

Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suokasvillisuuteen Seitsemisen kansallispuistossa



Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suokasvillisuuteen Seitsemisen kansallispuistossa



Tuomas Haapalehto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto

Janne S. Kotiaho
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto
ja
Luonnontieteellinen Museo
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto

Markku Kuitunen
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto

Översättning: Pimma Åhman.

Kansikuva: Kasvillisuuskoealoja Isonvalla Seitsemisen kansallispuistossa.
Kuva: Tuomas Haapalehto.



© Metsähallitus 2006

ISSN 1235-6549
ISBN 952-446-402-0 (nidottu)
ISBN 952-446-403-9 (pdf)

Edita Prima Oy, Helsinki 2006

KUVAILULEHTI

JULKAISIJA	Metsähallitus	JULKAISUAIKA	17.7.2006
TOIMEKSIANTAJA		HYVÄKSYMISPÄIVÄMÄÄRÄ	
LUOTTAMUKSELLISUUS	Julkinen	DIAARINUMERO	
SUOJELUALUE TYYPPI / SUOJELUOHJELMA	Kansallispuisto, Natura 2000		
ALUEEN NIMI	Seitsemisen kansallispuisto		
NATURA 2000 -ALUEEN NIMI JA KOODI	Seitseminen (FI0311002)		
ALUEYKSIKKÖ	Etelä-Suomen luontopalvelut		
TEKIJÄ(T)	Tuomas Haapalehto, Janne S. Kotiaho ja Markku Kuitunen		
JULKAISUN NIMI	Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suokasvillisuuteen Seitsemisen kansallispuistossa		
TIIVISTELMÄ	<p>Tässä tutkimuksessa analysoitiin Seitsemisen kansallispuiston ennallistetuilta ja luonnontilaisilta soilta kerättyä kasvillisuusnäytealaseurannan aineistoa. Tavoitteena oli selvittää, minkälaisia vaikutuksia metsäojituksella on ollut soiden kasvillisuuteen ja onko ennallistamalla onnistuttu korjaamaan noin 30 vuoden ojituskauden aikana tapahtuneita muutoksia. Tutkimuksessa käytetty aineisto kerättiin 4:ltä luonnontilaisille sekä 14:ltä ojitetuille ja myöhemmin ennallistetuille soille sijoitetulta näytealalta. Ojitettujen soiden kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus inventoitiin ensimmäisen kerran kunkin suon ennallistamisen aikoihin (noin 30 vuotta ojitamisen jälkeen) ja toisen kerran 1–11 vuotta ennallistamisen jälkeen. Tuloksia analysoitiin DCA-ordinaatio-menetelmällä sekä tarkastelemalla kasvilajiryhmien ja suon eri ominaisuuksia ilmentävien lajien esiintymistä.</p> <p>Ojitus lisäsi varpujen peittävyttä ja vähensi rahkasammalten peittävyttä pohjakerroksessa. Muiden sammalten kuin rahkasammalten peittävyys kasvoi lähes tilastollisesti merkitsevästi. Lisäksi ojitus oli lisännyt puiden taimien kasvua minerotrofisilla soilla sekä kaventanut ombrotrofisilla ja minerotrofisilla soilla eroa sarojen esiintymisessä. Rämeyttä ja mätäspintaa ilmentävien lajien peittävyys oli suurempi ja nevaisuutta ilmentävien lajien pienempi ojitetuilla kuin luonnontilaisilla soilla. Ojitus ei vaikuttanut suon ravinteisuustasoja ilmentävien lajien esiintymiseen.</p> <p>Ennallistamalla oli onnistuttu käynnistämään tutkimussoilla kehitys, joka johtanee suoekosysteemin palautumiseen luonnontilaisen kaltaiseksi. DCA-analyysi osoitti, että ennallistettujen soiden kasvillisuudessa tapahtunut muutos oli nopeampaa kuin muutos luonnontilaisilla soilla. Kasvillisuuden muutokset olivat jatkuneet koko tutkimuksen (noin 10 vuotta ennallistamisesta) ajan. Turvetta muodostavien rahkasammalten ja välipintaa ilmentävien kasvilajien peittävyden lisääntyminen ennallistetuilla soilla kertoo suokasvillisuudelle ominaisten kasvuolosuhteiden palautumisesta. Ennallistamisprosessin hitautta kuvaa kuitenkin se, että rimpipinnan kasvilajit puuttuivat tutkimussoilta lähes kokonaan. Joillakin soilla kasvillisuuden kehitys ojen tukkimisen jälkeen oli erityisen hidasta. Tämä osoittaa, että metsäojituksen aiheuttamien merkittävien muutosten korjaaminen vaatii huolellisuutta sekä ennallistamistoimien suunnittelussa että toteutuksessa.</p>		
AVAINSANAT	Ennallistaminen, suot, kasvillisuusnäytealaseuranta, Seitsemisen kansallispuisto		
MUUT TIEDOT			
SARJAN NIMI JA NUMERO	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 156		
ISSN	1235-6549	ISBN (NIDOTTU)	952-446-516-7
		ISBN (PDF)	952-446-517-5
SIVUMÄÄRÄ	45 s.	KIELI	suomi
KUSTANTAJA	Metsähallitus	PAINOPAIKKA	Edita Prima Oy
JAKAJA	Metsähallitus, luontopalvelut	HINTA	10 euroa

PRESENTATIONSBLAD

UTGIVARE	Forststyrelsen	UTGIVNINGSDATUM	17.7.2006
UPPDRAGSGIVARE		DATUM FÖR GODKÄNNANDE	
SEKRETESSGRAD	Offentlig	DIARIENUMMER	
TYP AV SKYDDSOMRÅDE/ SKYDDSPROGRAM	National park, Natura 2000		
OMRÅDETS NAMN	Seitseminen national park		
NATURA 2000 -OMRÅDETS NAMN OCH KOD	Seitseminen (FI0311002)		
REGIONAL ENHET	Södra Finlands naturtjänster		
FÖRFATTARE	Tuomas Haapalehto, Janne S. Kotiaho och Markku Kuitunen		
PUBLIKATION	Skogsdikningens och restaureringens inverkan på myrvegetationen i Seitseminen nationalpark		
SAMMANDRAG	<p>I denna undersökning analyserades material som insamlats från uppföljningsytor på restaurerade myrar och myrar i naturtillstånd i Seitseminen nationalpark. Målet var att utreda dels hurdana verkningar skogsdikningar har haft på myrarnas vegetation, dels hur väl man genom restaurering har lyckats reparera de förändringar som uppstått under de ca 30 år som myrarna varit dikade. Undersökningsmaterialet insamlades från provytor på 4 myrar i naturtillstånd samt 14 dikade myrar som senare hade restaurerats. Växterna i fält- och bottenskiktet i de dikade myrarna inventerades första gången vid tiderna för ifrågavarande myrars restaurering (ca 30 år efter dikningen) och en andra gång 1–11 år efter restaureringen. Resultaten analyserades med DCA-ordinationsmetoden och genom att undersöka förekomsten av olika växtartsgrupper samt arter som indikerar olika egenskaper hos myren.</p> <p>Som en följd av dikning ökade risväxternas täckning medan vitmossornas täckning i bottenskiktet minskade. Täckningen hos andra mossor än vitmossor hade ökat nästan statistiskt signifikant. Dikning hade också lett till ökad tillväxt hos trädplantor på minerotrofa myrar och minskat skillnaderna i förekomsterna av starrarter mellan ombrotrofa och minerotrofa myrar. Täckningen hos arter som är typiska för tallmyrar och tuvor var större på dikade myrar än på myrar i naturtillstånd medan täckningen hos arter som är typiska för fattigkärr däremot var mindre på dikade myrar. Dikning inverkade inte på förekomsten av arter som indikerar myrens näringsförhållanden.</p> <p>Genom restaurering har man på de undersökta myrarna lyckats sätta i gång en utveckling som sannolikt leder till att myrekosystemet återgår till ett tillstånd som motsvarar naturtillståndet. DCA-analysen visade att förändringarna i vegetationen var snabbare på de restaurerade myrarna än på myrarna i naturtillstånd. Förändringarna i vegetationen hade pågått under hela undersökningstiden (ca 10 år från restaureringen). Den ökade täckningen hos torvbildande vitmossor och arter som är typiska för fastmatteytor visar att växtförhållanden som är karakteristiska för myrvegetation håller på att återskapas på de restaurerade myrarna. Återställningsprocessen är dock långsam, vilket framgår av att växtarter som är typiska för flarkytor fattades nästan helt och hållet på de undersökta myrarna. På vissa myrar var vegetationens utveckling speciellt långsam efter att man täppt till dikena. Detta pekar på att man bör vara mycket omsorgsfull både vid planeringen och förverkligandet av restaureringsåtgärder när man har för avsikt att korrigera betydande förändringar som beror på skogsdikning.</p>		
NYCKELORD	Restaurering, myrar, uppföljning av vegetationsrutor, Seitseminen nationalpark		
ÖVRIGA UPPGIFTER			
SERIENS NAMN OCH NUMMER	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 156		
ISSN	1235-6549	ISBN (HÄFTAD) ISBN (PDF)	952-446-516-7 952-446-517-5
SIDANTAL	45 s.	SPRÅK	finska
FÖRLAG	Forststyrelsen	TRYCKERI	Edita Prima Oy
DISTRIBUTION	Forststyrelsen, naturtjänster	PRIS	10 euro

DOCUMENTATION PAGE

PUBLISHED BY	Metsähallitus	PUBLICATION DATE	17.7.2006
COMMISSIONED BY		DATE OF APPROVAL	
CONFIDENTIALITY	Public	REGISTRATION NO.	
PROTECTED AREA TYPE / CONSERVATION PROGRAMME	National Park, Natura 2000		
NAME OF SITE	Seitseminen National Park		
NATURA 2000 SITE NAME AND CODE	Seitseminen (FI0311002)		
REGIONAL ORGANISATION	Natural Heritage Services, Southern Finland		
AUTHOR(S)	Tuomas Haapalehto, Janne S. Kotiaho and Markku Kuitunen		
TITLE	The effect of drainage and restoration on mire vegetation in Seitseminen National Park		
ABSTRACT	<p>We studied the effects of drainage and restoration on mire vegetation in Seitseminen National Park, Finland. Coverage of ground and field layer vegetation was investigated from permanent sample plots established on 4 pristine mires and 14 sites on drained and later restored mires. The vegetation sampling on the drained mires was done at the time the mires were restored (30 years from original drainage) and 1–11 years after restoration. The data was analysed using ordination methods (DCA) and ANOVA on particular species groups and on species indicating distinct mire features.</p> <p>Results show that coverage of shrubs and plants typical for bogs and hummocks were higher on mires drained for forestry than on undrained mires. Coverage of sphagna (<i>Sphagnum</i> spp.) and species typical for fens and hollows was lower on drained than on pristine mires. Drainage didn't have an effect on the coverage of plant species indicating different soil nutrient levels.</p> <p>We conclude that although drainage causes significant changes in mire vegetation, restoration can promote a re-establishment of mire vegetation. The overall change of vegetation was greater on restored than on undrained mires. Moreover, the longer the time from restoration the greater the change of vegetation had been. Investigation of plant species groups showed that coverage of peat-forming sphagna and species growing on lawn level had generally increased after restoration. Although the conditions after restoration favour the re-establishment of mire vegetation the process seems to be slow: plant species living in hollow-level couldn't be found from the sample plots on restored mires. A particularly slow re-establishment of mire vegetation could be seen on some restored mires. Those cases indicate the importance of thorough planning and careful accomplishment of mire restoration.</p>		
KEYWORDS	Restoration, mires, permanent vegetation sample plots, Seitseminen		
OTHER INFORMATION			
SERIES NAME AND NO.	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 156		
ISSN	1235-6549	ISBN (BOOK/BOOKLET)	952-446-516-7
		ISBN (PDF)	952-446-517-5
NO. OF PAGES	45 pp.	LANGUAGE	Finnish
PUBLISHING CO.	Metsähallitus	PRINTED IN	Edita Prima Oy
DISTRIBUTOR	Metsähallitus, Natural Heritage Services	PRICE	10 euros

Sisällys

1 Johdanto	9
2 Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suoekosysteemiin	11
2.1 Suo	11
2.2 Metsäojitus.....	11
2.3 Ennallistaminen	12
2.4 Ennallistamistutkimus.....	13
3 Aineisto ja menetelmät	14
3.1 Tutkimusalue.....	14
3.2 Koejärjestelyt	14
3.3 Inventointimenetelmät	15
3.4 Tutkimusaineiston analysointi	18
4 Tulokset	20
4.1 DCA-analyysi	20
4.2 Lajiryhmätarkastelu	23
4.2.1 Ojituksen vaikutus kasvilajiryhmien esiintymiseen	23
4.2.2 Ennallistamisen vaikutus kasvilajiryhmien esiintymiseen	25
4.3 Suon eri ominaisuuksia ilmentävien kasvilajien peittävyksissä tapahtuneet muutokset	26
4.3.1 Ojituksen vaikutus	26
4.3.2 Ennallistamiskäsittelyn vaikutus.....	28
5 Tulosten tarkastelu	30
5.1 Metsäojituksen vaikutukset suokasvillisuuteen.....	30
5.2 Voidaanko ennallistamalla korjata ojituksen aiheuttamia muutoksia?	31
5.3 Pohdintaa	33
5.4 Tulosten yleistettävyyys ja ennallistamistutkimuksen tulevaisuuden haasteet.....	33
5.4.1 Mahdollisia virhelähteitä	33
5.4.2 Tulevaisuuden tutkimustarpeet	34
Kiitokset	35
Lähteet	36
Liitteet	
Liite 1 Kasvilajien peittävyys luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla.....	41
Liite 2 Kasvilajien peittävyys ojitetuilla soilla ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen.....	43

1 Johdanto

Ihminen vaikuttaa elinympäristöönsä useimpia muita lajeja voimakkaammin. Yleisen käsityksen mukaan maatalouden leviäminen Lähi-idästä noin 12 000 vuotta sitten aloitti hyvin voimallisen, ihmisten omiin tarkoituksiin tähtäävän maiseman muokkaamisen (McNeilly 2003). Tämä on johtanut nopeisiin muutoksiin eliölajien elinympäristöissä ja usein jopa paikallisiin sukupuuttoihin; ei pelkästään elinalueiden menettämisen, vainon ja saastumisen, vaan myös ympäristön puutteellisen hoidon takia (Sutherland & Hill 1995).

Ihminen aiheuttaa luonnolle monentasoisia häiriöitä. Aberin (2003) kolmeportaisen jaotteen mukaan vähiten haittaa aiheuttavat tilanteet, joissa vain alueen luontainen kasvivyhteisö on kärsinyt. Tällaisesta voi olla esimerkkinä metsän kasvillisuutta muuttava avohakkuu, jossa hakkuutoimista ei aiheudu häiriötä maaperälle. Toiseksi vakavinta häiriötyyppiä edustavat tilanteet, joissa ihmistoiminnan vaikutus ulottuu alkuperäisen kasvillisuuden lisäksi maaperään. Tällöin voi olla kysymys esimerkiksi suon ojituksesta tai raivaamisesta viljelykäyttöön, jolloin alueen alkuperäinen kasvillisuus tuhoutuu ja maaperän koostumus muuttuu. Vakavimman tason häiriössä on kyse ympäristön muokkaamisesta tilaan, jota ei normaalisti esiinny luonnossa. Esimerkkejä tällaisesta ovat vanhat kaivosalueet, joiden maannos ja alkuperäinen kasvillisuus ovat hävinneet, pinnanmuodot muuttuneet ja maaperässä voi esiintyä myrkyllisiä yhdisteitä.

Ihmistoimien luonnolle aiheuttamia vahinkoja on pyritty korjaamaan 1900-luvulta lähtien. Ekosysteemiä ennallistettiin ensimmäisen kerran, kun vuonna 1935 Wisconsinissa Yhdysvalloissa muutettiin laidunta takaisin luontaisen kaltaiseksi preeriaksi (Jordan ym. 2003). Harrisin ym. (1998) määritelmän mukaan ennallistaminen on ”prosessi, jolla korjataan ihmisen aiheuttamia vahinkoja luontaisesti syntyneen ekosysteemin monimuotoisuudelle ja dynamiikalle”. Ennallistamisella ei siis pyritä muuttamaan häiritettyä ekosysteemiä pelkästään ihmistä hyödyttävään suuntaan, vaan yritetään palauttaa se luonnontilaisen kaltaiseksi ja luonnollisesti toimivaksi kokonaisuudeksi (Jordan ym. 2003). Englannin kielessä ekosysteemin ennallistamiseen viitataan termillä ’restoration’.

Ennallistamisen onnistumista eli ennallistumista voidaan Ewelin (2003) mukaan mitata viidellä tekijällä. Nämä ovat ennallistetun ekosysteemin

- 1) pysyvyys
- 2) kyky vastustaa invaasiota
- 3) tuottavuus
- 4) ravinteiden säilytyskyky ja
- 5) bioottiset vuorovaikutukset.

Ennallistetun ekosysteemin pysyvyydellä tarkoitetaan sitä, tarvitseeko systeemi ihmisen apua ennallistumiskehityksen alkamisen jälkeen. Pysyvä ekosysteemi kehittyy ennallistamisen jälkeen itsekseen luonnollisen kaltaiseksi, epävakaa ekosysteemi vaatii ihmisen auttavia toimia ainakin sukkession alkuvaiheessa. Invaasionvastustuskyvyllä puolestaan mitataan, kuinka vaikeaa ulkopuolisten eliöiden on päästä sisään ekosysteemiin ja asettua sinne pysyvästi. Ewelin (2003) mukaan eliöiden on vaikeampi vakiinnuttaa paikkaansa koskemattomissa kuin pahoin vahingoituneissa ekosysteemeissä. Jotta ennallistamisen voidaan sanoa onnistuneen, systeemin tulisi olla yhtä tuottava kuin luonnontilaisen ekosysteemin. Ennallistetun ekosysteemin eliöyhteisön pitäisi myös kyetä säilyttämään siihen tulleet ravinteet yhtä hyvin kuin luonnontilaisen yhteisön. Edellä mainitut neljä tekijää saavat aikaan olosuhteet, jotka mahdollistavat ennallistetun ekosysteemin bioottisten vuorovaikutusten (kasvit, eläimet, mikrobit) palautumisen luonnontilaisen kaltaiseksi (Ewel 2003).

Ideaalitilanteessa käytännön ennallistamistoimenpiteet ja ennallistamistutkimus kulkevat käsi kädessä. Tutkimus tuottaa tietoa, joka on edellytys menestyksekkäälle ennallistamisen suunnittelulle. Toisaalta massiiviset ennallistamisprojektit (esimerkiksi järvien kunnostus ja peltojen metsitys) luovat tutkimusolosuhteita, joita vastaavia tutkijoilla ei ole mahdollisuutta muuten saada käyttöönsä. Ennallistamisprojektit tarjoavat valtavan kokoisen laboratorion populaatio- ja yhteisötason muutosten selvittämiseen (Diamond 2003). Koska maaperän ja ekosysteemien ennallistamisen peruseräatteen ovat samat kuin ekologisen sukkession periaatteet, ennallistamisen tutkimus antaa tutkijoille mahdollisuuden

testata ekologista ymmärtämystään ja nykyistä käsitystä ekosysteemien toiminnasta (Bradshaw 2003). Tällöin saadaan tietoa mm. eri lajien tai lajin sisäisten ekotyyppeiden ympäristövaatimuksesta, kolonisaatioprosessien nopeudesta ja laajuudesta tai erilaisista ekosysteemien vuorovaiikutuksista. Merkitykselliseksi tutkimuskohteeksi nousee myös ekosysteemin alkuperäisten lajien korvaaminen toisilla lajeilla (Cairns 2003). Tällä tiedolla on maailmanlaajuista merkitystä esimerkiksi selvitettäessä, kuinka trooppisten seutujen ekosysteemit sietävät sademetsien muuttumista hakkuiden jälkeisiksi sekundaarimetsiksi.

Eräs ihmisen voimakkaasti muokkaamista biotoopeista on suo. Ihmistoiminta on muuttanut noin 60 % Euroopan soista alkuperäisestä poikkeavaan asuun. Muutoksista 50 % on aiheutunut maataloudesta, 30 % metsätaloudesta ja 10 % turvetuotannosta (Vasander ym. 2003). Suomessa ihmisen toimet ovat muuttaneet yli kahta kolmasosaa alkuperäisestä suopinta-alasta (Aapala & Lappalainen 1998). Soita on raivattu pelloiksi keskiajalta lähtien arviolta yhteensä 700 000 hehtaaria (Vasander ym. 2003). Energia- ja ympäristöturpeen tuotannossa on vuosittain noin 40 000–50 000 hehtaaria paksuturpeisia soita; joka vuosi käytöstä poistuu ja käyttöön otetaan noin 2 000 hehtaaria suopinta-alaa (Electrowatt-Ekono 2005). Suurin luonnontilaisten soiden muuttaja Suomessa on ollut metsäojitus. Ojitettuja soita lasketaan olevan 4,6 miljoonaa hehtaaria, joka vastaa 52 prosenttia kaikista Suomen soista (Hökkä ym. 2002). Tämän lisäksi kahdeksannessa valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI 8) suopinta-alan todettiin vuosina 1951–1994 vähentyneen 0,8 miljoonalla hehtaarilla, koska ojitettuja ohutturpeisia soita oli muuttunut kivennäismaiksi tai siirtynyt muihin maankäyttöluokkiin (Hökkä ym. 2002).

Alkuperäisen suoluonnon turvaamiseksi luonnontilaisia soita on Suomessa sisällytetty eri suojelualueisiin tai suojeluohjelmiin arviolta 1,1 miljoonaa hehtaaria (Virkkala ym. 2000). Nykyisillä suojelualueilla arvioidaan olevan yhteensä reilut 20 000 hehtaaria ojitettuja turvemaita (Ennallistamistyöryhmä 2003). Suurin osa metsänparannustarkoituksessa tehdyistä ojituksista on yksityisten metsänomistajien mailla ja osa niistä on epäonnistunut. Noin 10 % eli 450 000 hehtaaria ojituksista on tehty alueille, joilla niistä ei ole metsänparannuksellista hyötyä (Hökkä ym. 2002).

Metsäojitettujen soiden ennallistamisen tavoitteena on käynnistää ennallistumissukessio, joka

johtaa luonnontilaisen kaltaisen itsenäisesti toimivan suoekosysteemin kehittymiseen. Ennallistunut suo on geologisesti, hydrologisesti, biologisesti ja toiminnallisesti luonnontilainen. Se ei kuitenkaan ole välttämättä samanlainen kuin paikalla alun perin sijainnut suo (Heikkilä ym. 2002). Soita ennallistettaessa ojituksen myötä laskenut suoveden pinta pyritään nostamaan tasolle, jolla se on ollut luonnontilaisella suolla. Tämä saadaan aikaan patoamalla tai täyttämällä kaivetut ojat turpeella. Usein on myös tarpeen poistaa suolle kasvanutta puustoa, jotta vähennetään sen haihduttavaa vaikutusta. Näin suo saadaan ennallistettua myös maisematasolla (Heikkilä ym. 2002).

Ennallistamisen vaikutuksista etenkin metsäojitettuihin soihin tiedetään toistaiseksi vähän. Tämä tutkimus on osa Metsähallituksen ja Suomen ympäristökeskuksen (silloinen Vesi- ja ympäristöhallituksen luonnonsuojelututkimusyksikkö) yhteistyössä 1980-luvun lopulla aloittamaa projektia, jolla selvitetään ennallistamisen jälkeistä kasvillisuuden kehitystä metsäojitetuilla soilla. Tutkimuksessa käytetty aineisto on kerätty Seitsemisen kansallispuistoon luonnontilaisille ja ennallistettaville soille perustetuilta kasvillisuusnäytealoilta. Ennallistettavien soiden kasvillisuus inventoitiin ennen soiden ennallistamista ja 1–11 vuotta ennallistamisen jälkeen. Luonnontilaisten soiden kasvillisuus inventoitiin samanaikaisesti kuin ennallistettavien soiden kasvillisuus.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, minkälaisia vaikutuksia metsäojituksella on soiden kasvivyhteisöihin ja onko ennallistamalla mahdollista korjata ojituksen aikaansaamia muutoksia. Ongelmaa tutkittiin usealla eri tasolla etsimällä vastauksia kysymyksiin:

1. Miten metsäojitus muuttaa soiden kasvivyhteisöjen rakennetta? Kuinka ojitettujen soiden kasvivyhteisöjen rakenne muuttuu ennallistamisen jälkeen suhteessa soiden ravinteisuuteen, suotyyppiin, märkyyteen tai ennallistamisesta kuluneeseen aikaan?

2. Kuinka ojitus vaikuttaa eri kasvilajiryhmiin? Voidaanko ennallistamalla korjata ojituksen aiheuttamia muutoksia kasvilajiryhmien esiintymisessä?

3. Mitkä ovat ojituksen vaikutukset suon erilaisia ominaisuuksia ilmentäviin kasvilajeihin? Onko ennallistamalla onnistuttu korjaamaan ojituksen aiheuttamia muutoksia suon ominaisuuksia ilmentävien kasvilajien esiintymisessä?

2 Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suoekosysteemiin

2.1 Suo

Biologisen määritelmän mukaan suo on alue, jolla suokasvillisuus peittää pinta-alasta yli 75 %. Geologisen määritelmän mukaan suolla turpeen paksuus on vähintään 30 cm ja tuhkapitoisuus alle 40 % (Heikkilä & Lindholm 1996). Toiminnallisesti suo voidaan määrittää turvetta muodostavaksi ekosysteemiksi, joka syntyy, kun ilmasto on kostea ja pohjaveden pinta korkealla (Tirri ym. 1995). Tällaisissa oloissa kasviaineksen hajoaminen on vähäistä ja orgaaninen aines kerrostuu turpeeksi. Suon toiminnalliseen määritelmään kuuluu oleellisesti myös se, että kasvien ravinnetalous, maaperäeliöstön hajotustoiminta ja suon eri osien mikroilmasto ovat erilaisia kuin kivennäismaalla (Heikkilä & Lindholm 1996).

Suomi on maailman soisin maa. Suomen pinta-alasta 32 % luetaan soiksi (Vasander ym. 2003). Lähes kolmannes Euroopan turvemaisista on Suomessa (Montanarella ym. 2006), ja luonnontilaisia boreaalisen vyöhykkeen suoyhdistymiä on Suomen, Skandinavian maiden ja Baltian maiden lisäksi Euroopassa lähinnä Venäjän luoteisosissa (Heikkilä ym. 2002). Suomessa esiintyy monia soista riippuvaisia eläin- ja kasvilajeja, jotka ovat harvinaisia sekä maamme rajojen sisä- että ulkopuolella. Lajien uhanalaisuutta tarkasteltaessa havaittiin Suomessa vain soilla esiintyvistä eli ensisijaisista suolajeista 123:n olevan hävinneitä (RE, EW), uhanalaisia (CR, EN, VU) tai silmälläpidettäviä (NT) (Rassi ym. 2001). Lisäksi 94 uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia lasketaan toissijaisiksi suolajeiksi eli lajeiksi, joiden ensisijainen elinympäristö on muu kuin suo, mutta jotka esiintyvät myös soilla (Aapala 2001). Uhanalaisia soilla eläviä lajeja on kaikissa eliöryhmissä ja monet Suomessa yhä yleiset lajit ovat harvinaistumassa muualla levinneisyysalueellaan (Heikkilä ym. 2002). Uhanalaisten lajien lisäksi suoluonnon merkitystä lisää se, että Euroopan unionin luontodirektiivissä on mainittu useita soiden luontotyyppisiä. Suomessa näitä ovat esimerkiksi keidassuot, letot, aapasuot ja puustoiset suot. Näiden luontotyyppien sekä Suomessa esiintyvien luontodirektiivin ja lintudirektiivin liitteissä mainittavien lajien suotuisa

suojeletaso on turvattava. Perustellusti voidaan sanoa, että Suomella on suuri vastuu suoluonnon säilyttämisessä.

2.2 Metsäojitus

Metsäojitus muuttaa suoekosysteemin täysin. Se aiheuttaa suoveden pinnan välittömän laskun, jolloin märkien rimpipintojen lajeille elintärkeät minerotrofiset vedet kerääntyvät ojiin ja suon pinnan hydrologiset olot yksinkertaistuvat (Laine ym. 1995). Normaalisti lähellä suon pintaa oleva pohjaveden pinta laskee 25–60 cm (Laine & Vanha-Majamaa 1992). Turpeen pintakerros painuu veden poistumisen myötä ja samalla tiivistyy, paikasta ja sen märkyydestä riippuen 7–70 cm (Laine ym. 1995). Painuminen on runsainta alun perin vetisimmillä alueilla, ja erityisesti ojan läheiset alueet painuvat sarkojen keskustoja enemmän (Sallantaus ym. 2002). Painuminen on sitä runsaampaa, mitä paksuturpeisempi suo on kyseessä (Sallantaus 1999). Happipitoisen turpeen pintakerroksen osuus kasvaa, jolloin aerobisen hajottajaeliöstön elinmahdollisuudet paranevat olennaisesti. Hiilen ja ravinneionien hävikki on luonnontilaista suota suurempaa ja hapellisen pintaturpeen pH laskee varsinkin ravinnerikkaammilla paikoilla kaventaen suon alkuperäisiä ravinteisuuseroja. Pintaturpeen maatumisen ja tiivistyminen vähentävät turpeen vedenjohtavuutta. Haihdunta alentaa pohjaveden tasoa maatuneessa turpeessa enemmän kuin vähän maatuneessa (Sallantaus ym. 2002). Etenkin karuilla soilla typen konsentraatio kasvaa turpeen pintakerroksessa; fosforin konsentraatio kasvaa myös syvemmällä turpeessa. Kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksien on havaittu vähenevän ojituksen jälkeen sekä karuilla että keskiravinteisilla soilla (Laiho ym. 1999).

Ojituksen aiheuttaman elinolosuhteiden muutoksen vaikutuksesta suon kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuteen on jonkin verran tutkittua tietoa. Ravinnerikkaammilla rämeillä havaitaan ensimmäisenä suursarojen (pulosara *Carex rostrata*, jouhisara *C. lasiocarpa*) häviäminen (Laine ym. 1995). Puuston varjostuksen li-

sääntyminen hävittää asteittain suovarvut, joista vaivaiskoivu (*Betula nana*) on herkin laji. Tilalle tulevat tyypilliset metsävarvut, kuten mustikka (*Vaccinium myrtillus*) ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*). Vaivaiskoivun on tosin joissakin tapauksissa todettu myös hyötyvän ojituksen yhteydessä tehdyistä lannoituksista (Heikkilä ym. 2002). Kenttäkerroksessa mätäspintojen lajit voivat jopa hyötyä ojituksesta, mutta märkäpintojen lajit kärsivät ja häviävät nopeasti vedenpinnan laskun myötä. Laineen ym. (1995) mukaan rahkasammalet (*Sphagnum* spp.) reagoivat varjostuksen lisääntymiseen järjestyksessä ruskorahkasammal (*Sphagnum fuscum*) > rämerahkasammal / sararahkasammal (*S. angustifolium* / *S. fallax*) > rusorahkasammal (*S. rubellum*) > varvikkorahkasammal (*S. russowii*).

Ojituksen myötä puuston kasvu kiihtyy merkittävästi ainakin ravinteisilla paikoilla, karuimilla soilla kasvu jää usein vähäiseksi (Vasander 1982). Kasvilajiston muutos on nopeinta ravinteisilla soilla, jotka ovat usein myös luonnostaan märkiä (Hotanen & Vasander 1992). Lajimäärä on suurimmillaan muutamia vuosia ojituksen jälkeen, kun suolta löytyy alkuperäisiä suolajeja, kolonisteja ja metsälajeja (Vasander 1987).

2.3 Ennallistaminen

Soiden ennallistaminen perustuu pohjaveden pinnan nostamiseen tasolle, jolla se oli ennen ojitusta. Tämä ei useinkaan ole riittävä toimenpide entisenkaltaisen suon aikaansaamiseksi, sillä suoekosysteemin kehitykseen vaikuttaa useita tekijöitä. Gorham & Rochefort (2003) muistuttavat, että ennallistettaessa on syytä ottaa huomioon mm. suolle virtaavan veden laatu ja hydrologinen tilanne koko valuma-alueella, ei pelkästään käsiteltävällä suolla. Ennallistaminen on myös tehtävä niin pian suon ojituksen jälkeen kuin mahdollista, jotta turpeen painuminen ja veden pinnan laskua seurannut turvekerroksen yläosan hajotus jäisivät mahdollisimman vähäisiksi. Suunniteltaessa suon ennallistamista on syytä miettiä, onko suotuisa ennallistumiskehitys ylipäänsä todennäköistä. Usein joudutaan tilanteeseen, jossa ennallistamistarvetta on enemmän kuin tarkoitukseen varattuja resursseja. Ennallistamiskohteiden tärkeysjärjestyttä määritettäessä on selvitettävä, kuinka suuri ekologinen merkitys kullakin suolla on, voiko soilla olla merkitystä uhanalaisille tai harvinaisille eliöille tai ovatko ne yhteydessä toisiin soi-

hin tai muihin tärkeisiin ekosysteemeihin (Gorham & Rochefort 2003).

Metsäojitetun suon ennallistamisessa on tärkeintä alkuperäisten hydrologisten olojen palauttaminen. Pohjaveden pinnan nostamiseksi on estettävä veden virtaus suolle kaivetuissa ojissa. Ensimmäiset ennallistamiskokeilut tehtiin patoamalla oja käsin puisilla tammipadoilla, mikä ei kuitenkaan riittänyt nostamaan vettä ojien välisille saroille. Nykyisin ojat pyritään tukkimaan kokonaan kaivinkoneella. Käsityönä tehtäviä puu- ja turvepatoja suositellaan käytettäväksi vain erityisen hankalakulkuisilla ja pienialaisilla kohteilla (Heikkilä ym. 2002).

Suon ennallistamiseen liittyy usein myös ojituksen jälkeen kasvaneen puuston poistaminen. Vähentämällä puiden aiheuttamaa haihduntaa ja varjostusta luodaan alkuperäiselle suokasvillisuudelle edellytykset levittäytyä uudelleen suolle. Suunnittelemalla puuston poisto vanhojen ilmakuvien avulla voidaan valikoida poistettavat puut niin, että saadaan palautettua myös suon alkupeäinen maisemarakenne (Heikkilä ym. 2002).

Suomessa on kokeiltu tutkimusmielessä ennallistamistoimina ojien tukkimisen ja puuston poiston lisäksi kenttäkerroksen kasvillisuuden poistoa (Komulainen ym. 1999, Heikkilä ym. 2002) ja veden johtamista suolle kaivamalla oja läheiseltä kivennäismaalta (Jauhiainen ym. 2002).

Suomessa on korjattu metsäojituksen soille aiheuttamia muutoksia vuodesta 1972 lähtien. Ensimmäisillä soiden ennallistamistoimilla pyrittiin ojia patoamalla pelastamaan uhanalaisen taarnan (*Cladium mariscus*) kasvupaikka Joroisilla. Laajamittaisempaa ennallistamista kokeiltiin 1980-luvun lopulla Seitsemisen kansallispuistossa, Hangossa, Leivonmäellä, Kesälahdessa ja Polvijärvellä (Heikkilä & Lindholm 1996). Hyvin sujuneisiin kokeiluihin perustuen valtion luonnonsuojelualueita hoitava Metsähallitus teki vuonna 1993 päätöksen, jonka mukaan kaikki suojelualueiden ojitetut suot ennallistetaan, mikäli se on mahdollista ja taloudellista (Metsähallitus 1993). Metsähallitus oli ennallistanut soita vuoden 2005 loppuun mennessä yhteensä 12 100 hehtaaria (Marja Hokkanen, henk.koht. tiedonanto 14.3.2006). Ennallistamistyöryhmän (2003) tarvearvion mukaan turvemaiden ennallistamistarvetta on suojelualueilla yhteensä reilut 20 000 hehtaaria.

2.4 Ennallistamistutkimus

Soiden ennallistamiseen liittyvää tutkimusta on tehty vähän ja suurin osa tästäkin tutkimuksesta keskittyy hylättyjen turvesoiden ennallistamiseen. Pohjois-Amerikassa tehdyt kokeet ovat keskittyneet kasvillisuuden leviämiseen käytöstä poistetuille turvesoille (Campbell ym. 2003) ja selvittämään yksittäisten kasvilajien, lähinnä rahkasammalten, ekologiaa paljaalla turvepinnalla (esim. Sagot & Rochefort 1996, Price & Whitehead 2001, Campbell & Rochefort 2003). Pohjois-Amerikassa on myös kehitetty tekniikoita, joiden avulla voidaan nopeuttaa kasvillisuuden leviämistä pahoin muuttuneelle suolle (Rochefort ym. 2003).

Suomalaisissa turvesoiden ennallistamiseen liittyvissä tutkimuksissa on selvitetty hylätyiltä turvekentiltä mm. ilmastonmuutokseen vaikuttavien kasvihuonekaasujen, kuten metaanin (Tuittila ym. 2000a) ja hiilidioksidin (Tuittila ym. 1999), taseita. Eräs tutkimuskohde on ollut ennallistamisen vaikutus turvesuon kasvillisuuden palautumiseen (Tuittila ym. 2000b, Tuittila ym. 2000c). Ennallistamistutkimusta sivuten on selvitetty myös kasvillisuuden kolonisaatiota hylätyille turvekentille (Salonen 1992) ja käytöstä poistetulle turvesuolle perustettujen lintujärvien hyönteisfaunaa (Rintala ym. 1998).

Turvesoiden ennallistamiseen liittyvien tutkimusten tulokset eivät ole suoraan yleistettävissä metsäojitettujen soiden ennallistamiseen, vaikka ne ovatkin suuntaa-antavia. Keski-Euroopassa on tehty jonkin verran ojitettujen soiden ennallistamiseen liittyvää tutkimusta. Tällöin on selvitetty soiden ravinnetasapainoa pyrkimyksenä rehevöityneiden keidassoiden palauttaminen entiseen niukkaravinteiseen tilaansa (esim. Van Duren ym. 1997, Tomassen ym. 2003). Brittein saarilla on puolestaan tutkittu mm. biokemiallisia reaktioita uudelleen vettyneessä turpeessa (Hughes ym. 1996).

Ruotsi on Suomen ohella ainoa maa, jossa on tehty laajamittaisempaa metsäojitettujen soiden ennallistamiseen liittyvää tutkimusta. Ruotsissa tutkimus näyttää suuntautuneen ravinteikkaampien ja usein pienialaisten soiden kasvillisuuden elvyttämiseen (Swedish Biodiversity Centre 2004) sekä rahkasammalten levittäytymiseen liittyviin kysymyksiin (esim. Sundberg 2002, Sundberg & Rydin 2002).

Valtaosa Suomessa tehdystä ennallistamistutkimuksesta koskee vähäravinteisia soita, ja tuloksia kasvillisuusseurannoista on käytettävissä vasta muutaman ennallistamisen jälkeisen vuoden ajalta (Ennallistamistyöryhmä 2003). Viheriäisennevan keidasrämeellä Ruovedellä havaittiin kolme vuotta ennallistamisen jälkeen jäkälien (*Cladina* / *Cladonia* spp.) vähentyneen kanervan (*Calluna vulgaris*), variksenmarjan (*Empetrum nigrum*), tupasvillan (*Eriophorum vaginatum*) ja silmäkerahasammaleen (*Sphagnum balticum*) yleistyessä (Jauhiainen ym. 2002). Polvijärven Viklinsuolla ennallistetulla rahkarämeellä muutokset ovat kolme vuotta ennallistamisen jälkeen olleet olemattomia (Ennallistamistyöryhmä 2003). Leivonmäen Haapasuolla ennallistetun keidassuon reuna-alueen nevan kuljupinnoille oli seitsemässä vuodessa levinnyt kuljurahkasammalta (*Sphagnum cuspidatum*) ja vajorahasammalta (*S. majus*) sekä leväkköä (*Scheuchzeria palustris*). Vettyminen oli siellä selvästi havaittavissa kuljujen täyttyessä vedellä (Heikkilä & Lindholm 1997).

Ravinteikkaammilta soilta on saatu jonkin verran käytännön tietoa ennallistettujen sararämeiden kasvillisuuden kehityksestä. Tällöin on mm. havaittu tupasvillan voimakas yleistyminen ennallistamista seuraavina vuosina ja metsälajien väheneminen (Jauhiainen ym. 2002). Tutkittaessa kasvien leviämistästrategioita ennallistettaville soille havaittiin, että useilla lajeilla kasvullinen lisääntyminen on siemen- ja itiöpankkia tärkeämpi levittäytymisstrategia (Jauhiainen 1998).

Suon ennallistamisesta aiheutuu usein veden laadun muutoksia ja lyhytaikaista ravinnekuormitusta alapuolisille vesistöille. Ennallistamistoimien vesistövaikutuksia on tutkittu esimerkiksi Seitsemisen kansallispuistossa (Sallantaus & Ahlroth 2000). Vaikutuksia ennallistamisalueella sijaitsevien lähteiden pohjaeläin- ja hyönteislajistoon on tutkittu Joroisten Saarikkolammella (Ilmonen ym. 2006).

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Tutkimusalue

Tutkimus toteutettiin Seitsemisen kansallispuistossa, joka sijaitsee Ikaalisten ja Kurun kuntien alueella eteläisellä Suomenselällä (koordinaatit yhtenäiskoordinaatistossa: 3 300 000 ; 6 870 000). Vuotuinen kokonaissademäärä alueella on keskimäärin yli 600 mm ja vuotuinen haihdunta 325–350 mm. Suokasvillisuuden vyöhykejaossa Seitsemisen kuuluu Sisä-Suomen viettokaitaiden alueeseen (Ruuhijärvi 1982).

Kansallispuiston pinta-alasta vajaa puolet eli noin 2 000 hehtaaria on soita. Alueella ovat valitsevia karut niukkaravinteiset (ombrotrofiset) ja vähäravinteiset (oligotrofiset) suokasviyhdykskunnat. Luonnontilaiset suot ovat pääasiassa pieniä metsäkeitaita ilman selvää mätäs- ja kuljurakenetta (Leivo ym. 1989). Valtaosa ojitetuista soista on ilmakuvatarkastelun perusteella ollut märkiä, vähäpuustoisia tai avoimia, ympäristöstään valumavesiä saavia (minerotrofisia) nevoja ja nevarämeitä (Heikkilä & Lindholm 1994). Ojitus on muuttanut kansallispuiston maisemarakennetta alun perin sokkeloisesta metsien ja soiden mosaiikista yhtenäisemmäksi metsämaisemaksi. Vuosina 1986–1987 tehdyissä tarkastuksissa 79 % ojitettujen soiden pinta-alasta määritettiin puustonkasvuominaisuuksiltaan metsämaaksi (Heikkilä & Lindholm 1994).

Ojitettujen soiden laajamittaisempi ennallistaminen aloitettiin Seitsemisen kansallispuistossa vuonna 1987. Ensimmäiset padot tehtiin miestyönä. Vuonna 1992 oja tukittiin ensimmäisen kerran koneellisesti, ja siitä lähtien Seitsemisen soita on ennallistettu kiihtyvällä vauhdilla. Vuoden 2005 loppuun mennessä kansallispuiston ojitetuista soista oli ennallistettu lähes kaikki eli 1 175 hehtaaria (Pekka Vesterinen, henk.koht. tiedonanto 6.3.2006).

3.2 Koejärjestelyt

Metsähallitus ja Suomen ympäristökeskuksen luontoyksikkö (silloinen Vesi- ja ympäristöhallituksen luonnonsuojelututkimusyksikkö) käynnistivät 1980-luvulla yhteistyöprojektin, jonka tarkoituksena oli soiden ennallistamisen kasvillisuusvaikutusten selvittäminen. Tässä yhteydessä Seitsemisen kansallispuiston ennallistettaville

soille perustettiin kasvillisuusnäytealoja, joiden avulla kerättiin tietoa ennallistamisen jälkeisestä suokasvillisuuden kehityksestä. Ensimmäiset näytealat perustettiin vuonna 1987, minkä jälkeen näytealaverkostoa on täydennetty useita kertoja, viimeksi vuonna 2004. Kahdeksalle Seitsemisessä sijaitsevalle suolle on perustettu 24 näytealaa, joista neljä on perustettu referenssialoiksi luonnontilaisille soille. Näytealoille on merkitty yhteensä yli 200 koealaa. Tutkimukseen valitut ojitetut suot ovat ennen ennallistamistaan olleet muuttuma-asteella.

Näytealaverkosto rakennettiin sijoittamalla ennallistettavien soiden ojien välisille saroille näytealoja, joille merkittiin vakioiduille paikoille pysyvästi useita kasvillisuuskoelohjoja. Suorakaiteen muotoisten näytealojen koko oli joko 10 m x 20 m tai 15 m x 30 m. Ensimmäisten vuonna 1987 perustettujen näytealojen koko vaihteli hieman riippuen saran leveydestä. Keskimäärin vanhimmat näytealat olivat noin 15 m x 40 m:n suorakaiteita. Pienimmille näytealoille sijoitettiin 5 tai 16 ja suuremmille 24 koealaa, joiden koko oli 1 x 1 metriä. Luonnontilaisille soille perustettiin lisäksi neljä näytealaa ennallistettavien soiden näytealojen referensseiksi.

Näytealoille sijoitetuilta kasvillisuuskoelohjoilta eli kasvillisuusruuduilta inventoitiin kenttä- ja pohjakerroksen lajien peittävyys ensimmäisen kerran joko ennallistamista edeltävänä kesänä tai muutama kesä ennen ennallistamistoimia. Kahdella suolla ensimmäinen inventointi suoritettiin hieman ennallistamistoimien jälkeen. Koelohjojen kasvillisuuden inventointi on toistettu useampina kesinä sen mukaan, milloin kukin näyteala on perustettu. Viimeisin, kaikki näytealat kattava inventointi suoritettiin kesällä 2003.

Tässä tutkimuksessa verrattiin Seitsemisen ennallistettujen soiden kasvillisuus seurannan aikaisempien vuosien tuloksia kesällä 2003 kerättyyn aineistoon. Tutkimukseen valittiin kunkin näytealan ensimmäisen ja viimeisen inventoinnin tulokset lukuun ottamatta ensimmäisten vuonna 1987 Koveronnevalle perustettujen alojen tuloksia. Tutkimussoilla sijaitsi 18 näytealaa, joista neljä oli luonnontilaisilla soilla. Suot olivat olleet ojitettuna noin 30 vuoden ajan ja niiden ennallistamisesta oli vuonna 2003 kulunut 1–11 vuotta.

Näytealoille (10 m x 20 m tai 15 m x 30 m) oli merkitty yhteensä 192 koealaa. Koska pinta-alalla on tunnetusti suuri epälineaarinen vaikutus lajimääriin (mm. MacArthur & Wilson 1967), kullakin näytealalta valittiin satunnaislukutaulukon avulla viisi koealaa, jotka otettiin mukaan analyysiin. Tutkimuksessa on siis käytetty yhteensä 90 koealan seuranta-aineistoa. Ennen satunnaista valintaa 15 m x 30 m:n näytealojen koealoista karsittiin pois ne, jotka oli sijoitettu sarkaojen välittömään läheisyyteen eli lähemmäs oja kuin koealat 10 m x 20 m:n näytealoilla.

Vuoden 1991 inventoinnin teki Heikki Seppä ja vuosien 1994–1996 inventoinnin Hanna Heikkilä. Vuonna 1997 Saukkolammin soilla inventoijana toimi Marja-Liisa Pitkänen. Kesällä 2003 seurannan teki Tuomas Haapalehto. Inventoinnit on tehty jokaisena vuotena kesäkuun alun ja elokuun lopun välisenä aikana.

Kullakin tutkimussuolla käytetty näytealajärjestely on selvitetty tarkemmin julkaisuissa Seppä ym. (1994), Heikkilä & Lindholm (1997) ja Pitkänen (1999). Kasvillisuusnäytealojen sijainti Seitsemisen kansallispuistossa on esitetty kuvassa 1.

3.3 Inventointimenetelmät

Kasvillisuuskoeloilta (1 m x 1 m) inventoitiin kenttä- ja pohjakerrosten kasvillisuus arvioimalla jokaisen kasvilajin suhteellinen peittävyys tutkitavasta ruudusta. Kasvittoman pinnan osuutta ei oltu arvioitu jokaisella inventointikerralla, joten sitä ei otettu mukaan analyysiin. Peittävyysien arvioinnissa käytettiin asteikkoa 0,2, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 15...90, 95, 100. Tällöin esimerkiksi arvo 1 vastasi 1 %:n peittävyyttä ja arvo 100 vastasi 100 %:n peittävyyttä koealasta. Arvoa 0,2 käytettiin ilmaisemaan, että laji esiintyi ruudulla, mutta sen peittävyys jäi alle yhden prosentin. Tutkimuksessa havaitut putkilokasvilajit nimettiin Hämet-Ahdin ym. (1998 ja 2005) mukaan, sammalet Ulvisen ym. (2002 ja 2006) mukaan ja jäkälät Euroalan ym. (1992) mukaan.

Koealojen inventoinnissa käytettiin kahta menetelmää: naulakehysmenetelmää (Pin point) ja prosenttipeittävyysarviointia. Naulakehysmenetelmällä inventoitaessa käytettiin apuna puusta rakennettua jaloilla seisovaa kehikkoa, jonka rei'istä työnnettiin alla olevaan kasvillisuuteen metallinen naula vakioiduille paikoille yhteensä sata kertaa yhtä koealaa kohden. Kunkin kasvila-

jin kosketukset alas laskettuun naulaan kirjattiin muistiin, jolloin saatiin prosenttipeittävyyttä vastaava arvio lajien peittävyyksistä kyseisellä alalla. Prosenttipeittävyysarviointi puolestaan perustui havainnoitsijan arvioon siitä, kuinka suuren osan koealasta kukin kenttä- ja pohjakerroksen laji peitti ruutua suoraan ylhäältä katsottaessa. Menetelmien tarkemmat kuvaukset löytyvät esimerkiksi julkaisusta Heikkilä ym. (2002).

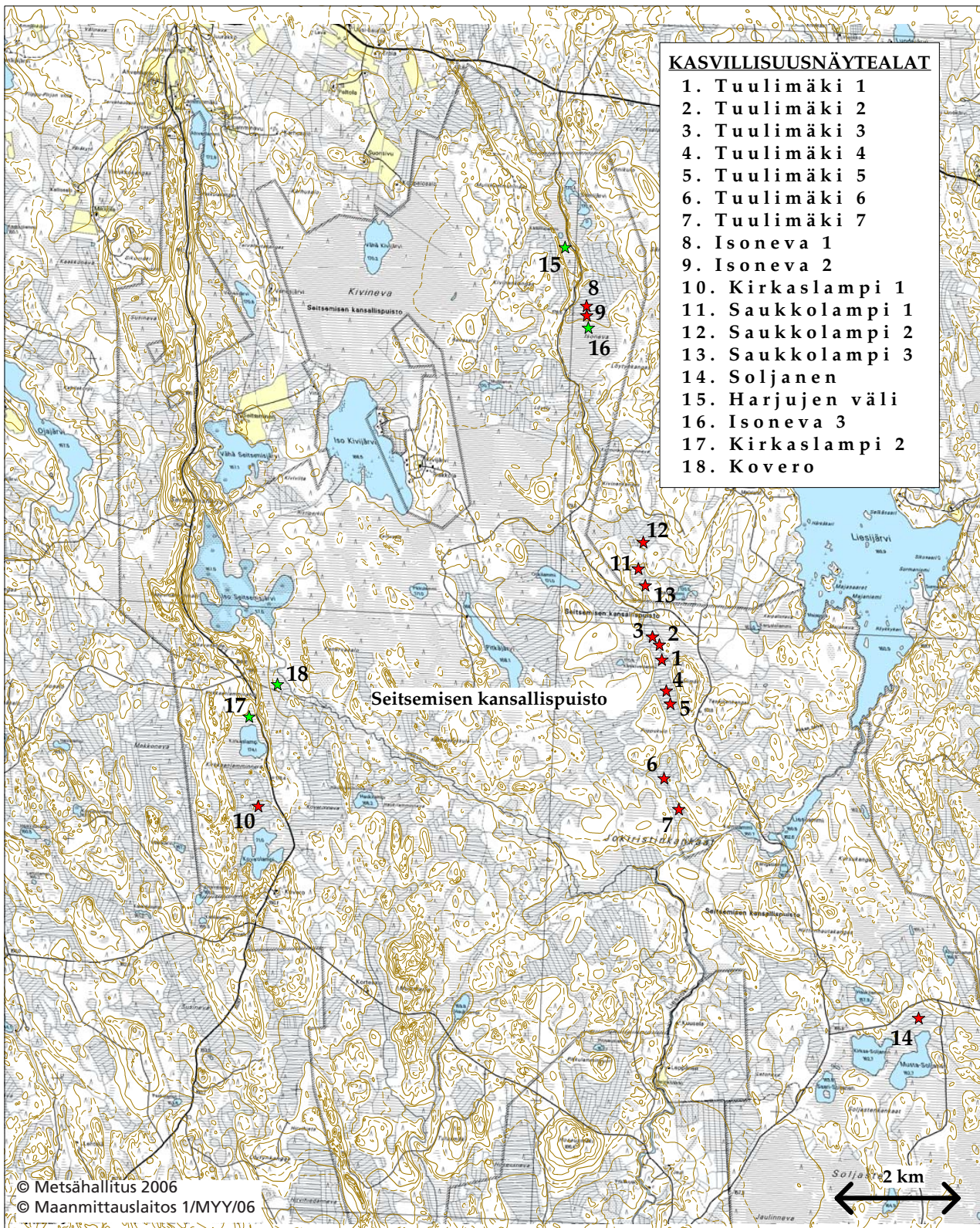
Valtaosassa ennen ennallistamista tehdyissä koealojen inventoinneissa käytettiin naulakehysmenetelmää. Ajankäytöllisistä syistä myöhemmin siirryttiin nopeammin toteutettavaan prosenttipeittävyysarviointiin.

Pin point ja silmämääräinen prosenttipeittävyystarkastelu antavat joillekin kasvilajeille toisistaan poikkeavia tuloksia. Inventointimenetelmien väliset erot johtuvat pääosin eroista lajien ulkoisessa olemuksessa ja kasvutavassa. Selkeästi erottuvat yhdessä tasossa kasvavat lajit, kuten lakka (*Rubus chamaemorus*), saavat eri tarkastelutavoilla hyvin toisiaan vastaavia tuloksia. Toisaalta ohutvartiset, kohenevaa kasvutapaa noudattavat heinämäiset ja saramaiset kasvit (mm. tupasvilla) sekä pienilehtiset, useassa tasossa kasvavat varvut (mm. kanerva) saavat pin pointilla useimmiten jopa kaksin–kolminkertaisia peittävyyspeittävyystarkasteluun verrattuna.

Eri menetelmillä saadut inventointitulokset saatiin vastaamaan toisiaan käyttämällä korjauskerrointa, jonka määrittämiseksi viiden näytealan kasvillisuus inventoitiin kesällä 2003 molempia menetelmiä käyttäen. Vertailuun valituilla näytealoilla sijaisi yhteensä 34 kasvillisuuskoelaa.

Korjauskertoimia määritettäessä laskettiin ensin yhteen kunkin lajin prosenttipeittävyysarvioinnilla saadut peittävyudet jokaiselta vertailus- mukana olleelta ruudulta. Sama tehtiin lajin naulakehysmenetelmällä saaduille peittävyyksille. Yhteenlasketut luvut jaettiin vertailussa mukana olleiden koealojen kokonaismäärällä. Korjauskertoimen määrittämiseksi prosenttipeittävyysmenetelmällä saatu keskiarvo jaettiin naulakehyskeskiarvolla. Naulakehysmenetelmällä saadut peittävyudet muutettiin prosenttipeittävyyksiksi vastaaviksi kertomalla ne korjauskertoimella.

Kaikki tässä tutkimuksessa havaitut kasvilajit eivät osuneet niille 34 ruudulle, joilta kasvillisuus inventoitiin sekä prosenttipeittävyys- että naulakehysmenetelmällä. Tällaisia tapauksia varten tutkimuksessa havaitut kasvilajit jaettiin



Kuva 1. Kasvillisuusnäytealojen sijainti Seitsemisen kansallispuistossa. Ennallistetuilla soilla sijaitsevat näytealat on merkitty punaisilla tähdillä ja luonnontilaisten soiden kontrollinäytealat vihreillä tähdillä.

neljään luokkaan, joiden sisällä lajien ulkoinen olemus ja kasvutapa vastaavat toisiaan mahdollisimman hyvin. Kullekin ryhmälle muodostettiin korjauskerroin laskemalla keskiarvo sekä kaikista ryhmän lajien prosenttipeittävyksistä että nau-lakehysmenetelmällä saaduista peittävyksistä ja jakamalla prosenttipeittävyyskeskiarvo edel-leen nau-lakehyspeittävytydellä. Kuten muillakin lajeilla, nau-lakehyspeittävytydet muunnettiin prosenttipeittävytyksiksi kertomalla ne korjaus-kertoimella. Korjauskertoimien määrittämiseksi muodostetut lajiryhmät sekä menetelmävertailus-sa mukana olleet (tutkituille 34 ruudulle osuneet) kasvilajit on esitetty taulukossa 1. Taulukossa on esitetty myös lajiryhmäkohtaisen korjauskerto-i-

men saaneet (tutkimusaineistossa muilla kuin em. 34 ruudulla esiintyneet) lajit sekä kunkin ryhmän korjauskerroin.

Lajiryhmäkohtainen korjauskerroin annettiin myös sellaisille lajeille, joilla oli havainto vain yhdeltä vertailussa mukana olleelta ruudulta (yhteensä kolme lajia: suopursu *Ledum palustre*, rahkanäivesammal *Mylia anomala* ja sararahka-sammal *Sphagnum fallax*), sekä yhdelle lajille (korpikarhunsammal *Polytrichum commune*), jon-ka korjauskerrointa yksi äärimmäisen poikkeava ja siksi todennäköisesti virheellinen havainto olisi vääristänyt suhteettomasti.

Taulukko 1. Korjauskertoimien määrittämistä varten muodostetut lajiryhmät sekä menetelmävertailussa mukana olleet kunkin ryhmän kasvilajit. Taulukossa on esitetty myös lajiryhmäkohtaisen korjauskertoimen saaneet kasvilajit sekä ryhmille määritetyt korjauskertoimet

Lajiryhmä	Menetelmävertailussa mukana olleet kasvi-lajit	Lajiryhmäkohtaisen korjauskertoimen saa-neet lajit	Kor-jausker-roin
Ruohomaiset kasvit	metsäalvejuuri <i>Dryopteris carthusiana</i> lakka <i>Rubus chamaemorus</i>	pitkälehtikihokki <i>Drosera longifolia</i> pyöreälehtikihokki <i>Drosera rotundifolia</i> kangasmaitikka <i>Melampyrum pratense</i> metsämaitikka <i>Melampyrum sylvaticum</i> raate <i>Menyanthes trifoliata</i> leväkkö <i>Scheuchzeria palustris</i>	1,05
Heinämäiset ja saramaiset kasvit	harmaasara <i>Carex canescens</i> riippasara <i>Carex magellanica</i> rahasara <i>Carex pauciflora</i> pultosara <i>Carex rostrata</i> tupasvilla <i>Eriophorum vaginatum</i>	korpikastikka <i>Calamagrostis purpurea</i> pallosara <i>Carex globularis</i> jouisara <i>Carex lasiocarpa</i> mutasara <i>Carex limosa</i> metsälauha <i>Deschampsia flexuosa</i> luhtavilla <i>Eriophorum angustifolium</i>	0,40
Rahkasammalet	rämerahkasammal <i>Sphagnum angustifolium</i> sararahkasammal <i>Sphagnum fallax</i> ruskorahkasammal <i>Sphagnum fuscum</i> punarahkasammal <i>Sphagnum magellanicum</i> kangarahkasammal <i>Sphagnum capillifolium</i> varvikkorahkasammal <i>Sphagnum russowii</i>	silmäkerahkasammal <i>Sphagnum balticum</i> vajorahkasammal <i>Sphagnum majus</i> kalvakkarahkasammal <i>Sphagnum papillosum</i> rusorahkasammal <i>Sphagnum rubellum</i> hentorahkasammal <i>Sphagnum tenellum</i>	0,94
Muut sammalet	suonihuopasammal <i>Aulacomnium palustre</i> kalvaskuirisammal <i>Straminergon stramineum</i> kangaskynsisammal <i>Dicranum polysetum</i> rämekynsisammal <i>Dicranum bergerii</i> metsäkerrossammal <i>Hylocomium splendens</i> rahanäivesammal <i>Mylia anomala</i> seinäsammal <i>Pleurozium schreberi</i> nuokkuvarstasammal <i>Pohlia nutans</i> korpikarhunsammal <i>Polytrichum commune</i> rämekarhunsammal <i>Polytrichum strictum</i>	isokynsisammal <i>Dicranum majus</i> kivikynsisammal <i>Dicranum scoparium</i> rahanäivesammal <i>Mylia anomala</i> korpikarhunsammal <i>Polytrichum commune</i>	0,86

3.4 Tutkimusaineiston analysointi

Tutkimuksessa tarkasteltiin muutosta, joka oli tapahtunut

- (1) luonnontilaisten ja ennallistettujen soiden pohja- ja kenttäkerroksen kasviyhteisöissä (ordinaatioanalyysi),
- (2) kasvilajiryhmien esiintymisessä suon ojituksen ja ennallistamisen jälkeen sekä
- (3) suon eri ominaisuuksia ilmentävien kasvilajien esiintymisessä ojituksen ja ennallistamisen jälkeen.

Ordinaatiomenetelmien yleisenä periaatteena on kuvata moniulotteisen avaruuden pisteet muutaman ulottuvuuden avulla siten, että pisteiden alkuperäinen järjestys kärsii mahdollisimman vähän. Pääkomponenttianalyysi on eräs ensimmäisistä ekologiassa käytetyistä ordinaatiomenetelmistä. Pääkomponenttianalyysissä alkuperäisten muuttujien lineaarikombinaatioina muodostetaan uusia muuttujia siten, että ensimmäinen uusi muuttuja eli pääkomponentti sisältää mahdollisimman suuren osan alkuperäisen aineiston vaihtelusta. Toinen pääkomponentti valitaan kohtisuoraan edelliseen nähden siten, että se sisältää mahdollisimman suuren osan jäännösvaihtelusta (Sarvala 1984). Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että koealat voidaan järjestää kahden komponentin määrittämään koordinaatistoon niillä havaittujen näytteiden ominaisuuksien mukaan siten, että samankaltaiset näytteet tulevat lähelle toisiaan ja erilaiset näytteet sijoituvat kauemmas toisistaan. Tässä tutkimuksessa ordinaatioanalyysimenetelmäksi valittiin oikaistu korrespondenssianalyysi eli DCA-analyysi, joka on etenkin suurten ekologisten aineistojen tarkasteluun soveltuva pääkomponenttianalyysistä muokattu menetelmä.

Ordinaatioanalyysivaiheessa (1) laskettiin ensin näytealoittain peittävyyskeskiarvot kullekin kasvilajille. Koska yksittäisten havaintojen esiintyminen aineistossa vääristää analyysiä suhteettomasti, tarkastelusta jätettiin pois lajit, jotka esiintyivät vain yhdellä näytealalla ja ainoastaan toisella kahdesta inventointikerrasta. Tämän jälkeen tehtiin DCA-ajo (ennen ennallistamista havaitut peittävydet ja ennallistamisen jälkeen havaitut peittävydet yhtä aikaa), jolla saatiin näytealoille neljän pääkomponentin eli akselin 1 (AX 1)–akselin 4 (AX 4) arvot.

DCA-ajon akseliarvojen ja tutkimussoiden ominaisuuksien (taulukko 2) vastaavuutta testattiin ei-parametrisella Kruskal-Wallis-testillä. Ennallistamiskäsittelyn vaikutusta (akseliarvojen muuttuminen kullakin akselilla) testattiin ei-parametrisella Wilcoxonin testillä.

Yksittäisten akselien suunnassa tapahtuneen muutoksen lisäksi haluttiin selvittää, millaista ennallistettujen ja luonnontilaisten soiden kasviyhteisöjen kokonaisuusmuutos oli ollut ja havaitaanko muutoksen määrässä eroja ennallistamisesta kuluneen ajan suhteen.

Kasviyhteisöissä tapahtuneen kokonaisuusmuutoksen selvittämiseksi laskettiin yhteen kunkin näytealan akseliarvojen (jälkeen – ennen) välinen etäisyys jokaisessa kahden DCA-akselin määräämässä koordinaatistossa. Laskettiin siis yhteen kunkin näytealan akseliarvojen absoluuttinen muutos AX1- ja AX2-, AX1- ja AX3-, AX1- ja AX4-, AX2- ja AX3-, AX2- ja AX4- sekä AX3- ja AX4-arvojen määräämässä koordinaatistossa.

Etäisyyden laskemiseen käytettiin Pythagoraan teoreemaa $a^2 + b^2 = c^2$, jossa kateettien a ja b arvot saatiin vähentämällä kunkin näytealan jälkeen-arvo akseliarvosta, jonka näyteala sai kyseisellä akselilla ennen ennallistamista.

Ennallistettujen ja luonnontilaisten soiden muutoksen eroa testattiin ei-parametrisella Mann-Whitneyn testillä ja akseliarvojen muutosta ennallistamisesta kuluneen ajan suhteen ei-parametrisella Jonckheere-Terpstran testillä.

Tutkimuksessa tarkasteltiin myös ojituksen ja ennallistamisen vaikutuksia kasvilajiryhmiin (2). Näytealoilta havaitut kasvilajit jaettiin taksonomian perusteella kahdeksaan ryhmään: puiden taimet, varvut, ruohot, heinät, sarat, rahkasammalet, muut sammalet ja jäkälät. Kunkin ryhmän kasvilajien yhteenlasketuista peittävyyksistä laskettiin näytealakohtaiset keskiarvot. Testaamalla varianssianalyysillä luonnontilaisten ja ennen ennallistamista inventoitujen ojittettujen soiden kasvilajiryhmien peittävyksiä tutkittiin, onko kasvilajiryhmien esiintymisessä tapahtunut muutoksia soiden ojittamisen jälkeen. Ennallistamiskäsittelyn vaikutusta kasvilajiryhmien esiintymiseen tutkimusaloilla tutkittiin toistomittausvarienssianalyysillä.

Euroolan ym. (1995) mukaan kukin suolla esiintyvä kasvilaji indikoi kasvupaikkansa ravinteisuus- eli trofitasoa, pintaa ja keskusta- tai reunavaikutusta. Kukin näistä kolmesta luokas-

ta jaetaan tarkempiin alaluokkiin: ravinteisuus ombro- ja minerotrofiaan, pintaisuus mätäs-, väli- ja rimpipintaan ja keskusta- tai reunavaikutus lähteisyyteen, luhtaisuuteen, korpisuuteen (reunavaikutuksen ilmentäjät) sekä rämeisyyteen, nevaisuuteen ja lettoisuuteen (keskustavaikutuksen ilmentäjät).

Edellä mainitun kasvilajiryhmien tarkastelun lisäksi ojituksen ja ennallistamisen vaikutuksia suokasvillisuuteen tutkittiin tarkastelemalla suon eri ominaisuuksia ilmentävien kasvilajien peittävyksiä (3). Tarkastelua varten tutkimuksessa esiintyneet kasvilajit jaettiin luokkiin niiden ilmentämän trofiatason, pinnan ja keskusta- tai reunavaikutuksen mukaan (Eurola ym. 1995). Luokkien näytealoittaisia keskiarvoja laskettaessa sama kasvilaji saattoi kuulua useampaan alaluokkaan. Tämä siitä syystä, että usea kasvilaji ilmentää kussakin luokassa useampaa kuin yhtä

alaluokkaa, esimerkiksi suokukka (*Andromeda polifolia*) esiintyy Eurolan ym. (1995) mukaan ravinteisuudeltaan ombro- ja oligotrofisten rämeiden ja nevojen mätäs- ja välipinnoilla. Luokat on esitetty taulukossa 3.

Eroja suon ominaisuuksia ilmentävien lajiryhmien esiintymisessä luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla testattiin varianssianalyysillä. Ennallistamiskäsittelyn vaikutusta suon eri ominaisuuksia ilmentävien kasvilajiryhmien esiintymiseen tutkimussoilla tutkittiin toistomittausvarienssianalyysillä.

DCA-analyysit tehtiin CANOCO-ordinaatioanalyysiohjelmalla ja kasvillisuuden muutoksen tilastolliset testit SPSS-ohjelman 12.0-versiolla. DCA-analyysin akseliarvojen tilastollisessa testaamisessa käytettiin ei-parametrisiä testejä, koska kahden näytealan arvot poikkesivat selvästi muista.

Taulukko 2. Tutkimussoiden ja niillä sijaitsevien kasvillisuusnäytealojen ominaisuuksia.

Näyteala	Alkuperäinen suotyyppi	Ravinteisuustaso	Alkuperäinen märin pinta	Nykyinen märkyys	Ennallistamisesta kulunut aika (vuosia)	1. inventointi
Isoneva 1	keidasräme	ombrotrofia	rimpi	kuiva	1	1991
Isoneva 2	keidasräme	ombrotrofia	rimpi	kuiva	1	1991
Tuulimäki 1	keidasräme	ombrotrofia	rimpi	kostea	5–6	1995
Tuulimäki 2	rimpinen kalv./saraneva	minerotrofia	rimpi	märkä	5–6	1994
Tuulimäki 3	rimpinen kalv./saraneva	minerotrofia	rimpi	kuiva	5–6	1994
Tuulimäki 4	keidasräme	ombrotrofia	rimpi	kostea	5–6	1991
Tuulimäki 5	keidasräme	ombrotrofia	rimpi	kostea	5–6	1991
Tuulimäki 6	oligotrofinen neva	minerotrofia	väli tai mätäs	kostea	5–6	1994
Tuulimäki 7	oligotrof. luht. neva	minerotrofia	rimpi	kostea	5–6	1994
Saukkolampi 1	oligotr. lyhytkorsiräme	minerotrofia	väli tai mätäs	kuiva	5–6	1997
Saukkolampi 2	keidasräme	ombrotrofia	rimpi	kostea	5–6	1997
Saukkolampi 3	oligotr. lyhytkorsiräme	minerotrofia	väli tai mätäs	kostea	5–6	1997
Soljanen	tupasvillaräme	ombrotrofia	väli tai mätäs	kostea	10–11	1994
Kirkaslampi 1	lyhytkort./sarainen neva	minerotrofia	rimpi	kostea	10–11	1994
Harjujen väli	saraneva	minerotrofia	rimpi	märkä	luonnontilainen	1994
Isoneva 3	kuljuneva	ombrotrofia	rimpi	märkä	luonnontilainen	1991
Kirkaslampi 2	rahkaräme	ombrotrofia	väli tai mätäs	kostea	luonnontilainen	1994
Kovero	pallosararäme	minerotrofia	väli tai mätäs	kostea	luonnontilainen	1994

Taulukko 3. Tutkimuksessa käytetty suokasvien luokittelu niiden ilmentämän kasvupaikan ravinteisuuden, pinnan sekä keskusta- tai reunavaikutuksen suhteen.

	Kasvin ilmentämä ravinteisuustaso	Kasvin ilmentämä keskusta- tai reunavaikutus	Kasvin ilmentämä suon pinta
Luokat	ombro- ja minerotrofinen minerotrofinen	luhtaisuus korpisuus rämeisyys nevaisuus	mätäspinta välipinta rimpipinta

4 Tulokset

4.1 DCA-analyysi

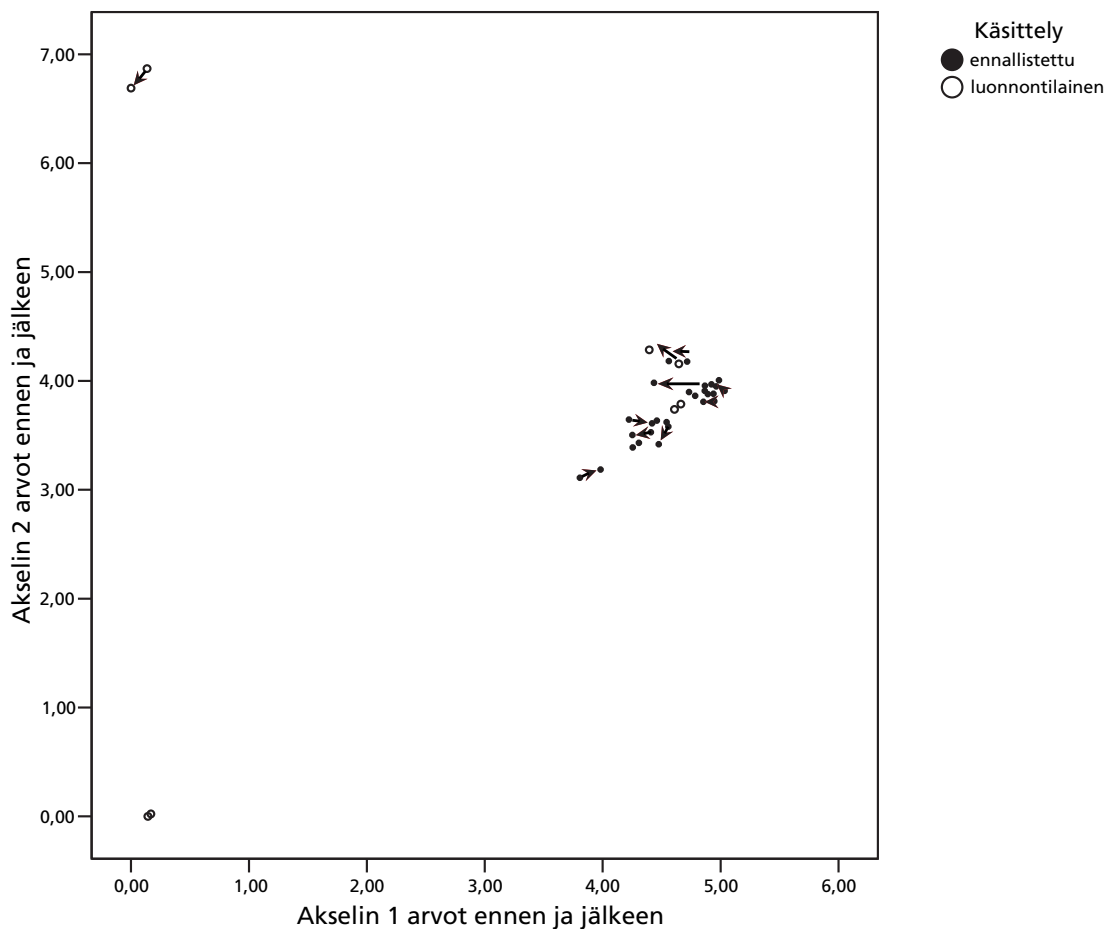
Kenttä- ja pohjakerroksen kasvivyhteisöjen muuttumista tarkasteltiin DCA-analyysillä, josta akselin 1 ominaisarvoksi saatiin 0,904, akselin 2 arvoksi 0,881, akselin 3 arvoksi 0,262 ja akselin 4 arvoksi 0,140.

Kuvassa 2 on esitetty jokaisen näytealan akseliarvojen sijoittuminen koordinaatistoon ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen. Kuva osoittaa näytealojen hajautuneen selkeästi sekä akselin 1 että akselin 2 arvojen mukaan. Kahden luonnontilaisen suon näytealan kasvillisuus poikkeaa selvästi muiden näytealojen kasvillisuudesta, kahden muun kontrollinäytealan kasvillisuus on samankaltaista kuin useimmilla ennallistetuilla soilla.

Jotta saataisiin selville, millä perusteella DCA-analyysi luokittelee näytealat neljälle akselille, tutkimussuot luokiteltiin kasvupaikoista kertovien

ominaisuuksien (alkuperäinen suotyyppi, suon nykyinen märkyys, suon ravinteisuustaso ja suon alkuperäinen märin pinta) mukaan (ks. taulukko 2). DCA-ajon näytealojen akseliarvojen ja tutkimussoiden ominaisuuksien vastaavuutta testattiin Kruskal-Wallis-testillä.

Testin tulokset on esitetty taulukossa 4. Koska jaottelut alkuperäisen suotyypin (rämeellä vallitseva kuivahko mätäspinta, nevat ovat mämpiä väli- tai rimpipintaisia soita) ja nykyisen märkyyden perusteella kertovat suon kosteusoloista, voidaan akselin 1 tulkita selittävän pääosin suon kosteutta. Akseli 2 tarkoittaa selkeästi suon ravinteisuustasoa. Akseli 3 ei selity hyvin millään tässä tutkimuksessa käytetyistä taustamuuttujista. Akseli 4 erottelee kasvillisuutta ravinteisuuden mukaan, mutta ennallistamisen jälkeen myös suon alkuperäisen märimmän pinnan mukaan. Akseli 1 jaotteli aineiston ennen ennallistamista myös ravinteisuuden mukaan, ja näin ollen se selittää jonkin verran soiden ravinteisuutta. Akselilla 2 testin merkitsevyystaso ravinteisuuteen



Kuva 2. Kasvillisuusnäytealojen akseliarvojen sijoittuminen DCA-ajon akselien 1 ja 2 määräämään koordinaatistoon ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen. Symbolien välinen nuoli osoittaa näytealan arvojen muutoksen määrää ja suuntaa suhteessa akseliin. Nuolta ei ole piirretty, jos kasvillisuuden muutos on ollut hyvin vähäistä.

Taulukko 4. DCA-ajon akselien 1–4 ja tutkimussoiden ominaisuuksien vastaavuus. Taulukossa on esitetty Kruskal-Wallis testin tulokset (n, testisuuren arvo, testin merkitsevyys) testattaessa DCA-ajon akseliarvojen keskiarvojen jakautumista tutkimussoiden ominaisuuksien mukaan. Testaus on tehty erikseen kunkin akselin arvoille ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen.

Kruskal Wallisin testi					
		Suon ominaisuus			
		Alkuperäinen suotyyppi (räme - neva)	Nyk. märkyys (kuiva - kostea - märkä)	Alkuperäinen ravinteisuus (ombrotrofia - minerotrofia)	Alkuperäinen märin pinta (rimpipinta - muu pinta)
n		räme = 11, neva = 7	kuiva = 5, kostea = 10, märkä = 3	ombrotrofia = 9, minerotrofia = 9	rimpipinta = 12, muu pinta = 6
Akselin 1 keskiarvot					
ennen	χ^2	7,138	7,105	5,897	0,035
	p	0,008	0,029	0,015	0,851
jälkeen	χ^2	4,923	7,368	2,669	0,009
	p	0,026	0,025	0,102	0,925
Akselin 2 keskiarvot					
ennen	χ^2	2,512	0,832	11,558	0,877
	p	0,113	0,660	0,001	0,349
jälkeen	χ^2	1,971	0,884	10,965	0,711
	p	0,160	0,643	0,001	0,399
Akselin 3 keskiarvot					
ennen	χ^2	1,085	1,436	0,329	1,719
	p	0,298	0,488	0,566	0,190
jälkeen	χ^2	0,100	1,019	0,236	0,561
	p	0,751	0,601	0,627	0,454
Akselin 4 keskiarvot					
ennen	χ^2	0,740	0,958	4,306	2,246
	p	0,390	0,619	0,038	0,134
jälkeen	χ^2	1,282	2,063	5,897	4,640
	p	0,258	0,356	0,015	0,031

verrattaessa on kuitenkin selkeästi suurempi kuin akselilla 1 ja erottelukyky näin ollen parempi.

Kuvaan 2 on nuolilla merkitty näytealojen kasvillisuudessa ennen ja jälkeen ennallistamista havaittu muutos. Nuoli osoittaa näytealan arvojen muutoksen määrää ja suuntaa suhteessa akseleihin. Kuvan tulkitsemisen helpottamiseksi nuolta ei kuitenkaan ole piirretty, mikäli kasvillisuudessa tapahtuneet muutokset ovat hyvin vähäisiä. Näytealojen välillä havaitaan vaihtelua kasvillisuuden muutoksen määrässä ja suunnassa 1- ja 2-akselin suhteen.

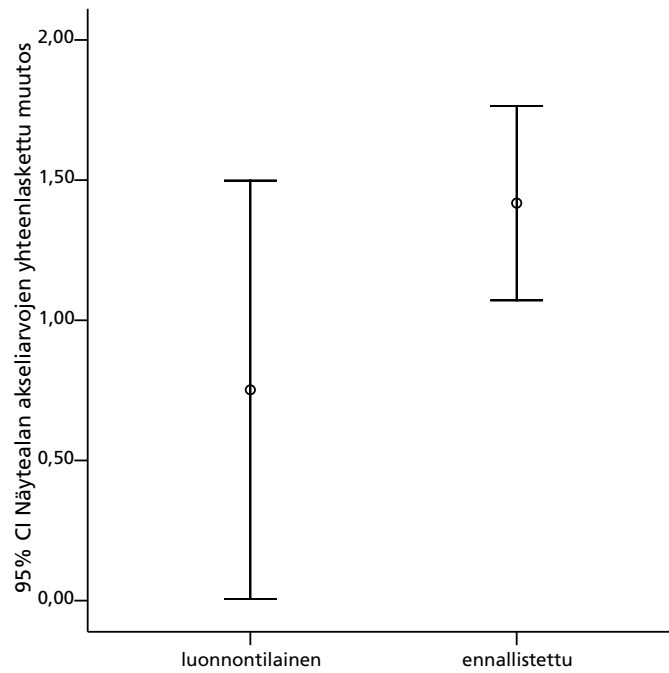
Ennallistamiskäsittelyn vaikutusta akseliarvojen muutokseen inventointikertojen välillä testattiin Wilcoxonin testillä. Akselin 1 arvoissa ei havaittu muutosta luonnontilaisilla ($n = 4$, $Z = -1,095$, $p = 0,273$) eikä ennallistetuilla ($n = 14$, $Z = -1,193$, $p = 0,233$) soilla. Muutosta ei havaittu myöskään akselin 2 suunnassa luonnontilaisten tai ennallistettujen soiden akseliarvoissa (luonnontilainen: $n = 4$, $Z = 0,000$, $p = 1,000$; ennallistettu: $n = 14$, $Z = -0,596$, $p = 0,551$).

Näytealojen sijoittumista akseleille 3 ja 4 ei ole esitetty kuvina. Wilcoxonin testillä testattaessa akselin 3 arvoissa ei havaittu muutosta luonnontilaisilla soilla ($n = 4$, $Z = 0,000$, $p = 1,000$), mutta ennallistettujen soiden akseliarvoissa tapahtunut muutos oli tilastollisesti merkitsevä ($n = 14$, $Z = -2,417$, $p = 0,016$). Luonnontilaisten ($n = 4$, $Z = -1,461$, $p = 0,144$) tai ennallistettujen ($n = 14$, $Z = -1,726$, $p = 0,084$) soiden arvot eivät olleet muuttuneet akselin 4 suunnassa.

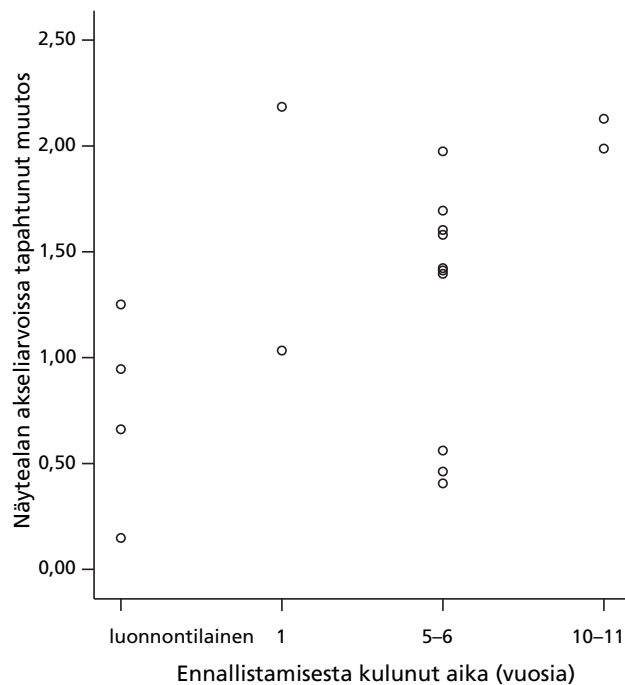
Näytealojen kasvillisuuden kokonaisuudesta tarkasteltiin laskemalla yhteen absoluuttinen muutos, joka oli tapahtunut kunkin näytealan akseliarvoissa kaikkien akseliparien määräämässä koordinaatistossa. Ennallistettujen soiden kasvillisuudessa tapahtunut muutos näytti olevan luonnontilaisten soiden muutosta suurempaa (kuva 3), vaikka Mann-Whitneyn testillä testattaessa ero ei saavuttanut tilastollista merkitsevyyttä ($n_{\text{(luonnontilainen)}} = 4$, $n_{\text{(ennallistettu)}} = 14$, $Z = -1,912$, $p = 0,056$).

Kun tarkasteltiin kasviyhteisöissä tapahtunutta kokonaismuutosta ennallistamisesta kuluneena aikana (kuva 4), havaittiin, että muutos oli sitä

suurempi mitä enemmän aikaa ennallistamisesta oli kulunut (Jonckheere-Terpstra: $n = 18$, standard J-T statistics = 2,110, $p = 0,035$)



Kuva 3. Akseliarvojen yhteenlaskettu muutos ennallistetuilla ja luonnontilaisilla soilla. Kuvassa on esitetty havaintojen keskiarvot sekä 95 % luottamusväli.



Kuva 4. Näytealojen akseliarvojen yhteenlaskettu muutos suhteessa ennallistamisesta kuluneeseen aikaan. Ympyrä tarkoittaa yhden näytealan havaintoa.

4.2 Lajiryhmätarkastelu

4.2.1 Ojituksen vaikutus kasvilajiryhmien esiintymiseen

Tutkimuksessa tarkasteltiin kasvilajien peittävyksien muutoksia myös ordinaatiomenetelmiä yksityiskohtaisemmin. Tätä tarkoitusta varten havaitut lajit jaettiin kahdeksaan ryhmään (puiden taimet, varvut, ruohot, heinät, sarat, rahkasammalet, muut sammalet ja jäkälät). Ojituksen vaikutusta tutkittiin testaamalla varianssianalyysillä lajiryhmien peittävyksien keskiarvojen eroja luonnontilaisten ja ojitettujen soiden (ennallis-

tettavien soiden ensimmäinen inventointikerta) välillä. Samalla testattiin, vaikuttavatko ojitetun suon ominaisuudet (ravinteisuus, alkuperäinen märkyys, suotyyppi) kasvilajiryhmien peittävyksien muuttumiseen.

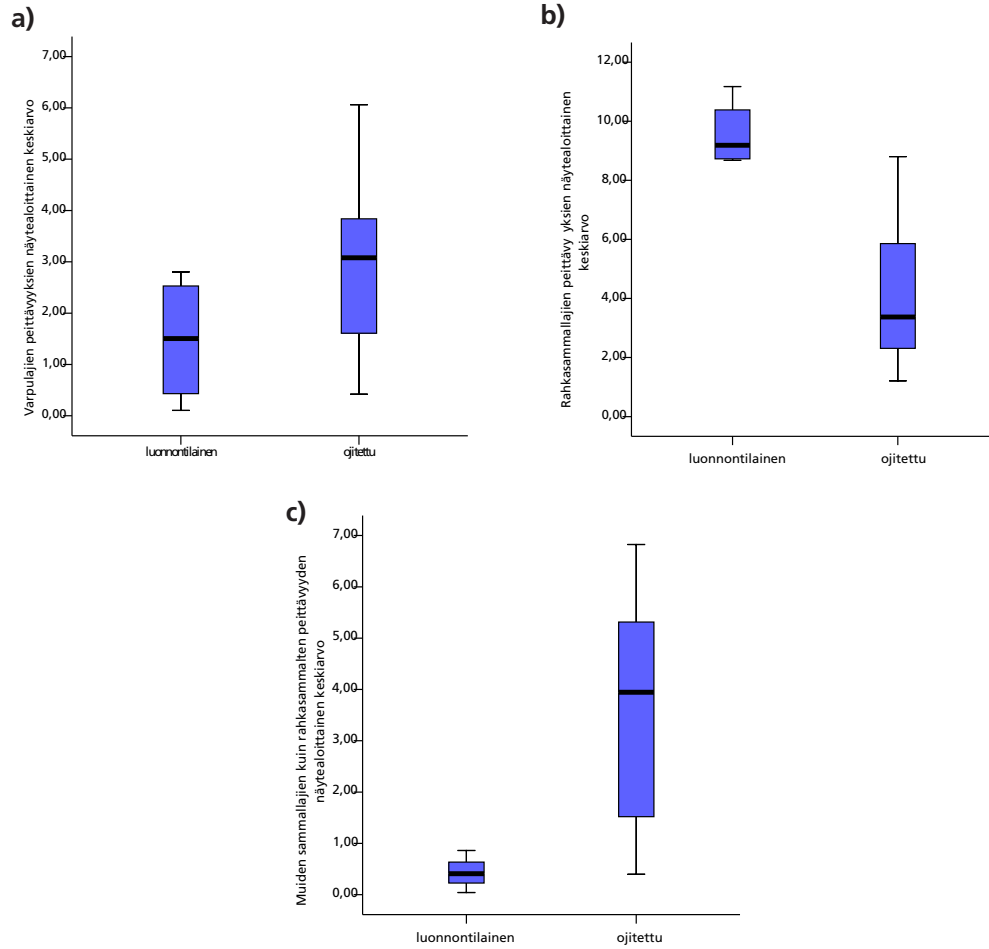
Testin tuloksista havaitaan, että ojitus oli vaikuttanut tilastollisesti merkitsevästi varpujen ja rahkasammalten peittävyteen (taulukko 5). Varpujen peittävyys oli lisääntynyt ja rahkasammalten vähentynyt (kuva 5). Muiden sammalten kuin rahkasammalten esiintymistä ojitus näytti lisänneen (kuva 5), mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 5).

Taulukko 5. Ojituksen ja ojitettujen soiden ominaisuuksien vaikutus kasvilajiryhmien peittävyksiin. Taulukossa on esitetty varianssianalyysin tulokset. Taulukosta on jätetty pois niiden faktorien tulokset, joita testi ei ole havaintojen vähyeden takia pystynyt laskemaan.

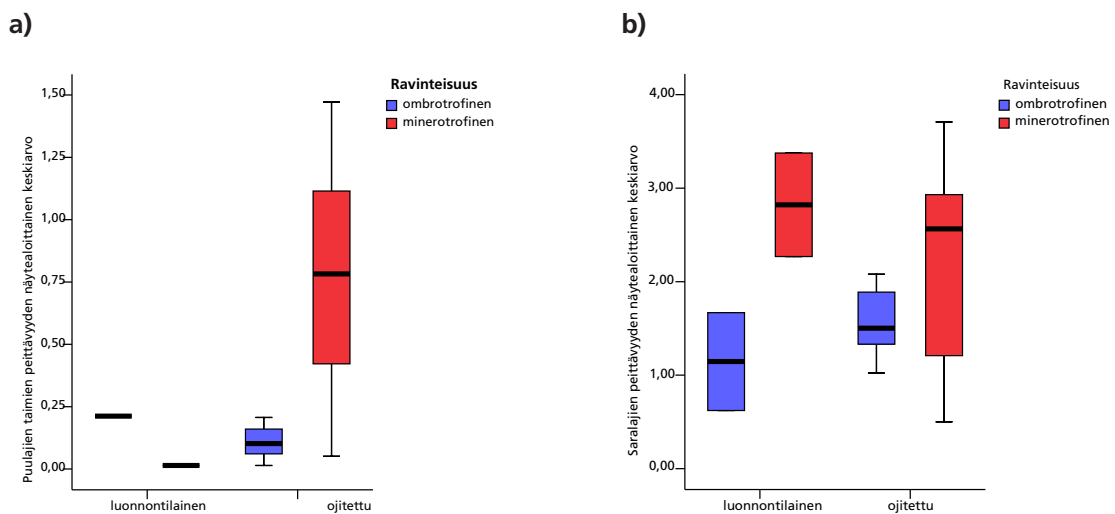
Kasvilajiryhmä	Faktori	df	MS	F	p
Puun taimet	ojitus	1	0,071	1,329	0,276
	ravinteisuus	1	0,374	6,984	0,025
	märinpinta	1	0,003	0,056	0,817
	suotyyppi	1	0,747	13,944	0,004
	ojitus x ravinteisuus	1	0,700	13,076	0,005
	Virhe	10	0,054		
Varvut	ojitus	1	11,807	6,617	0,026
	ravinteisuus	1	0,329	0,184	0,676
	märinpinta	1	11,125	6,235	0,030
	suotyyppi	1	0,440	0,247	0,629
	ojitus x ravinteisuus	1	1,976	1,107	0,315
	Virhe	11	1,784		
Ruohot	ojitus	1	0,055	0,001	0,976
	ravinteisuus	1	55,887	0,993	0,340
	märinpinta	1	11,146	0,198	0,665
	suotyyppi	1	9,282	0,165	0,692
	ojitus x ravinteisuus	1	12,235	0,217	0,650
	Virhe	11	56,297		
Sarat	ojitus	1	0,031	0,084	0,778
	ravinteisuus	1	0,477	1,286	0,281
	märinpinta	1	0,025	0,068	0,799
	suotyyppi	1	2,990	8,058	0,016
	ojitus x ravinteisuus	1	2,661	7,171	0,021
	Virhe	11	0,371		
Rahkasammalet	ojitus	1	75,902	15,653	0,002
	ravinteisuus	1	7,626	1,573	0,236
	märinpinta	1	0,209	0,043	0,839
	suotyyppi	1	0,528	0,109	0,748
	ojitus x ravinteisuus	1	3,011	0,621	0,447
	Virhe	11	4,849		
Muut sammalet	ojitus	1	20,001	4,127	0,070
	ravinteisuus	1	1,378	0,284	0,606
	märinpinta	1	0,009	0,002	0,967
	suotyyppi	1	1,874	0,387	0,548
	ojitus x ravinteisuus	1	2,851	0,588	0,461
	Virhe	10	4,847		
Jäkälät	ojitus	1	0,028	0,082	0,786
	märinpinta	1	0,001	0,002	0,963
	Virhe	5	0,337		

Edellä mainittujen päävaikutusten lisäksi ojituksella ja suon ravinteisuustasolla havaittiin olevan yhteisvaikutuksia (taulukko 5). Minerotrofisilla ojitetuilla soilla puiden taimien peittävyys näyttää kasvavan ombrotrofia soita enemmän (kuva 6). Luonnontilaisilla minerotrofisilla soilla

sarojen peittävyys oli suurempi kuin luonnontilaisilla ombrotrofisilla soilla. Ojitetuilla soilla ravinteisuustasojen välinen ero on kaventunut (kuva 6). Muiden lajiryhmien esiintymiseen ojituksella ei ollut vaikutusta.



Kuva 5. Varpulajien (a), rahkasammallajien (b) ja muiden sammalajien kuin rahkasammalten (c) peittävydet luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla. Pylväät esittävät havaintojen keskiarvot sekä 25 %, 50 % ja 75 % havainnoista.

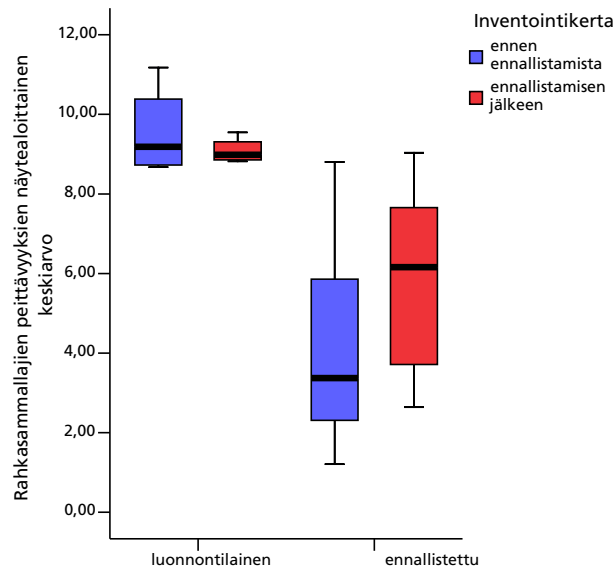


Kuva 6. Puulajien taimien (a) ja saralajien (b) peittävydet luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla suhteessa suon ravinteisuuteen. Pylväät esittävät havaintojen keskiarvot sekä 25 %, 50 % ja 75 % havainnoista.

4.2.2 Ennallistamisen vaikutus kasvilajiryhmien esiintymiseen

Ennallistamisen vaikutusta kasvilajiryhmien peittävyksiin tutkittiin testaamalla toistomittausvarianssianalyysillä lajiryhmien peittävyksien välisiä eroja inventointikerroilta ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen. Testin tuloksista (tau-

lukko 6) havaitaan, että rahkasammalet on ainoa lajiryhmä, jonka peittävyys tutkituilla soilla on muuttunut tilastollisesti merkitsevästi ennallistamisen jälkeen. Kuva 7 osoittaa, että rahkasammalten peittävyys on lisääntynyt ennallistamisen jälkeen. Ennallistaminen ei vaikuttanut muiden lajiryhmien peittävyksiin tilastollisesti merkitsevästi.



Kuva 7. Rahkasammallajien peittävyksien näytealoittainen keskiarvo luonnontilaisilla ja ennallistetuilla soilla ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen. Pylväät esittävät havaintojen keskiarvot sekä 25 %, 50 % ja 75 % havainnoista. Luonnontilaisilla soilla havainnot ennen ennallistamista tarkoittavat ensimmäisen inventointikerran havainnot ja havainnot ennallistamisen jälkeen toisen inventointikerran havainnot. Luonnontilaisia soita ei siis ole ojitettu eikä ennallistettu.

Taulukko 6. Ennallistamiskäsittelyn vaikutus kasvilajiryhmien peittävyksien keskiarvoihin. Taulukossa on esitetty toistomittausvarianssianalyysin tulokset. Taulukosta on jätetty pois niiden faktorien tulokset, joita testi ei ole havaintojen vähyyden takia pystynyt laskemaan.

Kasvilajiryhmä	Faktori	df	MS	F	p
Puun taimet	aika	1	0,044	0,484	0,497
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,022	0,248	0,626
	Virhe (aika)	15	0,090		
Varvut	aika	1	0,125	0,136	0,717
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,921	1,003	0,331
	Virhe (aika)	16	0,918		
Ruohot	aika	1	70,418	1,863	0,191
	aika x ennallistamiskäsittely	1	31,735	0,840	0,373
	Virhe (aika)	16	37,796		
Sarat	aika	1	0,032	0,059	0,811
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,087	0,162	0,693
	Virhe (aika)	16	0,540		
Rahkasammalet	aika	1	3,124	4,273	0,055
	aika x ennallistamiskäsittely	1	8,680	11,872	0,003
	Virhe (aika)	16	0,731		
Muut sammalet	aika	1	0,899	1,181	0,294
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,647	0,850	0,371
	Virhe (aika)	15	0,761		
Jäkälät	aika	1	0,053	0,401	0,547
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,018	0,141	0,719
	Virhe (aika)	7	0,131		

4.3 Suon eri ominaisuuksia ilmentävien kasvilajien peittävyksissä tapahtuneet muutokset

4.3.1 Ojituksen vaikutus

Ravinteisuuden ilmentäjälajit

Ojituksen ei havaittu vaikuttavan ombro- ja minerotrofiaa tai pelkästään minerotrofiaa ilmentävien kasvilajien peittävyys (taulukko 7).

Reuna- tai keskustavaikutuksen ilmentäjälajit

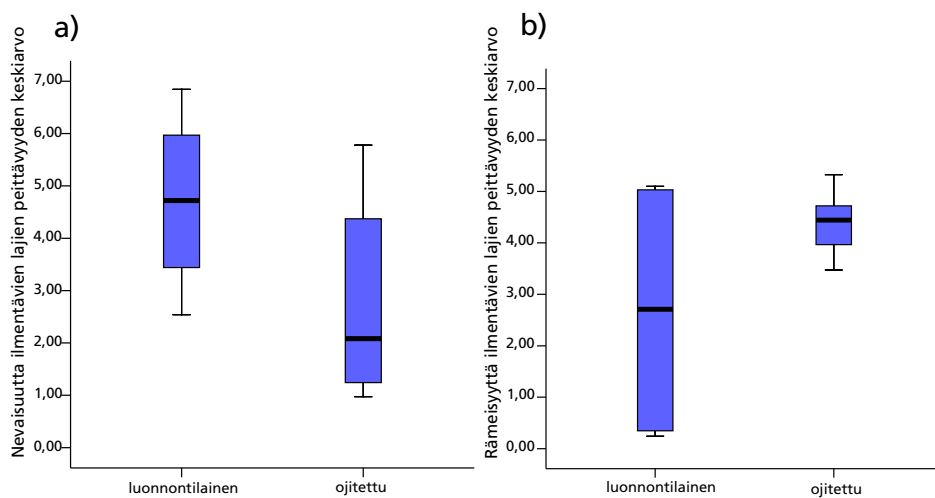
Luhtaisuutta, korpisuutta, rämeisyyttä tai nevaisuutta ilmentävien lajien peittävyksiä luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla testattiin varianssianalyysillä (taulukko 8). Nevaisuutta ilmentävien lajien peittävyys oli suurempi luonnontilaisilla kuin ojitetuilla soilla (kuva 8). Rämeisyyttä ilmentävien lajien peittävyys taas oli suurempi ojitetuilla kuin luonnontilaisilla soilla (kuva 8). Luhtaisuutta ja korpisuutta ilmentävien kasvilajien peittävyksiin ojituksella ei tämän aineiston perusteella ollut merkitystä.

Taulukko 7. Ojituksen vaikutus eri ravinteisuustasoa ilmentävien kasvilajien peittävyksiin. Taulukossa on esitetty varianssianalyysin tulokset.

Kasvin ilmentämä ravinteisuustaso	Faktori	df	MS	F	p
Ombro- ja minerotrofia	Ojitus	1	0,218	0,417	0,528
	Virhe	16	0,524		
Minerotrofia	Ojitus	1	0,045	0,251	0,623
	Virhe	16	0,180		

Taulukko 8. Ojituksen vaikutus suon keskusta- tai reunavaikutusta ilmentävien kasvilajien peittävyksiin. Taulukossa on esitetty varianssianalyysin tulokset.

Kasvin ilmentämä kasvupaikkatyyppi	Faktori	df	MS	F	p
Luhta	Ojitus	1	7,609	2,437	0,138
	Virhe	16	3,122		
Korpi	Ojitus	1	0,028	0,024	0,879
	Virhe	14	1,164		
Räme	Ojitus	1	9,030	4,684	0,046
	Virhe	16	1,928		
Neva	Ojitus	1	13,504	4,767	0,044
	Virhe	16	2,833		



Kuva 8. Nevaisuutta (a) ja rämeisyyttä (b) ilmentävien kasvilajien peittävyys luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla. Pylväät esittävät havaintojen keskiarvot sekä 25 %, 50 % ja 75 % havainnoista.

4.3.2 Ennallistamiskäsittelyn vaikutus

Suon pinnan ilmentäjälajit

Ravinteisuuden ilmentäjälajit

Ennallistaminen ei ollut vaikuttanut ombro- tai minerotrofiaa ilmentävien eikä pelkästään minerotrofiaa ilmentävien kasvien esiintymiseen tutkimussoilla (taulukko 10).

Ennallistaminen ei ollut vaikuttanut mätäs- tai rimpipintaa ilmentävien kasvien peittävyYTEEN (taulukko 12). Välipintaa ilmentävien lajien peittävyys näyttäisi lisääntyneen ennallistetuilla soilla (kuva 10), mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 12).

Reuna- tai keskustavaikutuksen ilmentäjälajit

Ennallistaminen ei ollut vaikuttanut luhtaisuutta, korpisuutta, rämeisyyttä tai nevaisuutta ilmentävien lajien peittävyYSIIN tilastollisesti merkitsevästi (taulukko 11).

Taulukko 10. Ennallistamiskäsittelyn vaikutus ombro- ja minerotrofiaa ilmentävien sekä pelkästään minerotrofiaa ilmentävien kasvien peittävyYTEEN. Taulukossa on esitetty toistomittausvarianssianalyysin tulokset.

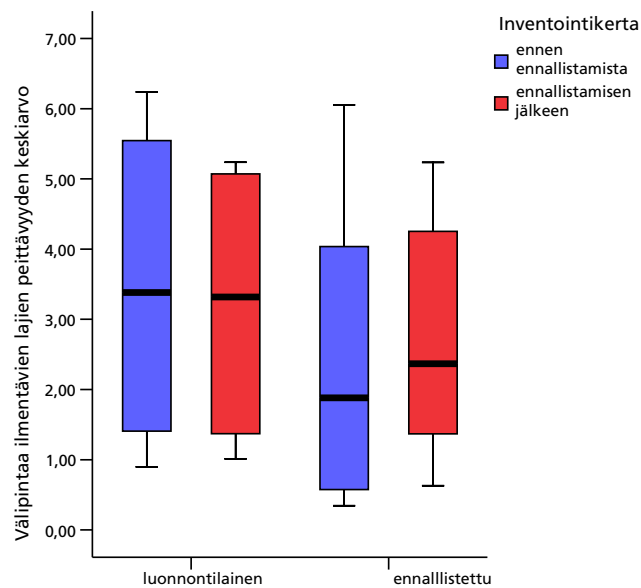
Kasvin ilmentämä ravinteisuustaso	Faktori	df	MS	F	p
Ombro- ja minerotrofia	aika	1	0,390	2,163	0,161
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,004	0,021	0,886
	Virhe (aika)	16	0,180		
Minerotrofia	aika	1	0,080	0,841	0,373
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,004	0,042	0,839
	Virhe (aika)	16	0,095		

Taulukko 11. Ennallistamiskäsittelyn vaikutus suon luhtaisuutta, korpisuutta, rämeisyyttä tai nevaisuutta ilmentävien kasvilajien peittävyYSIIN. Taulukossa on esitetty toistomittausvarianssianalyysin tulokset.

Kasvin ilmentämä kasvupaikkatyyppi	Faktori	df	MS	F	p
Luhta	aika	1	0,400	2,219	0,156
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,286	1,588	0,226
	Virhe (aika)	16	0,180		
Korpi	aika	1	0,329	1,378	0,260
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,260	1,089	0,314
	Virhe (aika)	14	0,239		
Räme	aika	1	0,433	1,698	0,211
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,029	0,115	0,739
	Virhe (aika)	16	0,255		
Neva	aika	1	0,135	0,473	0,502
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,396	1,390	0,256
	Virhe (aika)	16	0,285		

Taulukko 12. Ennallistamiskäsittelyn vaikutus suon pintaa ilmentävien kasvilajien peittävyksiin. Taulukossa on esitetty toistomittausvarianssianalyysin tulokset.

Kasvin ilmentämä pinta	Faktori	df	MS	F	p
Mätäs	aika	1	0,197	1,208	0,288
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,005	0,030	0,865
	Virhe (aika)	16	0,163		
Väli	aika	1	0,050	0,252	0,622
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,735	3,727	0,071
	Virhe (aika)	16	0,197		
Rimpi	aika	1	0,084	0,499	0,490
	aika x ennallistamiskäsittely	1	0,047	0,281	0,603
	Virhe (aika)	16	0,168		



Kuva 10. Välipintaa ilmentävien kasvilajien peittävyys luonnontilaisilla ja ennallistetuilla soilla ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen. Pylväät esittävät havaintojen keskiarvot sekä 25 %, 50 % ja 75 % havainnoista. Luonnontilaisilla soilla havainnot ennen ennallistamista tarkoittavat ensimmäisen inventointikerran havaintoja ja havainnot ennallistamisen jälkeen toisen inventointikerran havaintoja. Luonnontilaisia soita ei siis ole ojitettu eikä ennallistettu.

5 Tulosten tarkastelu

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, minkälaisia vaikutuksia metsäojituksella on soiden kasviyhteisöihin ja onko ennallistamalla mahdollista palauttaa ojituksen jälkeen tapahtuneita muutoksia. Ongelmaa lähestyttiin kolmella eri tavalla. Kenttä- ja pohjakerroksen kasviyhteisöjen kokonaisrakenteessa tapahtuneiden muutosten osoittamiseen käytettiin ordinaatioanalyysejä. Lisäksi tarkasteltiin ojituksen ja ennallistamisen vaikutuksia kasvilajiryhmiin sekä suon eri ominaisuuksia ilmentävien lajien esiintymiseen.

5.1 Metsäojituksen vaikutukset suokasvillisuuteen

Metsäojitus muuttaa suoekosysteemin täysin. Suoveden pinnan laskiessa runsaaseen kosteuteen sopeutuneen kasvilajiston kilpailukyky heikkenee. Aikaisemmissa tutkimuksissa (mm. Laine ym. 1995) kuivempien metsäisten kasvupaikkojen lajien on todettu yleistyvän ojituksen jälkeen.

Tämän tutkimuksen tulokset tukevat aiemman tutkimuksen tuloksia. Ojitus lisäsi varpujen peittävyttä ja vähensi rahkasammalten peittävyttä. Muiden sammalten kuin rahkasammalten peittävyys kasvoi lähes tilastollisesti merkitsevästi. Lisäksi ojitus näytti lisänneen puiden taimien kasvua minerotrofisilla soilla sekä kaventaneen ombrotrofisilla ja minerotrofisilla soilla havaittua eroa sarojen esiintymisessä.

Varpujen yleistyminen näkyi etenkin tyyppillisten metsävarpujen (mustikka, puolukka) mutta myös suovarpuina pidetyn vaivaiskoivun peittävyuden lisääntymisenä (ks. liite 1). Myös juolukka oli yleisempi ojitetuilla kuin luonnontilaisilla soilla. Suopursun peittävyys sen sijaan oli hieman laskenut. Erityisesti mustikan on todettu hyötyvän ojituksen jälkeen kasvavan puuston aiheuttamasta varjostuksesta (Laine ym. 1995). Samassa tutkimuksessa havaittiin vaivaiskoivun peittävyuden kasvavan ojituksen jälkeen mutta vähenevän myöhemmin todennäköisesti lisääntyneen varjostuksen takia. Tämän tutkimuksen mukaan ojitetuilla soilla on selvästi luonnontilaisia soita enemmän vaivaiskoivua vielä noin 30 vuotta ojituksen jälkeen.

Ojituksen aiheuttama peittävyuden lasku oli havaittavissa lähes kaikilla rahkasammallajeilla.

Ero oli selvin rimpi- ja välipinnan lajeilla (mm. sara-, kulju-, vajo- ja hentorahkasammal), mutta myös tyyppillisen rahkamättäiden muodostajan, ruskorahkasammalten, peittävyys oli selvästi pienempi ojitetuilla kuin luonnontilaisilla soilla (liite 1). Punarahkasammalten peittävyys sen sijaan näytti kasvaneen ojituksen myötä. Punarahkasammal on mätäspintojen laji, jonka tiedetään sietävän ojitusta melko hyvin (mm. Silfverberg & Seväkivi 2005). Ruskorahkasammalten väheneminen kertoo lisääntyneestä puuston varjostuksesta, jolle laji on aiempien tutkimusten mukaan herkkä (Laine ym. 1995). Muiden sammalten kuin rahkasammalten peittävyuden lisääntymisen näkyy erityisen selvästi seinäsammalten yleistymisenä. Luonnontilaisilla soilla seinäsammalta ei esiintynyt käytännössä katsoen lainkaan, kun lajin keskimääräinen peittävyys ojitetuilla soilla oli lähes kolmekymmentä prosenttia. Myös räme- karhunsammalten peittävyys oli selvästi kasvanut ojituksen myötä.

Rämeisyyttä ilmentävien lajien peittävyys oli suurempi ojitetuilla kuin luonnontilaisilla soilla. Nevaisuutta ilmentävien lajien peittävyys puolestaan oli pienempi ojitetuilla kuin luonnontilaisilla soilla. Rämeisyyden lisääntyminen ja nevaisuuden väheneminen kertovat suoveden pinnan laskusta ja kasvupaikkojen puustottumisesta. Suoveden pinnan alenemisesta kärsivät erityisesti rimpipintojen lajit (esim. leväkkö, mutasara ja luhtavilla sekä rimpipintojen rahkasammalet), joiden peittävyys oli ojitetuilla soilla selvästi luonnontilaisia soita pienempi (liite 1). Mätäspintaa ilmentävien lajien peittävyys oli suurempi ojitetuilla soilla kuin luonnontilaisilla soilla. Mätäspinnan ilmentäjästä osa (mm. variksenmarja ja kanerva) on kyseisillä soilla aiemmin esiintyneitä ja kasvuolojen muuttumisesta hyötyneitä lajeja. Muutamat lajit (metsäalvejuuri ja kynsisammalet) ovat levinneet tutkimussoille vasta ojituksen jälkeen.

Ojitus ei vaikuttanut indifferenttien (ombroja minerotrofiaa ilmentävien) tai ainoastaan minerotrofiaa ilmentävien kasvilajien peittävyksiin. Tämä havainto ei tue aiempien tutkimusten tuloksia. Ojituksen tiedetään laskevan turpeen happellisen pintakerroksen pH-arvoa ja kaventavan suon alkuperäisiä ravinteisuseroja, minkä voisi olettaa näkyvän minerotrofisiin kasvupaikkoihin

erikoistuneen kasvillisuuden vähenemisenä ja toisaalta indifferentin kasvillisuuden yleistymisenä. Tässä tutkimuksessa minerotrofisten lajien väheneminen jäi kenties havaitsematta, koska tarkasteluun otettiin mukaan kaikki minerotrofisilla kasvupaikoilla esiintyvät lajit. Jos olisi tarkasteltu ainoastaan lajeja, jotka esiintyvät vain minerotrofisilla soilla, olisi suuntaus ehkä ollut selvemmin havaittavissa.

5.2 Voidaanko ennallistamalla korjata ojituksen aiheuttamia muutoksia?

DCA-analyysi osoitti tutkittujen näytealojen hajaantuneen selkeästi sekä akselin 1 että 2 arvojen mukaan (kuva 2). Etenkin kahden luonnontilaisen näytealan kasvillisuus poikkesi selvästi muiden (ojitettujen ja myöhemmin ennallistettujen) näytealojen kasvillisuudesta. DCA-analyysissä selvästi erottuvat näytealat sijaitsevat märillä soilla (kuljuneva ja saraneva), joiden kasvillisuudessa vallitsevat väli- ja rimpipintojen lajit. Kaksi muuta luonnontilaista näytealaa sijaitsee mätäs- ja välipintaisilla soilla (rahkaräme, pallosararäme). Ennallistetut suot sijoittuvat ordinaatiossa lähelle kuivempia mätäs-välipintaisia luonnontilaisia soita ja poikkeavat kasvillisuudeltaan huomattavasti märistä luonnontilaisista soista. Kasvilajistossa tämä näkyy selvästi rimpipinnan lajien lähes täydellisenä puuttumisena ennallistetuilta soilta.

Kun testattiin näytealojen akseliarvojen ja tutkimussoiden ominaisuuksien vastaavuutta, havaittiin akseli 1:n selittävän suon kosteutta, akseli 2:n suon ravinteisuustasoa ja akseli 4:n samoin ravinteisuustasoa. Akseli 3 ei selittänyt millään tutkimuksessa käytetyistä taustamuutujista. Ennallistamisen aiheuttamia muutoksia tutkimussoiden kasvivyhteisöissä tutkittiin testamalla luonnontilaisten ja ennallistettujen soiden akseliarvoissa tapahtuneita muutoksia.

Yksittäisten akselien suunnassa ennallistettujen soiden kasvillisuudessa havaittiin tilastollisesti merkitsevä muutos vain akselin 3 osalta. Tämä oli yllättävä havainto. Ennallistamisen jälkeen kasvillisuuden olisi voinut olettaa muuttuvan selvästi märemmän paikan kasvillisuudeksi, mikä olisi näkynyt 1-akselin arvojen muutoksena ja näytealojen liikkumisena akselin suunnassa kohti luonnontilaisten märkien soiden näytealoja. Myös akselin 2 suunnassa olisi voinut olettaa

tapahtuneen selvempää muutosta vaateliaamman minerotrofisen kasvillisuuden vallatessa tilaa ojituksen hyötyneeltä kasvuolojen suhteen vaatimattomammalta lajistolta.

Osalla näytealoista kasvillisuudessa oli tapahtunut muutosta kosteamman paikan lajiston suuntaan, jolloin akseliarvot olivat ennallistamisen jälkeen lähestyneet märkien luonnontilaisten näytealojen arvoja (kuva 2). Joukossa oli kuitenkin kohteita, joilla kasvillisuuden kehitys ei ollut edennyt odotetulla tavalla. Siksi kokonaismuutos kaikilla tutkituilla soilla ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Esimerkki tällaisesta hidastuneesta ennallistumiskehityksestä löytyy Kirkkaanlamminnevalta. Yli kymmenen vuotta ennallistettuna olleen entisen saranevan kasvillisuuden voisi jo olettaa eroavan mätäspintaisten luonnontilaisten ja ojitettujen soiden kasvillisuudesta. Näin ei kuitenkaan ole, vaan näyteala sijoittuu ordinaatiossa edelleen kuivimpien tutkimussoiden joukkoon.

Tutkimussoiden kasvivyhteisöissä havaittu kokonaismuutos oli kuitenkin suurempaa ennallistetuilla soilla kuin luonnontilaisilla soilla. Muutos oli myös sitä suurempaa, mitä kauemmin aikaa ennallistamisesta oli kulunut. Tämä osoittaa ennallistamisen saavan aikaan muutoksia suokasvilajien kasvuoloissa. Vedenpinnan nosto on saanut aikaan kehityksen, joka jatkuu myös aikaisemmissa tutkimuksissa (Jauhiainen ym. 2002, Heikkilä & Lindholm 1997) havaittujen ensimmäisten muutosten (tupasvillan nopea yleistyminen, jäkälien väheneminen ym.) jälkeen.

Tässä tutkimuksessa havaittiin varpujen ja rahkasammalten peittävyiden muuttuneen selkeimmin ojituksen seurauksena. Varpujen peittävyys ei ollut muuttunut oijen tukkimisen jälkeen. Rahkasammalla ennallistaminen näyttää kuitenkin palauttavan ojituksen aiheuttamia muutoksia: rahkasammalten peittävyys oli lisääntynyt tilastollisesti merkitsevästi ennallistetuilla soilla.

Rahkasammalten kasvu ja niiden maatuessa syntyvä turve muodostavat perustan suoekosysteemin synnylle. Vaikka selvimmin ennallistamistoimista hyötyneet lajit (jokasuonrahkasammal ja ruskorahkasammal) olivat väli- ja mätäspintojen sammalia, rahkasammalten peittävyiden lisääntyminen kertoo suoveden pinnan noususta ja siten myös ennallistamisen toimivuudesta tutkituilla Seitsemisen kansallispuiston soilla – ennallistamalla on saatu palautettua ojitetulle suolle olo-

suhteet, jotka mahdollistavat turpeen kertymisen ja siten itsenäisesti toimivan suoekosysteemin palautumisen.

Sitä, millaiseksi ojitettu suo ennallistamisen jälkeen kehittyä, on liian aikaista sanoa vielä kymmenenkään vuoden kuluttua ennallistamisesta. Tutkituilla soilla ei havaittu mitään tiettyä kasvupaikkatyyppiä (luhta, korpi, räme, neva) ilmentävien kasvilajien yleistymistä ennallistamisen jälkeen. Myöskään eri ravinteisuustasoa ilmentävien lajien peittävyudet eivät olleet muuttuneet. Välipintaa ilmentävien lajien lähes tilastollisesti merkitsevä lisääntyminen kertoo kuitenkin, että ojituksen kuivatusvaikutus on hävinnyt ja mätäspintojen kasvilajit alkavat korvautua kosteampia kasvuoloja sietävällä lajistolla. Vaikka välipinnan kasvilajit näyttävät lisääntyneen ennallistamisen jälkeen, mätäspintojen lajien ei havaittu vähentyneen. Vettymisen vaikutus näkyikin sekä mätä- että välipinnoilla esiintyvien lajien yleistymisenä.

Tämän tutkimuksen perusteella ennallistamalla voidaan palauttaa metsäojituksen suokasvillisuudelle aiheuttamia muutoksia. Prosessi vaikuttaa kuitenkin olevan hidaskasvu. Rahkasammalten tiedetään olevan hyviä kilpailijoita esimerkiksi ojitettujen soiden pohjakerroksessa vallitsevaan seinäsammaleeseen verrattuna (Mulligan & Gignac 2002). Vedenpinnan noustessa ennallistamisen jälkeen suolla jo olevien rahkasammallajien (punarahkasammal, ruskorahkasammal ja jokusuonrahkasammal) voi olettaa levittäytyvän kasvullisen lisääntymisen turvin melko nopeastikin. Näin havaittiin Seitsemisen soilla käyneen.

Rimpipinnan rahkasammalet olivat kuitenkin hävinneet soilta ojituksen jälkeen. Rahkasammalten leviämispotentiaalin tiedetään olevan suuri tuotettujen itiöiden suuren määrän ja suhteellisen laaja-alaisen leviämisen sekä lähistöllä usein sijaitsevien lähdepopulaatioiden vuoksi (Campbell ym. 2003). Myös Seitsemisen ennallistetuille soille päätyy todennäköisesti rimpipinnan rahkasammalten itiöitä läheisiltä luonnontilaisilta soilta. Rimpipinnan lajien tiedetään kuitenkin esiintyvän vain hyvin kapealla osalla suoveden pinnan vaihtelun gradientista (Bragazza 1997). Veden pinnan tulisi myös nousta pysyvästi lähelle turpeen pintaa, jotta rimpipinnan rahkasammalten menestyminen olisi mahdollista. Tällaisia oloja ei näytealoilla juurikaan esiintynyt. Tätä voi osaltaan selittää se, ettei kaikilta näytealoilta pois-

tettu puustoa ennallistamistoimien yhteydessä. Aloille jätetty puusto saattaa haihdutuksellaan laskea pohjaveden tasoa. Näytealojen ulkopuolella rimpipinnan rahkasammalia (mm. haprasahkasammal, *Sphagnum riparium*) esiintyi ainakin tukituissa ojissa patojen välisillä alueilla. Rimpilajien leviäminen myös ojien välisille saroille on mahdollista vain, jos suoveden pinta saadaan nousemaan saroillakin.

Tutkituilta soilta puuttuivat myös rimpipintojen putkilokasvilajit, kuten leväkkö ja mutasara (liite 2). Kyseisten lajien vähäisyys jo pidempäänkin ennallistettuna olleilla soilla on tämän tutkimuksen lisäksi havaittu myös muissa viimeaikaisissa tutkimuksissa (T. Tahvanainen, henk.koht. tiedonanto 4.4.2006). Mutasaran ja leväkön puuttuminen voi selittyä levittäytymiseen liittyvillä ongelmilla. Lajien siementuotto on melko vähäistä esimerkiksi varpuihin tai puihin verrattuna. Siemenet leviävät pääasiassa tulveden ja tuulen avulla, mutta ne ovat melko kookkaita ja raskaita. Tuulen mukana tapahtuva leviäminen ei siis ole kovin tehokasta (Campbell ym. 2003). Tulveden mukana leviäminen edellyttää, että valuma-alueella suon yläpuolella on lähdepopulaatioita, joista siemenet voivat kulkeutua ennallistetulle suolle. Mutasaran leviämispotentiaalin onkin todettu olevan melko heikko (Campbell ym. 2003).

Ennallistettavan alueen sijainnilla suhteessa lajien lähdepopulaatioihin on merkitystä: simulaatiomalleilla on osoitettu, että lajien leviäminen ennallistetulle alueelle on sitä nopeampaa, mitä lähempänä lähdepopulaatiot sijaitsevat (Huxel & Hastings 1999). Lajien levittäytyminen ennallistetulla suolla nopeutuu huomattavasti, mikäli ennallistettavalla suolla tai sen ojitukselta säästyneillä osilla on reliktipopulaatioita, joista levittäytyminen voi lähteä käyntiin välittömästi ennallistamisen jälkeen.

Kasvillisuudessa tapahtuvan muutoksen hitautta kuvaa myös se, että tässä tutkimuksessa havaittiin ojituksen aiheuttaneen muutoksia useammassa kasvilajiryhmässä kuin ennallistamisen. Lienee tosin selvääkin, etteivät kaikki 30 vuodessa tapahtuneet muutokset ole palautuneet muutama vuoden kuluttua ennallistamisesta. Tulokset nostavat kuitenkin esiin myös mahdollisuuden, että elinympäristöjen ennallistaminen on hitaampi prosessi kuin niiden hävittäminen.

5.3 Pohdintaa

Seitsemisen ennallistettujen soiden tarkastelu osoittaa ennallistamistoimien huolellisen suunnittelun ja toteutuksen tärkeyden. Edellä mainitun Kirkkaanlamminnevan hidasta ennallistamiskehitystä selittää ennallistamistoimien osittainen epäonnistuminen. Ojalinjoilta poistettu puusto kaadettiin ensimmäisen ennallistamisen yhteydessä ojiin, minkä jälkeen päälle nostettiin turvetta. Turpeen paino ei riittänyt painamaan uomassa olevia risuja tiiviisti ojan pohjalle, joten osa ojista vetää ja toimii ”salaojina”. Kirkkaanlamminevan ennallistamista täydennettiin muutama vuosi ensimmäisen ojien tukkimisen jälkeen, mutta täydennystoimetkaan eivät tunnu nostaneen vettä tarpeeksi korkealle. Nykyisin suolla kasvaa tiheä ja elinvoimainen männyn ja koivun taimikko, joka voi haihdutuksellaan laskea suoveden pinnan tasoa edelleen ja estää luontaisen kaltaisen märän suotyypin palautumisen.

Ennallistaminen ei ole yhtä helppoa kaikilla kohteilla ja joidenkin kohteiden kohdalla täytyy tarkoin harkita, onko vesitalouden ennallistaminen käytännössä mahdollista. Esimerkki ennallistettavan kohteen vaikeudesta löytyy Tuulimäensuolta. Suon eteläpää on luonnontilassa ollut erittäin märkä muutaman kymmenen metrin levyinen juotti. Ojituksen vaikutuksesta turpeen pinta on laskenut ojien kohdilla useita kymmeniä senttejä, mikä on vaikeuttanut suoveden pinnan nostoa alkuperäiselle tasolle juotin reunoilla. Noin viisi vuotta ennallistamisen jälkeen ojan lähistön matalimmat kohdat ovat vettyneet hyvin, mutta kauempana ojasta suoveden pinta on matalammalla. Paikalla kasvaa erittäin tiheässä nuorta koivua ja kuusta. Juotin reunaosien uudelleensoistumiskehitys näyttää epävarmalta.

Ennallistamisen suunnitteluvaiheessa tulee ehdottomasti pohtia toimenpiteiden tavoitteita. Ennallistamistyöryhmän (2003) mietinnön mukaan soiden ennallistamisen tavoitteena on ”palauttaa ojitettujen soiden elinympäristöt suokasveille kelvollisiksi nostamalla pohjavesipintaa, palauttamalla suovesien luontaiset virtausreitit ja poistamalla ojituksen jälkeen kasvanut puusto”. Tässä tutkimuksessa havaittiin ojitetun suon kasvillisuuden lähtevän palautumaan ennallistamisen jälkeen. Soista on kehittymässä itsenäisesti toimivia luontaisen suon kaltaisia ekosysteemejä. On kuitenkin hyvä muistaa, että useimmat suokas-

vilajit ovat herkkiä vedenpinnan tason vaihteluille ja menestyvät vain tarkoin rajatulla suoveden korkeuden vaihteluvälillä. Alkuperäisen kasvillisuuden palautuminen ennallistetulle suolle edellyttää, että veden pinta on saatu nostettua hyvin lähelle alkuperäistä korkeutta ja että veden pinnan vaihteluväli ei ylitä kasvilajien sietokykyä.

5.4 Tulosten yleistettävyyden ja ennallistamistutkimuksen tulevaisuuden haasteet

5.4.1 Mahdollisia virhelähteitä

Tutkimuksen tulosten yleistettävyyttä heikentävät muutamat mahdolliset virhelähteet. Tutkimusprojektin aikana kasvillisuusseurantaa on ollut tekemässä neljä henkilöä. Tämän takia valtaosassa inventointeja on käytetty naulakehysmenetelmää, joka on nykyään käytettävistä aluskasvillisuuden inventointimenetelmistä parhaiten toistettavissa (Heikkilä ym. 2002). Joidenkin näytealojen inventoinnissa on kuitenkin ajankäytöllisten syiden takia jouduttu käyttämään silmämääräistä prosenttipeittävyysarviointia. Tämä tuo aineistoon vaihtelua, joka on pyritty minimoimaan laskemalla korjauskertoimet kaikille kasvilajeille ja muuttamalla korjauskertoimen avulla naulakehysmenetelmällä saadut peittävyudet prosenttipeittävyyksiksi. Tulosten analysointi tehtiin korjatuilla peittävyyksillä.

Soiden alkuperäisen ravinteisuustason ja suotyypin määrittäminen on eräs mahdollinen virhelähde. Määrittäykset perustuvat ilmakuvatarkasteluun ja maastokäynneillä havaittuun kasvillisuuteen (Heikkilä & Lindholm 1997, Sallantausta 1999), ja sen ovat tehneet alansa ehdottomat asiantuntijat.

Tutkimuksessa käytetty aineisto kattaa pitkän aikavälin ja useita erityyppisiä soita. Tämän tyyppinen seuranta on perinteinen tapa seurata luonnossa tapahtuvia usein hitaita muutoksia. Aineistoa analysoitaessa huomattiin kuitenkin, kuinka tärkeää on suunnitella perustettavat seurannat siten, että ne noudattavat tarkasti tieteellisen tutkimuksen kriteerejä. Mikäli halutaan varmuudella osoittaa toimenpiteiden aikaansaamia muutoksia, seurannan on perustuttava riittäviin itsenäisiin toistoihin kustakin tarkasteltavasta suotyypistä sekä huolella valittuihin kontrolleihin. Taustamuuttujamittaukset ovat tärkeitä, kun

etsitään syitä havaituille muutoksille. Seuranta-menetelmän vakioiminen auttaa sekä peräkkäisten vuosien tulosten tarkastelussa että useampien seuranta-kohteiden vertailussa. Ilman edellä mainittujen tekijöiden huomioimista jo seuranta perustettaessa aineiston analysointi on vaikeaa ja tulosten tulkintaan jää paljon epävarmuustekijöitä. Kasvillisuusseurannat vaativat Metsähallituksessa vuosittain suuren työpanoksen. Jotta varmistetaan tehdyn työn tarkoituksenmukaisuus, seuranta ja tutkimusta ei tulevaisuudessa tulisi erottaa toisistaan.

5.4.2 Tulevaisuuden tutkimustarpeet

Metsäojitettujen soiden ennallistaminen on tärkeä ja ajankohtainen Suomen luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen keino. Jo perustettujen suojelalueiden ojitusalueista valtaosa tullaan ennallistamaan. Lisäksi valtion ja yksityisten maanomistajien maille perustetaan tulevaisuudessa uusia suojelukohteita, joiden soista osa tarvitsee ennallistamista. Myös suojelalueiden ulkopuolella on turvattava alkuperäisen suoluonnon esiintyminen.

Tähänastinen ennallistamistutkimus on antanut lähinnä ennallistamisprojektien seurannan myötä kertynyttä tietoa. Tulevaisuudessa kokeelliselle tutkimukselle onkin suuri tarve. Tutkimuksen kohteena voivat olla esimerkiksi yksittäisten lajien vasteet eri ympäristötekijöihin ennallistamisen jälkeisessä sukkessiossa. Tästä aihepiiristä ei ole tutkittua tietoa vielä muualta kuin turvesoilta (esim. Campbell ym. 2003).

Tutkimusta tulisi myös laajentaa käsittelemään maisemamittakaavaa ja toisaalta suon kehityshistoriaa. Digitaalisten ilmakuvien tarkasteluun on paikkatietojärjestelmien avulla mahdollista yhdistää monenlaista ennallistettavalta suolta kerättävää taustatietoa. Menetelmä on toistaiseksi vähän käytetty, mutta tulokset tähänastisista tutkimuksista ovat lupaavia (Jauhiainen ym. 2003a, Rajaniemi 2000). Paleoekologisilla tutkimusmenetelmillä on mahdollista määrittää suon kehityshistoria turpeen ominaisuuksista (Jauhiainen ym. 2003b). Eri tavalla ennallistuneiden soiden kehityshistorioiden vertaaminen voi auttaa selittämään kasvillisuuden kehityksessä havaittavia eroja. Myös suon historian yksityiskohtainen rekonstruoiminen voi olla arvokas väline ennallistamisen tavoitteita tarkasteltaessa (Lavoie

ym. 2001). Eräässä keskeisessä roolissa suokasvillisuuden ennallistumisessa on pintaturpeen ominaisuuksien muutos. Tätä aihepiiriä ei ole aikaisemmin tutkittu ja turpeen ominaisuuksien palautumisesta olisikin pikaisesti saatava tietoa.

Suojelun piirissä olevat suot on usein rajattu siten, että vain keskeisin, luonnontilassa oleva alue hydrologisesta kokonaisuudesta on sisällytetty suojelualueeseen. Suon valuma-alueella suojelurajauksen ulkopuolella on usein ojituksia, jotka katkaisevat veden virtauksen ympäröiviltä kivennäismailta suolle tai johtavat vettä pois suon reunaosista kuivattaen samalla näennäisesti luonnontilassa olevaa osaa. Suoluonnon monimuotoisuuden vaihtelun ja suojeltujen soiden hydrologisen eheyden säilyttäminen edellyttää koko valuma-alueen tarkastelua (Aapala & Lindholm 1999). Tulevaisuuden tutkimuksella olisikin syytä pureutua myös tähän aihepiiriin ja selvittää esimerkiksi maisemaekologian keinoin, kuinka valuma-alueen ojitukset vaikuttavat suojeltuihin soihin ja niiden ennallistumiseen. Luonnontilaisen suon ja kangasmetsän väliset reunavyöhykkeet ovat merkittäviä luonnon monimuotoisuutta ylläpitäviä biotooppeja (Tolvanen 1997). Useimmilla ojituskohdeilla niskaojat kulkevat juuri tässä herkässä vyöhykkeessä, jonka kasvillisuuden, eläimistön tai maisemarakenteen palautuminen kaipaakaan vielä tutkimusta.

Tämän tutkimuksen tulokset osoittavat, että metsäojitus muuttaa suoekosysteemin kasvillisuutta merkittävästi. Ennallistamalla voidaan kuitenkin käynnistää kehitys, joka johtaa suokasvillisuuden palautumiseen. Ojituksen aikaansaamien voimakkaiden muutosten palauttaminen vaatii kuitenkin aikaa ja huolellista suunnittelua sekä perehtymistä suon alkuperäisiin ominaisuuksiin ja suolla ojituksen johdosta tapahtuneisiin muutoksiin. Kun ennallistettaessa otetaan huomioon mahdolliset ongelmatekijät, varmistetaan metsäojituksen muuttamien soiden palautuminen itsenäisesti toimiviksi luontaisen kaltaiseksi ekosysteemeiksi.

Kiitokset

Kiitokset silloiselle Metsähallituksen Länsi-Suomen luontopalveluille taloudellisesta tuesta ja mahdollisuudesta käyttää tutkimusaineistoa. Vanhempi tutkija Kaisu Aapala Suomen ympäristökeskuksesta antoi hyödyllisiä kommentteja työn loppuvaiheessa. Maj ja Tor Nesslingin säätiö on tukenut hanketta taloudellisesti.

Lähteet

- Aapala, K. (toim.) 2001: Soidensuojelualueverkon arviointi. – Suomen ympäristö 490. 44 s.
- & Lappalainen, I. 1998: Suot – uusiutumaton luonnonvara. – Teoksessa: Lappalainen, I. (toim.), Suomen luonnon monimuotoisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. S. 174–183.
- Aapala, K. & Lindholm, T. 1999: Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 95. 153 s.
- Aber, J. D. 2003: Restored forests and the identification of critical factors in species-site interactions. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge. S. 241–250.
- Bradshaw, A. D. 2003: Restoration: an acid test for ecology. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge. S. 23–30.
- Bragazza, L. 1997: Sphagnum niche diversification in two oligotrophic mires in the southern Alps of Italy. – Bryologist 100(4): 507–515.
- Cairns, J., Jr 2003: Disturbed ecosystems as opportunities for research in restoration ecology. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge. S. 307–320.
- Campbell, D. R. & Rochefort, L. 2003: Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. – Plant Ecology 169(1): 71–84.
- , Rochefort, L. & Lavoie, C. 2003: Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. – Journal of Applied Ecology 40: 78–91.
- Diamond, J. 2003: Reflections on goals and on the relationship between theory and practice. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge. S. 329–336.
- Electrowatt-Ekono 2005: Sateisen turvetuotantokesän 2004 vaikutus energiaturpeen tuotantoon ja käyttöön. – Projektiraportti, Kauppa- ja teollisuusministeriö, Helsinki. 36 s. + 11 liites. http://ktm.elinar.fi/ktm_jur/. Viitattu 14.6.2006.
- Ennallistamistyöryhmä 2003: Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. – Suomen ympäristö 618. 220 s.
- Eurola, S., Bendiksen, K. & Rönkä, A. 1992: Suokasviopas. – Oulanka Reports 11. 205 s.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995: Suokasvillisuusopas. – Oulanka Reports 14. 85 s.
- Ewel, J. J. 2003: Restoration is the ultimate test of ecological theory. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge. S. 31–34.
- Gorham, E. & Rochefort, L. 2003: Peatland restoration: a brief assessment with special reference to Sphagnum bogs. – Wetlands Ecology and Management 11: 109–119.
- Harris, J. A., Birch, P. & Palmer, J. 1998: Land restoration and reclamation. Principles and practice. – Longman, Harlow. 230 s.

- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1994: Seitsemisen kansallispuiston ojitettujen soiden ennallistamissuunnitelma. – Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja B 13. 127 s.
- & Lindholm, T. 1996: Metsäojitettujen soiden ennallistamisopas. – Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja B 25. 101 s.
- & Lindholm, T. 1997: Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987–1996. – Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja A 81. 75 s.
- , Lindholm, T. & Jaakkola S. 2002: Soiden ennallistamisopas. – Metsähallituksen luonnonuojelujulkaisuja. Sarja B 66. 123 s.
- Hotanen, J.-P. & Vasander, H. 1992: Eteläsuomalaisten ojitettujen turvemaiden kasvilisuiden numeerinen ryhmittely. – Suo 43: 1–10.
- Hughes, S., Reynolds, B. & Hudson, J. 1996: Release of bromide following rewetting of a naturally drained acid gully mire. – *Soil Use and Management* 12(2): 62–66.
- Huxel, G. & Hastings, A. 1999: Habitat loss, fragmentation and restoration. – *Restoration Ecology* 7: 309–315.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. 1998: Retkeilykasvio. 4. p. – Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo, Helsinki. 656 s.
- , Kurto, A., Lampinen, R., Piirainen, M., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P. & Väre, H. 2005: Lisäyksiä ja korjauksia Retkeilykasvion neljänteen painokseen. – *Lutukka* 21: 41–88.
- Hökkä, H., Kaunisto, S., Korhonen, K. T., Päivänen, J., Reinikainen, A. & Tomppo, E. 2002: Suomen suometsät 1951–1994. – *Metsätieteen aikakauskirja* 2B/2002: 201–357. Tiivistelmä: <http://www.metla.fi/aikakauskirja/abs/fa02/fa022201.htm>.
- Ilmonen, J., Paasivirta, L. & Salmela, J. 2006: Saarikkolammen alueen lähteiden hyönteis- ja pohjaeläinseuranta. Ennallistamisen vaikutusten seuranta 2005. – Käsikirjoitus, Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut, Savonlinna. 22 s. + 7 liitettä.
- Jauhiainen, S. 1998: Seed and spore banks of two boreal mires. – *Annales Botanici Fennici* 35: 197–201.
- 2003: Holocene development of two boreal mires and the ecological effects of forestry drainage and restoration. – University of Helsinki, Department of Forest Ecology, Publications 29. 30 s. + 5 liitejulk.
- , Laiho, R. & Vasander, H. 2002: Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. – *Annales Botanici Fennici* 39: 185–199.
- , Rasinmäki, A. & Holopainen, M. 2003a: Drainage-driven changes in peatland ecosystem; aerial photograph investigation. – Teoksessa: Jauhiainen, S., Holocene development of two boreal mires and the ecological effects of forestry drainage and restoration. – University of Helsinki, Department of Forest Ecology, Publications 29. 15 s.
- , Pitkänen, A. & Vasander, H. 2003b: Chemostratigraphy and vegetation in two boreal mires during the Holocene. – *The Holocene* 14(5): 768–779.
- Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. 2003: Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 3–22.
- Komulainen, V.-M., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. 1999: Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. – *Journal of Applied Ecology* 36(5): 634–648.

- Laiho, R., Sallantausta, T. & Laine, J. 1999: The effect of forestry drainage on the vertical distribution of major plant nutrients in peat soils. – *Plant and Soil* 207: 169–181.
- Laine, J. & Vanha-Majamaa, I. 1992: Vegetation ecology along a trophic gradient on drained pine mires in southern Finland. – *Annales Botanici Fennici* 29: 213–233.
- , Vasander, H. & Laiho, R. 1995: Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. – *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.
- Lavoie, C., Zimmermann, C. & Pellerin, S. 2001: Peatland restoration in southern Quebec (Canada): a paleoecological perspective. – *Ecoscience* 8(2): 247–258.
- Leivo, A., Liedepohja-Ruuhijärvi, M. & Tuominen, S. 1989: Seitsemisen kansallispuiston kasvillisuus. 2. p. – *Metsähallitus SU 4 nro 96*. 50 s.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: *The Theory of Island Biogeography*. – Princeton University Press, Princeton. 224 s.
- McNeilly, T. 2003: Evolutionary lessons from degraded ecosystems. – Teoksessa: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (toim.), *Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 271–286.
- Metsähallitus 1993: Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet. Valtion omistamien luonnonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 1*. 55 s.
- Montanarella, L., Jones, R. J. A. & Hiederer, R. 2006: The distribution of peatland in Europe. *Mires and Peat* 1: Art. 1. (http://www.mires-and-peat.net/map01/map_1_1.htm). Viitattu 14.6.2006
- Mulligan, R. C. & Gignac, L. D. 2002: Bryophyte community structure in a boreal poor fen II: Interspecific competition among five mosses. – *Canadian Journal of Botany* 80(4): 330–339.
- Pitkänen, M.-L. 1999: Seitsemisen kansallispuiston suokasvillisuusseuranta 1997–1999. – *Käsikirjoitus, Metsähallitus, Länsi-Suomen luontopalvelut, Parkano*. 112 s.
- Price, J. S. & Whitehead, G. S. 2001: Developing hydrologic thresholds for Sphagnum recolonization on an abandoned cutover bog. – *Wetlands* 21(1): 32–40.
- Rajaniemi, S. 2000: Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutus suon maisemarakenteeseen. – *Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopiston maantieteen laitos, Oulu*. 85 s. + 17 liites.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – *Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki*. 432 s.
- Rintala, T., Ahlroth, P., Hyvärinen, E., Kauppinen, J., Kunelius, I., Mattila, J., Nevalainen, J., Päivinen, J., Suhonen, J. & Toivanen, T. 1998: Hyönteistutkimuksista Kihniön Aitonevalla ja Rautalammin Rastunsuolla 1996–98. – *Raportti Vapo Oy:lle, Jyväskylä*. 10 s.
- Rocheft, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K. & Malterer, T. 2003: North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. – *Wetlands Ecology and Management* 11: 3–20.
- Ruuhijärvi, R. 1982: Mire complex types in Finland. – Teoksessa: Laine, J. (toim.), *Peatlands and their utilization on Finland*. Finnish Peatland Society and Finnish National Committee of the International Peat Society. S. 24–28.
- Sagot, C. & Rocheft, L. 1996: Tolerance of Sphagnum to desiccation. – *Cryptogamie: Bryologie et Lichenologie* 17(3): 171–183.

- Sallantaus, T. 1999: Seitsemisen soiden ennallistamisen hydrologinen seuranta. – Osaraportti 30.9.1999 LIFE-projektista B4-3200 / 96 / 542 ”Keidassoiden, aapasoiden ja korprien ennallistaminen Natura 2000 -kohteilla”. Pirkanmaan ympäristökeskus, Tampere. 20 s. + 26 liites.
- & Ahlroth, P. 2000: Ennallistamisen ympäristövaikutukset. – Teoksessa: Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmä, Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437: 117–118.
- , Heikkilä, H. & Heikkilä, R. 2002: Hydrological problems associated with mire restoration. – Teoksessa: Heikkilä, R. & Lindholm, T. (toim.), Biodiversity and conservation of boreal nature. Proceedings of the 10 years anniversary symposium of the Finnish-Russian nature reserve friendship. The Finnish environment 485: 256–261.
- Salonen, V. 1992: Plant colonization of harvested peat surfaces. – Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 29. 29 s. + 6 liitejulk.
- Sarvala, J. 1984: Numeerinen yhteisöanalyysi vesistötutkimuksessa. – Luonnon tutkija 88: 108–115.
- Seppä, H., Lindholm, T. & Vasander, H. 1994: Metsäojitettujen soiden luonnontilaan palauttaminen. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 7. 80 s.
- Silverberg, K. & Seväkivi, M.-L. 2005: Kasvillisuus puuttomana pidetyllä ojitusalueella. – Suo 56(4): 157–166.
- Sopo, R. & Aalto, A. 1998: Turveteollisuus Suomessa. – Teoksessa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. Suoseura, Helsinki. S. 84–87.
- Sundberg, S. 2002: Sporophyte production and spore dispersal phenology in Sphagnum: the importance of summer moisture and patch characteristics. – Canadian Journal of Botany 80: 543–556.
- & Rydin H. 2002: Habitat requirements for establishment of Sphagnum from spores. – Journal of Ecology 90: 268–278.
- Sutherland, W. J. & Hill, D. A. 1995: Managing habitats for conservation. – Cambridge University Press, Cambridge. 399 s.
- Swedish Biodiversity Centre 2004: Research to forge the Conservation Chain. <http://www-naturvardskedjan.slu.se/documents/bilaga4u.pdf>. Viitattu 15.3.2004.
- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Piha-kaski, S. & Portin, P. 1995: Biologian sanakirja. – Otava, Helsinki. 606 s.
- Tolvanen, P. 1997: Luonnontilainen metsän ja suon reuna. Tutkimus reunavyöhykkeen leveydestä ja kasvillisuudesta. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 84. 74 s.
- Tomassen, H. B. M., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P. M. & Roelofs, J. G. M. 2003: Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric deposition. – Journal of Ecology 91(3): 357–370.
- Tomppo, E. & Henttonen, H. 1996: Suomen metsävarat 1989–1994 ja niiden muutokset vuodesta 1950 lähtien. – Metsätalastollinen tiedote 354. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa, 18 s.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H. & Laine, J. 1999: Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. – Oecologia 120: 563–574.
- , Komulainen, V.-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J. & Laine, J. 2000a: Methane dynamics of a restored cut-away peatland. – Global Change Biology 6: 569–581.

- , Rita, H., Vasander, H. & Laine, J. 2000b: Vegetation pattern around tussocks of *Eriophorum vaginatum* L. in a cut-away peatland in southern Finland. – *Canadian Journal of Botany* 78: 47–58.
- , Vasander, H. & Laine, J. 2000c: Impact of rewetting on vegetation of a cut-away peatland. – *Applied Vegetation Science* 3(2): 205–212.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. 2002: Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. – *Suomen ympäristö* 560. 354 s.
- , Syrjänen, K. & Anttila, S. 2006: Lehtisammalten ja maksa- ja sarvisammalten nimistöt. – <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=2639&lan=fi>. Viitattu 14.6. 2006.
- Van Duren, I. C., Boeye, D. & Grootjans, A. P. 1997: Nutrient limitations in an extant and drained poor fen: implications for restoration. – *Plant Ecology* 133: 91–100.
- Vasander, H. 1982: Plant biomass and production in virgin, drained and fertilized sites in a raised bog in southern Finland. – *Annales Botanici Fennici* 19: 103–125.
- 1987: Diversity of understorey biomass in virgin and in drained and fertilized southern boreal mires in eastern Fennoskandia. – *Annales Botanici Fennici* 24: 137–153.
- , Tuittila E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L. & Laine, J. 2003: Status and restoration of peatlands in northern Europe. – *Wetlands Ecology and Management* 11: 51–63.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapalainen, R. & Aapala, K. 2000: Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. – *Suomen ympäristö* 395. 49 s.

Kasvilajien peittävyys luonnontilaisilla ja ojitetuilla soilla

Luonnontilaisten ja ojitettujen soiden näytealoilla havaittujen kasvilajien peittävyyksien keskiarvo ja keskihajonta. Taulukossa on ilmoitettu myös niiden luonnontilaisten ja ojitettujen soiden näytealojen lukumäärä, joilla lajeista on havainto.

Laji	Tieteellinen nimi	Peittävyys (keskiarvo)		Keskihajonta		N	
		luonnon-tilainen	ojitettu	luonnon-tilainen	ojitettu	luonnontilainen	ojitettu
Suokukka	<i>Andromeda polifolia</i>	1,6998	1,6084	0,79223	1,90584	4	13
Vaivaiskoivu	<i>Betula nana</i>	1,5149	5,3803	1,47288	6,60529	2	13
Hieskoivu	<i>Betula pubescens</i>		0,3511		0,28109		9
Korpikastikka	<i>Calamagrostis purpurea</i>		0,1600		.		1
Kanerva	<i>Calluna vulgaris</i>	0,3804	4,3541	.	3,88862	1	7
Harmaasara	<i>Carex canescens</i>		1,2560		0,57250		2
Pallosara	<i>Carex globularis</i>	6,8330	1,6842	.	.	1	1
Jouhisara	<i>Carex lasiocarpa</i>	6,9373		9,47056		2	
Mutasara	<i>Carex limosa</i>	0,5614		.		1	
Riippasara	<i>Carex magellanica ssp. irrigua</i>		1,0200		1,15724		3
Rahkasara	<i>Carex pauciflora</i>	1,9240	0,8140	.	1,09510	1	3
Pullosara	<i>Carex rostrata</i>	3,0340	8,9540	3,87212	9,31401	2	2
Metsälauha	<i>Deschampsia flexuosa</i>		0,2165		0,28355		2
Pitkälehtikihokki	<i>Drosera longifolia</i>	0,0800		.		1	
Pyöreälehtikihokki	<i>Drosera rotundifolia</i>	0,7687		0,82291		3	
Metsäalvejuuri	<i>Dryopteris carthusiana</i>		5,0400		3,62039		2
Variksenmarja	<i>Empetrum nigrum</i>	5,6797	6,8103	6,02389	4,72438	3	12
Luhtavilla	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,1600		.		1	
Tupasvilla	<i>Eriophorum vaginatum</i>	10,5020	14,8091	9,32252	6,27287	4	14
Suopursu	<i>Ledum palustre</i>	0,3672	0,2040	0,44237	0,09617	2	2
Kangasmaitikka	<i>Melampyrum pratense</i>		1,1340		0,92718		4
Metsämaitikka	<i>Melampyrum sylvaticum</i>		0,2100		.		1
Raate	<i>Menyanthes trifoliata</i>	1,9740	1,7220	.	.	1	1
Kuusi	<i>Picea abies</i>		2,7810		1,35014		5
Mänty	<i>Pinus sylvestris</i>	0,2403	0,1742	0,34272	0,13049	3	10
Lakka	<i>Rubus chamaemorus</i>	6,7200	7,8338	3,26683	7,81517	2	11
Leväkkö	<i>Scheuchzeria palustris</i>	6,2750		7,45998		2	
Mustikka	<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,1640	1,6605	.	2,66752	1	4
Karpalo	<i>Vaccinium oxycoccos / microcarpum</i>	2,9730	4,0989	2,86377	5,36576	4	14
Juolukka	<i>Vaccinium uliginosum</i>	6,4320	8,5887	6,1094	8,6598	2	12
Puolukka	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,3440	1,5044	.	1,89746	1	5
Suonihuopasammal	<i>Aulacomnium palustre</i>	0,1824	2,9237	0,22571	3,06102	2	12
Kalvaskuirisammal	<i>Straminergon stramineum</i>	0,4200		0,53740		2	
Poronjäkälät	<i>Cladina spp.</i>	0,5400	0,6301	.	0,43371	1	8
Torvijäkälät	<i>Cladonia spp.</i>	0,4000	0,8857	.	0,67466	1	7
Isokynsisammal	<i>Dicranum majus</i>		0,1716		.		1
Kangaskynsisammal	<i>Dicranum polysetum</i>		1,6657		1,79169		10
Kivikynsisammal	<i>Dicranum scoparium</i>		1,8920		.		1

Laji	Tieteellinen nimi	Peittävyys (keskiarvo)		Keskihajonta		N	
		luonnon-tilainen	ojitettu	luonnon-tilainen	ojitettu	luonnontilainen	ojitettu
Rahkanäivesammal	<i>Mylia anomala</i>	3,4400	0,2408	.	0,24806	1	3
Seinäsammas	<i>Pleurozium schreberi</i>	0,6840	31,0631	0,91358	22,7946	2	13
Nuokkuvarstasammal	<i>Pohlia nutans</i>	0,0480	0,0672	.	0,00000	1	2
Korpikarhunsammal	<i>Polytrichum commune</i>	9,1160	15,4370	.	26,2142	1	4
Rämelekarhunsammal	<i>Polytrichum strictum</i>	0,2960	7,1981	0,20930	8,79521	2	12
Rämelekarhunsammal	<i>Sphagnum angustifolium</i>	57,2880	22,3303	33,4772	20,0448	2	14
Silmälekarhunsammal	<i>Sphagnum balticum</i>	17,2000	0,6000	.	.	1	1
Saralekarhunsammal	<i>Sphagnum fallax</i>	59,0320	1,6920	.	.	1	1
Ruslekarhunsammal	<i>Sphagnum fuscum</i>	67,3920	10,7404	.	11,8019	1	11
Punalekarhunsammal	<i>Sphagnum magellanicum</i>	4,9000	13,5922	3,99013	15,4973	3	12
Vajolekarhunsammal	<i>Sphagnum majus</i>	76,0000		.		1	
Kangaslekarhunsammal	<i>Sphagnum capillifolium</i>		1,3920		.		1
Kalvakkalekarhunsammal	<i>Sphagnum papillosum</i>	19,4821	0,1200	33,5473	0,11314	3	2
Ruslekarhunsammal	<i>Sphagnum rubellum</i>	2,0400	3,2109	2,21462	2,35575	3	5
Varviklekarhunsammal	<i>Sphagnum russowii</i>	5,7240	4,3805	.	7,22421	1	3
Hentolekarhunsammal	<i>Sphagnum tenellum</i>	1,2400		.		1	

Kasvilajien peittävyys ojitetuilla soilla ennen ennallistamista ja ennallistamisen jälkeen

Ojitettujen ja ennallistettujen soiden näytealoilla havaittujen kasvilajien peittävyksien keskiarvo ja keskihajonta. Taulukossa on ilmoitettu myös niiden ojitettujen ja ennallistettujen soiden näytealojen lukumäärä, joilla kyseisestä lajista on havainto.

Laji		Peittävyys (keskiarvo)		Keskihajonta		N	
		luonnon-tilainen	ennal-listettu	luonnon-tilainen	ennal-listettu	luonnon-tilainen	ennal-listettu
Suokukka	ennen	1,6998	1,4935	0,79223	1,88085	4	14
<i>Andromeda polifolia</i>	jälkeen	2,7200	2,0800	2,08947	3,07061	4	14
Vaivaiskoivu	ennen	1,5149	4,9960	1,47288	6,50703	2	14
<i>Betula nana</i>	jälkeen	2,1200	5,6086	2,09304	7,67114	2	14
Hieskoivu	ennen		0,2633		0,28753		12
<i>Betula pubescens</i>	jälkeen		0,2983		0,42772		12
Korpikastikka	ennen		0,1600		.		1
<i>Calamagrostis purpurea</i>	jälkeen		0,8000		.		1
Kanerva	ennen	0,3804	3,8098	.	3,91547	1	8
<i>Calluna vulgaris</i>	jälkeen	4,0000	2,0050	.	2,10365	1	8
Harmaasara	ennen		1,2560		0,57250		2
<i>Carex canescens</i>	jälkeen		0,5400		0,70711		2
Pallosara	ennen	6,8330	0,8421	.	1,19091	1	2
<i>Carex globularis</i>	jälkeen	9,6000	0,2200	.	0,25456	1	2
Jouhisara	ennen	6,9373		9,47056		2	
<i>Carex lasiocarpa</i>	jälkeen	6,0000		7,91960		2	
Mutasara	ennen	0,2807		0,39697		2	
<i>Carex limosa</i>	jälkeen	0,3000		0,14142		2	
Riippasara	ennen		1,0200		1,15724		3
<i>Carex magellanica</i> ssp. <i>irrigua</i>	jälkeen		0,7467		0,72148		3
Rahkasara	ennen	1,9240	0,6105	.	0,98242	1	4
<i>Carex pauciflora</i>	jälkeen	2,4000	0,0500	.	0,05033	1	4
Pullosara	ennen	3,0340	8,9540	3,87212	9,31401	2	2
<i>Carex rostrata</i>	jälkeen	1,0200	8,6000	0,82024	1,41421	2	2
Metsälauha	ennen		0,2165		0,28355		2
<i>Deschampsia flexuosa</i>	jälkeen		0,0000		0,00000		2
Pitkälehtikihokki	ennen	0,0800		.		1	
<i>Drosera longifolia</i>	jälkeen	0,6000		.		1	
Pyöreälehtikihokki	ennen	0,7687		0,82291		3	
<i>Drosera rotundifolia</i>	jälkeen	0,7467		0,74009		3	
Metsälvejuuri	ennen		5,0400		3,62039		2
<i>Dryopteris carthusiana</i>	jälkeen		0,0400		0,05657		2
Variksenmarja	ennen	5,6797	6,8103	6,02389	4,72438	3	12
<i>Empetrum nigrum</i>	jälkeen	9,2800	4,3967	12,27629	3,90652	3	12
Luhtavilla	ennen	0,1600		.		1	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	jälkeen	1,4400		.		1	
Tupasvilla	ennen	10,5020	14,8091	9,32252	6,27287	4	14
<i>Eriophorum vaginatum</i>	jälkeen	11,2600	13,5600	12,30148	8,40251	4	14

Laji		Peittävyys (keskiarvo)		Keskiahajonta		N	
		luonnon-tilainen	ennal-listettu	luonnon-tilainen	ennal-listettu	luonnon-tilainen	ennal-listettu
Suopursu	ennen	0,3672	0,1360	0,44237	0,13600	2	3
<i>Ledum palustre</i>	jälkeen	0,8000	0,2667	0,28284	0,30551	2	3
Kangasmaitikka	ennen		1,1340		0,92718		4
<i>Melampyrum pratense</i>	jälkeen		0,0500		0,10000		4
Metsämaitikka	ennen		0,2100		.		1
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	jälkeen		0,4400		.		1
Raate	ennen	1,9740	1,7220	.	.	1	1
<i>Menyanthes trifoliata</i>	jälkeen	6,6000	0,0000	.	.	1	1
Kuusi	ennen	0,0000	2,7810	.	1,35014	1	5
<i>Picea abies</i>	jälkeen	0,0400	1,1200	.	1,76975	1	5
Mänty	ennen	0,2403	0,1452	0,34272	,13613	3	12
<i>Pinus sylvestris</i>	jälkeen	0,1467	0,2367	0,25403	,34974	3	12
Lakka	ennen	6,7200	6,6286	3,26683	7,71699	2	13
<i>Rubus chamaemorus</i>	jälkeen	15,7000	9,0369	1,83848	11,28031	2	13
Leväkkö	ennen	6,2750		7,45998		2	
<i>Scheuchzeria palustris</i>	jälkeen	6,0000		2,54558		2	
Mustikka	ennen	0,1640	1,1070	.	2,23711	1	6
<i>Vaccinium myrtillus</i>	jälkeen	0,2000	1,5700	.	2,97541	1	6
Karpalo	ennen	2,9730	4,0989	2,86377	5,36576	4	14
<i>Vaccinium oxycoccos / micro-carpum</i>	jälkeen	2,2900	3,9743	2,42264	3,19587	4	14
Joulukka	ennen	6,4320	8,5887	6,10940	8,65980	2	12
<i>Vaccinium uliginosum</i>	jälkeen	7,1400	7,2233	4,10122	6,66260	2	12
Puolukka	ennen	0,3440	1,5044	.	1,89746	1	5
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	jälkeen	0,0000	3,6960	.	5,17197	1	5
Suonihuopasammal	ennen	0,1824	2,6988	0,22571	3,04082	2	13
<i>Aulacomnium palustre</i>	jälkeen	0,2200	1,5185	0,25456	1,88334	2	13
Kalvaskuirisammal	ennen	0,4200	0,0000	0,53740	.	2	1
<i>Straminergon stramineum</i>	jälkeen	0,0000	0,0400	0,00000	.	2	1
Poronjäkälet	ennen	0,5400	0,6301	.	0,43371	1	8
<i>Cladina</i> spp.	jälkeen	0,6000	0,6375	.	0,70900	1	8
Torvijäkälet	ennen	0,4000	0,7750	.	0,69871	1	8
<i>Cladonia</i> spp.	jälkeen	0,2000	0,2200	.	0,34542	1	8
Isokynsisammal	ennen		0,0858		0,12134		2
<i>Dicranum majus</i>	jälkeen		0,1200		0,11314		2
Kangaskynsisammal	ennen		1,3881		1,74552		12
<i>Dicranum polysetum</i>	jälkeen		0,5700		0,67756		12
Kivikynsisammal	ennen		1,8920		.		1
<i>Dicranum scoparium</i>	jälkeen		0,1000		.		1
Rämekynsisammal	ennen		0,1103		0,10477		6
<i>Dicranum bergerii</i>	jälkeen		0,1467		0,15108		6
Metsäkerrossammal	ennen		0,0000		0,00000		2
<i>Hylocomium splendens</i>	jälkeen		0,0400		0,00000		2
Rahkanäivesammal	ennen	3,4400	0,1204	.	0,20496	1	6
<i>Mylia anomala</i>	Jälkeen	0,6000	0,0533	.	0,07866	1	6

Laji		Peittävyys (keskiarvo)		Keskihajonta		N	
		luonnon-tilainen	ennal-listettu	luonnon-tilainen	ennal-listettu	luonnon-tilainen	ennal-listettu
Seinäsammas	Ennen	0,6840	31,0631	0,91358	22,79466	2	13
<i>Pleurozium schreberi</i>	jälkeen	0,6000	25,9600	0,56569	21,17349	2	13
Nuokkuvarstasammas	ennen	0,0480	0,0269	.	0,03681	1	5
<i>Pohlia nutans</i>	jälkeen	0,0000	0,0720	.	0,07694	1	5
Korpikarahkasammas	ennen	9,1160	12,3496	.	23,72865	1	5
<i>Polytrichum commune</i>	jälkeen	10,0000	10,8080	.	22,48298	1	5
Rämekekarahkasammas	ennen	0,2960	7,1981	0,20930	8,79521	2	12
<i>Polytrichum strictum</i>	jälkeen	0,6000	4,5600	0,00000	4,76710	2	12
Rämerahkasammas	ennen	57,2880	22,3303	33,47726	20,04485	2	14
<i>Sphagnum angustifolium</i>	jälkeen	55,8000	32,1886	50,91169	21,02141	2	14
Silmäkerahkasammas	ennen	8,6000	0,6000	12,16224	.	2	1
<i>Sphagnum balticum</i>	jälkeen	12,2000	2,0000	4,24264	.	2	1
Sararahkasammas	ennen	59,0320	1,6920	.	.	1	1
<i>Sphagnum fallax</i>	jälkeen	42,0000	1,0000	.	.	1	1
Ruskorahkasammas	ennen	67,3920	10,7404	.	11,80196	1	11
<i>Sphagnum fuscum</i>	jälkeen	66,0000	21,3673	.	19,01660	1	11
Punarahkasammas	ennen	4,9000	12,5466	3,99013	15,30902	3	13
<i>Sphagnum magellanicum</i>	jälkeen	3,0800	13,2215	2,17145	16,10337	3	13
Vajorahkasammas	ennen	76,0000		.		1	
<i>Sphagnum majus</i>	jälkeen	78,0000		.		1	
Kangasrahkasammas	ennen		0,2784		0,62252		5
<i>Sphagnum capillifolium</i>	jälkeen		2,6000		1,51658		5
Kalvakkarahkasammas	ennen	19,4821	0,1200	33,54736	0,11314	3	2
<i>Sphagnum papillosum</i>	jälkeen	19,8667	0,0000	33,89179	0,00000	3	2
Rusorahkasammas	ennen	2,0400	3,2109	2,21462	2,35575	3	5
<i>Sphagnum rubellum</i>	jälkeen	0,8000	3,0400	1,05830	3,43919	3	5
Varvikkorahkasammas	ennen	5,7240	2,1903	.	5,16066	1	6
<i>Sphagnum russowii</i>	jälkeen	1,4000	4,8400	.	7,03318	1	6
Hentorahkasammas	ennen	1,2400	0,0000	.	.	1	1
<i>Sphagnum tenellum</i>	jälkeen	5,0000	0,2000	.	.	1	1

Vuonna 2006 ilmestyneet Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 154 Laitinen, Tiina 2006: Tikankontin (*Cypripedium calceolus* L.) tila Suomessa. 96 s.
- No 155 Perttula, Minttu 2006: Suomen kansallispuistojärjestelmän kehittyminen 1960–1990-luvulla ja U.S. National Park Servicen vaikutukset sen hoitokäytäntöihin. 66 s.

Sarja B

- No 77 Luhta, Pirkko-Liisa & Moilanen, Eero 2006: Iijoen kunnostettujen jokien kalataloudellinen seuranta 2000–2004. 81 s.
- No 78 Metsähallitus 2006: Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien toimintakertomus 2006. 70 s.

Sarja C

- No 1 Metsähallitus 2006: Kurjenrahkan kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma. 68 s.
- No 2 Metsähallitus 2006: Syötteen kansallispuiston hoito- ja käyttösuunnitelma. 61 s.
- No 3 Metsähallitus 2006: Parikkalan Siikalahden hoito- ja käyttösuunnitelma. 169 s.
- No 4 Metsähallitus 2006: Koitajoen Natura-alueen hoito- ja käyttösuunnitelma. 77 s.
- No 5 Metsähallitus 2006: Mietoistenlahden hoito- ja käyttösuunnitelma. 92 s.
- No 6 Metsähallitus 2006: Levanevan hoito- ja käyttösuunnitelma. 66 s.
- No 7 Metsähallitus 2006: Joutsenaavan–Kaitaavan hoito- ja käyttösuunnitelma. 48 s.
- No 8 Metsähallitus 2006: Luiron soiden hoito- ja käyttösuunnitelma. 54 s.
- No 9 Metsähallitus 2006: Näätävuoman–Sotkavuoman hoito- ja käyttösuunnitelma. 48 s.
- No 10 Metsähallitus 2006: Teuravuoman–Kivijärvenvuoman hoito- ja käyttösuunnitelma. 50 s.
- No 11 Metsähallitus 2006: Viiankiaavan hoito- ja käyttösuunnitelma. 51 s.

ISSN 1235-6549
ISBN 952-446-516-7 (nidottu)
ISBN 952-446-517-5 (pdf)

Julkaisua voi tilata osoitteella:

Metsähallitus
Asiakaspalvelut
PL 36
99801 IVALO
natureinfo@metsa.fi
www.metsa.fi

Puhelin: 0205 64 7702



Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 156

Edita Prima Oy, Helsinki 2006