

Muokkausjälkien kasvillisuuden kehittyminen ojitettujen soiden metsänuudistamisaloilla

Vegetation succession in prepared microsites in drained peatland forest regeneration areas

Markku Saarinen, Juha-Pekka Hotanen & Virpi Alenius

Markku Saarinen, The Finnish Forest Research Institute, Parkano Research Unit, Kaironiementie 54, FI-39700 Parkano, Finland, email: markku.saarinen@metla.fi
Juha-Pekka Hotanen, The Finnish Forest Research Institute, Joensuu Research Unit, P.O. Box 68, FI-80101 Joensuu, Finland
Virpi Alenius, The Finnish Forest Research Institute, Rovaniemi Research Unit, P.O. Box 16, FI-96301 Rovaniemi, Finland

Vanhon ojitusalueiden muokatuilla metsänuudistamisaloilla erilaisille paljastetun turpeen kasvipeitteettömille pinnoille (mättäät, laikut) kehittyi uusia kasvivyhdyskuntia, joiden lajiston vaihtelu riippuu turpeen vedenpinnan syvyysvaihtelun lisäksi siitä mihin alkuperäiseen kasvillisuuspinnaan muokkausjälki on tehty. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan puolukkaturvekankaan ojitusalueen ensimmäisen puusukupolven uudistamisen jälkeistä kasvillisuuden kehitystä kaivurilla tehdyissä laikuissa ja mättäissä. Kasvillisuusmuutosten seurannan tavoitteena on ollut selvittää, kuinka nopeasti muokkausjäljet peittyvät ojitettujen soiden metsänuudistamisaloilla riippuen muokkausjäljen pinnan ominaisuuksista ja turpeen vedenpinnan syvyydestä. Turpeen vedenpinnan syvyys laikutusjäljissä oli keskeinen kasvillisuuden kehitykseen vaikuttava ympäristömuuttuja. Olennaisena tekijänä vaikuttivat lisäksi laikutuskohdan alkuperäinen kasvillisuus sekä laikon syvyys, eli mihin turpeen pintakerrostumien horisontaaliseen tasoon laikku oli tehty. Suurimmalle osalle kaivurilaikkujen kasvilajeista tai lajiryhmistä voitiin määrittää turpeen vedenpinnan syvyysvaihtelun mukaan määräytyvä optimialue. Mättäissä — erityisesti korkeissa turvemättäissä — kasvillisuuden kehitys oli laikkupintoja huomattavasti hitaampaa. Mättäiden maalajikoostumus oli tärkeä kasvillisuuden kehitykseen vaikuttava tekijä: nopeimmin kasvillisuus peitti kivennäismaasekoitteiset mättäät isojen turvemättäiden säilyessä pitkään kasvipeitteettöminä. Kokonaispeittävyys laikuissa pieneni ja kasvillisuuden kehitys hidastui huomattavasti keskivedenpinnan syvyyden lisääntyessä yli 30 cm:n tasolle. Mätästysaloilla suhteellisen kookkaat yli 25 cm:n korkuiset mättäät pysyivät pitkään kasvipeitteettöminä, varsinkin kun ne oli tehty syvältä nostetusta maatumesta turpeesta, jossa ei ollut mukana pintaturpeelle ominaisia kasvien eläviä maavarsia.

Avainsanat: metsänuudistaminen, maanmuokkaus, ojitusalue, kasvillisuuden kehitys

Johdanto

Ojittamattomien soiden kasvillisuuden usein mosaiikkimaisen rakenteen syntyminen vaikuttavat vesitalouden, ravinteisuuden ja mikrotopografian vaihtelusuunnat (Laine & Vasander 1998, Økland ym. 2001, Laitinen 2008, vrt. Eurola ym. 1994). Yleisellä tasolla voidaan puhua nk. ekohydrologiasta, jolla ymmärretään suolle tulevan veden määrän ja laadun ajallista ja paikallista vaihtelua, sekä sen säatelemistä kasvivyhdyskunnista (Laine & Vasander 2008).

Metsäojituksen käynnistämä kasvillisuuden sekundaarisukessio voidaan jakaa periaatteessa kahteen, osittain päällekkäiseen vaiheeseen: (1) kuivumis- ja (2) metsäsuksessioon (Reinikainen 1984, Saarinen & Hotanen 2000). Ojitusalueilla kasvillisuus kuitenkin koostuu eri sukessiovaiheissa olevista osakasvustoista (Kuusipalo & Vuorinen 1981), joihin vaikuttavat vielä em. ekologisten vaihtelusuuntien usein muutoksessa olevat yhdistelmät (Hotanen ym. 1999, Hotanen 2003). Siirtyminen sukessiovaiheesta toiseen ei tapahdu samassa tahdissa mikrotopografian eri tasoilla, sillä alunperin märkien tai kosteiden pintojen kasvillisuus muuttuu mätäspintakavillisuutta nopeammin (Sarasto 1957, 1961, Kuusipalo 1982, Vasander ym. 1993). Turpeen vedenpinnan keskimääräinen syvyys ja sen vaihtelu riippuvat ilmasto- ja säättekijöiden lisäksi mm. etäisyydestä lähimpään ojaan, ojien syvyydestä ja kunnosta, turpeen vedenläpäisevyydestä, puustosta ja muista kuivatustehokkuuteen vaikuttavista tekijöistä aiheuttaen spatiaalista vaihtelua sukession nopeuteen ja suuntaan. Usein käytännön ojitusalueiden lajisto vaihteleeikin ojittamattoman suon relikteistä kangasmaille tyypilliseen kasvillisuuteen; ja jos ojat ovat tukkeutuneet, myös uudelleen runsastuvaan suokasvillisuuteen (mm. Laine ym. 1995, Saarinen & Hotanen 2000, Hotanen 2003).

Metsäojitetun suon kasvillisuuden sukessioon vaikuttavat ympäristötekijät muuttuvat voimakkaasti, kun ojituksen jälkeen kehittynyt ensimmäinen puusukupolvi uudistetaan. Turvemaiden uudistusalat, joilta puusto tai valtaosa puustosta on poistettu, ja joiden maaperä on muokattu, ovat sekä spatiaalisesti heterogeenisia kasvuympäristöjä että kasvillisuudeltaan nopean

muutoksen tilassa (esim. Moilanen ym. 1995). Muokatuilla aloilla voidaan muokkaamattomiksi jääneiden kasvillisuuspintojen lisäksi erottaa paljastuneen turpeen sekä turpeen ja kivennäismaasekoituksen erityyppisiä kolonisaatiopintoja (mättäät, laikut). Niiden pienilmasto on äärevämpi ja niihin kohdistunut auringon säteilyenergia on voimakkaampi kuin puustoltaan sulkeutuneessa metsikössä. Näillä pinnoilla käynnistyy häiriösukessioita (vrt. Ferm & Pohtila 1977, Ferm & Sepponen 1981), joiden mukana ojitusalueiden kasvillisuuden rakenteeseen muodostuu kokonaan uusia vaihtelusuuntia (Moilanen ym. 1995).

Uudistamisalan muokkauksella pyritään parantamaan maan lämpö- ja vesitaloutta sekä ilmavuutta, ja vähentämään kasvillisuuden kilpailua. Lopullisena tavoitteena on edistää joko luontaista taimettumisherkkyyttä tai viljelytaimien alkukehitystä (mm. Mannerkoski 1975, Moilanen & Issakainen 1981, Kaunisto & Päivänen 1985, Moilanen ym. 1995, Saarinen 2002). Kuten kivennäismailla, säilyvät turvemaidenkin muokkausjäljet kasvipeitteettöminä enimmillään vain muutaman kasvukauden ajan. Turvemaiden muokkausjälkien kasvillisuuden kehittymiseen voidaan olettaa vaikuttavan ainakin seuraavat tekijät: kasvualustan laatu (esim. turvelaji, maatuneisuus) ja ravinteisuus (Reinikainen 1965, Salonen & Laaksonen 1994, Moilanen ym. 1995), turpeen vedenpinnan syvyys (mm. Tuittila ym. 2000a, b), ilmasto ja säävaihtelut (mm. kuivuminen, sateet), paljastuneessa turpeessa mahdollisesti olevat kasvilajien leviäimet (Jauhiainen 1998) sekä ympäröivä kasvillisuus (Moilanen ym. 1995, Saarinen 2002).

Suo- ja metsäkasviyhteisöjen sekä niiden ja ympäristötekijöiden välisten riippuvuuksien tutkimus on ollut viime vuosikymmeninä vilkasta. Tutkimusta on ratkaisevasti edistänyt yhteisöekologisten monimuuttujamenetelmien kehitys (esim. Økland 1990, 2007, McCune & Mefford 1999, McCune & Grace 2002, Oksanen ym. 2006). Lajit ja yhteisöt käsitetään ympäristötekijöiden ja niissä tapahtuvien muutosten vasteina. Viime aikoina myös lajivasteiden mallinnuksessa on yhä enemmän sovellettu uusia, joustavia tekniikoita (mm. Tahvanainen & Tolonen 2004, Oksanen ym. 2006, Tuittila ym. 2007, Laitinen ym. 2008, Salemaa ym. 2008).

Uudistusalojen muokkauspintojen, kuten muokkaamattomienkin pintojen, kasvillisuus-suksessiosta on kuitenkin esitetty hyvin niukasti havaintoja tai tutkimuksia (Saarinen 1993, 2002, Moilanen ym. 1995). Jonkin verran vertailuaineistoa tarjoavat kivennäismaiden muokkausjälkien tutkimukset (Ferm & Pohtila 1977, Ferm & Sepponen 1981, Hauessler ym. 1999) sekä myös paljaiden, eri tavoin käsiteltyjen turvekenttien suksessiotutkimukset (esim. Reinikainen 1965, Salonen 1990, 1992, Salonen & Laaksonen 1994, Tuittila ym. 2000a, b).

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan päätehakkuun jälkeistä kasvillisuuden kehitystä kaivurilla tehdyissä muokkausjäljissä kahdella vanhalla ojitusalueella. Koejärjestelyiden alkuperäisenä tutkimustavoitteena on ollut kylväen tehdyn metsänuudistamisen taimettumisvaiheen seuranta, jossa taimettumistulosta analysoidaan erilaisten ympäristötekijöiden vasteena. Yhtenä ympäristötekijänä tarkastellaan kylvettyjen muokkausjälkien kasvillisuutta ja sen leviämisenopeuden ja lajikoostumuksen vaikutusta sirkkataimien syntyyn ja alkukehitykseen. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan vain kasvillisuusmuutoksia sillä tarkkuudella, kuin se uudistamistuloksen näkökulmasta katsottiin tarpeelliseksi. Kasvillisuusmuutosten seurannan tavoitteena on ollut selvittää, kuinka nopeasti kasvillisuus peittää muokkausjäljet ojitettujen soiden metsänuudistamisaloilla riippuen muokkausjäljen pinnan ominaisuuksista ja turpeen vedenpinnan syvyydestä.

Aineisto ja sen käsittely

Koejärjestelyt

Uudenkydön koekenttä

Kesällä 1997 tehtiin vajaan 6 ha :n päätehakkuuleimikko Pirkanmaan pohjoisosissa Parkanon Laholuoman kylässä sijaitsevalle Uusikytö-nimiselle ojitusalueelle (N/lat: 62° 0' 57.89", E/lon: 22° 43' 28.201"), joka oli kuivatettu 1950-luvulla. Uudistamisala jaettiin kahteen osaan, joista toinen perustettiin tässä esiteltäväksi koekentäksi. Koe jakautui kahteen turvekangaslohkoon ja kahteen muuttumalohkoon. Muuttumalohkoista toinen oli

raikasammalpintainen ja toinen karhunsammal-pintainen. Turvekangaslohkoista toinen edusti puolukkaturvekangasta (Ptkg II, ks. Laine & Vasander 2008), joka yhdessä kummankin muuttumalohkon kanssa oli kehittynyt varsinaisesta sararämeestä (VSR). Toinen turvekangaslohkoista oli ruohoisesta sararämeestä (RhSR) kehittyntä mustikkaturvekangasta (Mtkg II). Koekentältä kerätty aineisto edusti hyvin vanhoille ojitusalueille ominaista turvekangas- ja muuttumavaiheen kasvillisuusvaihtelua.

Uudenkydön koekentän alue hakattiin tammi-kuussa 1998 jättämällä siemenpuut 5–10 puun ryhmiin. Korjuu toteutettiin siten, että kone kulki pelkästään suorilla 20 m välein linjatulla korjuu-urilla (10 m levyisellä kaistalla) jolloin se myös karsi ja käsitteli puut kyseisillä kaistoilla. Väliin jäivät toiset 10 m:n kaistat ilman korjuujälkiä ja hakkuutahteita. Näillä kaistoilla sijaisivat jo ennen hakkuuta perustetut koskemattomien kasvillisuuspintojen 0,5 m²:n kokoiset näytealaneliöt. Syksyllä 1998 korjuukaistat muokattiin. Joka toinen kaista laikutettiin ja joka toinen mätästettiin. Näille muokkauksen jäljiltä täysin kasvipeitteettömille laikku- ja mätäspinoille asetettiin systemaattisella otannalla (joka kolmas mätäs tai laikku) 0,5 m²:n kokoiset näytealaneliöt, joihin syntyvää kasvillisuutta seurattiin heti muokkauksen jälkeisinä kolmena kasvukautena 1999–2001. Kaikille laikkunäytealoille asennettiin pohjavesiputket pohjavesiseurantaa varten. Näytealaotanta tehtiin seuraaviin muokkauspinnan ominaisuuksista kuvaaviin luokkiin ositettuna:

11 = Puhtaasta turpeesta (ei kivennäismaasekoitusta) tehty mätäs

12 = Osin turpeesta ja osin kivennäismaasta tehty mätäs.

21 = Turvekankaan karike/kangassammal-pintaan tehty turvepintainen laikku, jossa kasvillisuuden lisäksi turvekankaan raakahumus kokonaisuudessaan poistettu (raakahumuksen alapuolinen maaton turve paljastettu)

22 = Turvekankaan karike/kangassammal-pintaan tehty raakahumuspintainen laikku, jossa vain kasvillisuus ja enintään osa raakahumuksesta poistettu

23 = Karhunsammalkasvustoon tehty laikku. Elävä kasvusto poistettu. Laikkupinta muodostuu karhunsammalen kuolleista maatumattomista kasvinosista

24 = Rahkasammalkasvustoon tehty laikku. Elävä kasvusto poistettu. Laikkupinta muodostuu rahkasammalen kuolleista maatumattomista kasvinosista

Kaikkiaan saatiin edellä kuvattua otantaa soveltaen kasvillisuusseurannan kohteeksi 150 laikkua ja 148 mätästä. Mättäiden lakiosia ja laikkujen reunoja levennettiin tarpeen mukaan heti konetyön jälkeen siten, että näytealakehikko edusti koko pinta-alaltaan yhtenäistä ja mahdollisimman homogeenista muokkausjälkeä.

Haukilammennevan koekenttä

Toisena aineistona käytettiin tässä tutkimuksessa Haukilammennevan koekentältä kerättyä mittausaineistoa. Koekenttä sijaitsee Parkanon Karttiperän kylässä Metsähallituksen vuonna 1912 kuivattamalla ojitusalueella (N/lat: 62° 0' 48.373", E/lon: 23° 15' 34.555"). Koekentän kasvupaikat ovat pääosin varsinaisesta sararämeestä kehittyneitä puolukkaturvekangasta (Ptkg II). Mäntyvaltainen mänty-koivusekapuusto (180 m³ ha⁻¹) avohakattiin vuonna 1995. Koekentän pinta-ala on 7,2 hehtaaria ja se on jaettu viiteen lohkokseen. Kukin lohko ositettiin mätätettyyn ja laikutettuun puoliskoon. Muokkaus tehtiin syksyllä 1996. Keväällä 1997 sijoitettiin sekä mättille että laikkuihin systemaattisesti (joka kolmas mätäs tai laikku) 0,25 m²:n kokoiset näytealaympyrät, joissa kasvillisuusmuutoksia seurattiin samalla tavalla kuin Uudenkydön koekentällä. Myös Haukilammennevan koekentällä kaikille laikkunäytealoille asennettiin pohjavesiputket vedenpinnan seurantaan varten. Tutkimuskohteeksi valittiin yhteensä 250 näytealamätästä ja 240 laikkua. Kasvillisuusmuutoksia seurattiin viisi kasvukautta vuosina 1997–2001.

Mittaukset

Kummallakin koekentällä näytealojen kasvillisuuden elävien kasvinosien peittävyys määritettiin vuosittain elo–syyskuun aikana yhden prosentin tarkkuudella siten että lajistoa, jonka peittävyys oli alle 1 %, ei otettu huomioon lainkaan. Kasvi-

lajiston peittävyys määritettiin joko yksittäisten lajien tai lajiryhmien peittävyysinä sen mukaan, katsottiinko lajitason kuvauksella olevan merkitystä tarkasteltaessa kasvillisuusmuutosten vaikutusta taimettumiseen. Tutkimuksen lähtökohtana oli siis kuvata kehittyvää kasvillisuutta enemmän taimettumisen ympäristötekijänä kuin tehdä tarkkaa lajistokuvausta.

Rahkasammallajit tulkittiin itämisalustana samanarvoisiksi ja yhdistettiin lajiryhmäksi (*Sphagnum spp.*) lukuunottamatta ruskorahkasammalta (*Sphagnum fuscum*). Karhunsammalet määritettiin myös lajiryhmänä (*Polytrichum s.l.*), joka muodostui lähinnä korpikarhunsammalista (*Polytrichum commune*) ja kytökarhunsammalista (*Polytrichastrum longisetum*). Paljailla turvepinnoilla yleisesti esiintyvä ojanukkasammal (*Dicranella cerviculata*) eriteltiin lajikohtaisesti, samoin kuin turvekankaille tyypilliset kangasmaiden sammallajit kuten seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja metsäkerrossammal (*Hylocomium splendens*) (Sarasto 1957, 1961). Kynsisammalet (*Dicranum spp.*) ja suikerosammalet (*Brachythecium spp.*) puolestaan määritettiin lajiryhminä.

Kenttäkerroksen lajeista erityisesti tupasvillan (*Eriophorum vaginatum*) sekä harmaa- (*Carex canescens*) ja pallosaran (*Carex globularis*) oletettiin heikentävän taimettumista (Sarasto 1963). Nämä määritettiin lajitasolla. Hyvin harvaan esiintyneet muut saralajit yhdistettiin ”muiden sarojen” lajiryhmäksi. Vähäisen peittävyuden vuoksi yhdistettiin myös heinät ja saniaiset omiksi lajiryhmikseen.

Turpeen vedenpinnan syvyyden vaihtelua mitattiin aluksi (1997 ja 1998) satunnaisesti muuttaman kerran kasvukauden aikana ja myöhemmin (1999–2001) viikoittain. Jokaisella koekentällä kaivurilaikkuihin oli asennettu metrin syvyyteen yltävät muoviputket, joista vedenpinnan syvyys mitattiin pietsosummerilla varustetulla mittatikulla. Vedenpinnan syvyyteen olennaisesti vaikuttavien säätekijöiden havainnoimiseksi kummallekin koekentälle oli asennettu automaattiset tiedonkeruulaitteet, jotka tallensivat vuorokausikohtaiset lämpötilamaksimit, -minimit ja -keskiarvot sekä sadesummat.

Aineiston käsittely

Moniulotteinen skaalaus

Kasvillisuusmuutosten seurannan viimeisen kasvukauden loputtua mitattujen lajipeittävyysien mukainen kasvillisuuden rakenne eri osa-aineistoissa analysoitiin ja havainnollistettiin ei-metrisellä moniulotteisella skaalauksella (NMDS). NMDS on ordinaatiomenetelmä, jolla voidaan esittää näytealojen väliset kasvillisuuserot mahdollisimman hyvin yksi- tai useampiulotteisessa avaruudessa. Menetelmässä etsitään näytealoille sellaiset koordinaatit, että ordinoinnissa mitatut näytealojen euklidiset etäisyydet ovat mahdollisimman hyvässä järjestyksessä näytealojen etäisyysindeksi-arvojen kanssa. Lähtökohtana on siis näytealojen välinen, kasvillisuuden perusteella laskettu etäisyysmatriisi. Suositeltavin etäisyysmitta on Bray-Curtis (Faith ym. 1987), jota käytettiin myös tässä tutkimuksessa.

NMDS:n on todettu olevan tehokkain ja vakain ordinaatiomenetelmä (Hybrid MDS:n ohella) kasvillisuuden päävaihtelusuuntien eli kompositionaalisten gradienttien kuvaamiseen (Minchin 1987, Økland 1990). Skaalaus tehtiin PC-ORD-ohjelmalla (versio 4.36), joka soveltaa ns. GNMDS- eli globaalia moniulotteista skaalausta (McCune & Mefford 1999, ks. myös Økland 1990). Skaalauksen lähtökohtana on yleensä vähintään neliulotteinen ratkaisu. PC-ORD:ssa oikean ulottuvuuden määrän eli ordinaatioakselien lukumäärän ratkaiseminen on automatisoitu siten, että laskennan ja iterointien edistyessä eri ulottuvuuksissa (nk. stressifunktion minimointi) ohjelma suosittelee tiettyä dimensiomäärää. Analyysien tuloksena saatiin 2–3 -ulotteiset ratkaisut, riippuen eri osa-aineistosta. Ohjelmassa käytettiin 40–50 satunnaisaloitusta kullekin ulottuvuudelle. Lisäksi ordinaatorakenteelle suoritettiin Varimax-rotointi, jolloin akselit edustavat (järjestyksessä) aineiston tärkeimpiä vaihtelusuuntia.

Logistinen regressio

Kasvillisuuden laji- tai lajiryhmäkohtainen esiintymistodennäköisyys (0 = ei esiinny / 1 = esiintyy) mallinnettiin logistisella regressiolla, jossa vasteen odotusarvoa $E(Y=1) = \theta$ ennuste-

taan selittävillä tekijöillä. Dikotomisen vasteen ollessa kyseessä tehtiin logistinen muunnos mallin linearisoimiseksi:

$$\lambda_i = \log \frac{\theta_i}{1-\theta_i} = \alpha + x_i b$$

Yhtälössä x_i on $1 \times p$ -rivivektori ja b on $p \times 1$ -parametriverktori. Estimoinnissa käytettiin SAS:in GENMOD-proseduuria. Parametristimaattien tulkinnassa kunkin kasvilajin tai lajiryhmän keskimääräinen esiintymisen raja-arvo (α) oli jaettuna turpeen vedenpinnan syvyyden muutoksella (β). Raja-arvon muutosta voidaan käyttää kynnyksarvotulkinnassa apuvälineenä.

Yleistetty additiivinen malli

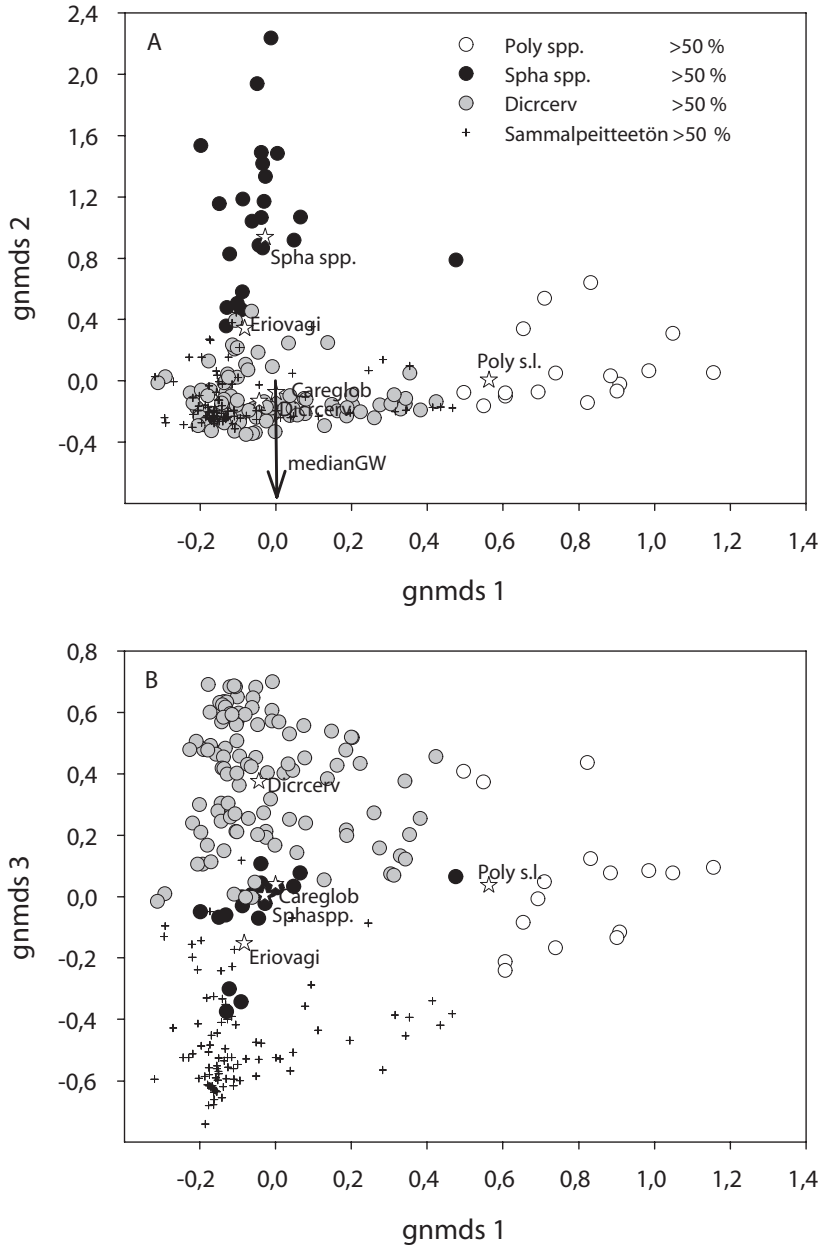
Logistisen regression lisäksi laadittiin lajikohdattaiset yleistetyt additiiviset mallit (SAS/GAM -proseduuri), joissa hyödynnetään parametrittomia menetelmiä ja yleistettyä lineaarista mallinnusta. Menetelmällä pyrittiin kuvaamaan lajien ja lajiryhmien peittävyysien riippuvuutta ympäristötekijöistä soveltamalla tasoitusfunktiota:

$$g(E(Y)) = \alpha + f_1(x_1) + f_2(x_2) + \dots + f_n(x_n)$$

Tulokset

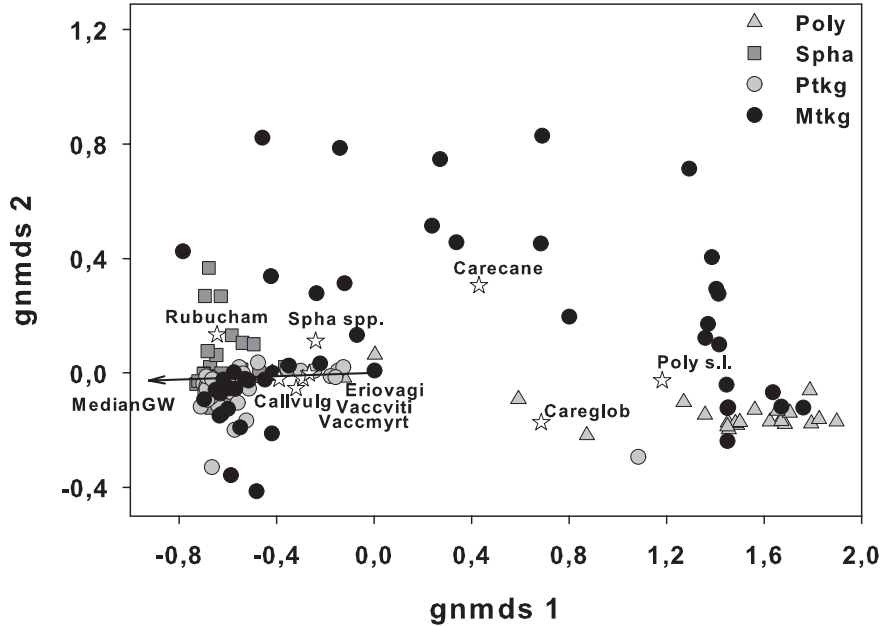
Kasvillisuuden kehitys laikkupinnoilla

Viisivuotisen seurantajakson viimeisen kasvukauden peittävyysien perusteella laaditun kasvillisuusordinaation (kuva 1) mukaan Haukilammen kaivurilaikkujen sammalkasvillisuus oli kehittynyt kolmisuuntaiseksi. Sammalpeitteöminä säilyneiden kaivurilaikkujen lisäksi omina ryhminään erottuivat karhunsammal-, rahkasammal- ja ojanukkasammalvaltaiset laikut. Näiden kolmen lajiryhmän vaihtelusuunnat (ne ordinaatioavaruuden suunnat, joissa kyseisten lajipeittävyysien vaihtelu on suurinta) olivat likimain kohtisuorassa toisiaan vastaan ja näin ollen ortogonaaliset — toisistaan riippumattomat.



Kuva 1. Haukilammennevan koekentän laikkujen kolmiulotteinen GNMDS -ordinaatio sammallajiryhmien peittävyysien mukaan luokiteltuna. Yli 5 %:n peittävyysen ylittävien lajiryhmien keskimääräinen sijainti ordinaatiossa (laskettuna peittävyysellä painotettujen näytealakoordinaattien keskiarvoina) on merkitty tähdellä. Kuvassa A ordinaatio esitetty karhunsammalten (gnmds1) ja rahkasammalten (gnmds2) vaihtelusuuntien määrittelemässä tasossa ja kuvassa B karhunsammalten ja ojanukkasammalten (gnmds3) vaihtelutasossa.

Figure 1. Two-dimensional GNMDS ordination of sample plots in scalps at the Haukilammenneva experimental site categorized according to moss species group coverage. The average position of each plant species group exceeding 5% coverage in the ordination is denoted with a star. In Figure 1a, the ordination is presented at the level determined by *Polytrichum s.l.* (gnmds1) and *Sphagnum spp.* (gnmds2) moss gradients, and in Figure 1b according to that of *Polytrichum s.l.* and *Dicranella cerviculata* (gnmds3).



Kuva 2. Uudenkydön koekentän laikkujen kaksiuuloitteinen GNMDS -ordinaatio niiden kasvillisuuspinnojen mukaan luokiteltuna, joihin laikut alunperin oli tehty (Poly = karhunsammalpinna, Spha = rahkasammalpinna, Mtkg = mustikkaturvekankaan karike- ja kangassammalpinna ja Ptkg = puolukkaturvekankaan karike- ja kangassammalpinna). Yli 5 prosentin peittävyuden ylittävien lajiryhmien keskimääräinen sijainti ordinaatiossa (laskettuna peittävyydellä painotettujen näytealakoordinaattien keskiarvoina) on merkitty tähdellä.

Figure 2. Three-dimensional GNMDS ordination of sample plots in scalps at the Uusikyty experimental site categorized according to those vegetation surfaces present prior to being scalped. (Poly = Polytrichum/Polytrichastrum moss surfaces, Spha = Sphagnum moss surfaces, Mtkg = Vaccinium myrtillus drained peatland forest vegetation surfaces and Ptkg = Vaccinium vitis-idaea drained peatland forest vegetation surfaces). The average position of each plant species group exceeding 5% coverage in the ordination is denoted with a star.

Taulukko 1. Haukilammennevan ordinaation akselikoordinaattien (gnmnds 1–3) korrelaatiot (Pearson) yli 5 %:n peittävyuden ylittävien lajiryhmien peittävyksiin ja turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyteen (MedianGWT). Merkitsevät korrelaatiot lihavoitu.

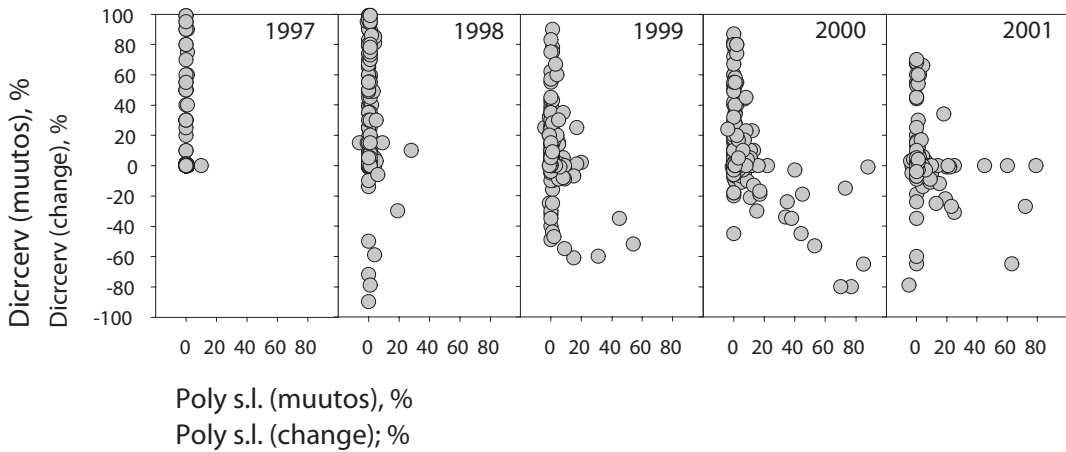
Table 1. Correlations (Pearson) of the Haukilammenneva site's ordination axis coordinates (gnmnds 1–3) with plant species group coverages exceeding 5% and median water table depth (MedianGWT). Significant correlations in boldface.

	gnmnds1	gnmnds2	gnmnds3
Polys.l.	0,944	0,040	0,039
Sphaspp.	-0,038	0,925	0,005
Dicrcerv	-0,170	-0,322	0,881
Eriovagi	-0,114	0,304	-0,134
Careglob	-0,001	-0,091	0,049
MedianGWT	0,067	-0,615	-0,068

Kenttäkerroksen lajistosta yli 5 %:n peittävyuden ylittivät vain tupasvilla ja pallosara.

Pallosaran esiintyminen Haukilammennevalla oli hajanaista, eikä sen esiintyminen painottunut selkeästi mihinkään kolmesta päävaihtelusuunnasta. Sen sijaan tupasvilla esiintyi useimmiten yhdessä rahkasammalien (gnmnds2) kanssa (taulukko 1). Seurantajakson keskivedenpinnan (medianGW) syvyys lisääntyi tätä rahkasammalien ja tupasvillan runsautta kuvaavaa vaihtelusuuntaa vastaan: mitä syvempänä vedenpinta oli kasvupaikalla, sitä pienempi oli rahkasammalien ja tupasvillan peittävyys (kuva 1, taulukko 1).

Uudenkydön koekenttä oli tyypillinen vanha ojitusalue, jossa ojituksen jälkeisen kasvillisuus-



Kuva 3. Ojanukkasammalen (*Dicrcerv*) peittävyiden vaihtelu suhteessa karhunsammalien (*Poly s.l.*) peittävyysmuutoksiin Haukilammennevan kokeella.

Figure 3. Variation in the coverage of *Dicranella cerviculata* (*Dicrcerv*) relative to changes in *Polytrichum s.l.* (*Poly s.l.*) coverage at the Haukilammenneva experimental site.

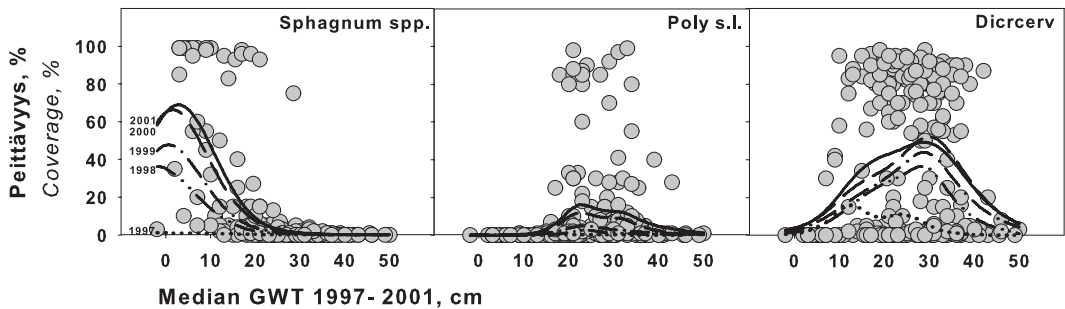
sukcession vaiheet esiintyivät vaihdellen turvekankailla ominaisista karike/kangassammalosa- kasvustoista sararämemuuttumien rahkasammal- ja karhunsammalvaltaisiin osakasvustoihin. Mtkg:n karike/kangassammalkasvustoihin ja karhunsammalosa- kasvustoihin (*Ptkg*:n viljavuustaso) tehdyt laikut erottuivat selkeästi *Ptkg*:n viljavuustason rahkasammal- ja karike/kangassammalpintoihin tehdyistä laikuista. Tämä ilmenee kolmen vuoden seurantajakson lopputilanteesta (2001) tehdystä ordinaatiosta (kuva 2). Se jakautuu kaksisuuntaisena pääasiassa karhunsammalien ja harmaasaran määrittelemiin kasvillisuuden vaihteluun.

Karhunsammalien vaihtelusuunnassa (gnmnds 1) omaksi ryhmäkseen erottautuivat karhunsammalmuuttumaan tehdyt laikut, joissa laikon pohjalle jääneet elävät korpikarhunsammalversot tuottivat silmuistaan nopeasti uuden sammal- kasvuston. Saman vaihtelusuunnan vasempaan laitaan sijoittuivat tiiviinä ryhmänä yhä kasvi- peitteettömät *Ptkg*- ja *Mtkg*:lle sekä rahkasammal- pintoihin tehdyt laikut.

Uudenkydön ordinaation oikeaan laitaan oli ryhmittynyt myös osa niistä *Mtkg*:n karike/kangassammalkasvustoihin tehdyistä turve- tai raakahumuspintaisista laikuista, joihin

syntyi paikoin peittävä karhunsammalkasvusto (useimmiten kytökarhunsammalta). Suurin osa *Mtkg*:n laikuista asettui kuitenkin ordinaatiosta vasemmalta yläkautta oikealle kaareutuvana näytealaparvena sen mukaan, kuinka suuri oli karhunsammalien peittävyys. Näytealaparven kaareutuvuus ylöspäin pysty akselin (gnmnds 2) suunnassa määräytyi *Mtkg*-laikuissa esiintyneen harmaasaran peittävyiden mukaan.

Vaikka Haukilammennevan viisivuotisen seurantajakson päättyessä pohjakerroksen kasvillisuus olikin melko selkeästi eriytynyt rahka-, ojanukka- ja karhunsammalvaltaisiin laikkuihin, esiintyi kyseisten lajiryhmien välillä kuitenkin riippuvuus tarkasteltaessa vuosien välisiä peittävyiden muutoksia. Tämä ilmeni karhunsammalien ja ojanukkasammalien välillä erityisesti kahden viimeisen vuoden aikana (kuva 3). Näinä vuosina osalla näytealoista ojanukkasammalien peittävyys pieneni samalla kun osalla vastaavasti suureni. Peittävyiden pieneneminen johtui osittain karhunsammalien peittävyiden suurenemisesta karhunsammalien haudatessa al- leen matalakasvuisen ojanukkasammalkasvuston. Ojanukkasammalien peittävyiden pieneneminen ilmeni myös suhteessa rahkasammalkasvustoihin, joskin tällaisia laikkuja oli huomattavasti vähem-



Kuva 4. Haukilammennevan kaikkien laikkupintojen rahka- ja karhunsammalien sekä ojanukkasammalien peittävyysien riippuvuus turpeen vedenpinnan mediaanisyvyydestä (Median GWT) viidennen kasvukauden päätyttyä (pistediagrammi) ja kaikkien seurantavuosien peittävyys ei-parametrisina tasoituskäyrinä (GAM).

Figure 4. Dependence of *Sphagnum* spp., *Polytrichum* s.l., and *Dicranella cerviculata* coverages on the variation of the median water table depth (Median GWT) on scalped surfaces of the Haukilammenneva experimental site at the conclusion of the fifth growing season (scatter plot) and throughout the monitoring period as fitted nonparametric curves (GAM).

män. Osa ojanukkasammalien peittävyys pienemisestä oli kuitenkin sammalajien välisistä kilpailutekijöistä riippumatonta. Tyypillisiä olivat mm. hirvien aiheuttamasta tallomisesta johtuvat peittävyysmuutokset.

Kuvassa 4 esitetään, miten Haukilammennevan laikkujen rahka- ja karhunsammalien sekä ojanukkasammalien peittävyyksissä tapahtuneet muutokset suhtautuvat turpeen vedenpinnan mediaanisyvyyteen koko seurantajakson aikana. Ensimmäisen kasvukauden jälkeen laikkuihin oli ilmaantunut vain ojanukkasammalta. Sitä esiintyi laikuissa, joissa vedenpinnan mediaanisivvyys oli 10–30 cm.

Toinen kasvukausi (1998) oli viileän sateinen ja rahkasammalien leviäminen oli voimakasta laikuissa, joiden vedenpinnan mediaanisivvyys oli alle 20 cm. Samaan kasvukauteen ajoittui myös ojanukkasammalien voimakkain leviäminen, joka keskittyi edellisiä kuivempiin laikkuihin, erityisesti niihin laikkuihin, joiden vedenpinnan mediaanisivvyys oli 25–30 cm.

Karhunsammalet ilmaantuivat kolmannen kasvukauden (1999) aikana. Tuolloin niitä esiintyi laikuissa, joissa vedenpinnan mediaanisivvyys oli 15–35 cm. Samoissa laikuissa esiintynyt peittävyys voimakkain suureneminen ajoittui kuitenkin vasta neljänteen kasvukauteen.

Ojanukkasammalien esiintymistodennäköisyyttä (vähintään 5 %:n peittävyys) ennustavassa mallissa (taulukko 2) nämä ajankohdasta riippuvat muutokset turpeen vedenpinnan syvyyden suhteen ilmenivät koko seuranta-ajan mediaanisyvyyden ja kuluneen ajan merkitsevänä yhdysvaikutuksena. Yhdysvaikutus oli merkitsevä myös rahkasammalien todennäköisyysmallissa eli esiintymistodennäköisyys vaihteli vedenpinnan syvyyden suhteen eri tavoin eri vuosina.

Tupasvillan esiintyminen painottui samoille laikkupinnoille kuin rahkasammalienkin. Turpeen vedenpinnan syvyyden ja kuluneen ajan välillä ei esiintynyt merkitsevää yhdysvaikutusta. Tupasvillan peittävyys lisääntyi kun tupasvillamättäät laajenivat kasvullisesti samoilla laikuilla, joihin ne syntyivät pääasiassa vuoden 1998 aikana.

Kuvassa 5 on esitetty rahka- ja karhunsammalien, ojanukkasammalien ja tupasvillan peittävyysjakaumat (A) Haukilammennevalle viidennen seurantavuoden päätyttyä (2001), sekä samojen lajiryhmien esiintymisen todennäköisyysjakaumat (B), kun esiintymisen kynnsarvona oli vähintään 5 %:n peittävyys. Se vedenpinnan mediaanisyvyyden vaihtelualue, jossa peittävyys oli yli 5 % vähintään 50 %:n todennäköisyydellä, on ojanukkasammalla 15–40 cm, rahkasammalla alle 15 cm ja tupasvillalla alle 5 cm.

Peittävyyskäsien tasoitusarvot olivat kyseisiä vedenpinnan syvyyksiä edustavilla laikuilla vastaavasti 30–50 %, 20–70 % ja 10–15 %. Karhunsammalla yli 5 %:n peittävyys ylittyi vain 40 %:n todennäköisyydellä vedenpinnan mediaanisyyden ollessa 30 cm. Sen peittävyys tasoitusarvo oli suurimmillaan 17 %.

Uudenkydön kokeen Mtkg-lohkokalla karhunsammalien esiintymistodennäköisyys vähintään 5 %:n peittävydellä oli suurimmillaan 80 % laikuissa, joissa vedenpinnan mediaanisyyvyys oli 30–40 cm. Vastaava todennäköisyys Ptkg:lle teh-

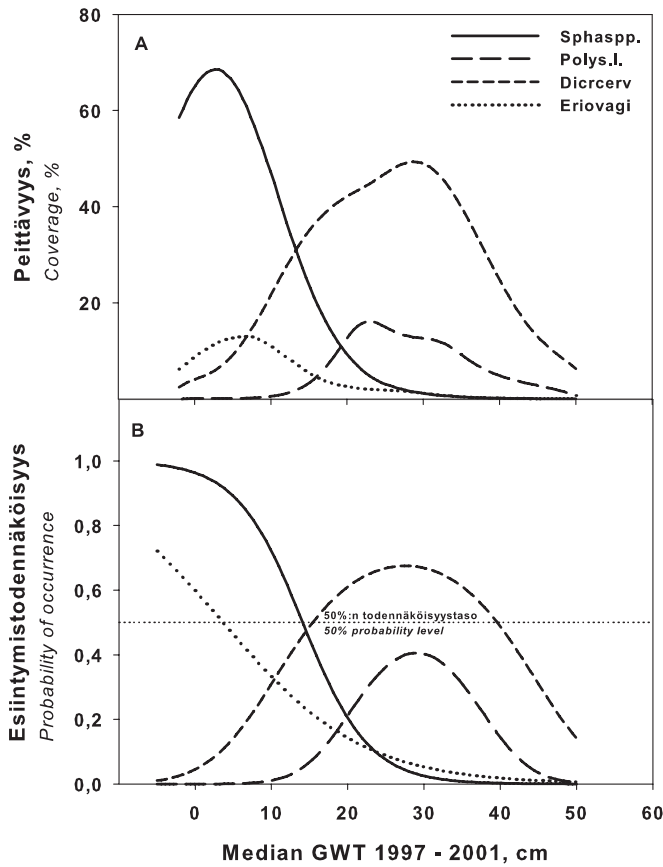
dyissä laikuissa oli Haukilammennevan kokeen tapaan lähes puolta pienempi likimain samalla vedenpinnan syvyydellä (kuva 6a). Karhunsammalet olivat varsinkin turvekangaslaikuissa yleisimmillään aluksi 20–30 cm:n keskivedenpinnan tasolla leviten myöhemmin myös kuivemmille laikuille. Tämä ilmeni vedenpinnan syvyyden ja ajan merkitsevänä yhdysvaikutuksena (taulukko 3).

Harmaasaraa esiintyi vain Mtkg-pinnoille tehdyissä laikuissa, joissa esiintymistodennäköisyys oli kahtena ensimmäisenä vuotena sitä

Taulukko 2. Haukilammennevan kaivurilaikkujen kasvillisuuden esiintymistodennäköisyyttä yli 5 %:n peittävydellä ennustavien logististen regressiomallien (SAS Genmod kuvassa 5) parametrien estimaatit ja testisuureet. Intercept = vakio, MedianGWT = turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden lineaarinen vaikutus, MedianGWT² = turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden toisen asteen vaikutus, Time = ajan vaikutus vuosittain tehtyjen mittausten seurantaajaksolla, MedianGWT*Time = turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden ja ajan yhdysvaikutus.

Table 2. Parameter estimates and test statistics produced by logistic regression models (SAS Genmod in Figure 5) predicting probability of vegetation occurrence with over 5% coverage in scalps at the Haukilammenneva site. MedianGWT = linear effect of the median water table level, MedianGWT² = second order polynomial effect of the median water table level, Time = time effect in the annually monitored follow-up period, MedianGWT*Time = interaction of median water table and time effects.

Parameter	Estimate	Standard Error	Confidence Limits (95%)		Z	Pr> Z
Sphaspp, 5%						
Intercept	-2,2985	0,5278	-3,3330	-1,2640	-4,35	<,0001
MedianGWT	-0,0950	0,0296	-0,1529	-0,0370	-3,21	0,0013
Time	1,6676	0,2526	1,1726	2,1626	6,60	<,0001
MedianGWT*Time	-0,0485	0,0128	-0,0737	-0,0234	-3,78	0,0002
Polys. I, 5%						
Intercept	-11,1975	3,0738	-17,2221	-5,1729	-3,64	0,0003
MedianGWT	0,5854	0,2421	0,1110	1,0598	2,42	0,0156
MedianGWT ²	-0,0114	0,0046	-0,0205	-0,0023	-2,44	0,0145
Time	0,2938	0,6099	-0,9015	1,4892	0,48	0,6300
MedianGWT*Time	0,0153	0,0463	-0,0755	0,1061	0,33	0,7410
MedianGWT ² *Time	0,0000	0,0009	-0,0017	0,0017	0,00	0,9994
Dicrcerv 5%						
Intercept	-2,7671	0,8051	-4,3450	-1,1891	-3,44	0,0006
MedianGWT	0,1493	0,0655	0,0209	0,2778	2,28	0,0227
MedianGWT ²	-0,0038	0,0013	-0,0063	-0,0013	-2,93	0,0034
Time	-0,0869	0,1732	-0,4263	0,2526	-0,50	0,6160
MedianGWT*Time	0,0354	0,0153	0,0054	0,0655	2,31	0,0208
MedianGWT ² *Time	-0,0004	0,0003	-0,0010	0,0002	-1,36	0,1740
Eriovagi 5%						
Intercept	-1,1474	0,5398	-2,2055	-0,0894	-2,13	0,0335
MedianGWT	-0,1406	0,0268	-0,1931	-0,0881	-5,25	<,0001
Time	0,4715	0,1265	0,2236	0,7195	3,73	0,0002
MedianGWT*Time	0,0007	0,0060	-0,0111	0,0125	0,12	0,9045



Kuva 5. Haukilammennevan laikupintojen viidennen kasvukauden kasvillisuuden peittävyuden riippuvuus turpeen vedenpinnan mediaanisyvyyden (Median GWT) vaihtelusta ei-parametrisinä spline-tasoituksina (A) sekä esiintymistodennäköisyytenä yli 5 %:n peittävyydellä (B).

Figure 5. Dependence of vegetation coverage in scalped surfaces during the fifth growing season on the variation of the median water table depth in peat soil (Median GWT) at the Haukilammenneva experimental site as nonparametric spline fits (A) and as probability of occurrence with over 5% coverage (B).

suurempi, mitä pienempi oli vedenpinnan syvyys. Kolmantena vuonna harmaasaran esiintymistodennäköisyyden erot vedenpinnan syvyyden suhteen tasottuivat (kuva 6c), mikä myös ilmeni merkitsevänä vedenpinnan syvyyden ja ajan yhdysvaikutuksena.

Karhunsammalien ja harmaasaran lisäksi vain tupasvilla ja kanerva saavuttivat Uudenkydön laikuissa yli 5 %:n peittävyuden. Tupasvillan osalta tuo peittävyysraja saavutettiin todennäköisimmin Ptkg:n viljavuustason rahkasammalpintoihin tehdyissä laikuissa, joissa turpeen vedenpinnan syvyys vaihteli 10–30 cm:n välillä. Tupasvillaa esiintyi 5–10 % pienemmällä todennäköisyydellä myös turvekangaspintojen (luokat 21 ja 22) laikuissa. Tupasvillan esiintymistodennäköisyys kasvoi niilläkin vedenpinnan syvyyden pienem-

tyessä (kuva 6b). Karhunsammalmuuttumapintaan tehdyissä laikuissa tupasvillaa ei juurikaan esiintynyt.

Kanerva oli ilmaantunut kolmantena seurantavuotena ainoastaan turvekankaiden laikkuihin (luokat 21 ja 22) raakahumuskerrostuman esiintymisestä riippuen (taulukko 3). Laikun teon yhteydessä osa 3–5 cm:n paksuisesta turvekankaan raakahumuksesta oli jäänyt laikun pintaan, kun taas osa laikuista oli tehty maatuoneeseen turvepintaan asti. Turvekankaiden raakahumuspintaisissa laikuissa kanervan esiintymistodennäköisyys oli nelinkertainen turvepintaisiin laikkuihin verrattuna (kuva 6d). Kahden ensimmäisen vuoden aikana kanerva ilmaantui ensin kosteimpiin laikkuihin, mutta erot turpeen vedenpinnan syvyyden suhteen tasoittuivat seurantajakson lopussa.

Kasvillisuuden kehitys mätäspinoilla

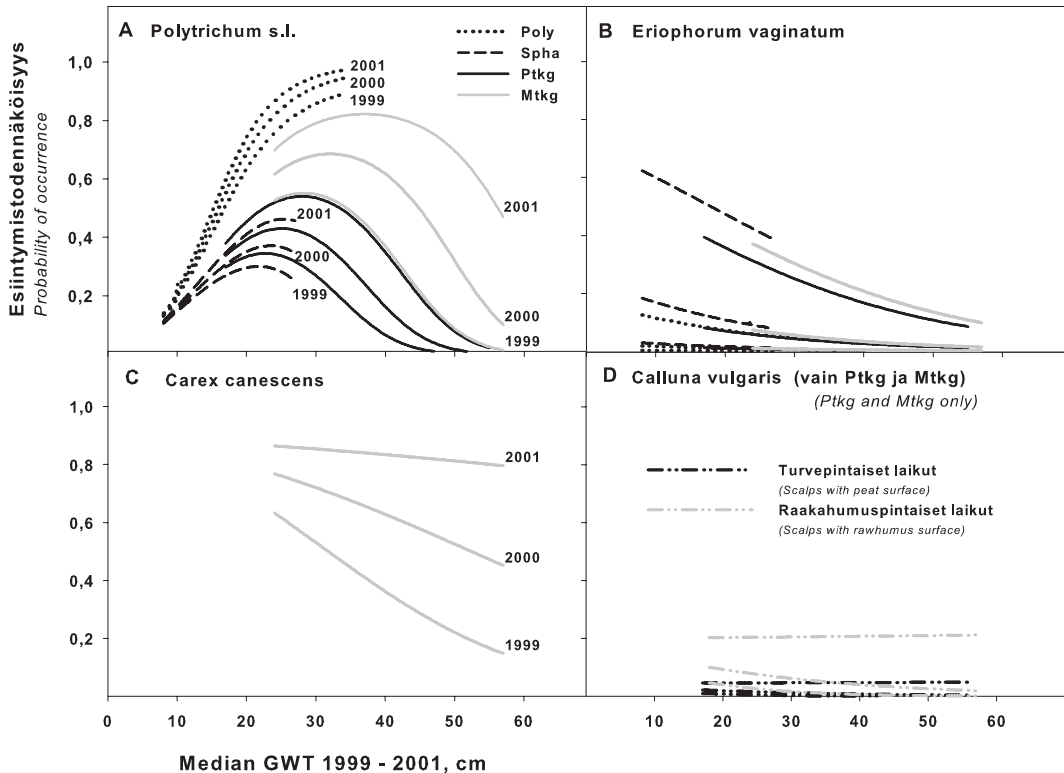
Haukilammennevan mätäillä kasvillisuuden kehitys oli hidasta. Kaikkien lajien yhteispeittävyys oli viiden kasvukauden jälkeen keskimäärin vain runsaat 10 %. Suurin osa mätäistä oli edelleen

kasvipeitteettömiä. Ainoastaan mustikan ja puolukan yhteispeittävyys sekä pallosaran, suomuraimen, hieskoivun ja kytökarhunsammalen peittävydet olivat yli 5 % osalla mätäistä. Näistä mustikka, puolukka ja pallosara määräävät kasvillisuuden voimakkaimman vaihtelusuunnan,

Taulukko 3. Uudenkydön kaivurilaikkujen kasvillisuuden esiintymistodennäköisyyttä yli 5 %:n peittävyydellä ennustavien logististen regressiomallien (SAS Genmod kuvassa 5) parametrien estimaatit ja testisuuret. Intercept = vakio, MedianGWT = turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden lineaarinen vaikutus, MedianGWT² = turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden toisen asteen vaikutus, Time = ajan vaikutus vuosittain tehtyjen mittausten seurantajaksolla, MedianGWT*Time = turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden ja ajan yhdysvaikutus, Site = Kasvupaikkavaikutus neliluokkaisena muuttujana luokiteltuna sen mukaan, mihin kasvillisuuspinnaan laikku alunperin oli tehty (luokitut esitetty kuvatekstissä 2), Rawh = raakahumuksen esiintymisen vaikutus (Rawh 1 = esiintyy, Rawh 0 = ei esiinny).

Table 3. Parameter estimates and test statistics produced by logistic regression models (SAS Genmod in Figure 5) predicting probability of vegetation occurrence with over 5% coverage in scalps at the Uusikyttö site. MedianGWT = linear effect of the median water table level, MedianGWT² = second order polynomial effect of the median water table level, Time = time effect in the annually monitored follow-up period, MedianGWT*Time = interaction of median water table and time effects, Site = site effect as a four class variable categorized according to those vegetation surfaces present prior to being scalped (for categories see Figure 2), Rawh = effect of raw humus layer (Rawh 1 = existence of raw humus, Rawh 0 = no raw humus).

Parameter	Estimate	Standard Error	Confidence Limits (95%)		Z	Pr> Z
Polys,1, 5%						
Intercept	-4,0955	1,7181	-7,4629	-0,7282	-2,38	0,0171
MedianGW	0,3043	0,0819	0,1439	0,4648	3,72	0,0002
MedianGW ²	-1,2701	0,2612	-1,7820	-0,7583	-4,86	<,0001
MedianGW*Time	0,0006	0,0001	0,0004	0,0009	4,85	<,0001
MedianGW*Site Spha	-0,0018	0,0018	-0,0054	0,0018	-0,96	0,3355
MedianGW*Site Ptkg	-0,0013	0,0004	-0,0020	-0,0006	-3,71	0,0002
MedianGW*Site Poly	0,0018	0,0015	-0,0012	0,0048	1,18	0,2372
MedianGW*Site Mtkg	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
Carecane 5%						
Intercept	1,7805	0,9489	-0,0793	3,6404	1,88	0,0606
MedianGW	-53,2677	8,6588	-70,2385	-36,2968	-6,15	<,0001
MedianGW*Time	0,0266	0,0043	0,0181	0,0351	6,14	<,0001
Eriovagi 5%						
Intercept	-4003,93	686,31	-5349,09	-2658,76	-5,83	<,0001
Time	2,0013	0,3428	1,3294	2,6732	5,84	<,0001
MedianGW*Time	-0,0000	0,0000	-0,0001	-0,0000	-2,01	0,0442
Site Spha	0,2140	0,7910	-1,3364	1,7644	0,27	0,7868
Site Ptkg	-0,2621	0,3310	-0,9108	0,3865	-0,79	0,4283
Site Poly	-2,2303	0,9082	-4,0103	-0,4504	-2,46	0,0141
Site Mtkg	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
Callvulg 5%						
Intercept	-1,3952	1,8685	-5,0575	2,2670	-0,75	0,4552
Median9901	-91,5135	11,8648	-114,768	-68,2590	-7,71	<,0001
Rawh 1	-1,6507	0,8164	-3,2508	-0,0507	-2,02	0,0432
Rawh 0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		
Median9901*Time	0,0457	0,0059	0,0341	0,0574	7,69	<,0001



Kuva 6. Turpeen vedenpinnan mediaanisyyvyyden (Median GWT) vaikutus karhunsammalien (A), tupasvillan (B), harmaasaran (C) ja kanervan (D) esiintymisen todennäköisyyteen yli 5 % peittävytyellä erilaisiin osakasvustoihin tehdyissä laikuissa Uudenkydön koekentällä. Osakasvustojen kuvaus kuvan 2 kuvatekstin mukainen.

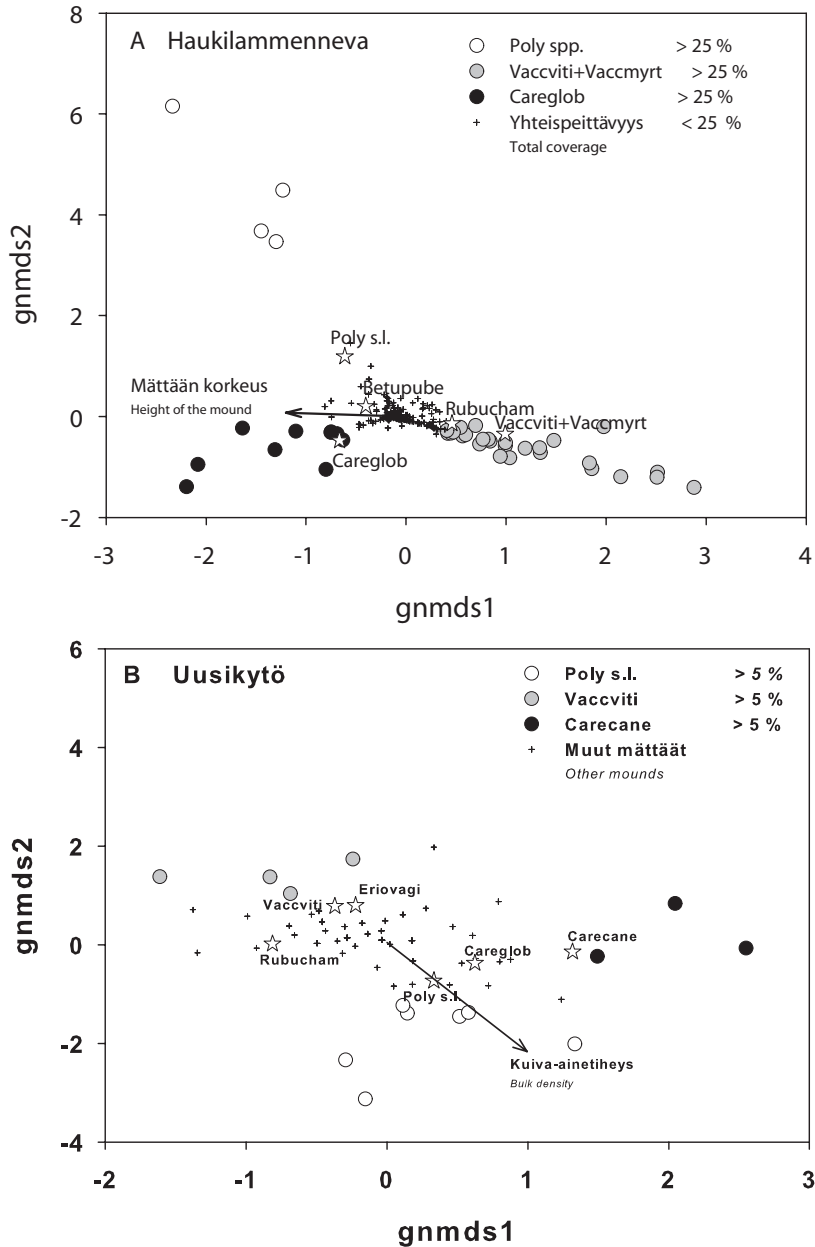
Figure 6. Effect of the median water table depth in the peat soil (Median GWT) on the probability of occurrence with over 5% coverage of *Polytrichum s.l.* (A), *Eriophorum vaginatum* (B), *Carex canescens* (C), and *Calluna vulgaris* (D) in scalps formerly occupied by various types of vegetation prior to soil preparation at the Uusikyttö experimental site. For the types of vegetation prior to soil preparation, see figure 2.

joka kuvan 7 ordinaatiossa (A) on esitetty vaakakselin suuntaisena (gnmids 1). Kyseisessä vaihtelusuunnassa oikealle asettuivat mättäät, joille oli tyypillistä suomuraimen sekä puolukan ja mustikan muodostama sekakasvusto. Vastakkaiseen suuntaan asettuivat pallosarvaltaiset mättäät. Kummassakin tapauksessa mättään pinta oli pääosin sammalpeitteetöntä paljasta turvepintaa. Kaksiuloitteisen ordinaatioesityksen pystyakselin (gnmids 2) suunnassa lisääntyi karhunsammalien, lähinnä kytökarhunsammalien peittävyys (kuva 7).

Myös Uudenkydön kokeen mätäspinoilla kasvillisuuden kehitys oli varsin hidasta ja laikkupintoihin verrattuna Haukilammennevan

koettakin vähäisempää. Karhunsammalia oli ilmaantunut enimmillään vain kymmenesosa laikkujen karhunsammalkasvustojen peittävydestä. Kasvillisuus oli jakautunut selkeästi mättäiden kivennäismaapitoisuuden mukaan (kuva 7 B). Kasvavaa kuivatiheyttä ja näin ollen suurempaa kivennäismaasekoitusta kuvaavan vektorin suunnassa lisääntyivät karhunsammalien, pallosaran ja harmaasaran peittävydet. Ne olivat yleisimmillään ohutturpeisen Mtkg:n mättäissä. Tupasvilla, suomurain ja puolukka olivat tyypillisiä turvemättäiden lajeja.

Haukilammennevan mättään korkeusvaihtelulla oli vaikutus ainoastaan mustikan ja puolukan sekä karhunsammalien sekä suomuu-



Kuva 7. Haukilammennevan mättäissä (A) olevien näytealojen kaksiulotteinen GNMDS -ordinaatio, sekä ordinaatiosta laskettuihin painotettuihin keskiarvoihin perustuvat lajikohtaiset sijainnit ordinaatioavaruudessa. Mättään korkeuden ja ordinaation välinen maksimikorrelaatio on esitetty vektorina ordinaation keskipisteestä. Uudenkydön kokeen mättäiden (B) vastaavassa ordinaatiossa on esitetty myös turpeen kivennäismaasekoituksen vaikutus maan tilavuutta kohden laskettua kuiva-ainetiheyttä (bulk density) kuvaavana vektorina.

Figure 7. Two-dimensional GNMDS ordination of sample plots in mounds (A) at the Haukilammenneva experimental site, and species-specific positions in ordination space based on weighted averages calculated from the ordination. The maximum correlation between mound height and ordination is presented as a vector from the ordination center. In the corresponding ordination for mounds (B) in the Uusikytö experiment, the effect of the peat-mineral soil mixture is also presented as a vector depicting dry matter density (bulk density).

raimen peittävyteen (taulukko 4 ja kuva 8). Runsaimmillaan kasvillisuus oli matalissa alle 20 cm:n mättäissä. Myös Uudenkydön kokeella mättään korkeus vaikutti kenttäkerroksen lajien esiintymiseen. Mättään korkeuden vaikutus oli tosin ehdollinen eli korkeudella ja kivennäismaasekoitusta ilmentävällä kuiva-ainetiheydellä esiintyi voimakas yhdysvaikutus (taulukko 5). Todennäköisyys kenttäkerroksen kasvillisuuden esiintymiseen yli 5 %:n peittävydellä lisääntyi voimakkaasti mättään korkeuden pienentyessä mutta vain pelkäästä turpeesta muodostetuissa mättäissä.

Tulosten tarkastelu

Muokkauspintojen eri osa-aineistojen analyysit osoittivat kuinka ojitettujen soiden metsänuudistamisalojen erityyppisillä muokkauspinoilla käynnistyi erilaisia häiriösukessioita. Nämä ilmenevät ordinaatioanalyseissä kasvillisuuden eri vaihtelusuuntina, joihin vaikuttaa mm. kasvupaikan viljavuustaso. Reinikainen (1965) on osoittanut, että paljastetulle turvekentälle kolonisoituvaa kasvillisuutta ei ole sattumanvaraista, vaan eri tavoin lannoitetuille mutta muuten homogeenisille koaloille muodostuu jo alunpitäen erilainen kasvillisuus; ts. turpeen ravinteisuus

säätölee vahvasti sukcession kulkua (myös Salonen & Laaksonen 1994).

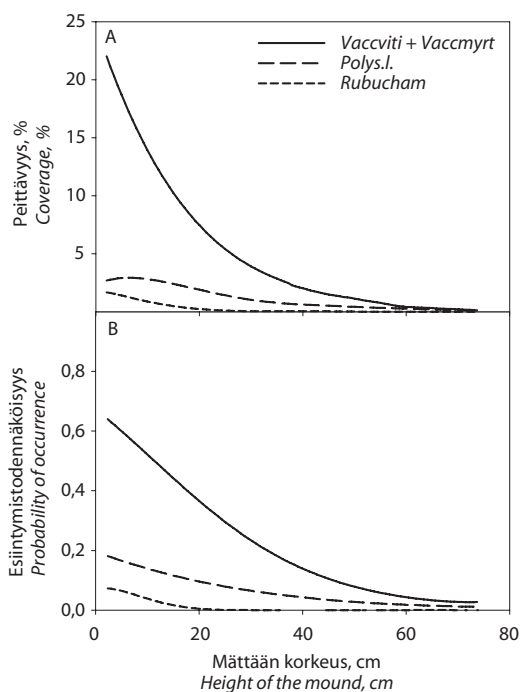
Moilasen ym. (1995) tutkimuksessa ohuturpeisten ruohoisuus- ja mustikkaisuustason ojitettujen korpjen uudistamisalojen kivennäismaavaltaisille mätäs-pinnoille kehittyi hyvin nopeasti karhunsammal- (*Polytrichum commune*, *P. juniperinum*, *Polytrichastrum* sp.), nuokkuvarstasammal- (*Pohlia nutans*) ja hiekkasammalkasvustoja (*Pogonatum*). Jo kahden vuoden kuluttua kasvillisuus peitti 78–97 % muokkauspinoista. Kasvillisuussukessio oli nopeampaa kuin kivennäismaan aurasalueilta aiemmin esitetty (Ferm & Pohtila 1977, Ferm & Sepponen 1981). Muokkauspinnat voivat siis sopivan kosteissa ja ravinteisissa oloissa jo muutamassa vuodessa peittyä tuuheisiin karhunsammalkasvustoihin, joiden on havaittu ehkäisevän taimien syntymistä ja alkukehitystä tehokkaasti (mm. Sarasto & Seppälä 1964, Lähde 1965, Moilanen ym. 1995).

Tämän tutkimuksen näytealoilla karhunsammalet valtasivat lähinnä laikkupintoja, kun taas mättäiden sammaloituminen oli edellä kuvattuun verrattuna huomattavasti hitaampaa. Kytökarhunsammal näytti olevan yleisin laji turvekankaiden raakahumuskerrostuman alta paljastetuilla maatuneen turpeen laikkupinoilla. Mtkg:lla niiden esiintymistodennäköisyys oli lähes kaksinkertainen Ptkg -laikkuihin verrattuna. Korpikarhun-

Taulukko 4. Haukilammennevan mätäskasvillisuuden esiintymistodennäköisyyttä yli 5 %:n peittävydellä ennustavien logististen regressiomallien (SAS Genmod, ks. kuva 7) parametrien estimaatit ja testisuureet. Intercept = vakio, Height = mättään korkeuden vaikutus.

Table 4. Parameter estimates and test statistics produced by logistic regression models (SAS Genmod in Figure 7) predicting probability of vegetation occurrence with over 5% coverage in mounds at the Haukilammenneva site. Height = effect of mound height.

Parameter	Estimate	Standard Error	Confidence Limits (95%)		Z	Pr> Z
Vaccviti+Vaccmyrt 5%						
Intercept	0,7218	0,5977	-0,4496	1,8932	1,21	0,2272
Height	-6,3575	1,9996	-10,2766	-2,4384	-3,18	0,0015
Poly s.l, 5%						
Intercept	-1,4066	0,5224	-2,4305	-0,3828	-2,69	0,0071
Height	-4,1827	1,8336	-7,7765	-0,5889	-2,28	0,0225
Rubucham 5%						
Intercept	-2,4992	0,7578	-3,9845	-1,0139	-3,30	0,0010
Height	-16,899	3,6467	-24,047	-9,7525	-4,63	0,0001



Kuva 8. Haukilammennevan mätäspintojen viidennen kasvukauden kasvillisuuden peittävyiden riippuvuus mättäiden korkeusvaihtelusta ei-parametrisinä splinetasoituksina (A) sekä esiintymistodennäköisyytenä yli 5 %:n peittävyydellä (B).

Figure 8. Dependence of vegetation coverage in mounds during the fifth growing season on mound height variation at the Haukilammenneva experimental site as nonparametric spline fits (A) and as probability of occurrence with over 5% coverage (B).

sammalta esiintyi lähinnä Ptkg:n viljavuustasoa edustavan karhunsammalmuuttuman laikuissa (luokka 23) kasvullisesti uudelleen lisääntyneenä. Tämä tutkimus ei kuitenkaan oikeuta yleistämään kasvupaikkatyyppien välillä esiintyneitä eroja, sillä Ptkg ja Mtkg olivat kumpikin edustettuina vain yhdellä koekentän loholla. Kytökarhunsammalta pidetään (oligo-)mesotrofisena välipinnan lajina, joka ilmentää myös luhtaisuutta. Korpi-*karhunsammal* on oligo-mesotrofinen mätäs- ja välipintalaji, joka indikoi korpisuutta (Eurola ym. 1994), eli myös ohuen turvekerroksen alaisen kivennäismaan läheisyyttä, kuten Uudenkydön kokeen Mtkg-loholla.

Kasvupaikkatyyppin vaikutus ilmeni myös harmaasaran esiintymisen runsautena mustikkaturvekankaalla (Mtkg). Harmaasara suosii Mtkg:a ja sitä vastaavaa kivennäismaiden tuoretta kangasta (nuoria metsiä muokkausaloineen) sekä niitä ravinteikkaampia kasvupaikkoja (Sarasto 1961, Ferm & Pohtila 1977, Pienimäki 1982, Laine ym. 1995, Tonteri ym. 2005). Sen esiintyminen on yleensä yhteydessä myös liikkuviin pintavesiin (luhtaisuuteen) (esim. Eurola ym. 1994, Hotanen & Reinikainen 2000). Ojien penkereet ja niiden vierukset tarjoavat monille harmaasaran kaltaisille pioneerilajeille käyttökelpoisen leviämistien otollisiin paikkoihin turvemaiden kasvillisuudessa (Platonov 1976, Kuusipalo 1982).

Pallosaran (*Carex globularis*) esiintyminen oli harmaasaraa laaja-alaisempaa. Se oli tämän tutkimuksen muokkauspinnoilla yleinen ja kaikilla viljavuustasoilla esiintyvä. Löyhästi mätästävä pallosara on lähinnä oligo(meso)trofinen mätäspinnan laji ilmentäen korpisuutta (Eurola ym. 1994). Pallosara lisääntyy useimmiten kasvullisesti, ja sillä on pitkä maaversosto (Skult 1958). Se kuitenkin hyötyy runsaasta valosta ja kukkii parhaiten aukkopaikoissa, joissa se leviää kohtalaisesti myös siemenistä. Pallosara suosii maatonutta, melko hapanta (pH 3,5–4,9) turvetta. Sen optimikasvupaikkoja ovat mustikka- ja puolukkaturvekankaiden viljavuustasoa edustavat kasvupaikat. Varputurvekankaillakin (Vatkg) sitä voi jossain määrin kasvaa, jos turve on maatonutta (Hotanen 2000, 2003) tai on paljastettu maatonneempia turvepintoja. Pallosara on tavallinen myös keskiravinteisten kivennäismaiden muokkausaloilla (mm. Tonteri ym. 2005), joilla kosteus lisää lajin runsautta.

Moilasan ym. (1995) mukaan kenttäkerroslajeista muokkauksesta hyötyivät pallosaran lisäksi maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) (mikä johtuu sen siementen erityisen hyvästä lentokyvystä ja itämisestä), ruohokanukka (*Cornus suecica*) ja vadelma (*Rubus idaeus*). Maitohorsma hyötyy myös paljastuneiden turvepintojen lannoituksesta (Reinikainen 1965, Salonen & Laaksonen 1994). Myös kivennäismailla maitohorsman on todettu hyötyvän muokkauksesta (Ferm & Pohtila 1977). Tämän tutkimuksen kokeilla maitohorsma esiintyi vain satunnaisesti lähinnä mätäspinoilla.

Turpeen vedenpinnan syvyys laikutusjäljissä on keskeinen kasvillisuuden kehitykseen vaikuttava ympäristömuuttaja. Olennaisena tekijänä vaikuttavat lisäksi laikutuskohdan alkuperäinen kasvillisuus sekä laikun syvyys eli mihin turpeen pintakerrostumien horisontaaliseen tasoon laikku on tehty. Suurimmalla osalla kaivurilaikkujen kasvilajeista tai lajiryhmistä voitiin havaita turpeen vedenpinnan syvyysvaihtelun mukaan määräytyvä optimialue. Rahkasammalien (*Sphagnum*) peittävyys oli odotetusti suurimmillaan vedenpinnan taso on lähellä laikun pintaa — joskin eri lajien välillä tiedetään olevan eroja (Bragazza & Gerdol 1996, Tahvanainen & Tolonen 2004). Tupasvillan (*Eriophorum vaginatum*) peittävyyden maksimi saavutettiin, kun vedenpinta kaivurilaikkujen paljailla turvepinnoilla oli 5–10 cm:n syvyydessä. Mikäli laikku oli tehty rahkasammalvaltaisiin kasvustoihin, saattoi tupasvillaa esiintyä runsaasti myös silloin kun vedenpinnan syvyys oli edellä mainittua suurempi. Tämä johtuu tupasvillan runsaammasta esiintymisestä rahkasammalkasvustoissa, jolloin laikkupintaan jääneistä tupasvillan maavarsista syntyy laikutuksen jälkeen nopeasti uusia tupasvillakasvustoja. Aiemmin on muokkaamattomilla metsäojitusaloilla havaittu, että tupasvillan esiintyminen on usein runsainta kun vedenpinta on 20–40 cm:n syvyydessä ja puuston tilavuus on alle 100 m³ ha⁻¹ (Laine & Vanha-Majamaa 1990). Tuittilan ym. (2000b) tutkimuksessa tupasvillan esiintymistodennäköisyys näytti olevan suurimmillaan kun

kasvupaikan keskivedenpinnan syvyys on pienempi kuin 25 cm.

Tupasvilla on kenttäkerroksen voimakkaimmin leviävä laji laikkupinnoilla. Se ilmaantuu ensimmäisenä laikkuihin, joissa vedenpinta on lähellä maanpintaa. Syntyneet tuppaaat laajenevat kasvullisesti peittäen laikun nopeasti varsinkin sateisina kasvukausina. Tässä tutkimuksessa esitetyt tupasvillan peittävyysluvut eivät kuvaata täysin todenmukaisesti sen todellista vallitsevuutta kasvupaikalla, sillä peittävyys on arvioitu vain elävien lehtien peittävyytenä. Lajille ominaiset ohuet pystyt lehdet eivät vaakaprojektiossa tarkastellen muodosta yleensä enempää kuin noin kymmenen prosentin peittävyyden, kun samanaikaisesti kasvi kokonaisuutena edellisten kasvukausien maata vasten painuneine kuolleine lehtineen ja tyvituppimättäineen saattaa peittää laikusta 20–50 %.

Tupasvilla voi varpu- ja puolukkaturvekan-kailla levitä erittäin voimakkaasti uudistushakkuun jälkeen, etenkin jos turpeen vedenpinta nousee riittävän lähelle maan pintaa ja turve on sopivan hapanta (pH alle 4,5) lajille tyypillisten mättäiden muodostumiseksi (Kuusipalo & Vuorinen 1981, Saarinen 1993). Havainnot tupasvillan tehokkaasta leviämisestä turvekankaiden siemenpuualoilla koskevat myös jyrsinpintoja (Saarinen 1993). Se leviää niille helposti tuulen kuljettamissa haivenellisissä pähkylöissä olevista siemenistä (Ruuhijärvi 1958, Gardner ym. 1986). Myös tuotannosta poistetuilla turvekentillä

Taulukko 5. Uudenkydön mättäiden kenttäkerroksen kasvillisuuden esiintymistodennäköisyyttä yli 5 %:n peittävyydellä ennustavien logististen regressiomallien (SAS Genmod kuvassa 8) parametrien estimaatit ja testisuureet. Intercept = vakio, Height = mättään korkeuden vaikutus, BD = tilavuuskohtaisen kuiva-ainetiheyden (bulk density) vaikutus, Height*BD = mättään korkeuden ja kuiva-ainetiheyden yhdysvaikutus.

Table 5. Parameter estimates and test statistics produced by logistic regression models (SAS Genmod in Figure 8) predicting probability of field layer vegetation occurrence with over 5% coverage in mounds at the Uusikyötö site. Height = effect of mound height, BD = density (bulk density) effect of mound soil, Height*BD = interaction of height and density effects.

Parameter	Estimate	Standard Error	Confidence Limits (95%)		Z	Pr> Z
Intercept	4,9389	0,6278	3,7084	6,1693	7,87	<,0001
Height	-0,2018	0,0163	-0,2337	-0,1699	-12,41	<,0001
BD	-0,0220	0,0032	-0,0282	-0,0157	-6,89	<,0001
Height*BD	0,0008	0,0002	0,0005	0,0011	5,13	<,0001

vedenpinnan noston jälkeen tupasvillan on todettu runsastuvan nopeasti (mm. Salonen 1990, 1992). Tupasvillan on todettu hyötyvän suopuustojen harvennuksista, ja se voi myös saada etua turvemaille tavallisista (N)PK-lannoituksista, jos valoa on riittävästi (Reinikainen 1965).

Ojanukkasammalen ja karhunsammalien parhaat kasvuedellytykset vallitsivat tämän tutkimuksen mukaan olosuhteissa, joissa vedenpinnan taso oli 20–30 cm:n syvyydellä. Tuittilan ym. (2000b) mukaan ojanukkasammalle optimaalinen vedenpinnan syvyys oli vastaavasti 25–30 cm ja rämekarhunsammalle noin 35 cm. Matalakasvustoinen ojanukkasammal valtaa turvepintaista laikut vedenpinnan optimaalisen syvyyden vallitessa nopeasti jo kahden ensimmäisen kasvukauden aikana. Paljailla turvekentillä on todettu tupasvillan lehtien antaman suojan voivan vielä tehostaa ojanukkasammalen kolonisaatiota (Tuittila ym. 2000b). Myöhemmin laikkuihin ilmaantuu karhunsammalia, jotka osittain peittävät ojanukkasammalen allensa. Turvekentillä nuokkuvarstasammal (*Pohlia nutans*) suosii edellistä hieman kuivempia pintoja (Tuittila ym. 2000b). Se hyötyy myös lannoituksesta (Reinikainen 1965).

Karhunsammalet tulevat hyvin toimeen ajoittain kuivuvilla kasvupaikoilla; ne pystyvät kuljettamaan vettä maasta kasvupisteisiinsä. Kuivumisen estämiseksi esim. korpikarhunsammalen lehdet painuvat tiiviisti vartta vasten ja lehtilaidat kiertyvät sisäänpäin (Korpela 2000 ja viitteet siinä). Karhunsammalet, varsinkin korpikarhunsammal on voimakas kilpailija (Rydin 1997), se leviää tehokkaasti itiöiden avulla ja voi uudistua myös kasvullisesti, jos sen maanpäälliset osat ovat vahingoittuneet (Callaghan ym. 1978, Jonsson 1993). Uudenkydön koekentällä kasvullisen uudistumisen tehokkuus ilmeni selkeästi karhunsammalmuuttumapintaan tehdyissä laikuissa. Sammalet voivat kilpailla intensiivisesti paitsi keskenään, myös putkilokasvien kanssa. Korpikarhunsammalle sopivalla kasvualustalla se syrjäyttää muut, pienemmät pioneerisammalet ja voi tukahduttaa myös mm. *Agrostis*-suvun (röllit) heinälajeja (Rydin 1997).

Myös kivennäismaiden aurasaloilla paljastuneen maan sukkessio nopeutuu ravinteisuuden ja kosteuden eli soistuneisuuden lisääntyessä.

Fermin & Sepposen (1981) mukaan soistuneella alalla sammalet lisääntyivät tehokkaasti aurasvaon pohjan ja pientareen lisäksi myös palteessa. Yleisesti ottaen kivennäismaiden aurasaloilla vaon pohja ja piennar olivat sammalten (kulosammal, nuokkuvarstasammal, karhunsamallajit) vallitsevia, kun taas palteella varvut valtasivat nopeasti takaisin aurauksen seurauksena menettämänsä kasvualaa (Ferm & Pohtila 1977, Ferm & Sepponen 1981, Hauessler ym. 1999).

Kanerva (*Calluna vulgaris*) ilmaantui tämän tutkimuksen koekentille jo ensimmäisenä seurantavuotena erityisesti raakahumuspintaisiin turvekankaan laikkuihin. Se ilmestyi ensin kosteimpiin laikkuihin, mutta erot turpeen vedenpinnan mediaanisyydyden suhteen tasoittuivat seurantajakson lopussa. Tuolloin kanervan esiintymistodennäköisyys oli raakahumuspintaissa laikuissa nelinkertainen turvepintaisiin laikkuihin verrattuna. Kanervakasvustolla on hyvä suvullinen uudistumiskyky; parhaimmillaan neliömetrin kasvusto voi tuottaa satojatuhanisia pienikokoisia siemeniä, jotka leviävät tuulen mukana otollisiin itämispaikkoihin, esimerkiksi paljastuneelle maalle (Salemaa 2000). Metsämaan siemenpankissa on yleensä suuret määrät kanervan siemeniä, jotka voivat säilyä itämiskykyisinä jopa vuosikymmeniä (Granström 1988, vrt. Jauhiainen 1998). On todennäköistä, että varsinkin raakahumuspintaissa laikuissa on ollut siementen lisäksi myös kasvullisia leviämiä, kuten juuria ja varren osia — lajilla tiedetään olevan hyvä regeneraatiokyky (Mohamed & Gimmingham 1970, Lindholm 1980, Lindholm & Vasander 1981).

Turvetuotantoalueen metsitys- ja lannoituskokeessa (Reinikainen 1965) kanerva ei ollut kovin runsas, se oli levinnyt lähinnä turvekenttien reunoille (todennäköisesti siemenistä) ympäristössä olleista kanervakasvustoista. Myös turvetuotantoalueen ennallistamisaloilla kanerva on ollut harvakseltaan kasvava ja yleensä niukka (Salonen 1990, 1992), joskin yksittäisiä peittäviä kasvustoja on voinut esiintyä (Tuittila ym. 2000a, b). Viljavien korprien muokkausaloilla kanerva voi puuttua kokonaan (Moilanen ym. 1995).

Jauhiainen (1998) on tutkinut kokeellisesti pintaturpeen siemen- ja itiöpankin potentiaalista merkitystä kasvillisuuden uudistumisstrategiassa ojitetuilta soilta kerättyjen näytteiden perusteella.

Tällaisista siemenistä tai itiöistä itäneiden ver-
sojen lukumäärä jäi verraten pieneksi. Kanerva,
vaikka olikin melko runsas osalla tutkituista
näytealoista, ei itänyt siemenpankista; alhainen
pH-luku ja mahdolliset jäkäläkasvustot saattoi-
vat vaikuttaa ehkäisevästi kanervan itämiseen
(Jauhiainen 1998).

Mättäissä — erityisesti korkeissa turvemät-
täissä — kasvillisuuden kehitys oli laikkupintoja
huomattavasti hitaampaa, kenttäkerroksen kas-
villisuuden koostuessa useimmiten puolukka- ja
mustikkakasvustoista. Mättäillä menestyvät
ajoittaista kuivuutta kestävät mätäspintalajit. Toi-
saalta mättään korkeus ei sinänsä ole välttämättä
oleellinen kasvillisuuden kehitykseen vaikuttava
tekijä. Enemminkin kyse voi olla mätästyksen
liittyvästä kaivutekniikasta. Kummallakin kokeella
mättäiden korkeusvaihtelu oli kiinteä koejärjeste-
lyyn liittynyt tekijä, joka saatiin aikaan tekemällä
systemaattisesti vuoroin pieniä ja suuria mättäitä.
Mitä ilmeisimmin suuri osa matalista mättäistä
on tehty pintaturpeesta ja korkeisiin mättäisiin on
tullut suhteessa suurempi osa syvältä nostettua
turvetta, jossa on pintaosaa vähemmän kasvilajien
leviäimiä (Jauhiainen 1998). Ensin mainituissa
on mukana osa varpujen ja muun kenttäkerroksen
kasvillisuuden juuristosta, joista mm. puolukka on
päässyt nopeasti leviämään kasvullisesti (Reini-
kainen & Salemaa 2000). Mättään korkeudella on
tosin vaikutusta myös turpeen fysikaalisiin omi-
naisuuksiin: korkeiden turvemättäiden pintaosat
kuivuvat nopeammin kuin matalien mättäiden.

Mättäiden maalajikoostumus on myös tärkeä
kasvillisuuden kehitykseen vaikuttava tekijä:
Uudenkydön kokeella kasvillisuus oli jakautunut
selkeästi mättäiden kivennäismaapitoisuuden
mukaan. Eniten karhunsammalia oli ohuttur-
peisemman Mtkg-lohkon kivennäismaasekoit-
teisissa mättäissä ja vähiten Ptkg:n puhtaissa
turvemättäissä. Kenttäkerroksen lajeista pallosara
ja harmaasara esiintyivät yleisimmin kivennäis-
maasekoitteisissa mättäissä, joskin harmaasara
lähinnä sen vuoksi että kasvupaikka edusti Mtkg:n
viljavuustasosta. Tupasvilla, suomurain ja puo-
lukka olivat tyypillisiä turvemättäiden lajeja.
Nämä kivennäismaasekoitteisille mättäille ja
toisaalta turvemättäille ominaiset lajit noudat-
tavat lajiryhminä mm. pääjakoa minerotrofiseen
(lisäksi reunavaikutteiseen) sekä ombrotrofiseen

lajistoon (Eurola ym. 1994). Suomurain leviää
lähes yksinomaan kasvullisesti muodostaen laajo-
ja klooneja, sen juuret voivat yltää niukkaravinteis-
illä rämemättäillä aina 60 cm syvyyteen; näin se
kestää ja menestyy epävakaissa kasvuolosuhteissa
(Nousiainen 2000).

Loppupäätelmiä

Yhteenvetona kasvillisuuskehityksestä voidaan
todeta, että kasvillisuuden kokonaispeittävyys
laikuissa pieniä ja sen kehitys hidastui huo-
mattavasti, kun turpeen vedenpinnan syvyys
vastasi hyvässä kuivatustilassa olevan ojitusalu-
een vedenpinnan tasoa. Puolukkaturvekankaan
kasvupaikoilla kasvillisuussukcession vaikutus
laikkupintojen peittymiseen johtui selkeämmin
turpeen vedenpinnan syvyydestä kuin mustikka-
turvekankaalla. Jos vedenpinta oli syvemmillä
kuin 30 cm, pintakasvillisuusmuutokset olivat
varsin hitaita. Tämän johdosta uudistusalan
kunnostusojitus heti muokkauksen yhteydessä
on tehokas toimenpide pyrittäessä hidastamaan
laikkupintojen peittymistä metsän uudistumista
heikentävään pintakasvillisuuteen. Mustikka-
turvekankaan kasvupaikoilla karhunsammalet ja
harmaasara peittivät laikkupintoja myös silloin
kun vedenpinta oli yli 30 cm:n syvyydellä. Tästä
johtuen laikkujen säilyminen kasvipeitteetö-
mänä oli mustikkaturvekankaalla huomattavasti
lyhytaikaisempaa kuin puolukkaturvekankailla
myös silloin kun vedenpinnan taso vastasi kun-
nostusojituksen jälkeistä tilaa. Laikutus onkin
muokkausmenetelmänä suositeltavissa pääasiassa
puolukka- ja varputurvekankaalle.

Mustikkaturvekankaita uudistettaessa mä-
tätystys on laikutusta tarkoituksenmukaisempi
maanmuokkausmenetelmä metsän uudistumista
haittaavan pintakasvillisuuden hitaamman kehi-
tyksen johdosta. Mätätettäessä on kasvillisuus-
kehityksen näkökulmasta kuitenkin syytä välttää
tekemästä kaikkein matalimpia eli alle 20 cm:n
korkeusia kivennäismaasekoitteisia mättäitä ohut-
turpeisilla mustikkaturvekankailla. Mätätetyillä
uudistusaloilla suhteellisen kookkaat yli 25 cm:n
korkeiset mättäät pysyvät pitkään kasvipeitteet-
töminä, varsinkin silloin, kun ne on tehty syvältä
nostetusta maatumesta turpeesta.

Kiitokset

Koekenttien maastotyöt kasvillisuuskartoitukseen on ollut mittava monivuotinen urakka, joka ei olisi ollut mahdollinen ilman tutkimusmestareita Markku Nikolaa ja Lauri Hirvisaarta. Professorit Juhani Päivänen ja Jukka Laine ovat lukeneet käsikirjoituksen ja antaneet runsaasti arvokkaita korjausehdotuksia. Kaikille mainituille lämpimät kiitokset.

Kirjallisuus

- Bragazza, L. & Gerdol, R. 1996. Response surfaces of plant species along water-table depth and pH gradients in a poor mire on the southern Alps (Italy). *Annales Botanici Fennici* 33: 11–20.
- Callaghan, T. V., Collins, N. J. & Callaghan, C. H. 1978. Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomium splendens* and *Polytrichum commune* in Swedish Lapland. *Oikos* 57: 73–88.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-Oja, K. 1994. Suokasvillisuusopas. Oulanka Reports 13: 1–81.
- Faith, D. P., Minchin, P. R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57–68.
- Ferm, A. & Pohtila, E. 1977. Pintakasvillisuuden kehittyminen ja muokkausjäljen tasoittuminen auratuilla metsänuudistusalloilla Lapissa. Abstract: Succession of ground vegetation and levelling of ploughed tracks of reforestation areas in Finnish Lapland. *Folia Forestalia* 319: 1–34.
- Ferm, A. & Sepponen, P. 1981. Aurasjäljen muuttuminen ja kasvillisuuden kehittyminen metsänuudistusalloilla Lapissa 10 vuoden aikana. Summary: Development of ploughed tracks and vegetation on reforestation areas in Finnish Lapland during a period of 10 years. *Folia Forestalia* 493: 1–19.
- Gardner, B. L., Chapin, F. S. & Shaver, G. R. 1986. Reproduction of *Eriophorum vaginatum* by seed in Alaskan tussock tundra. *Journal of Ecology* 74: 1–18.
- Granström, A. 1988. Seed banks at six open and afforested heathland sites in southern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 25: 297–306.
- Hauessler, S., Bedford, L., Boateng, J. O. & MacKinnon, A. 1999. Plant community responses to mechanical site preparation in northern interior British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1084–1100.
- Hotanen, J.-P. 2000. *Carex globularis* – Pallosara. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 164–165.
- Hotanen, J.-P. 2003. Multidimensional site description of peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 37(1): 55–93.
- Hotanen, J.-P., Nousiainen, H. & Paalamo, P. 1999. Vegetation succession and diversity on Teuravuoma experimental drainage area in northern Finland. Tiivistelmä: Kasvillisuuden sukkessio ja monimuotoisuus Teuravuoman koeojitusalueella Pohjois-Suomessa. *Suo* 50: 55–82.
- Hotanen, J.-P. & Reinikainen, A. 2000. Sarakasvit. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 159–161.
- Jauhiainen, S. 1998. Seed and spore banks of two boreal mires. *Annales Botanici Fennici* 35: 197–201.
- Jonsson, B. G. 1993. The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 819–826.
- Kaunisto, S. & Päivänen, J. 1985. Metsänuudistaminen ja metsittäminen ojitetuilla turvemailla. Kirjallisuuteen perustuva tarkastelu. Summary: Forest regeneration and afforestation on drained peatlands. A literature review. *Folia Forestalia* 625: 1–75.
- Korpela, L. 2000. *Polytrichum commune* – Korpikarhunsammal. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 255–257.
- Kuusipalo, J. 1982. Lannoituksen ja täydennysojituksen vaikutuksista pintakasvillisuuden rakenteeseen ja dynamiikkaan kolmella eri-

- asteisella muuttamalla. Lisensiaattitutkielma, Joensuun korkeakoulu, Biologian laitos. 74 s. + liitteet.
- Kuusipalo, J. & Vuorinen, J. 1981. Pintakasvil-lisuuden sukkessio vanhalla ojitusalueella Itä-Suomessa. Summary: Vegetation succession on an old, drained peatland area in Eastern Finland. *Suo* 32: 61–66.
- 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.
- Laine, J. & Vasander, H. 2008. Suotyypit ja niiden tunnistaminen. 2. painos. Metsäkustannus. 110 s.
- Laine, J. & Vasander, H. 1998. Suo ekosysteemi-nä. Teoksessa: Vasander, H. (toim.). Suomen suot: 10–19. Suoseura ry., Helsinki.
- Laine, J., 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.
- Laitinen, J. 2008. Vegetational and landscape level responses to water level fluctuations in Finnish, mid-boreal aapa mire – aro wetland environments. *Acta Universitatis Ouluensis. A Scientiae Rerum Naturalium* 513. 68 s.
- Laitinen, J., Rehell, S. & Oksanen, J. 2008. Community and species responses to water level fluctuations, with reference to soil layers in different habitats of mid-boreal mire complexes. *Plant Ecology* 194: 17–36.
- Lieffers, V. J. 1988. Sphagnum and cellulose decomposition in drained and natural areas of an Alberta peatland. *Canadian Journal of Soil Science* 68: 755–761.
- Lindholm, T. 1980. Dynamics of the height growth of the hummock dwarf shrubs *Empetrum nigrum* L. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull on a raised bog. *Annales Botanici Fennici* 17: 343–356.
- Lindholm, T. & Vasander, H. 1981. The effect of summer frost damage on the growth and production of some raised bog dwarf shrubs. *Annales Botanici Fennici* 18: 155–167.
- Lähde, E. 1965. Havaintoja männyn istutuksesta karhunsammalmuuttumille. Summary: Observations on transplanting pine in a Polytrichum-covered drained swamp. *Suo* 16(2): 7–10.
- Mannerkoski, H. 1975. Vanhan ojitusalueen uudistaminen mätätystsmenetelmällä. Summary: Hummock-building method in reforestation of an old drainage area. *Suo* 26(3–4): 65–68.
- McCune, B. & Grace, J. B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon 300 s.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 237 s.
- Minchin, P. R. 1991. *DECODA. Database for Ecological Community Data. Version 2.04*. Australian National University. Canberra.
- Mohamed, B. F. & Gimingham, C. H. 1970. The morphology of vegetative regeneration in *Calluna vulgaris*. *New Phytologist* 69: 743–750.
- Moilanen, M. & Issakainen, J. 1981. Lannoituksen ja muokkauksen vaikutus kuusen ja koivun uudistumiseen eräällä Kainuun vaara-alueen paksuturpeisilla soilla. Summary: Effect of fertilization and soil preparation on the regeneration of birch and spruce on thick peat soils in Kainuu. *Folia Forestalia* 481. 16 s.
- Moilanen, M., Ferm, A. & Issakainen, J. 1995. Kuusen- ja koivuntaimien alkukehitys korven uudistamisaloilla. *Folia Forestalia – Metsätieteen aikakauskirja* 1995(2): 115–130.
- Nousiainen, H. 2000. *Rubus chamaemorus – Mururin*. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa*. Tammi, Helsinki. s. 218–221.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P. & O’Hara, R. G. 2006. *Vegan: community ecology package*. R package version 1.8–2. – <http://cran.r-project.org/>.
- Pienimäki, T. 1982. Kasvillisuuden ojituksen jälkeinen kehitys eräällä suotyypeillä Pohjois-Pohjanmaalla. Summary: Development of vegetation on some drained mire site types in North-Ostrobothnia. *Suo* 33: 113–123.
- Platonov, G. M. 1976. The Shift of Bog Vegetation Under the Influence of Drying. In: P’yavchenko, N. (ed.). *Interrelation of Forest and Bog – Results of Station Research*, pp. 129–140. New Delhi.

- Reinikainen, A. 1965. Vegetationsuntersuchungen auf dem Walddüngungs-Versuchsfeld des Moores Kivisuo, Kirchsp. Leivonmäki, Mittelfinnland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 59(5): 1–62.
- Reinikainen, A. 1984. Suotyypit ja ojituksen vaikutus pintakasvillisuuteen. Teoksessa: Jaakkoinson koeojitusalue 75 vuotta. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 156: 7–21.
- Reinikainen, A. & Salemaa, M. 2000. Varvut. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 97–103.
- Ruuhijärvi, R. 1958. *Eriophorum vaginatum* L. –Tupasvilla. Teoksessa: Jalas, J. (toim.). Suuri kasvikirja I. Suomen luonto. Otava, Helsinki. s. 546–548.
- Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. *Advances in Bryology* 6: 135–168.
- Saarinen, M. 2002. Kasvillisuuden ja maanmuokkauksen vaikutus männyn ja koivun taimettumiseen varpu- ja puolukkaturvekankailla. Summary: Effect of vegetation and site preparation on the restocking of Scots pine and birch in dwarf-scrub and *Vaccinium vitis-idaea* type peatland forests. *Suo* 53(2): 41–60.
- Salemaa, M. 2000. *Calluna vulgaris* – Kanerva. Teoksessa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi, Helsinki. s. 109–111.
- Salemaa, M., Mäkipää, R. & Oksanen, J. 2008. Differences in the growth response of three bryophyte species to nitrogen. *Environmental Pollution* 152: 82–91.
- Salonen, V. 1990. Early plant succession in two abandoned cut-over peatland areas. *Holarctic Ecology* 13: 217–223.
- Salonen, V. 1992. Plant colonization of harvested peat surfaces. *Biological Research reports from University of Jyväskylä* 29: 1–29.
- Salonen, V. & Laaksonen, M. 1994. Effects of fertilization, liming, watering and tillage on plant colonization of bare peat surfaces. *Annales Botanici Fennici* 31: 29–36.
- Sarasto, J. 1957. Metsän kasvattamiseksi ojitettujen soiden aluskasvillisuuden rakenteesta ja kehityksestä Suomen etelä-puoliskossa. Referat: Über Struktur und Entwicklung der Bodenvegetation auf für Walderziehung entwässerten Mooren in der südlichen Hälfte Finnlands. *Acta Forestalia Fennica* 65: 1–108.
- Sarasto, J. 1961. Über die Klassifizierung der für Walderziehung entwässerten Moore. *Acta Forestalia Fennica* 74: 1–47.
- Sarasto, J. 1963. Tutkimuksia koivun kylvöstä ojitetuilla soilla. Summary: Sowing of birch on drained swamps. *Suo* 14: 47–56.
- Sarasto, J. & Seppälä, K. 1964. Männyn kylvöistä ojitettujen soiden sammal- ja jäkäläkasvustoihin. Summary: On sowing of pine in moss and lichen vegetation on drained swamps. *Suo* 15: 54–58.
- SAS Institute Inc. 1992. SAS Technical Report P-229 SAS/STAT software: changes and enhancements, release 6.07. SAS Institute Inc., Cary, NC. 620 pp.
- Skult, H. 1958. *Carex globularis* L. – Pallosara. Teoksessa: Jalas, J. (toim.). Suuri kasvikirja I. Suomen luonto. Otava, Helsinki. s. 770–772.
- Tahvanainen, T. & Tolonen, K. 2004. Patterns of plant species responses to the water table depth gradients in Finnish mires. In: Päivänen, J. (ed.). Wise use of Peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress, Tampere, Finland 6–11 June 2004. International Peat Society. Vol 2: 925–930.
- Tonteri, T., Hotanen, J.-P., Mäkipää, R., Nousiainen, H., Reinikainen, A. & Tamminen, M. 2005. Metsäkasvit kasvupaikoillaan – kasvupaikkatyyppin, kasvillisuusvyöhykkeen, puuston kehitysluokan ja puulajin yhteys kasvilajien runsaussuhteisiin. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 946. 52 s + 53 liitesivua.
- Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. 2000a. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205–212.
- Tuittila, E.-S., Rita, H., Vasander, H. & Laine, J. 2000b. Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Canadian Journal of Botany* 78: 47–58

- Tuittila, E.-S., Väiliranta, M.; Laine, J. & Korhola, A. 2007. Quantifying patterns and controls of mire vegetation succession in a southern boreal bog in Finland using partial ordinations. *Journal of Vegetation Science* 18: 891–902.
- Vasander, H., Kuusipalo, J. & Lindholm, T. 1993. Vegetation changes after drainage and fertilization in pine mires. Tiivistelmä: Kasvillisuuden muutokset rämeillä ojituksen ja lannoituksen jälkeen. *Suo* 44: 1–9.
- Økland, R. H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia supplement* 1. 233 s.
- Økland, R. H. 2007. Wise use of statistical tools in ecological field studies. *Folia Geobotanica* 42: 123–140.
- Økland, R. H., Økland, T. & Rydgren, K. 2001. A Scandinavian perspective on ecological gradients in north-west European mires: reply to Wheeler and Proctor. *Journal of Ecology* 89: 481–486.

Summary: Vegetation succession in prepared microsites in drained peatland forest regeneration areas

Introduction

The succession of vegetation catalyzed by peatland drainage can be distinguished as either drying or forest succession. In the former, mire species gradually disappear while in the latter case, plant species typical of upland forests colonize living space freed up by vacating mire vegetation (Reinikainen 1984, Saarinen & Hotanen 2000). Ecological factors (in the drained peatland forest environment) such as variation in the water table level in peat soil depend not only on weather conditions but also on the forest stand itself and the effectiveness of drainage; consequently, this creates variability in the manifestation of different successional stages as well as in the speed and direction toward which succession progresses. If drying of the peat soil in the drained area has progressed poorly, the direction of vegetation succession may also revert back towards a state of increasing abundance of mire vegetation (Laine et al. 1995, Saarinen & Hotanen 2000, Hotanen 2003).

Environmental factors dictating vegetation succession change radically upon regenerating the first post-drainage forest stand. In forest regeneration areas where the soil has been prepared, the microsites present consist of unprepared vegetated surfaces as well as different kinds of bare peat and peat-mineral soil surfaces from which vegetation has been removed (mounds, scalps). New plant communities colonize these surfaces, and as a result, the vegetation structure in drained areas develops along entirely new successional gradients (Moilanen et al. 1995).

In this study, vegetation succession in excavator-made scalps and mounds following regeneration of the first post-drainage forest stands in two old drainage areas was examined. The aim behind monitoring changes in vegetation has been to deduce how quickly prepared microsites revegetate in drained peatland forest regeneration areas depending on their surface characteristics as well as their proximity to the water table.

Material and methods

Both experimental sites are situated in Parkano municipality in Western Finland, (N/lat: 62°, E/lon: 23°). The Uusikytyö experimental area was drained in the 1950s and clearcut in the summer of 1997. The site type ranged from lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea*) to blueberry (*Vaccinium myrtillus*) drained peatland forest types (site types according to Laine & Vasander 2008), wherein mire vegetation had been almost completely replaced by upland species following drainage. In part of the field

site, patches dominated by *Sphagnum* and *Polytrichum/Polytrichastrum* species remained evident as drying succession within them was still in progress.

In the autumn 1998, the soil in the Uusikyö regeneration site was prepared using an excavator resulting in scalped and mounded microsites. For vegetation monitoring (1999–2001), 150 scalps and 148 mounds were selected by sampling from all the prepared surfaces made. Scalped spots were classified as those covered by *Polytrichum* s.l. (either *Polytrichum commune* or *Polytrichastrum longisetum*), *Sphagnum* spp. or drained peatland forest vegetation prior to soil preparation. The last mentioned were further grouped into scalps made by baring the surface peat and those distinguished by remnants of an undecomposed humus layer, which had accumulated post-drainage, left atop the surface peat.

The other experimental site, Haukilammenneva, was drained in 1912 and represents lingonberry drained peatland forest site type. The tree stand was clearcut in 1995 and soil preparation carried out in the autumn of 1996. The number of sampled plots incorporated into the monitoring scheme totalled 250 and 240 for mounds and scalps, respectively. Changes in the vegetation were monitored over five growing seasons during the years 1997–2001.

Results and conclusions

The moss vegetation in scalps at Haukilammenneva had developed three-dimensionally (Figure 1). Scalps colonized by moss vegetation dominated by *Polytrichum* s.l., *Sphagnum* spp. or *Dicranella cerviculata* distinguished themselves from scalps which remained free of moss. At the Uusikyö site, the variation amongst vegetation growing in scalps was particularly distinguished by those scalps previously dominated by a *Polytrichum commune* moss layer; in these, viable shoots of the species left intact on the bottom of the scalp quickly produced new moss growth from their buds. Another vegetation gradient was determined by the coverage of *Carex canescens*. This particular sedge species was commonly found in scalps at the *Vaccinium myrtillus* drained peatland forest site.

Polytrichum s.l. mosses were not identified down to the species in vegetation coverage assessments, but *Polytrichastrum longisetum* was however found to be the most common species present in the drained peatland forest sites on scalped surfaces in which the decomposed peat layer lying beneath the undecomposed humus layer had been revealed. The probability of *Polytrichum* s.l. occurrence in scalps in *Vaccinium myrtillus* drained peatland forest was nearly double that of *Vaccinium vitis-idaea* drained peatland forest (Figure 6). *Polytrichum* s.l. mosses chiefly colonized scalped surfaces, as mounds became vegetated by mosses at a considerably slower pace even in the richer site, *Vaccinium myrtillus* drained peatland forest.

The depth of the water table in scalps was an essential environmental variable affecting vegetation succession. Likewise, the original composition of vegetation (prior to soil preparation) and scalp depth, i.e. the horizontal position of the scalp in respect to the surface peat layers, were also integral factors in determining how vegetation proceeded to develop. For the majority of plant species or plant species groups occurring in scalps, the optimal range of the water table level based on its depth variation could be determined. As expected, the coverage of *Sphagnum* mosses was greatest when the water table level approached the surface of the scalp (Bragazza & Gerdol 1996, Tahvanainen & Tolonen 2004).

Of all the plant species present in the field layer of scalps, *Eriophorum vaginatum* spread the most aggressively. It emerged first in scalps with a high water table level. The maximum coverage of *Eriophorum vaginatum* was achieved when the water level in scalps was situated 5–10 cm below the scalp surface. If the vegetated surface had been dominated by *Sphagnum* mosses prior to scalping, then it enabled *Eriophorum vaginatum* to grow in abundance despite deeper water table levels (Figures 5 & 6).

As for *Dicranella cerviculata* and *Polytrichum* s.l. mosses, the optimum water table level range in this study lied at a depth of 20–30 cm. With the optimal water level prevailing, low-growing *Dicranella cerviculata* colonizes bare peat scalps swiftly, already during the first two growing seasons (Figures 4 & 5).

Calluna vulgaris appeared on scalped surfaces already during the first monitoring year depending on the presence of an undecomposed humus layer (more or less intact). It emerged first in the wettest scalps, but differences in the median water table level evened out towards the end of the monitoring period. By then, the probability of *Calluna vulgaris* occurrence in scalps with an undecomposed humus surface was four times that of scalps with a bare peat surface (Figure 6).

In mounds, especially in high peat mounds, vegetation succession progressed substantially slower than in scalped surfaces. Field layer vegetation in low mounds generally consisted of *Vaccinium vitis-idaea* and *V. myrtillus*. However, mound height was not always the primary factor affecting vegetation succession. Rather, more probably it was a question of excavation technique when mounding the sites. Most likely, the majority of low mounds were created from surface peat while high mounds contained a relatively higher proportion of deeply excavated peat. Surface peat includes some roots from dwarf shrubs and other field layer vegetation; thus, *Vaccinium vitis-idaea*, for instance, is capable of spreading rapidly vegetatively (Reinikainen & Salemaa 2000). Nevertheless, mound height does seemingly affect the physical properties of peat substrate, for the desiccation process in the surface portion of high peat mounds progresses more intensely than in low peat mounds.

Soil composition of mounds is also an important factor determining the path of vegetation succession: *Polytrichum s.l.* mosses were most prevalent in mounds composed of a peat-mineral soil mixture and least apparent in pure peat mounds. In the case of field layer species, *Carex globularis* and *C. canescens* occurred most commonly in peat-mineral soil mounds, although the latter-mentioned species did so chiefly due to the fertility of the *Vaccinium myrtillus* drained peatland forest site. *Eriophorum vaginatum*, *Rubus chamaemorus*, and *Vaccinium vitis-idaea* were typical species found growing in peat mounds.

To summarize regarding vegetation succession, total coverage in scalps decreased and vegetation development slowed down considerably as the median depth of the water table increased to more than 30 cm. In mounded areas, relatively large, over 25 cm high mounds remained free of vegetation for considerable time, particularly if they consisted of deeply dug, decomposed peat.

Keywords: forest regeneration, soil preparation, drained peatland, vegetation succession