) boreaalisen levinneisyysalueen painopiste on Suomessa. Tällainen lajien esiintymisalueen ytimessä tapahtuva taantuminen on erityisen huolestuttavaa.

Myös meillä yleisenä pidettyjen suolajien taantuminen ja niiden levinneisyysalueen kaventuminen on jo selvästi nähtävissä oleva kehityssuunta. Esimerkiksi raatteen (*Menyanthes trifoliata*) ja rahkasaran (*Carex pauciflora*) runsaudessa ja levinneisyydessä on tapahtunut huomattavaa taantumista runsaassa kolmissakymmenessä vuodessa (Reinikainen ym. 1998). Etelä-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa rahkasara oli vuosien 1938 - 1996 aikana voimakkaimmin taantunut laji, jonka esiintymispaikat olivat tuona aikana vähentyneet 97 %:lla (Tyler & Olsson 1997).

Lähes kaikki valtakunnallisesti uhanalaiset suoperhoslajit ovat yleislevinneisyydeltään eteläisiä. Monet näistä uhanalaisista rämeperhosista esiintyvät meillä levinneisyytensä pohjoisrajilla. Huolimatta siitä, että Etelä-Suomen suojelluista soista lähes puolet on rämeitä (Aapala & Lindholm 1995, Virkkala ym. 2000), ei nykyistä suojelualueverkkoa voi pitää riittävänä suoperhosten säilymistä ajatellen, sillä valtakunnallisesti uhanalaisten lisäksi monet rämeperhoslajit ovat taantuneet alueellisesti uhanalaisiksi Etelä-Suomessa (Rassi ym. 1992, Marttila ym. 1990, Marttila ym. 1996, Pöyry 2001). Kasvilajistollisesti niukkojen rämeiden suojelussa ei ilmeisesti ole riittävästi osattu ottaa huomioon suoperhosten elinympäristövaatimuksia. Suojelualueverkko on myös harva ja hajanainen, eikä suojelualueiden ulkopuolellakaan liene riittävän tiheää verkostoa sopivia elinympäristölaikkuja jäljellä. Tällöin etäisyydet jäljellä olevien potentiaalisten habitaattilaikkujen välillä voivat kasvaa liian suuriksi lajien leviämiskykyyn nähden, jolloin yksittäiset hyväätkään alueet eivät välttämättä kykene ylläpitämään elinvoimaisia populaatioita.

Ojitus ja turpeenotto ovat ymmärrettävästi merkittävimmät uhanalaisuuden syyt ja uhkatekijät soiden uhanalaiselle lajistolle. Ojituksella on todettu olevan negatiivisia vaikutuksia kaikissa lajiryhmissä (Laine ym. 1995). Osa aidoista suola-jeista häviää välittömästi ojituksen jälkeen, mutta osa reagoi vasta pitkänkin vii-

veen jälkeen. Esimerkiksi jotkut klonaaliset putkilokasvit pystyvät säilymään hyvinkin pitkään ojituksen jälkeen steriileinä kasvustoina. Ennallistamisen mahdollisuuksia uhanalaisten lajien elinmahdollisuuksien parantajana ja vielä elinvoimaiseksi arvioitujen lajien taantumisen hidastajana ei ole tutkittu juuri lainkaan. Turpeenosto on vaikutuksiltaan ojitusta tuhoavampi, se hävittää kaikki aidot suolajit toiminta-alueeltaan.

Suolinympäristöjen lajien uhanalaistumista tarkasteltaessa päähuomio on perinteisesti kiinnitetty ojitukseen ja turpeenottoon. Puustoisilla soilla myös muiden metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamat muutokset, kuten metsien ikärakenteen tai puulajisuhteiden muutos ja lahoppuun väheneminen, ovat merkittävä uhanalaistumiseen johtanut syy ja tulevaisuuden uhkatekijä monille jäkälä-, sammal-, kääpä- ja kovakuoriaislajeille.

Suolajien taantuminen on voimistunut selvästi viimeisen kymmen vuoden aikana, mikä näkyy vanhan luokituksen mukaisten silmälläpidettävien taantuneiden lajien määrän voimakkaana kasvuna. Taantuminen on ollut erityisen selvää sammalien, selkärangattomien ja putkilokasvien lajiryhmissä.

Edellä tässä raportissa on keskitytty valtakunnallisesti uhanalaiseksi luokiteltuihin suolajeihin. On kuitenkin huomattava, että alueellisen tason tarkastelumittakaavan muuttaminen muuttaa myös näkökulmaa suojelun kannalta merkittävään lajistoon.

Vaikka valtakunnallista uhanalaisten lajien listaa tarkastellessa voikin näyttää siltä, että suolajisto on selvinnyt yllättävän hyvin rajusta elinympäristön muutoksesta, paljastaa alueellinen tarkastelu hieman toisenlaisen totuuden. Uuden uhanalaisluokituksen mukaisia alueellisesti uhanalaisten lajien listoja ei ole vielä julkaistu, mutta putkilokasvien tilannetta voi lyhyesti tarkastella WWF:n kasvi-työryhmän hyväksymän luettelon perusteella (koonneet ja toimittaneet Lauri Erävuori ja Veli-Pekka Rautiainen, luetteloversio 23.10.2000, Suomen ympäristökeskus). Ensisijaisten suolajien osuus alueellisesti uhanalaisista putkilokasveista on 17 %, kun vastaava osuus valtakunnallisesti uhanalaisista on 10 %. Suolajien osuus alueellisesti uhanalaisista putkilokasveista on suurin keskiboreaalisen vyöhykkeen Pohjanmaan lohossa 31 % (26 lajia) ja pienin pohjoisboreaalisen vyöhykkeen Metsä-Lapin lohossa 9 % (5 lajia). Valtakunnallisesti uhanalaisten 35 lajin lisäksi alueellisesti uhanalaisia suoputkilokasveja on yli sata (48 ensisijaista suolajia ja 72 toissijaista). Yhteensä nämä muodostavat jo yli kolmanneksen soiden koko putkilokasvilajistosta.

Myös suoperhosten uhanalaisuuden alueellinen tarkastelu korostaa Etelä-Suomen heikkoa tilannetta (Rassi ym. 1992). Monilla lajeilla on vielä vahva kanta pohjoisessa, mutta Etelä-Suomessa lajit ovat voimakkaasti taantuneet elinympäristön häviämisen ja pirstoutumisen vuoksi. Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi suokirjosiiipi (*Pyrgus centaureae*), rahkahopeatäplä (*Clossiana frigga*), muurainhopeatäplä (*C. freija*), suonokiperhonen (*Erebia embla*) ja rämekylmäperhonen (*Oenis jutta*) (Pöyry 2001). Myös uudessa uhanalaismietinnössä todetaan, että monet suoperhoset jäävät alueelliseen uhanalaisluetteloon pohjoisen vahvojen kantojen vuoksi (Rassi ym. 2000).

Näkökulman laajentaminen kansainväliseksi tuo esiin erityisesti pohjoisten soiden, ja niiden lajiston merkityksen. Kaikissa uhanalaistyöryhmän tarkastelemissa kansainvälisissä vastuulajien ryhmissä tuodaan esiin suot yhtenä tärkeänä elinympäristönä, joiden lajiston säilymisestä Suomella voidaan katsoa olevan kansainvälinen vastuu (Rassi ym. 2000).

Suolinnuston lajimäärä ja tiheys kasvavat pohjoiseen mentäessä (Järvinen & Väisänen 1978, Järvinen ym. 1987), ja monien suolintulajien esiintymisen ydinalueet Euroopassa ovatkin Pohjois-Suomessa. Suomessa pesii esimerkiksi yli 45 % jänkäsirriäisen ja mustaviklon Euroopan kannoista (Rassi ym. 2000).

Myös tarkasteluissa Suomen kansainvälisistä vastuukasveista korostuu pohjoisten soiden merkitys (Kurtto 1997, Rassi ym. 2000). Valtaosalla Suomen vastuulajeiksi ehdotetuista soiden putkilokasveista levinneisyyden painopiste on Pohjois-Suomessa.

Valtakunnallinen taso on siis vain yksi tapa tarkastella uhanalaista lajistoa. Ja vaikka se onkin lähtökohta esim. lajikohtaisessa suojelussa ja seurannassa, ei pidä unohtaa myöskään alueellista ja kansainvälistä näkökulmaa.

5

Johtopäätökset

Suolajien uhanalaistumisen taustalla ovat ne soiden käyttömuodot, jotka joko tuhoavat koko elinympäristön tai muuttavat suoekosysteemin ekologisia perustoimintoja ja rakennetta niin paljon, että luonnontilaiseen suoympäristöön sopeutuneet lajit häviävät. Jo näinkin yleisluonteinen tarkastelu osoittaa, että kaikentyyppisten soiden lajisto on uhanalaistunut. Eivät pelkästään pienialaisten ravinteisten soiden lajit, vaan myös karujen, yleisinä pidettyjen suotyyppien, kuten rämeiden lajit.

Kulloinkin tarkasteltavasta lajiryhmästä riippuu, millaisia alueita pidetään suojelullisesti arvokkaina ja mitä alueita valikoituu suojelualueverkkoon. Jos suojelullisesti arvokkaiden alueiden identifiointiin käytetään vain yhtä lajiryhmää, voi lopputulos olla muiden lajiryhmien osalta epäedustava. Esimerkiksi soilla, joilla esiintyy uhanalaisia perhoslajeja, ei juuri esiinny muita uhanalaisia lajeja. Ja päinvastoin, letoilla, jotka ovat monille lajiryhmille tärkeimpiä uhanalaisten lajien esiintymispaikkoja, ei juuri esiinny uhanalaisia perhosia. Tasapainoiseen lopputulokseen pääsemiseksi pitäisikin pyrkiä ottamaan huomioon kaikki lajiryhmät.

Tarkastelun rajoittaminen pelkästään valtakunnallisesti uhanalaisiin lajeihin ei myöskään ole riittävä. Soiden käytön intensiteetti on ollut erilaista eripuolilla maata, mikä näkyy suolajien levinneisyyden ja runsauden muutoksissa. Erityisesti ne lajit, joilla on vielä elinvoimaisia populaatioita pohjoisessa, mutta jotka ovat Etelä-Suomessa voimakkaasti taantuneita, tulevat paremmin huomioiduiksi alueellisessa tarkastelussa. Lajin häviäminen osasta esiintymisaluetta kaventaa aina lajin geneettistä monimuotoisuutta, jonka säilyttäminen on yksi luonnonsuojelun keskeisiä tavoitteita. Myös EU:n luontodirektiivin ja luonnonsuojelulain suotuisan suojelun tason käsite edellyttää, että lajin levinneisyysalue ei supistu.

Pohjois-Suomen soilla on suolajiston kannalta hyvinkin tärkeä merkitys. Monilla Etelä-Suomessa uhanalaistuneilla lajeilla on vielä pohjoisessa elinvoimaisia populaatioita, jotka voivat toimia leviämiskeskuksina, jos soidensuojelun tilannetta saadaan kohennettua etelässä. Kansainvälisestä näkökulmasta asiaa tarkasteltaessa pohjoisten soiden painoarvo on huomattava suolintujen ja -kasvien elinvoimaisten ydinpopulaatioiden säilyttämisessä.

Kiitokset

Useat uhanalaistyössä mukana olleet henkilöt, Heikki Kotiranta, Ilpo Mannerkoski, Sirkka-Liisa Peltonen, Maria Pohjamo, Juha Pöyry ja Esteri Ohenoja, ovat työn aikana antaneet apuaan. Tauno Ulvinen, Raimo Heikkilä ja Heikki Toivonen arvioivat ja kommentoivat käsikirjoitusta.

Kirjallisuus

- Aapala, K. & Lindholm, T. 1995. Valtionmaidon suojellut suot. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 48, 155s.
- Borg, P. & Malmström, K. 1975. Suomen uhanalaiset eläin- ja kasvilajit. *Luonnon Tutkija* 79:33-43.
- Hallingbäck, T. (toim.) 1998. Rödlistade mossor i Sverige. Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala. 328s.
- Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1978. Ecological zoogeography of North European waders, or why do so many waders breed in the North. *Oikos* 30:495-507.
- Järvinen, O., Kouki, J. & Häyrinen, U. 1987. Reversed latitudinal gradients in total density and species richness of birds breeding on Finnish mires. *Ornis Fennica* 64:67-73.
- Kontiokari, S. 1999. Kahden ojitetun suon perhosfaunan kehitys Etelä-Pohjanmaalla. *Baptia* 24:73-94.
- Kotiranta, H. & Niemelä, T. 1996. Uhanalaiset käävät Suomessa. 2. uudistettu painos. Ympäristöopas 10:1-184. Suomen ympäristökeskus ja Edita Oy. Helsinki.
- Kurtto, A. 1997. Alustava luettelo Suomen kansainvälisiksi vastuukasveiksi. Teoksessa: Kaipiainen, H., Kemppainen, E., Peltonen, S-L. & Alanen, A. (toim.) 1997: Uhanalaisuuden arviointiperusteet. Suomen ympäristökeskuksen moniste 68:1-79.
- Laaka, S. 1992. The threatened epixylic bryophytes in old primeval forests in Finland. *Biological Conservation* 59:151-154.
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environ. Rev.* 3:286-303.
- Lesica, P. & Allendorf, F.W. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conservation Biology* 9:753-760.
- Marttila, O., Haahtela, T., Aarnio, H. & Ojalainen, P. 1990. Suomen päiväperhoset. Kirjayhtymä. Helsinki. 362s.
- Marttila, O., Saarinen, K., Haahtela, T. & Pajari, M. 1996. Suomen kiitäjät ja kehrääjät. Kirjayhtymä. Helsinki. 384s.
- Mikkola, K. 1976. Piirteitä soiden hyönteisten ekologiasta. *Suo* 27:3-8.
- Mikkola, K. & Spitzer, K. 1983. Lepidoptera associated with peatlands in central and northern Europe: a synthesis. *Nota lepid.* 6:216-229.
- Pöyry, J. 2000. Suoperhosten uhanalaisuus ja suojelutilanne Etelä-Suomessa. Teoksessa: Aapala, K. (toim.) 2001. Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490: 213-258.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.) 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. I Yleinen osa, II Suomen uhanalaiset eläimet, III Suomen uhanalaiset kasvit. Komiteamietintö 1985:43. 11, 466 ja 431 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Rassi, P., Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Komiteamietintö 1991:30. 328s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2000. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki. 432s. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä, esipainos.
- Reinikainen, A., Mikkola, K., Vanha-Majamaa, I., Nousiainen, H. & Tamminen, M. 1998. Metsä- ja suokasvillisuuden seuranta VMI:n yhteydessä. Teoksessa: Annala, E. (toim.) Monimuotoinen metsä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 705: 20-73.
- Ryttäri, T. & Kettunen, T. (toim.) 1997. Uhanalaiset kasvimme. Suomen ympäristökeskus ja Kirjayhtymä Oy. Helsinki. 335s.
- Somerma, P. 1997. Suomen uhanalaiset perhoset. Ympäristöopas 22:1-336. Suomen ympäristökeskus ja Suomen Perhostutkijain Seura. Helsinki.
- Tyler, T. & Olsson, K-A. 1997. Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996 - statistisk analys av resultat från två inventeringar. *Svensk Bot. Tidskr.* 91:143-185.
- Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395:1-49.
- Väisänen, R. 1992. Distribution and abundance of diurnal Lepidoptera on a raised bog in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 29:75-92.

Liite 1. Uhanalaiset ja silmälläpidettävät ensisijaiset ja toissijaiset suolajit (Rassi ym. 2000). Uhanalaisuuden syyt ja uhkatekijät taulukoissa 4 ja 5, lisäksi Ke = keräily ja poiminta, Ku = maa- ja kallioperän kuluminen. Nykylevinneisyys -luokat taulukossa 6.

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevinneisyys
Ensisijaiset uhanalaiset ja silmälläpidettävät suolajit								
<i>Rubus humulifolius</i> siperianlillukka	EW		Sk	R		H	H	
<i>Erica tetralix</i> kellokanerva	CR	B1+2c, D2	Sn	R, O	O	E	E	4
<i>Salix pyrolifolia</i> talvikkipaju	CR	D1	Sl	M, O	Y	E	E	4
<i>Carex lepidocarpa</i> ssp. <i>lepidocarpa</i> etelännokkasara	EN	A1ac	Sl	R, O, N	O, N	V	V	2
<i>Cladium mariscus</i> taarna	EN	D2	Sl	O	O	V	E	4
<i>Epilobium laestadii</i> turjanhorsma	EN	B1+2c+3d	Sl, VI, lo	O, R, Vr	O, Vr	V	V	3
<i>Liparis loeselii</i> kiiltovalkku	EN	B1+2abcde+3d	Sl	O	O	E	E	4
<i>Carex appropinquata</i> röyhysara	VU	A1ac	Sl, VI, Rjn	O, Vr	O, Vr		St	1
<i>Carex heleonastes</i> lettosara	VU	A1c	Sl, Snr, VI	R, O	O	St	St	3
<i>Carex hostiana</i> hostinsara	VU	A1c+2c	Sl, Rin, lk	R, O, N	O, N	St	St	2
<i>Carex lepidocarpa</i> ssp. <i>jemtlandica</i> kuusamonnokkasara	VU	A1ac	Sl	O, R	O	St	St	3
<i>Carex viridula</i> var. <i>bergrothii</i> lettohernesara (pikkunokkasara)	VU	B1+2abcde	Sl, Rin, Rjn	O, R	O	St	St	3
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. <i>cruenta</i> verikämmekkä	VU	A1ac+2ac	Sl, Rin, lk	R, O, N, Ke	O, N, Mur	St	St	1
<i>Dactylorhiza lapponica</i> lapinkämmekkä	VU	A2c	Sl	O, R	O	Sp	St	3
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> kaitakämmekkä	VU	A1ac	Sl, Snr	R, O, N, Ke	O, Mur	St	St	1
<i>Epipactis palustris</i> suoneidonvaippa	VU	A1ac, B1+2abcde	Sl, lj	O, R, N	O, N	St	St	2
<i>Malaxis monophyllos</i> sääskenvalkku	VU	B1+2abcde+3d	Sl, Skr, VI, lo, lk	O, M, R	O, M, Ks	V	V	1
<i>Saxifraga hirculus</i> lettorikko	VU	A1ac	Sl, VI	O, R	O, Vr	St	St	3
<i>Schoenus ferrugineus</i> ruosteheinä	VU	A1ac	Sl	O, R	O	St	St	5
<i>Campylium laxifolium</i> pohjanväkäsammal	CR	A1ac, B1+2cd	Sl, VI	O, Vr, R	O, Vr		E	4
<i>Bryum longisetum</i> pitkäperähiirensammal	EN	A1c, B1+2cd, D2	Sl	O	O		V	4
<i>Hamatocaulis lapponicus</i> lapinsirppisammal	EN	A1c, B1+2cd	Sl, Vs	O, Vr, R	O, Vr	V	V	1
<i>Meesia longiseta</i> isonuijasammal	EN	A1c, B1+2cd	Sl	O, R	O	St	V	1
<i>Amblyodon dealbatus</i> kenosammal	VU	A1c, B1+2c	Sl, VI, Kk	O, Ks, M, R	O, M, Mp, Ks	Sh	V	5
<i>Bryum neodamense</i> silmuhiirensammal	VU	A1c	Sl	O	O	St	St	5
<i>Hamatocaulis vernicosus</i> kiiltosirppisammal	VU	A1c	Sl	O, Vr, R	O, Vr		St	3
<i>Plagiothecium latebricola</i> lepikkolaakasammal	VU	A1c	Skr, Mlk	M, R, O	M, O		St	2
<i>Pseudo-calliergon angustifolium</i> pohjanjalosammal	VU	A1c+2c	Sl	M, O	O, M	V	V	3
<i>Pseudo-calliergon lycopodioides</i> kalkkisirppisammal	VU	A1c, B1+2c	Sl, Kk, Rjn	R, O, N	O, Vr		St	1
<i>Rhizomnium gracile</i> kuusamonlehdäsammal	VU	D2, B1+2c	Sl, Sk	M, O	Y	Sp	Sh	4
<i>Sphagnum affine</i> rannikkorahkasammal	VU	B1+2cd	S, Rj, VI	O, Vr, M	O, Vr, M	V	V	2
<i>Sphagnum molle</i> nummirahkasammal	VU	A2c, B1+2cd	S, Rj	O, Vr	O, Vr	V	V	2

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevinneisyys
<i>Cephalozia catenulata</i> kantopihtisammal	RE		Sk, Mkv, Mlv	M, MI, Mi, Vr, O, R		V	H	
<i>Cephalozia lacunculata</i> etelänpihtisammal	RE		Sk, Mkv, Mlv	M, MI, Mi, O, R		H	H	
<i>Jamesoniella undulifolia</i> etelänkaulussammal	CR	D2	Snr, Sl	Y	Y	E	E	4
<i>Cephalozia macounii</i> hitupihtisammal	EN	A1c+2ac, B1+2abcde	Sk, Mkv	M, MI, Mi, Vr, O, R	MI, Mi	E	E	4
<i>Scapania apiculata</i> kantokinnassammal	EN	B1+2bcde, D2	Sk, Mkv	M, MI, O, Vr	MI	V	V	4
<i>Anastrophyllum michauxii</i> etelänraipiasammal	VU	A1c, B1+2bcde	Sk, Mktv, K	MI, O, Vr, R	MI, Mi, O, M, Vr	Sh	St	2
<i>Calyptogea suecica</i> kantopaanusammal	VU	A1c	Sk, Mkv, Mlv	M, MI, Mi, R, O, Vr	MI, Mi, M	V	V	1
<i>Cephalozia affinis</i> notkopihtisammal	VU	A1c	Sk, Mkv	M, MI, Mi, O, R	M	Sp	Sp	4
<i>Cryptothallus mirabilis</i> piilosammal	VU	A1c+2c	Sk, VI, Slk	Vr, O	Vr, O	Sh	Sh	1
<i>Gymnocolea borealis</i> lettoruoppasammal	VU	A1c, D2	Sl	O, R	O	Sp	St	4
<i>Harpanthus scutatus</i> korpikaltiosammal	VU	A1c	Sk, Mkv, Mlv, Vp, K	M, MI, O, Vr	M, Mi, MI	V	V	2
<i>Jamesoniella autumnalis</i> kalliokaalussammal	VU	A1c	Sk, Mkv, K	MI, M, O, R	M, MI, Ks	Sp	St	2
<i>Lophozia grandiretis</i> karhunlovisammal	VU	A1c	Sl	O, R	O	Sh	St	3
<i>Moerckia hibernica</i> etelänkehräsammal	VU	A1c	Sl	O, Vr, N, R	O		St	1
<i>Usnea longissima</i> rihmanaava	RE		Sk, Mkv	Mi		H	H	
<i>Cladonia incrasata</i> turvetorvijäkälä	CR	A1ac, B1+2ce, C1, D2	Srk	R, Ku	Y	E	E	4
<i>Collema fragrans</i> täplähyytelöjäkälä	CR	A2c, B1+2ce, C2b, D1	Sk, Ir	M, R, O	Mp, Mi, O	H	E	4
<i>Arthonia leucopellaea</i> kuusenpiilöjäkälä	VU	A1c, B1+2c, D1	Sk, Mkv	Mi, O	Mi, O		St	2
<i>Inocybe diabolica</i> seitarisakas	EN	B1+2c	Slk, VI	Vr, O	Y		Sh	3
<i>Armillaria ectypa</i> nevamesisieni	VU	A1c, B1+2c	Snr, Srr	O	O	St	St	1
<i>Entoloma mougeotii</i> violettirusokas	VU	A1c, B1+2c, D2	Sn, Mlt	N, O	O, Mp		Sh	1
<i>Bovista paludosa</i> lettotuhkelo	VU	A1a, B1+2c	Sl	O	O	V	V	3
<i>Lycoperdon caudatum</i> hakamaatuhkelo	VU	B1+2c	Sl, lh, ln	N, O	N, O	St	V	1
<i>Anthracoidea hostianae</i> hostinsarannoki	VU	D2	Sl	R, O	R, O	Sh	Sh	4
<i>Falco peregrinus</i> muuttohaukka	EN	D1	Sn, K	Kh, PO	H, Ke, Vr, O	V	V	3
<i>Vertigo genesii</i> kalkkisiemenkotilo	EN	D2	Sl	O, Kh	Kh	Sh	V	4
<i>Aculepeira ceropegia</i> rämeristihämähäkki	EN	B1+2abcd	Sr	O	O	V	V	4
<i>Ozyptila gertschi</i> lettorapuhämähäkki	EN	D2	Sl	O	O	E	E	4
<i>Preponocranium praeceps</i> karjalankääpiöhämähäkki	VU	D2	Sk, M	R, M	R, M	Sh	Sh	4
<i>Satilatlas britteni</i> lettokääpiöhämähäkki	VU	D2	Sl	O	O	V	V	4
<i>Bembidion humerale</i> rahkahyrrä	EN	B1+2abcd	Snk, Srk	O	O	St	V	4
<i>Pytho kolwensis</i> korpikolva	EN	B1+2abcd	Sk, Mkv	MI, Mi	MI, Mi	V	V	3
<i>Cryptocephalus cruciger</i> ristipiilopää	VU	B1+2ac	Sr	O	O	Sh	Sh	4
<i>Paradiarsia punicea</i> varjomaayökkönen	EN	B1+2abd	S, Mlk, Rin	?	?		V	2
<i>Coleophora pyrrhulipennella</i> kanervapussikoi	VU	A1a	Sr, K, Mlkkp, ln	O, Mi, N	O, N		St	1

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevin- neisyys
<i>Gynaephora selenitica</i> rämekarvajalka	VU	A1c	Sr	O, Muf	O, Muf		St	2
<i>Hypoxystis pluviana</i> sademittari	VU	A1c	S, Rjn, lk	O, N	O, N		St	1
<i>Lacanobia w-latinum</i> suotarahayökkönen	VU	BI+2bcd	Sn, Mkkp	O, Mi, N	O, N	Sh	St	2
<i>Thalera fimbrialis</i> viherämittari	VU	BI+2bcd	Sr, lj, Mkkp	O, Mi	O, N	Sh	St	2
<i>Carex atherodes</i> vienansara	NT		Skr, Mlk, Vi, lo, lk	R, M, O	M, O	Sh	St	1
<i>Carex laxa</i> velttosara	NT		Snr	O, R, M	O, M		St	1
<i>Carex riparia</i> vankkasara	NT		Sk, Rjn, Mlk, lo, Rin	O, R, Vr, R, Pm	O, Vr, Pm	Sh	St	2
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. <i>incarnata</i> punakämmekä	NT		Sl, Snr, lk	O, N, R, Ke	O, Mur		St	1
<i>Drosera intermedia</i> pikkukihokki	NT		Sn, Rjt	O, Vr	O			2
<i>Eriophorum brachyantherum</i> himmeävilla	NT		Slr, Slk, Rj, lo,	O, M	M, O		St	3
<i>Rhynchospora fusca</i> ruskopiirtoheinä	NT		Sla, Snr, Rjh	M, O	M, O		St	1
<i>Amblystegium radicale</i> (<i>A. saxatile</i> , <i>Campylium radicale</i>), notkoritvasammal	NT	A1c	Sk, Mlk, Rin, Rjn	MI, O, R, Vr	O, M, MI, Vr	Sp	St	2
<i>Dicranum groenlandicum</i> palsakynsisammal	NT	D2	Sn	Y	Y			3
<i>Palustriella falcata</i> sirppihuurresammal	NT	A1c, BI+2c	Sl	Vr	O		St	1
<i>Sphagnum contortum</i> käyrälehtirahkasammal	NT	A1c	Sl	O, Vr	O, Vr, R		St	1
<i>Sphagnum subnitens</i> kirjorahkasammal	NT	A1c	Sl, Rin	O, Vr	O			1
<i>Jungermannia leiantha</i> kantokorvasammal	NT	A1c	Sk, Mkv	MI, O, Vr	M, O, Vr	St	M	1
<i>Lophozia ascendens</i> pikkulovisammal	NT	A1c	Sk, Mkv	MI, O, Vr	M, O	St	St	1
<i>Lophozia bantriensis</i> lähdelovisammal	NT	A1c, BI+2c, D2	Sl, Slk, Kk	O, Vr, Ks	Y	Sh	Sh	3
<i>Lophozia gillmanii</i> tulvalovisammal	NT	A1c, BI+2c	Sl, Kk	O, Vr, N, R	Ks			1
<i>Lophozia laxa</i> rahkaloovisammal	NT	D2	S	O, R	O	Sh	Sh	1
<i>Odontoschisma denudatum</i> itupyörösammal	NT	A1c, BI+2c	Sk, S, Mktv	MI, O, Mi	O, M, MI			2
<i>Riccardia palmata</i> pikkuliuskasammal	NT	A1b, BI+2c	Sk, Mkv	MI, Mi, O, Vr	M, MI, O			1
<i>Cetrariella fastigiata</i> aapahirvenjäkäliä	NT	A1c	Sr, Sn	O	O			1
<i>Agroclype elatella</i> (<i>A. paludosa</i>) sammalpiennarsieni	NT	BI+2c	Sl	O	O	St	St	1
<i>Pseudoplectania sphagnophila</i> rahkamaljakas	NT	D2	Srk	O	O			1
<i>Melampsora hirculi</i> lettorikonruoste	NT	B2c	Sl, Vi	O	O		Sh	3
<i>Anthracoidea laxae</i> velttosarannoki	NT	D2	Snr	Pm, O	Pm, O			1
<i>Anser fabalis</i> metsähanhi	NT		S, M	P, O, Vr	P			3
<i>Circus cyaneus</i> sinisuohaukka	NT		Sn, Mk, lv	Mu	Mu			1
<i>Lanius excubitor</i> isolepinkäinen	NT		Sr, Mk	O, Mus	Mus, O		St	1
<i>Limicola falcinellus</i> jänkäsiirriäinen	NT		Sn	O, Mus	Mus			3
<i>Philomachus pugnax</i> suokukko	NT		Sn, Rjn, Rin	N	N		St	1
<i>Vertigo geyeri</i> lettosiemenkotilo	NT		Sl	O, Kh	Kh, O	Sh	Sh	1

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevinneisyys
<i>Vertigo modesta</i> pohjansiemenkotilo	NT		Ts, Kk	Kh	Kh	Sh	Sh	3
<i>Ceraticelus bulbosus</i> kuusamonkääpiöhämähäkki	NT		Sl, lk	O, N, R	O, N, R	Sh	Sh	4
<i>Rhaebothorax foveata</i> rahkakääpiöhämähäkki	NT		Sr, Sn	O	O	Sh	Sh	4
<i>Zora parallela</i> letto-okajalkahämähäkki	NT		Sl	O	O	Sh	Sh	2
<i>Gerris sphagnetorum</i> rahkavesimittari	NT		Sn, Sl	O	O	Sh	Sh	5
<i>Salda muelleri</i> tummajuoksulude	NT		S, Rj	O, Vr	O, Vr			2
<i>Atheta hyperborea</i> turjansirkeinen	NT		Sn	O, Kh	Kh, O	Sh	Sh	4
<i>Chlaenius costulatus</i> lettokiitäjäinen	NT		Sn	O	O	Sh	Sh	4
<i>Dasytes fuscus</i> hoikkatakukas	NT		Sr	O	O			2
<i>Harpalus nigrirarsis</i> ventoharvekiitäjäinen	NT		Srk	O	O	Sh	Sh	4
<i>Aspitates gilvaria</i> luumittari	NT		Sn	O	Y	Sh	St	2
<i>Buckleria paludum</i> kihokkisulkanen	NT		S	O	O		St	2
<i>Clepsis pallidana</i> suoamukääriäinen	NT		Sn, Sr, ln	O, N	O, N			2
<i>Idaea muricata</i> rämekulumittari	NT		S, Rin	O, N	O, N	Sh	St	2
<i>Lopinga achine</i> kirjopapurikko	NT		Sk, Sr, Mktp	Muf, O, N	Muf, O, N	V	St	2
<i>Nola karelica</i> suovenhokas	NT		Sr, Rin	O	O	Sh	St	1
<i>Perconia strigillaria</i> kehnämittari	NT		Sr, K, Mlcp	O, Mi, N	O, N			2
<i>Rhagades pruni</i> rämevihersiipi	NT		Sr	O	O	M		2
<i>Scrobipalopsis petasitis</i> lettopetokoi	NT		Sl	O	O, Vr		Sh	3
<i>Tischeria heinemanni</i> muurainläiskäköi	NT		Sr, Ts	O	O			2
<i>Limnephilus diphyes</i> rimpiputkisirvikäs	NT		Sn, Va	O	O			1
<i>Limnephilus femoralis</i> suoputkisirvikäs	NT		Sn, Sr	O	O			1

Toissijaiset uhanalaiset ja silmälläpidettävät suolajit

<i>Blechnum spicant</i> kampasaniäinen	RE		Mk, Sk	M, O, Ke		H	H	
<i>Herminium monorchis</i> mesikämmekkä	RE		Rin, lk, Sl	R, N, Ke, O		H	H	
<i>Stellaria crassifolia</i> var. <i>minor</i> merilettohäntä	CR	B1+2ce+3d	Rin, Skr	N	N, Kh	V	E	4
<i>Botrychium virginianum</i> lehtonoidanlukko	EN	B1+2bcde+3d	Mlt, Sk	M, R, O	M, O, Ks	V	V	5
<i>Cardamine flexuosa</i> metsälitukka	EN	B1+2abcde	Vi, Slk, Mlk	O, M, Vr	O, M, Vr	E	E	2
<i>Carex microglochin</i> sukassara	EN	A1ac, B1+2abcde	Rjt, Sl, Ts	Vr	Vr	St	V	4
<i>Carex remota</i> hajasara	EN	C1+2a	Mlk, Skr	O, R, Vr	O, M	V	V	2
<i>Primula farinosa</i> jauhoesikko	EN	A1ac+2ac	lk, Rin, Sl, lh	R, N, O	N, O, R, Kh	St	V	2
<i>Viola uliginosa</i> luhtaorvokki	EN	A1ace, B1+2bcde	Rjn, Skr, Mlk	O, R, M, Vr	O, M, Vr	V	E	2
<i>Arctagrostis latifolia</i> lapinhilpi	VU	D2	Vi, Sn	Y	Y	Sh	Sh	4
<i>Blysmus compressus</i> litteäkaisla	VU	A1ac	Rin, Sl	N, O	N, O, Kh		St	2

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevin- neisyys
<i>Calypto bulbosa</i> neidonkenkä	VU	A1ac	Mlt, Mk, Sk, SI	M, Ke, R	M	St	St	3
<i>Carex paniculata</i> lähdesara	VU	A1ac	VI, Skr, SI	Vr, O	Vr, O	Sh	St	2
<i>Carex pulicaris</i> kirppusara	VU	A1ac	Ik, SI, Skr	R, O, N	O, N		St	2
<i>Gyppidium calceolus</i> tikankontti	VU	A1ac	Mlt, SI, Milk, Ih	R, M, O, Ke	M, O, N, Ke	St	St	1
<i>Epipogium aphyllum</i> metsänemä	VU	A1c	Mlt, Sk, SI, Mlt	M, R, O	M, O	St	St	1
<i>Juncus arcticus</i> ruijanvihvilä	VU	A2c	Ts, Tn, Ks, SI	Y	R		V	3
<i>Ophrys insectifera</i> kimalaisorho	VU	B2c+3cd	Mlt, Ih, Ik, SI	R, N, O	N, O, R, M	E	V	4
<i>Polygala amarella</i> katkeralinnunruoho	VU	A1c+2c	It, Ih, Rin, Ik, Kk, SI	N, O, R, M	N, M, O		St	2
<i>Polytrichastrum pallidisetum</i> etelänkarhunsammal	RE		Mkv, K, Sk, Rj	M, O		V	H	
<i>Meesia hexasticha</i> pohjannuijasammal	EN	B1+2c, D2	Rjn, SI	Vr, Kh	Vr, Kh		V	4
<i>Herzogiella turfacea</i> korpipohtosammal	VU	A1c	Mlk, Skr	O, Vr, M, MI, R	R, O, M		St	1
<i>Philonotis calcarea</i> kalkkilähdesammal	VU	A1c	VI, SI	O, Vr, R, N	Vr, O	St	St	5
<i>Splachnum melanocaulon</i> pohjansompasammal	VU	B1+3cd	Mkt, S	M, O, N	M, O	V	V	3
<i>Palustriella commutata</i> isohuurresammal	VU	A1c, D2	VI	O, Vr	O, Vr		St	3
<i>Scapania massalongi</i> kourukinnassammal	CR	D2	Vp, Vk, Sk, Mkv, Mlv	MI, Vr	MI	H	E	4
<i>Anastrophyllum sphenoloboides</i> kururaippasammal	EN	D2	Kk, SI	O, M	Y	V	V	4
<i>Chiloscyphus coadunatus</i> ota-alvesammal	VU	A1c, B1+2c, D2	Mlk, Mkt, Sk, VI	MI, Vr, O	Vr	V	V	4
<i>Chiloscyphus latifolius</i> isoalvesammal	VU	A1c, B1+2c, D2	VI, Mkt, Sk	Vr, O, R	Vr	V	V	2
<i>Trichocolea tomentella</i> harsosammal	VU	A1c+2c	VI, Sk	Vr, O, M	Vr	St	St	2
<i>Collema nigrescens</i> lännenhyttelöjäkälä	CR	A1ac+2c, B1+2ce, CI, DI	Mkv, Sk	Mp, O	Mp	E	E	4
<i>Ramalina obtusata</i> (pois lukien <i>R. baltica</i>) kauharustojäkälä	CR	DI	Mk, Sk	Mi	Mi	St	E	3
<i>Arthonia spadicea</i> ruskopiilojäkälä	EN	DI	M, Sk	Mp	Mp		Sh	4
<i>Collema curtisporum</i> pohjanhyttelöjäkälä	EN	CI, DI	Mkv, Mlv, Sk, Rj	Mp, O, Vr	Mp, O, Vr	E	E	3
<i>Calicium adspersum</i> kelonuppijäkälä	VU	A1c, DI	Mkv, Sk	Mi, MI, O	Mi, MI	St	St	1
<i>Evernia divaricata</i> takkuhankajäkälä	VU	A1ac, B1+2bc	Mkv, Sk, Sr, K	Mi, Kh, O	Mi, Kh, O	St	St	1
<i>Schimatomma pericleum</i> salojäkälä	VU	A1a, B1+2c, DI	Mkv, Mlv, Sk	Mi	Mi		V	1
<i>Inocybe godeyi</i> imelärisakas	CR	B1+2c, D2	Mlt, SI	M, O, R	M, O, R	E	E	4
<i>Inocybe hirculus</i> lettorisakas	VU	B1+2c	VI, Sla	Vr, O	Vr, O		St	3
<i>Entoloma rubrobasis</i> heterusokas	CR	D2	VI	M, O	M, O		E	4
<i>Hohenbuehelia longipes</i> suohtyvinokas	CR	B2c+3d, DI	VI	O	O	E	E	4
<i>Skeletocutis borealis</i> limiludekäpä	EN	DI+2	Rj, Sr	MI, M	MI, R		V	4
<i>Cotylidia muscigena</i> sammaltorvikka	VU	B1+2ce, DI+2	Mlt, SI	O, R	O, R	E	V	4
<i>Uredinopsis struthiopteridis</i> kotkansiivenruoste	CR	D2	Mlk, Skr	M, O	M	E	E	4
<i>Gallinago media</i> heinäkurppa	RE		Ik, Ts, S	P, N, Mu		E	H	

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevinneisyys
<i>Anser erythropus</i> kiljuhanhi	CR	A1a, C1+2b, D1	Ts, Rj, S	P, Mus, H	Mus, H, P	E	E	4
<i>Aquila chrysaetos</i> maakotka	VU	D1	Mkv, S	P, H, Ke, Mi	H, Mi, P	V	V	3
<i>Falco columbarius</i> ampuhaukka	VU	A1ab, C1	Mk, S, T	Kh, Mu	?	St	St	1
<i>Cryptocephalus saliceti</i> pajupiilopää	VU	D2	M, S	Mi	Mi			2
<i>Chortodes brevilinea</i> ruokohämy-yökkönen	VU	D2	Rin, Rjn, Sr	?	?	E	Sh	4
<i>Coleophora comutella</i> myrttipussikoi	VU	D2	Rin, Rjn, S	N, O	N, O		Sh	2
<i>Scopula corvialaria</i> hierakkalehtimittari	VU	D2	Rin, Rjn, Sl	Y	Vr, O	V	Sh	2
<i>Cinna latifolia</i> hajuheinä	NT		Mlt, Sk, Mlk	M, O, R	M, O	Sh	St	2
<i>Oenanthe aquatica</i> pahaputki	NT		Vsr, Vj, Sk	Vr	Vr, Kh?	Sh	Sh	2
<i>Pseudorchis albida</i> ssp. <i>straminea</i> valkokämmekkä	NT	(VU D2)	Ts, Tk, Mlt	Ku, Ke	Y	Sh	Sh	3
<i>Carex atrofusca</i> sysisara	NT	(VU D2)	Ts	Y	Y			3
<i>Carex holostoma</i> tundrasara	NT		Tn, Ts	Y	Y			3
<i>Galium odoratum</i> tuoksumatara	NT		Mlt, Mlk, Vl	M, O, R	M, O, R			2
<i>Bryum knowltonii</i> järvihiirensammal	NT	A1c, D2	Kk, Sl, Rj	O	O		St	1
<i>Drepanocladus sendtneri</i> kalkkisirppisammal	NT	A1c, D2	Vsr, Sl	O, Vr, R	O, Vr	Sp	St	2
<i>Palustriella decipiens</i> pohjanhuurrensammal	NT	A1c, B1+2c	Vi, Sl	O, Vr, R	Vr, O			3
<i>Sphagnum inundatum</i> luhtarahkasammal	NT	A1c+2c	Va	O	Kh			2
<i>Anastrophyllum hellerianum</i> kantoraippasammal	NT	A1c	Mkv, Sk	Ml, O	M, O, Ml			1
<i>Nowellia curvifolia</i> rakkosammal	NT	A1c, B1+2c, D2	Mv, Sk	Ml, O, M	Y	V	St	2
<i>Riccardia multifida</i> haaraliuskasammal	NT	A1c+2b	Vi, Rj, Sl	O, Vr	Vr, O			2
<i>Tritomaria exsectiformis</i> polkukämmensammal	NT	A1c, D2	Mkv, Sk	Ml, O, M	M, Ml, O			1
<i>Scapania uliginosa</i> tunturikinnassammal	NT	A1c, D2	Ts, Vl	Vr	Vr			3
<i>Arthonia incarnata</i> raidanpiilojäkälä	NT	A1c	Mkv, Sk	Mp, Mi, O	Mp, Mi, O			1
<i>Bryoria nadvornikiana</i> aarniluppo	NT	D1	Mkv, Sk, K	Mi, Kh	Mi	V	Sh	1
<i>Chaenotheca stemonea</i> jauheneulajäkälä	NT	A1c	Mkv, Sk	Mi, Mp, Ml	Mi, Mp, Ml		St	2
<i>Cyphelium karelicum</i> aarninokijäkälä	NT	A1c, D1	Mkv, Sk	Mi, O	Mi, O	Sh	St	1
<i>Lobaria scrobiculata</i> kalliokeuhkojäkälä	NT	A1c	K, Mkv, Sk	Mi, Kh, Ku, O	Ku, Mi	St	St	1
<i>Parmeliella triptophylla</i> karstajäkälä	NT	A1c	Mkv, Sk, K	Mp, Mi, Kh, O	Mp, Mi			1
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i> punanystyjäkälä	NT	A1c, D1	Mkv, Sk	Mi, Mp	Mi, Mp			1
<i>Ramalina thrausta</i> lupporustojäkälä	NT	A1c, D1	Mkv, K, Sk	Mi, R, Kh	Mi, R	St	St	1
<i>Sclerophora coniophaea</i> härmähuhmarjäkälä	NT	A1c	Mkv, Mlv, Sk	Mp, Mi, Kh	Mp, Ml	V	Sh	1
<i>Usnea barbata</i> partanaava	NT	A1c	Mkv, Sr	Kh, Mi	M	V	St	1
<i>Crepidotus inonestus</i> pajuruostevinokas	NT	D2	Ml, Sk	M, Ml	M, Ml			2
<i>Inocybe ambigua</i> tulvarisakas	NT	D2	Rj, S	Vr	M, O			1
<i>Haploporus odoratus</i> raidantuoksukääpä	NT	A1c	Mktv, Sk, Mkt	Mp, Mi	M	V	Sh	1

Laji	Luokka	Kriteerit	Elinympäristöt	Syyt	Uhkatekijät	1990	2000	Nykylevinneisyys
<i>Perenniporia subacida</i> korkkikerroskääpä	NT	Alc	Mktv, Mkt, Sk	Mi, Mp	MI, M	Sh	M	1
<i>Skeletocutis odora</i> korpiludekääpä	NT	Alc	Mktv, Skv	Mi	M		Sh	1
<i>Falco tinnunculus</i> tuulihaukka	NT		Iv, S, R	Kh, Pm	Pm, Kh	St	St	1
<i>Ficedula parva</i> pikkusieppo	NT		Mlv, Mktv, Sk	Mi	Mi	Sh	Sh	2
<i>Gavia stellata</i> kaakkuri	NT		Vsk, Va, Sn	O, H, Kh, P	H, Kh	St	Sh	1
<i>Limosa lapponica</i> punakuri	NT	(VU D1)	Ts, Sn	Ke, P, Mu	Mui, Ke	Sh	Sh	3
<i>Saxicola rubetra</i> pensastasku	NT		Iv, Ik, Sr, Rjn, M	Pm	Pm			1
<i>Perforatella bidentata</i> kaksihammaskotilo	NT		MI, Skr	Mp, O, MI	Mp, O	Sh	St	2
<i>Rhopalus subrufus</i> tappiruskolude	NT		Mkk, In, Sr	Mi, N	Mi, N		St	2
<i>Ecanus glaber</i> luhtahaiskiäinen	NT		Rjn, Sr	Vr, O	Vr	Sh	Sh	4
<i>Hydroporus gyllenhalii</i>	NT		Va, S	Vr, O	Vr, O			2
<i>Argyrotaenia illustrana</i> taigakääriäinen	NT		M,Sk	?	?		Sh	3
<i>Xestia borealis</i> pohjanharmoyökkönen	NT		Mkv, Sk	M	M	Sh	St	3
<i>Trogus lapidator</i> ritarikiho	NT		Ik, S, Rjn	Muf	Muf	Sp	St	2



Kaisu Aapala

Lettovilla –
esimerkki alueellisesti
uhanalaistuneesta
lettokasvista



Tiivistelmä

Lettovilla on löyhästi mätästävä kloonikasvi, joka kasvaa letoilla ja lähdevaikuttisilla kasvupaikoilla. Lettovillaa tavataan koko maassa, mutta se on harvinaistunut maan eteläosissa. Uuden uhanalaisluokituksen mukaan lettovilla on alueellisesti uhanalainen hemi- ja eteläboreaalisen metsäkasvillisuusvyöhykkeellä, keskiboreaalisen vyöhykkeen Pohjanmaan lohkoilla sekä pohjoisboreaalisen vyöhykkeen Metsä- ja Tunturi-Lapin lohkoilla. Tämän työn tavoitteena oli selvittää jäljellä olevien lettovillan kasvupaikkojen tila ja suojelutilanne hemi- ja eteläboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeellä. Lisäksi kartoitettiin tarkemmin viisitoista lettovillapopulaatiota Etelä-Suomessa.

Kartoitettujen lettovillapopulaatioiden esiintymisalueen laajuus arvioitiin ja populaatioiden rakennetta selvitettiin laskemalla eri elämäntilavaiheissa olevien versojen määrä populaatiossa. Fertiileistä versoista mitattiin verson pituus ja tähkien lukumäärä. Steriilien lehtiruusukkeiden kokoa mitattiin viidessä populaatiossa. Laajoissa esiintymissä mittaukset perustuvat otantaan, pienet populaatiot pyrittiin kartoittamaan kokonaan.

Suurin osa kartoitetuista lettovillan esiintymistä oli hyvin pieniä, laajuudeltaan alle aarin kokoisia. Laajimmat esiintymät olivat luonnontilaisilla letoilla: Valkjärven letto Suomusjärvellä ja Iilammen letto Karkkilassa. Valtaosassa populaatioita versotiheys oli 20 – 40 versoa/m². Fertiilien versojen osuus populaation koko versomäärästä vaihteli 1 %:sta 50 %:iin.

Hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeellä on jäljellä 94 lettovillan kasvupaikkaa. Kasvupaikoista hieman yli puolet on luonnontilaisia ja vajaa puolet muuttuneita, pääasiassa ojituksen vaikutuksesta. Useimmat jäljellä olevat lettovillan kasvupaikat ovat erillisiä, yksittäisiä, pieniä lettolaikkuja tai reheviä, lähteisiä soita rinteissä tai purojen varsilla.

Lettovillan jäljellä olevien kasvupaikkojen suojelutilanne hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeellä on kohtuullinen, sillä vajaa puolet jäljellä olevista kasvupaikoista on suojeltu. Valtaosa suojelluista kasvupaikoista kuuluu Natura 2000 – verkostoon. Suojelualueiden kasvupaikoista valtaosa on myös säilynyt luonnontilaisina. Monet suojelluista populaatioista ovat kuitenkin hyvin pieniä, jolloin pitkän aikavälin säilymisessä korostuvat pienten populaatioiden ongelmat ja satunnaisten tekijöiden aiheuttama häviämiskriisi on suuri.



Sisällys

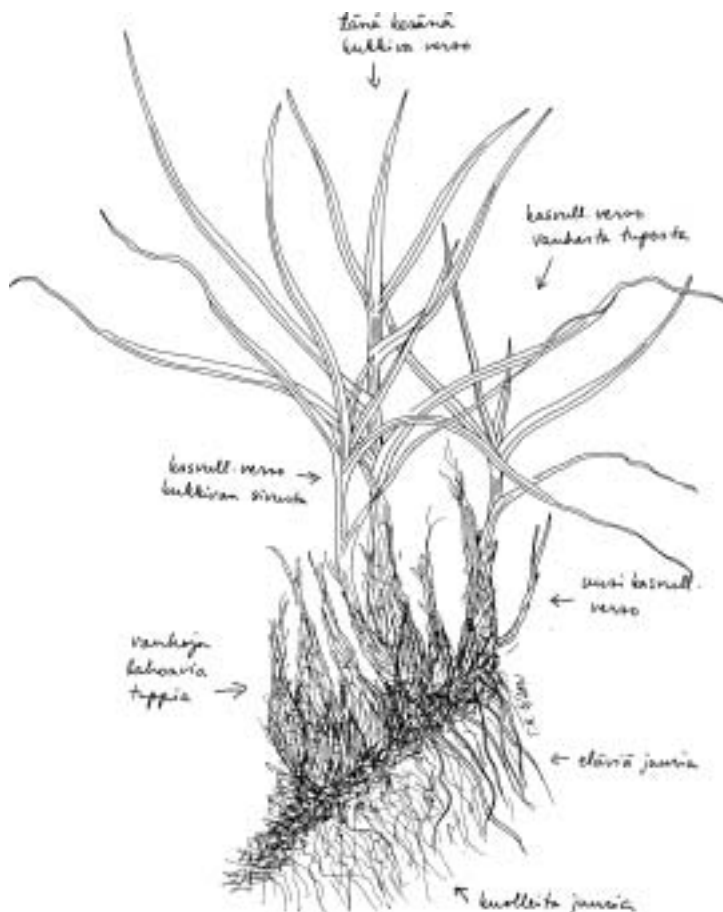
1 Johdanto	189
2 Aineisto ja menetelmät	191
3 Tulokset	193
3.1 Kartoitetut lettovillapopulaatiot	193
3.2 Lettovillan kasvupaikkojen tila ja suojelutilanne hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä	197
3 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset	200
Kiitokset	203
Kirjallisuus	204
Liitteet	206
Liite 1. Kartoitettujen lettovillan kasvupaikkojen yleiskuvaukset.	206
Liite 2. Lettovillan kasvupaikat hemi- ja eteläborealisella kasvillisuusvyöhykkeellä.	210



Johdanto

Lettovilla (*Eriophorum latifolium*) on löyhästi mätästävä, maarönsytön kloonikasvi, joka kasvaa kaikentyyppisillä letoilla, niukimmin märimmillä rimpiletoilla (Heikurainen 1953, Ruuhijärvi 1960, Heikkilä 1987, Eurola ym. 1994, Hämet-Ahti ym. 1998). Lettovilla viihtyy myös lädevaikutteisilla kasvupaikoilla kuten lähdeniityillä ja lähteisissä korvissa (Ulvinen 1955, Ruuhijärvi 1958). Kasvualustan kalkkipitoisuuden lisäksi tärkeä kasvupaikkatekijä on virtaava vesi, sillä lettovilla ei viihdy seisovassa vedessä (Kotilainen 1951, Ulvinen 1955, Ruuhijärvi 1958). Lettovilla onkin ollut yleinen laji myös Itä-Suomen rehevillä rинnesoilla (Havas 1961).

Lettovillan maavarsi on luonnontilaisella suolla noin 5 - 10 cm syvyydessä. Maavarren kärjestä, vanhojen versojen tyveltä, kasvaa kukkaverso ja muutamia steriilejä versoja, jotka yhdessä muodostavat löyhän mättään (kuva 1). Lettovillalla ei ole sivusuuntaisia maarönsyjä (Ruuhijärvi 1958, Hämet-Ahti ym. 1998), joten leviäminen maavarren avulla ei ole kovin tehokasta. Lettovillan kukinto on monitähkäinen ja se kukkii *Eriophorum* -suvun lajeista viimeisenä (Ruuhijärvi 1958, Hämet-Ahti ym. 1998). Etelä-Suomessa se aloittaa kukintansa toukokuun lopulla - kesäkuun alussa. Kukkaverson alus- ja varsilehdet lakastuvat siementen kypsyessä, Etelä-Suomessa tavallisesti heinäkuun lopulla - elokuun alkupuolella.



Kuva 1.
Lettovillan rakenne. Näyte
Uusimaa 3.6.2001. Piirros
Terhi Rytteri.

Lettovilla on levinneisyydeltään euraasialainen laji. Sen levinneisyysalue käsittää suurimman osan Eurooppaa ja ulottuu Venäjällä Uralille saakka (Hultén & Fries 1986). Suomessa lettovilla tavataan koko maassa, mutta se on harvinaistunut maan eteläosissa. Tunnettuja kasvupaikkoja on Etelä-Suomessa ollut Heikkilän (1992) mukaan yli 150. Pohjois-Suomessakin lettovillan esiintyminen keskittyy tietyille lettoalueille: Paltamon-Puolangan vaara-alue, Kemin-Rovaniemen alue, Kuusamo, Salla, Kolari ja Kittilä (Kotilainen 1951, Ruuhijärvi 1958). Ruotsissa lettovilla on yleisehkö Etelä- ja Keski-Ruotsin kalkkialueilla, mutta harvinaistuu pohjoisempana (Ruuhijärvi 1958).

Uuden uhanalaisluokituksen mukaisessa alueellisesti uhanalaisten putkilokasvien luettelossa on 48 lajia (41 valtakunnallisesti luokassa LC, elinvoimaiset ja 7 valtakunnallisesti luokassa NT, silmälläpidettävät), joiden ensisijainen elinympäristö on suo (alueellisesti uhanalaiset putkilokasvit, versio 27.3.2001). Näistä 31 lajia voi kasvaa letoilla (12 ensisijaisia lettolajeja). Lettovilla valittiin edustamaan Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaistuneita lettolajeja, joilla on vielä elinvoimainen kanta Pohjois-Suomessa. Lettovilla sopii hyvin esimerkkilajiksi myös sen vuoksi, että sen kasvupaikoilla on lähes aina myös muita uhanalaisia tai taantuneita, vaatelaita lettojen ja rehevien korprien lajeja. Lettovilla voi käyttää myös uhanalaisten elinympäristötyyppien indikaattorina, sillä kaikki suotyypit, joilla lettovilla esiintyy on luokiteltu uhanalaisiksi (Heikkilä 1993).

Lettovilla on alueellisesti uhanalainen hemi- ja eteläboreaalaisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä, keskiborealisen vyöhykkeen Pohjanmaan lohkolla sekä pohjoisborealisen vyöhykkeen Metsä- ja Tunturi-Lapin lohkoilla (alueellisesti uhanalaiset putkilokasvit, versio 27.3.2001). Muualla Euroopassa lettovilla on uhanalainen ainakin Saksassa, jossa se on valtakunnallisesti vaarantunut (gefärdet) (Jedicke 1997). Italiassa lettovilla on alueellisesti uhanalainen (Pavan 1992), samoin Venäjällä, jossa se on Leningradin alueen pohjoisosissa taantunut (declinig, vanhan luokituksen mukainen St) ja Muurmannin alueella harvinainen (rare, vanhan luokituksen mukainen Sh) (Kotiranta ym. 1998). Lähinaapurissa Norjassa, Ruotsissa, Tanskassa ja Virossa lettovilla ei ole valtakunnallisesti uhanalainen (Ingelög ym. 1993, Lilleleht 1998, Direktoratet for Naturforvaltning 1999, Gärdenfors 2000).

Työn tavoitteena oli selvittää jäljellä olevien lettovillan kasvupaikkojen tila ja suojelutilanne hemi- ja eteläboreaalaisella kasvillisuusvyöhykkeellä. Lisäksi lettovillan populaatioiden kokoa ja rakennetta tutkittiin kartoittamalla viisitoista populaatiota Etelä-Suomessa.

Aineisto ja menetelmät

Heinä - elokuussa vuonna 1998 kartoitettiin kahdeksan ja vuonna 1999 12 lettovillan kasvupaikkaa Etelä-Suomessa (taulukko 1). Lettovillapopulaatioiden esiintymisalueet rajattiin kartalle ja niiden laajuus arvioitiin. Populaation kokoa ja rakennetta selvitettiin laskemalla versojen määrä sekä eri elämänsyöttövaiheessa (steriilit/fertiilit) olevien versojen osuus populaatiossa. Fertiileistä versoista mitattiin pituus verson tyveltä kukinnon tukilehteen ja tähkien lukumäärä. Vuonna 1998 laskettiin steriileistä versoista ruusukelehtien lukumäärä ja mitattiin pisimmän lehden pituus ja leveys.

Taulukko 1. Tutkitut lettovillan kasvupaikat. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet: 1. Hemiboreaalin, 2a. Eteläboreaalin vuokkivyöhyke.

Alueen nimi	Kunta	Vyöhyke	Tutk. vuosi
Mullkärret	Espoo	1	1998
Skolmossen	Hanko	1	1998
Kalkkilampi	Hyvinkää	2a	1998
Aittoissuo	Karkkila	2a	1998
Iilammensuo (itäosa)	Karkkila	2a	1998
Lähteellistensuo	Karkkila	2a	1998
Saarsuo	Karkkila	2a	1998
Äkärr	Lohja	1	1998
Sorransuo	Lohja	1	1999
Porsmusansuo	Luvia	2a	1999
Kalkkimäen letto	Nummi-Pusula	2a	1999
Yrttikorpi	Somero	2a	1999
Karjärven letto	Suomusjärvi	2a	1999
Karjärven luoteiskulma	Suomusjärvi	2a	1999
Laukkallion letto	Suomusjärvi	2a	1999
Pehkusuo eteläpuolinen suo	Suomusjärvi	2a	1999
Pitkänsilansuo	Suomusjärvi	2a	1999
Rastanpesänsuo	Suomusjärvi	2a	1999
Valkjärven kaakkoispuolen suo	Suomusjärvi	2a	1999
Valkjärven letto	Suomusjärvi	2a	1999

Laajoissa esiintymissä (Iilammensuo, Lähteellistensuo, Sorransuo, Valkjärven letto) mittaukset perustuvat otantaan. Esiintymän keskiosaan sijoitettiin 2 m x 4 m kokoinen näyteala, joka jaettiin 32:een 0,5 m x 0,5 m tutkimusruutuun. Jokaisesta ruudusta laskettiin fertiilien ja steriilien versojen lukumäärät. Joka toiselta fertiileistä lettovilloja sisältävältä ruudulta mitattiin ruudun kaikkien fertiilien versojen pituus ja tähkien lukumäärä. Samoista ruuduista tehtiin myös steriilien versojen mittaukset vuonna 1998.

Pienet populaatiot kartoitettiin kokonaan ja niistä pyrittiin löytämään ja laskemaan kaikki versot. Myös pienissä populaatioissa versojen lukumäärien laskennat ja mittaukset perustuvat 0,5 m x 0,5 m tutkimusruutuihin. Kaikista ruuduista laskettiin fertiilien ja steriilien versojen lukumäärät ja mitattiin kaikki fertiilit versot sekä vuonna 1998 myös steriilit versot.

Kartoitettujen 20:n esiintymän lisäksi kerättiin tiedot kaikista jäljellä olevista lettovillan kasvupaikoista hemi- ja eteläborealisella metsäkasvillisuusvyöhykkeellä ja tarkasteltiin kasvupaikkojen luonnontilaisuutta ja suojelutilannetta. Lettovillan esiintymistiedot perustuvat alueellisiin uhanalaiselvityksiin, muuhun kirjallisuuteen sekä asiantuntijoiden antamiin tietoihin.

Tulokset

3.1 Kartoitetut lettovillapopulaatiot

Tutkituista 20:stä lettovillan esiintymästä viisi oli hävinnyt (taulukko 2, liite 1). Lohjan Åkärrin esiintymä oli jäänyt maankaatopaikan alle. Nummi-Pusulän Kalkkimäen letolta ja Karijärven letoilta lettovilla oli hävinnyt ojituksen vuoksi. Hangon Skolmossenin kasvupaikka lienee säilynyt jokseenkin ennallaan, mutta lettovillaa ei löydetty.

Taulukko 2. Lettovillan esiintymien laajuus, kasvupaikan tila ja suojelutilanne.

NAT = Natura 2000 -verkosto, YSA = yksityismaiden suojelualue, SSPO = soidensuojelunperusohjelman kohde.

Alueen nimi	Esiintymän laajuus, a	Kasvupaikan tila	Suojelutilanne
Mullkärret	0,2	turvehaudan pohja, lähteinen, ei oja	NAT
Skolmossen		esiintymä mahd. hävinnyt	
Kalkkilampi	0,7	ojitettu suo	NAT (SSPO)
Aittoissuo	0,5	turvehaudan pohja, ojitettu	
Iilammensuo (itäosa)	30,0	luonnontilainen suo	NAT (SSPO)
Lähteellistsuo	1,5	ojitettu suo, lähteinen	
Saaressuo	4,2	turvehaudan pohja, ojitettu	
Åkärr		esiintymä hävinnyt	
Sorransuo	11,3	turvehaudan pohja, ojitettu	NAT (SSPO)
Porsmusansuo	8,0	turvehaudan pohja, ojitettu	NAT (YSA, SSPO)
Kalkkimäen letto		esiintymä hävinnyt	
Yrttikorpi	0,5	osittain ojitettu	NAT (YSA, SSPO)
Karijärven letto		esiintymä hävinnyt	
Karijärven luoteiskulma		esiintymä hävinnyt	
Laukkallion letto	0,8	luonnontilainen suo	NAT
Pehkusuon eteläpuolinen suo	0,2	ojitettu suo	
Pitkänsillansuo	0,8	ojitettu suo	
Rastaanpesänsuo	0,3	ojitettu suo	
Valkjärven kaakkoispuolen suo	0,5	suo luonnontilainen, lähiymp. muuttunut	
Valkjärven letto	100,0	luonnontilainen suo	NAT

Jäljellä olevista 15:stä kasvupaikasta neljä oli pääosin luonnontilaisia, kuusi ojitettuja ja viisi vanhojen turvehautojen pohjalla olevia (taulukko 2). Yksi turvehautapaikoista, Espoon Mullkärr, on ojittamaton, mutta muut ovat myös ojitettuja. Jäljellä olevista kasvupaikoista kahdeksan sisältyy Natura 2000-verkostoon (taulukko 2). Aittoissuo ja Saaressuo on mainittu soidensuojelun täydennysselvityksessä (Heikkilä 1995). Lähteellistsuon lähdeletto ja Valkjärven kaakkoispuolinen letto täyttävät Metsälain 10§:n erityisen tärkeän elinympäristön kriteerit (Meriluoto & Soininen 1998).

Valtaosa kartoitetuista lettovillan esiintymistä oli hyvin pieniä, laajuudeltaan alle aarin kokoisia (taulukko 2). Laajimmat esiintymät olivat luonnontilaisilla letoilla; Valkjärven letolla ja Iilammensuolla. Nyt tutkitun Iilammensuon itäosan

lisäksi lettovillaa kasvaa Iilammen länsi- ja pohjoispuolella vajaan hehtaarin laajuuisella alueella. Pienimpiä, muutaman neliömetrin laajuisia esiintymiä oli sekä luonnontilaisilla että ojitetuilla kasvupaikoilla.

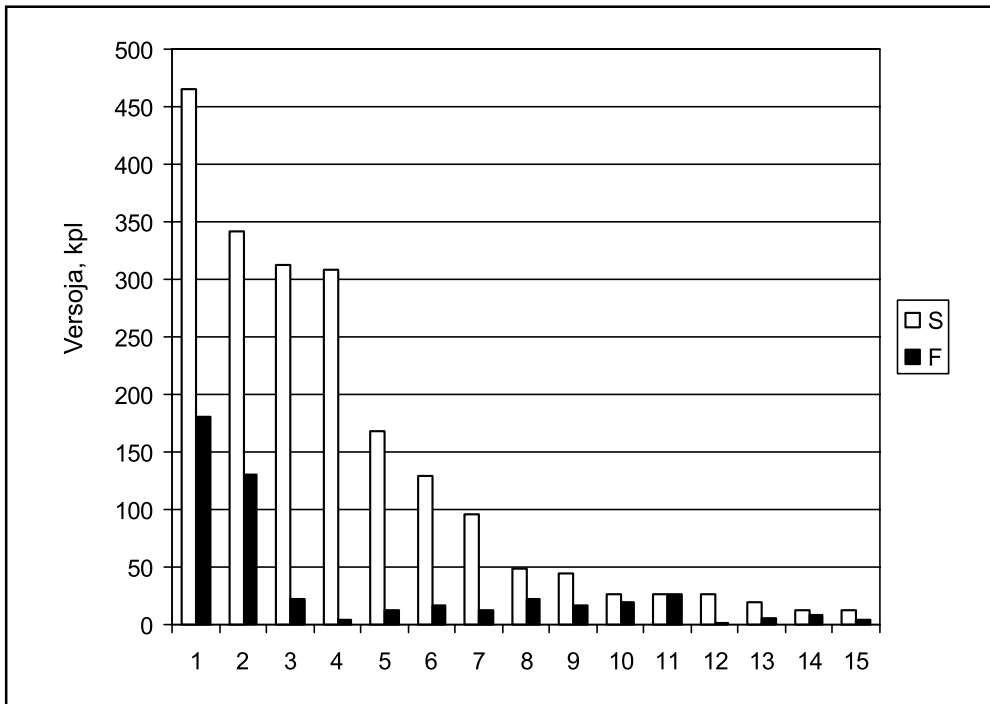
Viidestätoista lettovillapopulaatiosta tehtiin yhteensä 309 tutkimusruutua, joilla kasvoi yli 2 500 lettovillaa (taulukko 3). Kokonaan kartoitetuista populaatioista suurin oli Porsmusansuolla, josta laskettiin yli 600 versoa. Myös Mullkärretillä, Kalkkilammella ja Saaressuolla oli yli 100 versoa. Muissa kokonaan tutkituissa populaatioissa versomäärät jäivät alle sadan. Versomäärät olivat pienimpiä Pehkusuon eteläpuolisella ojitetulla suolla (16 versoa), ojitetulla Rastanpesänsuolla (22 versoa) ja osittain ojitetussa Yrttikorvessa (24 versoa). Laajoissa esiintymissä, Lähteellistensuota lukuun ottamatta, populaatiosta tehtyyn otokseen osui satoja versoja.

Taulukko 3. Kartoitettujen lettovillapopulaatioiden koko (fertiilien, F ja steriilien, S versojen lukumäärä) sekä populaatioiden tiheys (versoja/m²).

Alueen nim	Tutkimusruutuja kpl	F+ S kpl	Tiheys versoja/m ²
Mullkärret	20	181	36
Kalkkilammi	25	146	23
Aittoissuo	7	27	15
Iilammensuo (itäosa)	32	313	39
Lähteellistensuo	32	61	8
Saaressuo	17	108	25
Sorransuo	32	335	42
Porsmusansuo	71	645	36
Yrttikorpi	5	24	19
Laukkallion letto	8	47	24
Pehkusuon eteläpuolinen suo	3	16	21
Pitkäsillansuo	9	70	31
Rastanpesänsuo	7	22	13
Valkjärven kaakkoispuolen suo	9	53	24
Valkjärven letto	32	472	59
Yhteensä	309	2520	

Lettovillapopulaation tiheys oli suurin Valkjärven letolla, 59 versoa/m² (taulukko 3). Valtaosassa esiintymiä versotiheys oli 20-40 versoa/m². Alhaisin tiheys oli Lähteellistensuolla, 8 versoa/m². Kokonaan kartoitetuissa isoissa populaatioissa (> 100 versoa, n=4) keskimääräinen versotiheys näyttäisi olevan suurempi (30 versoa/m²) kuin kokonaan kartoitetuissa pienissä populaatioissa (< 100 versoa, n=7), joissa versotiheys oli keskimäärin 21 versoa/m². Laajoissa esiintymissä, joiden mittaukset perustuvat otantaan, versotiheys oli keskimäärin 37 versoa/m² (n = 4) ja kokonaan kartoitetuissa populaatioissa keskimäärin 24 versoa/m² (n = 11).

Lettovillapopulaatioiden rakennetta tutkittiin selvittämällä fertiilien ja steriilien versojen määrää ja osuutta populaatioissa. Kaikkiaan fertiilejä lettovilloja laskettiin 482 ja steriilejä 2038. Fertiilien lettovillojen lukumäärä tutkituissa populaatioissa vaihteli Aittoissuon yhdestä Porsmusansuon 180:een (kuva 2). Porsmusansuon lisäksi vain Valkjärven leton tutkimusruuduilla oli yli 100 fertiiliä lettovillaa. Steriilien versojen määrä vaihteli Pehkusuon eteläpuolisen ojitetun suon 13:sta Porsmusansuon yli 450:een. Fertiilien versojen osuus koko versomäärästä oli tutkituissa populaatioissa keskimäärin viidennes. Enimmillään, lähes 50 % versoista oli fertiilejä Valkjärven kaakkoispuolen letolla (kuva 2). Vastaavasti Iilammen letolla fertiilien osuus oli vain prosentti koko tutkitusta versomäärästä.



Kuva 2. Steriilien (S) ja fertiilien (F) versojen lukumäärä kartoitetuissa lettovillapopulaatioissa. Populaatiot: 1. Porsmusansuo, 2. Valkjärven letto, 3. Sorronsuo, 4. Iilammensuo, 5. Mullkärret, 6. Kalkkilammi, 7. Saarensuo, 8. Pitkänsillansuo, 9. Lähteellistensuo, 10. Laukkallion letto, 11. Valkjärven kaakkoispuolen letto, 12. Aittoissuo, 13. Yrttikorpi, 14. Rastaaupesänsuo, 15. Pehkusuon eteläpuolinen suo.

Tutkimusvuosien välillä näyttäisi kuitenkin olevan selvä ero kukkimisen runsauudessa, sillä vuonna 1998 tutkituissa populaatioissa fertiilien osuus oli keskimäärin 10 % koko versomäärästä, kun vastaava osuus vuonna 1999 oli keskimäärin 30 %. Myös havainnot Karkkilan Iilammen letolta viittaavat siihen, että lettovillan kukinnassa on selvää vuosien välistä vaihtelua. Iilammen itäpuolisella letolla arvioitiin vuonna 1998 (7.8.1998) fertiilien versojen määräksi noin 50 – 100, kun samalla alueella oli vuonna 1999 (25.7.1999) yli 1000 fertiiliä versoa. Kesällä 2000 lettovillan fertiilien versojen määräksi arvioitiin em. alueella jälleen noin 100.

Mitattujen fertiilien versojen (n = 341) pituuden keskiarvo oli 78,3 cm, miniimi 33,2 cm ja maksimi 130,8 cm (taulukko 4). Kookkaimpia fertiilit lettovillat olivat Lähteellistensuolla, jossa verson pituus oli keskimäärin 108 cm (taulukko 4). Myös Pehkusuon eteläpuolisen ojitetun suon ja Mullkärretin lettovillat olivat kookkaita, keskimäärin yli 90 cm:n mittaisia, samoin Aittoissuon ainoa havaittu kukkinut verso. Selvästi keskimääräistä pienempiä olivat Valkjärven leton (verson pituus keskimäärin 59,5 cm) ja Kalkkilammin lettovillat (keskimäärin 65,4 cm). Tähtkien lukumäärä vaihteli tutkituissa versoissa yhdestä yhdeksään (kuva 3). Kukinnot olivat tavallisesti 4-6 -tähtkäisiä (79 % tutkituista versoista). Populaatioiden välillä ei ollut juuri eroja tähtkien lukumäärissä, vaan kaikissa populaatioissa tähtkien lukumäärä oli keskimäärin 4-6.

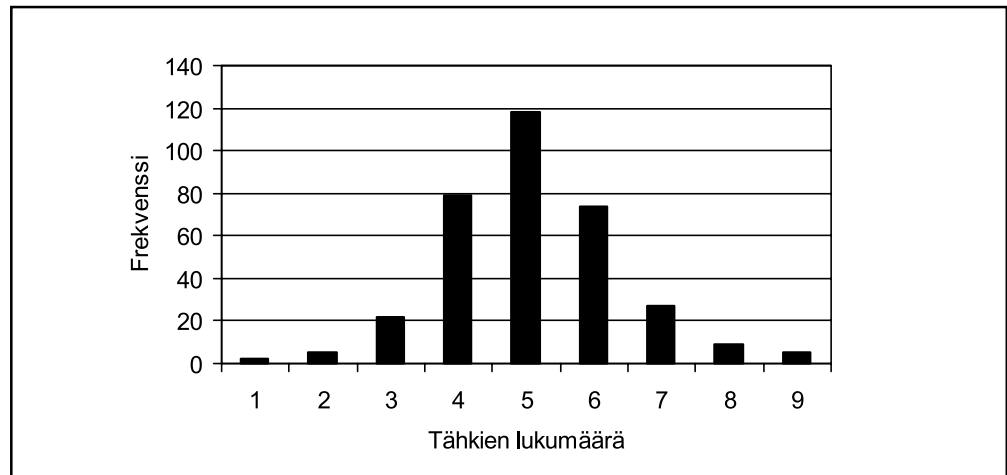
Siemenvaiheessa olevissa lettovillan versoissa, joita tässä tutkimuksessa mitattiin, ruusukelehdet ovat yleensä jo kuihtuneet, joten yhtään samaa muuttujaa ei ollut mahdollista mitata steriileistä ja fertiileistä versoista.

Vuonna 1998 tutkittiin viidessä populaatioissa steriilien lehtiruusukkeiden kokoa laskemalla ruusukelehtien lukumäärä ja mittaamalla pisimmän lehden pituus ja leveys (n = 574) (taulukko 5). Ruusukelehtien lukumäärässä ei ollut eroja populaatioiden välillä. Kaikissa populaatioissa ruusukelehtien lukumäärän miniimi oli 2 tai 3 ja maksimi 8, Iilammensuolla 10. Keskimääräinen ruusukelehtien

Taulukko 4. Mitattujen fertiilien versojen lukumäärä ja verson pituus tutkituissa populaatioissa.

Alueen nimi	Mitattuja versoja kpl	Verson pituus, cm keskiarvo (\pm S.E.)
Mullkärret	12	91,2 (\pm 3,8)
Kalkkilammi	12	65,4 (\pm 6,7)
Aittoissuo	1	94,4
Iilammensuo (itäosa)	1	35,3
Lähteellistensuo	7	107,8 (\pm 7,1)
Saassuo	12	74,1 (\pm 3,2)
Sorransuo	13	84,3 (\pm 3,7)
Porsmusansuo	140	76,3 (\pm 1,4)
Yrttikorpi	5	86,1 (\pm 3,3)
Laukkallion letto	20	81,2 (\pm 2,3)
Pehkusuo eteläpuolinen suo	4	91,7 (\pm 3,8)
Pitkäsillansuo	21	74,0 (\pm 2,8)
Rastanpesänsuo	9	70,6 (\pm 6,4)
Valkjärven kaakkoispuolen suo	26	82,4 (\pm 2,5)
Valkjärven letto	58	59,5 (\pm 1,0)
Yhteensä	341	

lukumäärä oli kaikissa populaatioissa 5. Myöskään mitattujen pisimpien ruusukelehtien leveydessä ei ollut suuria eroja populaatioiden välillä (taulukko 5). Koko aineistossa lehden leveyden minimi oli 2 mm ja maksimi 8 mm, 81 % mitatuista lehdistä oli leveydeltään 3-5 mm. Mitattujen ruusukelehtien pituudessa erot olivat hieman suurempia. Koko aineistossa minimi oli 10,5 cm ja maksimi 58,1 cm. Kookkaimpia olivat Lähteellistensuon steriilit lettovillat (pisimmän ruusukelehtien pituus keskimäärin 37,1 cm) ja pienimpiä Mullkärretin lettovillat (pituus keskimäärin 22,8 cm) (taulukko 5).



Kuva 3. Tähkien lukumäärä tutkituissa lettovillayksilöissä (n=341).

Taulukko 5. Mitattujen steriilien versojen lukumäärä, sekä ruusukkeen pisimmän lehden pituus (cm) ja leveys (mm) keskimäärin populaatiossa.

Alueen nimi	Mitattuja versoja	Lehden pituus	Lehden leveys
	kpl	cm	mm
Mullkärret	168	22,8	3,8
Kalkkilammi	129	28,8	4,2
Ilammensuo (itäosa)	154	30,0	3,6
Lähteellistensuo	27	37,1	4,8
Saarsensuo	96	25,9	4,6
Yhteensä	574		

3.2 Lettovillan kasvupaikkojen tila ja suojelutilanne hemi- ja eteläboreaalilla vyöhykkeellä

Lettovilla on uudessa uhanalaisluokituksessa arvioitu alueellisesti uhanalaiseksi lajiksi hemi- ja eteläboreaalilla metsäkasvillisuusvyöhykkeellä, keskiborealisen vyöhykkeen Pohjanmaan lohkolle sekä pohjoisborealisen vyöhykkeen Metsä- ja Tunturi-Lapin lohkoilla (alueellisesti uhanalaiset putkilokasvit, versio 27.3.2001). Tässä yhteydessä lettovillan tilannetta tarkastellaan pääasiassa hemi- ja eteläboreaalilla kasvillisuusvyöhykkeillä. Näillä vyöhykkeillä on edellä esiteltyjen 15 kasvupaikan lisäksi jäljellä 79 muuta lettovillan kasvupaikkaa (taulukko 6, kuva 4, liite 2). Jäljellä olevista 94:stä kasvupaikasta 8 on hemiboreaalilla vyöhykkeellä, 50 eteläborealisen vuokkovyöhykkeellä ja 36 eteläborealisen Järvi-Suomessa. Eteläborealisen vyöhykkeen Pohjanmaan rannikkomaan lohkolle ei tunneta lettovillan kasvupaikkoja. Kasvupaikoista hieman yli puolet on luonnontilaisia ja vajaa puolet muuttuneita, pääasiassa ojituksen vaikutuksesta (taulukko 6). Hieman alle puolet kasvupaikoista on suojeltu (taulukko 6). Valtaosa suojelluista kasvupaikoista kuuluu Natura 2000 -verkostoon. Näistä suurin osa sisältyi jo olemassaoleviin suojelualueisiin tai suojeluohjelmien kohteisiin (liite 2). Uusia, aikaisemmin suojelamattomia lettovillan kasvupaikkoja Natura -verkostoon sisältyy kymmenen.

Taulukko 6. Hemi- ja eteläboreaalilla metsäkasvillisuusvyöhykkeellä olevat lettovillan kasvupaikat, niiden tila ja suojelutilanne aluekeskuksittain.

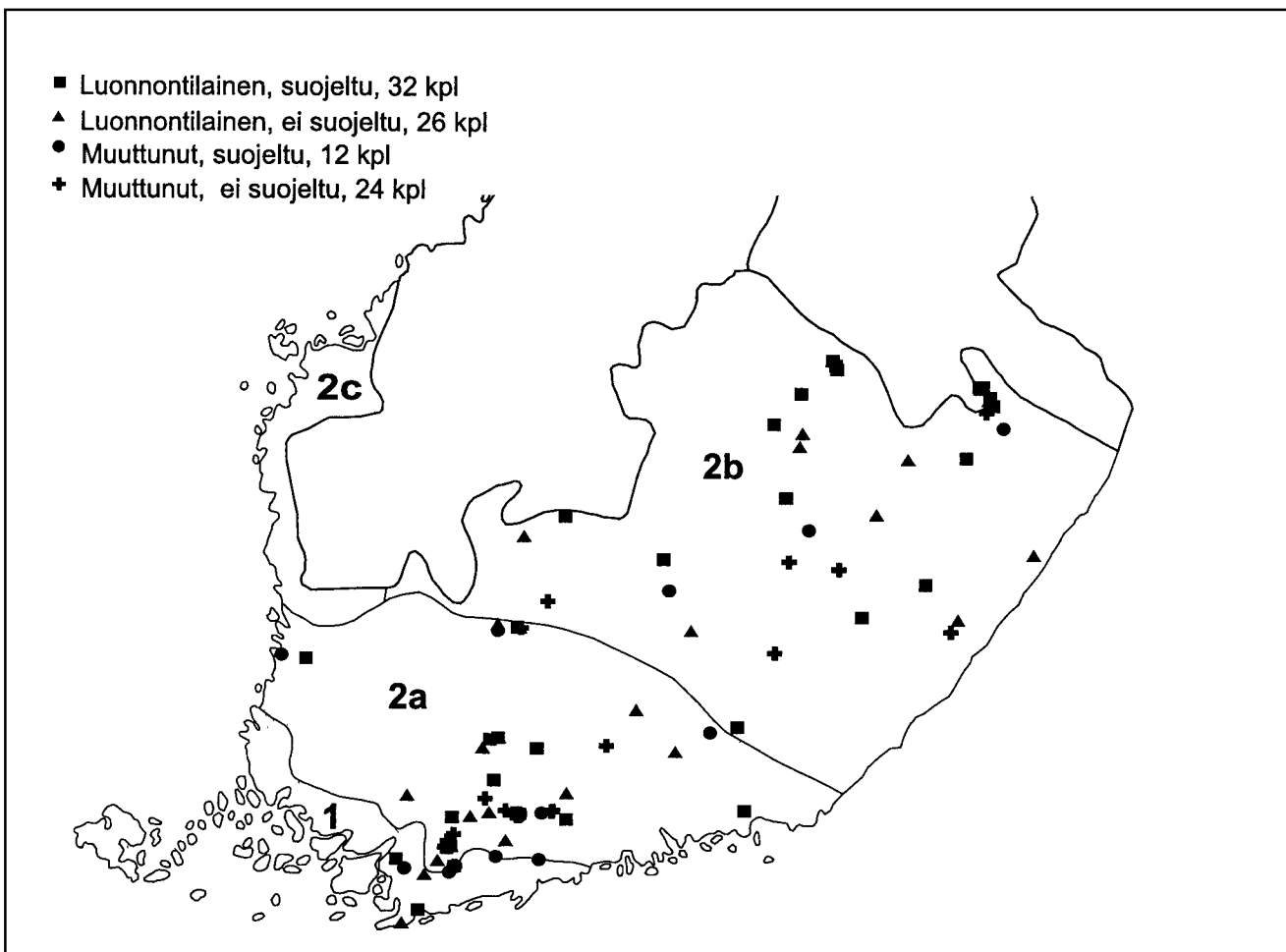
Aluekeskukset: UUS=Uusimaa, KAS=Kaakkois-Suomi, LOS=Lounais-Suomi, HAM=Häme, PIR=Pirkanmaa, ESA=Etelä-Savo, KES=Keski-Suomi, PSA=Pohjois-Savo, PKA=Pohjois-Karjala. Kasvupaikan tila: 1. Luonnontilainen, 2. Ojitettu, 3. Muu muutos (esim. hakkuu, tien rakentaminen), 4. Ennallistettu. Suojelutilanne: NAT = Natura 2000-verkosto, YSA = Yksityismaiden suojelualue, SSPO = Soidensuojelun perusohjelma, LHO = Lehtojensuojeluohjelma.

Aluekeskus	Kasvupaikkojen määrä kpl	Kasvupaikan tila				Suojelutilanne				
		1	2	3	4	Suojeltu				Ei suojeltu
						NAT	YSA	SSPO	LHO	
UUS	24	7	16	1		9			1	14
KAS	3	2	1			2		1		
LOS	17	10	6	1		6	1			10
HAM	10	9		1		4				6
PIR	6	4			2		2			4
ESA	11	6	2	2	1	3		1		7
KES	5	4	1			2	1			2
PSA	7	7				4	1			2
PKA	11	9	1	1		5		1		5
Yhteensä	94	58	27	6	3	35	5	3	1	50

Eniten lettovillan kasvupaikkoja on jäljellä Uudenmaan ympäristökeskuksen alueella (taulukko 6). Näistä vain vajaa kolmannes on enää luonnontilaisia. Suojelluista kymmenestä kasvupaikasta vain neljä (Kalkkimäki, Iilammensuo, Nukari ja Harpar Storträsket) on luonnontilaisia, muut sijaitsevat ojitetuilla soilla. Uudenmaan elinvoimaisimmat, laajimmat ja versomäärältään suurimmat lettovillapopulaatiot ovat Karjalohjan Kalkkimäellä, Karkkilan Iilammensuolla ja Lohjan Sorronsuolla. Muilla kasvupaikoilla esiintymät ovat pääsääntöisesti pienialaisia ja versomääriltään pieniä.

Lounais-Suomen ympäristökeskuksen alueella lettovillan kasvupaikkoja on toiseksi eniten (taulukko 6). Kymmenestä luonnontilaisesta kasvupaikasta puolet on suojeltu. Suojelemattomat luonnontilaiset esiintymät ovat melko pieniä. Lounais-Suomen laajimmat ja elinvoimaisimmat lettovillaesiintymät ovat Luvian Porsmusansuolla, Perniön Umpikankareen lähteiköllä ja Suomusjärven Valkjärven letolla. Valkjärven leton lähiympäristössä on lisäksi kaksi muuta luonnontilasta ja useita ojitettuja lettovillan kasvupaikkoja.

Hämeen, Etelä-Savon ja Pohjois-Karjalan ympäristökeskusten alueilla on jäljellä kymmenkunta lettovillan kasvupaikkaa kussakin (taulukko 6). Sekä Hämeen että Pohjois-Karjalan kasvupaikoista lähes kaikki ovat luonnontilaisia. Osa Hämeen lettovillaesoista on kuitenkin osittain ojitettuja, mutta lettovillan kasvupaikka on tässä yhteydessä merkitty luonnontilaiseksi silloin, kun se sijaitsee suon ojitamattomassa osassa (ks. liite 2). Hämeen ja Pohjois-Karjalan lettovillaesiintymien



Kuva 4. Jäljellä olevien lettovillan kasvupaikkojen tila ja suojelutilanne hemi- ja eteläborealisella vyöhykkeellä. Metsäkasvillisuusvyöhykkeet ja lohkot: 1. Hemiboreaalinen vyöhyke, 2. Eteläboreaalinen vyöhyke, 2a. Vuokkovyöhyke, 2b. Järvi-Suomi, 2c. Pohjanmaan rannikkoma.

laajuudesta ja elinvoimaisuudesta ei ollut käytettävissä tietoja. Pohjois-Karjalan osalta tiedot ovat muutoinkin vielä puutteellisia, sillä esim. kaikkia vanhoja esiintymistietoja ei ole ehditty tarkastaa (S. Hakalisto suull. 2001). Etelä-Savon kuudesta luonnontilaisesta kasvupaikasta kolme on suojeltu. Laajimmat lettovillaesiintymät Etelä-Savossa ovat Jäppilän Maijootsuolla ja Joroisten Saarikkolammella.

Kaakkois-Suomen ympäristökeskuksen alueen kaikki kolme lettovillan kasvupaikkaa on suojeltu (taulukko 6). Muutamia kasvupaikkoja on myös Keski-Suomen (5 kpl), Pirkanmaan (6) ja Pohjois-Savon (7) ympäristökeskusten alueilla. Keski-Suomen luonnontilaiset lettovillaesiintymät ovat pienialaisia, mutta Kankaanpään letolla ja Kaalisuolla kuitenkin elinvoimaisia (Heikkilä, H. & R. 1988, V. Saari, kirjall. 5.3.2001). Haapasuo-Syysniemen suojelualueen ojitetulla suolla oleva esiintymä on laajempi (muutamia satoja fertiilejä versoja vuonna 1997, Heikkilä R. & H. kirjall. 2001). Keski-Suomen esiintymistä kolme on löydetty vasta viime vuosina: Haapasuo-Syysniemi vuonna 1997, Joutsan Kolmisoppisen luoteispuolinen suo 1999 ja Keuruun Myllykylä 2000 (liite 2). Myös Pirkanmaan kasvupaikoista kaksi on äskettäisiä löytöjä: Juupajoen Urtimojärvi 1997 ja Teiskon Myllyvuoren luoteisrinne 1998 (liite 2). Pohjois-Savon kaikki esiintymät ovat todennäköisesti luonnontilaisia ja Kuopion kasvupaikkoja lukuun ottamatta myös suojeltuja. Esiintymien laajuudesta ei ole tietoa.

Useimmat lettovillan kasvupaikat hemi- ja eteläborealisella kasvillisuusvyöhykkeellä ovat erillisiä, yksittäisiä, pieniä lettolaikkuja tai reheviä, lähteisiä soita rinteissä, harjujen liepeillä tai purojen varsilla. Selkeimmät lettovillan alueelliset esiintymiskeskittymät löytyvät Karkkilan seudulta, Suomusjärveltä ja Pohjois-Karjalasta Lieksan - Kontiolahden seudulta. Pienempiä, muutaman esiintymän keskittymiä on näiden lisäksi Hattulan - Kalvolan seudulla, Pirkanmaalla ja Nilsiässä.

Keskiborealaisen vyöhykkeen Pohjanmaan lohkolla lettovilla oli vanhan uhanalaisluokituksen mukaan alueellisesti uhanalainen Vaasan läänissä ja Keski-Pohjanmaalla. Nykyisen Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueelta on tiedossa kuusi lettovillan kasvupaikkaa: Kauhajoen Rytiperä, Lehtimäen Huosiaisniemi, Soinin Pykäläkorpi, Perhon Pilleskorpi, Vimpelin Huosianmaankallio ja Ähtärin Kellomäki (Heikkilä 1990, 1995, Rinkineva, L. 19.7.1994, uheks -rekisteri). Entisellä Keski-Pohjanmaalla, nykyisen Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen alueella, lettovillan kasvupaikkoja on jäljellä ainakin yksi, Pattijoen Lähdeneva (Issakainen 1988). Keskiborealaisen vyöhykkeen Pohjanmaan lohkon lettovillan kasvupaikkoja ei muilta osin selvitetty tämän työn yhteydessä. Myöskään pohjoisborealaisen vyöhykkeen Metsä- ja Tunturi-Lapin kasvupaikkoja ei selvitetty.

4

Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Kasvilajien suojelussa suojelun "perusyksikön" muodostaa populaatio, jonka koko on keskeinen tekijä populaatioiden suojelubiologiassa (Frankel ym. 1995). Pienten kasvipopulaatioiden säilymiseen liittyy monenlaisia ongelmia (Syrjänen & Rytteri 1998). Pelkästään satunnaisista tekijöistä johtuva häviäminen on todennäköisempää pienissä populaatioissa kuin suurissa. Demografisia ongelmia aiheutuu, jos esimerkiksi populaatioissa vanhojen yksilöiden osuus on suhteettoman suuri, jolloin populaatio ei ole enää uudistumiskykyinen. Geneettiset epävarmuustekijät liittyvät usein sisäsiittoisuuteen ja geneettisen muuntelun kaventumiseen. Tutkittujen viidentoista lettovillapopulaation joukosta pieniksi voisi tulkita ainakin populaatiot, joissa esiintymän laajuus on alle aarin ja populaation versomäärä on alle sata (Pitkäsillansuo, Valkjärven kaakkoispuolen letto, Laukkallion letto, Aittoissuo, Yrttikorpi, Rastaaupesänsuo, Pehkusuon eteläpuolen ojitettu suo). Tällaisten pienten populaatioiden elinkyvyn ja häviämisen arvioiminen edellyttäisi seurantalutkimusta, jossa selvitetään yksilömäärissä ja populaation rakenteessa tapahtuvat muutokset. Seurannan tuottamien siirtymätodennäköisyyksien avulla voidaan arvioida populaatioiden häviämisen riskiä (esim. Syrjänen & Rytteri 1998). Lettovillalla populaation pieni koko on joissakin tapauksissa populaation "luontainen" ominaisuus (pienet populaatiot luonnontilaisilla soilla, esim. Laukkallion letto). Joissakin tapauksissa populaation pieni koko johtuu elinympäristön muutoksesta (yleensä ojitus ja sitä seuraava kuivuminen ja puustoisuuden lisääntyminen), jolloin kyseessä on reliktiluonteinen populaatio, osa aiemmin laajemmasta populaatiosta. Tällaisten luontaisesti pienten ja toisaalta pienten reliktipopulaatioiden välisiä mahdollisia eroja populaatioiden rakenteessa ja elinkykyisyydessä pitäisi myös selvittää. Tieto pienten populaatioiden elinkykyisyydestä on ensiarvoisen tärkeää, koska valtaosa hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen jäljellä olevista lettovillapopulaatioista on pieniä. Kainuussa on seurattu kahta lettovillapopulaatiota (Heikkilä, H. & Aapala, K., julkaisematon aineisto), mutta muutoin lettovillan populaatiodynamiikkaa ei ole tutkittu. Pienten lettovillapopulaatioiden geneettisen monimuotoisuuden selvittäminen olisi myös välttämätöntä.

Lettovillan muodostamat kasvustot ovat yleensä melko harvoja. Keskimääräinen versotiheys tutkituissa populaatioissa vaihteli 8 – 59 versoa/m². Monet soiden tyyppilliset suursarat muodostavat huomattavasti tiheämpiä populaatioita: esim. pullosara (*Carex rostrata*) 210 – 300 versoa/m² (mesotrofinen neva, Verhoeven ym. 1988), 270 - 466 versoa/m² (mesotrofinen neva, Saarinen 1998) ja liereäsara (*C. diandra*) 900 – 1 700 versoa/m² (mesotrofinen neva, Verhoeven ym. 1988). Lettovillapopulaatioiden tiheyden mahdollista vaihtelua esim. kasvukauden aikana, vuosien välillä tai alueellisesti ei ole tutkittu.

Kasvipopulaatioiden rakennetta voi tarkastella yksilöiden ikä- ja kokorakenteen tai eri elämänsyklien vaiheissa olevien yksilöiden määrien perusteella (Syrjänen & Rytteri 1998). Yksilöiden koolla on yleensä suurempi merkitys kuin iällä kasvipopulaatioiden lisääntymisen ja elossa säilymisen kannalta (Syrjänen & Rytteri 1998). Tässä työssä mitattiin viidessä populaatiossa steriilien versojen kokoa laskemalla ruusukelehtien lukumäärä ja mittaamalla pisimmän lehden leveys ja pituus. Käyttökelpoisin muuttuja steriilien lehtiruusukkeiden koon mittaukseen

on lehden pituus. Lehtiruusukkeeseen koon suhde lettovillan lisääntymiseen ja elossasäilymiseen (esim. ruusukkeeseen koon suhde sen ikään tai elossasäilymisen ja kukkimisen todennäköisyyteen) pitäisi selvittää seurantatutkimuksilla.

Joillakin lajeilla on todettu selvä yhteys populaation tilan ja rakenteen (elämänvaihejakautuma: esim. taimet, nuoret, kukkimattomat aikuiset, kukkivat aikuiset) välillä. Esimerkiksi keuhkokatkerolla (*Gentiana pneumonanthe*) kasvavassa populaatiossa taimien ja nuorten yksilöiden osuus on suuri aikuisiin verrattuna ja vastaavasti taantuviissa populaatioissa ei ole lainkaan taimia tai nuoria yksilöitä (Oostermeijer ym. 1996). Lettovillapopulaatioiden rakennetta tarkasteltiin tässä yhteydessä yksinkertaisesti selvittämällä fertiilien ja steriilien versojen määrää ja osuutta populaatiossa. Fertiliien versojen osuus tutkituissa populaatioissa oli keskimäärin 20 % (min. 1 %, maks. 50 %). Varsinaista populaatioseurantaa ei tässä tutkimuksessa tehty, mutta kolmen vuoden havainnot samalta kasvupaikalta (Iilammen letto) osoittavat, että lettovillan kukinnan runsaudessa on huomattavaa vuosien välistä vaihtelua. Koska eri kasvupaikat "käyttäytyivät" samalla tavoin kahtena tutkimusvuonna (fertiilien osuus keskimäärin 10 % vuonna 1998 tutkituissa populaatioissa, keskimäärin 30 % vuonna 1999 tutkituissa populaatioissa) voisi olettaa, että erot johtuisivat ainakin osittain vuosien välisestä vaihtelusta (esim. edellisen kasvukauden sääolot) eivätkä pelkästään kasvupaikkojen tai populaatioiden välisistä eroista. Kukinnan runsauteen vaikuttavien tekijöiden ja vuosien välisten erojen syiden selvittäminen edellyttää kuitenkin pitempiaikaista populaatioiden seuranta. Tämän selvityksen perusteella voi kuitenkin todeta, että kukkineiden versojen lukumäärä ei kerro vielä kovin paljoa lettovillapopulaation koosta, eikä populaation tilaa voi seurata pelkästään laskemalla kukkivia versoja.

Eriksson (1989) on erottanut kloonikasveilla kaksi "strategiaa", jotka kuvaavat suvullisen lisääntymisen osuutta populaation dynamiikassa. Osa kloonikasveista leviää siementen avulla uusille kasvupaikoille, mutta kolonisointivaiheen jälkeen lisääntyminen populaatiossa tapahtuu pääasiassa suvuttomasti ("initial seedling recruitment"). Osalla kloonikasveista suvullinen lisääntyminen jatkuu vaikiintuneessakin populaatiossa ("repeated seedling recruitment"). Lettovillalla suvullisen ja suvuttoman lisääntymisen osuutta, tehokkuutta ja merkitystä populaatioiden elinvoimaisuudelle ja lajin säilymiselle pitkällä aikavälillä ei ole tutkittu. Suvullinen lisääntyminen on lettovillallekin välttämätöntä mm. mahdollisten uusien kasvupaikkojen, esim. ennallistettujen lettojen, kolonisoinnissa. Lettovillan kukinnan tähkien lukumäärässä ei näyttäisi olevan eroja populaatioiden välillä. Sen sijaan fertiilien versojen koossa on eroja populaatioiden välillä. Fertiliien versojen koon suhdetta tuotettujen siementen määrään ja itämiskykyyn pitäisi selvittää, jotta tiedettäisiin voiko fertiilien versojen kokoa käyttää lisääntymiskapasiteetin mittana. Lettovillalla on yhdessä tutkimuksessa todettu vaihtuva, lyhytikäinen siemenvarasto (transient seed bank), joka säilyy itämiskykyisenä alle vuoden (Thompson ym. 1997). Jatkuva suvullinen lisääntyminen edellyttäisi siis vuosittaista kukintaa ja siementuotantoa.

Elinympäristön tila on populaation ominaisuuksien lisäksi keskeinen tekijä populaatioiden säilymisessä. Pitkällä aikavälillä todennäköisimmin säilyvät laajat populaatiot luonnontilaisissa elinympäristöissä. Tutkituista lettovillapopulaatioista paras "ennuste" näillä kriteereillä on Iilammensuon ja Valkjärven leton populaatioilla. Molemmilla paikoilla esiintymän laajuus on yli hehtaari ja kokonaisversomäärä yli tuhat. Myös Sorronsuon ja Porsmusansuon lettovillapopulaatiot ovat tällä hetkellä elinvoimaisia suuren versomääränsä vuoksi, vaikka molemmat kasvupaikat ovatkin ojitettuja, vanhoja turvehaudan pohjia. Sorronsuolla uhkaksi voi kuitenkin muodostua kasvupaikan lisääntyvä kuivuminen ja umpeenkasvu. Myös luonnontilaisilla letoilla voi kasvupaikan umpeenkasvu luontaisen sukcession myötä aiheuttaa lettovillan ja muidenkin avoimempaa kasvupaikkaa vaativien let-

tolajien häviämisen. Luonnontilaisten lettojen hoidon tarve ja mahdollisuudet pitäisikin selvittää, mikäli halutaan säilyttää avoimia kasvupaikkoja vaativat lettolajit.

Ojituksen aiheuttamat elinympäristön muutokset ovat selkeä uhkatekijä joka toiselle hemi- ja eteläboreaalisen vyöhykkeen jäljellä olevista lettovillapopulaatioista. Lettovilla häviää ojitetuilta soilta, mutta kloonikasvina se voi säilyä paikalla pitkäänkin suvuttoman lisääntymisen turvin. Esimerkiksi Pitkäsillansuon ojitetulla suolla lettovillapopulaatio näyttäisi säilyneen melko vakaana viimeisen kymmenen vuoden ajan. Lettovillan, ja joidenkin muidenkin kloonisuokasvien sinnittely ojitetuilla kasvupaikoilla antanee paremmat mahdollisuudet elvyttää paikallisia populaatioita elinympäristöjä ennallistamalla. Seurantatutkimuksia populaatioiden elpymisen nopeudesta ja edellytyksistä kuitenkin tarvittaisiin.

Lettovillan jäljellä olevien kasvupaikkojen suojelutilanne hemi- ja eteläboreaalaisella vyöhykkeellä on kohtuullinen, sillä vajaa puolet niistä on suojeltu. Suojelualueiden kasvupaikoista yli puolet on luonnontilaisia. Monet suojelluista populaatioista ovat kuitenkin hyvin pieniä (versomäärä ennemmin kymmeniä kuin satoja ja esiintymän laajuus ennemmin aareja kuin hehtaareja), jolloin pitkän aikavälin säilymisessä korostuvat pienten populaatioiden ongelmat ja satunnaisten tekijöiden aiheuttama häviämiskahva on suuri. Suojelualueiden ulkopuolella jäljellä olevat luonnontilaiset lettovillan kasvupaikat tulisi säilyttää metsälain turvin, samoin elinvoimaisimmat ojitetujen lettojen populaatiot. Ojitettujen kasvupaikkojen ennallistamisen tarvetta ja mahdollisuuksia tulisi selvittää tarkemmin.

Kiitokset

Letto villan esiintymistietoja sekä muuta letto villojen kasvupaikkoihin liittyvää tietoa ovat ystävällisesti antaneet käyttööni Sirkka Hakalisto, Johanna Hallman, Hanna Heikkilä, Raimo Heikkilä, Marika Koskinen, Tapio Lahtonen, Janne Lampolahti, Jaakko Nurmi, Arvo Ohtonen, Juha Pykälä, Veli-Pekka Rautiainen, Veli Saari ja Kimmo Syrjänen. Terhi Rytteri piirsi letto villakuvan. Juha Pykälä ja Raimo Heikkilä arvioivat ja kommentoivat käsikirjoitusta. Kaikille lämmin kiitokseni.

Kirjallisuus

- Direktoratet for Naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian Red List 1998. DN-rapport 1999-3:1-161.
- Eriksson, O. 1989. Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos* 55:231-238.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-Oja, K. 1994. Suokasvillisuusopas. Oulanka Reports 13:1-81.
- Frankel, O., Brown, A. & Burdon, J. 1995. The conservation of plant biodiversity. Cambridge University Press. 299 s.
- Gärdenfors, U. (toim.) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000 – The 2000 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala. 397s.
- Havas, P. 1961. Vegetation und Ökologie der Ostfinnischen Hangmoore. *Ann. Bot. Soc. "Vanamo"* 31(2):1-188.
- Heikkilä, H. 1987. The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. *Ann. Bot. Fennici* 24:155-175.
- Heikkilä, H. & Heikkilä, R. 1988. Yleiskuvaukset Keski-Suomessa tutkituilta soilta 1988. Muistio. 42s.
- Heikkilä, R. 1990. Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 46:1-97.
- Heikkilä, R. 1992. Changes in the distribution of some plant species of the eutrophic fens of southern Finland. Teoksessa: Bragg, O., Hulme, P., Ingram, H. & Robertson, R. (toim.) *Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment*. British Ecological Society/ International Peat Society. Department of Biological Sciences, University of Dundee: 244-249.
- Heikkilä, R. 1993. Uhanalaiset suotyypit. Teoksessa: Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus 1993.
- Heikkilä, R. 1995. Suomen suojelemattomat luonnonltaan arvokkaat suot. Käsikirjoitus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 420s.
- Heikurainen, L. 1953. Die Kiefern bewachsenen eutrophen Moore Nordfinnlands. *Ann. Bot. Soc. "Vanamo"* 26(2):1-189.
- Hultén, E. & Fries, M. 1986. Atlas of North European vascular plants. I. 498s.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. 1998. Retkeilykasvio. 4.painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo. Helsinki. 656s.
- Ingelög, T., Andersson, R. & Tjernberg, M. (toim.) 1993. Red Data Book of the Baltic Region. 95s.
- Issakainen, A.L. 1988. Siika-, Pyhä- ja Kalajokilaaksojen uhanalaiset kasvit. Pohjois-Pohjanmaan seutukaavaliitto. B:56:1-121.
- Jedicke, E. 1997. Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Ulmer. Stuttgart. 581s.
- Kotilainen, M. 1951. Über die Verbreitung der meso-eutrophen Moorpflanzen in Nordfinland. Suomen Suoviljelysyhdistys. Tieteellisiä julkaisuja 19:1-162.
- Kotiranta, H., Uotila, P., Sulkava, S. & Peltonen, S-L. (toim.) 1998. Red Data Book of East Fennoscandia. Ministry of the Environment, Finnish Environment Institute & Botanical Museum, Finnish Museum of Natural History. Helsinki. 351s.
- Lilleleht, V. (toim.) 2000. Eesti punane raamat. Ohustatud seened, taimed ja loomad. Eesti Teaduste Akademia, Looduskaitse Komisjon. Tartu. 150s.
- Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Metsälehti kustannus, Tapio. 192s.
- Oostermeijer, J., Brugman, M., de Boer, E. & Nijs, H. 1996. Temporal and spatial variation in the rare perennial herb *Gentiana pneumonanthe*. *J. Ecol.* 84:158-162.
- Pavan, M. 1992. Contributo per un "Libro Rosso" della fauna e della flora minacciate in Italia. Istituto di Entomologia dell' Università di Pavia. 719s.
- Pykälä, J. 1987. Länsi-Uudenmaan seutukaavaliiton arvokkaat kasvillisuuskohteet ja uhanalaiset kasvit. Länsi-Uudenmaan seutukaavaliitto. Lohja. 159s.
- Ruuhijärvi, R. 1958. *Eriophorum latifolium* - Lettovilla. Teoksessa: Jalas, J. (toim.) Suuri Kasvikirja I, s.558-560. Otava. Keuruu.
- Ruuhijärvi, R. 1960. Über die Regionale Einteilung der Nordfinnischen Moore. *Ann. Bot. Soc. "Vanamo"* 31(1):1-360.
- Saarinen, T. 1998. Demography of *Carex rostrata* in a boreal mesotrophic fen: shoot dynamics and biomass development. *Ann. Bot. Fennici* 35:203-209.

- Syrjänen, K. & Rytteri, T. 1998. Uhanalaisten kasvien seuranta. Ympäristöopas. Luonto ja luonnonvarat. Suomen ympäristökeskus. 240s.
- Thompson, K., Bakker, J. & Bekker, R. 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press. 276s.
- Ulvinen, T. 1955. Lähteiden ja lähteikköjen kasvistosta ja kasvillisuudesta ulomman Salpausselän itäisessä keskiosassa. Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto, kasvitieteen laitos. 308s.
- Verhoeven, J., Schmitz, M. & Pons, T. 1988. Comparative demographic study of *Carex rostrata* Stokes, *C. diandra* Schrank and *C. acutiformis* Ehrh. in fens of different nutrient status. Aquatic Botany 30:95-108.

Liite I. Kartoitettujen lettovillan kasvupaikkojen yleiskuvaukset.

Suon nimi, kunta, metsäkasvillisuusvyöhyke, inventointi päivämäärä.

Mullkärret, Espoo, I, 13.8.1998

Mullkärret on rehevä, lähteinen suoaiikko, josta on joskus otettu turvetta. Lähteiden liepeillä ja lähdepuron varressa on lettokasvillisuutta (Heikkilä, H. & R. 1988, Heikkilä, R. 1995). Suoaluetta uhkaa tulevaisuudessa umpeenkasvu, ellei kasvavaa koivikkoa ainakin jossain määrin pidetä kurissa.

Mullkärretin lettovillapopulaatio sijaitsee lähdepuron varressa suoalueen itäosassa, noin viiden metrin päässä kohdasta, jossa puro kääntyy kaakkoon ja sukeltaa metsän kätköihin. Populaatio on hyvin pienialainen ja jokseenkin selvärajainen, laajuudeltaan n. 4 m x 4 m. Lettovillaa ei löydetty muualta Mullkärretin suoalueelta.

Skolmossen, Hanko, I, 10.8.1998

Hangon Skolmossen on suurimmaksi osaksi karua isovarpurämettä ja nevarämettä. Suon etelälaidassa on lettoisia lähdejuotteen ja, joissa kasvaa myös lettolajeja (Heikkilä 1995). Vuonna 1988 paikalla havaittiin muutama fertiili lettovilla (Heikkilä kirjall. 4.6.2001).

Vuonna 1998 ei lettovillaa perusteellisesta etsinnästä huolimatta löydetty, vaikka eteläreunan lettojuotti olikin jäljellä. On mahdollista, että korkeassa saraikossa olisi voinut olla steriilejä lettovillan lehtiruusukkeita, mutta yhtään fertiiliä versoa ei suolla havaittu. Avointa, lettoista juottia oli suon etelälaidassa noin 80 - 100 metrin matkalla. Vaateliasta lajistoa oli mm. keltasara (*Carex flava*), hirssisara (*C. panicea*), joughiluikka (*Eleocharis quinqueflora*) ja lettoväkäsammal (*Campylium stellatum*).

Kalkkilammi, Hyvinkää, 2a, 12.8.1998

Kalkkilammin suo on ojitettu, pitkälle muuttunut suo. Vain lammen välitön ympäristö on ojitamatta. Leton ja lettovillapopulaation tulevaisuus ei näytä kovin hyvältä, sillä leton pohjoispuolisella ojitetulla suoalueella kasvoi erittäin tiheässä koivua, joka leviää tehokkaasti myös kohti lammen rannan lettolaikkaa.

Pääosa lettovillapopulaatiosta sijaitsi noin 7 m x 10 m laajuisella alueella Kalkkilammen pohjoispuolella. Tämän lisäksi kaksi fertiiliä versoa kasvoi noin 6 m länteen pääpopulaatiosta. Näiden läntisten lettovillojen lähistöltä ei löytynyt yhtään steriiliä lehtiruusuketta, vaikka lettovillalla tyypillisesti fertiilien versojen vieressä on vähintään yksi steriili lehtiruusuke.

Aittoissuo, Karkkila, 2a, 6.8.1998

Aittoissuolta on aikoinaan nostettu turvetta ja osa suosta on raivattu pelloksi, joka on jätetty metsittymään (Heikkilä, R. 1995). Aittoissuon koillisosassa on vielä jäljellä turvehaudan pohjalle muodostunutta lettokasvillisuutta. Lettomaisen, avoimen alueen pinta-ala on noin 10 m x 20 m. Muilta osin Aittoissuo on lehtipuultaista ryteikköä, josta lehtipuustoa oli harvennettu ja jätetty harvennustähteet paikoilleen. Jäljellä olevaa, vielä jokseenkin avointa letto-osaa uhkaa umpeenkasvu, sillä koivujen ja leppien taimia ja pajuja on runsaasti. Aittoissuolla on myös oja joita ei peruskarttaan ole merkitty: sekä alueen eteläosassa että lännessä oli ojat kankaan reunassa ja pohjoisessa oli pari kaakko-luode suuntaista oja, jotka olivat jo enemmän kivennäis- maan puolella.

Aittoissuon jäljellä oleva lettovillapopulaatio oli hyvin pieni. Lettovillat sijaitsivat pienellä alueella avoimen alueen luoteisosassa. Lettovillan seuralaislajistossa vaateliasta lajistoa edustivat mm. keltasara, äimäsara (*Carex dioica*) ja käyrälehtirahkasammal (*Sphagnum contortum*).

J. Teeriaho havaitsi 22.7.1998 yhden kukkineen lettovillan verson myös Aittoissuon länsiosassa (Uheks -rekisteri).

lilammensuo (itäosa), Karkkila, 2a, 7. -8.8.1998

lilammen lettoalue (=lilammen länsi- ja pohjoispuoli sekä lilammensuon itäosa) on Etelä-Suomen merkittävimpiä lettoalueita ja lajistossa on monia harvinaisuuksia (Pykälä 1987). Lettovillaa kasvaa koko lilammen leton alueella. Tutkimus tehtiin lilammensuon itäosassa. lilammensuon itäosan letto on laajuudeltaan noin 30 m x 50 m. Koko tällä alueella kasvaa lettovillaa, mutta ei yhtenäisenä. Kasvustot olivat sijoittuneet pääsääntöisesti leton osittain harvapuustoisin reunaaosiin. Fertiilejä lettovilloja oli suoalueella vuonna 1998 arviolta 50 - 100 ja vuonna 1999 samalla alueella yli 1 000. Tämänkin leton tulevaisuutta uhkaa umpeenkasvu, sillä puiden taimia on lähes koko avoimella osalla runsaasti.

Lähteellistensuo, Karkkila, 2a, 11.8.1998

Lähteellistensuo on suurimmaksi osaksi karu, ojitettu suo, jonka pohjoisreunalla on muutaman aarin lähdelettolaikka, jossa kasvaa lettovillan lisäksi mm. keltasara, hetesara (*Carex acutiformis*) ja hirssisara (Pykälä 1987). Lähteellistensuon lettovillapopulaatio vaikutti hyvinvoivalta, sillä sekä fertiilit että steriilit versot olivat rotevia ja hyväkasvuisia. Lähteinen lettolaikka oli laa-

juudeltaan noin 37 m x 8 m ja lettovillapopulaatio leton pohjoisosassa oli kooltaan noin 15 m x 10 m. Populaatio oli lettovillalle tyypillisesti harva ja versot olivat pieninä ryhminä. Suurimmat ja runsaimmin kukkivat versoryhmät sijaitsivat aivan lettolaikun pohjoislaidassa, lähellä kivennäismaan reunaa, kuusten juurella. Lähteellistensuolle tehtiin yksi 2 m x 4 m näyteala populaation keskivaiheille. Koko Lähteellistensuon lettovillapopulaation kukkivien versojen lukumäärä oli 85.

Saaressuo, Karkkila, 2a, 11.8.1998

Saaressuo on ojitettu letto. Pääosa suosta on pitkälle muuttunut ja tilanne on vain pahentunut, sillä suon pohjoisosassa oli kolme uutta, syvää ojaa lounais-koillissuunnassa. Suon etelä-kaakkoispäässä on vielä jäljellä lettokasvillisuutta. Eteläisin oja tulee hyvin lähelle lettolaikun länsipäätä, mutta varsinaiselle letolle oja ei ole vedetty.

Länsi-itäsuuntainen lettolaikku lienee entistä turvehaudan pohjaa (tai suoniittyä). Länsi-itäsuunnassa avoimella laikulla on pituutta noin 70 m, mutta etelä-pohjoissuunnassa leveyttä on keskimäärin vain kuutisen metriä. Lettovillaa kasvoi harvakseltaan lähes koko tällä alueella. Pääosa populaatiosta sijaitsi länsi-itäsuuntaisella lettolaikulla, mutta pieni osapopulaatio löytyi tästä etelään, noin 6 metrin päästä kivennäismaan reunasta. Jonkin verran steriilejä lehtiruusukkeita on voinut jäädä havaitsematta korkean kasvillisuuden seasta, vaikka alue tutkittiin tarkkaan. Muuta vaateliasta lajistoa oli mm. keltasara, hernesara (*Carex viridula*), rimpivihvilä (*Juncus stygius*) ja lettosipisammal (*Fissidens adianthoides*). Tätäkin lettolaikkua uhkaa joka puolella ympäröivien ojen aiheuttama kuivuminen ja umpeenkasvu; alle parimetristä kuusen ja koivun tainta on runsaasti.

Åkärr, Lohja, 1, 10.8.1998

Åkärr on suurimmaksi osaksi karua rämettä. Suon koilliskulmassa ja keskiosan lähdejuotissa oli lettokasvillisuutta vielä 1980-luvun lopulla (viitteet Heikkilä, R. 1995), mutta nyt koilliskulman letto oli tuhoutunut. Vanhan turvehaudan pohjalle syntynyt letto suon koilliskulmassa oli jäljellä olevilta osiltaan (suurimmaksi osaksi jäänyt täytemaan alle) lähes läpipääsemätöntä ryeikköä. Pari pientä aukkoa oli löydettävissä (mahdollisesti aiemmat lettolaikut), mutta niissä kasvoi nyt vain tiheää järviruokoa (*Phragmites australis*), seassa leveäosmankäämiä (*Typha latifolia*) ja amerikanhorsmaa (*Epilobium adenocaulon*). Pohjalla kellui runsaasti pikkulimaskaa (*Lemna minor*).

Sorransuo, Lohja, 1, 26.7.1999

Sorransuo on pienialainen ojitettu suo Lohjanharjun kupeessa. Lähteisyyden ansiosta suolla on säilynyt edustavaa kasvillisuutta, mm. useita uhanalaisia ja harvinaisia putkilokasvi- ja sammallajeja (Pykälä 1987). Suolta on otettu turvetta ja turvehautojen pohjalla on ohutturpeista lettoa (Heikkilä, H. & R. 1988).

Lettovillan kasvupaikka on selvärajainen turvehaudan pohja suon pohjois-koillisosassa. Länsilaidalla lettovillan esiintymisalue rajautuu vanhaan ojaan, ja pohjois-, itä- ja eteläreunoilta kivennäismaahan ja karumpaan suohon. Lettolaikku on vielä kohtuullisen avoin, mutta umpeenkasvu uhkaa tätäkin kasvupaikkaa. Letolla kasvaa tituliasta männikköä, männyn taimia on runsaasti, jonkin verran myös koivua, paatsamaa, harmaaleppää, pajuja ja katajaa. Silmiinpistävää oli metsäkortteen runsaus mätäspinoilla. Vaateliasta lajistoa oli lettovillan lisäksi mm. keltasara, hernesara, hirssisara, äimäsara ja villapääluikka (*Trichophorum alpinum*).

Lettovillaa kasvoi noin 25 m x 45 m laajuisella alueella lettolaikun pohjoisosassa. Populaatio oli lettovillalle tyypillisesti melko harva. Näyteala (2 m x 4 m) sijoitettiin laajimpaan yhtenäiseen lettovillakavustoon, noin 15 m pohjoispuolen kivennäismaan reunasta. Pääosa näytealasta oli mätäspintaa. Koko Sorransuon lettovillapopulaatiossa oli yhteensä noin 200 fertiiliä versoa. Fertiilejä lettovilloja oli jonkin verran syöty, joten niiden määrä on todellisuudessa ollut jonkin verran suurempi. Uudenmaan ”turvehautallettojen” kasvupaikoista Sorransuon esiintymä on runsaimpia.

Porsmusansuo, Luvia, 2a, 5.8.1999

Porsmusansuon luonnonsuojelualueella on entisiä turvehautoja, joiden pohjalla on lettokasvillisuutta (Lampolahti 1994). Suoje-lualueen kaakkoiskulman poikki menevältä polulta (metsätieltä?) noin 100 m luoteeseen on 40 m x 40 m laajuinen, kaakkoisluode-suuntainen vanha turvehauta. Haudan kaakkoiskulmassa on kasviton hiekka-alue. Länsi-lounaislaidalla on avoimia vesi-alueita. Muilta osin turvehaudan pohja on ohutturpeista lettoa.

Suurikokoista, elinvoimaista lettovillaa kasvoi harvakseltaan koko turvehaudan alueella. Pieni erillinen osapopulaatio havaittiin noin 10 metriä turvehaudan reunan pohjoispuolella. Koko lettovillapopulaatio kartoitettiin, mutta steriilejä lehtiruusukkeita samoin kuin syötyjä fertiilejä versoja jäi todennäköisesti jonkin verran havaitsematta. Tällä hetkellä lettovillan kasvupaikalla ei näyttäisi olevan välitöntä umpeenkasvun uhkaa. Mättäillä kasvaa harvakseltaan mäntyä, mutta lehtipuusto on vähäistä. Lettovillan lisäksi muuta edustavaa lajistoa edustivat mm. rimpivihvilä, hirssisara, äimäsara, hernesara ja keltasara.

Porsmusansuon muita mahdollisia lettovillapopulaatioita ei tutkittu.

Kalkkimäen letto, Nummi-Pusula, 2a, 3.8.1999

Pusulan kirkonkylän itäpuolella sijaitsevan Kalkkimäen eteläpuoleiselta ojitetulta suolta on tietoja lettovillan esiintymisestä 1950-luvulta alkaen (A.L. Backman 1951;H). Vielä 1982 lettovilla on ollut ojitetulla letolla melko runsas (T. Toivonen; H-a). 1990 paikalta on löydetty n. 10 fertiiliä versoa, mutta jo tuolloin on letto ollut pahoin pusikoitunut ja kuivuva (J. Pykälä, kirjallinen tiedonanto 18.7.1999). Vajaassa kymmenessä vuodessa letto oli edelleen kuivunut ja kasvanut umpeen. Intensiivisistä etsinnöistä huolimatta lettovillaa ei suolta enää löytynyt, eikä tiheiden koivu-, paju- ja vadelmapensaiden seassa sille sopivaa kasvupaikkaa enää ollut jäljellä. Lettovilla lienee hävinnyt.

Yrttikorpi, Somero, 2a, 3.8.1999

Yrttikorpi on pienialainen, rehevä, osittain ojitettu suo Isojoen eteläpuolella. Eteläpuolella suo rajautuu korkeaan mäkeen. Suon etelä-länsiosissa on useita lähteitä ja Yrttikorvessa on erittäin edustavia lähteisiä korpia, lähteikköjä ja lähdelettoja (Heikkilä, H. 1987). Myös lajistollisesti Yrttikorpi on erittäin edustava, mm. Etelä-Suomen ainoa väinönputken (*Angelica archangelica*) esiintymä. Suon itäosa, jossa lähteisyys on vähäisempää, on muuttunut pidemmälle ojituksen vaikutuksesta. Yrttikorven lettovillapopulaatio oli hyvin pieni. Yksi osapopulaatio sijaitsi nykyisen yksityismaan suojelualuerajauksen sisäpuolella, 10 metriä suojelualan itärajalta länteen päin, metrin verran reunaojasta pohjoiseen, lähteisessä korvessa. Seuralaislajistossa mm. väinönputki, suokelto (*Crepis paludosa*), rentukka (*Caltha palustris*), mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), maariankämmeikka (*Dactylorhiza maculata*), tähtisara (*Carex echinata*) ja ojakellukka (*Geum rivale*). Pääosa lettovillapopulaatiosta oli suon länsiosassa, läntisimmän ojan ja lähteiden/lähdepuron välisellä alueella.

Karijärven letto, Suomensjärvi, 2a, 29.7.1999

Karijärven kaakkoispuolella sijaitsevasta ojitetusta lettorämeestä/lettokorvesta on aikaisempia tietoja lettovillasta (J. Pykälä suullinen tiedonanto 1992 in: Heikkilä 1995, Havia, P., Nurmi, J. & Saarinen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999). Suon keskivaiheilla, ojan länsipuolella, oli puoliavointa lettokorpi-lettorämemuuttumaa. Valtalajina oli ojituksesta hyötyvä siniheinä (*Molinia caerulea*). Paikalla kasvoi mm. keltasara, purtojuuri (*Succisa pratensis*) ja kataja (*Juniperus communis*). Lettovillaa ei löytynyt. On kuitenkin mahdollista, että korkean siniheinän seassa saattoi vielä olla steriilejä yksilöitä.

Karijärven luoteiskulman ja metsäteiden risteyksen välinen lettomainen painanne ojan varressa, Suomensjärvi, 2a, 28.7.1999

Pentti Havian, Jaakko Nurmen ja Jukka Saarasen havaintojen perusteella (n. 5 yks. 1986, 1989 1 fertiili ja 1 steriili yksilö, kirjallinen tiedonanto 23.6.1999) etsittiin lettovillaa em. paikalta. Käveltiin Karijärven luoteiskulmasta lähtevää ojan vartta polulle (vanha metsäautotie?) saakka. Ojan varresta, sen itäpuolelta, löydettiin yksi pienialainen painanne, jossa kasvoi mm. keltasara, hirssisara ja vilukko (*Parnassia palustris*). Laikku oli lähes umpeenkasvanut. Lettovillaa ei löytynyt, mutta ei ole täyttä varmuutta siitä, etsittiinkö esiintymää oikeasta kohtaa.

Laukkallion letto, Suomensjärvi, 2a, 28.7.1999

Laukkallion kaakkoispuolella on noin puolen hehtaarin laajuinen, luonnontilainen letto kallioiden välisessä painanteessa. Suon länsi-luoteispää on melko avointa, eteläosa järviruokovaltaista. Vaateliasta lajistoa edustavat mm. keltasara, hernesara, hirssisara, vilukko, purtojuuri, lettoväkäsammal ja lettosirppisammal (*Scorpidium cossonii*). Aivan suon etelä-kaakkoispäässä on pienialainen rehevä korpi (ruoho- ja heinäkorpi), jossa kasvaa mm. saarnea.

Pääosa lettovillapopulaatiosta sijaitsi aivan suon länsi-luoteiskulmassa, noin 10 m x 7 m laajuisella alueella. Pienempi osapopulaatio kasvoi suon keskivaiheilla, noin 25 m pääpopulaatiosta kaakkoon päin, aivan tiheän järviruokokasvuston pohjoispuolella. Koko lettoalue tutkittiin tarkkaan, mutta joitakin steriilejä versoja on voinut jäädä havaitsematta runsaan siniheinän seasta. Laukkallion lettovillapopulaatio on säilynyt ilmeisesti melko vakaana viimeisten parinkymmen vuoden ajan. Aikaisempia havaintoja lettovillasta on seuraavasti: noin 20 yks. 1985, 1988, ei fertiilejä versoja 1989, 1992 melko niukka, myös fertiilinä (Havia, P., Nurmi, J. & Saarinen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999). Kovin akuuttia umpeenkasvun uhkaa ei letolla tällä hetkellä ole, ellei eteläpään tiheä järviruokokasvusto ole leviämässä pohjoiseen.

Pehkusuo eteläpuolinen suo, Suomensjärvi, 2a, 29.7.1999

Pehkusuo eteläpuolisen ojitetun suon länsilaidassa on pieni lettovillapopulaatio (5 vartta 1996; Havia, P., Nurmi, J. & Saarinen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999). Lettovilla kasvoi n. 4 m x 4 m suuruudessa, avoimessa, lettomaisessa laikussa suon länsilaidalla, noin 5 metriä ojan kulmasta länteen ja noin 15 m amfiboliittijyrkänteeltä itään. Kasvupaikan valtalaji oli siniheinä, muuta lajistoa mm. rätvänä (*Potentilla erecta*), mesiangervo, tähtisara, keltasara, maariankämmeikka, villapääluikka ja vilukko.

Pitkänsillansuo, Suomensjärvi, 2a, 28.7.1999

Pitkäsillansuo on ojitettu räme, jonka pohjoisosassa on pienialainen, viettävä letto. Letto sijaitsee suon pohjoisosan keskimäisessä, pohjois-eteläsuuntaisessa lahdekkeessa. Lettolaike rajautuu pohjois-itäpuolelta avohakkuuseen ja länsipuolelta ojaan.

Lettoillapopulaatio oli hyvin pienialainen rajoittuen noin 10 m x 8 m alueelle, ojan itäpuolelle, aivan lahdekkeen pohjoispäähän. Pitkäsillansuon relikti-iluonteinen lettoillapopulaatio on säilynyt ennallaan ainakin viimeiset kymmenen vuotta. Vuonna 1989 paikalla on havaittu kolme mätäsryhmää (Havia, P., Nurmi, J. & Saaranen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999). Kovin hyvältä lettoviljan tulevaisuus ei kuitenkaan näytä, sillä hakkuulle kasvanut tiheä koivikko on valtaamassa vielä tällä hetkellä avoimempaa säilynyttä, ojituksen kuivattamaa, rinnelettoa. Vaateliasta lettolajistosta oli jäljellä lettovillan lisäksi vielä mm. keltasara, hernesara, hirsisara, äimäsara, vilukko, lettoväkäsammal ja lettosirppisammal. Kaikki mainitut lajit olivat kuitenkin niukkoja.

Rastaanpesänsuo, Suomensjärvi, 2a, 3.8.1999

Rastaanpesänsuo on ojitettu, mutta itälaidalla on vielä jäljellä rehevää suokasvillisuutta. Rastaanpesänsuon itälaidalta on aikaisempia havaintoja lettoviljasta 1990-luvulta: suon keskivaiheilla kolme yksilöä 1995, näistä noin 100 m etelään viisi yksilöä 1997 ja yksi yksilö 1998 (Havia, P., Nurmi, J. & Saaranen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999).

Lettovilla kasvoi edelleen molemmilla paikoilla. Pohjoisempi osapopulaatio sijaitsee n. 15 m ojan mutkasta itäänpäin, pienessä viettävässä suolahdekkeessa. Kasvupaikka oli kasvamassa umpeen. Paatsama, pajut, koivu ja kuusi muodostavat tiheähkön pensaskerroksen. Ruohoisessa, rehevässä kenttäkerroksessa kasvoi lettovillan lisäksi mm. keltasara, purtojuuri, suokelto, mesiangervo, luhtavilla, rätvänä, nurmitatar (*Bistorta vivipara*) ja nuokkuhelmikkä (*Melica nutans*).

Noin 50 m ojanvartta eteläänpäin yllämainitusta kasvupaikasta oli toinen lettovillan osapopulaatio. Noin 20 metrin matkalla ojan itäpuolen ruohoisessa korvessa oli neljä erillistä kasvustoa, joissa oli yhteensä 6 fertiiliä ja 6 steriiliä lettovillan versoja. Tiheähkön pensaskerroksen muodostivat koivu, harmaleppä, pajut ja kuusi. Kenttäkerroksen valtalajeja olivat suokelto ja mesiangervo. Edelliseltä kasvupaikalta mainittujen lajien lisäksi tavattiin mm. soikkokaksikko (*Listera ovata*), tesma (*Milium effusum*) ja leskenlehti (*Tussilago farfara*).

Valkjärven kaakkoispuolen suo, 2a, 27.7.1999

Valkjärven leton itäpuolella, Valkjärven eteläpään mökeille menevältä tieltä noin 100 m itään, on pieni, alle hehtaarin kokoinen rehevä avosuo. Vaikka itse suo onkin luonnontilainen (ojittamaton), oli suon ympäristö muuttunut täysin. Useamman hehtaarin laajuisella alueella oli tehty maansiirtotöitä, joiden keskelle suo oli jäänyt. Suon reunoilla ja osittain suollakin oli hakkuutähteitä ja juurakoita. Paikoin oli kivennäismaata kasattu suollekin.

Pääosa suosta on meso-eutrofista rimpinevaa / rimpilettoa. Pohjakerroksen valtalaji oli keskiosissa lettolierosammal (*Scorpidium scorpioides*), lisäksi mm. matosammal (*Pseudocalliergon trifarium*) ja kuovinrahkasammal (*Sphagnum obtusum*). Kenttäkerroksessa runsaina kasvoivat mm. valkopiirtoheinä (*Rhynchospora alba*), luhtavilla (*Eriophorum angustifolium*) ja pullosara (*Carex rostrata*). Vaateliasta lajistoa edustivat mm. äimäsara, keltasara, hirssisara, hernesara ja villapääluiikka.

Suon läntisestä lahdekkeesta on löydetty lettovillaa vuosina 1991 (hyvin niukka) ja 1992 (n. 10 vartta) (Havia, P., Nurmi, J. & Saaranen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999). Lahdekkeen sijaintia oli vaikea hahmottaa maansiirtotöiden keskeltä ja hakkuutähteiden katkaistua yhteyden isoon suohon, mutta lopulta lettoviljat löytyivät, osittain hakkuutähteiden keskeltä.

Läntinen suolahdeke oli kooltaan noin 20 m x 8 m. Lettovillan lisäksi lettolaikeilla kasvoi mm. keltasara, pullosara, hirssisara, äimäsara, hernesara, villapääluiikka, luhtavilla, lettoväkäsammal, lettosirppisammal, kuovinrahkasammal ja lettokuirisammal (*Calliergon richardsonii*). Lettovilla kasvoi laikon länsipäässä noin 8 m x 6 m alueella.

Valkjärven letto, 2a, 27.7.1999

Valkjärven eteläpuolella on noin hehtaarin laajuinen luonnontilainen suo. Pääosa suosta on märkää, avointa ja harvapuustoista lettoa, reunaosissa on reheviä korpjuotteja (RhK). Suon itälaidassa virtaa Valkjärveen laskeva puronen.

Lettoviljaa kasvoi lähes koko suon alueella. Pääosa populaatiosta oli avosuolla, mutta länsilaidan korvessa ja eteläpään puustoisella letolla lettoviljaa kasvoi myös jonkin verran. Suon pohjois- ja keskiosien lettoillapopulaatio oli melko harva, eteläpäässä selvästi tiheämpi. Valkjärven letolla on runsaasti myös muuta vaateliasta lajistoa: hernesara, keltasara, hirssisara, purtojuuri, lettonauhasammal (*Aneura pinguis*), hetekuirisammal (*Calliergon giganteum*), lettoväkäsammal, lettosirppisammal, haarialiuskasammal (*Riccardia multifida*), pikkuliuskasammal (*R. palmata*), lettolierosammal ja heterahkasammal (*Sphagnum warnstorffii*) (J. Pykälä, suullinen tiedonanto 1992, in: Heikkilä 1995).

Näyteala (2 m x 4 m) sijoitettiin suon eteläosaan, avoimelle letolle, noin 5 m ennen puustoisempaa suon osaa. Koko populaation fertiilien versojen määräksi arvioitiin noin 750 – 1 000.

Valkjärven lettoillapopulaatio näyttää säilyneen hyvin; paikalla on havaittu useita satoja versoja vuosina 1991 ja 1993 (Havia, P., Nurmi, J. & Saaranen, J., kirjallinen tiedonanto 23.6.1999). Kasvupaikan tila on tällä hetkellä hyvä, eikä umpeenkasvun uhkaa toistaiseksi ole. Umpeenkasvun etenemistä kannattaa kuitenkin seurata aika ajoin, mikäli halutaan säilyttää avointa kasvupaikkaa vaativat lajit.

Liite 2. Lettovillan kasvupaikat hemi- ja eteläborealisella kasvillisuusvyöhykkeellä.

Aluekeskukset: UUS=Uusimaa, KAS=Kaakkois-Suomi, LOS=Lounais-suomi, HAM=Häme, PIR=Pirkanmaa, ESA=Etelä-Savo, KES=Keski-Suomi, PSA=Pohjois-Savo, PKA=Pohjois-Karjala.

Metsäkasvillisuusvyöhykkeet: 1. Hemiboreaalinen, 2a. Eteläboreaalisen vuokkovyöhyke, 2b. Eteläboreaalisen Järvi-Suomi.

Kasvupaikan tila: 1. Luonnontilainen, 2. Ojitettu, 3. Muu muutos (esim. hakkuu, tien rakentaminen), 4. Ennallistettu.

Suojelutilanne: NAT=Natura 2000 -verkosto, YSA = Yksityismaiden suojelualue, SSA = Soidensuojelualue, ESA = Erityinen suojelualue, KPU = Kansallispuisto, SSPO = Soidensuojelun perusohjelma, LHO = Lehtojensuojeluohjelma, AMO = Vanhojen metsien suojeluohjelma.

Alue	Kunta	Aluekeskus	Vyöhyke	Tila	Suojelutilanne	Viitteet
Mullkärr	Espoo	UUS	1	3	NAT	15, 17, 1
Stormossen	Hanko	UUS	1	1		15, 17
Kalkkilampi	Hyvinkää	UUS	2a	2	NAT (SSPO)	8, 1
Kalkkimäki	Karjalohja	UUS	2a	1	NAT (LHO)	41, 17, 2
Tulijärvi	Karjalohja	UUS	1	2	NAT (YSA, SSPO)	48, 42
Hotopohja	Karjalohja	UUS	2a	2		42
Iilammen suo	Karkkila	UUS	2a	1	NAT (SSPO)	42, 1
Päällinen SW	Karkkila	UUS	2a	2	NAT	17, 42
Päällinen NW	Karkkila	UUS	2a	2		42
Haaviston lähteikkö	Karkkila	UUS	2a	2	NAT	42, 17
Aittoissuo	Karkkila	UUS	2a	2		42, 15, 17, 1
Saarnessuo	Karkkila	UUS	2a	2		42, 17, 1
Lähteellistensuo	Karkkila	UUS	2a	2		42, 1
Kärjenlamminoja	Karkkila	UUS	2a	2		42
Kivilampi SW	Karkkila	UUS	2a	2		42
Kyröinsuo	Karkkila	UUS	2a	2		42
Sorransuo	Lohja	UUS	1	2	NAT (SSPO)	41, 15, 2
Pitkänsillansuo	Nummi-Pusula	UUS	2a	2		42
Ylimmäinen S	Nummi-Pusula	UUS	2a	1		42
Herusten lähteet	Nurmijärvi	UUS	2a	2		17
Hakamäen suo	Nurmijärvi	UUS	2a	2		17
Nukari	Nurmijärvi	UUS	2a	1	LHO	17
Harpar Stroträsket	Tenhola	UUS	1	1	NAT (YSA, SSPO)	15
Pääkslahti	Vihti	UUS	2a	1		4
Sokerimäki	Jaala	KAS	2a	2	NAT (YSA, SSPO)	10
Suurisuo	Kotka	KAS	2a	1 (2)	NAT (SSPO)	36
Kaurisuo	Valkeala	KAS	2b	1 (2)	SSPO	10
Ilijärven letto	Kisko	LOS	2a	1		7
Mikolan talon metsä	Koski Tl	LOS	2a	1?		45, 46
Porsmusansuo	Luvia	LOS	2a	2	NAT (YSA, SSPO)	22, 9, 31, 32, 2
Protson lähdeletto	Nakkila	LOS	2a	1	YSA, SSPO	31
Alhonmäki	Perniö	LOS	1	3	NAT	46
Umpikankareen lähdeletto	Perniö	LOS	1	1	NAT	44
Bytudda	Pohja	LOS	1	1		37
Yrttikorpi	Somero	LOS	2a	1 (2)	NAT (YSA, SSPO)	8, 2
Heposuo SW	Somero	LOS	2a	1		52
Valkjärven letto	Suomusjärvi	LOS	2a	1	NAT	42, 17, 7, 2
Valkjärvi SE	Suomusjärvi	LOS	2a	1		7, 2
Laukkallion letto	Suomusjärvi	LOS	2a	1	NAT	17, 7, 2
Pitkänsillansuo	Suomusjärvi	LOS	2a	2		7, 2
Pehkusuo eteläpuolinen suo	Suomusjärvi	LOS	2a	2		7, 2
Rastaanpesänsuo	Suomusjärvi	LOS	2a	2		7, 2

Alue	Kunta	Aluekeskus	Vyöhyke	Tila	Suojelutilanne	Viitteet
Lapinsuon S	Suomusjärvi	LOS	2a	2		7
Kukutin E	Suomusjärvi	LOS	2a	2		7
Huhdankärki, lähteikkö	Asikkala	HAM	2a	1		6
Ihanoja	Hattula	HAM	2a	1		55
Taipaleensuo	Hattula	HAM	2a	1	NAT (SSPO)	40, 55, 8
Isomäen lettokorpi	Hausjärvi	HAM	2a	1		30
Syvänöjansuo	Hollola	HAM	2a	2		17
Raimansuo	Janakkala	HAM	2a	1	NAT (SSPO)	8
Peurasuo	Kalvola	HAM	2a	1	NAT (SSPO)	49
Melkutin	Loppi	HAM	2a	1	NAT	17
Haramaanjärvi	Nastola	HAM	2a	1 (2)		17
Verikäslampi	Tammela	HAM	2a	1 (2)		17
Urtimojärven suo	Juupajoki	PIR	2b	4		26, 27
Miekkakorpi	Orivesi	PIR	2a	1		8, 17
Huppionvuori	Orivesi	PIR	2a	4		8, 17
Pehkusuo	Orivesi	PIR	2a	1	YSA	8, 43
Palvajärvi	Tampere	PIR	2a	1 (2)	YSA	8, 43, 53
Myllyvuoren NW rinne	Tampere	PIR	2a	1		29
Etelätalon letto	Heinävesi	ESA	2b	1		20
Saarikko	Joroinen	ESA	2b	4	NAT (YSA)	11, 17, 35, 28
Majjootsuo	Jäppilä	ESA	2b	1	NAT (YSA, SSPO)	11, 35, 50
Lahdenperussuo	Punkaharju	ESA	2b	1		17, 21
Putikko, rinnelähteikkö	Punkaharju	ESA	2b	1		35
Ruhvana, rinnelähteikkö	Punkaharju	ESA	2b	2		35
Verkkosaari	Rantasalmi	ESA	2b	2		19
Siltalahdenvuori	Ristiina	ESA	2b	3		3
Pyörissalo	Savonlinna	ESA	2b	1	NAT (SSA, SSPO)	11, 24
Kukkosenkorpi	Sulkava	ESA	2b	1	SSPO	11, 40
Ankele	Virtasalmi	ESA	2b	3		35
Kolmisoppinen NW	Joutsa	KES	2b	1		47
Kankaanpään letto	Jyväskylän mlk	KES	2b	1	NAT (SSPO)	51, 14
Myllykylä	Keuruu	KES	2b	1		46
Kaalisuo	Keuruu	KES	2b	1 (2)	YSA	14
Haapasuo-Syysniemi	Leivonmäki	KES	2b	2	NAT (ESA, SSPO)	18
Rahkasuo	Karttula	PSA	2b	1 (2)	NAT	13, 17
Vehmasmäen letot	Kuopio	PSA	2b	1		23
Riihilammen letto	Kuopio	PSA	2b	1?		23
Loutteisenpuro	Nilsjä	PSA	2b	1	NAT (YSA)	13
Niittysuo	Nilsjä	PSA	2b	1	NAT (YSA, SSPO)	13
Haaralammensuo	Nilsjä	PSA	2b	1	NAT (SSPO)	13
Suuri Ruokolampi	Siilinjärvi	PSA	2b	1	YSA	13
Kuusojan lähteikkö	Eno	PKA	2b	3	SSPO	12
Palo-ojan lähdeletot	Kitee	PKA	2b	1		33, 38
Huurunlampi	Kontiolahti	PKA	2b	1	NAT (SSPO)	5, 8, 12, 34, 38
Kirjavaisensuo	Kontiolahti	PKA	2b	2		5, 17, 38
Pusonjoki	Kontiolahti	PKA	2b	1		17
Huuhkajalampi	Kontiolahti	PKA	2b	1	NAT (AMO)	17
Iso Veteläinen	Lieksa	PKA	2b	1	NAT	12, 16, 34
Paimenlampi	Lieksa	PKA	2b	1	NAT (KPU, SSPO)	8, 12, 34
Notkola	Lieksa	PKA	2b	1		17, 34
Pohjalampi S	Liperi	PKA	2b	1	NAT (YSA, SSPO)	54
Viurusuo	Outokumpu	PKA	2b	1		25

Esiintymistietojen viitteet:

1. Aapala, K. 1998. Kesällä 1998 tutkitut lettovillapopulaatiot Uudella- maalla. Muistio 16.9.1998.
2. Aapala, K. 1999. Kesällä 1999 tutkitut lettovillapopulaatiot. Muistio 11.8.1999.
3. Autio, S. 1998. Uheks -rekisteri.
4. Bonn, T. 1996. Uheks -rekisteri.
5. Grönlund, A. & Paalamo, P. 1992. Kontiolahden kasvistollisesti arvok- kaat alueet ja uhanalaiset kasvilajit. Tutkimusraportti. 56s. Kontiolah- den kunta 1992.
6. Haikonen, V. 9.9.1984, In: Heikkilä, R. kirjall. 3.2001.
7. Havia, P., Nurmi, J. & Saaranen, J. kirjall. 23.6.1999.
8. Heikkilä, H. 1987. Kesällä 1987 inventoitujen soiden yleiskuvaukset. Käsikirjoitus. WWF/Hanna Heikkilä. 27s.
9. Heikkilä, H. & R. 1988a. Yleiskuvaukset Turun ja Porin läänissä tutki- tuilta soilta 1988.
10. Heikkilä, H. & R. 1988b. Yleiskuvaukset Kymen läänissä tutkituilta soil- ta 1988.
11. Heikkilä, H. & R. 1988c. Yleiskuvaukset Mikkelin läänissä tutkituilta soilta 1988.
12. Heikkilä, H. & R. 1988d. Yleiskuvaukset Pohjois-Karjalan läänissä tutki- tuilta soilta 1988.
13. Heikkilä, H. & R. 1988e. Yleiskuvaukset Kuopion läänissä tutkituilta soilta 1988.
14. Heikkilä, H. & R. 1988f. Yleiskuvaukset Keski-Suomen läänissä tutki- tuilta soilta 1988.
15. Heikkilä, H. & R. 1988g. Yleiskuvaukset Uudenmaan läänissä tutkituil- ta soilta 1988.
16. Heikkilä, H. & R. 1989. *Tofieldia pusilla*, karhunruoho. Lutukka 5:95.
17. Heikkilä, R. 1995. Suomen suojelemattomat luonnoltaan arvokkaat suot. Käsikirjoitus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 420 s.
18. Heikkilä, R. kirjall. 19.3.2001.
19. Horppila, P. 1993. Uheks -rekisteri.
20. Huhta, A.-P., Horppila, P. & Häyhä, T. 1993. Mikkelin läänin pienvesi- kartoituksen tuloksia. Lutukka 9:89-93.
21. Huolman, I. (toim.) 1998. Pihlajaveden kasvillisuus ja kasvisto. Alueelli- set ympäristöjulkaisut 76:1-68.
22. Kalinainen, P. & Hakila, R. 1985. Satakunnan luonnonsuojeluselvitys 1984. Satakunnan seutukaavaliitto, sarja A:145. 206s. Pori.
23. Knuutinen, J. 1998. kirjall. tied.anto R. Heikkilälle, luonnonsuojelulli- sesti arvokkaiden, suojelemattomien soiden kartoitus, Kuopio, 31.12.1998.
24. Koskinen, M. kirjall. 28.3.2001.
25. Kärkkäinen, J. 1997. Viirusuon kasvillisuus ja maisema. Raportti Suo Oy:lle. Viirusuon ympäristövaikutusten arviointiselostuksen liite 4. Suunnittelukeskus Oy. 25 s. + 5 liitettä.
26. Kääntönen, M. 1998. Tietoja Pirkanmaan uhanalaisista kasveista suo- silta 1996-1997. Talvikki 22:19-25.
27. Kääntönen, M. 1999. Juupajoen Urtimojärven rehevä suo ja sen koha- talo (EH). Talvikki 23:19-23.
28. Laitinen, T. 1994. Uheks -rekisteri.
29. Lahtonen, T. kirjall. 11.3.2001.
30. Lampinen, R. 16.8.1986, In: Heikkilä, R. kirjall. 3.2001.
31. Lampolahti, J. 1989. Lounais-Satakunnan diabaasialueen lettosoiden kas- visto. Lutukka 5:21-28.
32. Lampolahti, J. 1994. Luvian Porsmusansuon lettosuon kasvisto. Tutkimus- raportti Metsähallituksen Etelärannikon puistoalueelle. Eurajoki 18.11.1994. 10s.
33. Lehtelä, M. & Luotonen, H. 1999. Pohjois-Karjalan luonnonsuojelullisesti ja kalataloudellisesti arvokkaat pienvesikohteet. Käsikirjoitus. Pohjois- Karjalan ympäristökeskus.
34. Lyytikäinen, A. 1991. Kolin luonto, maisema ja kulttuurihistoria. Kolin luonnonsuojelututkimukset. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 308:1-111.
35. Martikainen, T. & Kaukonen, M. 1988. Uhanalaisten kasvien kartoitus Mik- kelin läänissä. Mikkelin lääninhallitus. Ympäristönsuojelutoimisto. 23s.
36. Nironen, M. & Heikkilä, R. Suurusuo, Kotka. Muistio 22.8.1982.
37. Nurmi, J. kirjall. 23.6.1999.
38. Ohtonen, A. 2000. Pohjois-Karjalan suostrategia. Käsikirjoitus. Pohjois- Karjalan ympäristökeskus. 2.5.2000.
39. Pakarinen, P. & Uotila, P. 1971. The vegetation of eutrophic brook-side swamps in Taipaleensuo, Hattula, South Finland. Acta Agralia Fennica 123:33-38.
40. Pasonen, H. & Björnström, T. 1995. Uheks -rekisteri.
41. Pykälä, J. 1987. Länsi-Uudenmaan seutukaavaliiton arvokkaat kasvillisuus- kohteet ja uhanalaiset kasvit. Länsi-Uudenmaan seutukaavaliitto. 159s.
42. Pykälä, J. kirjall. 18.7.1999.
43. Raunio, A. 1988. Lettoisuus ja lettokasvit Pirkanmaalla. Pro gradu- tutkielma kasvitieteessä. Turun yliopisto. Biologian laitos. 129s.
44. Raunio, A. 1991. Teijon retkeilyalueen luontoselvitys. Metsähallitus. 50s.
45. Rautiainen, V.-P. & Laine, U. 1989. Varsinais-Suomen uhanalaiset kasvit. Varsinais-Suomen seutukaavaliitto. Turku.
46. Rautiainen, V.-P. kirjall. 2.8.1999.
47. Saari, V. kirjall. 6.3.2001.
48. Salminen, P. 1979. Muistio 2.7.1979. Ympäristöministeriön suoarkisto.
49. Suikki, A. & Inki, K. 19.6.1990. Suikki, A. kirjall. 7.12.1998.
50. Suikki, A. & Inki, K. 11.7.1990. Suikki, A. kirjall. 7.12.1998.
51. Sundell, P. & Saari, V. 1986. Jyväskylän maalaiskunnan ja Laukaan uhanalai- set kasvit. Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja 47:1-74.
52. Syrjänen, K. kirjall. 30.1.2001.
53. Tampereen kasvitieteellinen yhdistys 1985. Pirkanmaan uhanalaiset kasvit. Tampereen seutukaavaliiton julkaisu 147. 51s.
54. Ulvinen, T. 11.7.1957, In: Heikkilä, R. kirjall. 3.2001.
55. Uotila, P., Haapanen, A. & Uotila, M. 1977. Hattulan luonnon suojele- lu. Inventointi ja suositukset toimenpiteiksi. Hattulan kunta. Luonnonsuojelu- lautakunta. 109s. + karttaliitteet.

Juha Pöyry

Suoperhosten uhanalaisuus
ja suojelutilanne
Etelä-Suomessa



Tiivistelmä

Selvityksen mukaan Suomessa esiintyy 130 perhoslajia, joiden kannasta vähintään puolet elää suoympäristöissä. Useimmat näistä lajeista esiintyvät lähes koko maassa. Levinneisyydeltään maan eteläosiin, keidassuovyöhykkeelle, rajoittuneita perhosia, joiden kannoista yli puolet elää soilla, on näistä 17 lajia. Koska soiden ojitus myös on keskittynyt Etelä-Suomeen ja erityisesti keidassuovyöhykkeelle, kärsivät levinneisyydeltään eteläiset lajit todennäköisesti eniten soiden ojitusten aiheuttamasta elinympäristön heikentymisestä ja pirstoutumisesta.

Edellisten perhosten uhanalaisarviointien mukaan soilla esiintyvistä valtakunnallisesti uhanalaisista perhosista kymmenen lajia rajoittuu levinneisyydeltään maan eteläosiin, ja vain yksi esiintyy koko maassa. Lisäksi kuusi lajia on uhanalaistunut Etelä-Suomessa. Uudessa, kolmannessa valtakunnallisessa uhanalaistarkastelussa uhanalaisiksi on arvioitu viisi ja silmälläpidettäväksi kahdeksan suoperhoslajia. Näistä neljä uhanalaista ja viisi silmälläpidettävää lajia rajoittuu esiintymisessään keidassuovyöhykkeelle. Faunistisista selvityksistä kootut tiedot suoperhosten kannanmuutoksista vahvistavat käsityksen monien muiden suoperhosten harvinaistumisesta maan eteläosissa. Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaisten lajien joukkoon tullaan sisällyttämään useita lajeja. Näiden alueellisesti uhanalaisten perhosten levinneisyysalue on jo alkanut supistua.

Uhanalaisten lajien (UHEX) rekisterin sisältämien esiintymätietojen perusteella odotettua suurempi osuus eräiden uhanalaisten suoperhosten esiintymistä sijaitsi suojelualueilla. Tämä viittaa siihen, että suojelusoilla olisi keskimääräistä edustavampi perhoslajisto. Tulkinna pohjana oleva aineisto on kuitenkin suppea, minkä vuoksi havainto voidaan selittää myös havaintoaktiivisuuden keskittymisellä suojelualueille. Suurimmillaan suojelusoilla sijaitsevien esiintymien osuus on eräillä avosoiden perhoslajeilla, ja pienimmillään osuus on muutamilla soiden räme- ja korpireunuksissa esiintyvillä perhosilla. Havainto lienee oikean suuntainen, sillä keskimäärin avosuot ovat parhaiten edustettuina ja soiden reunat heikkoiten edustettuina keidassuovyöhykkeen suojelusoilla.

Tammelan ylängön tutkimusalueen alkuperäisestä suopinta-alasta 22 % arvioitiin yhä luonnontilaiseksi. Tästä noin 40 % on suojeltu, mikä on selvästi enemmän kuin keidassuovyöhykkeellä ojitamattomana säilyneestä suoalasta keskimäärin (11 %). Saarieliömaantieteen teorian perusteella laskettu ennuste on, että 17:sta keidassuovyöhykkeen suoperhostesta neljä tulee katoamaan ajan kuluessa, mikä vastaa uuden uhanalaisarvioinnin tulosta. Kaikille keidassuovyöhykkeellä eläville suoperhosille laskettu arvio ojitusten aiheuttamasta lajimäärän muutoksesta oli lajimäärän pieneneminen 113 lajista noin 83 lajiin.

Tammelan tutkimus osoitti lajien välillä selviä eroja herkkydessä ojitusten vaikutuksille. Ojitusta kestävätkin lajit löytyvät yhä monilta ojituksen jälkeen muuttuneilta soilta, mutta ojitukselle herkät ja uhanalaistuneet lajit elävät Tammelassa enää suurimmilla luonnontilaisilla soilla. Ojitusta hyvin kestäville lajeilla ojitusten vaikutukset ilmeisesti tulevat esiin muutamien vuosikymmenien viiveellä, kun taas ojituksille herkät lajit katoavat välittömästi ojituksen jälkeen. Ojituksille herkkien lajien jäljellä olevien esiintymispaikkojen väliset etäisyydet ovat pitkiä, esimerkiksi luumittarilla (*Aspitates gilvaria*) kahdeksan kilometriä lähimpien paikkojen välillä. Lisäksi muutama laji esiintyy enää alueen suurimmalla luonnontilaisella suolla, Torrjonsuon kansallispuistossa. Rahkahopeatäplää (*Clossiana frigga*), joka vielä 1990-luvun alussa esiintyi runsaana Torrjonsuolla, ei havaittu lainkaan kesän 1998 tutkimuksissa. Tämä viittaa siihen, etteivät suurimmillakaan luonnontilaisilla mutta eristyneillä suoalueilla elävät perhospopulaatiot välttämättä riitä turvaamaan suoperhosten kannan säilymistä alueellisella tasolla.



Sisällys

I Johdanto	219
1.1 Tutkimuksen taustaa	219
1.2 Suoperhoset sekä niiden tutkimus Suomessa ja muualla	221
2 Aineisto ja menetelmät	223
2.1 Suoperhoslajiston rajaaminen, levinneisyys ja biologia	223
2.2 Uhanalaisuuden ja kantojen muutosten arviointi	225
2.3 Suojelualueverkon edustavuuden arviointi	226
2.4 Suojelualueverkon riittävyyden arviointi	227
3 Tulokset	231
3.1 Suoperhoslajiston yleispiirteet	231
3.2 Uhanalaisuus ja kantojen muutokset	231
3.3 Suojelualueverkon edustavuus	235
3.4 Suojelualueverkon riittävyys	235
4 Tulosten tarkastelu	240
4.1 Suoperhoslajiston yleispiirteet	240
4.2 Uhanalaisuus ja kantojen muutokset	240
4.3 Suojelualueverkon edustavuus	241
4.4 Suojelualueverkon riittävyys	242
Kiitokset	245
Kirjallisuus	246
Liitteet	250
Liite 1. Suomessa esiintyvä suoperhoslajisto.	250
Liite 2. Valtakunnallisesti ja alueellisesti uhanalaisten 11 suoperhoslajin esiintymispaikat uhanalaisten lajien (UHEX) rekisterissä.	255



Johdanto

1.1 Tutkimuksen taustaa

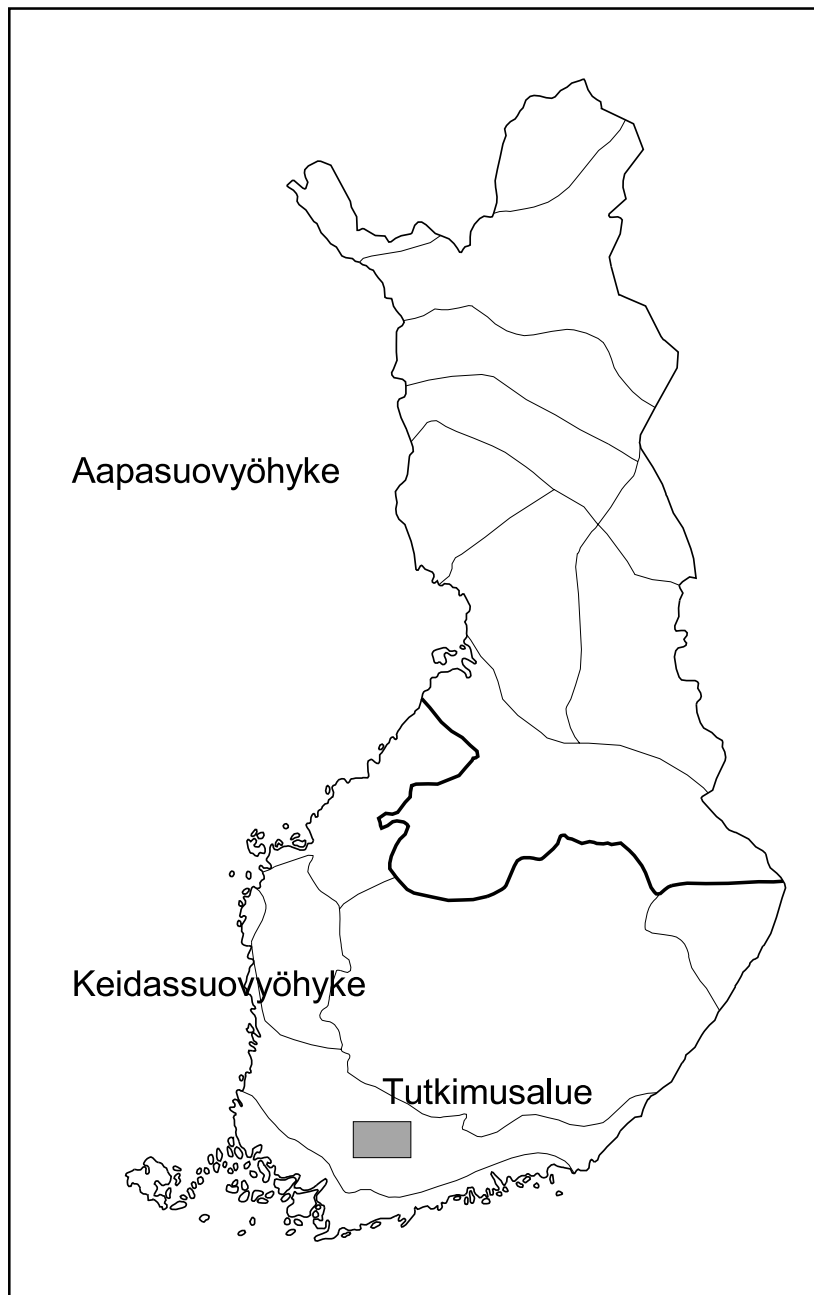
Suomessa on tehty laajoja soiden ojituksia ja kuivatuksia aiemmin maatalouden – ja 1950-luvun jälkeen erityisesti metsätalouden tarpeisiin. Koko maan alkujaan noin 10 miljoonasta suohehtaaria on nykyisin ojitettu ja kuivattu noin 60 %. Keidassoiden yhdistymätyyppien vallitsevalla esiintymisalueella Etelä- ja Keski-Suomessa (Kuva 1), soita on ojitettu noin 75 % niiden alkuperäisestä pinta-alasta, paikoin enemmänkin (Tomppo & Henttonen 1996, Sevola 1997, Aapala ym. 1998, Solantie 1999). Pohjois-Suomessa sekä Ahvenanmaalla ja lounaissaaristossa alkuperäisestä suopinta-alasta on jäljellä yli puolet (Solantie 1999). Keidassuovyöhykkeen rämeistä ja avosoista on ojitettu noin 72 % ja korvista 78 % (Virkkala ym. 2000).

Soiden uudisojitusten lopettaminen on otettu tavoitteeksi mm. metsätalouden ympäristöohjelmassa, ja ne on käytännössä lopetettu valtionmailla (Maa- ja metsätalousministeriö 1997). Yksityismailla soiden uudisojitus on jatkunut 1990-luvullakin. Soiden uudisojituksia lienee pääasiassa tehty kunnostusojitusten yhteydessä. Yhdeksännen valtakunnan metsien inventoinnin (VMI9) tulosten mukaan luonnontilaisten soiden määrä on edelleen vähentynyt niiden neljän metsäkeskuksen alueella, joiden tulokset ovat valmistuneet (Tomppo ym. 1998, 1999a, 1999b, 1999c).

Soista noin 1,1 milj. hehtaaria on suojeltu luonnonsuojelulain nojalla tai sisältyy virallisiin suojeluohjelmiin, mutta näistä alueista osa – varsinkin keidassoiden minerotrofiset reunaosat – on usein ojitettu (Aapala & Lindholm 1995, Aapala ym. 1998, Virkkala ym. 2000, Kallio & Aapala 2001). Suojelusoiden reunoilla ja valuma-alueilla tehdyt ojitukset voivat vaikuttaa soiden vesitalouteen ja sitä kautta niiden luonnontilaisten piirteiden ja eliölajiston säilymiseen (Aapala & Lindholm 1999). Valtaosa suojelluista soista keskittyy Pohjois-Suomen aapasuovyöhykkeelle (Aapala & Lindholm 1995, Virkkala ym. 2000). Eteläisen Suomen keidassuovyöhykkeellä 3,5 % soiden kokonaisalasta ja 10 % ojittamattomana säilyneistä soista sijaitsee kahdeksännen valtakunnan metsien inventoinnin (VMI8) mukaan suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteissa (Virkkala ym. 2000). Keidassuovyöhykkeellä on eniten suojeltu avosoita, noin 24 % niiden kokonaispinta-alasta. Rämeistä on suojeltu alle 4 % ja korvista noin 0,5 %. Keidassuovyöhykkeen suojelluista avosoista valtaosa on ojittamattomia, mutta rämeistä on ojitettu noin 31 %. Keidassuovyöhykkeen suojeltujen korprien tilanne on heikoin, sillä niistä on ojitettu lähes puolet (Aapala 2001, Virkkala ym. 2000).

Tämän tutkimuksen tavoitteena on koota yhteen olemassa oleva tieto suoperhoslajiston biologiasta ja uhanalaisuudesta Suomessa. Työ on osa Suomen ympäristökeskuksessa toteutettavaa hankekokonaisuutta suojelualueverkon edustavuuden arviointia (SAVA) (Heikkinen ym. 1999), ja sitä rahoitti ympäristöministeriö osana suoekosysteemejä käsittelevää osatutkimusta (Aapala 2001). Tautatietoja on koottu suoperhosia käsittelevistä julkaisuista. Tutkimuksessa käytetyt julkaisemattomat aineistot sisältävät mm. suojelusoiden lajistoselvityksistä tehtyjä raportteja ja uhanalaisten lajien rekisterin (UHEX) sisältämät tiedot.

Näiden taustatietojen ohella tutkittiin kesällä 1998 suoperhosten esiintymistä ns. Tammelan ylänköalueen soilla Lounais-Hämeessä (Kuvat 1 ja 3). Työssä pyritään yhdistämään eri lähteiden sisältämät tiedot suoperhoslajien taantumisen ja nykytilan arvioimiseksi Etelä-Suomessa. Olemassa olevan soiden suojelualueverkon edustavuutta arvioidaan vertaamalla niillä sijaitsevien uhanalaisten suoperhosten esiintymien määrää suojelualueiden ulkopuolisten esiintymien määrään (vrt. Warren 1993). Perhosia koskevan populaatiobiologisen tietämyksen (Hanski & Kuussaari 1995, Thomas & Hanski 1997) ja populaatiobiologian teorioiden, kuten saarieliömaantieteen, lähde-nielu-mallin ja metapopulaatiodynamiikan, ennusteiden valossa julkaisussa arvioidaan soiden suojelualueverkon riittävyttä lajien pitkäaikaisen säilymisen kannalta (Hanski 1994, 1998, 1999, MacArthur & Wilson 1967, Pulliam 1988, 1996, Thomas & Kunin 1999).



Kuva 1. Suoyhdistymätyyppien alueellinen pääjako Suomessa ja Tammelan tutkimusalueen sijainti keidassuovyöhykkeellä.

1.2 Suoperhoset sekä niiden tutkimus Suomessa ja muualla

Suomen soilla esiintyy niille ominainen perhosyhteisö, jonka monia lajeja ei lainkaan tavata suoympäristöjen ulkopuolella (Mikkola 1976, Väisänen 1992). Esimerkiksi maamme noin 95 kotimaisesta päiväperhosesta soille erikoistuneita lajeja on 10 (Marttila ym. 1990). Erityisesti Etelä-Suomen soiden perhoslajisto on mielenkiintoinen kooste eteläistä ja pohjoista alkuperää olevia lajeja (Mikkola & Spitzer 1983).

Mikkola (1976) julkaisi ensimmäisen selvityksen Suomen suoperhoslajiston faunistiikasta ja biologiasta ja samassa yhteydessä ensimmäisen lähinnä ns. suurperhosista koostuvan luettelon Suomen suoperhoslajeista. Etelä-Suomen suoperhoslajisto osoittautui koostuvan kahdesta alkuperältään erilaisesta ryhmästä: pohjoista alkuperää olevista varsinaisista suoperhosista ja eteläisistä lajeista, jotka eteläisemmissä maissa usein esiintyvät hiekkapohjaisissa ja kuumissa steppiympäristöissä. Ennen Mikkolan työtä Suomen suoympäristöjen hyönteislajiston faunistiikkaa on kuvannut Krogerus (1960), jonka julkaisu sisälsi myös tietoja suoperhosten biologiasta.

Mikkola ja Spitzer (1983) julkaisivat selvityksen suoperhoslajistosta koko Euroopassa ja arvioivat soita lajien elinympäristöinä Keski-Euroopassa, Etelä-Suomessa ja Lapissa. Tämän arvioinnin pohjalta he jakoivat Pohjois- ja Keski-Euroopan suoperhoslajiston kahteen ryhmään: tyrfobiontteihin eli varsinaisiin suolajeihin ja tyrfofiileihin eli lajeihin, jotka usein esiintyvät muissakin ympäristöissä kuin soilla. Tyrfobiontit esiintyvät ainakin jollakin Euroopan eliömaantieteellisellä vyöhykkeellä ensisijaisesti soilla. Esimerkiksi eteläiset steppilajit, jotka eteläisessä Suomessa esiintyvät lähinnä suoympäristöissä sisältyvät tämän jaottelun mukaan tyrfobiontteihin. Toisaalta lajit, jotka ovat tyrfobiontteja jollakin vyöhykkeellä, voivat olla muualla tyrfofiilejä. Mikkolan ja Spitzerin (1983) lajiluettelo eurooppalaisista suoperhosista sisältää lähinnä suurperhosia, mutta siinä on esitetty myös joukko soilla esiintyviä ns. pikkuperhosia. Pikkuperhosia koskeva biologinen tietämys on viime aikoihin asti ollut hyvin puutteellista, ja yhteen koottua julkaistua faunistista tietoa soiden pikkuperhoslajistosta on edelleen vähän (vrt. Järventausta 1996a, 1996b, Salokannel 1998). Järventausta (1996a, 1996b) on julkaissut lajiluettelon Suomen suoperhosista, mutta tämäkin luettelo on puutteellinen. Muutoin soiden pikkuperhoslajistoa on käsitelty lähinnä kansainvälisissä määritysoppaissa ja kotimaisissa paikallisfaunistisissa julkaisuissa, mutta nämä sisältävät vain harvoin tietoa lajien ympäristövaatimuksista ja biologiasta (ks. kuitenkin Svensson 1993).

Populaatioekologian alaan kuuluvia tutkimuksia suoperhosista on Suomessa tai muualla Pohjois-Euroopassa julkaistu toistaiseksi vain muutamia (Väisänen 1992, Ebenhard 1995, Gorbach 1998). Väisänen (1992) käsitteli tutkimuksessaan suoperhosten esiintymistä ja yhteisöekologiaa Kaakkois-Suomessa laajan suoalueen eri ympäristötyypeillä. Ebenhard (1995) on tutkinut usean vuoden ajan kahden päiväperhoslajin, suohopeatäplän (*Boloria aquilonaris*) ja saraikkoniittyperhosen (*Coenonympha tullia*) elinympäristövaatimuksia ja metapopulaatiobiologiaa soisella metsäalueella Keski-Ruotsissa. Gorbach (1998) tutki Karjalan tasavallassa yhden suohopeatäpläpopulaation kokoa ja perhosten lentokauden ajoittumista.

Näiden populaatioekologisten tutkimusten ohella muutamista suoperhoslajeista on julkaistu lyhyitä kehitysvaiheiden ja biologian kuvauksia (Peltonen 1951, Koponen & Peltonen 1976, Plester 1983, Hublin & Peltonen 1985, Itämies & Tabell 1991, 1997, Spitzer ym. 1991, Laasonen & Laasonen 1994), mutta järjestelmällistä tutkimusta eri lajien perusbiologiasta ei ole tehty. Jonkin verran enemmän on julkaistu faunistisia selvityksiä yksittäisten suoalueiden perhoslajistosta, usein luonnonsuojeluviranomaisten käyttöön (Väisänen & Suoknuuti 1989, Turunen 1992, 1993, Järventausta 1996a, 1996b, Salokannel 1995, 1998). Lisäksi on tehty vastaavia valtion maiden suojelusoiden lajistoseelvityksiä, joiden tulokset ovat toistaiseksi julkaisemattomia (esim. Järventausta 1990, 1991, 1992, 1994, 1995, Laasonen 1991).

Keski-Euroopassa, missä soiden pirstoutuminen ja niiden perhoslajiston uhanalaistuminen on tiedostettu pidempään (Meineke 1982b, 1985, Spitzer 1994), on suoperhosten faunistiikkaa ja biologiaa käsitteleviä tutkimuksia tehty enemmän. Tutkimuksia on tehty faunistiikasta ja suolajiston koostumuksesta (Meineke 1981, 1982a, Gelbrecht 1988) ja yksittäisten lajien populaatio- ja luonnonsuojelubiologiasta: esimerkkeinä päiväperhosista suokeltaperhonen (*Colias palaeno*) (Rüetschi & Scholl 1985, Rüetschi 1988), rämehopeatäplä (*Proclossiana eunomia*) (Baguette & Nève 1994, Baguette ym. 1996a, 1996b, Nève ym. 1994, 1996a, 1996b), suohopeatäplä (Brunzel & Bussmann 1994, Gorbach 1998, Mousson ym. 1999) ja saraikkoniittyperhonen (Joy & Pullin 1997, Dennis & Eales 1999). Yhdysvalloissa Wisconsinin osavaltiossa on tehty tutkimus eri tyyppisten soiden perhosyhteisöistä sekä suon koon ja lajimäärän suhteesta (Nekola 1998). Noin puolet siellä tutkituista lajeista esiintyy myös Suomessa.

Suomessa ei ole pystytty tarkan suoperhosten biologian ja elintapojen tuntemuksen puuttuessa ennakoimaan lajiston herkkyyttä elinympäristön muuttumiselle ja pirstoutumiselle ojitusten myötä. Suoperhosten harvinaistuminen ja taantuminen on kuitenkin todettu useissa viime aikaisissa paikallisfaunistisissa selvityksissä (ks. luku 3.2.), ja ilmiö on ollut tunnettu perhostutkijoiden ja -harrastajien keskuudessa. Kolmen perhosharrastajille tehdyn kyselytutkimuksen perusteella monien soilla elävien perhosten arvioidaan harvinaistuneen voimakkaasti (Marttila ym. 1990, 1996, Mikkola 1997). Kvantitatiivista tietoa taantumisen mittakaavan selvittämiseksi ei ole ollut saatavilla kuin vasta äskettäin. Marttila ym. (1999) esittävät neljän yleisen soiden päiväperhoslajin esiintymisfrekvenssien laskeneen viimeisen vuosikymmenen aikana, mutta tutkimusta on arvosteltu näyteköön vaikutusten huomiotta jättämisestä (Martikainen & Kouki 1999).

Havaintojen perusteella eri lajit näyttävät reagoivan eri tavoin soiden ojitukseen ja kuivatukseen (Krogerus 1960, Mikkola 1976, Marttila ym. 1990), mutta tarkempia tutkimuksia lajien välisten erojen selvittämiseksi ei ole tehty. Varsinaisia ojituksen vaikutusten seurantaan keskittyviä tutkimuksia on julkaistu vain yksi (Kontiokari 1999). Kyseisessä tutkimuksessa seurattiin kahden ojitetun suon perhoslajiston muutoksia noin 20 vuoden ajan, ja tulokset vahvistavat käsityksiä lajien välisistä eroista herkkyydessä ojituksen vaikutuksille.

Aineisto ja menetelmät

2.1 Suoperhoslajiston rajaaminen, levinneisyys ja biologia

Koska aiemmat suoperhosia käsittelevät luettelot käsittävät vain osan lajistoa, tämän selvityksen ensimmäiseksi osaksi on koottu täydennetty luettelo Suomen soilla elävistä perhoslajeista sekä perustiedot niiden biologiasta.

Työn pohjana käytettiin osin aiempia Mikkolan (1976) sekä Mikkolan ja Spitzerin (1983) julkaisemia lajiluetteloita. Lajien levinneisyyttä, ympäristövaatimuksia ja elintapoja käsittelevät tiedot kerättiin kotimaisista ja pohjoismaisista perhosia käsittelevistä julkaisuista (Johansson ym. 1990, Kaitila 1996, Mikkola & Jalas 1977, 1979, Mikkola ym. 1985, 1989, Marttila ym. 1990, 1996, Palm 1986, 1989, Svensson 1993, Traugott-Olsen & Nielsen 1977). Pikkuperhosten osalta Jari Kaitila (Vantaa) avusti mahdollisten suolajien valitsemisessa ja niitä koskevien elintapatietojen kokoamisessa. Lisäksi joukko perhostutkijoita ja -harrastajia, joilla on kokemusta suoperhosten esiintymisestä ja biologiasta, antoi asiantuntemuksensa käyttöön kirjallisten ja suullisten kommenttien muodossa. Kyseiset asiantuntijat ovat Juhani Itämies (Oulun yliopisto, Eläinmuseo), Seppo Kontiokari (Vaasa), Jaakko Kullberg (Helsingin yliopisto, Eläinmuseo), Erkki M. Laasonen (Helsinki), Esko Saarela (Tampere), Juha Salokannel (Tampere) ja Kari Vaalamo (Espoo). Julkaisussa esitettävä luettelo on kooste kirjallisuustiedoista ja asiantuntijoiden esittämistä tiedoista.

Luvussa 3.1. (Liite 1) esiteltävä lajiluettelo sisältää alla kunkin lajin tieteellisen nimen ja lajin kuvaajan sekä suomenkielisen nimen – sikäli kun lajilla on sellainen. Luettelossa käytetty tieteellinen nimistö perustuu korjattuna ja ajantasais-tettuna Suomen perhosten luetteloon (Varis ym. 1995). Liitteen toisessa sarakkeessa on arvioitu lajin sidos suoympäristöön. Kukin asiantuntija arvioi sidoksen suoympäristöissä sijaitsevien populaatioiden osuutena maan kokonaiskannasta. Luokittelu on kolmiportainen seuraavasti: (1) aito suolaji, jonka Suomen kannasta yli 95 % sijaitsee soilla, (2) lajin esiintymisessä suot ovat vallitseva ympäristötyyppi, ja yli 50 % kannasta sijaitsee soilla, (3) laji esiintyy usein runsaana soilla, mutta silti alle 50 % kannasta sijaitsee soilla.

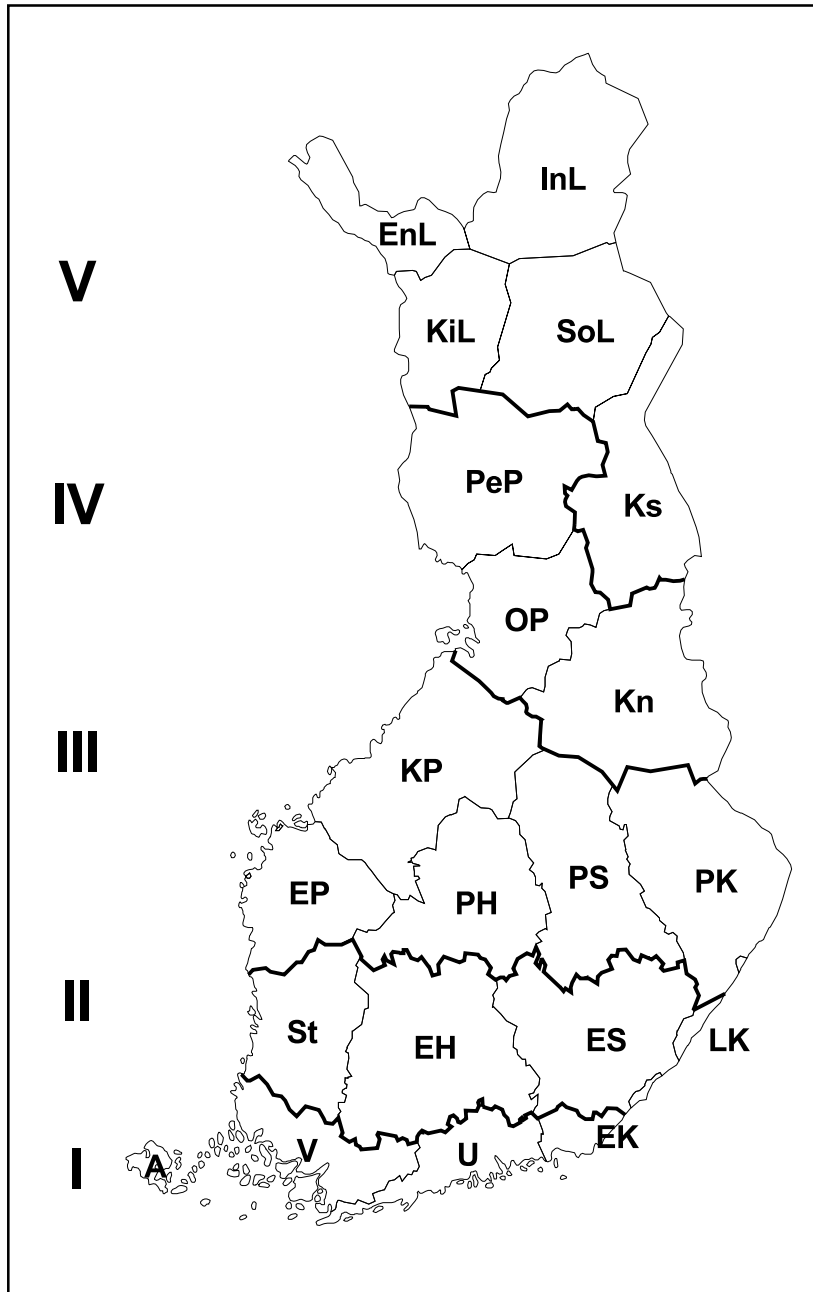
Liitteen kolmannessa sarakkeessa kuvataan karkeasti kunkin lajin levinneisyys Suomessa. Suurperhosten levinneisyystiedot on koottu yllä mainituista oppaista ja pikkuperhosten tiedot Suomen pikkuperhosten maakuntalevinneisyyskartastosta (Kerppola ym. 1995). Selkeyden vuoksi levinneisyys jaettiin viiteen vyöhykkeeseen seuraavasti (Kuva 2):

- I - Ahvenanmaa (A), Varsinais-Suomi (V), Uusimaa (U) ja Etelä-Karjala (EK)
- II - Satakunta (St), Etelä-Häme (EH), Etelä-Savo (ES) ja Laatokan Karjala (LK)
- III - Etelä-Pohjanmaa (EP), Pohjois-Häme (PH), Pohjois-Savo (PS), Pohjois-Karjala (PK) ja Keski-Pohjanmaa (KP)
- IV - Kainuu (Kn), Oulun Pohjanmaa (OP) ja Perä-Pohjanmaa (PeP)
- V - Kuusamo (Ks), Kittilän Lappi (KiL), Sompion Lappi (SoL), Enontekiön Lappi (EnL) ja Inarin Lappi (InL)

Varsinkin puurajan yläpuolella, mutta osin jo Perä-Pohjanmaan alueella (vyöhykkeet IV ja V), monet etelämpänä aidot suolajit esiintyvät laajalti muissakin ympäristöissä kuin soilla (Mikkola 1976, Mikkola & Spitzer 1983). Ilmiön syynä lienee, että monen perhoslajin toukkana käyttämät kasvilajit esiintyvät pohjoisessa

yleisesti mineraalimailla. Toisaalta etelämpänä metsäympäristöt näyttävät muodostavan liikkumisesteen monille suoperhosille (Väisänen 1992), mutta tunturi-alueilla tämä perhosten liikkumista estävä tekijä puuttuu.

Neljänteen sarakkeeseen on koottu kirjallisuudesta suoperhoslajien toukka- vaiheen ravintokasvin käyttöä koskevat tiedot. Pääosa tiedoista on peräisin yllä luetelluista yleisoppaista, mutta joidenkin lajien kohdalla on ollut käytettävissä perus- ja populaatiobiologian selvityksiä. Nämä julkaisut mainitaan sarakkeessa erikseen. Lisäksi julkaisemattomia ravintokasvitietoja on saatu haastatelluilta asiantuntijoilta.



Kuva 2. Suoperhosten levinneisyyden ryhmittelyssä käytetty aluejako. Alueiden jaottelu perustuu eliömaantieteellisten maakuntien rajoihin.

2.2. Uhanalaisuuden ja kantojen muutosten arviointi

Suoperhosten uhanalaisuutta on arvioitu I ja II uhanalaisten lajien valtakunnallisten tarkastelujen ja niistä julkaistujen mietintöjen yhteydessä (Rassi ym. 1986, 1992) sekä viimeksi Suomen uhanalaiset perhoset -kirjan valmistelutyön osana (Somerma 1997). Näiden arviointien sisältämiä tietoja suoperhosista koottiin tätä selvitystä varten yhteen (Taulukko 4). Lajien elinympäristötiedot perustuvat viimeisimpään arviointiin. Muutamalle alueellisesti uhanalaiselle lajille, joiden elinympäristötyyppejä ei ole julkaistu, käytettiin elinympäristötietojen lähteinä yleisoppaita. Uhanalaiset suoperhoslajit ryhmiteltiin levinneisyyden ja ensisijaisen elinympäristötyypin mukaan.

Keväällä 2000 julkaistu Suomen suurperhosatlas (Huldén ym. 2000) kokosi yhteen vuosikymmenten aikana kertyneet tiedot suurperhosten esiintymisestä Suomessa ja niiden kantojen muutoksista. Näitä tietoja ei vielä ollut käytettävissä tässä yhteenvedossa. Suurperhosatlaksen aineistoa on kuitenkin käytetty pohjana toukokuussa 2000 julkaistussa kolmannessa uhanalaisten lajien tarkastelussa perhosten osalta (Rassi ym. 2000). Toinen perhosten uhanalaisarviointin pohjana käytetty laaja, julkaisematon aineisto on Reijo Teriahon (Turku) kokoama Etelä-Suomen pikkuperhosten levinneisyys- ja havaintoarkisto. Arkiston tiedot olivat käytettävissä lajikohtaisina karttoina (10x10 km² tarkkuudella), jotka kattavat eteläisen osan maata Tampere-Mikkeli-linjalle saakka.

Uudessa uhanalaisten lajien luokittelussa käytettiin Kansainvälisen luonnon-suojeluliiton (IUCN) lajien uhanalaisuudesta käyttämiä määritelmiä sovellettuna Suomen oloihin (Kanerva ym. 1998). Uhanalaisarviointin pohjaksi laskettiin atlasaineiston sisältämät tuoreet havaintoruudut 10x10 km² tarkkuudella ja arvioitiin tämän perusteella kullekin lajille esiintymisalueiden koot 5x5 km² ruutujen tarkkuudella (Kaitila & Pöyry, julkaisematon). Uhanalaisten perhosten uudet luettelot ja uhanalaisluokat on jo julkaistu mietinnön yhteydessä (Rassi ym. 2000), mutta ne esitetään myös tässä julkaisussa (Taulukko 5).

Suomessa on viimeisen 20 vuoden aikana julkaistu lukuisia faunistisia selvityksiä ja tutkimuksia perhosista (Taulukko 1). Osa näistä julkaisuista kattaa kokonaisia luonnontieteellisiä maakuntia (Koponen ym. 1982, Hublin & Savolainen 1985, Järventausta ym. 1988, Kontiokari 1989, Leinonen 1993, Kontiokari 1997), kun taas osa keskittyy suppeampien seutukuntien tai pitäjien faunistiseen tarkasteluun (Linnaluoto & Koponen 1980, Ahola ym. 1983, von Bonsdorff 1985, Martikainen & Seuranen 1988, Kangas 1994). Koska nämä tutkimukset pääosin kattavat 1960-1980-luvut, joiden aikana tehtiin pääosa soiden metsäojituksista, on niiden pohjalta mahdollista arvioida soiden ojitusten vaikutusta suoperhoslajiston kantojen kehitykseen. Saatua tietoa voidaan käyttää paitsi koko maan lajiston muutosten arviointiin, myös alueellisten uhanalaisuustarkastelujen pohjaksi.

Pääosa alueellisista selvityksistä on keskittynyt yksinomaan suurperhosiin. Pikkuperhosista on julkaistu yksityiskohtaista tietoa Inarin Lapista (Linnaluoto & Koponen 1980, Koponen ym. 1982) ja Etelä-Pohjanmaalta (Kontiokari 1997). Pikkuperhosten havainnointi ja kantojen seuranta on ollut riittämätöntä, jotta kantojen muutosten arviointi olisi mahdollista. Pikkuperhosista on julkaistu levinneisyyskartasto luonnontieteellisten maakuntien tarkkuudella (Kerppola ym. 1995), mutta kantojen kehityksen arvioinnissa sitä ei voida käyttää.

Tietoja soiden päiväperhosten kannanmuutoksista on julkaistu Suomen päiväperhoset -kirjassa (Marttila ym. 1990), jonka tiedot perustuvat pääosin Suomen Perhostutkijain Seuran jäsenistölle tehtyyn kyselyyn. Samoin Suomen kiitäjät ja kehrääjät -kirjassa (Marttila ym. 1996) julkaistiin vastaavia tietoja kirjan käsittelemistä perhosryhmistä. Mikkolan (1997) artikkeli Suomen perhoslajiston muutoksista vuosina 1961-96 on viimeisin harrastajakyselyyn perustuva selvitys, jossa käsitellään myös suoperhoslajistoa.

Taulukko 1. Suomessa 1980- ja 1990-luvuilla julkaistut alueelliset perhoslajiston selvitykset.

Maakunta	Kattavuus	Aikajänne	Julkaisuvuosi	Tekijät
Varsinais-Suomi	Maakunta, suurperhoset	1870-1987	1988	Järventausta ym.
Etelä-Häme:				
- Tampereen seutu	Seutukunta, suurperhoset	-1987	1988	Martikainen & Seuranen
- Pälkäne	Pitäjä, suurperhoset	1953-1993	1994	Kangas
- Lahden seutu	Seutukunta, suurperhoset	1947-1983	1985	von Bonsdorff
- Hämeenkoski	Pitäjä, suurperhoset	1969-1981	1983	Ahola, Silvonon & Vilén
Etelä-Pohjanmaa	Maakunta, suurperhoset	erityisesti 1956-1988	1989	Kontiokari
	Maakunta, pikkuperhoset	-1996	1997	Kontiokari
Pohjois-Savo	Maakunta, suurperhoset	-1984	1985	Hublin & Savolainen
- Varpaisjärvi	100 km ² -ruutu, suurperhoset	1979-1997	1998	Hyttinen
Kainuu	Maakunta, suurperhoset	-1992	1993	Leinonen
Inarin Lappi	Maakunta, suur- ja pikkuperhoset	-1981	1982	Koponen, Laasonen & Linnaluoto
- Utsjoki	Pitäjä, suur- ja pikkuperhoset	-1979	1980	Linnaluoto & Koponen

Vuonna 1991 alkanut valtakunnallinen päiväperhosseuranta on alkanut tuottaa kvantitatiivista tietoa päiväperhosten kantojen nykytilasta. Sen perusteella suolla elävien päiväperhosten kantojen muutosten arviointi on mahdollista. Päiväperhosseurannan ensimmäisen viisivuotiskauden 1991-95 tuottamat lajikohtaiset kartat on julkaistu (Marttila & Saarinen 1996), samoin tietoja seurannan ensimmäisten seitsemän vuoden tuloksista (Marttila ym. 1999).

2.3 Suojelualueverkon edustavuuden arviointi

Suojelusoiden edustavuuden arviointia varten päivitettiin Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämän uhanalaisten lajien (UHEX) rekisterin suoperhosia koskevat tiedot. Rekisteri sisältää tietoja valtakunnallisesti uhanalaisista ja silmälläpidettävistä sekä alueellisesti uhanalaisista lajeista (Rassi ym. 1986, 1992, Somerma 1997). Pääosa suoperhostiedoista on peräisin ympäristöministeriön Suomen Perhostutkijain Seura ry:n jäsenistölle suuntaamasta uhanalaisten perhosten havaintokyselystä, jonka pohjalta on koottu vuosittaisia raportteja (1986-1998). Näistä raporteista on julkaistu tiivistelmät (Kaila 1987, 1990, 1992, 1994, Mutanen 1999), mutta

muutoin niiden sisältämät tiedot ovat pääosin julkaisemattomia. Jonkin verran tietoja on peräisin yksittäisten suojeleusoiden lajistosiselvityksistä sekä ympäristöhallinnon uhanalaishavaintokorteista. Osa kyseisistä selvityksistä on julkaistu (Järventausta 1996a, 1996b), mutta pääosa aineistoista on julkaisematta (Järventausta 1990, 1991, 1992, 1994, 1995, Laasonen 1991).

UHEX-rekisterin päivitystyön aikana on pyritty sijoittamaan uhanalaisten suoperhosten löytöpaikat – tiedonannon tarkkuuden mukaisesti – peruskartalle, ja siten varmentamaan havaintosuon tarkka sijainti. Samalla selvitettiin, sijaitseeko havaintopaikka suojelealueella ja sisältyykö se olemassa oleviin suojeleohjelmiin. Esiintymätiedoista pyrittiin poistamaan yksittäisiin hajahavaintoihin perustuvat tiedot. Näiden tietojen pohjalta laskettiin uhanalaisten suoperhosten esiintymien jakautuminen suojeleuille ja muille soille ja arvioitiin soiden suojelealueverkon edustavuutta perhosten kannalta (vrt. Warren 1993).

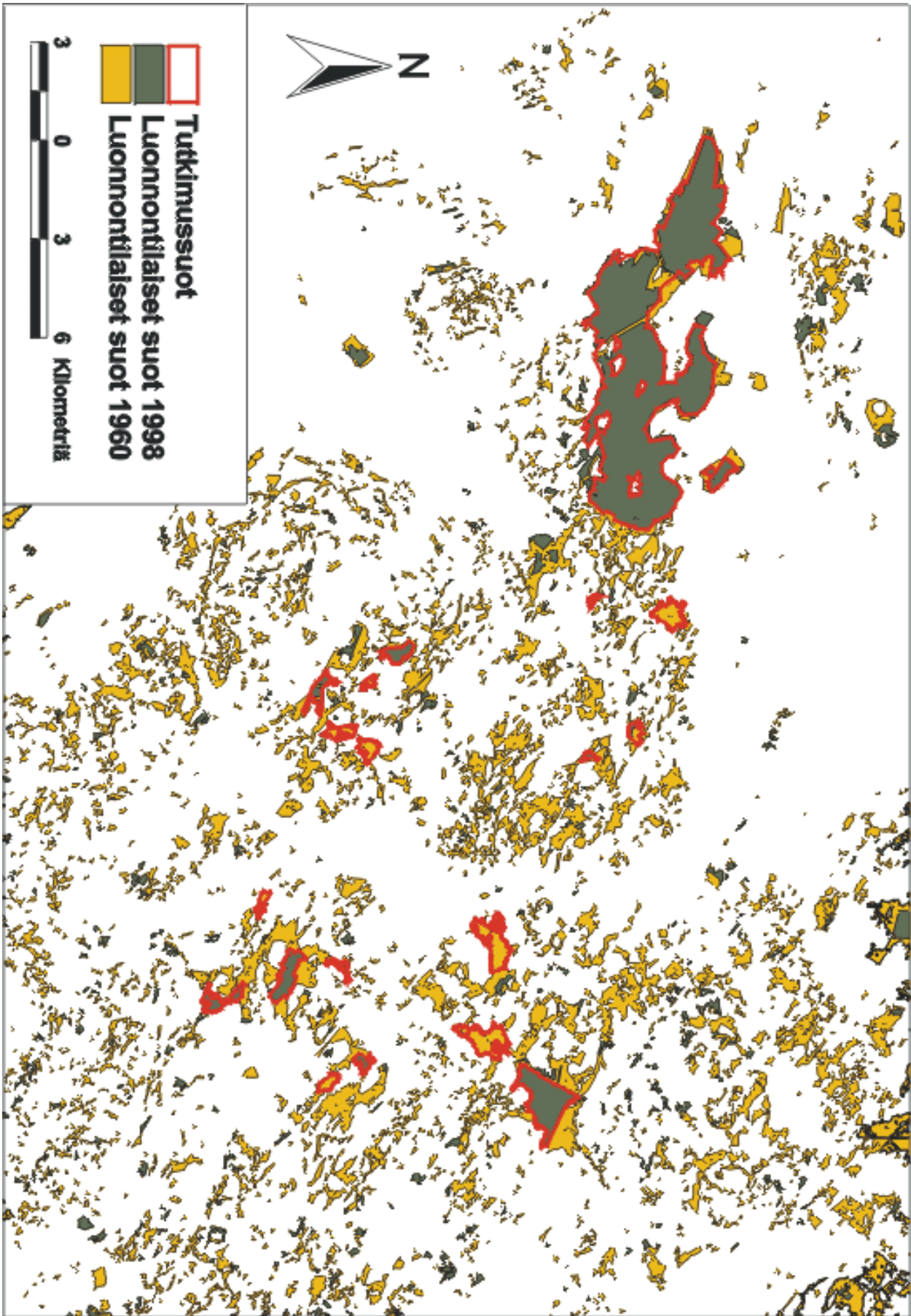
2.4 Suojelealueverkon riittävyden arviointi

Maastossa tehtyjen lajistosiselvitysten avulla tutkittiin soiden ojitustilanteen ja ojituksen jälkeisen suoknession sekä soiden koon ja eristyneisyyden vaikutusta suo-perhoslajiston säilymiseen. Koska tietyt suoperhoset ilmeisesti katoavat esiintymispaikoiltaan nopeasti ojituksen jälkeen (ks. luku 1.2.), valitsin tutkimukseen mukaan sekä ojitettuja että ojittamattomia soita.

Tutkimuksen maastotyöt tehtiin vuoden 1998 touko-heinäkuussa Tammelan ylängön (Kuva 1) soilla Lounais-Hämeessä. Valitsin tutkimukseen mukaan 19 suota (Taulukko 2, Kuva 3), joista yhtä – Torrnsuon kansallispuisto – käytin lajistoltaan edustavana vertailualueena. Torrnsuo on laaja ja yhtenäinen suoalue, joka on tutkimusalueella voinut parhaiten säilyttää lajistoa. Muista soista kahdeksan oli kooltaan pieniä (< 20 ha) ja kymmenen suuria (> 25 ha). Tutkimussoiden pinta-ala laskettiin digitoimalla kukin suo paikkatieto-ohjelman avulla (ArcView 3.1). Sekä suurista että pienistä soista puolet oli ojitettuja ja puolet ojittamattomia, jolloin tutkimussuot, Torrnsuo pois lukien, voitiin jakaa neljään ryhmään nelikenttjärjestelyn mukaisesti (Taulukko 3). Maastossa varmistettiin vielä kunkin tutkimus-

Taulukko 2. Tutkimuksessa mukana olleet suot, niiden pinta-alat ja kullakin suolla käyntikerralla vietetty ohjeellinen aika.

Suon nimi	Pinta-ala (ha)	Etsintäaika (min)
Torrnsuo	2544	195
Pudotussuo	34	89
Tartlamminsuo	37	91
Tervalamminsuo	73	108
Vähäsuo	43	94
Purinsuo	185	131
Muurainsuo	56	101
Hevosojansuo	92	114
Rinnansuo	87	112
Isosuo	28	84
Kortesuo	27	83
Rahamaansuo	20	75
Porraslamminsuo	7	49
Kakarilammensuo	13	64
Haarasuo	18	73
Ruostejärvensuo	6	45
Antinsilmänsuo	8	52
Rahkasuo	15	68
Kurkisuo	19	74



Kuva 3. Tammelan tutkimusalue. Keltainen väri kuvaa luonnontilaisten soiden esiintymistä alueella noin vuonna 1960 ja vihreä kuvaa niiden esiintymistä vuonna 1998. Tutkimussuot on rajattu punaisella. Pohja-aineisto © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

suon ojitustilanne (ojitettu vai ojittamaton). Ojitetuilla soilla arvioitiin silmämääräisesti suon ojituksen jälkeisen sukkession vaihe osuuksina suon alkuperäisestä ojittamattomasta pinta-alasta. Sukkession vaihetta kuvaavat määritelmät ovat ojikko, muuttuma ja turvekangas. Muita maastossa arvioituja kuvaavia muuttujia olivat suon rajoittuminen lampeen tai muuhun vesialueeseen ja avovesilampareiden esiintyminen suolla.

Taulukko 3. Koejärjestelyn soiden jaottelu neljään ryhmään lukuun ottamatta Torrongsuota.

Isot suot		Pienet suot	
Ojittamaton	Ojitettu	Ojittamaton	Ojitettu
Vähäsuo	Muurainsuo	Rahamaansuo	Ruostejärvensuo
Pudotussuo	Isosuo	Porraslamminsuu	Antinsilmänsuo
Tartlamminsuu	Kortesuso	Kakarilamminsuu	Rahkasuo
Tervalamminsuu	Hevosojansuo	Haarasuo	Kurkisuo
Purinsuo	Rinnansuo		

Lounais-Hämeen suoperhoslajistoa on tutkittu kohtalaisen hyvin verrattuna maan muihin osiin. Kuusinen (1960) on julkaissut suokirjosiiven (*Pyrgus centaureae*), pikkutupsukkaan (*Orgyia antiquoides*) ja luumittarin (*Aspitates gilvaria*) esiintymisestä tietoja, joita voitiin käyttää näiden lajien menneen ja nykyisen esiintymisen vertailussa. Lisäksi käytettävänä oli tietoja suoperhosten esiintymisestä kahdella läheisellä suolla, Mustakorvessa ja Löytytynsuolla, vuosina 1991-98 (Esko Viitanen, kirjallinen tieto) (Taulukko 2). Myös Järventaustan (1996a, 1996b) selvitykset sisältävät havaintotietoja neljältä tutkimuksen sisältäältä suolta (Purinsuo, Tartlamminsuu, Tervalamminsuu ja Torrongsuo) vuosilta 1992-93.

Maastossa pyrittiin selvittämään kunkin suon perhoslajisto kävelemällä suo läpi edestakaisin mahdollisimman kattavasti sekä laskemalla ja kirjaamalla ylös kaikki havaitut suurperhosyksilöt. Näyteyksilöitä tallennettiin kaikista havaituista pikkuperhosista. Kullakin tutkimussuolla käytettävä aika suhteutettiin suon pinta-alan logaritmiin seuraavan kaavan mukaisesti:

$$t_i = (\ln A_i / \ln A_{\min}) * t_{\min}$$

missä t_i = suolla i käytetty aika, t_{\min} = pienimmällä tutkimussuolla käytetty aika, A_i = suon i pinta-ala ja A_{\min} = pienimmän tutkimussuon pinta-ala.

Pienimmällä tutkimussuolla (Ruostejärvensuo, pinta-ala 6 ha) yhdellä laskentakerralla käytetty aika oli 45 min, jolloin suurimmalla tutkimussuolla (Torrongsuo, pinta-ala noin 2500 ha) etsintäaika oli 195 min kullakin käyntikerralla.

Suuremmilla soilla voitiin kullakin käyntikerralla laskea kooltaan suurempi mutta suhteellisesti pienempi osuus pinta-alasta kuin pienemmillä soilla, joilla yleensä ehdittiin koko alue haravoida läpi kullakin laskentakerralla. Suurilla soilla eri havainnointikerrat kohdistettiin mahdollisimman eri osiin suota.

Tammelan ylänköalueen soiden ojitustilanteen arvioimiseksi yleisemmin käytin Kallion & Aapalan (2001) kehittämää paikkatietopohjaista menetelmää. Peruskarttapohjiin merkityt suot ja muut turvemaat digitoitiin 40x80 km² alueelta. Näistä alkuperäisistä soista poistettiin kaikki ne turvepohjaiset alueet, jotka sijaittivat alle 50 m etäisyydellä lähimmältä ojitetulta alueelta. Tämän pohjalta saatiin selvitettyä kaikkien ojittamattomina säilyneiden suolaikkujen sijainnit ja pinta-alat. Koska ojittamattomat laikut olivat kesän 1998 maastokokemusten perusteella ympäröivien ojitusten vuoksi yleensä kuivuneita sekä kasvillisuudeltaan ja suotyypiltään muuntuneita, aineistosta poistettiin pääosa pienimmistä suosirpaleista. Useimmat poistetut suolaikut olivat pinta-alaltaan alle hehtaarin kokoisia. Samalla aineistosta poistettiin korpisuot, joiden merkitys varsinaisten suoperhosten esiintymiselle on pieni.

Kun suopinta-alan pieneneminen Tammelan alueella oli tiedossa, pystyttiin laskemaan saarieliömaantieteen teorian pohjalta arvio soille erikoistuneiden perhoslajien määrän muuttumisesta ojitusten seurauksena (MacArthur & Wilson 1967, Andrén 1997, Ås ym. 1997). Teorian mukaan elinympäristön ja sillä elävän lajimäärän suhde saadaan seuraavan lausekkeen mukaan:

$$S = k * A^z$$

missä S = lajimäärä, k = vakio, joka ilmaisee tarkastelun mittakaavan, A = elinympäristön pinta-ala ja z = vakio, joka ilmaisee kuinka voimakas pinta-alan ja lajimäärän välinen suhde on. Pinta-alan ja lajimäärän suhteen voimakkuutta kuvaavan vakion z arvona käytettiin lukua 0,2, jonka on todettu useimmin esiintyvän maa-alueilla sijaitsevien elinympäristölaikkujen pinta-alan ja lajimäärän suhteen kuvaajana (MacArthur & Wilson 1967). Lajimäärän muutosten arviointiin otettiin mukaan vain pääasiassa soilla esiintyvät perhoslajit, jotka oli sijoitettu luokkiin 1 ja 2. Lajimäärän muutos arvioitiin erikseen sekä kaikille keidassuovyöhykkeellä esiintyville lajeille että pelkästään keidassuovyöhykkeelle rajoittuneille lajeille. Tammelan alueelle lasketun suoympäristön vähenemisen prosentuaalinen osuus yleistettiin koskemaan koko keidassuovyöhykettä laskemalla ennuste koko keidassuovyöhykkeen suoperhoslajiston muuttumiselle ojitusten seurauksena.

Paikkatietoaineiston digitoinnin jälkeen oli mahdollista laskea kullekin tutkussuolle eristyneisyyden mitta suhteessa ympäröiviin soihin. Tähän ns. yhdistyneisyyteen eli biologisen eristyneisyyden mittaan lasketaan mukaan tietyn suon ympärillä olevien muiden suoalueiden sijaintien vaikutus. Yhdistyneisyys laskettiin erikseen alkuperäisten ojittamattomien soiden tilanteessa ja nykyisessä tilanteessa. Alkuperäisen ojittamattoman suotilanteen muuntamiseksi vertailukelpoiseksi yllä kuvatun nykytilan kanssa poistettiin myös alkuperäisistä digitoidusta soista kaikki alle hehtaarin kokoiset suosirpaleet. Biologinen eristyneisyys lasketaan Hanskin (1994) mukaan:

$$S_i = \sum p_j * e^{-\alpha d_{ij}} * A_j^b$$

missä S_i = eristyneisyys, p_j = suon j asutustilanne (1 jos tutkittavan lajin asuttama, 0 jos asuttamaton), α = tutkittavan lajin liikkumiskykyä kuvaava muuttuja, d_{ij} = etäisyys soiden i ja j välillä ja A_j = suon j pinta-ala, joka suhteutuu alueella olevan populaation kokoon tekijän b mukaisesti.

Kun oletetaan että $p_j = 1$, niin kyseinen eristyneisyyden mittari ei kuvaa enää tietyn yhden lajin esiintymistä suoverkostossa, vaan kyseisen verkoston yleistä yhdistyneisyyttä. Alueen koon ja sillä elävän populaation koon välillä on todettu useissa tutkimuksissa selvä riippuvuussuhde, minkä perusteella käytän tässä arvoa $b = 0,5$ (Hanski ym. 1996). Muuttuja on sitä pienempi, mitä pidempiä matkoja laji kykenee liikkumaan. Koska tarkkaa tietoa eri suoperhoslajien liikkumiskyvystä Etelä-Suomessa ei ollut käytettävissä, yhdistyneisyys laskettiin kahdelle kuvitelulle lajille käyttäen kertoimen arvoina seuraavia: $\alpha = 3$ (keskinkertainen lentäjä) ja $\alpha = 1$ (voimakas lentäjä) (Hanski 1994, Hanski ym. 1996, Wahlberg ym. 1996).

Aineiston tilastoanalyysissä käytettiin logistista regressiomallia, joka soveltuu erityisesti binääristen (1 tai 0) ilmiöiden tutkimiseen (Rita & Ranta 1993, Trexler & Travis 1993). Esimerkkinä tällaisesta ilmiöstä on perhoslajin esiintyminen tai puuttuminen joukossa erillisiä suoilaikkuja. Logistinen regressio tehtiin lajikohtaisesti seuraavia tutkimussoita kuvaavia muuttujia käyttäen: pinta-ala; yhdistyneisyys suhteessa ympäröiviin ojittamattomiin soihin (ks. yllä) sekä eristyneisyys suorana etäisyytenä Torrsonsuosta; ojitusaste sekä ojitusta seuraavan suokkession vaihe osuutena suon alkuperäisestä pinta-alasta.

Tulokset

3.1 Suoperhoslajiston yleispiirteet

Suomen soilla esiintyvä perhoslajisto esitellään liitteessä 1. Luettelo koostuu yhteensä 196 perhoslajista, joista 58 on luokiteltu aidoiksi suolajeiksi (luokka 1), joiden kannat Suomessa sijaitsevat täysin tai lähes täysin suoympäristöissä. Luokkaan 2, jonka lajien kannoista yli puolet arvioidaan elävän soilla, sisältyy 72 lajia. Perhoslajeja, joiden kannoista vähintään puolet arvioidaan elävän soilla (luokat 1 ja 2), on Suomessa yhteensä 130. Luokkaan kolme, jonka lajien kannoista alle puolet sijaitsee soilla, mutta jotka ovat kuitenkin yleisiä ja usein luonteenomaisia perhosia suoympäristöissä, sisältyy tässä luettelossa 66 lajia.

Suurin osa luettelon suoperhosista – 122 lajia – esiintyy lähes koko maassa. Keidassuovyöhykkeellä esiintyy yhteensä 113, luokkiin 1 ja 2 kuuluvaa suoperhoslajia. Vain maan eteläisessä osassa esiintyviä lajeja on luokassa 1 kolme ja luokassa 2 kaikkiaan 14, eli yhteensä 17 pääasiassa soilla elävää lajia (vyöhykkeet I, II ja III) (Liite 1). Luokkaan 3 sisältyy yhdeksän vain maan eteläosassa esiintyvää lajia, mutta näillä lajeilla pääosan kannoista arvioidaan elävän soiden ulkopuolisissa ympäristöissä. Vastaavasti luokassa 1 on viisi, luokassa 2 yhdeksän ja luokassa 3 kolme lajia, joiden esiintyminen rajoittuu maan pohjoisimpiin osiin (vyöhykkeet IV ja V).

Toukkien ravintokasvien vertailu osoittaa, että lähes kaikki suoperhoslajit käyttävät ravinnokseen yleisiä suokasveja. Erityisen korostunut ryhmä toukkien ravintokasveina ovat erilaiset varvut, varsinkin kanervakasvien (*Ericaceae*) (52 lajia) ja koivukasvien (*Betulaceae*) heimot (13 lajia). Ruohovartisista kasveista korostuvat ruusukasvit (*Rosaceae*) (14 lajia) sekä sarakasvit (*Cyperaceae*) (11 lajia) ja heinäkasperit (*Poaceae*) (3 lajia). Lisäksi 13 lajin katsotaan olevan polyfageja eli käyttävän ravinnokseen hyvin suurta joukkoa erilaisia kasveja. Spesialisteja ovat muutammat Pohjois-Suomessa elävät aapa- ja lettosoiden lajit, jotka käyttävät toukkavaiheessa ravintonaan vilukkoa (*Parnassia palustris*), läätettä (*Saussurea alpina*) ja pohjanruttojuurta (*Petasites frigidus*).

3.2 Uhanalaisuus ja kantojen muutokset

Taulukossa 4 esitetään tiedot perhoslajeista, joiden ensi- tai toissijaiseksi elinympäristöksi on mainittu uhanalaisten lajien arvioinneissa vuosina 1985 ja 1991 (Rassi ym. 1986, 1992) sekä Suomen uhanalaiset perhoset -kirjassa (Somerma 1997) joko räme (Sr), neva (Sn) tai korpi (Sk). Mukaan on otettu lajit, jotka ainakin yhdessä näistä tarkasteluista on arvioitu valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaisiksi.

Uhanalaisten suoperhosten luokittelussa ja luetteloissa on tapahtunut selviä muutoksia, erityisesti I ja II arvioinnin välillä. Selvin ero on neljän I arvioinnissa valtakunnallisesti uhanalaisiksi arvioidun päiväperhoslajin siirtäminen II arvioinnissa alueellisesti uhanalaisiksi. Nämä lajit ovat suokirjosiiپی (*Pyrgys centaureae*), rahkahopeatäplä (*Clossiana frigga*), muurainhopeatäplä (*Clossiana freija*) ja suonokiperhonen (*Erebia embla*). Ne esiintyvät lähes koko maassa (Liite 1), ja vaikka ne

ovat useiden lähteiden mukaan selvästi taantuneet Etelä-Suomessa, niiden kannat ovat pohjoisessa yhä elinvoimaiset. Uhanalaisten lajien joukosta poistettiin samalla ukkopussikas (*Pachytelia villosella*), rämevihersiipi (*Rhagades pruni*) ja kirjotupsukas (*Orgyia recens*) lisätietojen osoittettua ne aiemmin oletettua yleisemmiksi.

Vuoden 1991 arvioinnissa lisättiin valtakunnallisten uhanalaisten suoperhosten joukkoon luumittari (*Aspitates gilvaria*) ja suoventhokas (*Nola karelica*), sekä alueellisesti uhanalaisten joukkoon räme pussikas (*Phalacropterix graslinella*) ja sademittari (*Hypoxystis pluviaria*). Suomen uhanalaiset perhoset -kirjassa (Somerma 1997) julkaistu uhanalaisten suoperhosten luettelo on käytännössä sama kuin vuoden 1991 vastaava luettelo, ainoastaan ruokohämy-yökkönen (*Chortodes brevilinea*) on arvioitu erittäin uhanalaisen sijasta (E) silmälläpidettäväksi puutteellisesti tunnetuksi lajiksi (Sp). Vuoden 1997 luettelossa ei käsitelty alueellisesti uhanalaisia lajeja.

Vuosien 1991 ja 1997 valtakunnallisesti uhanalaisista lajeista kaksi sisältyy suosidosluokkaan 1 eli ne lisääntyvät käytännössä pelkästään soilla. Nämä lajit ovat luumittari ja suoventhokas. Neljä lajia sisältyy myös luokkaan 2, joilla yli puolet kannasta arvioidaan elävän soilla (Liite 1). Nämä lajit ovat vihermittari (*Thalera fimbrialis*), rämelehtimittari (*Scopula virgulata*), rämekulmumittari (*Idaea muricata*) ja suotarhayökkönen (*Lacanobia w-latinum*).

Ensimmäisen ja toisen tarkastelun uhanalaisista lajeista viidellä ensisijaiseksi elinympäristöksi arvioidaan nykyisin muu kuin suot (vrt. Taulukko 5). Kirjopapurikko (*Lopinga achine*) on sijoitettu luokkaan 3, joten alle puolet sen kannoista arvioidaan elävän soilla. Lajin pääasiallisia elinympäristöjä ovat nykyisen käsityksen mukaan varsinkin metsien ja erilaisten avoimien ja kosteiden ympäristöjen väliset mosaiikkimaiset rajapinnat (Bergman 1999), vaikkakin osa kannoista elää Suomessa

Taulukko 4. Suoperhoset uhanalaisuusarvioinneissa 1985 (Rassi ym. 1986), 1991 (Rassi ym. 1992) ja 1997 (Somerma 1997).

Luonnonsuojelusetuksessa (160/97) erityisesti suojeltaviksi määrätty laji on merkitty tähdellä. Elinympäristö on otettu uusimmasta saatavilla olevasta lähteestä. Elinympäristöjen tyypit ovat suo (S), räme (Sr), neva (Sn), korpi (Sk), lehtometsä (Ml), harjumetsä (Mh), Itämeren hietikkoranta (Rih), Itämeren niitty- ja luhtaranta (Rin) sekä järvien ja jokien tulvarannat (Rjt). Uhanalaisluokat ovat erittäin uhanalainen (E), vaarantunut (V), silmälläpidettävä taantunut (St), silmälläpidettävä harvinainen (Sh), silmälläpidettävä puutteellisesti tunnettu (Sp) ja alueellisesti uhanalainen (alue).

Suomenkielinen nimi	Tieteellinen nimi ja lajin kuvaaja	Elinympäristöt	Rassi ym.	Rassi ym.	Somerma
			1986	1992	1997
ukkopussikas	<i>Pachytelia villosella</i> (Ochsenheimer)	S	Sh	-	-
räme pussikas	<i>Phalacropterix graslinella</i> (Boisduval)	S	-	alue	-
rämevihersiipi	<i>Rhagades pruni</i> (Denis & Schiffermüller)	Sr	St	-	-
suokirjosiipi	<i>Pyrgus centaureae</i> (Rambur)	Sr	St	alue	-
rahkahopeatäplä	<i>Clossiana frigga</i> (Thunberg)	Sr	St	alue	-
muurainhopeatäplä	<i>Clossiana freija</i> (Thunberg)	Sn	St	alue	-
etelänpuhopeatäplä	<i>Clossiana thore</i> ssp. <i>thore</i> (Hübner)	Sk, Ml	V	Sh	Sh
suonokiperhonen	<i>Erebia embla</i> (Thunberg)	Sr, Sk	St	alue	-
* kirjopapurikko	<i>Lopinga achine</i> (Scopoli)	Sr, Sk, Ml	V	V	V
vihermittari	<i>Thalera fimbrialis</i> (Scopoli)	Sr, Mh, Rih	Sh	Sh	Sh
* hierakkalehtimittari	<i>Scopula corralaria</i> (Kretschmar)	Rjt, Sr, Rin	V	V	V
rämelehtimittari	<i>Scopula virgulata</i> (Denis & Schiffermüller)	Sr	Sh	Sh	Sh
rämekulmumittari	<i>Idaea muricata</i> (Hufnagel)	Sr, lk, Rin	Sh	Sh	Sh
sademittari	<i>Hypoxystis pluviaria</i> (Fabricius)	S, Rjn, In	-	alue	-
luumittari	<i>Aspitates gilvaria</i> (Denis & Schiffermüller)	Sn	-	Sh	Sh
kirjotupsukas	<i>Orgyia recens</i> (Hübner)	rämeet	St	-	-
suoventhokas	<i>Nola karelica</i> Tengström	Sr, Sn	-	Sh	Sh
ruokohämy-yökkönen	<i>Chortodes brevilinea</i> (Fenn)	Sr	V	E	Sp
suotarhayökkönen	<i>Lacanobia w-latinum</i> (Hufnagel)	Sr, Mh	Sh	Sh	Sh
ruso-olkiyökkönen	<i>Mythimna pudorina</i> (Denis & Schiffermüller)	Sr, Rit	Sh	Sh	Sh

myös rämeillä ja korvissa. Ruokohämy-yökkönen ja ruso-olkiyökkönen (*Mythimna pudorina*) elävät toukkana järviruo'olla, ja niiden pääasiallisia elinympäristöjä ovat Itämeren rantakosteikoiden reunamat. Hierakkalehtimittarin (*Scopula corivalaria*) pääasiallisia elinympäristöjä ovat nykyisen käsityksen mukaan rantakosteikot ja -luhdet (Kaitila 1998). Niinpä nämä kolme lajia on luokiteltu suolla esiintymisen suhteen luokkaan 3, eli alle puolet niiden kannoista elää suolla. Aiempi käsitys rämeistä näiden lajien elinympäristöinä perustui muutamiiin hyvin tunnettuihin populaatioihin, jotka sijaitsivat suoympäristöissä (Mikkola ym. 1979, 1985, Somerma 1997). Etelämpurohopeatäplän (*Clossiana thore ssp. thore*) pääasiallinen elinympäristö on nykyisen käsityksen mukaan metsäaukiot, jotka lajin esiintymisalueella Pohjois-Karjalassa ovat yleensä metsätalouden synnyttämiä. Etelämpurohopeatäplää havaitaan silti usein harhautuneena myös soiden reunakorvissa. Koska korvet eivät ole etelämpurohopeatäplän lisääntymisympäristöä, ei lajia ole sisällytetty lainkaan varsinaisten suoperhosten joukkoon (Liite 1).

Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmän työhön perustuvat (Rassi ym. 2000) uudet uhanalaisluokat suoperhosille esitetään taulukossa 5. Luettelon mukaan Suomessa on seitsemän valtakunnallisesti uhanalaista (luokat VU ja EN) ja kymmenen silmälläpidettävää (luokka NT) perhoslajia, joiden ensisijaisena tai yhtenä elinympäristönä on suo. Näistä 13 lajin kannoista yli puolet elää soilla, mutta neljän lajin kannoista pääosan arvioidaan elävän muualla kuin suoympäristöissä. Seitsemästä uhanalaisesta lajista viidellä kantojen pääosan arvioidaan elävän soilla. Lisäksi kaksi lajia, joiden kannoista alle puolet elää soilla, on arvioitu Suomessa uhanalaisiksi. Silmälläpidon tarpeessa olevia suoperhosia arvioidaan olevan kymmenen lajia. Näistä kahdeksalla pääasiallinen elinympäristö on suo, ja ainoastaan kahdella pääosa kannoista elää muualla kuin soilla. Uhanalaisista ja silmälläpidettävistä 17 lajista 13 rajoittuu esiintymisessään keidassuovyöhykkeelle. Uhanalaisten tai silmälläpidettävien lajien ohella kaksi soilla elävää perhoslajia on liian huonosti tunnettuja, jotta niiden uhanalaisuuden arviointi olisi mahdollista (luokka DD).

Seuraavassa esitetään kooste alueellisten faunististen julkaisujen (Taulukko 1) sisältämistä tiedoista soilla elävien suurperhosten kantojen muutoksista viime vuosikymmenien aikana. Tässä on mainittu lähinnä ne lajit, jotka havaintojen mukaan ovat harvinaistuneet suo-ojitusten seurauksena, mutta jotka eivät täyttäneet valtakunnallisen uhanalaisuuden tai silmälläpidettävyyden kriteereitä. Edelleen tarkastelu kattaa lähinnä ne lajit, jotka liitteen 1 suoperhosluettelossa sijoitettiin suosidokseltaan luokkiin 1 ja 2 eli lajit, joiden kannoista yli puolet arvioidaan elävän suoympäristöissä. Nämä harvinaistuneet, mutta eivät valtakunnallisesti uhanalaiset lajit, joilla on todettu kantojen muutoksia ja taantumista voidaan jakaa kolmeen ryhmään seuraavasti.

(1) Lajit, joiden levinneisyys rajoittuu Etelä-Suomeen (vyöhykkeet I-III liitteessä 1) ja jotka ovat harvinaistuneet toistaiseksi vain paikoin.

Tähän ryhmään sisältyy viisi lajia: kanervamittari (*Chlorissa viridata*), rämelehtimittari, kirjotupsukas, vahakeltasiipi (*Eilema cereolum*) ja rämevenhokas (*Nola aerugula*). Yllättäen rämelehtimittari on 1990-luvun havaintojen perusteella ja soiden ojituksista huolimatta ilmeisesti laajentanut levinneisyysaluettaan pohjoiseen. Kirjotupsukas on parhaiten toukkavaiheessa etsittävä laji, jonka vaikea havaittavuus on aiemmin vaikeuttanut lajin tilanteen arvioimista.

(2) Koko maassa tavattavat lajit, jotka ovat harvinaistuneet Etelä-Suomessa.

Tähän ryhmään sisältyy viisi päiväperhoslajia: suokirjosiipi, rahkahopeatäplä, muurainhopeatäplä, suonokiperhonen ja rämekylmänperhonen (*Oeneis jutta*). Lisäksi on mainittava vasamamittari (*Rheumaptera subhastata*), vaikka laji on soilla esiintymisen suhteen sijoitettu luokkaan 3 (Liite 1). Vasamamittari on Pohjois-Suomessa hyvin yleinen ja monissa eri ympäristöissä elävä laji, joka kuitenkin Etelä-Suomessa elää pääasiassa soilla (Mikkola ym. 1985) ja näyttää selvästi harvinaistuneen.

(3) Koko maassa tavattavat lajit, jotka ovat paikoin harvinaistuneet.

Tähän ryhmään sisältyy kahdeksan lajia, joilla harvinaistuminen on havaittu ainakin yhden faunistisen selvityksen alueella: suohopeatäplä, rämehopeatäplä, saraikkoniittyperhonen, rämemittari (*Semiothisa carbonaria*), pyörösiipi (*Thumatha senex*), hankopuuyökkönen (*Lithophane lamda*), herttakangasyökkönen (*Anarta cordigera*) ja suomaayökkönen (*Coenophila subrosea*). Lisäksi neljän lajin harvinaistu-

Taulukko 5. Kolmannen valtakunnallisen uhanalaisten lajien tarkastelun luokat suoperhosille. Uudet uhanalaisluokat ovat erittäin uhanalainen (EN), vaarantunut (VU), silmälläpidettävä (NT) ja puutteellisesti tunnettu (DD). Käytetyt perustelut ovat IUCN:n ohjeiden mukaiset (Kanerva ym. 1998). Vanhan mukaiset uhanalaisluokat ovat erittäin uhanalainen (E), vaarantunut (V), silmälläpidettävä taantunut (St), silmälläpidettävä harvinainen (Sh), silmälläpidettävä puutteellisesti tunnettu (Sp) ja luokiteltu muuttunut elinvoimaiseksi (M). Elinympäristöjen tyypit ovat suo (S), räme (Sr), neva (Sn), korpi (Sk), lehtometsä (Ml), harjumetsä (Mh), Itämeren hietikkoranta (Rih), Itämeren niitty- ja luhtaranta (Rin) sekä järvien ja jokien tulvarannat (Rjt). Uhanalaisuuden syyt (menneet) ja uhkatekijät (nykyiset) ovat ojitus (O), Metsien ikärakenteen muutos ja kulojen väheneminen (Mi), elinympäristöjen umpeenkasvu (N), luontainen kannanvaihtelu (Muf), vesistöarakentaminen (Vr) ja sopivien elinympäristöjen vähäisyys Suomessa (Y).

Laji	Perustelut	IUCN-luokka	Vanhan mukainen luokka	Elinympäristö	Uhanalaisuuden syyt	Uhkatekijät
<i>Paradiarsia punicea</i> (Hübner), varjomaayökkönen	B1, B2abd	EN	Sp	S, Mlk, Rin	?	?
<i>Coleophora pyrrhulipennella</i> Zeller	A1a	VU	St	Sr, K, Mkkp, In	O, Mi, N	O, N
<i>Thalera fimbrialis</i> (Scopoli), vihermittari	B1, B2bcd	VU	St	Sr, lj, Mkkp	O, Mi	O, N
<i>Scopula corrivalaria</i> (Kretschmar), hierakkalehtimittari	D2	VU	Sh	Rin, Rjn, Sl	Y	Vr, O
<i>Gynaephora selenitica</i> (Esper), rämekarvajalka	A1c	VU	St	Sr	O, Muf	O, Muf
<i>Chortodes brevilinea</i> (Fenn), ruokohämy-yökkönen	D2	VU	Sp	Rin, Rjn, Sr	?	?
<i>Lacanobia w-latinum</i> (Hufnagel), suotarhayökkönen	B1, B2bcd	VU	St	Sn, Mkkp	O, Mi, N	O, N
<i>Tischeria heinemanni</i> Wocke	A1a	NT	-	Sr, Ts	O	O
<i>Scrobipalopsis petasitis</i> (Pfaffenzeller)	B1, B2c	NT	Sh	Sl	O	O, Vr
<i>Clepsis pallidana</i> (Fabricius)	A2ac	NT	-	Sn, Sr, In	O, N	O, N
<i>Rhagades pruni</i> (Denis & Schiffermüller), rämeherssiipi	A2a	NT	St	Sr	O	O
<i>Lopinga achine</i> (Scopoli), kirjopapurikko	B1, B2c, B3abcd	NT	St	Mktp, Sk, Sr	Muf, O, N	Muf, O, N
<i>Idaea muricata</i> (Hufnagel), rämekulmumittari	B1, B2bcd	NT	St	S, Rin	O, N	O, N
<i>Hypoxystis pluviaria</i> (Fabricius), sademittari	A1c	NT	St	S, Rjn, lk	O, N	O, N
<i>Aspitates gilvaria</i> (Denis & Schiffermüller), luumittari	B1, B2bc	NT	St	Sn	O	Y, O
<i>Perconia strigillaria</i> (Hübner), kehnämittari	A1c	NT	-	Sr, K, Mkkp	O, Mi, N	O, N
<i>Nola karelica</i> Tengström, suovenhokas	B1, B2bcd	NT	St	Sr, Rin	O	O
<i>Elachista tetragonella</i> (Herrich-Schäffer)		DD	Sp	Sr, Mkt	?	?
<i>Elachista imatrella</i> von Schantz		DD	M	Sk, Sr	O	O

mista epäillään, mutta koska lajit ovat harvinaisia tai niiden havaintomäärät ovat muutoin pieniä vaikean havaittavuuden vuoksi, on harvinaistuminen näiden lajien kohdalla epävarmaa. Nämä neljä lajia ovat rämevarpumittari (*Chloroclysta infuscata*), pursupikkumittari (*Eupithecia gelidata*), pikkutupsukas (*Orgyia antiquoides*) ja keltahopeayökkönen (*Syngrapha microgamma*).

3.3 Suojelualueverkon edustavuus

Liitteessä 2 on lueteltu 11 valtakunnallisesti tai alueellisesti uhanalaisten (Rassi ym. 1986, 1992, Somerma 1997) suoperhoslajien 1980- ja 1990-luvuilla todettujen esiintymispaikkojen määrät uhanalaisten lajien (UHEX) rekisterissä. Esiintymät on jaoteltu alueellisten ympäristökeskusten mukaan. Perustetuilla suojelualueilla ja suojeluohjelmiin sisältyvillä soilla sijaitsevat esiintymispaikat on eritelty muiden soiden havaintopaikoista. Vain Suomen eteläpuoliskon (Oulun läänin eteläpuoli) ympäristökeskukset on sisällytetty liitteeseen, poikkeuksena rämekulmumittari, jonka pohjoisimmat esiintymispaikat sijaitsevat Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen alueella.

Useilla tarkastelluilla lajeilla suurin osa tiedossa olevista esiintymispaikoista sijaitsee muilla kuin suojelluilla suoalueilla. Esimerkiksi kahdella ojittamattomia soita vaativalla ja Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaisella päiväperhosella, muurainhopeatäplällä ja rahkahopeatäplällä, runsaat 40 % esiintymispaikoista sijaitsee suojelusoilla.

Kirjopapurikon ja suonokiperhosen esiintymispaikoista vain noin kymmenesosa sijaitsee suojelualueilla. Molemmat lajit ovat erityisesti soiden reunusrämeiden ja -korprien lajeja, jopa niin että kirjopapurikko elää useammin mineraalimaiden metsäympäristöissä ja erilaisissa kosteiden ympäristöjen ja mineraalimaiden rajavyöhykkeissä kuin itse soilla (Bergman 1999; luokka 3 liitteessä 1).

Luumittarin ja suotarhayökkösen esiintymispaikat näyttävät keskittyvän suojelualueille, tosin suotarhayökkösen tiedossa olevien esiintymien kokonaismäärä on hyvin pieni. Molemmat ovat elinympäristöjensä suhteen vaativia lajeja, ja ne esiintyvät yleensä laajoilla ojittamattomilla avosoilla.

3.4 Suojelualueverkon riittävyys

Tammelan ylängön 40x80 km² alueella (Kuva 3) alkuperäinen turvemaan pinta-ala ennen vuotta 1960 oli 32 379 ha. Erillisiä soita aineiston perusteella oli tuolloin yli 8 700 kpl, ja soiden keskimääräinen pinta-ala oli 3,7 ha. Turvemaiden alkuperäinen peittävyys Tammelan ylängöllä on noin 11 prosenttia alueen koko pinta-alasta, mukaan lukien sekä kivennäismaat että vesialueet.

Kun alkuperäisestä turvemaasta poistettiin alle 50 m etäisyydellä ojista sijaitsevat turvemaan alueet, saadaan jäljelle jäävän ojittamattoman suon osuudeksi 28 prosenttia alkuperäisestä (vrt. Kallio & Aapala 2001). Kun aineistosta edelleen poistettiin kasvillisuudeltaan ja suotyypiltään muuntuneet, pienet ja yleensä alle hehtaarin kokoiset ojittamattomat suosirpaleet, jäi jäljelle 1 085 kpl luonnontilaisiksi katsottavia rämesoita (Kuva 3). Näiden yhteenlaskettu pinta-ala on 7 103 ha ja pinta-alan keskiarvo 6,5 ha. Yhteensä nämä suot käsittävät siten noin 22 prosenttia turvemaiden alkuperäisestä pinta-alasta. Tammelan ylängön alueella sijaitsee yhteensä yhdeksän suota sisältävää valtion- tai yksityismaiden suojelualuetta, joiden yhteenlaskettu suopinta-ala on 2856 ha (Aapala & Lindholm 1995, Suomen ympäristökeskuksen luonnonsuojelualuerekisteri), eli noin 40 prosenttia luonnontilaisiksi katsottavista soista on suojeltu.

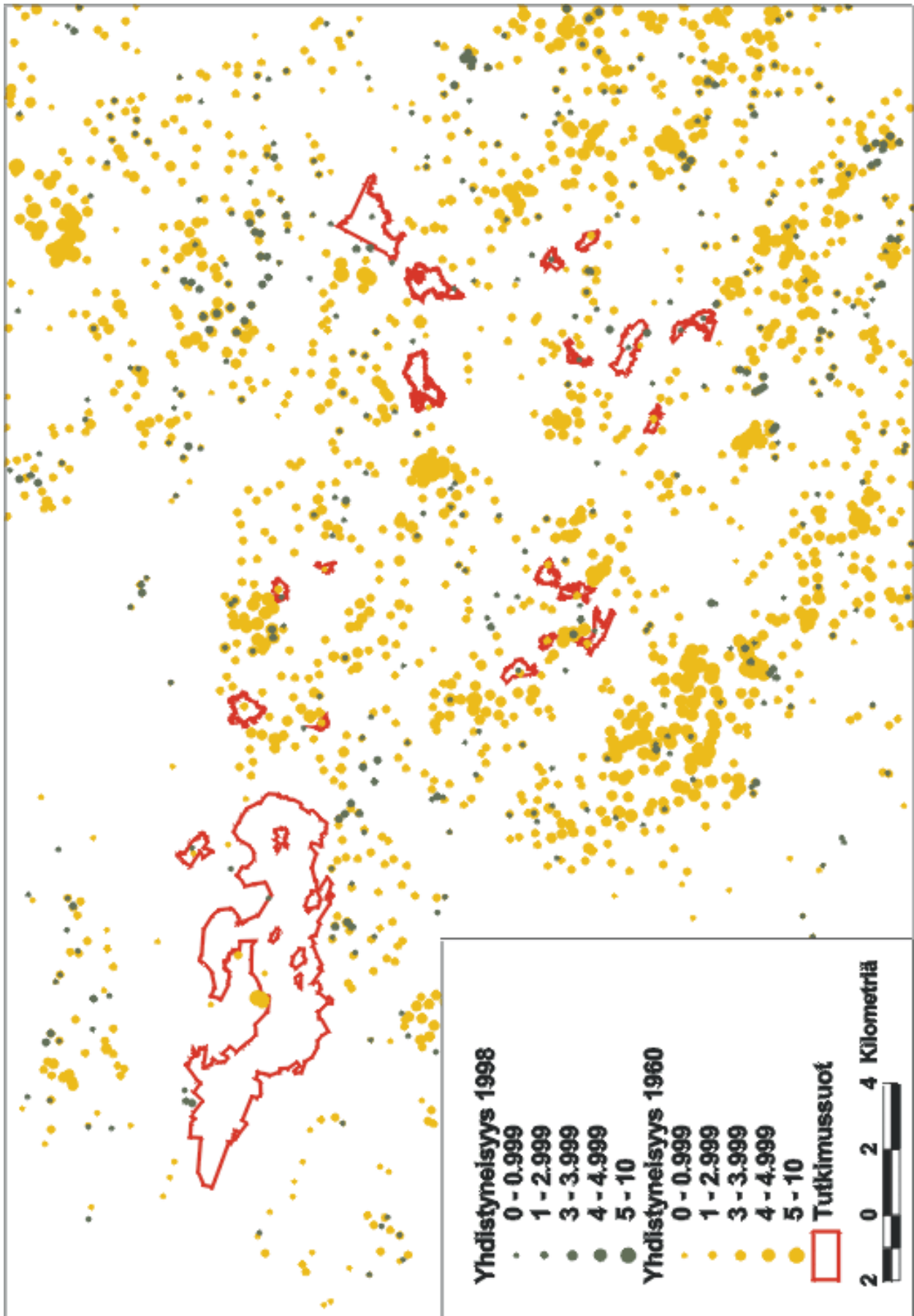
Saarieliömaantieteen teorian perusteella laskettiin arvio lajimäärän pienenemisestä soiden ojitusten seurauksena. Keidassuovyöhykkeellä esiintyviä suoperhosia on yhteensä 113 lajia. Laskettu ennuste lajimäärästä uudessa tilanteessa sopivan suoympäristön vähennyttyä ja lajimäärän asetuttua uuteen tasapainotilaan aikaviiveen jälkeen on 83 suoperhoslajia. Keidassuovyöhykkeelle rajoittuneita suoperhosia, joiden kannoista yli puolet elää soilla, on Suomessa 17 lajia. Arvio keidassuovyöhykkeelle rajoittuneiden suoperhosten määrästä tasapainotilassa on 13 lajia.

Tammelan alueen soiden alueellisen tason yhdistyneisyys aleni huomattavasti vuodesta 1960 vuoteen 1998 (Kuva 4). Kuvassa esitetty tilanne on laskettu lajille, jonka liikkumiskyvyn oletettiin olevan keskimääräinen (Hanski 1994, Hanski ym. 1996, Wahlberg ym. 1996). Monet luonnontilaisina säilyneet suurehkot suot näyttävät jääneen eristyksiin muista luonnontilaisista soista. Tämä huomio koskee myös Tammelan alueen suojelusoita, joista suurin, Torrnsuo näyttää myös hyvin eristyneeltä ojitettujen soiden ympäröimältä saarekkeelta (Kuva 4). Ainoastaan muutamille alueille näyttää vielä jääneen lähikäisten luonnontilaisten ja ojitamattomien soiden verkostoja, joissa ojituksille herkkien suoperhosten siirtyminen soiden välillä on yhä todennäköistä (vrt. Wahlberg ym. 1996).

Kesän 1998 maastotyöt Tammelan alueella toteutettiin alkuperäisen suunnitelman mukaan. Ensimmäinen havaintopäivä oli 29.5. ja viimeinen 18.7. Kesän sateinen sää kuitenkin häiritsi merkittävästi havainnointia, ja lähes päivittäiset ukkoskuurot katkaisivat useimmat maastopäivät ennenaikaisesti. Tämän vuoksi käyntikertojen määrä kutakin suota kohti jäi noin puoleen suunnitellusta, ja keskimäärin havaintokertoja oli kaksi suota kohti.

Maastotöiden tuottaman aineiston tilastollisen käsittelyn päätulokset ovat taulukossa 6. Tulokset osoittavat, että suon ojituksella ja sitä seuraavalla kuivumisella oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen vaikutus kolmen perhoslajin esiintymiseen. Nämä lajit ovat suokeltaperhonen, saraikkoniittyperhonen ja herttakangasyökkönen. Esimerkkinä saraikkoniittyperhonen löytyi kaikilta ojitamattomilta tutkimussoilta sekä yhdeltä suurelta ojitetulta suolta, jonka keskiosissa oli vielä säilynyt avoimia nevamaisia laikkuja. Tutkituista lajeista koisaperhonen *Crambus lathoniellus* hyötyi suon ojituksen vaikutuksista, ja esiintyi yleensä vain pitkälle kuivuneilla ja turvekankaaksi muuntuneilla soilla. Suon pinta-alalla oli merkitsevä positiivinen vaikutus koisaperhosen *Crambus alienellus* ja rämekylmänperhosen esiintymiseen tutkimussoilla. Suoverkoston yhdistyneisyyden tai suon eristyneisyyden vaikutuksia ei voitu havaita yhdenkään perhoslajin esiintymisessä tutkimusalueella.

Tilastollisen tarkastelun ohella aineiston tarkastelu tuotti kvalitatiivista tietoa eri lajien sietokyvystä sukcession edetessä suon ojituksen jälkeen. Esimerkkejä ojitusta hyvin sietävistä lajeista ovat juolukkasiniisi (Vacciniina optilete), jota havaittiin yhtä tutkimussoita lukuun ottamatta kaikilta soilta, ja rämehopeatäplä, joka puuttui vain kahdelta tutkimukseen sisältyneistä 19 suosta (Kuva 5). Rämehopeatäplän kohdalla kyseiset kaksi suota olivat pinta-alaltaan pieniä ja ojituksen jälkeen täysin muuntuneita turvekankaiksi. Ojitusten vaikutuksille herkkiä, uhanalaisia lajeja löytyi tutkimusalueelta kesällä 1998 vain kaksi: luumittari (NT ja St) ja suokirjosiipi (LC, alueellisesti uhanalainen). Luumittaria havaittiin vain alueen kahdella suurimmalla luonnontilaisella suolla, jotka ovat Torrnsuo ja Purinsuo. Lisäksi lajista on havaintoja vuosilta 1992-93 suojelluilta Tartlamminsuolta ja Tervalamminsuolta (Kuva 6). Suokirjosiipi löytyi ainoastaan Torrnsuolta, eikä lajista ole tuoreita havaintoja alueen muilta soilta. Näiden kahden lajin kaikki tutkimusalueen tunnetut esiintymät sijaitsevat suojelluilla suoalueilla. Luumittarilla lähimpien esiintymispaikkojen etäisyys toisistaan on Tammelan alueella nykyisin noin kahdeksan kilometriä.

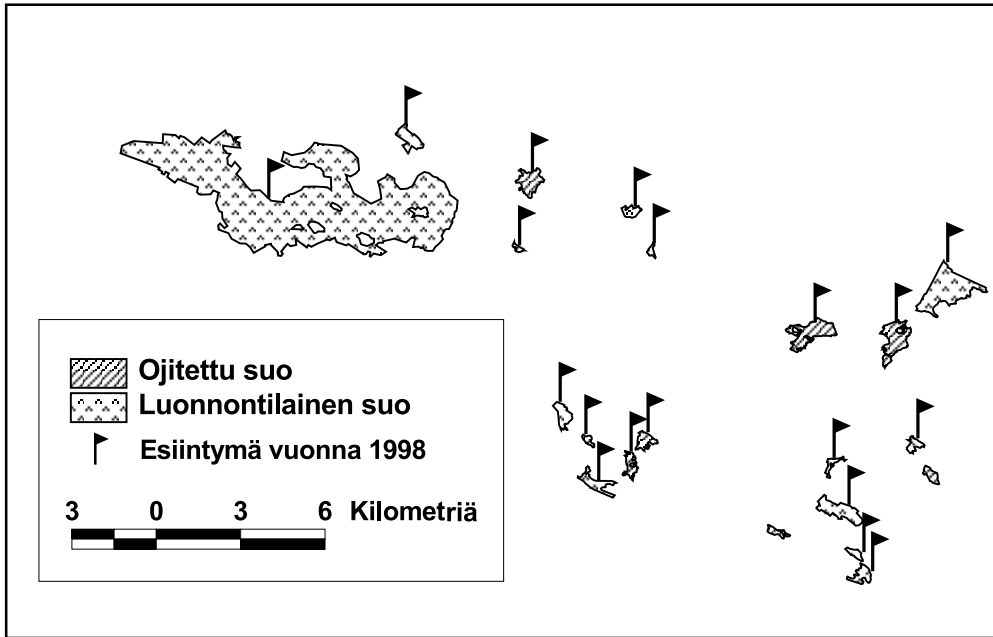


Kuva 4. Yhdistyneisyyden muutos tutkimusalueella vuosien 1960 (keltainen) ja 1998 (vihreä) välillä. Täplän koko kuvaa kunkin suon suhteellista yhdistyneisyyttä. Pohja-aineisto © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

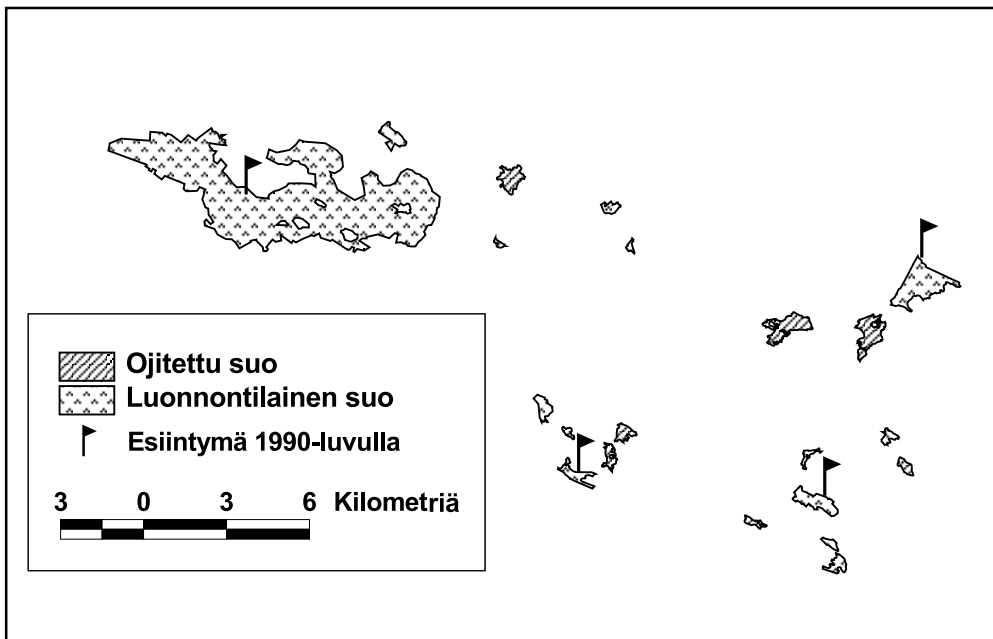
Taulukko 6. Suon laatua kuvaavien muuttujien vaikutus kuuden lajin esiintymiseen tutkimussoilla. Käytetty tilastollinen menetelmä oli logistinen regressio ja kukin tilastomalli sisälsi yhden muuttujan kerrallaan. Kullekin muuttujalle ilmoitetaan "odds ratio" (vedonlyöntisuhteiden osamäärä) 95 % luottamusvälein, G^2 - ja vastaavat p-arvot. Ojittustilanne arvioitiin seuraavasti: ojitettu = 1 tai ojittamaton = 0. Suon ojitusta seuraavaa sukkessiota kuvaavat metsätalouden muuttujat, ojittamaton pinta-ala (sukcession aste 0) ja metsittynyt (turvekangas) pinta-ala, arvioitiin paikkatietomenetelmien avulla prosentteina alkuperäisestä suon pinta-alasta.

Laji	Ln (pinta-ala)	Ojittustilanne	Ojittamaton osuus (%)	Ln (ojittamaton pinta-ala)	Metsittynyt osuus (%)
<i>Crambus alienellus</i>	6,10 (0,99-37,73) $G^2 = 6,340$ $p < 0,05$	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
<i>Crambus lathoniellus</i>	N.S.	11,25 (0,99-128,16) $G^2 = 4,832$ $p < 0,05$	0,98 (0,95-1,00) $G^2 = 3,531$ $p = 0,060$	0,77 (0,62-0,95) $G^2 = 7,878$ $p < 0,01$	1,06 (1,01-1,10) $G^2 = 9,803$ $p < 0,01$
<i>Colias palaeno</i>	N.S.	0,09 (0,01-0,95) $G^2 = 5,331$ $p < 0,05$	N.S.	1,35 (0,99-1,85) $G^2 = 7,758$ $p < 0,01$	N.S.
<i>Oeneis jutta</i>	3,48 (0,91-13,35) $G^2 = 4,404$ $p < 0,05$	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
<i>Coenonympha tullia</i>	N.S.	0,01 (0,00-0,20) $G^2 = 15,519$ $p < 0,001$	1,05 (1,01-1,08) $G^2 = 12,645$ $p < 0,001$	N.S.	0,93 (0,87-0,99) $G^2 = 11,415$ $p < 0,001$
<i>Anarta cordigera</i>	N.S.	0,07 (0,01-0,80) $G^2 = 5,878$ $p < 0,05$	1,03 (1,00-1,06) $G^2 = 4,421$ $p < 0,05$	1,21 (1,01-1,45) $G^2 = 8,849$ $p < 0,01$	0,95 (0,92-0,99) $G^2 = 5,030$ $p < 0,05$

Kahta alueelta aiemmin 1990-luvulla löytynyttä alueellisesti uhanalaista lajia ei havaittu vuonna 1998. Näistä muurainhopeatäplä on lentoajaltaan aikainen laji, joka luultavasti ehti lentää ennen maastotöiden aloittamista. Lajia on 1990-luvun vuosina havaittu viidellä tutkimusalueen suolla: Torrjonsuo, Purinsuo, Tervalamminsuo, Löyttynsuo ja Mustakorpi (Järventausta 1996a, 1996b, Esko Viitanen, kirjallinen tieto). Kaikki löytöpaikat ovat luonnontilaisia soita, joista kolme sijaitsee suojelualueilla. Toinen havaitsematta jäänyt laji, rahkahopeatäplä, olisi pitänyt lentokautensa perusteella olla havaittavissa tutkimuksen aikana (Marttila ym. 1990). Vuonna 1992 laji oli esiintynyt runsaana Torrjonsuolla (Järventausta 1996a).



Kuva 5. Rämehopeatäplän (*Proclissiana eunomia*) esiintyminen tutkimusalueen soilla kesällä 1998. Pohja-aineisto © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.



Kuva 6. Luumittarin (*Aspitates gilvaria*) esiintyminen tutkimusalueen soilla kesällä 1998 ja aiemmin 1990-luvulla Järventaustan (1996a, b) mukaan. Pohja-aineisto © Maanmittauslaitos, lupa nro 7/MYY/01.

4

Tulosten tarkastelu

4.1 Suoperhoslajiston yleispiirteet

Suolajeja on Suomessa tämän selvityksen perusteella aiemmin tiedettyä enemmän. Pääasiassa tai yksinomaan suoympäristöissä eläviä ja lisääntyviä perhoslajeja on Suomessa 130, kun aiemman käsityksen mukaan niitä oli Suomessa alle 50 lajia (Mikkola 1976, Mikkola & Spitzer 1983). Lisäys johtuu pääasiassa pikkuperhosten biologiaa koskevien tietojen merkittävästä tarkentumisesta viimeisen 20 vuoden kuluessa sekä toisaalta näiden tietojen järjestelmällisestä etsinnästä. Eteläistä alkuperää olevat ja etelässä kuivissa ympäristöissä esiintyvät lajit erottuvat joukosta omana ryhmänään kuten aiemmissa suoperhoslajiston katsauksissa. Lajeja, joiden esiintymiselle soilla on huomattavaa merkitystä, on Suomessa yhteensä lähes 200. On kuitenkin huomattava, että luokan 3 raja muihin kuin suolajeihin on varsin liukuva, ja tähän luetteloon onkin sisällytetty vain tyyppillisesti runsaina soilla esiintyvät perhoslajit.

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) uusien uhanalaisuuden arviointiperusteiden pääkriteerinä on lajin levinneisyysalueen, esiintymisalueen tai kokonaispopulaation pieni koko (Kanerva ym. 1998). Tämän vuoksi on tärkeää kiinnittää huomiota lajeihin, joiden levinneisyys rajoittuu eteläisimpään tai pohjoisimpaan osaan maata. Nämä lajit ovat sopivien suoympäristöjen vähetessä todennäköisimpiä valtakunnallisesti uhanalaisia lajeja. Koska soiden ojitus ja kuivatus on ollut voimallisinta maan eteläosien keidassuovyöhykkeellä (Solantie 1999, Virkkala ym. 2000), vain maan eteläosassa esiintyvät suoperhoset ovat todennäköisimpiä kärsijöitä viime vuosikymmenien laajoista ojituksista. Pääasiassa soilla eläviä ja lisääntyviä perhosia, joiden esiintyminen rajoittuu keidassuovyöhykkeelle on 17 lajia. Joukko suoperhoslajeja on rajoittunut esiintymisessään vain pohjoisimpaan osaan maata, mutta soiden ojitus ja kuivatus ei nykyisellään uhkaa niitä.

Perhostoukkien käyttämien ravintokasvien vertailu osoittaa, että lähes kaikki suoperhoslajit käyttävät toukkavaiheessa ravinnokseen yleisiä ja monin paikoin runsaita suokasveja. Tämä havainto vahvistaa osaltaan aiempaa käsitystä muiden tekijöiden, kuten suon kosteus- ja lämpöolojen (Mikkola 1976) sekä suota ympäröivien alueiden metsäisyyden tai avoimuuden (Väisänen 1992), merkityksestä suoperhosten paikallista esiintymistä rajoittavina tekijöinä varsinaisten ravintokasvien ohella. Monilla suoperhoslajeilla tietoja ravintokasveista on kuitenkin edelleen pidettävä suuntaa antavina tai alustavina, sillä läheskään kaikista lajeista ei ole tehty ravintokasvihavaintoja luonnossa. Vain harvojen lajien perusbiologiaa on tutkittu yksityiskohtaisesti.

4.2 Uhanalaisuus ja kantojen muutokset

Tarkasteltaessa vuosien 1991 ja 1997 uhanalaisluetteloja (Rassi ym. 1992, Somerma 1997), ja verrattaessa niitä liitteen 1 levinneisyystietoihin havaitaan, että valtakunnallisesti uhanalaisiksi arvioidut 11 lajia rajoittuvat esiintymisessään maan eteläosiin (vyöhykkeet I-III), missä soita on ojitettu eniten (Solantie 1999, Virkkala ym. 2000). Poikkeuksena tästä on suoventokas. Laji on alkujaan esiintynyt harvi-

naisena lähes koko maassa (Marttila ym. 1996), mutta sen havaintomäärät ovat viime vuosikymmeninä olleet kaikkialla erittäin vähäisiä. Osasyynä suoventhokkaan harvinaisuuteen voi kuitenkin olla sen vaikea havaittavuus, mikä on voinut synnyttää lajin tilanteesta todellista huonomman kuvan (J. Kaitila, suullinen tieto). Uudessa uhanalaisten lajien luettelossa (Rassi ym. 2000) 17 uhanalaisesta tai silmälläpidettävästä suoperhoslajista 13 rajoittuu esiintymisessään keidassuovyöhykkeelle, jossa ojituksia on tehty eniten. Pääasiassa suoympäristöissä elävistä lajeista viisi on arvioitu valtakunnallisesti uhanalaisiksi, ja näistä neljä rajoittuu esiintymisessään keidassuovyöhykkeelle.

Perhosten alueellisen uhanalaistarkastelun pohjana vuonna 2000 käytettävät aineistot koostuvat luvussa 2.2. mainituista atlasaineistoista. Voidaan olettaa, että luvussa 3.2. mainituista harvinaistuneista suoperhosista osa on alueellisesti uhanalaisia. Erityisesti eteläisessä osassa maata moni valtakunnallisesti elinvoimainen laji on uhanalaistunut alueellisesti. Esimerkiksi kaikki viisi Etelä-Suomessa monien eri lähteiden mukaan harvinaistunutta päiväperhosta – suokirjosiipi, rahkahopeatäplä, muurainhopeatäplä, suonokiperhonen ja rämekylmänperhonen – sekä vasamamittari ovat selvästi Etelä-Suomessa alueellisesti uhanalaisia. Neljä ensin mainittua päiväperhosta arvioitiin jo edellisessä tarkastelussa Etelä-Suomessa uhanalaisiksi (Rassi ym. 1992). Maan eri osissa saattaa olla useita muitakin alueellisesti uhanalaisia suoperhoslajeja, mutta tämän katsauksen aineiston pohjalta näiden arviointi ei ollut mahdollista.

4.3 Suojelualueverkon edustavuus

Yleisesti voidaan todeta, että uhanalaisia suoperhosia koskevien tietojen määrä on yhä varsin pieni, ja on selvää että vain osa olemassa olevista esiintymispaikoista on toistaiseksi päätyneet luonnonsuojeluviranomaisten tietoon ja talletettu uhanalaisten lajien (UHEX) rekisteriin. Esimerkiksi kolmannen uhanalaisten lajien tarkastelun pohjana käytetyissä suurperhosatlaksen tiedoissa on ollut huomattavasti enemmän havaintopaikkoja 10x10 km² karttaruutujen tarkkuudella, kuin mitä UHEX-rekisterissä on viimeisten päivitysten jälkeenkään. UHEX-rekisterin sisältämiä soita voidaan kuitenkin pitää otoksena kunkin lajin olemassa olevista esiintymispaikoista, ja tältä pohjalta oli mahdollista laskea esiintymispaikkojen jakautuminen suojeltujen ja suojelemattomien soiden välillä.

Vain noin kymmenesosa ojitamattomana säilyneestä suoalasta Etelä-Suomessa sisältyy suojelualueisiin ja suojeleuhjelmien kohteisiin (Aapala ym. 1998, Virkkala ym. 2000). Onkin odotettavissa, että ojituksille herkkien ja uhanalaistuneiden perhoslajien kannoista suurin osa on säilynyt suojelualueiden ulkopuolisilla luonnontilaisilla soilla. UHEX-rekisterin aineiston valossa suojeleusoiden lukumääräinen osuus uhanalaisten suoperhosten esiintymispaikoista on suurempi kuin mitä niiden pinta-alan perusteella voisi olettaa. Tämä viittaa siihen, että suojellut suot olisivat perhoslajistoltaan erityisen edustavia ja että uhanalaisten lajien esiintymät painottuisivat niille. On kuitenkin mahdollista, että myös havainnointi painottuu suojelualueille, joten varmoja johtopäätöksiä suojeleusoiden edustavuudesta verrattuna muihin soihin ei voi tehdä tämän aineiston pohjalta. On myös muistettava, että eri suotyypeillä esiintyy niille ominaista lajistoa, minkä vuoksi edustavuutta on tarkasteltava lajikohtaisesti.

Soiden reunarämeillä ja suon ja kivennäismaiden rajavyöhykkeessä elävien lajien, varsinkin kirjopapurikon ja suonokiperhosen, esiintymiä sijaitsee suojelualueilla hyvin vähän. Syytä näiden lajien esiintymispaikkojen pieneen osuuteen suojelualueilla voidaan etsiä ympäristötyyppien jakaumasta suojeluilla soilla. Perustetuilla suojelualueilla soiden reunojen ja ympäröivän mineraalimaan rajavyö-

hykkeet ovat usein jääneet suojelualueen ulkopuolelle, ja suojelualueilla on siksi hyvin vähän reunarämeitä tai korpisoita (Aapala & Lindholm 1999, Aapala 2001, Virkkala ym. 2000).

Avoimien, suurikokoisten soiden tyypillisellä lajilla, luumittarilla, pääosa tunnetuista esiintymistä sijaitsee suojelusoilla. Keidassuovyöhykkeen suojelusoilla on tämänkaltaisia avoimia suoympäristöjä suhteessa erityisen paljon verrattuna rämeisiin tai korpiin. Lisäksi suojellut avosuot ovat suurelta osin ojitamattomia (Virkkala ym. 2000). Lounais-Suomen ja Hämeen ympäristökeskusten alueilla, joilla lajin tunnetut esiintymispaikat sijaitsevat lähes pelkästään suojelualueilla, on järjestelmällisesti inventoitu suojelusoiden perhoslajistoa (Järventausta 1994, 1995, 1996a, 1996b), mikä on osin voinut vääristää kuvaa luumittarin esiintymispaikkojen jakaumasta.

4.4 Suojelualueverkon riittävyys

Saarieliömaantieteen teorian ja siihen liittyvien empiiristen töiden pohjalta on tiedossa, että jos määrätyn elinympäristön alkuperäinen pinta-ala pienenee 60–90 %, alkaa kyseisessä ympäristössä elävien lajien määrä väistämättä pienentyä nopeammin kuin pelkkä elinympäristön väheneminen ennustaa. Lajiston köyhtymisen keran käynnistyttyä, lajimäärä voi pienentyä nopeasti verrattuna alkuperäiseen tilanteeseen (Andrén 1997, 1999, Fahrig 1997, MacArthur & Wilson 1967, Mönkkönen & Reunanen 1999, With ym. 1997, 1999). Häviäminen tulee kuitenkin tapahtumaan viiveellä, sillä kestää vuosikymmeniä ennen kuin eristyneet populaatiot lopulta häviävät ja asettuvat uusien olosuhteiden määräämään tasapainoon (Hanski 1999). Toinen alueellisia sukupuuttoja hidastava syy on, että kestävä suoperhoslajit katoavat elinpaikoiltaan vasta kun varsinaiset suoympäristöt ojitusta seuraavan sukkession myötä muuttuvat metsäisiksi turvakankaiksi.

Saarieliömaantieteen teorian perusteella lasketun ennusteen mukaan Tammelan alueen ojitamattoman suopinta-alan väheneminen noin 78 % viimeisten 40 vuoden kuluessa tulee aiheuttamaan – ja on nyt jo osin aiheuttanut – alueellisen sukupuuton osalle alueella alunperin esiintyneistä suoperhosista. Ennuste suopinta-alan vähenemisen vaikutuksesta keidassuovyöhykkeellä esiintyvälle 113 suoperhoslajille on lajimäärän pieneneminen 83 lajiin tietyn aikaviiveen jälkeen (Andrén 1997, Ås ym. 1997). Vastaava ennuste keidassuovyöhykkeelle rajoittuneille 17 suoperhoslajille on lajimäärän pieneneminen aikaviiveellä 13 lajiin. Uudessa uhanalaistarkastelussa juuri neljä pelkästään keidassuovyöhykkeelle rajoittunutta suoperhoslajia on arvioitu valtakunnallisesti uhanalaisiksi. Todennäköisimmin häviämisen alla ovat ojituksille herkät ja toisaalta levinneisyytensä äärireunalla esiintyvät lajit. Koska vastaava osuus soista on ojitettu metsätalouden käyttöön oikeastaan koko Etelä- ja Keski-Suomessa, voidaan ennuste suoperhoslajiston herkimmän osan häviämisestä yleistää koko keidassuovyöhykkeelle. Elinympäristöjen vähenemisen ja pirstoutumisen vaikutuksia käsittelevät empiiriset työt on borealisessa vyöhykkeessä tehty pääasiassa linnuilla ja nisäkkäillä (Andrén 1997, 1999), ja tutkimuksia elinympäristön vähenemisen vaikutuksista hyönteisyhteisöjen lajimääriin on julkaistu vain niukasti. Nekola (1998) on kuitenkin havainnut Pohjois-Amerikassa suolla elävien perhoslajien määrän kasvavan saarieliömaantieteen ennusteen mukaisesti suon koon kasvaessa.

Tammelan alueen jäljellä olevasta ojitamattomasta suopinta-alasta on suojeltu noin 40 %. Tämä on poikkeuksellisen suuri osuus Etelä-Suomen keidassuovyöhykkeellä, missä yhteensä 11 % jäljellä olevasta suoalasta on suojeltu. Keidassuovyöhykkeen avosoista on kuitenkin suojeltu 32 % (Virkkala ym. 2000). Tammelan ylängön suuri soiden suojeluosuus selittyykin juuri Torrnsuon sekä muutamien muiden suurten ja suojeltujen avosoiden, kuten Luutasuo, Purinsuo, Tervalamminsuo ja Tartlamminsuo, sijainnilla alueella.

Maastotöiden tuottaman aineiston tilastollinen käsittely eräiden lajien kärsivän soiden ojituksista ja sitä seuraavasta kuivumisesta ja umpeenkasvusta. Toisaalta jotkut lajit esiintyivät todennäköisemmin ojitetuilla soilla. Aineiston tilastollinen käsittely ei tuottanut merkitseviä tuloksia kaikilla tutkituilla lajeilla, mutta silti esiintymiskuvien kvalitatiivinen vertailu oli mahdollista. Tulokset vahvistavat aiempia tietoja lajien välisistä eroista herkkyydessä hävitä suon ojituksen jälkeen (Krogerus 1960, Mikkola 1976, Marttila ym. 1990, Kontiokari 1999). Tammelan alueen soiden yhdistyneisyys eroaa ojitukselle herkkien ja ojitusta kestävien lajien välillä. Saarieliömaantieteen teorian yleistä ennustetta lajimäärän väheneemisestä tulee siksi tarkastella lajien tasolla, jolloin siirrytään metapopulaatioteorian (Hanski 1998, 1999) ja lähde-nielu -teorian ennusteiden alueille (Pulliam 1988). Ojituksille herkillä lajeilla alueen ojittamattomilla soilla elävät populaatiot ovat nykyisin useiden kilometrien etäisyydellä toisistaan, ja lajien tunnetun liikkumiskyvyn perusteella siten käytännössä toisistaan eristyneitä (Hanski & Kuussaari 1995, Thomas & Hanski 1997). Esimerkiksi luumittarin lähimmät esiintymispaikat Tammelan alueella sijaitsevat kahdeksan kilometrin päässä toisistaan. Tällaiset erilliset ja aluksi suurikokoisetkin populaatiot voivat säilyä elossa vuosia tai jopa vuosikymmeniä, mutta lopulta ne häviävät ehkä satunnaisen säältään epäsuotuisan vuoden takia tai populaation geneettisen monimuotoisuuden huvettua sukusiitoksen vuoksi (Saccheri ym. 1998). Tällöin uusien kolonisoijien löytäminen eristyneille luonnontilaisten soiden saarekkeille on mahdotonta ja laji häviää alueellisesti sukupuuttoon, vaikka sopivia elinympäristöjä vielä olisi jonkin verran jäljellä. Ruotsissa ja Keski-Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa suon pinta-alan ja suoympäristöjen yhdistyneisyyden vaikutukset suoperhosten esiintymiseen, jotka ilmentävät esiintymistä metapopulaatioina, on todettu rämehopeatäplällä (Baguette & Nève 1994, Nève ym. 1996a, 1996b), suohopeatäplällä (Ebenhard 1995, Mousson ym. 1995) ja saraikkoniittyperhosella (Ebenhard 1995, Dennis & Eales 1999).

Ojitusta paremmin sietäville lajeille Tammelan luonnontilaisten ja ojitettujen soiden kirjo muodostanee tyypillisen lähde-nielu -tilanteen, missä yksilöitä yhä siirtyy soiden välillä. On kuitenkin todennäköistä, että mitä pitemmälle tietty suo kuivuu ja metsittyy, sitä heikommaksi kestävienkin suoperhospopulaatioiden lisääntymistulos niillä muodostuu. Tällöin luonnontilaiset suot ennen pitkää muuttuvat yksilöiden nettotuottajiksi ja ojitetut suot yksilöiden nettosaajiksi (Pulliam 1988, 1996). Yllä kuvattu tilanne on todennäköinen monilla suoperhosilla Tammelan alueella, mutta kerätty aineisto ei mahdollista tämän selvittämistä.

Havainnoinnissa käytetty suon pinta-alaan logaritmisesti suhteutettu laskentaaika merkitsee, että suurilla soilla suhteessa pienempi osa pystyttiin havainnoimaan yhdellä laskentakerralla. Tästä seuraa, että todennäköisimmin vähälukuiset lajit jäivät havaitsematta suurimmilla soilla. Pienillä soilla yleensä koko suon pinta-ala voitiin käydä läpi tehokkaasti kullakin laskentakerralla. Huonojen sääolojen vuoksi laskentakertojen määrä jäi lisäksi noin puoleen suunnitellusta kaikilla tutkimussoilla. Aineiston tilastollisessa analyysissä otettiin näistä syistä huomioon ainoastaan ne lajit, joilla havainnointi voitiin tehdä parhaimpaan lentoaikaan ja lajien ollessa runsaimmillaan. Tällöin oli mahdollista pitää sekä positiivisia että negatiivisia havaintoja lajien esiintymisestä riittävän luotettavina. Käytännössä monien vähälukuisten lajien tilastollinen käsittely ei ollut mahdollista.

Menetelmällisistä rajoituksista huolimatta on rahkahopeatäplän jääminen löytymättä kaikilla tutkituilla Tammelan alueen soilla mielenkiintoinen havainto. Edes Torrnsuolta lajia ei havaittu, vaikka sään ja ajankohdan perusteella se olisi pitänyt löytyä. Yhden kesän negatiivisen tuloksen perusteella ja havainnoinnin rajoitusten vuoksi on vielä aikaista olettaa rahkahopeatäplän kadonneen Torrnsuolta. Rahkahopeatäplä on kuitenkin faunististen selvitysten ja UHEX-rekisterin tietojen perusteella selvästi toista lähisukuista suopäiväperhosta, muurainhopeatäplää, uhanalaisempi koko Etelä-Suomessa. Käytettävissä olleiden lähteiden

perusteella rahkahopeatäplä on 1990-luvulla esiintynyt koko lounaisen Suomen alueella, Torrnsuon populaation lisäksi, vain yhdellä suoalueella Rengossa (Huldén ym. 2000). Lounais-Suomen ympäristökeskuksen alueella viimeiset havainnot lajista ovat vuosilta 1982 ja 1986 (Järventausta ym. 1988) ja Uudeltamaalta vuodelta 1989. Lähimmät nykyiset elinvoimaiset esiintymät Länsi-Suomessa sijaitsevat Tampereen pohjoispuolella. Jos lajin kanta todella lähivuosina varmistetaan kadonneeksi Torrnsuolta, on havainnolla merkitystä arvioitaessa eristyneiden suo-perhospopulaatioiden säilymisen todennäköisyyttä luonnontilaisilla, mutta eristyneillä suoalueilla eteläisessä Suomessa. Laajimmatkaan suoalueet eivät näytä pystyvän säilyttämään soille ominaista perhoslajistoa jäätyään eristyneiksi.

Kiitokset

Esko Viitanen antoi ystävällisesti käyttööni monivuotisia havaintojaan suoperhosta kahdella tutkimusalueeni suolla. Jari Kaitila auttoi merkittävästi tutustuessani soiden pikkuperhosmaailmaan. Juhani Itämies, Seppo Kontiokari, Jaakko Kullberg, Erkki M. Laasonen, Esko Saarela, Juha Salokannel ja Kari Vaalamo kommentoivat ja antoivat käyttööni runsaasti lisätietoja suoperhosten biologiasta. Kaisu Aapala ja Raimo Virkkala tukivat projektin aikana monin tavoin, vastasivat kysymyksiini ja arvioivat tekstejäni niiden eri vaiheissa. Lauri Kaila ja Rauno Väisänen tarkastivat käsikirjoituksen ja tekivät siihen lukuisia hyviä parannusehdotuksia. Teille kaikille lämpimät kiitokset!

Kirjallisuus

- Aapala, K. (toim.) 2001: Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490: 1-285.
- Aapala, K. & Lindholm, T. 1995: Valtionmaidien suojellut suot. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 48. 155 s.
- Aapala, K. & Lindholm, T. 1999: Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 95. 153 s.
- Ahola, M., Silvonen, K. & Vilén, J. 1983: Kosken HI (EH) pitäjän suurperhoset vuosina 1969-1981. *Notulae Entomologicae* 63: 145-175.
- Andrén, H. 1997: Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins* 46: 171-181.
- Andrén, H. 1999: Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84: 306-308.
- Baguette, M. & Nève, G. 1994: Adult movements between populations in the specialist butterfly *Proclissiana eunomia* (Lepidoptera, Nymphalidae). *Ecological Entomology* 19: 1-5.
- Baguette, M., Convié, I. & Nève, G. 1996a: Male density affects female spatial behaviour in the butterfly *Proclissiana eunomia*. *Acta Oecologia* 17: 225-232.
- Baguette, M., Vansteenwegen, C., Convié, I. & Nève, G. 1996b: Sex-biased density-dependent migration in a metapopulation of the butterfly *Proclissiana eunomia*. *Acta Oecologia* 19: 17-24.
- Bergman, K.-O. 1999: Habitat utilization by Lopinga achine (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. *Biological Conservation* 88: 69-74.
- Bonsdorff, R. von 1985: Lahden seudun suurperhosfauna 1947-1983. Lahden museolautakunta, Selvityksiä ja kannanottoja XXV/1985. 86 s + 12 liites.
- Brunzel, S. & Bussmann, M. 1994: Der Hochmoor-Perlmutterfalter *Boloria aquilonaris* (Stichel, 1908) (Lep.: Nymphalidae) in den Mooren des Ebbegebirges (Märkischer Kreis, NRW). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 39: 73-79.
- Dennis, R.L.H. & Eales, H.T. 1999: Probability of site occupancy in the large heath butterfly *Coenonympha tullia* determined from geographical and ecological data. *Biological Conservation* 87: 295-301.
- Ebenhard, T. 1995: Vätmarksfjärilar i ett fragmenterat landskap - små populationers överlevnad. *Entomologisk Tidskrift* 116: 73-82.
- Gelbrecht, J. 1988: Zur Schmetterlingsfauna von Hochmooren in der DDR. *Entomologische Nachrichten und Berichte*. 32: 49-56.
- Gorbach, V.V. 1998: The seasonal dynamics and sex ratio of a population of the butterfly *Boloria aquilonaris* (Lepidoptera, Nymphalidae). *Zoologicheskij Zhurnal* 77: 576-581. [venäjäksi]
- Hanski, I. 1994: A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.
- Hanski, I. 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hanski, I. 1999: Metapopulation ecology. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press.
- Hanski, I. & Kuussaari, M. 1995: Butterfly metapopulation dynamics. Ss. 149-171 kirjassa Cappuccino, N. & Price, P. W. (toim.): Population dynamics. New approaches and synthesis. Academic Press, London.
- Hanski, I., Moilanen, A., Pakkala, T. & Kuussaari, M. 1996: The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. *Conservation Biology* 10: 578-590.
- Heikkinen, R.K., Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999: Luonnonsuojelualueen edustavuus: ekologiset perusteet ja arviointimenetelmät. *Luonnon Tutkija* 103(4): 120-134.
- Hublin, C. & Peltonen, O. 1985: Eilema cereolum Hübner 1803 - jäkäläkehräjän parveilusta. - *Baptria* 10: 45-49.
- Hublin, C. & Savolainen, E. 1985: Pohjois-Savon suurperhoset. *Kulumus* 8: 1-86.
- Huldén, L. (toim.), Albrecht, A., Itämies, J., Malinen P. & Wettenhovi, J. 2000: Suomen suurperhosatlas. Suomen perhostutkijain Seura, Luonnontieteellinen keskusmuseo. Helsinki. 328 s.
- Hyttinen, J.M.T. 1998: Suurperhosfauna Varpaisjärvellä 1979-1997. *Baptria* 23: 89-103.
- Itämies, J. & Tabell, J. 1991: Coleophora idaealla Hofmann, 1869 ja C. vacciniella Herrich-Schäffer, 1861 (Lepidoptera, Coleophoridae): uusia ravintokasvi- ja elintapahavainoja. *Baptria* 16: 47-50.
- Itämies, J. & Tabell, J. 1997: Variation in male genitalia of Coleophora vacciniella H.-S. (Lepidoptera, Coleophoridae). *Entomologica Fennica* 8: 145-150.
- Johansson, R., Nielsen, E.S., van Nieuwerkerken, E.J. & Gustafsson, B. 1990: The Nepticulidae and Opostegidae (Lepidoptera) of North West Europe. *Fauna Entomologica Scandinavica* 23(1-2). 730 s.
- Joy, J. & Pullin, A.S. 1997: The effects of flooding on the survival and behaviour of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae. *Biological Conservation* 82: 61-66.

- Järventausta, K. 1990: Tampereen Hyönteistutkijain Seuran vuoden 1990 kesäretken hyönteistieteelliset havainnot Seitsemisen kansallispuistossa. Julkaisematon käsikirjoitus. Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Vantaa. 6 s.
- Järventausta, K. 1991: Selvitys Tampereen Hyönteistutkijain Seuran tutkimuksista Seitsemisen kansallispuistossa v. 1991. Julkaisematon käsikirjoitus. Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Vantaa. 10 s.
- Järventausta, K. 1992: Selvitys Tampereen Hyönteistutkijain Seuran tutkimuksista Seitsemisen kansallispuistossa. Julkaisematon käsikirjoitus. Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Parkano. 13 s.
- Järventausta, K. 1994: Perhos- ja vesiperhosinventointi Rekijoen laaksossa ja erällä Lounais-Suomen soilla. Julkaisematon käsikirjoitus. Metsähallitus, etelärannikon puistoalue. 35 s. + liitesivut.
- Järventausta, K. 1995: Perhos- ja vesiperhosinventointi Varesjoen laaksossa ja erällä Lounais-Suomen soilla 1995. Julkaisematon käsikirjoitus. Metsähallitus, etelärannikon puistoalue. 17 s. + liitesivut
- Järventausta, K. 1996a: Perhostutkimuksia erällä Etelä-Suomen luonnonsuojelualueilla. Osa 1: Puurijärvi-Isosuo, Kurjenrahka, Torrionsuo, Kurasmäki, Tammimäki ja Lenholm. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 57. Metsähallitus, Vantaa. 86 s.
- Järventausta, K. 1996b: Perhostutkimuksia erällä Etelä-Suomen luonnonsuojelualueilla. Osa 2: Nuuksio, Liesjärvi, Tervalamminsuo, Purinsuo, Tartlamminsuo, Luutasuo ja Luutaharju. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 58. Metsähallitus, Vantaa. 92 s.
- Järventausta, K., Avanto, A., Finneman, J. & Haarto, A. 1988: Varsinais-Suomen suurperhosfauna 1870-1987. Varsinais-Suomen suurperhosten kartoitustyöryhmä, Turku. 151 s.
- Kaila, L. 1987: Vuoden 1986 yhteenveto uhanalaisten perhosten seurannasta. *Baptria* 12: 73-75.
- Kaila, L. 1990: Kolme vuotta uhanalaisten perhosten seurannasta. *Baptria* 15: 26-30.
- Kaila, L. 1992: Vuosien 1989-91 yhteenveto uhanalaisten perhosten seurannasta sekä uudistetut luettelo uhanalaisista perhosista. *Baptria* 17: 97-103.
- Kaila, L. 1994: Vuosien 1992-93 yhteenveto uhanalaisten perhosten seurannasta. *Baptria* 19: 109-114.
- Kaitila, J.-P. 1996: Suomen jäytäjäkoiden (Gelechiidae) elintavat. *Baptria* 21: 81-105.
- Kaitila, J. 1998: Hierakkalehtimittarin (*Scopula corivalaria*) etsiminen ja tunnistaminen. *Baptria* 23(2): 124-125.
- Kallio, M. & Aapala, K. 2001: Suoluonnon alueellisen rakenteen muutos ja suojelualueverkon merkitys. Teoksessa: Aapala, K. (toim.) Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490: 15-44.
- Kanerva, T., Mannerkoski, I. & Alanen, A. 1998: Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) uhanalaisuusarvioinnin soveltaminen Suomessa. Suomen ympäristökeskuksen moniste 112. 52 s.
- Kangas, J.K. 1994: Pälkäneen suurperhoset. *Diamina* 1994a: 1-43.
- Kerppola, S., Albrecht, A. & Huldén, L. 1995: Suomen pikkuperhosten levinneisyyskartasto. *Baptria* 20(2a). 79 s.
- Kontiokari, S. 1989: Etelä-Pohjanmaan suurperhoset. *Notulae Entomologicae* 69: 81-149.
- Kontiokari, S. 1997: Etelä-Pohjanmaan pikkuperhoset. *Baptria* 22(2a). 93 s.
- Kontiokari, S. 1999: Kahden ojitetun suon perhosfaunan kehitys Etelä-Pohjanmaalla. *Baptria* 24: 73-94.
- Koponen, M. & Peltonen, E.O. 1976: Larval and pupal stages of *Hypenodes turfosalis* (Wocke) (Lep., Noctuidae). *Annales Entomologici Fennici* 42: 188-190.
- Koponen, S., Laasonen, E.M. & Linnaluoto, E.T. 1982: Lepidoptera of Inari Lapland, Finland. *Kevo Notes* 6. 36 s.
- Krogerus, R. 1960: Ökologische Studien über nordische Moorarthropoden. *Soc. Sci. Fennica, Comment. Biol.* 21(3): 1-238.
- Kuusinen, J. 1960: Rämepperhosten *Hesperia centaureae* Rbr, *Orgyia ericae* Germ. ja *Aspilates gilvaria* levinneisyydestä Lounais-Hämeessä. *Lounais-Hämeen Luonto* 9: 29-31.
- Laasonen, E. M. 1991: Selvitys kasvi- ja hyönteistieteellisistä tutkimuksista Oulangan kansallispuiston alueella kesällä 1991. Käsikirjoitus. Metsähallitus. 11 s.
- Laasonen, E.M. & Laasonen, L. 1994: *Endothenia oblongana* and *E. marginana* (Lepidoptera, Tortricidae) in Finland, with description of a new subspecies. *Entomologica Fennica* 5: 189-196.
- Leinonen, R. 1993: Kainuun suurperhoset. *Baptria* 18(2a). 73 s.
- Linnaluoto, E.T. & Koponen, S. 1980: Lepidoptera of Utsjoki, northernmost Finland. *Kevo Notes* 5. 68 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1997: Metsätalouden ympäristöohjelman toteutuminen. Seurantaryhmän kolmas väliraportti, maaliskuu 1997. Työryhmän mietintö 1997:3. Maa- ja metsätalousministeriö, Metsäosasto.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967: The theory of island biogeography. Princeton University Press.
- Martikainen, P. & Kouki, J. 1999: Laskevien esiintymistaajuuksien ongelma päiväperhosseurannassa: kuinka paljon perhoset ovat taantuneet? *Baptria* 24: 137-143.
- Martikainen, R. & Seuranen, I. 1988: Tampereen seudun suurperhoset. *Notulae Entomologicae* 68: 61-93.
- Marttila, O. & Saarinen, K. 1996: Valtakunnallinen päiväperhosseuranta. Ensimmäisen viivvuotijakson (1991-1995) tulokset. Ss. 22-42 teoksessa Marttila, O. & Saarinen, K. (toim.): Perhostutkimus Suomessa. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Lappeenranta.

- Marttila, O., Haahtela, T., Aarnio, H. & Ojalainen, P. 1990: Suomen päiväperhoset. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Marttila, O., Saarinen, K., Haahtela, T. & Pajari, M. 1996: Suomen kiitäjät ja kehrääjät. Nirkot, villakkaat, siilikkäät. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Marttila, O., Saarinen, K. & Jantunen, J. 1999: The national butterfly recording scheme in Finland: first seven-year period 1991-1997. *Nota lepidopterologica* 22: 17-34.
- Meineke, J.-U. 1981: Zeitliche and räumliche Differenzierung von Lepidopteren in Moorkomplexen des Alpenvorlandes. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ.* 21: 133-144.
- Meineke, J.-U. 1982a: Die Grossschmetterlinge (Macrolepidoptera) der Verlandungsmoore der württembergischen Alpenvorlandes. Dissertation, Eberhard-Karls-Universität Tübingen. 494 p.
- Meineke, J.-U. 1982b: Einige Aspekte des Moor-Biotopschutzes für Schmetterlinge am Beispiel moorbewohnender Großschmetterlingsarten in Südwestdeutschland. *Telma* 12: 85-98.
- Meineke, J.-U. 1985: Die Situation Moorgebundener Groß-Schmetterlingsarten in Nordrhein-Westfalen. *Telma* 15: 75-100.
- Mikkola, K. 1976: Piirteitä soiden hyönteisten ekologiasta. *Suo* 27: 3-8.
- Mikkola, K. 1997: Population trends of Finnish Lepidoptera during 1961-1996. *Entomologica Fennica* 8: 121-143.
- Mikkola, K. & Jalas, I. 1977: Suomen perhoset. Yökköset 1. Otava, Keuruu.
- Mikkola, K. & Jalas, I. 1979: Suomen perhoset. Yökköset 2. Otava, Keuruu.
- Mikkola, K. & Spitzer, K. 1983: Lepidoptera associated with peatlands in central and northern Europe: A synthesis. *Nota lepidopterologica* 6: 216-229.
- Mikkola, K., Jalas, I. & Peltonen, O. 1985: Suomen perhoset. Mittarit 1. Suomen Perhostutkijain Seura, Tamprint, Tampere.
- Mikkola, K., Jalas, I. & Peltonen, O. 1989: Suomen perhoset. Mittarit 2. Suomen Perhostutkijain Seura, Recallmed Oy, Hanko.
- Mousson, L., Nève, G. & Baguette, M. 1999: Metapopulation structure and conservation of the cranberry fritillary *Boloria aquilonaris* (Lepidoptera, nymphalidae) in Belgium. *Biological Conservation* 87: 285-293.
- Mutanen, M. 1999: Vuosien 1994-1998 yhteenveto uhanalaisten perhosten seurannasta. *Baptria* 24: 109-113.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1999: On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84: 302-305.
- Nekola, J.C. 1998: Butterfly (Lepidoptera: Lycaenidae, Nymphalidae, and Satyridae) faunas of three peatland habitat types in the Lake Superior drainage basin of Wisconsin. *Great Lakes Entomologist* 31: 27-38.
- Nève, G., Barascud, B. & Windig, J.J. 1994: Population biology of *Procllossiana eunomia*: Preliminary results on morphometric and allozyme variation in Belgian and French populations (Lepidoptera, Nymphalidae). *Nota lepidopterologica*, Supplement No. 5: 3-12.
- Nève, G., Mousson, L. & Baguette, M. 1996a: Adult dispersal and genetic structure of butterfly populations in fragmented landscape. *Acta Oecologia* 17: 621-626.
- Nève, G., Barascud, B., Hughes, R., Aubert, J., Descomin, H., Lebrun, P. & Baguette, M. 1996b: Dispersal, colonization power and metapopulation structure in the vulnerable butterfly *Procllossiana eunomia* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Journal of Applied Ecology* 33: 14-22.
- Palm, E. 1986: Nordeuropas pyralider. *Danmarks dyreliv* 3: 287 s.
- Palm, E. 1989: Nordeuropas prydvinger (Lepidoptera: Oecophoridae). *Danmarks dyreliv* 4: 247 s.
- Peltonen, O. 1951: *Lithosia cereola* Hb. - jäkäläkehrääjän (Lep., Arctiidae) joukkoesiintyminen Mäntyharjulla. *Annales Entomologici Fennici* 17: 158-161.
- Plester, L. 1983: The life-cycle of the Baltic Grayling *Oeneis jutta* (Lepidoptera, Satyridae) in southern Finland. *Notulae Entomologicae* 63: 182-186.
- Pulliam, H.R. 1988: Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Pulliam, H.R. 1996: Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. Ss. 45-70 kirjassa Rhodes, O.E. Jr, Chester, R.K. & Smith, M.H. (toim.): *Population dynamics in ecological space and time*. University of Chicago Press.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. (toim.) 1986: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. *Komiteanmietintö 1985:43*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. (toim.) 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. *Komiteanmietintö 1991:30*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2000: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö, Helsinki, 432 s. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä, esipainos.
- Rita, H. & Ranta, E. 1993: On analysing species incidence. *Annales Zoologici Fennici* 30: 173-176.
- Rüetschi, J. 1988: Wiedereinbürgerungsversuch von *Colias palaeno europeme* (Esper, 1777) (Lepidoptera, Pieridae). *Nota lepidopterologica* 11: 223-230.

- Rüetschi, J. & Scholl, A. 1985: Mobilität individuell markierter Colias palaeno europome (Lepidoptera, Pieridae) in einem inselartig zerspillerten Areal. *Revue Suisse Zool.* 92: 803-810.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998: Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392: 491-494.
- Salokannel, J. 1995: Siikanevan soidensuojelualan hyönteisistä. *Diamina* 1995: 22-29.
- Salokannel, J. 1998: Siikanevan suobiotooppien pikkuperhosista. *Diamina* 1998: 25-31.
- Salokannel, J. 1999: Luumittari Pirkanmaalla 1990-luvulla. *Diamina* 1999: 28-29.
- Sevola, Y. (toim.) 1997: Metsätalostollinen vuosikirja 1997. SVT Maa- ja metsätalous 1997/4. Metsäntutkimuslaitos.
- Spitzer, K. 1994: Biogeographical and ecological determinants of the central European peat bog Lepidoptera: The habitat island approach to conservation. *Nota lepidoptologica*, Supplement No. 5: 45-49.
- Spitzer, K., Jaros, J. & Svensson, I. 1991: Geographical variation in food plant selection of *Eupithecia gelidata* Möschler, 1860 (Lepidoptera, Geometridae). *Entomologica Fennica* 2: 33-36.
- Solantie, R. 1999: Charts of the climatic impact of the drainage of mires in Finland. *Suo* 50(3-4): 103-117.
- Somerma, P. 1997: Suomen uhanalaiset perhoset. Ympäristöopas 22. Suomen ympäristökeskus, Suomen Perhostutkijain Seura. Viestipaino, Tampere. 336 s.
- Svensson, I. 1993: Fjärilskalender, Lepidoptera-calendar. Österslöv. 124 s.
- Thomas, C.D. & Hanski, I. 1997: Butterfly metapopulations. Ss. 359-386 kirjassa Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. (toim.): *Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution.* Academic Press, San Diego.
- Thomas, C.D. & Kunin, W.E. 1999: The spatial structure of populations. *Journal of Animal Ecology* 68: 647-657.
- Tomppo, E. & Henttonen, H. 1996: Suomen metsävarat 1989-1994 ja niiden muutokset vuodesta 1951. *Metsätalostiedote* 354. Vantaa. 18 s.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Ihalainen, A., Mikkela, H., Tonteri, T. & Tuomainen, T. 1998: Etelä-Pohjanmaan metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1968-1997. *Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia* 2B/1998.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Ihalainen, A., Heikkinen, J. & Tuomainen, T. 1998: Keski-Suomen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-1996. *Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia* 2B/1999.
- Tomppo, E., Henttonen, H., Korhonen, K.T., Aarnio, A., Ahola, A., Heikkinen, J. & Tuomainen, T. 1998: Pohjois-Savon metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1967-1996. *Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia* 2B/1999.
- Tomppo, E., Korhonen, K.T., Henttonen, H., Ihalainen, A., Tonteri, T. & Heikkinen, J. 1998: Kymmen metsäkeskuksen alueen metsävarat ja niiden kehitys 1966-1998. *Metsätieteen aikakauskirja - Folia Forestalia* 3B/1999
- Traugott-Olsen, E. & Nielsen, E.S. 1977: The Elachistidae (Lepidoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 6. 299 s.
- Trexler, J.C. & Travis, J. 1993: Nontraditional regression analyses. *Ecology* 74: 1629-1637.
- Turunen, H. 1992: Koukkurahkan perhosista. *Diamina* 1992: 11-18.
- Turunen, H. 1993: Mantereen suoalueen perhosista. *Diamina* 1993: 5-19.
- Turunen, H. 1999: Havaintoja Seitsemisen perhosista ja vesiperhosista kesällä 1998. *Diamina* 1999: 23-24.
- Varis, V. (toim.), Ahola, M., Albrecht, A., Jalava, J., Kaila, L., Kerppola, S. & Kullberg, J. 1995: Check-list of Finnish Lepidoptera - Suomen perhosten luettelo. *Sahlbergia* 2: 1-80.
- Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000: Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. *Suomen ympäristö* 395: 1-49.
- Väisänen, R. 1992: Distribution and abundance of diurnal Lepidoptera on a raised bog in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 29: 75-92.
- Väisänen, R. & Suoknuuti, M. 1989: Pyhtään Munasuon-Kananiemensuon suurperhoslajisto. *Baptia* 14: 1-8.
- Wahlberg, N., Moilanen, A. & Hanski, I. 1996: Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes. *Science* 273: 1536-1538.
- Warren, M.S. 1993: A review of butterfly conservation in central southern Britain: I. Protection, evaluation and extinction on prime sites. *Biological Conservation* 64: 25-35.
- With, K.A., Gardner, R.H. & Turner, M.G. 1997: Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.
- With, K.A. & King, A.W. 1999: Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13: 314-326.
- Ås, S., Bengtsson, J. & Ebenhard, T. 1997: Archipelagoes and theories of insularity. *Ecological Bulletins* 46: 88-116.

Liite I. Suomessa esiintyvä suoperhoslajisto.

Luettelossa käytetyt luokat ja luonnontieteellisten maakuntien jaottelu on selitetty luvussa 2.1. Nimistö noudattaa ajantasaisesti viimeisintä Suomen perhosten luetteloa (Varis ym. 1995).

Laji	Sidos	Levinneisyys	Ravintokasvit ja kommentteja
<i>Micropteryx mansuetella</i> Zeller	2	I-V	Myös tulvaniityt ja luhdat (Saarela)
<i>Stigmella betulicola</i> (Stainton)	2	I-V	<i>Betula nana</i> ; <i>B. pubescens</i> (Itämies); myös kosteikon reunat ja rannat (Kaitila)
<i>Stigmella salicis</i> (Stainton)	3	I-V	<i>Salix</i> spp.; jokaisella etelän suolla (Vaalamo)
<i>Stigmella myrtillella</i> (Stainton)	3	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>V. myrtillus</i>
<i>Stigmella lappovimella</i> (Svensson)	2	IV-V	<i>Salix lapponum</i>
<i>Stigmella poterii</i> (Stainton)	2	I-V	<i>Potentilla palustris</i> , <i>Rubus chamaemorus</i> ; <i>Potentilla erecta</i> (Itämies); myös rannoilla (Kaitila, Saarela & Salokannel)
<i>Stigmella lediella</i> (Schleich)	1	I-V	<i>Ledum palustre</i>
<i>Stigmella tristis</i> (Wocke)	2	V	<i>Betula nana</i> ; paremmin kuivassa tunturissa (Laasonen)
<i>Ectoedemia rubivora</i> (Wocke)	3	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i> (Itämies); <i>R. saxatilis</i>
<i>Ectoedemia minimella</i> (Zetterstedt)	2	I-V	<i>Betula pubescens</i> ; Lapissa runsaana (Vaalamo)
<i>Nematopogon pilellus</i> (Denis & Schiffermüller)	3	I-V	
<i>Lampronia luzella</i> (Hübner)	1	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i>
<i>Tischeria heinemanni</i> Wocke	2	I-III	<i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Rubus</i> spp.?
<i>Dahlia charlottae</i> (Meier)	3	I-V	Myös kalliot (Kaitila) ja muut mineraalimaat (Väisänen)
<i>Siederia rupicolella</i> (Sauter)	2	I-V	Myös kalliot (Kaitila)
<i>Psyche rotunda</i> (Suomalainen)	2	I-III	<i>Betula</i> spp.
<i>Acantopsyche atra</i> (Linnaeus)	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium</i> spp.
<i>Pachytelia villosella</i> (Ochsenheimer), ukkopussikas	2	I-IV	<i>Calluna vulgaris</i> ym.; myös mineraalimaat (Väisänen)
<i>Canephora hirsuta</i> (Poda)	2	I-III	Poaceae spp.
<i>Phalacropterix graslinella</i> (Boisduval), rämpussikas	1	I-V	<i>Calluna vulgaris</i> ym.
<i>Sterrhopterix fusca</i> (Haworth)	3	I-III	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>V. myrtillus</i> ym.
<i>Sterrhopterix standfussi</i> (Wocke)	2	I-V	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium</i> spp., <i>Betula</i> spp.
<i>Myrmecozela ochraceella</i> (Tengström)	3	I-V	<i>Formica uralensis</i> -pesät avoimilla ja suomalaisilla paikoilla
<i>Parornix loganella</i> (Stainton)	3	I-V	<i>Betula</i> spp.; runsaana Lapin soilla (Vaalamo)
<i>Parornix polygrammella</i> (Wocke)	1	I-V	<i>Betula nana</i>
<i>Callisto coffeella</i> (Zetterstedt)	2	IV-V	<i>Salix</i> spp.
<i>Phyllonorycter rolandi</i> (Svensson)	2	V	<i>Salix lapponum</i> (Laasonen)
<i>Phyllonorycter anderidae</i> (Fletcher)	1	I-V	<i>Betula nana</i> ; <i>B. pubescens</i> (Itämies)
<i>Kessleria fasciapennella</i> (Stainton)	1	I-V	<i>Parnassia palustris</i> , letot
<i>Swammerdamia passerella</i> (Zetterstedt)	1	I-V	<i>Betula nana</i>
<i>Paraswammerdamia lapponica</i> (W. Petersen)	1	II-V	<i>Betula nana</i>
<i>Paraswammerdamia conspersella</i> (Tengström)	3	I-V	<i>Empetrum nigrum</i>
<i>Atemelia torquatella</i> (Lienig & Zeller)	3	I-V	<i>Betula pubescens</i> , <i>B. nana</i> ; teiden varret (Itämies); hakkuuaukeat (Laasonen)
<i>Argyresthia glabratella</i> Zeller	3	I-V	<i>Picea abies</i> ; kuusta kasvavilla soilla (Vaalamo)
<i>Argyresthia brockeella</i> (Hübner)	3	I-IV	<i>Betula</i> spp.; pensakkosilla soilla (Vaalamo)
<i>Argyresthia goedartella</i> (Linnaeus)	3	I-V	<i>Alnus</i> spp., <i>Betula</i> spp. ?; pensakkosilla soilla (Vaalamo)
<i>Glyphipterix forsterella</i> (Fabricius)	3	I-IV	<i>Carex</i> spp.
<i>Glyphipterix haworthana</i> (Stephens)	1	I-V	<i>Eriophorum vaginatum</i>
<i>Lyonetia ledi</i> Wocke	1	I-V	<i>Ledum palustre</i> , <i>Myrica gale</i>
<i>Agonopterix braennoensis</i> (Strand)	1	IV-V	<i>Saussurea alpina</i>
<i>Agonopterix arctica</i> (Strand)	1	III-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> ?, <i>Salix myrsinites</i> ym.
<i>Elachista tetragonella</i> (Herrich-Schäffer)	2	I-II	<i>Carex</i> spp.; <i>C. digitata</i> -ryhmä ? (Kullberg)

Laji	Sidos	Levinneisyys	Ravintokasvit ja kommentteja
<i>Elachista kilmunella</i> Stainton	1	I-V	<i>Eriophorum vaginatum</i>
<i>Elachista leiifi</i> Kaila & Kerppola	1	III-V	<i>Eriophorum angustifolium</i> ?
<i>Elachista excelsicola</i> Braun	2	IV-V	Tunturissakin aina minisoilla (Laasonen)
<i>Elachista alpinella</i> Stainton	2	I-V	<i>Carex acuta</i> ; myös rannat (Itämies)
<i>Elachista imatrella</i> von Schantz	1	II-V	<i>Carex vaginata</i> ? (M. Mutanen)
<i>Elachista serricornis</i> Stainton	2	I-V	<i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>Carex</i> spp.?
<i>Elachista eleochariella</i> Stainton	2	I-V	<i>Eriophorum angustifolium</i> ym.; <i>Carex limosa</i> ?; myös rannat (Itämies, Saarela & Salokannel)
<i>Elachista albidella</i> (Nylander)	1	I-V	<i>Scirpus</i> spp.; <i>Carex</i> spp. (Kaila)
<i>Coleophora uliginosella</i> Glitz	1	I-IV	<i>Vaccinium uliginosum</i> ; myös kosteissa kalliopainenteissa (Kaitila)
<i>Coleophora idaeella</i> Hofmann	2	I-V	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> ; puolukkaa kasvavilla soilla (Vaalamo); <i>Andromeda polifolia</i> (Kaitila)
<i>Coleophorea vacciniella</i> Herrich-Schäffer	1	I-V	<i>Monia suovarpuja</i> (Itämies & Tabell 1991, 1997)
<i>Coleophora ledi</i> Stainton	1	I-V	<i>Ledum palustre</i>
<i>Coleophora plumbella</i> Kanerva	2	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Coleophora thulea</i> Johansson	2	V	<i>Rubus chamaemorus</i>
<i>Coleophora obscuripalpella</i> Kanerva	2	I-V	<i>Ledum palustre</i>
<i>Coleophora potentillae</i> Elisha	3	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i> (Itämies); <i>Filipendula ulmaria</i> (Laasonen)
<i>Coleophora juncicolella</i> Stainton	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Coleophora orbitella</i> Zeller	3	I-V	<i>Alnus</i> spp., <i>Betula</i> spp.; koivuisilla soilla (Vaalamo)
<i>Coleophora betulella</i> Wocke	3	I-V	<i>Betula</i> spp.; koivuisilla soilla (Vaalamo)
<i>Coleophora pyrrehulipennella</i> Zeller	2	I-IV	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Scythris palustris</i> (Zeller)	3	I-II	<i>Sphagnum</i> spp. ?, <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Bengtsson)
<i>Aristotelia ericinella</i> (Zeller)	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Monochroa suffusella</i> (Douglas)	3	I-IV	<i>Eriophorum angustifolium</i> ?; rannikon läheisyydessä
<i>Bryotropha galbanella</i> (Zeller)	2	I-V	Samoilla paikoilla kuin <i>B. boreella</i> (Vaalamo)
<i>Bryotropha boreella</i> (Douglas)	2	I-V	<i>Sphagnum</i> spp.
<i>Bryotropha plantariella</i> (Tengström)	2	I-V	<i>Sphagnum</i> spp.; myös rantakosteikot (Kaitila)
<i>Teleoides epomidellus</i> (Tengström)	1	I-V	<i>Ledum palustre</i>
<i>Altenia perspersella</i> (Wocke)	2	I-V	<i>Empetrum nigrum</i>
<i>Chionodes viduellus</i> (Fabricius)	1	I-V	<i>Betula</i> spp., <i>Rubus chamaemorus</i>
<i>Neofaculta ericetella</i> (Geyer)	3	I-IV	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Neofaculta infernella</i> (Herrich-Schäffer)	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> ?
<i>Prolita sexpunctella</i> (Fabricius)	2	I-V	<i>Empetrum nigrum</i> ; <i>Calluna vulgaris</i> ; pohjoisessa 90 % soilla (Laasonen)
<i>Athrips pruinosellus</i> (Lienig & Zeller)	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Andromeda polifolia</i> ; myös saaristossa, missä elinympäristönä juolukkaa kasvava keto (Kaitila)
<i>Scrobipalopsis petasitis</i> (Pfaffenzeller)	1	V	<i>Petasites frigidus</i>
<i>Clepsis pallidana</i> (Fabricius)	2	I-III	Myös saaristossa, missä elinympäristönä juolukkaa kasvava keto (Kaitila)
<i>Philedone gerningana</i> (Denis & Schiffermüller)	2	I-IV	Myös saaristossa, missä elinympäristönä juolukkaa kasvava keto (Kaitila)
<i>Acleris comariana</i> (Lienig & Zeller)	2	I-V	Paikoin runsas <i>Potentilla palustris</i> -kasvustoissa (Vaalamo)
<i>Acleris implexana</i> (Walker)	2	IV-V	<i>Betula nana</i> , <i>Salix lapponica</i>
<i>Acleris hyemana</i> (Haworth)	2	I-III	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Acleris fimbriana</i> (Thunberg)	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> ; myös rantakosteikot ? (Kaitila)
<i>Acleris lipsiana</i> (Denis & Schiffermüller)	3	I-V	<i>Vaccinium</i> spp., <i>Myrica gale</i> ; jokaisella etelän suolla (Vaalamo)
<i>Phalonidia minimana</i> (Caradja)	3	I-V	<i>Pedicularis palustris</i> ; <i>Menyanthes trifoliata</i> (Saarela & Salokannel)
<i>Aethes</i> sp.	1	IV-V	<i>Saussurea alpina</i> (Itämies)

Laji	Sidos	Levinneisyys	Ravintokasvit ja kommentteja
<i>Sparganothis praecana</i> (Kennel)	2	V	<i>Empetrum nigrum</i> ? (Laasonen); polyfagi ? (Kaitila)
<i>Celypha cespitana</i> (Hübner)	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i> ; lounaassa myös kedoilla (Kaitila)
<i>Olethreutes ledianus</i> (Linnaeus)	1	I-V	<i>Ledum palustre</i>
<i>Olethreutes obsoletanus</i> (Zetterstedt)	3	I-IV	Seittiputki sammalissa
<i>Olethreutes bipunctanus</i> (Fabricius)	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> ; <i>Betula nana</i> (Itämies)
<i>Olethreutes micanus</i> (Denis & Schiffermüller)	2	I-V	Seittiputki sammalissa, syö varpuja (Itämies)
<i>Olethreutes metallicanus</i> (Hübner)	3	I-V	<i>Vaccinium myrtillus</i> ?
<i>Olethreutes septentrionanus</i> (Curtis)	1	IV-V	
<i>Olethreutes turfosanus</i> (Herrich-Schäffer)	1	I-V	Seittiputki sammalissa, syö varpuja (Itämies)
<i>Olethreutes concretanus</i> (Wocke)	3	I-V	<i>Empetrum nigrum</i> ; pohjoisessa mäntykankailla (Laasonen)
<i>Endothenia marginana</i>	2	I-V	<i>Pedicularis palustris</i> (Laasonen & Laasonen 1994)
ssp. <i>tarandina</i> Laasonen & Laasonen			
<i>Bactra lancealana</i> (Hübner)	2	I-V	<i>Juncus</i> spp., <i>Scirpus</i> spp.
<i>Bactra lacteana</i> Caradja	3	I-V	<i>Carex</i> spp. ?
<i>Ancylis comptana</i> (Frölich)	2	I-V	<i>Potentilla</i> spp.; lounaassa myös <i>Helianthemum</i> -kedoilla (Kaitila)
<i>Ancylis unguicella</i> (Linnaeus)	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i> ; <i>Vaccinium</i> spp.; <i>Arctostaphylos uva-ursi</i> (Kullberg)
<i>Ancylis selenana</i> (Guenée)	2	I-IV	Vain soilla runsaana, pohjoisissa Kalkkimaalla (Vaalamo); oltava väärin ? (Kaitila)
<i>Ancylis myrtillana</i> (Treitschke)	3	I-V	<i>Vaccinium</i> spp.
<i>Epinotia trigonella</i> (Linnaeus)	3	I-IV	<i>Betula</i> spp.
<i>Epinotia indecorana</i> (Zetterstedt)	1	I-V	<i>Betula nana</i>
<i>Epinotia gimmerthaliana</i> (Lienig & Zeller)	1	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Epinotia crenana</i> (Hübner)	3	I-V	<i>Salix</i> spp.
<i>Rhopobota naevana</i> (Hübner)	3	I-V	<i>Betula</i> spp.; <i>Vaccinium vitis-idaea</i> (Itämies)
<i>Griselda myrtillana</i> (Humphreys & Westwood)	1	I-IV	<i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Gypsonoma nitidulana</i> (Lienig & Zeller)	3	I-V	<i>Populus tremula</i> ; polyfagi ? (Kaitila)
<i>Epiblema uddmannianum</i> (Linnaeus)	3	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Rosaceae</i> spp.
<i>Eucosma sausserana</i> (Benander)	1	I-V	<i>Saussurea alpina</i>
<i>Rhyacionia duplana</i> (Hübner)	2	I-IV	<i>Pinus sylvestris</i> ; runsaana vain soilla, yksitellen muualla (Vaalamo)
<i>Pammene luedersiana</i> (Sorhagen)	1	I-IV	<i>Vaccinium uliginosum</i> ; <i>Betula</i> spp. ?
<i>Pammene clanculana</i> (Tengström)	1	I-V	<i>Betula nana</i> ; <i>Betula</i> spp. (Kullberg)
<i>Schreckensteinia festaliella</i> (Hübner)	2	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i> ; <i>Rubus</i> spp. (Kaitila, Kullberg, Saarela & Salokannel); pohjoisessa suosidos I (Laasonen)
<i>Buckleria paludum</i> (Zeller)	1	I-III	<i>Drosera</i> spp.
<i>Metriostola vacciniella</i> (Lienig & Zeller)	2	I-V	<i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> ; myös saaristossa, missä elinympäristönä juolukkaa kasvava keto (Kaitila)
<i>Crambus pascuellus</i> (Linnaeus)	3	I-IV	Poaceae spp.
<i>Crambus scoticus</i> (Westwood)	1	I-V	Poaceae spp. ?
<i>Crambus alienellus</i> (Germar & Kaulfuss)	1	I-V	
<i>Agriphila biarmica</i> (Tengström)	1	II-V	
<i>Catoptria margaritella</i> (Denis & Schiffermüller)	1	I-V	
<i>Catoptria maculalis</i> (Zetterstedt)	2	I-V	
<i>Pediasia truncatella</i> (Zetterstedt)	1	I-V	
<i>Eudonia alpina</i> (Curtis)	2	IV-V	Pohjoisessa suosidos 3 (Laasonen)
<i>Loxostege commixtalis</i> (Walker)	1	I-V	
<i>Rhagades pruni</i> (Denis & Schiffermüller), rämevihersiipi	1	I-III	<i>Calluna vulgaris</i> ym.
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus), mansikkakirjosiipi	3	I-III	<i>Potentilla palustris</i> , <i>Rubus</i> sp.
<i>Pyrgus centaureae</i> (Rambur), suokirjosiipi	1	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i>

Laji	Sidos	Levinneisyys	Ravintokasvit ja kommentteja
<i>Colias palaeno</i> (Linnaeus), suokeltaperhonen	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Vacciniina optilete</i> (Knoch), juolukkasiniisiipi	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Brenthis ino</i> (Rottemburg), angervohopeatäplä	3	I-V	Rosaceae spp., Violaceae spp.
<i>Boloria aquilonaris</i> (Stichel), suohopeatäplä	1	I-V	<i>Vaccinium oxycoccos</i> (Ebenhard 1995)
<i>Proclassiana eunomia</i> (Esper), rämehopeatäplä	1	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Andromeda polifolia</i>
<i>Clossiana freija</i> (Thunberg), muurainhopeatäplä	1	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Rubus chamaemorus</i>
<i>Clossiana frigga</i> (Thunberg), rahkahopeatäplä	1	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i>
<i>Clossiana euphrosyne</i> (Linnaeus), pursuhopeatäplä	3	I-V	Violaceae spp.
<i>Erebia embla</i> (Thunberg), suonokiperhonen	1	I-V	<i>Carex</i> sp.
<i>Erebia disa</i> (Thunberg), kairanokiperhonen	1	V	
<i>Oeneis jutta</i> (Hübner), rämekylmänperhonen	1	I-V	<i>Eriophorum</i> spp., <i>Carex</i> spp. (Plester 1983)
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller), saraikkoniittyperhonen	2	I-V	<i>Eriophorum</i> spp., <i>Carex</i> spp. (Ebenhard 1995); myös rannat (Itämies)
<i>Lopinga achine</i> (Scopoli), kirjopapurikko	3	I-III	Cyperaceae, Poaceae; Ruotsissa <i>Carex montana</i> (Bergman 1999)
<i>Chlorissa viridata</i> (Linnaeus), kanervamittari	2	I-III	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Myrica</i> (Kullberg)
<i>Thalera fimbrialis</i> (Scopoli), vihermittari	2	I-II	<i>Andromeda polifolia</i> (Väisänen & Suoknuuti 1989); <i>Calluna</i> (Kullberg); myös hietikoilla (Kaitila)
<i>Scopula corivalaria</i> (Kretschmar), hierakkalehtimittari	3	I	<i>Rumex</i> sp., <i>Potentilla palustris</i> ?; rantaluhdat
<i>Scopula virgulata</i> (Denis & Schiffermüller), rämelehtimittari	2	I-II	<i>Carex</i> sp.; myös rantaniityillä (Kaitila, Väisänen)
<i>Idaea muricata</i> (Hufnagel), rämekulummittari	2	I-III	<i>Galium palustre</i> , <i>Potentilla palustris</i> , <i>Calluna vulgaris</i> ?; myös rantaniityillä (Kaitila, Väisänen)
<i>Chloroclysta infuscata</i> (Tengström), rämevarpumittari	2	I-V	<i>Vaccinium</i> spp., <i>Ledum palustre</i> ; kuivilla kohdilla myös (Laasonen)
<i>Rheumaptera subhastata</i> (Nolcken), vasamamittari	3	I-V	<i>Vaccinium</i> spp.
<i>Eupithecia goossensata</i> Mabilie, kangaspikkumittari	3	I-IV	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Eupithecia gelidata</i> Möscher, pursupikkumittari	1	I-V	<i>Ledum palustre</i> , <i>Salix</i> spp. (Spitzer ym. 1991)
<i>Carsia sororiata</i> (Hübner), rämeokamittari	1	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>V. oxycoccos</i>
<i>Semiothisa carbonaria</i> (Clerck), rämemittari	2	I-V	<i>Andromeda polifolia</i> ; pohjoisessa myös kuivilla kohdilla (Laasonen)
<i>Itame brunneata</i> (Thunberg), viitamittari	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>V. myrtillus</i>
<i>Hypoxystis pluviana</i> (Fabricius), sademittari	2	I-V	<i>Galium palustre</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Betula nana</i>
<i>Lycia lapponaria</i> (Boisduval), rämeperhömättari	1	I-V	<i>Betula nana</i> etc.
<i>Arichanna melanaria</i> (Linnaeus), suomittari	2	I-V	<i>Ledum palustre</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> ; <i>V. myrtillus</i> (Kullberg)
<i>Aspitates gilvaria</i> (Denis & Schiffermüller), luomittari	1	I-III	<i>Andromeda polifolia</i>
<i>Perconia strigillaria</i> (Hübner), kehnämättari	3	I-II	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Eriogaster lanestrus</i> (Linnaeus), koivukehrääjä	3	I-V	Polyfagi
<i>Lasiocampa quercus</i> (Linnaeus), tammikehrääjä	3	I-V	Polyfagi
<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus), heinähukka	3	I-V	Polyfagi
<i>Saturnia pavonia</i> (Linnaeus), riikinkukkokehrääjä	3	I-V	Polyfagi
<i>Orgyia recens</i> (Hübner), kirjotupsukas	2	I-IV	Polyfagi
<i>Orgyia antiquoides</i> (Hübner), pikkutupsukas	1	I-V	Polyfagi; erityisesti <i>Andromeda polifolia</i> (Kullberg)
<i>Gynaephora selenitica</i> (Esper), rämekarvajalka	2	I-II	Polyfagi; soiden ulkopuolella vain massaesiintymien aikana (Kaitila)
<i>Dicallomera fascelina</i> (Linnaeus), tuhkakarvajalka	3	I-V	Polyfagi
<i>Thumatha senex</i> (Hübner), pyörösiipi	2	I-IV	<i>Marchantia polymorpha</i>
<i>Cybosia mesomella</i> (Linnaeus), koisasiipi	3	I-IV	<i>Vaccinium uliginosum</i> etc.
<i>Eilema lutarellum</i> (Linnaeus), pikkukeltasiipi	3	I-IV	<i>Parmelia</i> spp.
<i>Eilema cereolum</i> (Hübner), vahakeltasiipi	2	I-III	<i>Parmelia</i> spp.

Laji	Sidos	Levinneisyys	Ravintokasvit ja kommentteja
<i>Parasemia plantaginis</i> (Linnaeus), täpläsiilikäs	3	I-V	Polyfagi
<i>Pararctia lapponica</i> (Thunberg), lapinsiilikäs	2	V	Polyfagi; <i>Betula nana</i> , tunturissa aina minisoilla (Laasonen)
<i>Diacrisia sannio</i> (Linnaeus), karhusiilikäs	3	I-V	Polyfagi
<i>Hyperodes humidalis</i> Doubleday, koiyökkönen	1	I-V	<i>Sphagnum</i> , <i>Potentilla palustris</i>
<i>Callistege mi</i> (Clerck), piirtoyökkönen	3	I-V	<i>Andromeda polifolia</i> , <i>Calluna vulgaris</i>
<i>Nola aerugula</i> (Hübner), rämevenhokas	2	I-III	Polyfagi ?
<i>Nola karelica</i> Tengström, suovenhokas	1	I-V	<i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Andromeda polifolia</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Acronicta menyanthidis</i> (Esper), suoiltayökkönen	1	I-V	<i>Vaccinium</i> spp., <i>Myrica gale</i> ; <i>Salix</i> spp. & <i>Menyanthes</i> (Itämies)
<i>Deltote uncula</i> (Clerck), sarakiiltayökkönen	3	I-IV	<i>Carex</i> spp.
<i>Syngropha diasema</i> (Boisduval), isohopeayökkönen	2	IV-V	<i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium</i> spp.
<i>Syngropha microgamma</i> (Hübner), keltahopeayökkönen	1	I-V	<i>Ledum palustre</i>
<i>Syngropha parilis</i> (Hübner), valkohoeyökkönen	3	V	<i>Betula</i> spp.
<i>Sympistis funebris</i> (Hübner), synkkänopsayökkönen	1	II-V	<i>Betula nana</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Sympistis heliophila</i> (Paykull), valkonopsayökkönen	3	III-V	<i>Empetrum nigrum</i>
<i>Lithophane lamda</i> (Fabricius), hankopuuyökkönen	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Myrica gale</i>
<i>Amphipoea lucens</i> (Freyer), suosekoyökkönen	3	I-IV	<i>Eriophorum vaginatum</i>
<i>Celaena haworthii</i> (Curtis), mustaluhtayökkönen	3	I-V	<i>Juncus</i> spp., <i>Eriophorum</i> spp.
<i>Chortodes brevilinea</i> (Fenn), ruokohämy-yökkönen	3	I	<i>Phragmites australis</i>
<i>Anarta myrtilli</i> (Linnaeus), kanervakangasyökkönen	3	I-V	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Anarta cordigera</i> (Thunberg), herttakangasyökkönen	2	I-V	<i>Vaccinium uliginosum</i> ; pohjoisessa myös kuivilla paikoilla (Laasonen); myös kosteissa kalliopainanteissa (Kaitila)
<i>Lacanobia w-latinum</i> (Hufnagel), suotarhayökkönen	2	I-II	<i>Vaccinium myrtilus</i> ?; polyfagi (Kullberg)
<i>Mythimna pudorina</i> (Denis & Schiffermüller), ruso-olkioyökkönen	3	I	<i>Phragmites australis</i>
<i>Lasionycta skraelingia</i> (Herrich-Schäffer), savukirjoyökkönen	2	IV-V	?
<i>Paradiarsia punicea</i> (Hübner), varjomaayökkönen	2	I-II	Elintavat tuntemattomat; elää mahdollisesti soiden ja rantakosteikkojen reunavyöhykkeissä.
<i>Coenophila subrosea</i> (Stephens), suomaayökkönen	2	I-IV	<i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Betula nana</i>

Liite 2. Valtakunnallisesti ja alueellisesti uhanalaisten I I suoperhoslajin esiintymispaikat uhanalaisten lajien (UHEX) rekisterissä.

Suojelusoilla ja muilla soilla sijaitsevat esiintymispaikat on eritelty ja jaoteltu alueellisten ympäristökeskusten (AYK) mukaan. Kullekin lajille ilmoitetaan viimeisin julkaistu uhanalaisluokka (Rassi ym. 1992, Somerma 1997) sekä uudet IUCN- luokat (Rassi ym. 2000).

Kirjopapurikko (*Lopinga achine*)

1997: V; 2000: NT ja St

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	0	3	3
Lounais-Suomi	0	0	0
Kaakkois-Suomi	1	8	9
Häme	0	2	2
Pirkanmaa	1	2	3
Keski-Suomi	0	1	1
Yhteensä	2 (11 %)	16 (89 %)	18

Rämelehtimittari (*Scopula virgulata*)

1997: Sh; 2000: LC, alueellisesti uhanalainen

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	3	5	8
Lounais-Suomi	1	1	2
Kaakkois-Suomi	4	4	8
Häme	2	0	2
Yhteensä	10 (50 %)	10 (50 %)	20

Vihermittari (*Thelara fimbrialis*)

1997: Sh; 2000: VU ja St

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	0	6	6
Kaakkois-Suomi	4	8	12
Yhteensä	4 (22 %)	14 (78 %)	18

Rämekulmumittari (*Idaea muricata*)

1997: Sh; 2000: NT ja St

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Ahvenanmaa	0	2	2
Uusimaa	1	7	8
Lounais-Suomi	0	0	0
Kaakkois-Suomi	3	2	5
Häme	0	1	1
Länsi-Suomi	0	0	0
Pohjois-Pohjanmaa	0	1	1
Yhteensä	4 (24 %)	13 (76 %)	17

Luumittari (*Aspitates gilvaria*)
1997: Sh; 2000: NT ja St

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	2	1	3
Lounais-Suomi	9	0	9
Kaakkois-Suomi	2	2	4
Häme	4	1	5
Pirkanmaa	4	8	12
Etelä-Savo	1	0	1
Länsi-Suomi	0	1	1
Keski-Suomi	1	2	3
Yhteensä	23 (61 %)	15 (39 %)	38

Suovenhokas (*Nola karelica*),
1997: Sh; 2000: NT ja St

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Kaakkois-Suomi	0	1	1
Etelä-Savo	0	1	1
Länsi-Suomi	0	1	1
Pohjois-Karjala	0	1	1
Yhteensä	0 (0 %)	4 (100 %)	4

Suotarhayökkönen (*Lacanobia w-latinum*)
1997: Sh; 2000: VU ja St

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	1	0	1
Kaakkois-Suomi	4	1	5
Häme	1	0	1
Yhteensä	6 (86 %)	1 (14 %)	7

Suokirjosiiپی (*Pyrgus centaureae*)
1992: alueellisesti uhanalainen; 2000: LC, alueellisesti uhanalainen

AYK	Esiintymät suojelusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Lounais-Suomi	5	1	6
Häme	1	0	1
Pirkanmaa	0	3	3
Etelä-Savo	1	0	1
Länsi-Suomi	0	4	4
Keski-Suomi	1	1	2
Pohjois-Savo	1	0	1
Pohjois-Karjala	0	3	3
Yhteensä	9 (43 %)	12 (57 %)	21

Rahkahopeatäplä (*Clossiana frigga*)

1992: alueellisesti uhanalainen; 2000: LC, alueellisesti uhanalainen

AYK	Esiintymät suojeleusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Lounais-Suomi	1	0	1
Uusimaa	0	1	1
Häme	1	0	1
Pirkanmaa	5	5	10
Etelä-Savo	3	6	9
Länsi-Suomi	0	2	2
Keski-Suomi	3	4	7
Pohjois-Savo	0	0	0
Pohjois-Karjala	1	1	2
Yhteensä	14 (42 %)	19 (58 %)	33

Muurainhopeatäplä (*Clossiana freija*)

1992: alueellisesti uhanalainen; 2000: LC, alueellisesti uhanalainen

AYK	Esiintymät suojeleusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	4	2	6
Lounais-Suomi	10	3	13
Kaakkois-Suomi	0	2	2
Häme	3	5	8
Pirkanmaa	2	4	6
Etelä-Savo	3	6	9
Länsi-Suomi	0	6	6
Keski-Suomi	1	2	3
Pohjois-Savo	1	0	1
Pohjois-Karjala	0	0	0
Yhteensä	24 (44 %)	30 (56 %)	54

Suonokiperhonen (*Erebia embla*)

1992: alueellisesti uhanalainen; 2000: LC, alueellisesti uhanalainen

AYK	Esiintymät suojeleusoilla	Esiintymät muilla soilla	Esiintymät yhteensä
Uusimaa	0	0	0
Lounais-Suomi	0	1	1
Kaakkois-Suomi	0	2	2
Häme	0	0	0
Pirkanmaa	0	4	4
Etelä-Savo	1	5	6
Länsi-Suomi	0	1	1
Keski-Suomi	0	4	4
Pohjois-Savo	0	0	0
Pohjois-Karjala	1	1	2
Yhteensä	2 (10 %)	18 (90 %)	20



¹Raimo Virkkala & ²Ari Rajasärkkä

Suojelualueverkon merkitys suolintulajistolle

¹Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki

²Metsähallitus, Pohjanmaan - Kainuun luontopalvelut, PL 81, 90101 Oulu

Tiivistelmä

Suoluontomme on muuttunut voimakkaasti viimeisten vuosikymmenien aikana, erityisesti laaja-alaisten metsäojitusten seurauksena. Luonnontilaisten soiden säilyttämiseksi on laadittu mm. soidensuojelun perusohjelma. Tässä työssä tarkastellaan, miten hyvin suolintulajisto on edustettuna suojelualueverkossamme. Tutkimuksessa otetaan huomioon lajien maantieteellinen tiheysvaihtelu.

Työssä tutkittiin 23 suolintulajin esiintymistä suojelualueverkossa. Tarkasteltavista lajeista 14 on kahlaajalintuja ja suurin osa lajeista suosii avosoita, mutta osa esiintyy lähinnä rämeillä (esim. riekko *Lagopus lagopus*). Jotkut tutkimuksen lajeista pesivät myös pelloilla (töyhtöhyppä *Vanellus vanellus*, isokuovi *Numenius arquata*) tai tunturikankailla (kapustarinta *Pluvialis apricaria*, pikkukuovi *Numenius phaeopus*). Tutkimus perustui suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla vuosina 1981-97 tehtyihin linjalaskentoihin, joiden kokonaispituus oli 8 800 km. Laskennat tehtiin suojelualueilla ja -ohjelmien kohteissa, joiden kokonaisala oli noin 80 % suojelualueiden ja -ohjelmien kokonaisalasta. Suojelualueiden lintulaskenta-aineistoa tarkasteltiin yhtenäiskoordinaatiston 100 x 100 km:n lohkoissa (ruuduissa).

Tutkituista lajeista kaksi oli merkittävästi runsaampia maan eteläpuoliskon ja 15 maan pohjoispuoliskon suojelualueilla. Neljän lajin tiheydet olivat suurimmat Väli-Suomessa eli Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä. Lisäksi kapustarinnan esiintyminen oli kaksijakoinen: lajin tiheys oli suurin Lounais-Suomen kilpiketaiden vyöhykkeen kohosoilla ja Tunturi-Lapissa. Useat suolintulajit ovat keskittyneet maan pohjoisosiin, missä suojelualueverkko on laajin: yhdeksällä lajilla yli puolet maan kokonaiskannasta arvioitiin pesivän suojelualueilla. Vain kolmella lajilla (töyhtöhyppä, isokuovi, isolepinkäinen *Lanius excubitor*) suojelualueilla pesivän kannan arvioitiin olevan alle 10 % maan kokonaiskannasta. Viisi lajia oli merkittävästi runsaampia maan länsiosan suojelualueilla. Näistä lajeista kuitenkin vain kurki *Grus grus* oli runsaampi Länsi-Suomen suojelualueilla, kun avosoiden suurempi osuus Länsi-Suomen suojelualueilla otettiin analyysissä huomioon.

Huomattava osa suolinnustollisesti merkittävistä soista sisältyy suojelualueverkkoon. Suurin puute suolinnuston kannalta on Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä, missä monien suolintulajien tiheydet (esim. kurki) ovat korkeimmat. Suomella on keskeinen rooli suolintujen ja niiden elinympäristöjen suojelemisessa Euroopan Unionin alueella, sillä lintudirektiivin kahdeksan soilla pesivän lajin EU:n kokonaiskannasta keskimäärin 40-50 % pesii Suomessa.

Sisällys

1 Johdanto	265
2 Aineisto ja menetelmät	266
2.1 Tutkimusalueet	266
2.2 Lintulaskennat	267
3 Tulokset	272
4 Tulosten tarkastelu	279
Kiitokset	281
Kirjallisuus	282

Johdanto



Maamme suoluonto on muuttunut hyvin voimakkaasti viimeisten 50 vuoden aikana, sillä alkuperäisestä suoalasta noin 60 % on ojitettu (Aapala ym. 1996), Etelä-Suomessa jopa noin 80 % (Metsäntutkimuslaitos 2000). Suoala on myös kokonaisuudessaan vähentynyt, sillä osa ojitetuista, ohutturpeisista soista on muuttunut kivennäismaiksi (ks. Salminen & Salminen 1998). Lisäksi soita on hävinnyt vesistöarakentamisen ja turpeennoston seurauksena. Ojittamattomista soista suurin osa sijaitsee nykyisin Pohjois-Suomessa, minne myös maamme luonnonsuojelualueverkko on keskittynyt. Soidensuojelun runkona on Suomessa ollut valtakunnallinen soidensuojelun perusohjelma (Maa- ja metsätalousministeriö 1981).

Tämän työn keskeisenä tavoitteena on selvittää, miten hyvin suolintulajisto on edustettuna suojelualueverkossamme. Tutkimuksessa tarkastellaan suolintulajien maantieteellistä tiheysvaihtelua suojelualueverkossa ja sen merkitystä lajien populaatioiden suojelussa. Suolinnuston maantieteellistä tiheysvaihtelua ovat Suomessa aiemmin tutkineet Järvinen & Sammalisto (1976) ja lajien levinneisyysalueen koon ja paikallisen tiheyden välistä suhdetta Kouki & Häyrinen (1991).

Tämä tutkimus on osa Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointi -hanketta (SAVA), jota on tehty ympäristöministeriön toimeksiannosta.

2

Aineisto ja menetelmät

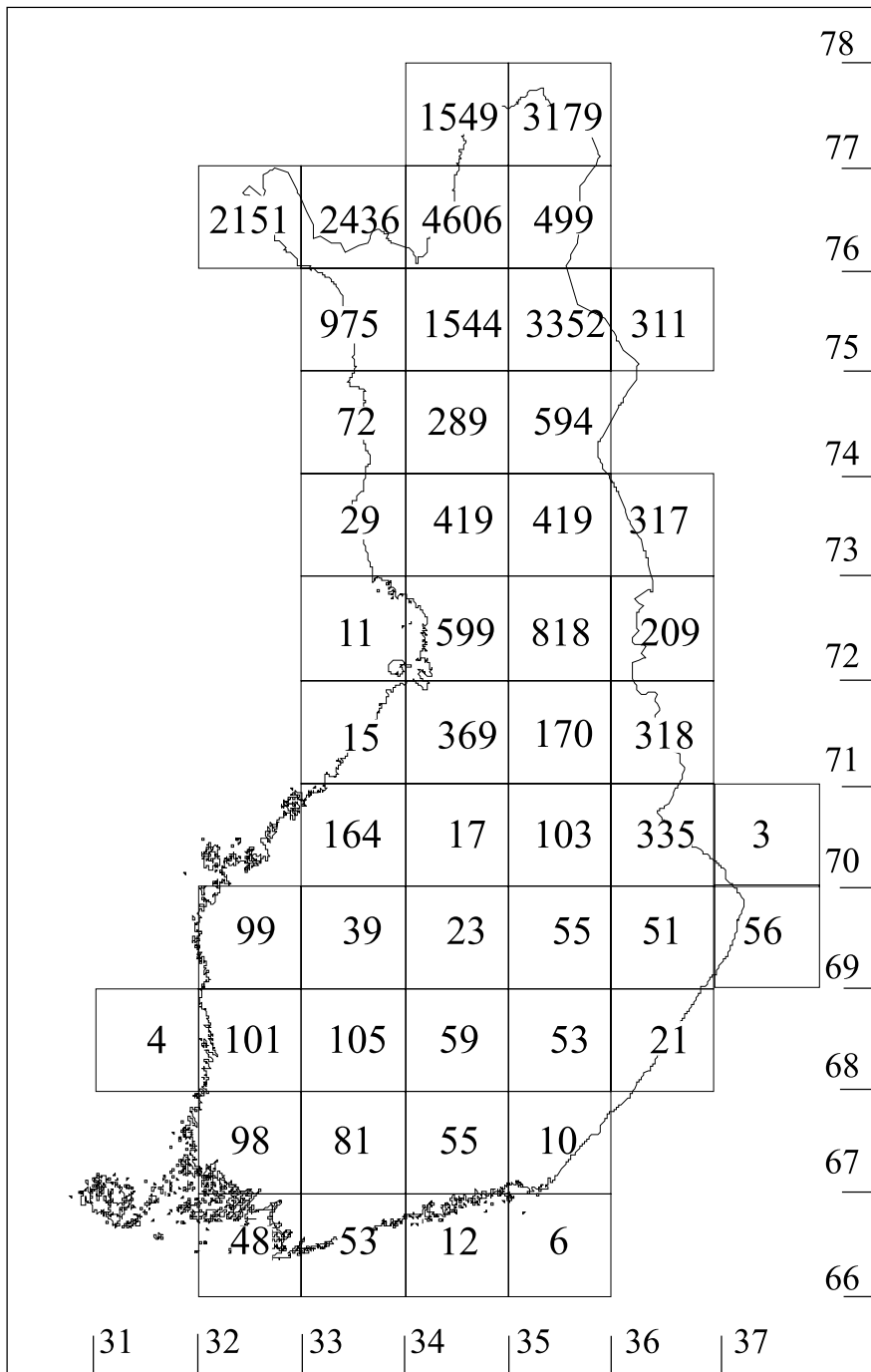
2.1 Tutkimusalueet

Tässä tutkimuksessa käytettiin samaa aineistoa kuin suojelualueverkon havu- ja sekametsien lintulajiston tarkastelussa, jossa tutkimuksen suojelualue-aineisto on myös kuvattu (ks. Virkkala & Rajasärkkä 2000). Lintuja laskettiin yhteensä 487 suojelualueella tai suojeleohjelman kohteella vuosina 1981-97. Alueet vaihtelivat kooltaan 0,1-2 800 km² suurimpien alueiden sijaitessa Pohjois-Lapissa. Tutkittujen suojelualueiden tai suojeleohjelmien kohteiden kokonaisala oli 26 900 km² (pinta-alat Metsähallituksen suojelualuetiedostosta ja ympäristöhallinnon luonnonsuojelualuekisteristä), mikä oli noin 80 % suojelualueiden tai -ohjelmien kohteiden kokonaisalasta. Suojelualueiksi tulkitaan tässä työssä sekä perustetut suojelualueet että suojeleohjelmien kohteet.

Tutkitut alueet käsittivät seuraavia suojelualuetyyppejä: luonnonpuistoja, kansallispuistoja, erämaa-alueita, erityisiä suojelualueita, soidensuojelualueita, vanhojen metsien suojelualueita, lehtojensuojelualueita, yksityismaiden suojelealueita sekä vanhojen metsien suojeleohjelman, soidensuojelun perus- ja täydennysohjelman, lehtojensuojeleohjelman ja rantojensuojeleohjelman kohteita. Lisäksi mukana on joitakin lintuvesiohjelman kohteita, kuten Liminganlahti ja Kokemäenjoen suisto. Kansallispuistoista laskentoja tehtiin kaikkien 33 alueella, luonnonpuistoista 17 alueella (yhteensä 19 luonnonpuistoa) ja erämaa-alueista yhdeksällä (yhteensä 12 erämaa-alueetta).

Suojelualueita tarkasteltiin yhtenäiskoordinaatiston 100 x 100 km:n ruuduissa (kuva 1). Tutkituista alueista 1 650 km² sijaitsi Suomen eteläpuoliskossa (yhtenäiskoordinaatiston vyöhykkeet 66-70), 4 650 km² Pohjois-Suomen eteläosassa (vyöhykkeet 71-74) ja 20 600 km² Pohjois-Suomen pohjoisosassa (vyöhykkeet 75-77).

Soiden osuutta suojelualueverkossa voidaan tarkastella metsätaloudellisen joutomaan avulla. Joutomaaksi luokitellaan metsätalousmaa, jossa puuston kasvu on < 0,1 m³/ha/v. Suurin osa Pohjois-Lapin eteläpuolisista joutomaista on soita, valtakunnan metsien 8. inventoinnin mukaan Metsä-Lapin eteläpuolisten suojele-tujen joutomaiden pinta-alasta 94 % on soita (Virkkala ym. 2000). Pohjois-Lapissa sen sijaan tunturikankaat muodostavat merkittävän osan joutomaasta. Metsähallituksen maankäyttökisterin mukaan tutkituilla suojelualueilla joutomaan osuus oli yhtenäiskoordinaatiston vyöhykkeillä 66-68 keskimäärin 32 %, vyöhykkeillä 69-70 noin 34 %, vyöhykkeillä 71-74 noin 37 % ja vyöhykkeillä 75-77 noin 56 %. Valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella pohjoisborealisen vyöhykkeen Metsä- ja Tunturi-Lapissa, jotka vastaavat varsin hyvin tämän tutkimuksen vyöhykkeitä 75-77, suojelualueiden joutomaasta kolmasosa oli soita ja kaksi kolmasosaa tunturikankaita (Virkkala ym. 2000). Monet soiden lintulajit kuitenkin esiintyvät myös tunturikankailla. Avosoiden osuus suojelualueilla ei näin ollen keskimäärin suuresti eroa Etelä- ja Pohjois-Suomen suojelualueverkon välillä.



Kuva 1. Tutkimuksessa mukana olleiden suojelalueiden ja -ohjelmien kohteiden pinta-alat (km²) 100 x 100 km:n ruuduittain.

2.2 Lintulaskennat

Lintujen kvantitatiivinen runsauden arviointi suojelualueilla perustui linjalaskentoihin (ks. myös Virkkala & Rajasärkkä 2000). Linjalaskenta on yhden kerran laskenta, joka sopii laajojen alueiden linnuston runsauden selvittämiseen (Järvinen & Väisänen 1976). Linjalaskennassa erotetaan 50 metriä leveä pääsarka sekä pääsaran ulkopuolinen apusarka. Lintujen tiheydet voidaan laskea suoraan pääsaran havaintojen perusteella. Tällöin kuitenkin otoskoko jää useista lajeista hyvin pieneksi. Sekä pää- että apusaran havaintojen mukaan ottamisella tutkimusaineisto

on huomattavasti suurempi ja satunnaisvaihtelu tällöin pienempää (Järvinen & Väisänen 1975). Pää- ja apusarka muodostavat yhdessä tutkimussaran. Tutkimussaralla tehdyistä lintuhavainnoista voidaan laskea lajien tiheydet käyttämällä lajikohtaisia korjaus- eli kuuluvuuskertoimia. Korjauskertoimen laskemisessa pääsarakahavaintojen osuus kaikista havainnoista on oleellista. Tämä kerroin on alhainen lajilla, jonka kuuluvuus on suuri ja havainnoista vain pieni osa tulee pääsaralta (esimerkiksi käki *Cuculus canorus*, Järvinen 1978). Vastaavasti kerroin on korkea lajilla, jonka havainnoista suuri osa kertyy pääsaralta (esim. riekko *Lagopus lagopus*). Kuuluvuuskertoimet olemme itse laskeneet käyttämästämme aineistosta.

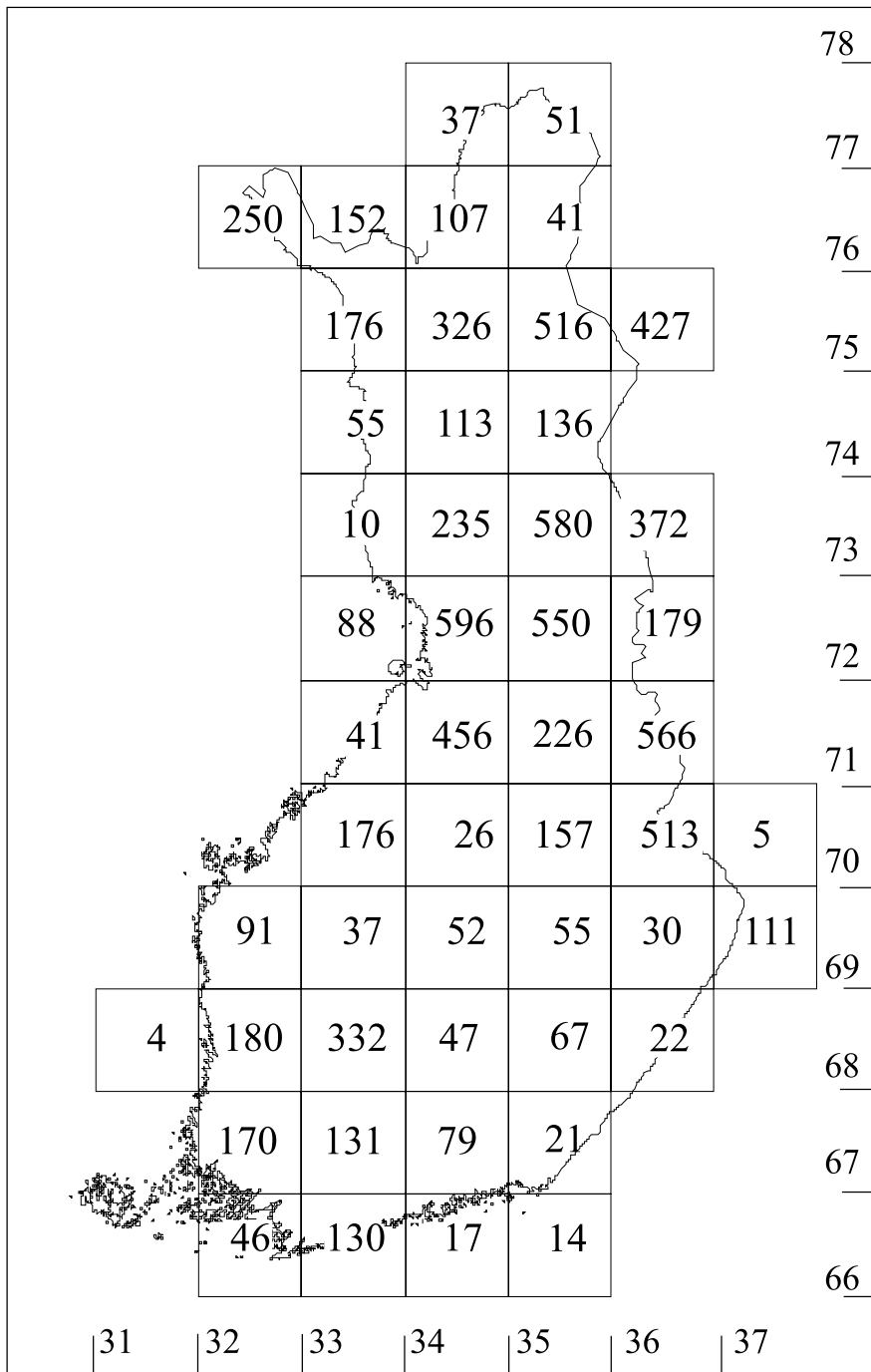
Linjalaskennat tehdään aamuisin klo 3:n ja 9:n välillä kesäkuussa, jolloin lintujen aktiviteetti on kaikkein korkein. Aivan eteläisimmässä Suomessa laskentoja on tehty jo toukokuun lopulla ja pohjoisimmassa Lapissa heinäkuun alussa. Yhden aamun aikana yksi henkilö voi tavallisesti laskea 4-6 km linjaa.

Linjalaskenta-aineisto perustuu suurelta osin Metsähallituksen luonnonsuojelun tekemiin tai teettämiin laskentoihin. Aineistoon on koottu myös muita suojelualueilla tehtyjä linjalaskentoja, joita olemme saaneet käyttöömmemme mm. Luonnontieteellisen Keskusmuseon valtakunnallisesta linjalaskenta-arkistosta, joiltakin biologisilta asemilta (esim. Kilpisjärven ja Värriön tutkimusasemat) sekä yksittäisiltä tutkijoilta.

Tässä tutkimuksessa (ks. myös Virkkala & Rajasärkkä 2000) suojelualueiden lintulaskenta-aineisto käsiteltiin siten, että maa jaettiin 100 x 100 km:n lohkoihin (ruutuihin) yhtenäiskoordinaatiston perusteella, ja kussakin 100 x 100 km:n ruudussa sijaitsevien suojelualueiden lintulaskennat yhdistettiin (kuva 2, ks. myös kuva 1). Näin muodostui 50 kpl 100 x 100 km:n ruutua. Laskenta-aineiston pienenä takia viisi 100 x 100 km:n ruutua (ruudut 66:35, 68:31, 70:37, 72:33 ja 73:33) jouduttiin kuitenkin yhdistämään viereiseen ruutuun, joten lopullinen vertailtavien ruutujen määrä oli 45. Koko lintulaskenta-aineisto koostui 8 802 laskentakilometristä, ja ruutujen yhdistämisen jälkeen ruuduttaisten laskentakilometrien määrä vaihteli 21 ja 680 välillä. Keskimääräinen kilometrimäärä suojelualueilla kussakin ruudussa oli 196. Huolimatta siitä, että laskentoja yhdistettiin, laskenta-aineisto jäi joissakin ruuduissa varsin pieneksi. Pohjois-Lapissa laskentojen määrä on useissa ruuduissa varsin alhainen, vaikka suojelualueiden pinta-ala näissä ruuduissa on suuri. Suojelualueilla, joissa kilometrimäärä suhteessa pinta-alaan oli hyvin suuri verrattuna muihin ruudun suojelualueisiin, havainnot painotettiin kertoimilla 0,1-0,5, jotta nämä alueet eivät olisi yliedustettuna. Tällaisia alueita oli aineistossa kuitenkin vain seitsemän.

Keskimääräinen laskentakilometrien määrä suojelualueiden pinta-alaa kohti oli Etelä-Suomessa (vyöhykkeet 66-70) 1,5 km/km², Pohjois-Suomen eteläosassa (vyöhykkeet 71-74) 0,9 km/km² ja Pohjois-Suomen pohjoisosassa (vyöhykkeet 75-77) 0,1 km/km². Laskentaintensiteetti pinta-alayksikköä kohti oli selvästi alhaisin Pohjois-Suomen pohjoisosassa. Laskentakilometrien määrä/100 x 100 km:n ruutu oli Etelä-Suomessa keskimäärin 114 km, Pohjois-Suomen eteläosassa 324 km ja Pohjois-Suomen pohjoisosassa 208 km. Linjoja on laskettu koko maan suojelualueverkossa sekä 1980- että 1990-luvulla eli aineisto ei ole ajallisesti keskittynyt tietyille vyöhykkeille tiettyinä vuosina.

Tässä työssä tutkitaan 23 suolintulajin esiintymistä suojelualueverkossa (taulukko 1). Suurin osa lajeista suosii avosoita, mutta osa esiintyy lähinnä rämeillä (esim. riekko, isolepinkäinen *Lanius excubitor*, pikkusirkku *Emberiza pusilla*). Sen sijaan korprien lintulajistoa ei tutkimuksessa tarkastella, sillä suurin osa korprien lajeista on tyypillistä kangasmetsien lintulajistoa. Jotkut tämän tutkimuksen lajeista pesivät myös pelloilla, töyhtöhyypän *Vanellus vanellus* ja isokuovin *Numenius arquata* lisäksi esim. suopöllö *Asio flammeus*. Pohjanlahden rannikon rantaniityillä pesivät tietyt soiden kahlaajalajit, kuten vesipääsky *Phalaropus lobatus* ja suosirri



Kuva 2. Suojelualueilla ja -ohjelmien kohteilla tehtyjen linjalaskentojen kokonaispituus (km) 100 x 100 km:n ruuduittain.

Calidris alpina, jonka rotu *schinzii* pesii Pohjanlahden rannikolla ja nimirotu Tunturi-Lapin soilla. Monet kahlaajalinnut, kuten kapustarinta *Pluvialis apricaria* ja pikku-kuovi *Numenius phaeopus* pesivät myös tunturikankailla.

Tutkittavista lajeista 14 on kahlaajalintuja, jotka ovat tyypillisiä avosoiden ja rämeiden lajeja. Uusimman uhanalaisluokituksen mukaan (Rassi ym. 2000) valta-kunnallisesti uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi on luokiteltu tarkastelluista lajeista seitsemän (sinisuohaukka *Circus cyaneus*, muuttohaukka *Falco peregrinus*, suosirrin eteläinen rotu, jänkäsirriäinen *Limicola falcinellus*, suokukko *Philomachus pugnax*, punakuiri *Limosa lapponica* ja isolepinkäinen. Alueellisesti uhanalaisia lajeja ovat kurki *Grus grus* ja riekko (Rassi ym. 1992). Euroopan yhteisön lintudirektiiviin

Taulukko 1. Tutkimuksen suolintulajiston kokonaiskanta maassamme Väisänen ym. (1998) mukaan sekä suojelualueiden linjalaskentojen havaintomäärä (n) kustakin lajista. Mukana vertailussa 23 soilla esiintyvää lajia.

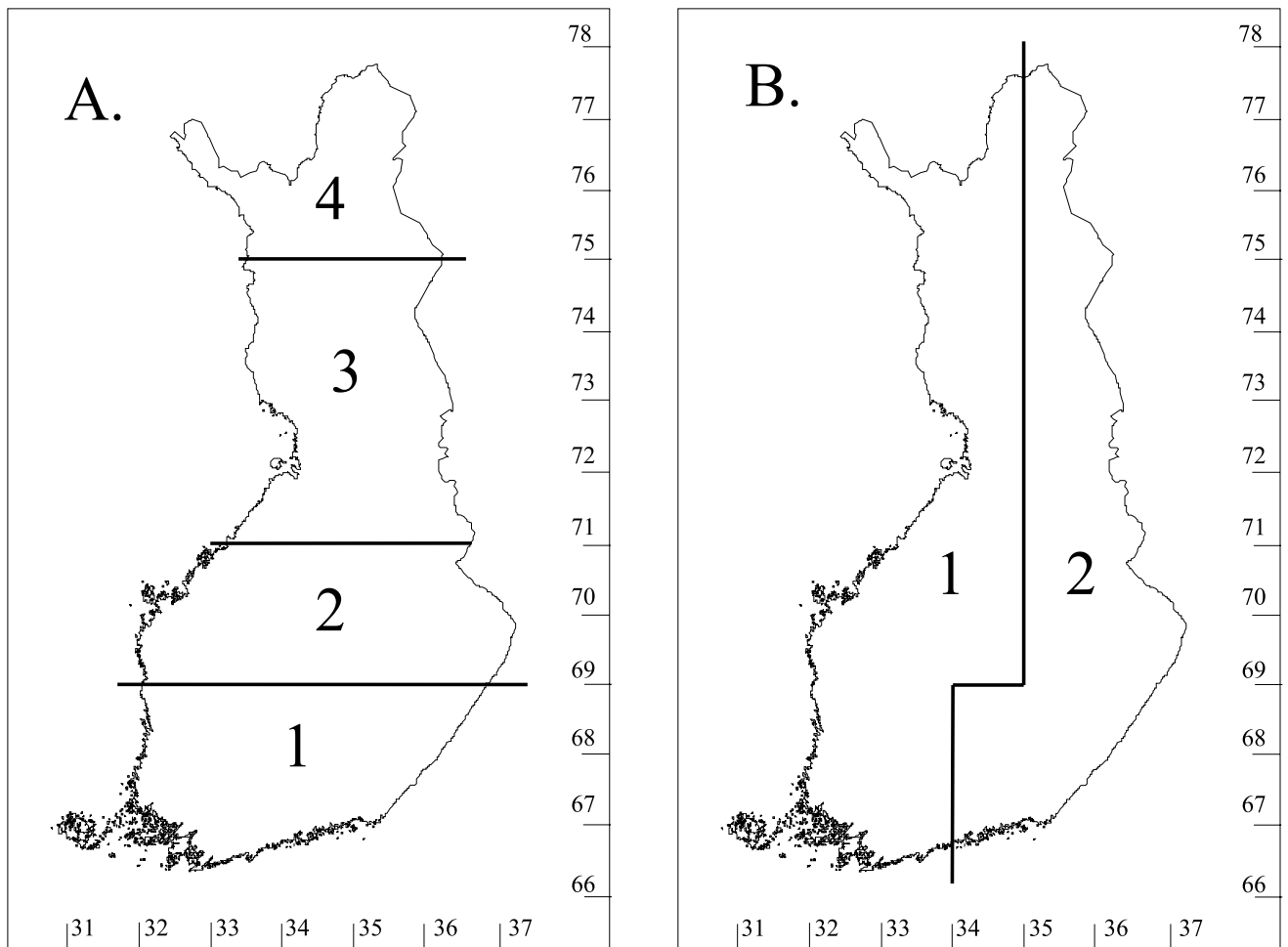
Tutkitut lajit	Pesimäkanta Suomessa, pareja (Väisänen ym. 1998)	Suojelualueiden linjalaskenta-aineisto n
Sinisuohaukka <i>Circus cyaneus</i>	3 000	71
Muuttohaukka <i>Falco peregrinus</i>	120	25
Riekko <i>Lagopus lagopus</i>	83 000	460
Kurki <i>Grus grus</i>	5 000	1 189
Kapustarinta <i>Pluvialis apricaria</i>	60 000	2 023
Töyhtöhyyppä <i>Vanellus vanellus</i>	60 000	910
Suosirri <i>Calidris alpina</i>	500	60
Jänkäsiirriäinen <i>Limicola falcinellus</i>	15 000	306
Suokukko <i>Philomachus pugnax</i>	30 000	945
Jänkäkurppa <i>Lymnocyptes minimus</i>	12 000	424
Taivaanvuohi <i>Capella gallinago</i>	110 000	3 018
Punakuiri <i>Limosa lapponica</i>	300	25
Pikkukuovi <i>N. phaeopus</i>	40 000	1 568
Isokuovi <i>Numenius arquata</i>	50 000	1 301
Mustaviklo <i>Tringa erythropus</i>	17 000	430
Valkoviklo <i>T. nebularia</i>	30 000	1 824
Liro <i>T. glareola</i>	250 000	7 106
Vesipääsky <i>Phalaropus lobatus</i>	15 000	172
Suopöllö <i>Asio flammeus</i>	5 000	75
Lapinkirvinen <i>Anthus cervinus</i>	3 000	37
Isolepinkäinen <i>Lanius excubitor</i>	6 000	45
Lapinsirkku <i>Calcarius lapponicus</i>	40 000	1 094
Pikkusirkku <i>Emberiza pusilla</i>	5 000	83

(lintudirektiivin liite I) sisältyy lajeista yhdeksän (ks. Airaksinen 1996; sinisuohaukka, muuttohaukka, kurki, kapustarinta, suokukko, punakuiri, liro *Tringa glareola*, vesipääsky, suopöllö).

Soiden yleisimmät ja runsaslukuisimmat lintulajit ovat keltävästäräkki *Motacilla flava* ja niittykirvinen *Anthus pratensis*, joiden esiintymistä suojelualueverkossa ei tässä työssä tarkastella.

Tutkimuksessa käsiteltävien lajien kokonaisparimäärä Suomessa Väisänen ym. (1998) mukaan sekä suojelualueiden linjalaskentojen kokonaisuhavaintomäärä on esitetty taulukossa 1. Kokonaisparimääräarviot perustuvat suurimmalla osalla lajeista valtakunnallisiin linjalaskentoihin, joita on tehty vuosina 1974-77 ja 1986-91 (Väisänen ym. 1998). Pienimmät havaintomäärät suojelualueiden lintulaskennoissa olivat muuttohaukalla ja punakuirilla (n = 25) ja eniten havaittiin liroja (taulukko 1).

Tutkittaessa lajien esiintymistä suojelualueverkossa Suomi jaettiin etelästä pohjoiseen eri osiin (kuva 3A), missä osa-alueet 1 (yhtenäiskoordinaatistovyöhykkeet 66-68) ja 2 (vyöhykkeet 69-70) käsittivät Etelä-Suomen ja osa-alueet 3 (yhtenäiskoordinaatistovyöhykkeet 71-74) ja 4 (vyöhykkeet 75-77) Pohjois-Suomen. Länsi-itäsuunnassa Suomi jaettiin kahteen osaan (kuva 3B).



Kuva 3. Suojelualueverkon maantieteellinen jako. A. Etelä-pohjoinengradientti. Osa-alueet 1 ja 2 muodostavat Etelä-Suomen sekä 3 ja 4 Pohjois-Suomen. B. Länsi-itägradientti.

3

Tulokset

Suolintulajien keskimääräiset populaatiotiheydet suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduissa on esitetty taulukossa 2, missä Suomi on jaettu etelä- ja pohjoispuoliskoon. Tässä tarkastelussa kaksi lajia oli merkitsevästi ($p < 0,05$) runsaampia Etelä-Suomessa (töyhtöhyppä ja isokuovi) ja 15 lajia Pohjois-Suomessa. Kuudella lajilla tiheysero ei ollut merkitsevä ($p > 0,05$): kurki, kapustarinta, pikkukuovi, valkoviklo *Tringa nebularia*, suopöllö ja isolepinkäinen. Neljä lajia pesi vain Pohjois-Suomessa (punakuiri, lapinkirvinen *Anthus cervinus*, lapinsirkku *Calcarius lapponicus*, pikkusirkku), ja lisäksi neljän lajin tiheys oli vähintään kymmenkertain Pohjois-Suomessa (jänkäsirriäinen, jänkäkurppa *Lymnocyrtus minimus*, musta-

Taulukko 2. Suolintulajien keskitiheys (paria/km²±keskihajonta) Etelä-Suomen (vyöhykkeet 66-70) ja Pohjois-Suomen (vyöhykkeet 71-77) suojelualueilla 100 x 100 km:n lohkoissa. 0 = lajia ei havaittu. Testaus Mann-Whitneyn U-testi, $n_1 = 22$, $n_2 = 23$.

Laji	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	z	p
Sinisuohaukka	0,002±0,004	0,009±0,014	2,61	<0,01
Muuttohaukka	0	0,003±0,006	2,77	<0,01
Riekko	0,13±0,22	0,74±0,58	4,50	<0,001
Kurki	0,10±0,08	0,07±0,07	1,26	0,21
Kapustarinta	0,80±0,78	0,87±1,11	0,02	0,98
Töyhtöhyppä	0,42±0,48	0,10±0,15	2,67	<0,01
Suosirri	0,01±0,04	0,08±0,21	1,96	<0,05
Jänkäsirriäinen	0,01±0,04	0,33±0,36	4,49	<0,001
Suokukko	0,21±0,37	0,96±1,17	3,63	<0,001
Jänkäkurppa	0,01±0,01	0,08±0,08	5,32	<0,001
Taivaanvuohi	0,44±0,35	0,70±0,39	2,56	<0,05
Punakuiri	0	0,08±0,24	2,29	<0,05
Pikkukuovi	0,34±0,52	0,27±0,18	1,60	0,11
Isokuovi	0,23±0,27	0,11±0,21	2,72	<0,01
Mustaviklo	0,01±0,03	0,21±0,23	5,12	<0,001
Valkoviklo	0,22±0,23	0,23±0,18	0,73	0,47
Liro	1,37±0,98	2,96±1,76	3,29	<0,01
Vesipääsky	0,02±0,06	0,30±0,54	2,87	<0,01
Suopöllö	0,02±0,03	0,02±0,02	1,81	0,07
Lapinkirvinen	0	0,26±0,78	2,77	<0,01
Isolepinkäinen	0,01±0,03	0,01±0,02	1,26	0,21
Lapinsirkku	0	2,62±6,50	3,22	<0,01
Pikkusirkku	0	0,05±0,08	4,47	<0,001

viklo *Tringa erythropus* ja vesipääsky) eli näitä lajeja esiintyi Etelä-Suomen suojelualueiden soilla vain satunnaisesti. Myös riekon keskittiheys Etelä-Suomen suojelualueilla oli huomattavasti alhaisempi kuin Pohjois-Suomessa.

Kun suojelualueverkko jaetaan vyöhykkeittäin voidaan havaita, että suolajit koostuvat erilaisen levinneisyyskuvan omaavista ryhmistä (taulukko 3). Tässä jaottelussa eteläisimmät vyöhykkeet (66-70) vastaavat suokasvillisuuden vyöhykejaossa (kuva 4, Ruuhijärvi 1988) suurin piirtein keidassuovyöhykettä sekä aivan eteläisimpiä Pohjanmaan aapasointa, Pohjois-Suomen eteläosa (vyöhyke 71-74) Pohjanmaan ja Peräpohjolan aapasuovyöhykettä ja Pohjois-Suomen pohjoisosa (vyöhykkeet 75-77) Metsä-Lapin aapasointa ja Tunturi-Lapin palsa- ja paljakasointa. Useat suolintulajit ovat keskittyneet pohjoisimmalle vyöhykkeelle: punakuiri, lapinkirvinen ja lapinsirkku pesivät vain Metsä- ja Tunturi-Lapissa. Lisäksi riekon, kapustarinnan, suosirrin, jänkäsirriäisen, suokukon, jänkäkurpan, mustaviklon ja vesipääskyn tiheydet olivat selvästi korkeimmat tämän vyöhykkeen suojelualueilla. Sen sijaan Pohjois-Suomessa runsaampien sinisuohaukan ja liron tiheydessä ei ollut eroja Pohjois-Suomen etelä- ja pohjoisosien suojelualueverkossa.

Taulukko 3. Suolintulajien keskittiheys (paria/km²±keskihajonta) suojelualueilla 100 x 100 km:n lohkoissa, kun suojelualueverkko on jaettu neljään eri vyöhykkeeseen etelästä pohjoiseen (ks. kuva 3A). 0,00 = lajin tiheys alle 0,005 paria/km². Eri vyöhykkeiden 100 x 100 km:n ruutujen määrä (n): vyöhykkeet 66-68, n = 12, vyöhykkeet 69-70, n = 10, vyöhykkeet 71-74, n = 13, vyöhykkeet 75-77, n = 10. Testaus Kruskal-Wallisin yksisuuntainen varianssianalyysi, d.f. = 3.

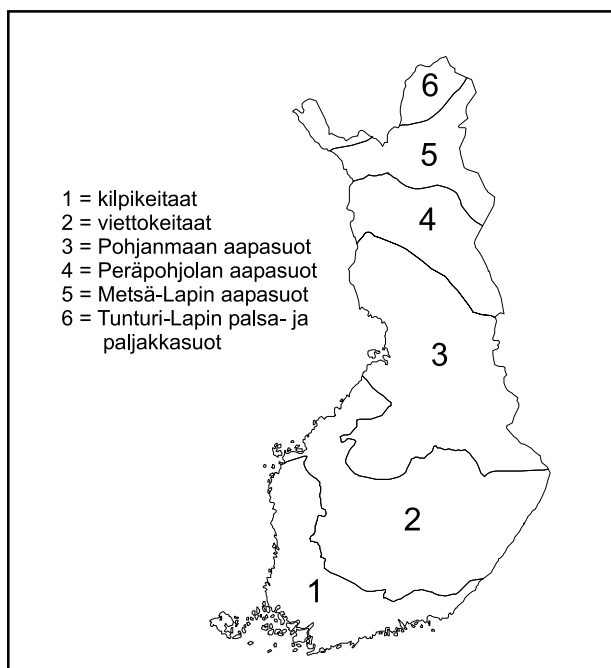
Laji	Vyöhykkeet 66-68	Vyöhykkeet 69-70	Vyöhykkeet 71-74	Vyöhykkeet 75-77	H	p
Sinisuohaukka	0,002±0,004	0,002±0,004	0,008±0,010	0,010±0,018	7,88	<0,05
Muuttohaukka	0	0	0,004±0,007	0,002±0,005	9,05	<0,05
Riekko	0,07±0,16	0,21±0,26	0,40±0,29	1,19±0,56	27,75	<0,001
Kurki	0,08±0,09	0,12±0,07	0,12±0,07	0,02±0,01	18,16	<0,001
Kapustarinta	0,81±0,88	0,79±0,70	0,31±0,24	1,60±1,37	9,07	<0,05
Töyhtöhyppä	0,49±0,59	0,35±0,31	0,16±0,18	0,03±0,04	10,70	<0,05
Suosirri	0,02±0,06	0	0,01±0,03	0,16±0,30	7,16	0,07
Jänkäsirriäinen	0,01±0,02	0,02±0,05	0,26±0,35	0,41±0,39	20,71	<0,001
Suokukko	0,15±0,37	0,27±0,38	0,74±0,65	1,25±1,63	13,85	<0,01
Jänkäkurppa	0	0,01±0,02	0,05±0,05	0,11±0,10	29,88	<0,001
Taivaanvuohi	0,45±0,44	0,42±0,23	0,75±0,43	0,62±0,34	6,88	0,08
Punakuiri	0	0	0	0,18±0,34	19,17	<0,001
Pikkukuovi	0,03±0,05	0,72±0,59	0,31±0,22	0,23±0,11	21,26	<0,001
Isokuovi	0,27±0,31	0,17±0,19	0,20±0,24	0,00±0,00	21,60	<0,001
Mustaviklo	0	0,03±0,03	0,14±0,09	0,30±0,33	28,18	<0,001
Valkoviklo	0,07±0,11	0,40±0,19	0,34±0,17	0,09±0,05	24,96	<0,001
Liro	0,90±0,78	1,92±0,93	3,16±1,70	2,70±1,90	15,38	<0,01
Vesipääsky	0	0,04±0,08	0,05±0,08	0,64±0,69	15,38	<0,01
Suopöllö	0,01±0,01	0,03±0,04	0,02±0,02	0,02±0,02	7,40	0,06
Lapinkirvinen	0	0	0	0,61±1,12	28,11	<0,001
Isolepinkäinen	0,004±0,013	0,024±0,031	0,016±0,019	0,007±0,014	10,25	<0,05
Lapinsirkku	0	0	0,00±0,01	6,02±8,98	29,70	<0,001
Pikkusirkku	0	0	0,06±0,10	0,04±0,05	20,11	<0,001

Neljän lajin (kurki, pikkukuovi, valkoviklo, isolepinkäinen) tiheydet olivat korkeimmat Etelä-Suomen pohjoisosassa ja Pohjois-Suomen eteläosassa eli keidasuovyöhykkeen länsi- ja pohjoisosassa ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä (taulukko 3). Suopöllön keskitiheydessä ei ollut merkitseviä eroja suojelualueverkossa maan etelä- ja pohjoisosien välillä (taulukko 2 ja 3).

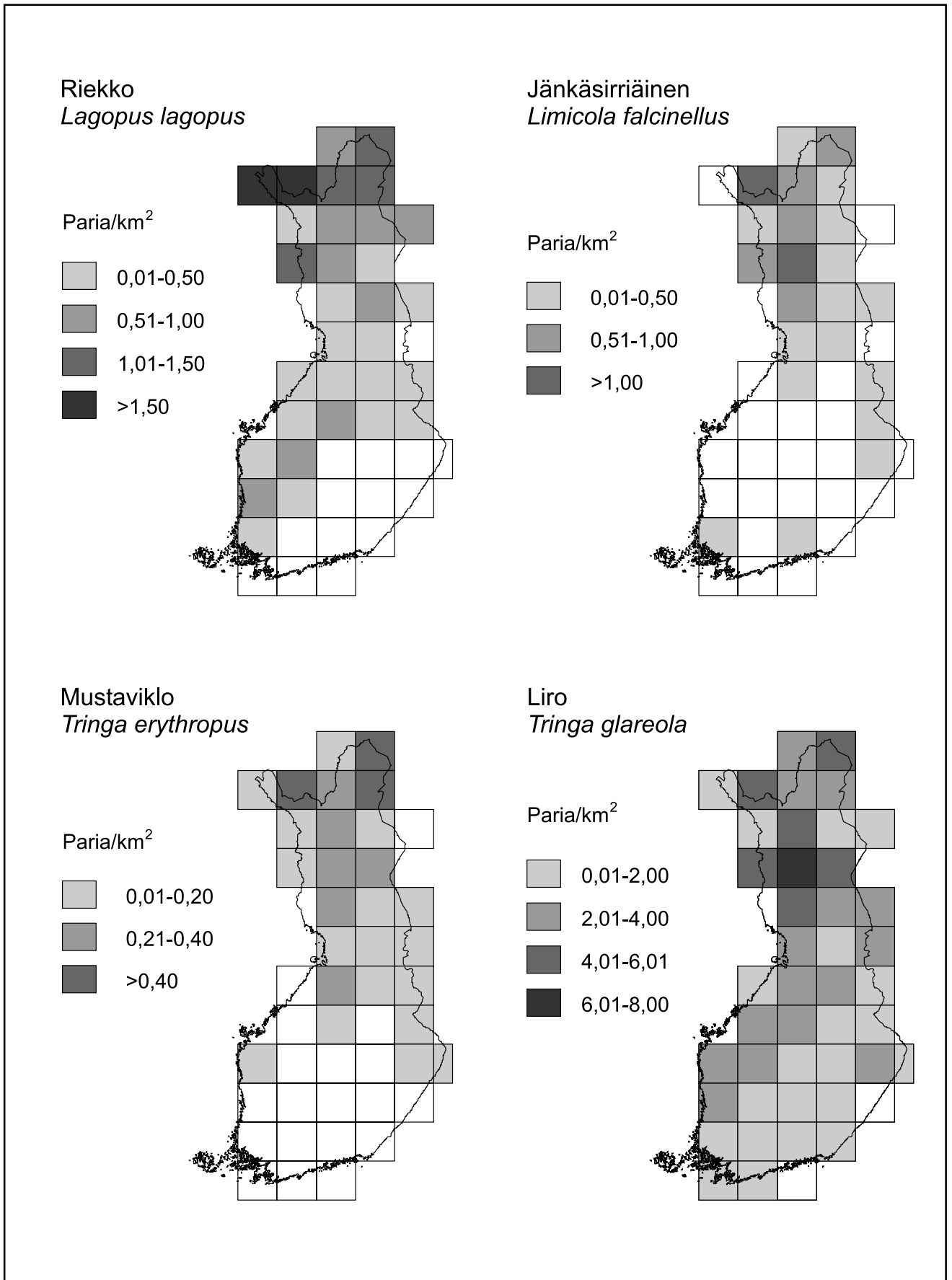
Kuvassa 5 on esitetty neljän Pohjois-Suomen suojelualueverkossa runsaamman lajin tiheydet 100 x 100 km:n ruuduissa. Vaikka riekon tiheydet ovat selkeästi korkeimmat Tunturi-Lapin suojelualueilla, laji esiintyy varsin yleisesti myös Etelä-Pohjanmaan ja Suomenselän suojelualueilla. Sen sijaan Etelä-Suomen keski- ja itäosien suojelualueilla lajia ei ole laskennoissa tavattu. Pohjois-Suomen eteläosassa riekko esiintyy varsin tasaisesti suojelualueverkossa. Jänkäsirriäinen on runsas paitsi Tunturi- ja Metsä-Lapissa, myös Lounais-Lapissa (kuva 5). Mustaviklo on esiintymisessään painottunut selvästi pohjoisemmaksi kuin soiden runsaslukuisin kahlaaja, liro. Liro on runsain Keski- ja Etelä-Lapissa, Pohjanmaan ja Peräpohjolan aapasuovyöhykkeellä sijaitsevilla suojelualueiden soilla. Liro pesii suojelualueverkon soilla kaikkialla maassamme.

Kuvassa 6 on esitetty Etelä-Suomen pohjoisosassa ja Pohjois-Suomen eteläosassa runsaimpien pikkukuovin, valkoviklon ja kurjen tiheydet suojelualueverkossa. Sen sijaan kapustarinnan levinneisyyskuva on kaksijakoinen: laji on runsain sekä Lounais-Suomessa eli kilpiketaiden vyöhykkeen kohosoilla että Tunturi-Lapissa (kuva 6).

Suolintulajien tiheysvaihtelua suojelualueverkossa länsi-itäsuunnassa tutkittiin jakamalla Suomi etelästä pohjoiseen kahteen yhtäsuureen osaan ja vertaamalla lajin tiheyksiä länsi- ja itäosan suojelualueverkossa (taulukko 4, ks. myös Virkkala & Rajasärkkä 2000). Viisi lajia oli merkitsevästi runsaampia maan länsiosan suojelualueilla: muuttohaukka, riekko, kurki, taivaanvuohi *Gallinago gallinago* ja suopöllö. Myös liron, suokukon ja suosirrin tiheys oli tilastollisesti suuntaantavasti korkeampi maan länsiosan suojelualueilla. Soiden osuus suojelualueverkossa vaihtelee maan itä- ja länsiosien suojelualueiden välillä, joten metsätaloudellisen joutomaan (puuston kasvu <0,1 m³/ha/v) osuutta käytettiin kovariattina tarkasteltaessa lajin tiheyksiä Länsi- ja Itä-Suomen suojelualueverkossa.



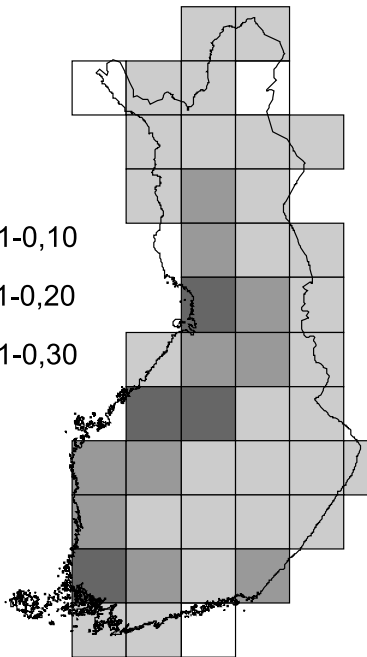
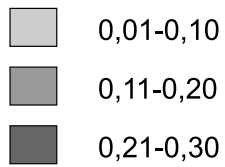
Kuva 4. Suokasvillisuuden vyöhykejako Ruuhijärven (1988) mukaan.



Kuva 5. Neljän Pohjois-Suomen suojelualueverkossa runsaamman suolintulajin tiheydet (paria/km²) suojelualueverkossa 100 x 100 km:n ruuduissa.

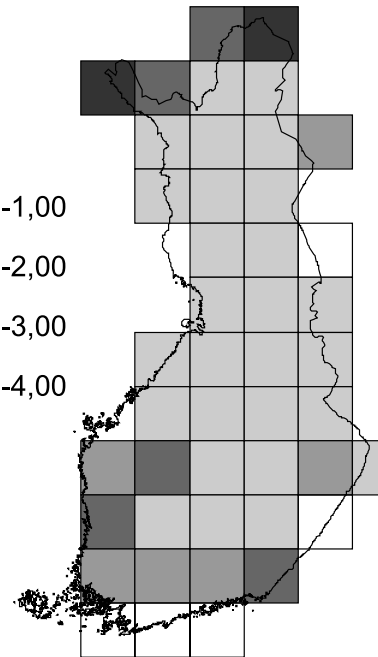
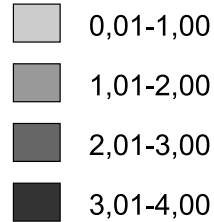
Kurki
Grus grus

Paria/km²



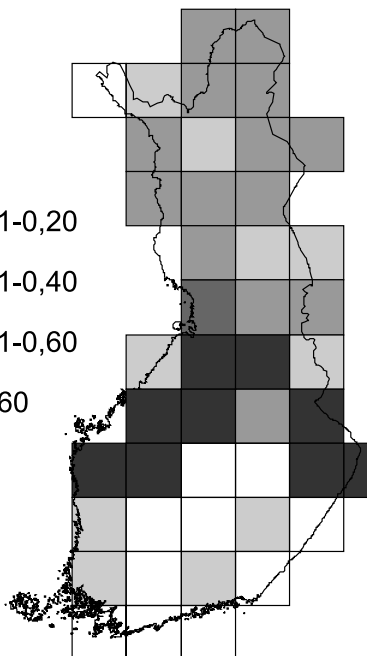
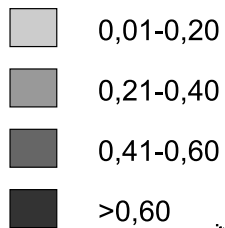
Kapustarinta
Pluvialis apricaria

Paria/km²



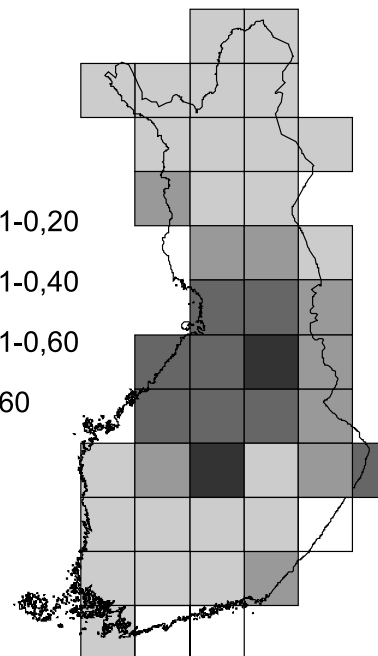
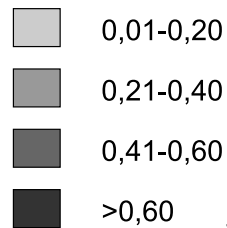
Pikkukuovi
Numenius phaeopus

Paria/km²



Valkoviklo
Tringa nebularia

Paria/km²



Kuva 6. Neljän suolintulajin, joiden keskitiheydet Etelä- ja Pohjois-Suomen välillä eivät eroa merkittävästi, tiheydet (paria/km²) suojealueverkossa 100 x 100 km:n ruuduittain.

Taulukko 4. Suolintulajien keskitiheys (paria/km²±keskihajonta) Itä-Suomen ja Länsi-Suomen suojelualueilla 100 x 100 km:n lohkoissa. 0,000 = lajin tiheys alle 0,0005 paria/km². Testaus Mann-Whitneyn U-testi, n₁ = 22, n₂ = 23.

Laji	Länsi-Suomi	Itä-Suomi	z	p
Sinisuohaukka	0,009±0,014	0,002±0,004	1,46	0,14
Muuttohaukka	0,003±0,006	0,000±0,001	2,03	<0,05
Riekko	0,58±0,60	0,30±0,42	1,98	<0,05
Kurki	0,12±0,09	0,05±0,04	2,08	<0,05
Kapustarinta	1,03±1,00	0,63±0,87	1,44	0,15
Töyhtöhyppä	0,29±0,41	0,23±0,35	1,23	0,22
Suosirri	0,05±0,12	0,04±0,18	1,85	0,06
Jänkäsirriäinen	0,26±0,39	0,08±0,14	0,96	0,34
Suokukko	0,74±0,75	0,44±1,11	1,95	0,05
Jänkäkurppa	0,05±0,08	0,03±0,06	0,77	0,44
Taivaanvuohi	0,71±0,49	0,42±0,18	2,02	<0,05
Punakuiri	0,05±0,19	0,03±0,16	0,44	0,66
Pikkukuovi	0,30±0,31	0,32±0,46	0,07	0,95
Isokuovi	0,19±0,24	0,14±0,24	0,78	0,44
Mustaviklo	0,10±0,14	0,13±0,24	0,07	0,94
Valkoviklo	0,22±0,21	0,23±0,19	0,23	0,82
Liro	2,62±1,90	1,72±1,17	1,75	0,08
Vesipääsky	0,16±0,36	0,17±0,47	0,80	0,43
Suopöllö	0,03±0,03	0,01±0,01	2,50	<0,05
Lapinkirvinen	0,17±0,71	0,10±0,38	0,36	0,72
Isolepinkäinen	0,02±0,03	0,01±0,02	0,16	0,87
Lapinsirkku	1,36±3,75	1,32±5,76	1,63	0,10
Pikkusirkku	0,01±0,02	0,04±0,08	1,26	0,21

Kovarianssianalyysi oli mahdollista tehdä neljällä edellä mainituista viidestä Länsi-Suomen suojelalueverkossa runsaammasta lajista (taulukko 5). Riekon, taivaanvuohen ja suopöllön tiheys ei eronnut merkitsevästi Länsi- ja Itä-Suomen välillä, kun joutomaan osuus oli kovariaattina, ja vain kurjen tiheysero oli tässä analyysissä tilastollisesti merkitsevä. Eli suolajien (kurkea lukuun ottamatta) tiheys on korkeampi Länsi-Suomessa, koska soiden osuus suojelalueiden pinta-alasta on tällä alueella suurempi. Riekon osalta tosin analyysi oli mahdollista tehdä vain Pohjois-Suomesta, Etelä-Suomessa laji on selvästi painottunut länsiosaan (ks. kuva 5).

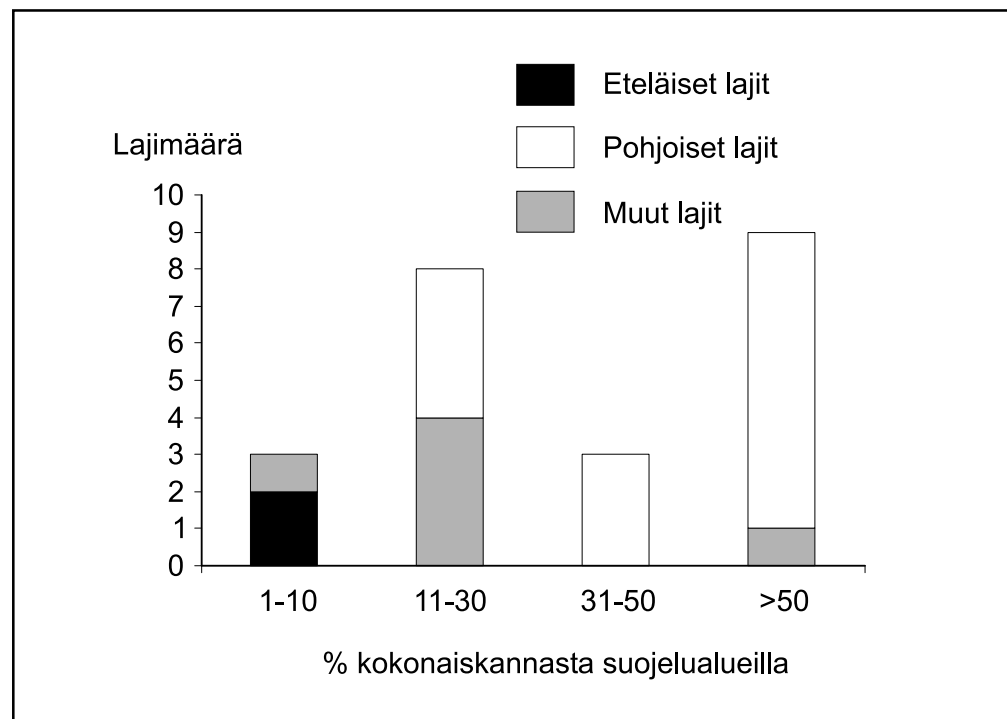
Taulukko 5. Lajien tilastollisten tiheyserojen merkitsevyys Itä- ja Länsi-Suomen suojelalueiden välillä, kun suojelalueiden joutomaan osuus kussakin 100 x 100 km:n lohkoissa on kovariaattina (kovarianssianalyysi, ANCOVA). Vertailu tehty joko koko Suomessa tai Pohjois-Suomessa (vyöhykkeet 71-77).

Laji	Alue	F	p
Riekko	Pohjois-Suomi	0,00	0,95
Kurki	Koko Suomi	5,66	<0,05
Taivaanvuohi	Koko Suomi	2,56	0,12
Suopöllö	Pohjois-Suomi	0,23	0,64

Suojelualueiden lintulaskentojen perusteella laskettiin koko suojelualueverkon kokonaisparimäärä kullekin lajille, ja sitä verrattiin koko maan parimääräarvioihin (Väisänen ym. 1998). Kuvassa 7 on esitetty, kuinka suuri osa suolintujen kokonaiskannasta esiintyy koko suojelualueverkossa. Lajit on jaettu eteläisiin, pohjoisiin ja muihin lajeihin taulukon 2 tiheyserojen perusteella. Muut lajit ovat lajeja, joiden tiheydet ovat korkeimmat Väli-Suomessa vyöhykkeillä 69-74 (keidassuovyöhykkeen pohjoisosassa ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä; kurki, pikkukuovi, valkoviklo ja isolepinkäinen, ks. taulukko 3). Ryhmään muut lajit kuuluvat tässä tarkastelussa myös suopöllö, jolla ei ole selviä alueellisia preferenssejä, ja kapustarinta, jonka levinneisyyskuva on kaksijakoinen: kapustarinta-tiheys on korkein sekä Etelä-Suomen keidassoilla että Tunturi-Lapissa.

Yhdeksällä lajilla yli puolet kannasta pesii suojelualueilla. Näistä lajeista suosirrin, jänkäsirriäisen, suokukon, punakuirin, vesipääskyn, lapinkirvisen ja lapinsirkun esiintyminen on keskittynyt Metsä- ja Tunturi-Lappiin. Kapustarinnan, jonka kannasta myös yli 50 % pesii suojelualueilla, tiheydet ovat selvästi korkeimmat Tunturi-Lapissa (ks. kuva 6). Tulosten mukaan myös muuttohaukkakannasta yli puolet pesii suojelualueilla, sen sijaan liron, mustaviklon ja riekon kannoista alle puolet (31-50 %).

Väli-Suomessa runsaimpien lajien kurjen, pikkukuovin ja valkoviklon kannoista 11-30 % on suojelualueilla, sen sijaan isolepinkäisen koko maan kannasta alle 10 %. Tämän tutkimuksen pohjoisiksi lajeiksi luokitelluista sinisuohaukan, taivaanvuohen, jänkäkurpan ja pikkusirkun koko maan parimäärästä alle 30 % on suojelualueilla. Eteläisten lajien, töyhtöhyypän ja isokuovin, kannoista on suojelualueilla alle 10 %.



Kuva 7. Eteläisten, pohjoisten sekä muiden lajien suojelualueilla olevan kannan osuus koko maan kannasta. Muiden lajien keskitiheys ei suojelualueverkossa eroa merkittävästi Etelä- ja Pohjois-Suomen välillä (ks. taulukko 2).

Tulosten tarkastelu

Järvinen & Sammalisto (1976) jakoivat soiden lintuja käsittelevässä tutkimuksessaan suot eliömaantieteellisesti viiteen eri vyöhykkeeseen, jotka vastaavat varsin hyvin tässä työssä käytettyä luokittelua neljään eri vyöhykkeeseen etelästä pohjoiseen. Heidän luokituksessaan tosin Keski- ja Pohjois-Lappi oli jaettu kahteen vyöhykkeeseen (yhtenäiskoordinaatiston vyöhykkeet 73-75 ja 76-77), kun tässä työssä Keski-Lappi oli osa Pohjois-Suomen eteläosaa (vyöhykkeet 71-74) ja Pohjois-Lappi käsitti vyöhykkeet 75-77. Järvisen ja Sammaliston mukaan suolinnuston alueelliset erityispiirteet havaitaan kolmella vyöhykkeellä: eteläisimmässä Suomessa, vyöhykkeillä Suomenselältä Metsä-Lappiin ja Tunturi-Lapissa. Suojelualueverkon suolintulajien maantieteellinen tiheysvaihtelu vastaa varsin hyvin Järvisen ja Sammaliston havaintoa suolinnuston alueellisesta esiintymisestä, sillä suolintulajit voidaan jakaa eteläisiin, Väli-Suomessa runsaimpiin ja Pohjois-Lapissa esiintyviin lajeihin.

Soiden pesivien lintulajien määrä lisääntyy pohjoiseen (Järvinen & Väisänen 1978, Järvinen ym. 1987) toisin kuin muissa biotoopeissa ja useimmissa eliöryhmissä. Korkeimmillaan soilla pesivien lintujen lajimäärä on Tunturi-Lapissa, missä suuri osa lajeista on kahlaajia. Tässä tutkimuksessa selvästi eteläisiä lajeja oli vain isokuovi ja töyhtöhyppä, kun sen sijaan pohjoisia lajeja oli 15.

Suolintulajien populaatioista suojelualueilla pesii keskimäärin huomattavasti suurempi osuus kuin havu- ja sekametsälajien (vrt. Virkkala & Rajasärkkä 2000), sillä yhdeksällä lajilla yli puolet kannasta pesi suojelualueilla. Nämä lajit pesivät joko ainoastaan Pohjois-Lapissa tai niiden pesimäkannat ovat selkeästi Pohjois-Lappiin keskittyneet. Valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella Metsä- ja Tunturi-Lapin aapasuovyöhykkeillä 56 % soista ja yli 90 % tunturikankaista sijaitsi suojelualueilla (ks. Virkkala ym. 2000). Koko maan (jäljellä olevista) avosoista 36 % sijaitsee suojelualueilla tai suojeluohjelmissa, pesimälinnustoltaan kaikkein monipuolisimmista rimpinevoista noin 40 %. Avosoita on suojeltu selvästi enemmän kuin korpia ja rämeitä, sillä korvista on suojeltu vain 5 % ja rämeistä 7,5 % (Virkkala ym. 2000).

Metsä-Lapin aapasuovyöhykkeen eteläpuolella suojeltujen soiden osuus on huomattavasti alhaisempi, Peräpohjolan aapasuovyöhykkeellä noin 14 % ja Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä noin 7 % sekä keidassuovyöhykkeellä 3,5 % (Virkkala ym. 2000). Mikäli suolintulajin kanta suojelualueilla ei ole keskittynyt Pohjois-Lappiin, suojelualueilla pesivän kannan osuus on yleensä selvästi alhaisempi. Tällaisia lajeja ovat Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä ja keidassuovyöhykkeen pohjoisosassa runsaat kurki, pikkukuovi ja valkoviklo, joiden kannasta alle 30 % pesii suojelualueilla. Kurjen tiheys Pohjois-Lapin laajoilla suojelualueilla on hyvin alhainen, alle kymmenesosa lajin korkeimmista tiheyksistä Pohjanmaalla.

Useat havu- ja sekametsien lajit olivat Itä-Suomen suojelualueverkossa runsaampia kuin Länsi-Suomessa (Virkkala ym. 2000). Suolintulajeilla ei ollut, kurkea lukuun ottamatta, itä-länsisuuntaisia alueellisia preferenssejä, vaan lajien esiintyminen suojelualueverkossa oli suhteessa tarjolla olevan habitaatin määrään. Suolinnut ovat (riekkoa lukuun ottamatta) muuttolintuja, toisin kuin havu- ja sekametsien lajit, joista Virkkalan & Rajasärkän (2000) tarkastelussa yli puolet oli paikkalintuja. Muuttolinnut eivät esim. ole niin herkkiä elinympäristön pirstoutumisen negatiivisille vaikutuksille kuin paikkalinnut (Mönkkönen & Welsh 1994).

Monet kahlaajalinnut ovat viime vuosikymmeninä meillä taantuneet todennäköisesti soiden ojitusten ja muun alkuperäistä suoluontoa muuttavan ihmistöiminnan tuloksena (esim. turpeennosto, tekoaltaiden rakentaminen). Esimerkiksi soiden yleisin kahlaaja, liro, on vähentynyt vuosittain toistettujen lintulaskentojen perusteella noin puoleen vuosina 1982-94 (Väisänen ym. 1998). Riekkokanta on taantunut selvästi Etelä-Suomen soilla, joista noin 80 % on ojitettu. Talvilintulaskentojen perusteella, joista suurin osa tehdään Etelä-Suomessa, riekkokanta on 40-vuotisjaksona 1956/57 - 1995/96 vähentynyt 80 % (Väisänen & Solonen 1997). Myös isolepinkäinen on taantunut selvästi 1970-luvulta 1980-luvun lopulle. Lajin pesimäruutujen määrä pieneni lähes puoleen ensimmäisen (maastotyöt 1974-79) ja toisen lintuatlaksen (maastotyöt 1986-89) välillä, ja linjalaskentojen perusteella laji väheni noin 60 % (Väisänen ym. 1998). Soilla esiintyvä lintulajisto taantuu lähivuosikymmeninä, kun ojitusalueet muuttuvat lopullisesti suolinuilla elinkelvottomiksi.

Etelä-Suomen soilla runsaimpien isokuovin ja työttöhyypän pesimäkannat pelloilla ovat vähentyneet viime vuosikymmeninä selvästi maatalousympäristön muutoksen vuoksi (Väisänen ym. 1998, Tiainen & Pakkala 2000). Näin ollen näiden lajien suojelualueiden soilla pesivät populaatiot voivat tulevaisuudessa olla lajien koko maan kannoille entistä merkityksellisempiä. Pohjanmaan luonnontilaisilla soilla isokuovin ei ole todettu vähentyneen 1970-luvulta 1980/90-lukujen vaihteeseen (Lähdesmäki 1988, Rajala 1989, Viitasaari & Kananaja 1990).

Suolinnustoltaan kaikkein monipuolisimpia ja arvokkaimpia ovat vetiset rimpinevat, joita ei ole kuivatettu yhtä paljon kuin puuntuotantoon paremmin soveltuvia nevoja, rämeitä tai korpia.

Suurin puute suolintulajiston kannalta on laajalla Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä, missä avosoista on suojeltu 17 % ja rämeistä 5 %, sillä useiden suolintulajien korkeimmat tiheydet suojelualueverkossa sijaitsevat tällä vyöhykkeellä (kurki, pikkukuovi, valkoviklo ja isolepinkäinen). Myös huomattava osa uhanalaisen muuttohaukan pesimäsoista sijaitsee Pohjanmaan aapasuovyöhykkeellä (ks. Ollila 1998, 2000). Pohjanmaan aapasuovyöhykkeen soista on ojitettu vähintään 62 % (ks. Virkkala ym. 2000), lisäksi laaja-alainen turvetuotanto keskittyy nimenomaan paksuturpeisiin nevoihin.

Monien soilla pesivien lintulajien kanta Euroopan Unionin alueella on keskittynyt Suomeen. Tässä tutkimuksessa on tarkasteltu kaikkia lintudirektiivin lajeja, joiden populaatiosta Suomessa enin osa pesii soilla, lukuun ottamatta suolammilla pesivää kaakkuria *Gavia stellata*. Euroopan lintuatlaksessa on mainittu lajien suurimmat pesimäkannat maittain (Hagemeijer & Blair 1997). Suomessa pesivien lintudirektiivin lajien EU:n kokonaiskannan suuruus on mahdollista laskea Euroopan lintuatlaksen perusteella (Hagemeijer & Blair 1997) ja arvioida, kuinka suuri osa suolintujen kannoista EU:n alueella pesii Suomessa. Eri lintulajien kannanarviot ovat Suomesta varsin tarkkoja (Väisänen ym. 1998) johtuen ainakin osittain pitkästä lintulaskentatraditiosta sekä lintuharrastajien suuresta määrästä. Soilla pesivien lintudirektiivin lajien Suomen kannan osuus koko EU:n kannasta on:

• Sinisuohaukka	33 %	• Kapustarinta	40 %	• Liro	75 %
• Muuttohaukka	2 %	• Suokukko	35 %	• Vesipääsky	50 %
• Kurki	30 %	• Punakuiri	90 %	• Suopöllö	40 %

Muuttohaukkaa lukuun ottamatta Suomessa pesii varsin suuri osuus EU:n suolintulajien kannoista, keskimäärin 40-50 %. Muuttohaukka pesii soilla EU:ssa vain Suomen ja Ruotsin pohjoisosassa, muualla laji pesii jyrkänkeillä. Suolintujen elinvoimaisten populaatioiden säilyttämisessä on näin ollen Suomella keskeinen asema EU:ssa.

Kiitokset

Antti Below, Markku Vickholm ja Erkki Virolainen Metsähallituksesta laskivat merkittävän osan tämän tutkimuksen linjoista, lisäksi linjalaskentoja teki lukuisa joukko muita Metsähallituksen rahoituksella. Antero Järvinen, Mikko Mönkkönen, Erkki Pulliainen, Pentti Rauhala ja Risto A. Väisänen antoivat käyttömme omassa hallinnassaan olevia laajoja laskenta-aineistoja suojelualueilta. Jari Kouki ja Mikko Mönkkönen arvioivat ja kommentoivat käsikirjoitusta.

Kirjallisuus

- Aapala, K., Heikkilä, R. & Lindholm, T. 1996: Protecting the diversity of Finnish mires. Julkaisussa Vasander, H. (toim.): Peatlands in Finland, s. 45-57, Finnish Peatland Society, Gummerus.
- Airaksinen, O. 1996: Suomen Natura 2000: Natura 2000 -kohteilta koottavat tiedot. Suomen ympäristökeskuksen moniste 30, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 96 s.
- Hagemeijer, W. J. M. & Blair, M. J. 1997: The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance. T & A D Poyser, Lontoo, 903 s.
- Järvinen, O. 1978: Species-specific census efficiency in line transects. *Ornis Scandinavica* 9:164-167.
- Järvinen, O. & Sammalisto, L. 1976: Regional trends in the avifauna of Finnish peatland bogs. *Annales Zoologici Fennici* 13:31-43.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1975: Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos* 26:316-322.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1976: Finnish line transect censuses. *Ornis Fennica* 53:115-118.
- Järvinen, O. & Väisänen, R. A. 1978: Ecological zoogeography of North European waders, or Why do so many waders breed in the North? *Oikos* 30:495-507.
- Järvinen, O., Kouki, J. & Häyrinen, U. 1987: Reversed latitudinal gradients in total density and species richness of birds breeding on Finnish mires. *Ornis Fennica* 64:67-73.
- Kouki, J. & Häyrinen, U. 1991: On the relationship between distribution and abundance in birds breeding on Finnish mires: the effect of habitat specialization. *Ornis Fennica* 68:170-177.
- Lähdesmäki, P. 1988: Lintukantojen muutoksista suobiotoopeilla Ylikiimingin Räkäsuolla 10 vuotta kestäneiden ympärivuotisten laskentojen perusteella. *Aureola* 13:79-85.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1981: Valtakunnallinen soidensuojelun perusohjelma. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Metsäntutkimuslaitos 2000: Metsätilastollinen vuosikirja. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2000:14, Gummerus, Jyväskylä, 366 s.
- Mönkkönen, M. & Welsh, D. 1994: A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes on the forest bird communities of Europe and North America. *Annales Zoologici Fennici* 31:61-70.
- Ollila, T. 1998: Suomen muuttohaukat 1993-97. *Linnut-vuosikirja* 1997:10-11.
- Ollila, T. 2000: Muuttohaukka-projekti 1997-99. *Linnut-vuosikirja* 1999:13-15.
- Rajala, E. 1989: Suolinnuston muutoksia Etelä-Pohjanmaalla 1970-luvulta 1980-luvulle. *Suomenselän linnut* 24:142-151.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I., Ståhls, G. 1992 (toim.): Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. *Komiteamietintö* 1991:30, Ympäristöministeriö, Helsinki, 328 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2000: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä. Esipainos, ympäristöministeriö, Helsinki, 432 s.
- Ruuhijärvi, R. 1988: Suokasvillisuus. Julkaisussa Alalammi, P. (toim.): Suomen kartasto, vihko 141-143:2-6, Maanmittaushallitus, Helsinki.
- Salminen, S. & Salminen, O. 1998: Metsävarat Keskisessä Suomessa 1988-92 sekä koko Etelä-Suomessa 1986-92. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 710, 137 s.
- Tiainen, J. & Pakkala, T. 2000: Maatalousympäristön linnuston muutokset ja seuranta Suomessa. *Linnut-vuosikirja* 1999:98-105.
- Viitasaari, R. & Kananoja, P. 1990: Levanevan-Kuuttonevan alueen soiden pesimälinnusto 1989. *Hippiäinen* 20:5-28.
- Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000: Suojelualueverkon merkitys havu- ja sekametsien lintulajistolle. Julkaisussa Heikkinen, R., Puntila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A.: Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut, Suomen ympäristö 440:97-125, Suomen ympäristökeskus.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000: Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395, Suomen ympäristökeskus, Metsäntutkimuslaitos, 49 s.
- Väisänen, R. A. & Solonen, T. 1997: Suomen talvilinnuston 40-vuotismuutokset. *Linnut-vuosikirja* 1996:70-97.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki, 567 s.

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisu-aika Heinäkuu 2001
Tekijä(t)	Kaisu Aapala (toim.)	
Julkaisun nimi	Soidensuojelualueverkon arviointi	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy490/sy490.htm	
Tiivistelmä	<p>Tämä raportti on osa Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikön luonnonsuojelualueverkon edustavuuden arviointi -hanketta. Raportti koostuu seitsemästä osasta, joissa tarkastellaan olemassa olevan suojelualueverkon merkitystä soiden toiminnallisuuden ja lajistollisen monimuotoisuuden säilyttämisessä.</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutosta ja suojelualueverkon merkitystä tarkasteltiin 80 km x 80 km tutkimusalueella Satakunnassa ja Etelä-Pohjanmaalla. 2. Viimeisen 60 vuoden aikaisia luontaisia ja ojituksen aiheuttamia muutoksia eteläsuomalaisella, osittain suojellulla Petkelsuon keidassuolla tutkittiin eriaikaisten ilmakuvien numeerisen tulkinnan avulla. 3. Korprien suojelutilannetta tarkasteltiin sekä valtakunnan metsien inventoinnin (VMI8) että Metsähallituksen paikkatietoaineistojen avulla. 4. Valtakunnallisesti uhanalaisia ja silmälläpidettäviä suolajeja on 217, joista 123 ensisijaisia ja 94 toissijaisia. Uhanalaisia suolajeja on kaikissa eliöryhmissä ja kaikäntyyppisillä soilla. 5. Alueellisesti uhanalaisen lettovillan jäljellä olevien kasvupaikkojen tila ja suojelutilanne selvitettiin hemi- ja eteläborealisella kasvillisuusvyöhykkeellä. 15 lettovillapopulaation rakenne kartoitettiin tarkemmin. 6. Suomen suoperhosista koottiin lajiluettelo. Eräiden uhanalaisten suoperhosten suojelutilanne selvitettiin. Tammelan ylänköalueella tutkittiin soiden ojituksen, suon koon ja eristyneisyyden vaikutusta suoperhoslajiston säilymiseen. 7. Suojelualueverkon merkitystä soiden lintulajistolle tutkittiin koko maan suojelualueverkossa tehtyjen linjalaskentojen perusteella. Tutkimuksessa tarkasteltiin 23 suolintulajia, joista suurin osa suosii avosoita. 	
Asiasanat	suojelualueverkko, suot, alueellinen rakenne, ilmakuvatulkinta, korpi, uhanalaiset suolajit, lettovilla, suoperhoset, suolinnut	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 490	
Julkaisun teema	Luonto ja luonnonvarat	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	Soidensuojeluverkon edustavuus XVE059, Luonnonsuojelualueverkon edustavuusarviointi XE030, Alue- ja biotooppiseurannan kokeiluhanke XA572	
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus, ympäristöministeriö	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0917-3
	Sivuja 285	Kieli suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 150 mk
Julkaisun myynti/jakaja	Edita Oyj, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 Edita puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköpostiosoite: asiakaspalvelu@edita.fi www-palvelin: http://www.edita.fi/netmarket	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Edita Oyj Helsinki 2001	

Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum Juli 2001
Författare	Kaisu Aapala (red.)	
Publikationens titel	Utvärdering av myrskyddsområden	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns även i internet http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy490/sy490.htm	
Sammandrag	<p>Rapporten är en del av utvärderingsprojektet av Finlands naturskydds nätverk genomfört av Finlands miljöcentrals natur och markanvändningsenhet. Rapporten innefattar resultat från sju delprojekt, i vilka naturskydds nätverkets betydelse för bevarandet av myrarnas funktionella och artspecifika biodiversitet värderas.</p> <ol style="list-style-type: none">1. Förändringar i den regionala strukturen av myrnaturen och skydds nätets betydelse analyserades inom ett 80 km x 80 km stort område i Satakunta och södra Österbotten.2. Förändringar förorsakade av naturliga orsaker samt av dikning under de senaste 60 åren analyserades på den delvis skyddade högmossen Petkelsuo i södra Finland med hjälp av digitaliserade flygbilder från olika tider.3. Gransumpskogens skyddsstatus analyserades med hjälp av riksskogstaxeringens (VMI 8) och förststyrelsens data.4. Det finns 217 nationellt hotade och hänsynskrävande myrarter av vilka 123 är primära myrarter och 94 sekundära myrarter. De hotade arterna omfattar flere organismgrupper och flere myrtyper.5. De återstående växtplatsernas status och skyddsläge av den regionalt hotade gräsullen analyserades inom den hemi- och sydboreala zonen. Därutöver karterades 15 gräsullspopulationers struktur i detalj.6. En förteckning uppgjordes över finska fjärilsarter bundna till myrar såväl till sin utbredning som till larvernas näringsväxt. På Tammelas högplatå analyserades dikningens, myrrealens och isoleringens effekter på fjärilsfaunan.7. Naturskydds nätets betydelse för fåglar bundna till myrar analyserades med hjälp av linjeräkningar från hela landet. Speciellt analyserades 23 fågelarter på myrar av vilka de flesta föredrar öppenmyr.	
Nyckelord	naturskydds nätet, myrar, regional struktur, flygbildstolkning, gransumpskog, hotade myrarter, gräsull, myrfjärilar, myrfåglar	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 490	
Publikationens tema	Natur och naturtillgångar	
Projektets namn och nummer	Utvärdering av myrskyddsområden XVE059, Utvärdering av naturskyddsområden XE030, Biodiversitetens övervakning på landskap och biotop nivå XA572	
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral, miljöministeriet	
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0917-3
	Sidantal 285	Språk Finsk
	Offentlighet Offentlig	Pris 150 Fmk
Beställningar/ distribution	Edita Oyj, Kundservice, PB 800, FIN-00043 Edita, Finland tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu@edita.fi www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Förläggare	Finlands miljöcentral Po Box 140, FIN-00251 Helsingfors, Finland	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Oyj Helsingfors 2001	

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute	Date July 2001
Author(s)	Kaisu Aapala (ed.)	
Title of publication	Assessment of the network of protected mires in Finland	
Parts of publication/ other project publications	This publication is also available in the Internet http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy490/sy490.htm	
Abstract	<p>This report is part of the project "Assessment of Finnish nature reserve network" carried out in the Nature and Land Use Division of the Finnish Environment Institute. The report includes seven papers considering the ability of the nature reserve network to maintain the ecological functioning and species diversity of mires.</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Changes in the spatial structure of the mire landscape and the importance of the nature reserve network was studied in 80 km x 80 km area in western Finland. 2. Digitized, multitemporal aerial photographs were used to analyze changes during the last 60 years in partly drained, partly protected, concentric bog in southern Finland. 3. The 8th national forest inventory and the protected area database of the Metsähallitus were used to analyze the protection status of spruce mires. 4. There are 217 nationally threatened and near threatened mire species in Finland. Of these 123 are obligatory and 94 facultative mire species. Threatened species occur in all species groups and in all mire types. 5. The population structure of the regionally threatened rich mire species, <i>Eriophorum latifolium</i>, was studied in 15 localities in southern Finland. In addition, the current state of all the remaining localities in hemiboreal and southern boreal vegetation zones were analyzed. 6. List of mire butterfly species, their distribution in Finland, and the plant species used by larvae were compiled. The effect of drainage, size and isolation of the mire on the survival of butterfly populations were studied in southern Finland. 7. The significance of protected areas network for the mire bird species was studied based on bird censuses carried out in the reserve network of the whole country. The study included 23 mire bird species, most of which favour open mires. 	
Keywords	protected area network, mires, spatial structure, aerial photographs, spruce mire, threatened mire species, <i>Eriophorum latifolium</i> , mire butterflies, mire birds	
Publication series and number	The Finnish Environment 490	
Theme of publication	Nature and natural resources	
Project name and number, if any	Evaluation of nature reserve network in mire ecosystems XVE059, Assessment of Finnish nature reserve network XE030, Biodiversity monitoring on landscape and biotope level XA572	
Financier/ commissioner	Finnish Environment Institute, Ministry of the Environment	
Project organization		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0917-3
	No. of pages 285	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 150 FIM
For sale at/ distributor	Edita Plc, P.O. Box 800, FIN-00043 Edita, Finland tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu@edita.fi www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Financier of publication	Finnish Environment Institute P.O. Box 140, FIN - 00251 Helsinki, Finland	
Printing place and year	Edita Oyj Helsinki 2001	



LUONTO JA LUONNONVARAT

Soidensuojelualueverkon arviointi

Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikössä on ympäristöministeriön toimeksiannosta selvitetty maamme luonnonsuojelualueverkon edustavuutta (SAVA –hanke). Nyt julkaistava soidensuojelua käsittelevä työ sisältää seitsemän osahanketta, joissa tarkastellaan suojelualueverkon merkitystä suoalueiden, suotyyppien ja suolajiston monimuotoisuuden säilyttämisessä.

Soidensuojelun selkeimmät puutteet keskittyvät Etelä-Suomeen. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutos on ollut huomattavaa ja hyvin vähän ehyitä, ojittamattomia suokokonaisuuksia on jäljellä. Myös suojelualueiden soilla on ojituksia eivätkä rajaukset aina sisällä vesitaloudellisesti yhtenäisiä kokonaisuuksia. Monien suotyyppien suojelutilanne on heikko. Erityisen selvästi tämä osoitetaan korprien osalta.

Pohjois-Suomessa soidensuojelutilanne on parempi kuin etelässä. Pohjoisilla soilla on tärkeä kansainvälinen merkitys sekä suolinnuille että monille soiden putkilokasveille, joiden elinvoimaisten kantojen säilyttämisessä Suomella on kansainvälinen vastuu.

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy490/sy490.htm>

ISBN 952-11-0917-3
ISSN 1238-7312

EDITA Oyj
PL 800, 00043 EDITA, vaihde 020 450 00
ASIAKASPALVELU
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380
EDITA-KIRJAKAUPPA HELSINGISSÄ
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566

