

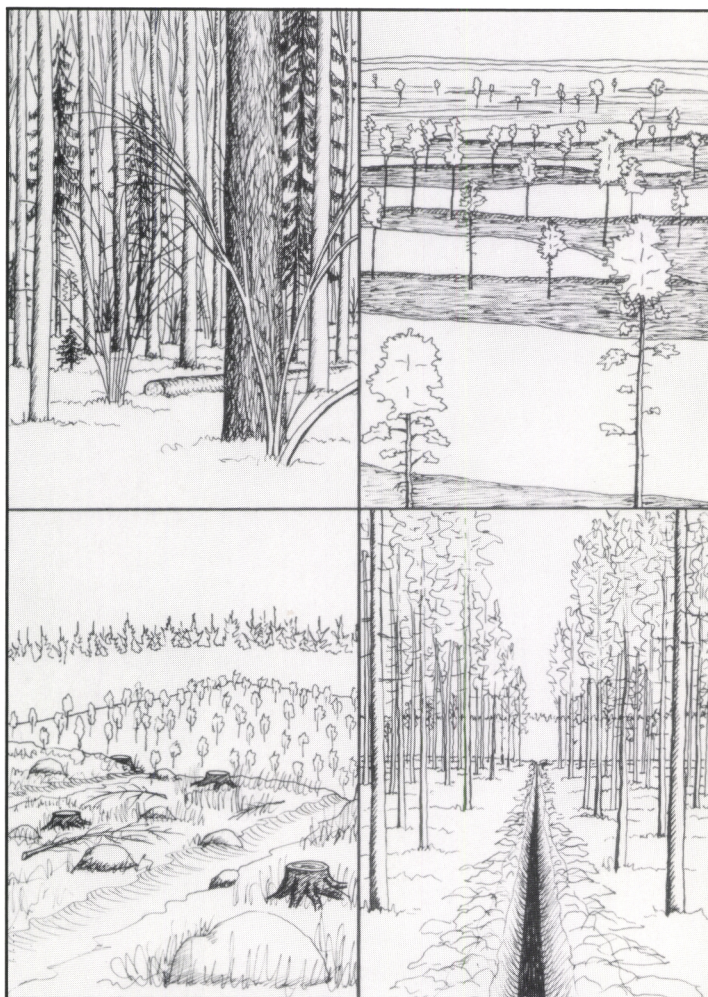
KASVUPAIKKALUOKITUKSEN TUTKIJASEMINAARI

Vantaa 27.10.1994

WORKSHOP OF FOREST SITE CLASSIFICATION

Vantaa, Finland, October 27, 1994

Toimittaneet Antti Reinikainen ja Kirsi-Marja Lehtinen (eds.)



Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 531
The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 531

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Kirjasto

KASVUPAIKKALUOKITUKSEN TUTKIJASEMINAARI

Vantaa 27.10.1994

WORKSHOP OF FOREST SITE CLASSIFICATION

Vantaa, Finland, October 27, 1994

Toimittaneet Antti Reinikainen ja Kirsi-Marja Lehtinen (eds.)

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 531
The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 531

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Kirjasto



411 011

Kierrätykseen sopiva tuote
Alhaiset päästöt valmistuksessa

Hakapaino Oy, Helsinki 1994

Distribution: The Finnish Forest Research Institute,
Department of Forest Ecology, P.O. Box 18, 01301 Vantaa, Finland
Phone: +358-0-857 051, Fax: +358-0-857 05 569

ISBN 951-40-1401-4
ISSN 0358-4283

SISÄLLYS - CONTENTS

Lukijalle

Tarvitaanko metsätyyppejä?	
Tapani Lahti	5
Kuinka vakaa on suokasviyhdyksunta - pysyykö suotyyppi?	
Jukka Laine	8
Turvekankaat - kangasmetsäkasvillisuutta turvemaalla?	
Antti Reinikainen	11
Kanadan soiden ekologinen luokittelu	
Pekka Pakarinen	19
Kasvillisuudesta ja suomalaisen metsätyyppiluokittelun käyttökelpoisuudesta Patagonian Andeilla	
Ilkka Vanha-Majamaa	24
Eräiden ordinaatiomenetelmien vertailua	
Juha-Pekka Hotanen	30
Kasvillisuuden jatkumokysymys	
Päivi Paalamo	39
Voidaanko monimuotoisuuden tunnuksilla tarkentaa luokitusta ja ordinaatioiden tulkintaa?	
Leila Korpela	45
Kasvillisuusluokat puuston kasvun kuvaajina ojitetuilla soilla	
Hannu Hökkä	51
Voitaisiinko soita luokitella pelkkien turpeen ravinnetunnusten perusteella?	
Raija Laiho	56
Käsitykseni kangasmetsien parhaasta bonitointitavasta	
Pekka Tamminen	62
Turpeen ravinnemäärät ojitusalueen puuntuotantoa säätelevänä tekijänä	
Carl Johan Westman	69
Luokitusohjeiden pahimmat puutteet ja ongelmat kasvupaikkojen käytännön luokittelussa	
Juhani Karjalainen	74
Mitä valtakunnan metsien inventoija odottaa kasvupaikan luokitusmenetelmältä?	
Hannu Yli-Kojola	77
Huikarin luokitusjärjestelmällä aitoihin suotyyppeihin?	
Hannu Nousiainen	80
Kasvupaikan tunnusten tarpeellisuus ja käyttö kasvumalleissa	
Jari Hynynen	87
Luonnonsuojelualueiden kasvillisuuskartoitus - vieläkö yksi kasvillisuusluokitus?	
Heikki Toivonen ja Anneli Leivo	91
Metsien rakenneluokittelu	
Seppo Tuominen	97
Makrosienet ja metsätyyppit	
Kauko Salo	100
Ekosysteemin rakenne ja soiden luokittelu Suomessa	
Antti Huttunen	107
Olisiko mielekästä luokitaa boreaalisia ekosysteemejä orgaanisen aineen kertymän avulla?	
Harri Vasander	113

Lukijalle

Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen ja Kolarin tutkimusasemien järjestämällä tutkimuspäivillä vuonna 1984 oli teemana metsien kasvupaikkaluokitus. Symposion esitelmistä syntyi julkaisu (Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148), joka varsin tyhjentävästi kuvasi 10 vuoden takaisen tilanteen alan tutkimuksessa. Monelle luokituksen tutkijalle tuosta niteestä tuli tärkeä käsikirja ja opas varsinkin vanhemman kirjallisuuden jäljille pääsemiseksi.

Kasvupaikkaluokituksen tutkimus oli METLAssa aina vuoteen 1990 saakka jakaantunut usealle osastolle ja tutkimussuunnalle. Luokitusta tutkittiin ainakin metsänhoidon (metsätyypit), metsänarvioimisen (ARI luokituksen sovellutukset ja ARP puustobonitointi), maantutkimuksen (luokitus maan fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien avulla) ja suontutkimuksen (turvemaiden kasvupaikat) osastoilla. Rovaniemen symposio oli antanut impulssin tutkimuksen koordinoinnin parantamiselle. Hankeorganisaatioon siirryttäessä pyrittiin aluksi vuonna 1991 kokoamaan kaikki kasvillisuuteen perustuva luokitustutkimus samaan hankkeeseen. Kuitenkin jo seuraavana vuonna luonnon monimuotoisuusteema tuli laitoksen tutkimusohjelmaan, ja huomattava osa kasvillisuustutkimuksen resursseista suunnattiin tälle uudelle painoalalle. Tämä johti kasvitieteellisen metsä- ja suotyypitutkimuksen entistä lähemmäksi muuta luokitustutkimusta. Perustettiin metsäekologian tutkimusosastoon hanke 'Metsäkasvupaikkojen luokitus' (3074).

METLAn pitkäaikaisen luokitustutkimuksen jatkaja tulosjohtamisen aikakaudella määritteli yleistavoitteekseen kasvupaikan luokitusmenetelmien kehittämisen ja ajan tasalla pitämisen sekä uusien menetelmien etsimisen. Uudessa asetelmassa tarjoutui entistä parempi tilaisuus eri luokitustapojen vertailuun ja rinnakkaisen käytön tarkasteluun ja jopa integroidun tai valinnaisen luokitusjärjestelmän kehittelyyn. Metsätaloudellisesti tärkeisiin tavoitteisiinsa hanke EK 3074 on joutunut pyrkimään vähenevin resurssein ja yhtenä METLAn pienimmistä projekteista. Sen rajat naapurihankkeisiin ovat kuin veteen piirrettyjä viivoja.

Tällä vuosikymmenellä on metsäkasvupaikkojen luokitustutkimukselle noussut uusia haasteita. Tärkeimmät niistä on esitetty metsätalouden suunnittelun taholta. Luokituksen rooli kasvun ja tuotoksen ennustamismalleissa ja metsänkäsittelyn vaihtoehtojen valinnassa on saanut uusia painotuksia. Luokituksen mahdollisuudet biodiversiteetin inventoinnin, seurannan ja tutkimuksen sekä monimuotoisuuden hoitoa koskevan päätöksenteon työvälineenä on huomattu.

Tämä julkaisu sisältää Metsäntutkimuslaitoksen metsäekologian osastossa Vantaalla 27.10.1994 pidetyn tutkijaseminaarin alustukset. Seminaarin kutsui koolle allekirjoittanut. Julkaisun ulkoasusta huolehti Kirsi-Marja Lehtinen ja englanninkieliset tekstit tarkasti Markus Hartman. Kiitokset heille. Toivon, että raportti yhdessä Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148 -niteen kanssa voi olla avuksi kartoitettaessa jokseenkin koordinoimattoman suomalaisen kasvupaikkaluokitustutkimuksen tilaa ja määriteltäessä tutkimustarpeita.

Vantaalla 1.12.1994

Antti Reinikainen

TARVITAANKO METSÄTYYPPEJÄ? *DO WE NEED FOREST SITE TYPES?*

Abstract

The forest site type system, developed by A.K. Cajander at the beginning of the 20th century, has remained the predominant site classification scheme in Finland for 85 years. Therefore it is necessary to evaluate critically the suitability of its theoretical background for current needs in forest research and management.

A fundamental problem of the forest site type system is that it compresses the multidimensional variation among forest sites into a unidimensional sequence of site type classes. It is difficult to control the amount of structural information that is lost during this process.

Modern plant ecology offers quantitative methods for describing the compositional variation of forest vegetation. There are good reasons for continuing the use of the site classification system in practical forestry, but current scientific demands for site characterization are better met with a more flexible view based on multidimensional ecological gradients.

Johdanto

Kun Cajanderin (1909) kehittämää metsien kasvupaikkaluokitusjärjestelmää arvioidaan nykyään, ensimmäiseksi on syytä panna merkille tieteelliselle oppirakennelmalle kunnioitettava 85 vuoden ikä. Eräiltä osin täydennettynä ja paranneltuna metsätyyppijärjestelmä on säilyttänyt keskeisen sisältönsä vuosikymmeniä. Cajanderin omien kirjoitusten lisäksi metsätyyppioppia on esitelty ja tulkittu lukuisissa julkaisuissa (esim. Keltikangas 1959, Nieppola 1986, Lehto ja Leikola 1987).

Metsätyyppiopilla on ollut paljon käyttöä sekä tieteellisen tutkimuksen tukena että käytännön metsätalouden työkaluna. Tämän vuoksi otsikon kysymys metsätyyppien tarpeellisuudesta saattaa vaikuttaa turhalta, onhan järjestelmä osoittanut arvonsa sen perustalle kehitettyjen sovellusten kautta.

Koska kyseessä kuitenkin on tieteellinen teoria, metsätyyppijärjestelmän kriittinen arviointi on sallittua ja jopa välttämätöntä. Edes metsätyyppiopin pitkä elinikä ei tässä yhteydessä ole puolustus vaan pikemminkin epäilyksen lähde: eikö kasviekologia todellakaan ole kehittynyt tällä vuosisadalla niin että sillä olisi mitään lisättävää vuosisadan alkupuolen ajatuksiin (ks. Oksanen 1991)? Onko suomalainen kasvillisuustutkimus vain reunahuomautuksia Cajanderin teksteihin?

Luokitusta vai mittausta?

Metsätyyppijärjestelmän kriittinen tarkastelu ei tarkoita sitä, että tavoitteena olisi osoittaa Cajanderin oppirakennelmat "vääräksi". Metsätyyppiopin ydin, näkemys kasvupaikan ja sillä kasvavan kasvillisuuden välisestä vuorovaikutuksesta on vain voimistunut vuosikymmenien tutkimustyön tuloksena. Sen sijaan voidaan perustellusti kysyä, onko kasvupaikkaluokkiin perustuva järjestelmä paras mahdollinen tapa kuvata tätä kasvupaikan ja kasvillisuuden välistä vuorovaikutusta.

Cajander itse oli koko tieteellisen uransa ajan puhdasoppinen luokittelija. Cajander (1949, s. 11) kirjoitti: "Ja ennen kaikkea nämä toisistaan melko riippumattomat kasvutekijät vaihtelevat vaikutuksensa voimakkuuden puolesta tiettyjen ääriarvojen välillä keskeytymättä, niin ettei niiden astemäärien välillä ole mitään äkillisiä rajoja. Kun otetaan huomioon vain kasvutekijät, ei voida päästä mihinkään luonnollisiin kasvupaikkaryhmytyksiin, mihinkään luonnollisiin kasvupaikan hyvyysluokkiin." Myös tuoreemmissa alan tutkimuksissa viitataan säännöllisesti pyrkimykseen kehittää ja täsmentää kasvupaikkojen luokitusmenetelmiä, silloinkin kun työn teoreettinen tausta ja aineiston analysointimenetelmät ovat kvantitatiivisia (esim. Kuusipalo 1985, Nieppola ja Carleton 1991).

Nykytietämyksen valossa voidaan perustellusti väittää, että sekä metsiköiden puuntuottokyvyn että aluskasvillisuuden rakenteen vaihtelu on luonteeltaan jatkuvaa. Jos näin on, voimme unohtaa metsätyypit ja analysoida suoraan näiden kahden muuttujan yhteisvaihtelua kvantitatiivisin menetelmin. Luokituksen käyttöä voidaan perustella metsätalouden vaatimuksilla, mutta metsätieteellisessä tutkimuksessa tämä argumentti ei kelpaa. Luokitteluparadigman voimaa suomalaisessa metsäntutkimuksessa osoittaa se, että jopa puiden ikään ja valtapituuteen perustuva kvantitatiivinen pituusbonitointi on yritetty kammata luokka-asteikolle: pituusboniteettien kolmen metrin luokkaväliä on perusteltu sillä, että siten pituusboniteetit ja metsätyypit saadaan vastaamaan toisiaan (esim. Vuokila 1980).

Metsätyyppien tuolle puolen

Keskeinen kasvupaikkojen kuvaamisessa tarvittava käsite on samankaltaisuus. Metsätyyppijärjestelmän kaltaisessa luokittelumenetelmässä kaikki samaan luokkaan kuuluvat kasvupaikat ovat - määritelmän mukaisesti - samanlaisia. Samankaltaisuus on kuitenkin käsite, jolla itsessään ei ole merkitystä, vaan se viittaa tiettyihin kiinnostuksen kohteena oleviin ilmiöihin. Cajanderin käyttämä käsite "biologinen arvo" on tässä mielessä hyvin epämääräinen, varsinkin jos sen avulla pyritään osoittamaan yksiulotteisen metsätyyppijärjestelmän kelpaavan kaikkiin mahdollisiin metsäekologiisiin tutkimustarpeisiin. Moderni kasviekologia tarjoaa nykyään kvantitatiivisia analysointimenetelmiä, joiden avulla on mahdollista vastata sekä biologisiin että metsätieteellisiin tutkimusongelmiin huomattavasti tehokkaammin. Metsätyypit voimme säilyttää niiden iloksi, jotka niitä kaipaavat.

Kirjallisuus

- Cajander, A.K. 1909. Über Waldtypen. -- Fennia 28: 1-176.
- Cajander, A.K. 1949. Metsätyypit ja niiden merkitys. -- Acta For. Fennica 56: 1-69.
- Keltikangas, V. 1959. Suomalaisista seinäsammaltypeistä ja niiden asemasta Cajanderin luokitusjärjestelmässä. -- Acta For. Fennica 69: 1-266.
- Kuusipalo, J. 1985. An ecological study of upland forest site classification in southern Finland. -- Acta For. Fennica 192: 1-78.
- Lehto, J. ja Leikola, M. 1987. Käytännön metsätyypit. -- 96 s. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Nieppola, J. 1986. Cajanderin metsätyypiteoria. Kirjallisuuteen perustuva tarkastelu. -- Folia For. 654: 1-42.
- Nieppola, J. ja Carleton, T.J. 1991. Relations between understorey vegetation, site productivity, and environmental factors in *Pinus sylvestris* L. stands in southern Finland. -- Vegetatio 93: 57-72.
- Oksanen, L. 1991. A century of community ecology: how much progress? -- Trends Ecol. Evol. 6: 294-296.
- Vuokila, Y. 1980. Metsänkasvatuksen perusteet ja menetelmät. 2.p. -- 258 s. WSOY, Helsinki.

KUINKA VAKAA ON SUOKASVIYHDYSKUNTA - PYSYKÖ SUOTYYPPI? *HOW STABLE IS A MIRE PLANT COMMUNITY?*

Abstract

Mire plant communities are formed within an ecological template, whose properties are determined by the size and shape of the basin together with its geochemistry and hydrology. These communities are very sensitive to hydrological changes which may be brought about by (1) the gradual progressive height growth of the mire, (2) sudden local hydrological changes in the basins of minerotrophic mires, (3) indirect human impacts (atmospheric deposition and global climatic warming) and (4) direct impacts, such as drainage for various land use purposes. The structure of the plant community appears to reflect the properties of the changed environment and can be used to predict the site quality.

Keywords: mire vegetation, site properties.

Kasviyhdyskunta syntyy ekologiseen muottiin, jonka ominaisuudet määräytyvät altaan koon ja muodon sekä geokemian ja hydrologian perusteella. Suokasviyhdyskunta muodostaa vähitellen oman kasvualustansa, koska syntynyt orgaaninen aines hajoaa vaillinaisesti ja syntynyt kerros katkaisee kasvillisuuden juuristoyhteyden kivennäismaahan. Alkutilanteen geokemian vaikutus seuraa kuitenkin pitkään mukana, vähitellen heiketen, suon kasvaessa progressiivisesti korkeutta. Lopulta yhteys pohjavesien ravinteisiin katkeaa ja kasviyhdyskunta on pintaturpeen varaston ja laskeuman mukana tulevien ravinteiden varassa. Kasviyhdyskuntien rakenne ja lajisto muuttuvat heikkenevän ravinteisuuden mukana ja samalla suotyyppi muuttuu, esimerkiksi sarjana VSN - VSR - TSR - TR - ITR - IR - RaR. Tyypin muuttumisen aika-askel saattaa olla sadoista vuosista tuhansiin vuosiin.

Hyvin määritellyissä minerotrofisissa soissa korkeuskasvu on hidasta ja progressiivisesta kehityksestä johtuva kasvillisuuden muutos pientä. Paikalliset hydrologian muutokset voivat aiheuttaa kuitenkin nopeita kasvillisuuden muutoksia rajatuilla alueilla. Tällaisia muutoksia ovat esimerkiksi suolle purkautuvien pohjavesien uusi suuntautuminen.

Ihmisen aiheuttamat suorat tai epäsuorat vaikutukset suokasviyhdyskuntiin ovat merkittäviä muutoksen aiheuttajia. Ennakoitu ilmaston lämpeneminen ja siihen liittyvä kasvukaudenaikainen haihdunnan lisääntyminen alentavat suon vedenpintaa ja muuttavat kasvillisuuden luonnetta. Ombrotrofiset suot kehittyvät entistä kuivempaan suuntaan, minerotrofisten soiden muutoksen aste riippuu vedenpinnan alenemisen suuruudesta. Vähäinen muutos todennäköisesti nopeuttaa kehitystä ombrotrofian suuntaan, suurempi stabiili muutos johtanee metsäkasvillisuuden suuntaan suhteellisen pysyvästi (Laine ja Vanha-Majamaa 1992).

Suon ojitamisen vaikutus on edellä kuvatun kaltainen, mutta nopeampi ja voimakkaampi. Suokasvillisuus (suotyyppi) aloittaa kehityksen kohti metsäkasvillisuutta

(turvekangastyyppejä). Aikaa suhteellisen pysyvän kasvillisuuskuvan, turvekangasvaiheen, saavuttamiseen kuluu 20 - 50 vuotta kasvupaikan ravinteisuudesta ja suurilmastosta riippuen (Keltikangas et al 1986).

Pintaturpeen fysikaalis-kemialliset muutokset jatkuvat turvekangastyypin saavuttamisen jälkeenkin, joten kasvivyhdyskunnan pysyvyydestä ei ole empiiristä näyttöä. Ruotsalainen Melin (1917) esitti tunnetun teoriansa, jonka mukaan kaikki riittävän tehokkaasti kuivatut suot muuttuvat riittävän pitkän ajan kuluessa Myrtillus-tyyppiä vastaaviksi kasvivyhdyskunniksi. Suomessa oli tuolloin vallalla ajatus, että eri ravinteisuustasojen suot ojitettuina kehittyvät niitä vastaaviksi metsätyypeiksi (esim. Tantu 1915), joten Melinin ajatukset torjuttiin epärealistisina (Keltikangas 1945). Myöhemmät tutkimukset ovat osoittaneet, että erot eri turvelajien ravinteisuudessa ovat siinä määrin suuria, että kehitys kohti yhtenäistä lopputulosta ei ole todennäköinen, vaikka ojituksen jälkeiset muutokset pintaturpeessa pienentävätkin tyyppien välisiä alkuperäisiä eroja (esim. Vahtera 1955, Laiho ja Laine 1994).

On olemassa selviä viitteitä siitä, että kasvillisuuden kehitys turvekangastyypiksi ei aina noudata alkutilanteen ennustetta (vrt. Laine 1989), ja turvekangastyypin määrittäminen ojitushetken pintakasvillisuuden avulla johtaa joissakin tapauksissa virhearvioon. Näitä tapauksia ovat tyypillisesti ns. kerrokselliset turpeet, joissa pintaosissa monien ravinteiden määrät ovat selvästi syvempien kerrosten määriä pienemmät, etenkin volumetrisesti tarkastellen.

Suon pinta painuu ojituksen jälkeen (15 - 40 cm, Laine et al. 1994) , jolloin syntyy juuristokontakti ravinteisemmän turvekerroksen kanssa. Kasvien syvemmillä ottamat ravinteet siirtyvät karikkeen mukana suon pinnalle, jolloin pintaturpeen ravinteisuus paranee. Turvekangastyypin tuskin muuttuu tämän seurauksena yhtä luokkaa paremmaksi - tyypillinen tapaus lienee varputurvekankaan muuttuminen puolukkaturvekankaaksi.

Edellä esitetyn pohjalta voidaan kysyä vallitseeko suokasvivyhdyskunnissa cajanderiaaninen tasapainotila ja siihen liittyvä pysyvyys. Cajander (1913) itse rinnastaa suotyypit täysin metsätyyppeihin, vaikka näyttääkin olevan tietoinen soiden kehityksen luonteesta. Viimeaikaiset selvitykset (esim. Laine ja Vanha-Majamaa 1992) osoittavat soiden kasvivyhdyskuntien seuraavan melko nopeasti alustansa muutoksia, ja siten heijastavan sen ominaisuuksia. Suotyypin käyttö nykyisiin tarkoituksiinsa ei siten liene ongelmallista, huolimatta niiden taustojen mahdollisista teoreettisista kyseenalaistuksista.

Kirjallisuus

- Cajander, A.K. 1913. Studien über die Moore Finnlands. Acta Forestalia Fennica, 2, 1-208.
- Keltikangas, M., Laine, J., Puttonen, P. & Seppälä, K. 1986. Vuosina 1930-1978 metsäojitetut suot: ojitusaluiden inventoinnin tuloksia (Summary: Peatlands drained for forestry during 1930-1978: results from field surveys of drained areas). Acta Forestalia Fennica, 193, 1-94.
- Keltikangas, V. 1945. Ojitettujen soiden viljavuus eli puuntuotoskyky metsätyypiteorian valossa. (Summary: The fertility of drained bogs as shown by their tree producing capacity, considered in relation to forest types). Acta Forestalia Fennica, 53:1-237.
- Laiho, R. & Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. Scandinavian Journal of Forest Research, 9, 251-260.

- Laine, J. 1989. Metsäojitettujen soiden luokittelu. (Summary: Classification of peatlands drained for forestry). *Suo* 40:37-51.
- 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., Minkkinen, K., Puhalainen, A. & Jauhiainen, S. 1994. Effect of forest drainage on the carbon balance of peatland ecosystems. The Finnish research programme on climate change. Second progress report (eds M. Kanninen & P. Heikinheimo), pp. 303-308. Publications of the Academy of Finland 1.
- Melin, E. 1917. Studier över de norrländska myrmarkernas vegetation med särskild hänsyn till deras skogsvegetation efter torrläggning. *Norrländsk Handbibliotek* 7: 1-426.
- Tanttu, A. 1915. Tutkimuksia ojitettujen soiden metsitymisestä. (Referat: Studien über die Aufforstungsfähigkeit der entwässerten Moore). *Acta Forestalia Fennica* 5:1-245.
- Vahtera, E. 1955. Metsänkasvatusta varten ojitettujen soiden ravinnepitoisuuksista. (Referat: Über die Nährstoffgehalte der für Walderziehung entwässerten Moore). *Commun. Inst. For. Fenn.* 45:1-108.

TURVEKANKAAT - KANGASMETSÄKASVILLISUUTTA TURVEMAALLA?
*THE SIMILARITY OF VEGETATION ON OLD DRAINED PEATLANDS AND UPLAND
FOREST SITE TYPES*

Abstract

Since Cajander's (1911) early investigations the similarity between upland forest vegetation and drained peatland forest vegetation has been debated. In the present paper two vegetation data sets from peatland forest sites and one reference data set from upland forest sites are compared by ordination. Certain observed differences in species composition as common forest species avoiding or favouring peat substrate were supposed to be constant. In the DCA ordination analysis a parallel main gradient was found between the compared groups. In the ordination space the gap between peatland and upland sites was partly caused by defects of the data but is mainly illustrating true differences in vegetation composition.

Johdanto

Tantun (1953) mukaan Cajander (1911) oli turvemaiden kangasmetsistä kirjoittaessaan kohteensa määrittelyn suhteen suhteen kirjaimellinen. Myös Keltikangas (1953) vahvistaa tämän ja yhtyy käsitykseen, että turvemaan aidolta kangaskasvillisuudelta on vaadittava puhtautta ja samankaltaisuutta kivennäismaan vastaavan metsäkasvillisuuden kanssa. Vasta 40 vuotta myöhemmin (Lukkala & Kotilainen 1951) käyttöön tullut termi turvekangas on määritelty ja käytännössä ymmärretty väljemmin, jopa monella tavalla (mm. Sarasto 1957, Heikurainen 1968, Eurola ym. 1988, Laine 1989).

Turvemaan uusien kasvupaikkojen luokituksessa on ojikoiden ja muuttumien osalta tukeuduttu luonnontilaiseen suotyypistöön, mutta turvekankaiden määrittelyssä taas metsätyyppeihin (esim. Laine 1989). Turvekangastyypin yhteisöllinen kuvaaminen on ollut niukkaa verrattuna soihin ja kangasmetsiin. Saraston (1957) jälkeen kirjallisuudessa ei juuri tapaa edes kasvillisuustaulukoita.

Turvekangastyypin tunnistamiseen ovat tutkimuksien ja suo-oppaiden tekijät antaneet lajistoon ja kasvivyhteisön rakenteeseen nojautuvia ohjeita. On havaittavissa selvä pyrkimys määrittää tkg-tyyppi varsinaisten metsäkasvien avulla (esim. Laine 1989). Metsätyyppikuvausten tapaan on haluttu ensiksi kuvata kypsä 'kliimaks' -tkg. Suokasveilla on kriteerien joukossa väistyvän reliktiaineksen asema. Kun kuitenkin jo Heikurainen (1960) oppikirjassaan perustellusti tiivistää: '...että normaalilla metsäojituksella ei saavuteta kangasmetsätyypin kasvillisuutta, vaan tuloksena ovat omat, metsäojitetuille soille ominaiset kasviyhdyskunnat...', on syytä yrittää entistä täsmällisemmin määritellä tarkoitettuja pysyviä eroja.

Tässä artikkelissa tarkastellaan turvekankaiden ja kangasmetsien lajistollisia eroja. Erityisesti kysytään, onko metsäkasveja, jotka joko karttavat tai suosivat turvealustaa ja joiden ekologian vuoksi on luokitusohjeissa tarpeen määrittellä kangasmetsätyyppien ja turvekankaiden tuntomerkit erikseen.

Aineisto ja menetelmät

Tarkastelu perustuu kahteen osa-aineistoon. Vuosina 1982-85 kerätystä ns. VOL-aineistosta (Reinikainen 1988) ja vuosina 1985-86 kootusta 8. VMI:n pysyvien koealojen kasvillisuusaineistosta (Reinikainen 1990) on erotettu vertailuun tarvittavat otokset.

VMI-aineiston osituksen perusteet olivat: koeala oli maastossa määritetty kangasmetsäksi tai turvekankaaksi, ravinteisuustaso (VMI:n metsätyyppi) oli 2, 3 tai 4, metsikön kehitysluokka oli 4-6. Vertailuun poimittiin 3009 koealan ja n. 12 000 kasvillisuusruudun perusjoukosta em. ehdot täyttävien 2 m²:n suuristen kasvillisuusruutujen tiedot kenttä- ja pohjakerroksen kasvilajeista (esiintyminen ja peittävyys). Yksikkönä oli näyteruutu.

VOL-aineistosta (574 relaskoopinäytealaa) poimittiin kaksi eri osajoukkoa seuraavin kriteerein: ojituksen ikä ≥ 40 vuotta, näyteala määritetty maastossa turvekankaaksi, turpeen paksuus ≥ 3 dm, ravinteisuustasot 2-4, ojituksen kunto vähintään välttävä ja koeala lannoittamaton. Otoksen keskimääräiseksi ojitusiäksi tuli 54 vuotta (vaihteluväli 40-84 v). 66 näytealan osa-aineisto käsiteltiin DCA ordinaation CANOCO versiolla. Yksikkönä oli näyteala ja tunnuksina kasvilajien 0-9-asteikolla arvioidut peittävyysluokat. VOL-aineiston käsittelyssä puu- ja pensaskerroksen lajipeittävyudet olivat mukana. DCA analyysiin sijoitettiin referensseiksi tutkimusalueen kahdeksan kangasmetsätyypin kasvillisuus Kalelan (1970, sit. Kalliola) aineistosta Kalliolan (1973) julkaisemien taulukoiden mukaan.

Kasvilajistosta käytetään tekstissä suomalaista nimitystä ja taulukoissa sekä kuvissa tieteellisen nimityksen lyhenteitä (neljä ensimmäistä kirjainta sukunimestä ja lajinimestä).

Tulokset

Kolmen metsätyyppiryhmän ja ojitetun turvemaan vastaavien kasvupaikkojen yleisimmän lajiston alustava vertailu VMI-aineiston pohjalta (taulukko 1.) antoi seuraavia tuloksia: (1) VT-ryhmässä neljä ja MT-ryhmässä kolme yleisintä lajia (puolukka, mustikka, seinäsammal ja kangaskynsisammal) olivat samat kankailla ja turvekankailla. Tkg:illa niiden frekvenssit olivat vähän alempia. OMT-ryhmän yleisyyslistojen kärjessä olivat eri lajit kankailla ja turvekankailla. (2) 20 yleisimmän lajin listoilla oli kgm/tkg-yhteisiä VT-ryhmässä 13, MT-ryhmässä 15 ja OMT-ryhmässä 13 lajia. (3) Metsäkasveista puuttuivat tkg-listoilta seuraavat kankailla 20 yleisimmän joukkoon sijoittuneet lajit, sijaluku ao. tkg-ryhmässä suluissa mainittuna: VT-ryhmässä harmaa poronjäkäle (36.), metsälauha (23.), harmaa pikaritorvijäkälä (70.), puikkotorvijäkälä (40.), kangasmaitikka (29.) ja kangaskarhunsammal (39.); MT-ryhmässä vastaavasti iso kynsisammal (33.), vanamo (40.), metsäkastikka (62.), kangasmaitikka (31.) ja pihlaja (24.) sekä OMT-ryhmässä metsälauha (23.), lillukka (39.), metsäkastikka (43.), kevätpiippo (36.), metsäimarre (25.), kangaskynsisammal (31.) ja mansikka (70.). Turvekankailla näitä korvasivat listoilla suokasvireliktien lisäksi VT-ryhmässä kuusi, suikerosammal-suku ja metsätähti, MT-ryhmässä nuokkuvarstasammal,

metsäalvejuuri ja laakasammal-suku sekä OMT-ryhmässä nurmilauha, mesimarja, hieskoivu ja maitohorsma.

Lajiston yhteisörakenteellisten piirteiden tarkastelu (taulukko 2.) antoi mm. seuraavat tulokset: (1) Lajiluku näytti turvekankailla jäävän pienemmäksi kuin vastaavassa kgm-ryhmässä. Syynä lienee osittain ruutujen liian pieni määrä tkg-ryhmissä. (2) Tietyn yleisyysrajan ($F > 10\%$) ylittävien lajien määrä oli OMT-ryhmässä hieman suurempi kuin karumpien kasvupaikkojen ryhmissä. Tkg-listoilla yleisyydet alenivat jyrkemmin kuin vastaavilla kgm-listoilla. (3) Vain muutaman lajin keskiyeittävyyydet eri aineistoissa olivat korkeita (10-30%). Näitä lajeja oli enemmän kankailla kuin turvekankailla. OMT-ryhmän turvekankailla dominantit tässä mielessä puuttuivat. (4) Mitattuna kgm/tkg-yhteisten lajien keskiyeittävyysosuudella VT-ryhmän kankaiden ja turvekankaiden samanlaisuus oli suurinta ja OMT-ryhmän pienintä. (5) Metsälajien osuus koko lajistosta oli odotetusti suurempi kankailla kuin turvekankailla kaikissa ryhmissä. Suolajien osuus oli kuitenkin tkg:illakin vain 30 % tai vähemmän, kun se VT- ja MT-ryhmissä oli kankaillakin huomattava. (6) Kasvupaikoille vieras lajisto (piennar-, niitty-, ranta-, luhta-, rikka- yms. lajit) selittää kgm/tkg-eroa vain OMT-ryhmässä. (7) Suosammallajisto oli turvekankailla vielä hyvin edustettuna, mutta lajien vallitsevuus oli vähäistä. Turvekankaiden kriteerit (Sarasto 1962) täyttyivät tältä osin kaikissa tkg-ryhmissä.

VOL-aineistosta otostetun 66 turvekangaskoealan joukon kokonaislajimäärä oli 152. Metsätyyppien referenssiaineiston liittäminen siihen nosti lajimäärän 186:een. Lisälajien joukossa paljastuivat ilmeisimmät turvealustan karttajat, jotka esiintyvät 5-8 metsätyypillä tai olivat runsaita optimitypillään. Nämä olivat *sianpuolukka*, *keltalieko*, *kissankäpäliä*, *sarjakeltano*, *keltatalvikki*, *lehdokki*, *hietakastikka*, *metsäkastikka*, *pohjankynsisammal*, *metsäliekosammal*, *silotorvijäkälä*, *puikkotorvijäkälä* ja *hirvenjäkälät*, VMI-aineistossakin vain kankailla tavatut lajit kursivoituina.

Ennen ordinointia yhdistetystä aineistosta poistettiin alle 9 esiintymän lajit, jolloin poistuivat myös em. 34 vain metsissä tavattua lajia. Jäljelle jäi vain 66 lajia, mikä osoittaa harvoin esiintyvien lajien suurta osuutta tkg-aineistossa.

DCA-lajijordinaation kahden ulottuvuuden alustava tarkastelu (kuva 1.) osoitti vahvimman akselin (x , ominaisarvo 0.348)) syntyneen viljavuusgradientille. Pitkän vaihtelusarjan (n. 4.9 SD-yksikköä) ääripäissä olivat ombrotrofisten soiden (-) ja lehtomaisten kankaiden (+) lajit. Kangasmetsien konstantti ydinlajisto oli lähellä origoa. Suhteellisen vahva 2. akseli (y , ominaisarvo 0.223) oli tulkittavissa suo-kangasmetsä -vaihtelun gradientiksi. Akselin ääripäihin asettuivat oligotrofiset suolajit (-) ja harvimmin turvekankailla esiintyneet kangasmetsälajit sekä soita karttavat puulajit (+). Akselin pituus (n. 6.4 SD-yksikköä) selittyi sillä, että mainitut kaksi lajiryhmää eivät esiinny samoilla näytealoilla.

Näytealaordinaatioissa (kuva 2.) viljavuusgradientti ilmeni sekä erilaisia alkuperäisiä suotyyppisiä edustavien näytealojen että referenssimetsätyyppien sijoittumisessa. Analyysi erotti turvekankaat ja kangasmetsät omiksi ryhmikseen, vaikka selvin erotteleva lajisto oli poistettu. Pitkä ordinaatioetäisyys kankaiden ja turvekankaiden välillä johtunee osittain käytettyjen metsätyyppireferenssien suuremmasta lajimäärästä.

Taulukko 1. Kangasmetsien ja turvekankaiden kenttä- ja pohjakerroksen 20 yleisintä kasvilajia metsiköiden kehitysluokissa 4-6. F % laskettu 2 m²:n näyteruutujen määrästä (n). Vain joko kankaiden tai turvekankaiden listoilla esiintyvät lajit varjostettu tai lihavoitu.

Table 1. The twenty most frequent understorey species on upland forest sites (kgm) and on peatland forest sites (tkg) according to the data of the National Forest Inventory (Reinikainen 1990). The tree stands of the sampled stands belonged to the development classes 4-6. Frequency values (%) were calculated from the total sampling units (n). Species found only on upland forest are shaded and species found only on peatland are in bold.

VT-ryhmä - VT site group		MT-ryhmä - MT site group		OMT-ryhmä - OMT site group									
kgm	tkg	kgm	tkg	kgm	tkg								
n = 487	n = 115	n = 985	n = 171	n = 289	n = 105								
VACC VITI	96.3	F	91.6	F	79.5	F	60.9	MAIA BIFO	60.9	F	60.9	TRIE EURO	62.9
PLEU SCHR	91.6	PLEU SCHR	91.6	VACC MYRT	91.6	PLEU SCHR	91.6	OXAC ACET	60.6	OXAC ACET	60.6	BRAC SPPP	49.5
VACC MYRT	83.2	VACC MYRT	90.5	VACC VITI	90.5	VACC MYRT	59.7	VACC MYRT	59.9	VACC MYRT	59.9	PLEU SCHR	43.8
DICR POLY	63.0	DICR POLY	58.3	HYLO SPLE	65.8	HYLO SPLE	65.8	HYLO SPLE	59.2	PLEU SCHR	59.2	VACC VITI	41.9
CLAD RANG	60.6	VACC ULIG	44.4	DESC FLEX	61.0	CARE GLOB	36.3	VACC VITI	58.8	DRYO CART	58.8	DRYO CART	37.1
CLAD ARBU	48.9	CARE GLOB	39.1	DICR POLY	55.2	DICR SCOP	35.1	BRAC SPPP	56.4	DICR SCOP	56.4	DICR SCOP	26.7
CALL VULG	47.2	DICR SCOP	36.5	DICR SCOP	51.1	POLY COMM	33.9	TRIE EURO	53.6	POLY COMM	53.6	POLY COMM	25.7
DICR SCOP	44.2	POLY COMM	35.7	POLY COMM	41.0	DICR POLY	33.3	HYLO SPLE	47.1	DESC CESP	47.1	DESC CESP	24.8
DESC FLEX	39.2	SPHA ANGU	28.7	MAIA BIFO	33.3	HYLO SPLE	29.8	DESC FLEX	40.8	VACC MYRT	40.8	VACC MYRT	24.8
EMPE HERM	31.6	HYLO SPLE	26.1	LUZU PILO	23.8	PICE ABIE	25.2	DICR SCOP	37.0	RUBU ARCT	37.0	RUBU ARCT	22.9
HYLO SPLE	28.8	EMPE NIGR	25.2	DICR MAJU	20.5	TRIE EURO	23.4	RUBU SAXA	35.3	SORB AUCU	35.3	SORB AUCU	21.9
POLY COMM	23.2	ERIO VAGI	22.6	TRIE EURO	20.4	DESC FLEX	20.5	CALA ARUN	32.5	OXAC ACET	32.5	OXAC ACET	21.0
VACC ULIG	22.8	POLY STRI	20.9	LINN BORE	19.9	POHL NUTA	19.9	LUZU PILO	30.8	PICE ABIE	30.8	PICE ABIE	21.0
CLAD DEFO	20.5	LEDU PALU	20.9	CALA ARUN	19.5	DRYO CART	19.3	GYMN DRYO	28.4	EQUI SYLV	28.4	EQUI SYLV	20.0
EMPE NIGR	20.3	CLAD RANG	20.0	BRAC SPPP	19.1	SPHA ANGU	18.1	DRYO CART	25.3	MAIA BIFO	25.3	MAIA BIFO	20.0
LEDU PALU	20.3	ANDR POLI	20.0	MELA PRAT	18.9	LUZU PILO	17.5	EQUI SYLV	25.3	VIOLE PALU	25.3	VIOLE PALU	19.1
PINUS SYLV	18.5	PICE ABIE	19.1	PICE ABIE	18.5	PLAG SPPP	17.5	PICE ABIE	25.3	HYLO SPLE	25.3	HYLO SPLE	18.1
CALL VULG	17.5	CALL VULG	18.3	CARE GLOB	16.4	MAIA BIFO	15.8	SORB AUCU	24.9	BETU PUBE	24.9	BETU PUBE	18.1
MELA PRAT	17.3	BRAC SPPP	18.3	SORB AUCU	15.3	EQUI SYLV	14.6	DICR POLY	24.6	EPIL ANGU	24.6	EPIL ANGU	15.2
POLY JUNIP	16.2	TRIE EURO	17.4	VACC ULIG	14.9	BETU PUBE	14.6	FRAG VESC	23.2	POTE PALU	23.2	POTE PALU	15.2

Taulukko 2. Kangasmetsien ja turvekankaiden lajiston ominaisuuksia.

Table 2. Properties of the species composition in different site groups of upland and peatland forest. Data as in Table 1. F= frequency, D= dominance.

	VT-ryhmä - VT site group		MT-ryhmä - MT site group		OMT-ryhmä - OMT site group	
	kgm	tkg	kgm	tkg	kgm	tkg
LAJEJA <i>Total number of species</i>	131	90	162	125	192	149
LAJEJA F>10% <i>Species F>10%</i>	25 19.1%	28 31.1%	24 14.8%	26 20.8%	35 18.2%	37 24.8%
LAJEJA D >1% <i>Species D > 0.5%</i>	17 20	16 23	14 20	12 19	16 28	11 27
METSÄLAJEJA % <i>Forest species %</i>	74.2	65.6	74.0	60.0	69.8	60.4
SUOLAJEJA % <i>Mire species %</i>	18.2	30.0	16.7	28.0	7.3	24.2
MUITA % <i>Others %</i>	7.6	4.4	9.3	12.0	22.9	15.4
SUOSAMMALIA - <i>Mire moss species</i>						
LAJEJA - Species	10	11	8	14	4	13
PEITT. % <i>Total mean cover %</i>	5.6	12.6	8.8	8.0	1.9	4.1

Näytealaordinaatio antoi selvän näytön alkuperäisen suotyypin ja turvekangastyypin yhteydestä. RhK-syntyiset yhdyskunnat (Rhtkg) ja ombrotrofisista rämeistä (IR, TR) syntynyt tkg-kasvillisuus (Vatkg) asettuivat akselin ääripäihin. MK-syntyiset (odotustyyppi Mtkg(I), Laine 1989) asettuivat ordinaation keskivaiheille ja VSR-syntyiset (odotustyyppi Ptkg (II)) näiden ja Vatkg:n välille. Varsinkin mesotrofista nevaista alkuperää olevat (RhSR, RhSN) näytealat hajaantuivat laajalle ordinaatioavaruudessa sekä 1. että 2. akselin suhteen. Kankaiden ja turvekankaiden välinen ekologinen etäisyys 2. akselin suhteen oli suurimmillaan 1. akselin keskiosassa ja pienimmillään Mtkg- ja Vatkg- ryhmien tienoilla. Turvekankaan nevasyntyisyys näytti siis olevan yksi tärkeä syy turvekangas- ja kangaskasvillisuuden eroihin aineiston turvekankaiden näin myöhäisessäkin kuivatussukcession vaiheessa.

Tarkastelua ja päätelmiä

Kangasmetsien ja turvekankaiden kasvillisuuden säännönmukaisten erojen määrittelyn suurin vaikeus on löytää vertailukelpoiset parikit. Teoreettisesti luotettavinta olisi vertailla molempien yhteisöjen mahdollisimman luonnontilaisia kliimaks-vaiheita. Nyt jouduttiin tyytymään ojitusiän, kehitysluokan ja kasvupaikkatyyppin avulla rajattuihin, suhteellisen karkeisiin ryhmiin. Tämä jättää auki kysymyksen todettujen erojen pysyvyydestä ja 'lopullisuudesta'. Myöskään Cajanderin (1911) teesiä turvemaan kangasmetsistä ei voida testata.

Molemmissa käsitellyissä tkg -aineistoissa suokasvireliktit olivat edelleen varsin yleisiä joskaan eivät runsaita. Niiden esiintyminen tuskin enää oli kilpailullisena esteenä kangasmetsälajiston runsastumiselle. Niinpä todetut selvät lajistolliset erot yleisimmässä metsälajistossa lienevät tyypillisiä turvekankaille varsin korkeaan ojitusikään saakka. Kankaiden ja turvekankaiden yleisin lajisto koostui pääosin samoista lajeista, joiden yleisyys- ja runsaussuhteet kuitenkin poikkesivat. Tässä mielessä kangasmetsiä muistuttivat eniten karuimman ryhmän turvekankaat, ja ero suureni trofian kohotessa.

Turvealustan karttajilta vaikuttavista lajeista vain kuivien ja kuivahkojen kankaiden putkilokasvit näyttivät muodostavan ekologisesti yhtenäisen ryhmän. Muita lajeja, jotka tuskin saavuttavat turvekankankailla samaa yleisyyttä ja runsautta kuin kangasmetsissä, ovat ilmeisimmin metsälauha, kangasmaitikka, metsäkastikka, vanamo, kevätpiippo ja lillukka. Selvimpinä turvekankaan suosijoina voidaan mainita metsätähti, metsälvejuuri, mesimarja ja suikerosammalen suku.

Näyttää siltä, että kasvualustaero kivennäismaa/turvemaa muuttaa selvästi tavallisten metsäkasvien keskinäistä kilpailuasemaa. Mikä on tämän ilmiön, mikä suokasvireliktien ja mikä vertailuasetelman puutteellisuuksien osuus tässä työssä todettuihin eroihin kankaiden ja turvekankaiden lajistossa ja yhteisörakenteessa, jää myöhemmin analysoitavaksi. Ordinaatioanalyysin tulos tukee Heikuraisen (1960) esittämää ja Laineen (1989) tarkentamaa käsitystä pysyvien, kangasmetsätyypeistä poikkeavien ja sellaisina kasviyhdyskunnan aseman ansaitsevien turvekangastyypien todellisuudesta.

Kirjallisuus

- Cajander, A.K. 1911. Kangasmetsistä turvemailla. Referat: Über gewöhnliche Waldtypen auf Torfböden. Suomen Metsänhoito- yhdistyksen julkaisuja 28 (11):1-8.
- Eurola, S., Aapala, K. & Kokko, A. 1988. Ojitustilanne Etelä- ja Keski-Suomen sekä Pohjanmaa-Kainuun alueella. Summary: A survey of peatland drainage activity in southern and central Finland. Suo 39:9-17
- Heikurainen, L. 1960. Metsäojitus ja sen perusteet WSOY, Porvoo. 378 s..
- Heikurainen, L. & Pakarinen, P. 1982. Mire vegetation and site types. Teoksessa: Laine, J. (toim.), Peatlands and their utilization in Finland: 14-23. IPS Helsinki.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo. 308 s.
- Keltikangas, Valter 1953. Keskustelupuheenvuoro prof. A. Tantun esitelmän johdosta. Suo 4(3):39-42.
- Laine, J. 1989. Metsäojitettujen soiden luokittelu. Summary: Classification of peatlands drained for forestry. Suo 40:37-51.

- Lukkala, O.J. & Kotilainen, M.J. 1951. Soiden ojituskelpoisuus. 5. uudistettu painos. Keskusmetsäseura Tapio. Helsinki. 56 s.
- Reinikainen, A. 1988. Metsäojitettujen soiden kasvupaikkaluokituksen suunnanhakua. Summary: The need of improving the site classification of mires drained for forestry. *Suo* 39:61-71.
- Reinikainen, A. 1990. Ecological monitoring as a part of the Finnish National Forest Inventory. Proc. of the Seminar of Ecological Statistics. Rome, 28 March - 1 April 1988: 259-271.
- Sarasto, J. 1957. Metsän kasvattamiseksi ojitettujen soiden aluskasvillisuuden rakenteesta ja kehityksestä Suomen eteläpuoliskossa. Referat: Über Veränderungen und Entwicklung der Bodenvegetation auf für Walderziehung entwässerten Moore in der südlichen Hälfte Finnlands. *Acta Forestalia Fennica* 65(7):1-108.
- Sarasto, J. 1962. Ojitettujen soiden luokittelusta. Summary: How the drained peatlands are classified. *Suo* 12:75-77.
- Tanttu, A. 1953. Eri käsityksiä kuivuneiden soiden muuttumisesta metsiksi. *Suo* 4(3):34-39.

KANADAN SOIDEN EKOLOGINEN LUOKITTELU *ECOLOGICAL CLASSIFICATION OF CANADIAN WETLANDS.*

Abstract

This paper outlines the Canadian peatland/wetland classification of the National Wetlands Working Group and discusses recent vegetation and site type studies from the boreal zone of Canada. The need of plant ecological and peat chemical information as well as the utilization of remote sensing techniques for the development of ecological peatland classifications are emphasized.

Johdanto

Venäjän ohella pohjoisen havumetsävyöhykkeen suurimmat suopinta-alat ovat Kanadassa. Koko Kanadassa temperaattisen, boreaalisen ja arktisen vyöhykkeen kosteikkoja eli märkämaita (wetlands) on arvioitu olevan 127 milj. ha (Wetlands of Canada 1988), mistä pinta-alasta valtaosa luonnontilaisia soita.

1950- ja 60-luvuilla Kanadassa pyrittiin kehittämään soiden (muskeg, organic terrain) ilmakuvatulkintaa ja suurmuotoihin ja kasvillisuuden suurrakenteeseen perustuvaa maaston suhteellisen karkeata luokitusta (Radforth 1969).

Tämän kirjoituksen tavoitteena on arvioida suoekosysteemien ja suokasvupaikkojen uudempaa luokitusta ja siihen liittyvää suoekologista tutkimusta Kanadassa, erityisesti boreaalisen vyöhykkeen alueella.

Kanadalainen luokittelujärjestelmä

Kanadan soiden luokittelujärjestelmää alettiin kehittää systemaattisesti parisenkymmentä vuotta sitten (Jeglum ym. 1974, Zoltai ym. 1975). V. 1976 perustettiin Canada Committee on Ecological Land Classification ja sen osana Kansallinen soiden luokittelun työryhmä, National Wetlands Working Group, jonka puheenjohtajina ovat toimineet F. Pollett (vuoteen 1980) ja C. Tarnocai (vuoteen 1988) ja jäsenenä alun toistakymmentä suoasiantuntijaa lähinnä valtion tutkimuslaitoksista.

Työn tuloksena syntyi hierarkkinen suo- ja kosteikkoekosysteemien luokitus, joka julkaistiin kirjana (Wetlands of Canada 1988). Seuraavassa tarkastellaan lyhyesti tämän luokituksen sisältöä ja olennaisia piirteitä.

Pääluokkia (CLASS) ovat bog (karut rahkasammalsuot), fen (puuttomat tai jonkin verran metsäiset minerotrofiset turvesuot), swamp (reunavaikutteiset, virtaavavetiset metsäiset suot - joko turve- tai gleymaannos), marsh (yleensä vesistöihin liittyvät rantakosteikot). Pääluokkatasolla - eikä alemmillakaan tasoilla - ole tarkemmin määritelty ravinteisuutta.

Pääluokat on jaettu morfologisiin päätyyppeihin (FORM), joita luonnehtii tietty hydrologia ja topografinen sijainti ja näiden seurauksena ominainen turvekerrostuman suur- ja pienmuotorakenne.

- Bog-ryhmässä ('rahkasuot') on 18 päätyyppiä, niiden joukossa mm. blanket bog (peittosuot), domed bog (kilpikoidas), string bog (viettokeidas), slope bog ('rinnekeidas'). Pohjoisborealisissa tai subarktisisissa vyöhykkeessä esiintyy peat plateau bog (ikiroudan ylläpitämä platookeidas).

- Fen-ryhmässä ('mutasuot') on erotettu 17 päätyyppiä, joista esimerkkeinä floating fen (rantaneva), basin fen ('suppasuo'), net fen ('Metsä-Lapin aapasuo'), northern ribbed fen ('Peräpohjolan aapasuo'), Snowpatch fen (arktinen sulamisvesisuot).

- Marsh, 15 päätyyppiä, mm. kettle marsh (painannesuo), stream marsh (jokivarsiluhta), lisäksi suolapitoisia rannikkoalueiden kosteikkoja.

- Swamp, 7 päätyyppiä: basin swamp, flat swamp, floodplain swamp, peat margin swamp, shore swamp, spring swamp, stream swamp.

Yhtymäkohtia näyttäisi olevan lähinnä suomalaiseseen suokompleksikäsitteeseen, mutta toisaalta sama suo voi olla tyypillisesti usean päätyypin (form) yhdistelmä, esim. keskustassa Horizontal Fen, reuna-alueella Peat Margin Swamp.

Kolmas luokittelutaso on WETLAND TYPE, joka määritellään fysiognomian (kasvillisuuden suurrakenteen ja kerroksellisuuden) perusteella. Päätyypit luokitellaan seuraavien yksinkertaisten lisämääritteiden avulla (varsinaisia lajinmäärittäjiä ei edellytetä):

- Treed (puustoisuus: coniferous/hardwood)
- Shrub (pensaikkoisuus: tall/low/mixed)
- Forb (ruohoisuus)
- Graminoid (grass/reed/tall-rush/low-rush/sedge)
- Moss (sammaleisuus)
- Lichen (jäkäläisyys)
- Aquatic (vesikasvit: floating/submerged)
- Non-vegetated (kasvittomat pinnat)

Suokasvupaikkojen tutkimus

1970- ja 1980-luvuilla kasvillisuuskuvauksiin ja kasvualustan kemiaan (turve- ja suovesianalyysit) perustuvia suoekologia luokitteluja on julkaistu eri osista Kanadan boreaalista vyöhykettä: mm. British Columbiasta (Banner ym. 1988, Vitt ym. 1990), Albertasta (Vitt ym. 1975), Saskatchewanista (Jeglum 1972), Ontariosta (Sjörs 1963, Jeglum ym. 1974, Sims ym. 1982), Quebecistä (Gauthier 1980), ja Newfoundlandista (Pollett &

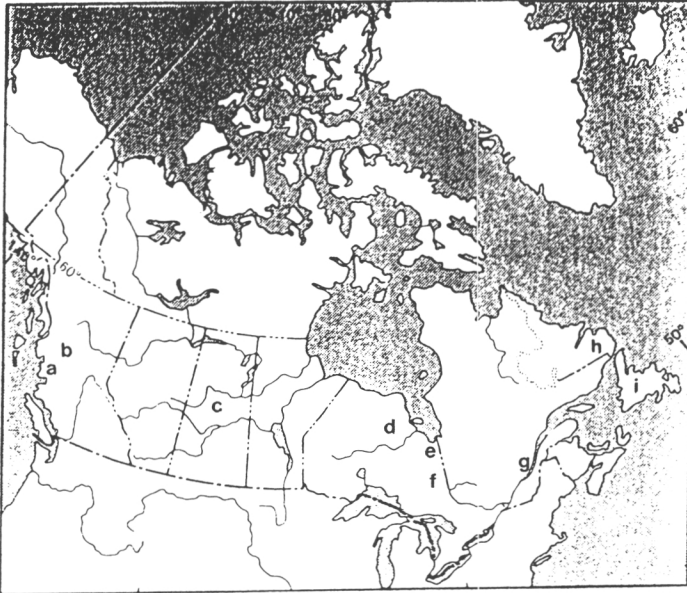
Bridgewater 1973, Wells 1981). Viime aikoihin asti kasvisosiologisten menetelmien käyttö on ollut yleistä itä-Kanadassa (Wells 1981, Foster 1984, Gerardin & Grondin 1988). Monimuuttujamenetelmistä yleisimmin käytettyjä ovat olleet TWINSPAN ja korrespondenssianalyysi (Jones ym. 1983, Vitt ym. 1990, Jeglum 1991).

Alueellista kasvillisuuden ja suon rakenteen vaihtelua itärannikolta sisämaahan (Newfoundland-Nova Scotia -Quebec-Ontario-Manitoba) ovat tutkineet Foster & Glaser (1986) ja Glaser & Janssens (1986). Kasvualustan kemiallisten tunnusten käyttöä suoluokituksissa sekä kemiallisten ominaisuuksien vaihtelua ovat käsitelleet mm. Stanek ym. (1977) ja Zoltai & Johnson (1988).

Arviointi ja johtopäätökset

Koko Kanadaa koskeva suoluokitus, jonka National Wetlands Working Group sai valmiiksi 1988, on luonteeltaan hierarkkinen ja hydrologis-geomorfologinen. Siitä löytyy viitteitä suoyhdistymien luokituksen kehittämiseen, mutta ekologisena kasvupaikkatyyppijärjestelmänä se on epätarkka eikä ainakaan vielä vertailukelpoinen suomalaisen suotyyppiluokituksen kanssa (vrt. Wells & Zoltai 1985).

Kanadan kansallinen suoluokitus on edelleen kehitteillä. Indikaattorilajien ja -lajiryhmien samoin kuin pintaturpeen ja suoveden tunnusten hyväksikäyttö ovat ekologisen suoluokituksen toivottavia piirteitä. Kaukokartoitusmenetelmien (ilma- ja satelliittikuvien tulkinnan) käyttö on mahdollistanut laaja-alaisen soiden inventoinnin. Mm. Ontariossa on hyvin onnistuttu yhdistämään soiden kaukokartoitus sekä ekologinen kuvantulkinta (Riley 1988).



Kuva 1. Esimerkkejä Kanadan boreaalisen vyöhykkeen suotyyppitutkimuksista (Representative peatland site type studies in the boreal zone of Canada): a. Vitt et al. (1990), b. Banner et al. (1988), c. Jeglum (1972), d. Sjörs (1963), e. Sims et al. (1982), f. Jones et al. (1983), Jeglum (1991), g. Gauthier (1980), h. Foster & Glaser (1986), i. Pollett & Bridgewater (1973), Wells (1981).

Kirjallisuus

- Banner, A., Pojar, J. & Kimmins, J.P. 1988: The bog-forest complex of north-coastal British Columbia. Proc. Symp. Wetlands/Peatlands, Edmonton, Aug. 23-27, 1987, pp. 483-491.
- Foster, D.R. 1984: Phytosociology of the forest vegetation of south-eastern Labrador. Can. J. Botany 62:899-906.
- Foster, D.R. & Glaser, P.H. 1986: The raised bogs of south-eastern Labrador, Canada: classification, distribution, vegetation and recent dynamics. Journal of Ecology 74:47-71.
- Gauthier, R. 1980: La végétation des tourbières et les sphaignes du parc des Laurentides, Québec. Etudes Ecologiques 3:1-634. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec.
- Gerardin, V. & Grondin, P. 1988: For a review of the classification of ombrotrophic peatland species and vegetation types. Proc. Symp. Wetlands/Peatlands, Edmonton, August 23-27, 1987, pp. 411-421.
- Glaser, P.H. & Janssens, J.A. 1986: Raised bogs in eastern North America: transitions in landforms and gross stratigraphy. Can. J. Bot. 64:395-415.
- Jeglum, J.K. 1972: Boreal forest wetlands near Candle Lake, Central Saskatchewan. I. Vegetation. Musk-Ox 11:41-58.
- Jeglum, J.K. 1991: Definition of trophic classes in wooded peatlands by means of vegetation types and plant indicators. Ann. Bot. Fennici 28:175-192.
- Jeglum, J.K., Boissonneau, A.N. & Haavisto, V.F. 1974: Toward a wetland classification for Ontario. Can. For. Service Info Report O-X-215, 54 pp. Sault Ste Marie.
- Jones, R.K., Pierpoint, G., Wickware, G.M., Jeglum, J.K., Arnup, R.W. & Bowles, J.M. 1983: Field guide to forest ecosystem classification for the clay belt, site region 3e. Ontario Ministry of Natural Resources. 122 p.
- Pollett, F.C. & Bridgewater, P.H. 1973: Phytosociology of peatlands in central Newfoundland. Can. J. Forest Res. 3:433-442.
- Radforth, N.W. 1969: Classification of muskeg. In: MacFarlane, I.C. (ed.) Muskeg engineering handbook, pp. 31-52. Toronto.
- Riley, J.L. 1988: The Ontario peatland inventory, 1982-86. Proc. Symp. Wetlands/Peatlands, Edmonton, Aug. 23-27, 1987, pp. 373-382.
- Sims, R., Cowell, D.W. & Wickware, G.M. 1982: Classification of fens near southern James Bay, Ontario, using vegetational physiognomy. Can. J. Bot. 60:2608-2623.
- Sjörs, H. 1963: Bogs and fens on Attawapiskat River, northern Ontario. Nat. Mus. of Canada Bull. 171:1-31. Ottawa.
- Stanek, W., Jeglum, J.K. & Orloci, L. 1977: Comparisons of peatland types using macro-nutrient contents of peat. Vegetatio 33:163-173.
- Tarnocai, C., Adams, G.D., Glooschenko, V., Glooschenko, W.A., Grondin, P., Hirvonen, H.E., Lynch-Stewart, P., Mills, G.F., Oswald, E.T., Pollett, F.C., Rubec, C.D.A., Wells, E.D. & Zoltai, S.C. 1988: The Canadian wetland classification system. In: Rubec, C.D.A. (ed.) Wetlands of Canada, pp. 413-427. Ottawa - Montreal.
- Vitt, D.H., Achuff, P. & Andrus, R.E. 1975: The vegetation and chemical properties of patterned fens in the Swan Hills, north central Alberta. Can. J. Bot. 53:2776-2795.
- Vitt, D.H., Horton, D.G., Slack, N.G. & Malmer, N. 1990: Sphagnum-dominated peatlands of the hyperoceanic British Columbia coast: patterns in surface water chemistry and vegetation. Can. J. Forest Research 20:696-711.
- Vitt, D.H. & Kuhry, P. 1992: Changes in moss-dominated wetland ecosystems. In: Bates, J.W. & Farmer, A.M. (eds.) Bryophytes and lichens in a changing environment, pp. 178-210. Oxford.

- Wells, E.D. 1981: Peatlands of eastern Newfoundland: distribution, morphology, vegetation and nutrient status. *Can. J. Bot.* 59:1978-1997.
- Wells, E.D. & Zoltai, Z. 1985: The Canadian system of wetland classification and its application to circumboreal wetlands. *Aquilo Ser. Bot.* 21:45-52.
- Zoltai, S.C. & Johnson, J.D. 1988: Relationships between nutrients and vegetation in peatlands of the prairie provinces. *Proc. Symp. Wetlands/Peatlands*, Edmonton, August 23-27, 1987, pp. 535-542.
- Zoltai, S.C. & Pollett, F.C. 1983: Wetlands in Canada: their classification, distribution, and use. In: Gore, A.J.P. (ed.) *Mires: swamp, bog, fen and moor. Regional studies.* pp. 245-268. Amsterdam.
- Zoltai, S.C., Pollett, F.C., Jeglum, J.K. & Adams, G.D. 1975: Developing a wetland classification for Canada. *Proc. 4th North American Forest Soils Conf.*, Laval Univ., Aug. 1973, 497-511.
- Zoltai, S.C., Taylor, S., Jeglum, J.K., Mills, G.F. & Johnson, J.D. 1988: Wetlands of boreal Canada. In: Rubec, C.D.A. (ed.) *Wetlands of Canada*, pp. 97-154.

**KASVILLISUUDESTA JA SUOMALAISEN METSÄTYYPPILUOKITTELUN
KÄYTTÖKELPOISUUDESTA PATAGONIAN ANDEILLA**
*VEGETATION AND THE FINNISH FOREST TYPE CLASSIFICATION IN PATAGONIAN
ANDES*

Abstract

The classification and zonal position of different vegetation types in Patagonian Andes is briefly discussed. The forests are divided into northern lowland deciduous forests and southern evergreen rain forests. Evergreen rain forests are further subdivided into valdivian rain forest, north patagonian rain forest and magellanic rain forest. The classification of the forests of eastern part of Patagonia based on the Finnish forest type classification is also represented. The classification is found worth developing. However, the great variation in the natural vegetation caused by topographic and climatic differences makes the classification difficult. Natural disturbances (e.g. volcanic activity) and the human impact (felling, prescribed burning, grazing etc.) also cause remarkable changes to natural vegetation.

Johdanto

Patagoniaan kuuluu Etelä-Amerikan Colorado-joen eteläpuoliset alueet, pinta-alaltaan noin 770 000 km². Alue jaetaan Chilen puoleiseen Länsi-Patagoniaan ja Argentiinan puoleiseen Itä-Patagoniaan. Patagonian Andien länsiosien perhumidit kosteusolot vaihtuvat nopeasti itäpuolen kuivempaan, semiaridiin ilmastoon. Ilmaston muuttuessa myös kasvillisuus vaihtuu lännen rehevistä *Nothofagus*-sademetsistä Andien vuorijonon itäpuolella kuivien *Austrocedrus chilensis*-metsäsaarekkeiden välityksellä aroksi. Pohjoisessa leveä kuivuusvyöhyke erottaa Patagonian Etelä-Amerikan pohjoisesta metsäalueesta.

Patagonian Andit ovat eteläisen pallonpuoliskon laajimmat lauhkeat metsäalueet. Chilen rannikolla ne alkavat 38°5' S leveyspiiriltä ja ulottuvat Tulimaan kärkeen 56. leveyspiirille. Ylempänä Andeilla yhtenäisiä metsiä esiintyy 34. leveyspiiriltä etelään saakka. Kuivemmilla Argentiinan puoleisilla itärinteillä on vähemmän metsiä, yhtenäisimmin niitä on 38°5' ja 43°5' S leveyspiirin välillä 600 - 1800 metrin korkeudella.

Ilmasto-olosuhteet, leveysaste ja geologinen historia (jääkaudet) vastaavat suuresti pohjoismaisia oloja. Tästä syystä Patagonia tarjoaa mahdollisuuksia useisiin vertaileviin tutkimuksiin.

Patagonian Andien kasvillisuusvyöhykkeistä:

Hueck (1966) on tehnyt luokittelun koko Etelä-Amerikan metsistä. Patagonian Andien osalta tämä luokittelu pohjautuu pääosin Schmithüsenin (1956) luokitteluun. Huechin jälkeen Chilen metsäkasvillisuudesta ja sen vaihtelusta ja luokittelusta on julkaistu tarkempia kuvauksia (mm. Michell 1983). Tämä katsaus perustuu lähinnä Schmithüsenin (1956) luokitteluun (ks. myös Stenroos & Vanha-Majamaa 1993, kuva 1a-c).

Schmithüsen (1956) jakaa kasvimaantieteellisesti alueen metsät kahteen päätyyppiin; pohjoiseen alangon kesävihantaan metsään ja ainavihantaan sademetsään. Kesävihannan metsän valtapuita ovat mm. *Nothofagus obliqua*, *Laurelia sempervirens*, *L. aromatica*, *Persea lingue* ja *Nothofagus alpina*. Ainavihanta sademetsä jaetaan pohjois-eteläsuunnassa valdiviaaniseen, pohjoispatagoniseen ja magellaaniseen tyyppiin. Alemmilla korkeuksilla valdiviaanisessa metsässä puulajeista vallitsevat mm. *Aextoxicum punctatum*, *Eucryphia cordifolia* ja *Nothofagus dombeyi*; ylempänä *N. dombeyi* ohella mm. *Saxegothaea conspicua*. Valdiviaanisessa metsässä on usein tiheä bambualikasvos (*Qhusquea* sp.) ja runsaasti liaaneja ja epifyyttejä. Pohjoispatagonisen metsän (43°3' - 47°5' S) puulajeja ovat mm. *Laurelia philippiana* ja *Weinmannia trichosperma*. Myös *N. dombeyi* on yleinen, mutta etelämpänä sen tilalla kasvavat *N. nitida* ja *N. betuloides*. Havupuista *Podocarpus nubigena* ja *Pilgerodendron uviferum* ovat kohtalaisen yleisiä. Magellaaninen sademetsä ulottuu pohjoispatagonisen metsän etelärajalta lähes Tulimaan kärkeen. Vallitsevan *N. betuloides* lisäksi yleisiä puulajeja ovat *Drimys winteri*, *Maytenus magellanica*, *Embothrium coccineum* ja *Pilgerodendron uviferum*.

Magellaanisia kesävihantia metsiä kasvaa päätyyppien ohella magellaanisen sademetsän itäpuolella ja korkeusvyöhykkeenä pohjoisempana. Niiden vallitsevat puulajit ovat *N. pumilio* ja *N. antarctica*. Leveyspiirien 37°2' ja 40°2' S välillä noin 800-1800 metrin korkeudella kasvaa lisäksi Araucaria-metsiä. Aikaisemmin reliktilajina pidetty Araucaria näyttää sopeutuneen erityisen hyvin alueella yleiseen vulkaaniseen toimintaan (Veblen 1982).

Magellaaninen sademetsä ja magellaaninen kesävihanta metsä ovat antiboreaalisen vyöhykkeen kasvillisuutta. Pohjoiset alangon kesävihannat metsät ja ainavihannan sademetsän valdiviaaninen ja pohjoispatagoninen tyyppi kuuluvat antitemperaattiseen vyöhykkeeseen.

Pelkästään puulajeja Patagonian metsissä on noin 50. Näistä 9 on *Nothofagus*-lajeja. Lähes kaikki puulajeista ovat endeemisiä Chilelle ja Andien Argentiinan puoleiselle osalle. Chilen luonnonmetsien putkilokasvifloora käsittää 740 lajia, joista puolet on endeemisiä (Lara 1992).

Suomalainen tutkimustraditio ja metsien luokittelu Patagoniassa

Ensimmäinen suomalainen Patagonian retki järjestettiin vuosina 1928-29. Sen jälkeen tehtiin useita tutkimusretkiä aina 1960-luvun alulle saakka. Näistä useimmat maantieteilijä Auerin johdolla. Retkille osallistunut A. Kalela sovelsi suomalaista metsätyyppi-oppia Patagonian metsäkasvillisuuden luokitteluun. Kalelan kasvillisuusaineisto on kuitenkin edelleen pääosin julkaisematta.

Kalela (1941, taulukko 1) jakaa Itä-Patagonian (37°5' - 53°5' S) metsät termisin perustein kolmeen vertikaaliseen luokkaan; submontaaninen, montaaninen, prealpiininen-subalpiininen. Itä-länsisuunnassa hän erottaa sateisen, kosteahkon ja kuivan vyöhykkeen. Kolmas vaihtelusuunta muodostuu metsäkasvillisuuden pohjois-eteläsuuntaisesta vaihtelusta. Kaikki kolme vertikaalista luokkaa esiintyvät vain Itä-Patagonian pohjoisosissa (submontaanisen luokan eteläraja 40°10' S, montaanisen 43°30' S).

Suomalainen tutkimustraditio jatkui myöhemmin Tulimaa-retkikunnan (1985) ja Patagonia-retkikunnan (1991-1992) muodossa. Tuhkanen (1992) on tarkastellut ilmastoparametrien pohjalta mm. Tulimaan kasvillisuuden vyöhykejakoja. Patagonia -projektin tavoitteena on mm. kliimaattis-kasvimaantieteellisen aluejakojärjestelmän soveltaminen Patagonian Andeille, boreaalisten kasvillisuusvyöhykkeiden ja niiden vastinalueiden vertailu, alueellisen kasvillisuuden vaihtelun tutkiminen suhteessa ekologisiin gradientteihin, sekä sammalten ja jäkälien merkityksen tutkiminen kliimaekologisina indikaattoreina. Patagonia -projektin aineisto on vielä pääosin julkaisematta.

Patagonian metsien luokittelua vaikeuttavat tekijät

Suuren ilmastollisen ja topografisen vaihtelun vuoksi Patagonian Andien metsäkasvillisuuden luontainen vaihtelu on suurta. Häiriötekijät ovat lähes säännönmukaisia ja muuttavat eri tavoin mm. metsien ravinnetilaa. Tulivuorenpurkaukset vaikuttavat suuresti kasvillisuuteen erityisesti Patagonian länsiosissa. Kulotuksen, hakkuiden ja laidunnuksen merkitys kasvaa siirryttäessä lännestä itään (mm. Veblen ym. 1992). Ihmistoiminnan seurauksena (eril. maankäyttömuodot, maanviljelys, kulutus, laidunnus, metsien hakkuut) alkuperäiset metsätyypit ovat suurelta osin hävinneet. Luonnonmetsien tilalle istutetaan kasvavassa määrin nopeakasvuista, mm. *Pinus radiata* viljelymetsiä (mm. Hakkila & Mery 1992).

Esim. poimintahakkuiden seurauksena puulajeista *Fitzroya cupressoides*, *Araucaria araucana*, *Nothofagus alpina* ja *N. obliqua* ovat harvinaistuneet. Chilessä on kymmenen uhanalaista puuvartista lajia, joista *Nothofagus alessandri*, *Gomortega keule* ja *Pitavia punctata* ovat endeemisiä puulajeja. Uhanalaisia putkilokasvilajeja koko Chilen floorasta on yli 300 (Michell 1983).

Donoso (1990) epäilee cajanderilaisen luokittelun käyttökelpoisuutta näin vaihtelevissa oloissa. Hänen mielestään se sopii parhaiten oloihin joissa kasvillisuus on suhteellisen yksinkertaista, topografiassa ja sademäärissä ei ole kovin suurta vaihtelua, eikä ihmistoiminnalla ole ollut yhtä suurta alkuperäisluontoa muuttavaa vaikutusta.

Patagonian metsiä luokiteltaessa olisi antropogeeniset tyypit erotettava luonnonmetsätyypeistä. Koska kasvillisuuden vaihtelu on suurta, puulajeihin perustuva luokittelu lienee käyttökelpoisempi varsinkin Länsi-Patagoniassa. Kalelan julkaisemattoman aineiston käyttökelpoisuus olemassaolevaa alustavaa luokittelua täydentämään tulisi kuitenkin selvittää.

Taulukko 1. Itä-Patagonian tärkeimmät metsätyypit Kalelan (1941) mukaan.
Table 1. Forest types in East-Patagonia according to Kalela (1941).

	Pohjoinen metsäalue			Kuiva vyöhyke
	Sateinen vyöhyke	Kosteahko vyöhyke		
Submontaaninen		1. Azara-Blechnum-Viola reichei -tyyppi 2. Azara-Osmorhiza-Adenocaulon -tyyppi 3. Azara-Rhacoma-Berberis darwinii -tyyppi	1. Dioscorea-Alstroemeria -tyyppi a) <i>Vähäruohoinen variantti</i> b) <i>Ruohoinen variantti</i>	
Montaaninen	1. Asteranthera-Nertera -tyyppi 2. Asteranthera-Luzuriaga -tyyppi 3. Desfontainea-Gaultheria -tyyppi	1. Blechnum-Viola reichei -tyyppi 2. Osmorhiza-Adenocaulon -tyyppi 3. Rhacoma-Berberis darwinii -tyyppi Gaultheria -tyyppi	1. Vicia-Alstroemeria-tyyppi 2. Osmorhiza-Mutisia-tyyppi 3. Rhacoma-Lathyrus-tyyppi Carex patagonica-tyyppi	
Prealpiininen-Subalpiininen		1. Berberis pearcei -tyyppi a) <i>Berberis linearifolia-variantti</i> 2. Osmorhiza-Rhacoma -tyyppi a) <i>Berberis linearifolia-variantti</i>	b) <i>Alstroemeria-variantti</i> b) <i>Valeriana laxiflora-variantti</i>	
	Eteläinen metsäalue			
Prealpiininen-Subalpiininen	1. Blechnum-Berberis ilicifolia -tyyppi 2. Pernettya mucronata-Berberis ilicifolia -tyyppi	1. Blechnum-Viola magellanica -tyyppi	1. Osmorhiza-Viola maculata -tyyppi	

Kirjallisuus

- Czajka, W. 1968. Los perfiles vegetales de las Cordilleras entre Alaska y Tierra del Fuego. Coll. Geogr. 9:117-121.
- Donoso, C. Z. 1990. Ecología Forestal. El bosque y su medio ambiente. Editorial universitaria, Universidad austral de Chile. Santiago de Chile. 369pp.
- Hakkila, P. & Mery, G. 1992. Puun korjuu ja käyttö Chilessä. Explotación y uso de la madera en Chile. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 428. 59s.
- Hueck, K. 1966. Die Wälder Südamerikas. Ökologie, Zusammensetzung und wirtschaftliche Bedeutung. Vegetationsmonographien der Einzelnen Grossräume 2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 422 pp.
- Kalela, E. K. 1941. Über die Holzarten und die durch die klimatischen Verhältnisse verursachten Holzartenwechsel in den Wäldern Ostpatagoniens. Annales Academiae Scientiarum Fennicae, Series A 2:5-151.
- Lara, A. 1992. The timber trade in temperate forests. Managed forests and plantations. Case study: Chile. In: Dudley, N. 1992. Forests in trouble: A review of the status of temperate forests worldwide. World Wide Fund For Nature. 253 pp.
- Michell, R. G. 1983. Sistema básico de clasificación de vegetación nativa chilena. Departamento de silvicultura y manejo, Universidad de ciencias agrarias veterinarias y forestales. Universidad de Chile. 315 pp.
- Schmithüsen, J. 1956. Die räumliche Ordnung der chilenischen Vegetation. Bonner Geographische Abhandlungen 17:1-86.
- Stenroos, S. & Vanha-Majamaa, I. 1993. Eteläisen Etelä-Amerikan happomarjoista (Berberis). Sorbifolia 24(4):159-169.
- Tuhkanen, S. 1992. The climate of Tierra del Fuego from a vegetation geographical point of view and its ecoclimatic counterparts elsewhere. Acta Botanica Fennica 145:1-64.
- Veblen, T. T. 1982. Regeneration patterns in Araucaria araucana forests in Chile. J. of Biogeography 9:11-28.
- Veblen, T. T., Kitzberger, T. & Lara, A. 1992. Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland. J. of Veg. Sci. 3:507-520.

ERÄIDEN ORDINAATIOMENETELMIEN VERTAILUA *COMPARING SOME INDIRECT ORDINATION METHODS*

Abstract

The shortcomings of orthogonal correspondence analysis (CA) and detrended correspondence analysis (DCA) are shortly reviewed. The usefulness of nonmetric multidimensional scaling (NMDS) together with DECODA (Database for Ecological COMMUNITY DATA) (Minchin 1991) is introduced. DCA versus NMDS is discussed. Two data sets, one (1) from mineral soil forests (n=116) and the other (2) from drained peatland forests (n=119), were both analysed by DCA and global NMDS. Both methods showed good performance and behaved very similarly. The tongue effect seemed to appear with DCA, but it is difficult to conclude whether it partly represents a true structure or not. In the data set 1 the correlations between external variables and DCA-ordination space were slightly higher than in the case of GNMDS. On the basis of the data set 2 and compared with GNMDS DCA seemed not to destroy possible discontinuities.

Johdanto

Ekologia tutkii eliöiden runsautta ja levinneisyyttä käsittäen eliöiden abioottiset ja bioottiset riippuvuus- ja vuorovaikutussuhteet. Ekologit ovat siten usein kiinnostuneita lajien esiintymisrunsauksista eri paikoissa ja vieläpä eri aikoina. Monimuuttujamenetelmien, esim. kasvillisuusordinaatioiden yksi tavoite on monimutkaisen tai laajan lajit-paikat matriisin sisältämän informaation pelkistämisen: näytealat ja/tai lajit järjestetään yhdelle tai useammalle aineiston päävaihtelusuuntaa tai muuta gradienttia kuvaavalle akselille (Goodall 1954, Gauch 1982). Toinen, yhä enemmän merkitystä saanut käyttöalue on kasvillisuuden, sen eri lajien ja ympäristömuuttujien välisten suhteiden tarkastelu (Jongman ym. 1987, Økland 1990, Økland & Eilertsen 1993).

Aika 1970-luvulta lähtien on ollut ATK:n kehittymisen myötä vilkasta menetelmien kehittämisen, niiden käyttökelpoisuuden parantamisen sekä vertailun aikaa. Niinpä käytössä olevia ordinaatiomenetelmiä on paljon. Jotkut ovat kuitenkin selvästi yleisemmin käytettyjä kuin toiset. Tässä esityksessä tarkastellaan vain eräitä piirteitä muutamista, mutta erittäin yleisesti käytetyistä menetelmistä, korrespondenssianalyyseistä ja moniulotteisesta skaalauksesta. Pääpaino on tulosten tulkintanäkökohdissa.

Korrespondenssianalyysi (CA)

Tavallinen ortogonaalinen korrespondenssianalyysi (CA eli RA = reciprocal averaging) on laajennus suorassa gradienttianalyyseissä (Whittaker 1967) käytetyistä painotettujen

keskiarvojen (WA) menetelmästä. Tilastollisesti CA on metrinen skaalausmenetelmä, joka sovittaa lajirunsausdatan teoreettisille muuttujille eli akseleille iteroimalla näille näytealapistee siten, että lajipisteiden dispersio optimoituu. Näytealapisteeet lasketaan lajipisteiden avulla, ja tätä kaksisuuntaista laskentaa jatketaan kunnes pisteet stabiloituvat. Lajipisteet ovat lopulta lajioptimien estimaatteja. Menetelmän taustaoletuksena on mm. lajien esiintymisen unimodaalisuus. Akselien ominaisarvot ovat akselien tärkeyden mittoja. Suomalaisiin aineistoihin CA:a ovat soveltaneet ensimmäisinä Pakarinen & Ruuhijärvi (1978).

CA:lle on tunnettua pari heikkoutta, jotka vaikeuttavat tulosten tulkintaa ja vähentävät menetelmän käyttökelpoisuutta. Lineaarisen korrelaation poistaminen ei poista korkeamman asteen riippuvuutta akseleiden välillä. Tämä näkyy yleisimmin ns. kaarieffektinä eli pisteparven kaartumisena ordinaatiokuvassa. Myös monimutkaisemmat vääristymät ovat mahdollisia tutkittaessa ylempien akseleiden suhdetta alempiin. Toinen ominaisuus on se, että ordinoitavuus ei ole homogeeninen: laidoilla samaa ekologista etäisyyttä vastaa pienempi ordinoitavuus kuin keskellä (=laitaeffekti) eli pisteet pyrkivät sulkoutumaan akselien päihin.

Oikaistu korrespondenssianalyysi (DCA)

Oikaistussa korrespondenssianalyysissä (=Detrended CA) CA:n heikkoudet on pyritty poistamaan: (1) kaarieffekti hävittämällä systemaattinen riippuvuus akseleiden väliltä joko segmentoimalla (yleisin tapa) tai polynomeilla, (2) laitaefekti akselien epälinearisella uudelleen skaalauksella (Hill & Gauch 1980). DCA-ordinaatiota on testattu paljon sekä simuloituilla että todellisilla aineistoilla, ja etenkin 1980-luvun loppupuoliskolla käytiin laajaa keskustelua menetelmän huonoista ja hyvistä puolista. Øklandin (1990) teoksessa on esitetty yhteenvedo keskustelusta. Teoksesta löytyy koottuna monipuolista tietoa vuosikymmenen ajalta DCA:n soveltamisesta.

Vertailut ovat osoittaneet, että DCA on yleensä luotettavampi menetelmä kuin esim. CA, pääkomponenttianalyysi (PCA) tai pääkoordinaattianalyysi (PCoA). DCA on parhaimmillaan, jos aineistossa on selvä päägradientti, mutta (tällöinkin) menetelmä saattaa latistaa vaihtelua lyhyemmällä gradientilla yleensä päägradientin toisessa päässä. Minchin (1987) kutsuu tätä ilmiötä kieliefektiksi. Joskus on mahdollista myös kaksipuolinen kieliefekti: näytealat erottuvat toisen akselin suhteen vain keskellä päägradienttia.

Kieliefektit voivat olla seurausta todellisesta aineiston rakenteesta, oikaisuproseduurista tai ne voivat aiheutua korrespondenssianalyysissä käytetystä Khi-neliö -etäisyysmitasta (Økland 1990). Mitta painottaa liikaa lajeja, joilla on alhainen kokonaisrunsaus. Se siten liioittelee sellaisten alojen poikkeavuutta, joilla on useita harvinaisia lajeja. Tällöin kieliefektin voi ajatella syntyvän käänteisesti; aineisto leviää liikaa toisen akselin suhteen. Khi-neliö -mitan käyttö ekologiassa kompositionaalisenä etäisyysmittana onkin kyseenalaistettu (mm. Faith ym. 1987, Minchin 1987).

Oksasen (1988) mukaan DCA on epävakaa satunnaisvaihtelulle, kun akselien ominaisarvot ovat lähellä toisiaan. Epästabiilisuus on seurausta oikaisusta. Yksittäisessä oikaistussa analyysissä ei ole keinoa havaita kyseistä epästabiilisuutta, mutta läheiset ominaisarvot ortogonaalisessa analyysissä ovat merkki tästä mahdollisuudesta. Tämän vuoksi on

suositeltavaa suorittaa myös CA, jotta nähdään mitä oikaisu aiheuttaa. Vasta kun tulokset ovat stabiileja, ne kannattaa tulkita (Oksanen 1988).

Moniulotteinen skaalaus (MDS)

Minchinin (1987) suorittamissa simulaatioissa ei-metrinen moniulotteinen skaalaus (NMDS) osoittautui tehokkaimmaksi ordinaatiomenetelmäksi. Menetelmässä etsitään näytealoille sellaiset koordinaatit, että ordinoinnissa mitatut näytealojen euklidiset etäisyydet ovat mahdollisimman hyvässä järjestyskorrelaatioissa näytealojen etäisyysindeksiarvojen kanssa. MDS:n lähtökohtana on näytealojen välinen, (useimmiten) kasvillisuuden perusteella laskettu etäisyysmatriisi. Suositeltavin mitta on Bray-Curtis. MDS minimoi ns. stressifunktiota, jolla mitataan sitä määrää, jolla koordinaattiestimaattien on muututtava, jotta havaitut etäisyydet vastaisivat mahdollisimman hyvin euklidisia etäisyyksiä. Lajeja ei 'ordinoida' samanaikaisesti, vaan niiden sijainti lasketaan ordinointiavaruuteen erikseen painotettuina keskiarvoina. MDS voidaan suorittaa joko globaalisenä (GNMDS) tai lokaalisena (LNMDS) skaalauksena. Nämä ovat kutakuinkin yhtä tehokkaita, mutta lokaalinen vaatii laskentakapasiteettia huomattavasti enemmän. Lisäksi voidaan käyttää metrisen ja ei-metrisen menetelmän sekamuotoa (Hybrid MDS), joka on osoittautunut hieman tehokkaammaksi kuin edellä mainitut. Minchinin (1991) mukaan usein kuitenkin GNMDS riittää.

DCA vs. MDS

Keskustelu ja vertailut MDS:n ja DCA:n paremmuudesta on jatkunut (Økland 1990) ja jatkuu yhä (mm. Økland & Eilertsen 1993). He toteavat DCA:n olevan tehokkaampi menetelmä kuin NMDS, jos aineistossa on voimakas päägradientti (pituus väh. kolme kertaa sekundaarigradietti). Vääristymiä voi esiintyä myös NMDS:n tuloksissa käytettäessä liian moniulotteista ratkaisua vähäulotteiseen aineistoon (Minchin 1987, Økland 1990). Heikkoutena voidaan nähdä myös tulosten yhdenmukaisuuden puute käytettäessä eriluonteisia ratkaisuja. Kuitenkin DECODA -ohjelmistossa (Minchin 1991) on helposti toteutettavia keinoja sopivan ulottuvuusmäärän valitsemiseksi mm. (a) tarkkaamalla stressiarvon alenemista lisäulottuvuuksien myötä, (b) sovittamalla ympäristömuuttujavektorit ordinaatioavaruuteen ja katsomalla paljonko korrelaatiot voimistuvat lisättäessä ulottuvuuksia, (c) printtaamalla kondensoituja, järjestettyjä lajit-alat tauluja akselien suhteen. Voidaan menetellä myös seuraavasti tutkittaessa esim. onko kolmas dimensio tarpeen: 3-ulotteinen ratkaisu prokrustes-rotatoidaan 2-ulotteiseen nähden, minkä jälkeen tarkastellaan tämän sovitetun ratkaisun kolmannen dimension ja ympäristömuuttujavektorien välisiä kulmia. Jos kulmat ovat suuria, dimensiolla ei ole vahvoja yhteyksiä mitattujen muuttujien kanssa.

Ympäristömuuttujavektorit voidaan tallentaa DECODAssa, ja näytealoja ja lajeja voidaan järjestää ja tarkastella vektorien suunnassa. DECODAssa voidaan tallentaa myös DCA:n näytealapisteet ja sovittaa ympäristövektorit DCA-avaruuteen (kuva 1). Ympäristömuuttujien vaihteluun on tulkinnan kannalta informatiivisempaa kuin muuttujien korreloiminen erikseen kunkin ordinaatioakselin kanssa. Ordinaatiodiagrammista lajipäätelmiä tehtäessä on syytä tulostaa järjestettyjä alat-lajit tauluja, koska esim. lajin sijainti gradientin keskellä voi johtua siitä, että lajilla ei ole riippuvuutta ko. gradienttiin, lajin todellinen optimi on keskellä tai laji esiintyy gradientin molemmissa päissä (bimodaalisuus). Tämä koskee niin RA:a, DCA:a, NMDS:ta kuin kehittynyttä suoraa menetelmääkin, kanonista

korrespondenssianalyysiä (CCA), jossa ordinaatioavaruus muodostetaan ympäristömuuttujien lineaarikombinaationa (Ter Braak 1987). Lajien responssimalleja ympäristögradien-teilla ei tunneta vielä riittävän hyvin.

Heinolan alueelta peräisin olevalle kangasmetsien näytealajoukolle (n=116) suoritettiin sekä DCA- että GNMDS-analyysi. Kaksiulotteinen ratkaisu riitti kuvaamaan aineiston vaihtelua mielekkäällä tavalla. Metsätyyppien viljavuussarja kytkeytyi läheisesti ensimmäiseen kompositionaaliseen gradienttiin. Toinen vaihtelusuunta liittyi puuston pohjapinta-alaan ja latvusvarjostukseen, ts. valoilmastoon ja sukkessioon (Lindberg ym. 1994). DCA:n tuloksessa voitiin havaita kieliefektiä muistuttava rakenne: aineiston karussa päässä vaihtelu sukkessiogradientilla oli vähäistä kun taas viljavassa päässä se oli huomattavaa. Kyseessä voi olla ainakin osaksi aineiston todellisesta rakenteesta johtuva efekti. GNMDS:n tulos näytti tasapainoisemmalta, mutta DCA-avaruuden ja ympäristömuuttujien väliset korrelaatiot olivat GNMDS:n vastaavia hieman voimakkaampia (taulukko 1).

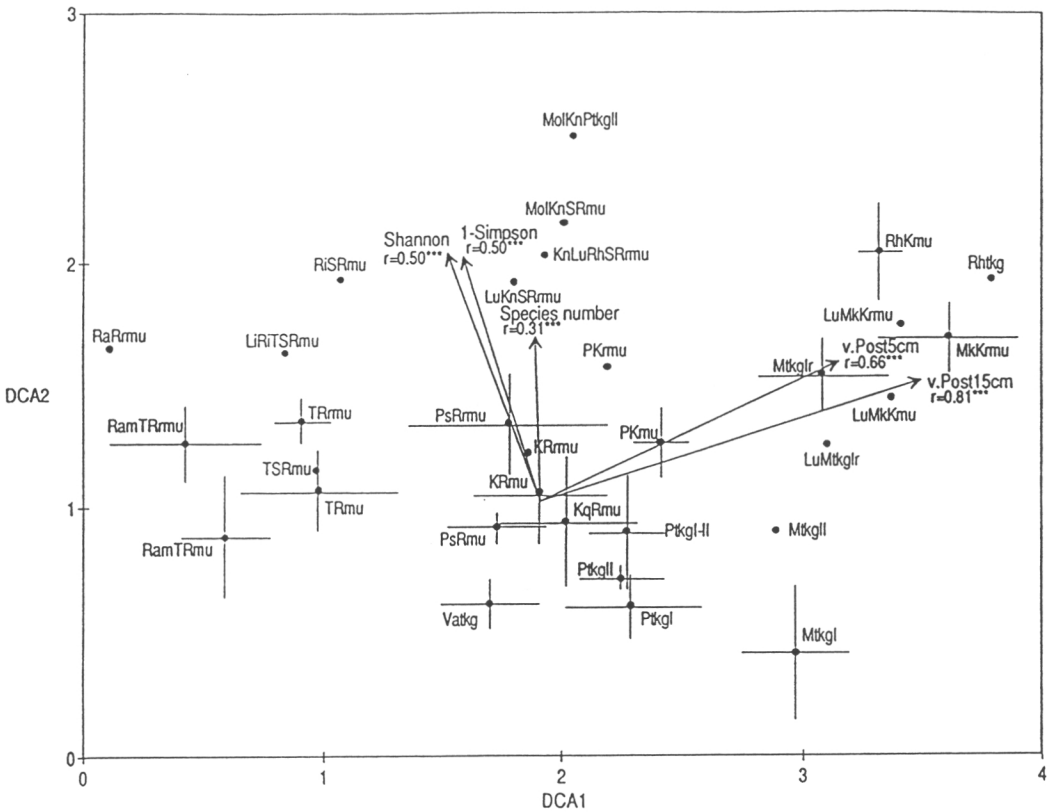
Vastaavat analyysit suoritettiin aapasuovyöhykkeen eteläosista kerätyille ojitettujen turvemaiden aineistolle (n=119) (kuvat 1-3). Kolme dimensiota tarvittiin mielekkääseen tulkintaan. Päävaihtelusuunta edusti lähinnä 'metsällisen viljavuuden' vaihtelusuuntaa kuvastaen samalla keskusta-reunavaikutteisuutta (rämeisyys-korpisuus). Toinen vaihtelusuunta liittyi etupäässä ojitussukkessioon, mm. regressiiviset ojitusalat erottuivat toisella akselilla. DCA-ordinaatiossa siniheinäiset (Mol) alat erottuivat selvästi jo toisella akselilla, GNMDS:ssa vasta kolmannella. Kummassakin analyysissä RhK-muuttumat (etenkin toinen aika märkä) ja Rhtkg erottuivat regressiivisistä MkK-aloista vasta kolmannella akselilla. Analyysien tulokset olivat hyvin samankaltaisia. DCA-analyysissä päägradientin keskivaiheilla näytealat tiivistyivät (lo. siniheinäisiä aloja) kolmannen akselin suhteen kapeaksi vyöksi, mutta kummassakin menetelmässä näytealat levisivät aineiston viljavassa päässä kolmannella akselilla samalla tavalla. Ainakaan tässä tapauksessa DCA ei GNMDS:een verrattuna näyttäisi hävittävän mahdollisia epäjatkuvuuskohtia.

Koska DCA:ta sovellettaessa on mm. mahdollisuus harhaisen kieliefektin syntymiseen, ja koska sen tulokset saattavat joissakin tapauksessa olla epästabiileja, ja koska Khii-neliö-mitta on kyseenalaistettu (ks. myös keskustelu akselien uudelleen skaalauksesta; Økland 1990, Økland & Eilertsen ja viitteet niissä), on (GN)(LN)(H)MDS:n käyttö suositeltavaa, vaikka monissa aineistoissa DCA:nkin tulokset ovat hyvin tulkintakelpoiset. MDS:n soveltaminen on nykyään varsin käyttäjäystävällistä (Minchin 1991). Näin ei ollut ennen. Økland & Eilertsen suosittelivat DCA:n ja NMDS:n käyttöä rinnan. Jos kasvillisuusaineiston keruun yhteydessä on mitattu monipuolisia ja hyviä ympäristömuuttujia, tuntuisi mielekkäältä käyttää rinnan MDS:a (epäsuora analyysi - kasvillisuuslähtöisyys) ja suoraa analyysiä, CCA:a. Tutkittaessa yksityiskohtaisesti lajien esiintymistä eri ympäristögradien-teilla voidaan siirtyä - esim. ordinaatiomenetelmillä suoritettun tarkastelun jälkeen - käyttämään varsinaisia mallitustekniikoita, mm. yleistettyjä lineaarisia malleja.

Taulukko 1. DCA:n kahden ensimmäisen akselin sekä GNMDS:n 2-ulotteisen ratkaisun muodostamien avaruuksien ja eräiden (ympäristö)muuttujien väliset korrelaatiot. Aineistossa 116 eri-ikäistä kivennäismaan metsikkönäytealaa Heinolasta (Lindberg ym. 1994).

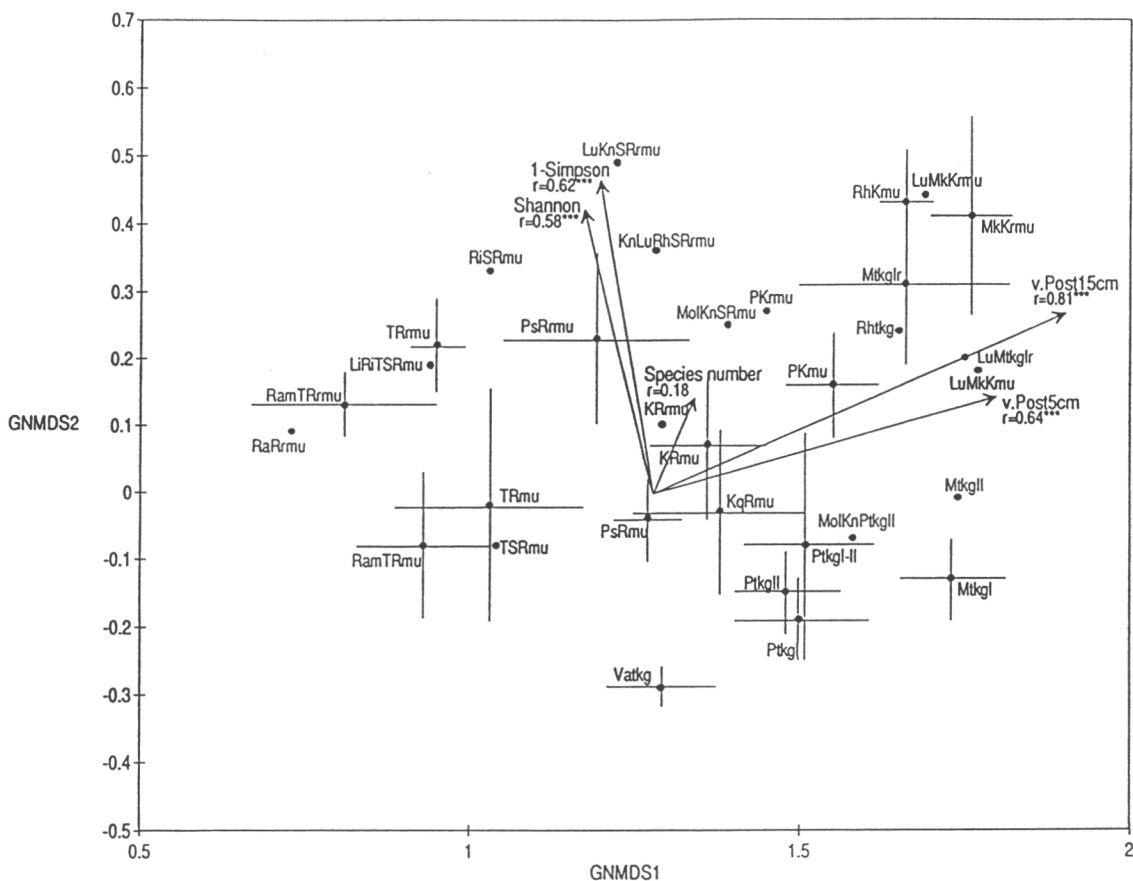
Table 1. Correlations between some external variables and two-dimensional ordination space constructed by DCA and GNMDS. Data (n<116) from mineral soil forests, Heinola, Southern Finland (Lindberg et al. 1994).

	DCA	GNMDS
Tyypittely A - <i>Typification A</i>	0.80***	0.70***
Tyypittely B - <i>Typification B</i>	0.75***	0.65***
Puuston keskipituus - <i>Average height of trees</i>	0.48***	0.44***
Latvuspeittävyys - <i>Canopy coverage</i>	0.53***	0.51***
Pohjapinta-ala (mänty) - <i>Basal area (pine)</i>	0.27*	0.26*
Pohjapinta-ala (kuusi) - <i>Basal area (spruce)</i>	0.62***	0.55***
Pohjapinta-ala (koivu) - <i>Basal area (birch)</i>	0.43***	0.38***
Pohjapinta-ala (muut lehtipuut) - <i>Basal area (other deciduous)</i>	0.48***	0.45***
Kokonaispohjapinta-ala - <i>Total basal area</i>	0.65***	0.60***
Lajilukumäärä - <i>Species number</i>	0.60***	0.53***
1-Simpson	0.31***	0.28***
Shannon	0.53***	0.51***



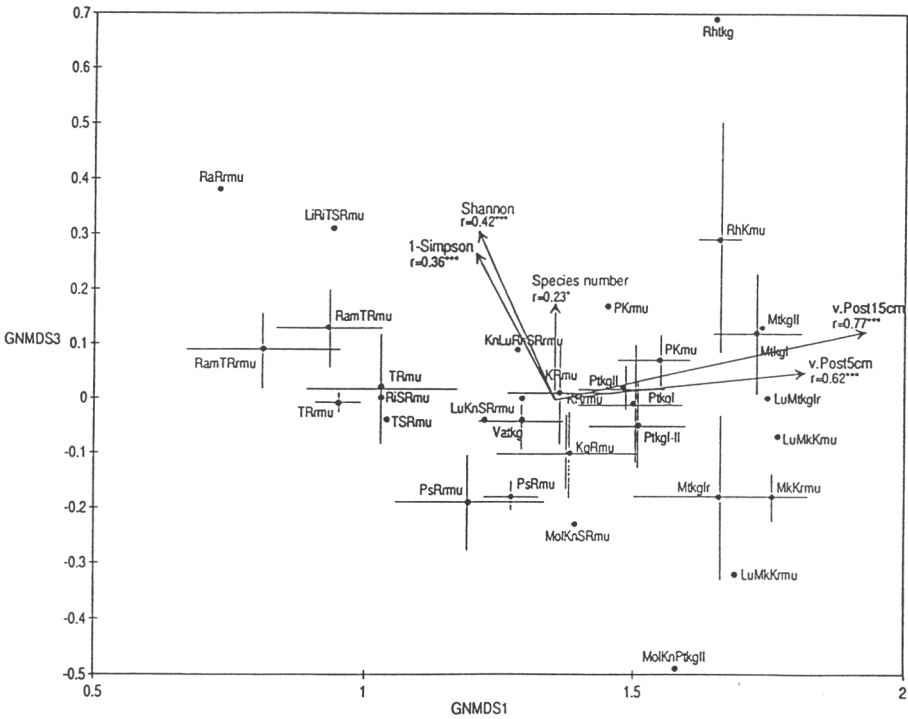
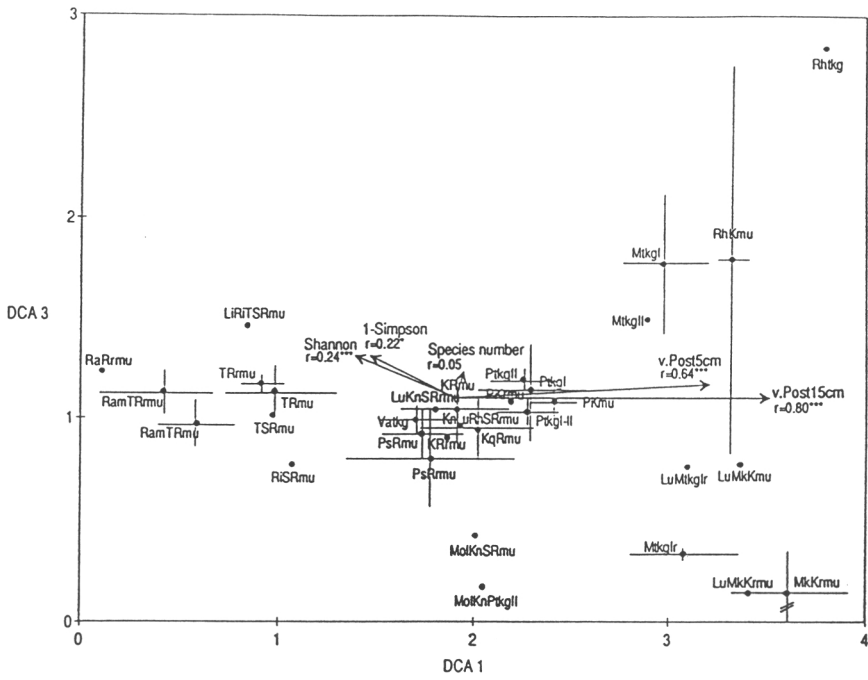
Kuva 1. Ojitettujen turvemaiden (n=119) DCA-ordinaatio. Akselit 1 ja 2 (3. akseli esitetty kuvassa 3). Ryhmistä, joissa on useita näytealoja, on esitetty sentroidit ja keskihajonnat. Akselien ominaisarvot: 1. = 0.462, 2. = 0.304, 3. = 0.203. Kolmiulotteisen DCA-avaruuden ja kuvissa nuolilla esitettyjen muuttujien väliset korrelaatiot: lajilukumäärä = 0.33***, 1-Simpsonin indeksi = 0.53***, Shannonin indeksi = 0.53***, von Post 5cm = 0.66***, von Post 15cm = 0.81***. Näytealojen lyhenteet, ks. Huikari 1952, Huikari ym. 1964, Laine & Vasander 1990 (r = regressiivinen).

Fig. 1. DCA ordination of drained forested peatlands (n=119). Axes 1 and 2 (axis 3 is presented in Fig 3). In groups with more than one sample plot the centroids and S.D. are presented. Eigenvalues of the axes: 1. = 0.462, 2. = 0.304, 3. = 0.203. Correlations between three-dimensional DCA ordination space and external variables: species number = 0.33***, 1-Simpson index = 0.53***, Shannon index = 0.53***, von Post 5cm = 0.66***, von Post 15cm = 0.81***. For the abbreviations see e.g. Huikari 1952, Huikari et al. 1964, Laine & Vasander 1990. (r = regressive).



Kuva 2. Ojittettujen turvemaiden (n=119) GNMDS-ordinaatio. Kolmiulotteisen ratkaisun 1. ja 2. akseli (3. akseli on esitetty kuvassa 3). Kolmiulotteisen GNMDS-avaruuden ja muuttujien väliset korrelaatiot: lajilukumäärä = 0.29***, 1-Simpson = 0.66***, Shannon = 0.65***, von Post 5cm = 0.64***, von Post 15cm = 0.81***. Muut selitykset, ks. kuva 1.

Fig. 2. GNMDS ordination of drained forested peatlands (n=119, same material as in Fig. 1). Axes 1 and 2 of the three-dimensional solution (axis 3 is presented in Fig. 3). Explanations as in Fig. 1. Correlations between three-dimensional GNMDS ordination space and external variables: species number = 0.29***, 1-Simpson = 0.66***, Shannon = 0.65***, von Post 5cm = 0.64***, von Post 15cm = 0.81***.



Kuva 3. Ojitettujen turvemaiden (n=119) DCA- ja GNMDS-ordinaatio. Akselit 1 ja 3. Selitykset, ks. kuvat 1 ja 2.

Fig. 3. DCA- and GNMDS-ordination of drained forested peatlands (n=119). Axes 1 and 3. For the explanations, see Figs. 1 and 2.

Kirjallisuus

- Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.
- Gauch, G.H. 1982. *Multivariate methods in community ecology*. 298 s. Cambridge University Press.
- Goodall, D.W. 1954. Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* 1: 39-63.
- Hill, M.O. & Gauch, G.H. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Huikari, O. 1952. Suotyypin määrittäminen maa- ja metsätaloudellista käyttöarvoa silmällä pitäen. Summary: On the determination of mire types, especially considering their drainage value for agriculture and forestry. *Silva Fennica* 75: 1-22.
- Huikari, O., Muotiala, S., Wäre, M. 1964. Ojitusopas. 244 s. Kirjayhtymä.
- Jongman, R.H., ter Braak C.J.F. & van Tongeren O.F.R. 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. 299 s. Pudoc Wageningen.
- Laine, J. & Vasander, H. 1990. Suotyypit. 80 s. Kirjayhtymä.
- Lindberg, H., Tonteri, T., Hotanen, J.-P. & Lahti, T. 1994. Metsätyyppikuvan muutos vuosina 1912-1991 Heinolassa. Joensuun yliopisto. Matemaattisluonnontieteellisen tiedekunnan raporttisarja n:o 33: 52.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89-107.
- Minchin, P.R. 1991. DECODA. Database for Ecological Community Data. Version 2.04. Australian National University.
- Oksanen, J. 1988. A note on the occasional instability of detrending in correspondence analysis. *Vegetatio* 74: 29-32.
- Økland, R.H. 1990. *Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia*. 233 s. Sommerfeltia Supplement 1.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. 254 s. Sommerfeltia 16.
- Pakarinen, P. & Ruuhijärvi, R. 1978. Ordination of northern Finnish peatland vegetation with factor analysis and reciprocal averaging. *Annales Botanici Fennici* 15: 147-157.
- Ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- Whittaker, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews* 49: 207-264.

KASVILLISUUDEN JATKUMOKYSYMYS *THE CONTINUUM CONCEPT OF VEGETATION.*

Abstract

Major debates regarding the controversial community and continuum concepts are summarized on the basis of most important articles and reviews. The continuum concept is long accepted, though its adequacy was questionable. A recent work re-formulates the continuum theory by presenting several testable hypotheses on the pattern of response of vegetation to environmental gradients. The controversy can be resolved if the two concepts are used in different frames of reference : a plant community is a spatial concept and applies to a particular landscape, and the continuum refers to an environmental space.

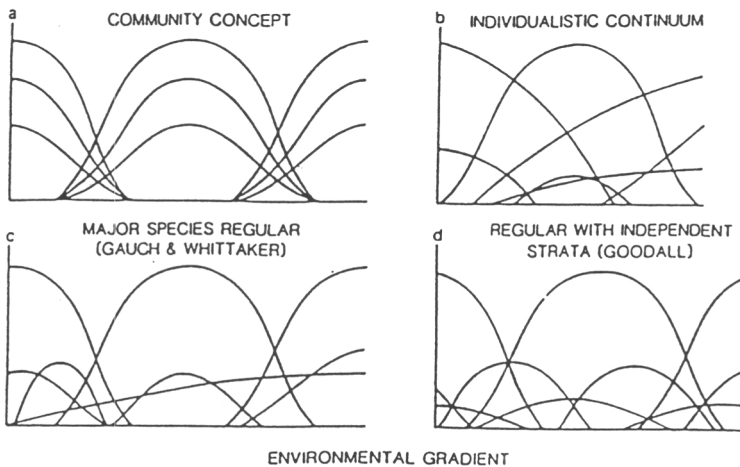
Johdanto

Kasvillisuuden perusluonnetta ja rakennetta on pyritty selittämään useilla eri teorioilla ja hypoteeseillä, joista kasvivyhdyskunta- ja jatkumokäsitteitä on yleisimmin pidetty toisilleen vastakkaisina ja toisensa poissulkevin vaihtoehtoina (mm. Whittaker 1956, McIntosh 1967). Kasvivyhdyskuntakäsitteen mukaan kasvillisuus koostuu luokiteltavissa olevista, selvärajaisista ja homogeenisista kasvipopulaatioista, jotka ovat kasvillisuuden luonnollisia perusyksiköitä (Austin 1985). Monet kasvitieteilijät ovat kuitenkin vuosikymmeniä kannattaneet teoriaa, jonka mukaan kasvustot ympäristögradientilla vaihtuvat vähitellen toisiksi ilman jyrkkiä rajoja, ts. kasvillisuus muodostaa jatkumon, jota voidaan luokittelulla pilkkoa vain mielivaltaisesti. Vastakkainen koulukunta on puolestaan, osittain oikein, pitänyt jatkumoa lähinnä otannan ja tutkimusmenetelmien luomana harhana.

Monimuuttujamenetelmät toivat kasvillisuustutkimuksiin tarvittavan objektiivisuuslisän. Aluksi ordinaatio ja luokittelu nähtiin toisensa poissulkeviksi vaihtoehtoisiksi samalla tavoin kuin jatkumo- ja kasvivyhdyskuntakäsitteet. Vaikka kasvillisuuden luokittelun avulla pyrittiin osoittamaan kasvivyhdyskuntien olemassaolo, jatkumokäsite hyväksyttiin yleisesti mm. maastoluokittelun subjektiivisuuden vuoksi (Gauch 1982). Koska luokittelu on kuitenkin hyödyllistä, menetelmiä pidetään nykyisin toisiaan täydentävinä. Nykyisten menetelmien matemaattiset oletukset eivät ole täysin riittäviä ekologisissa tutkimuksissa, ja jo menetelmän valinnassa tehdään oletuksia aineiston rakenteesta. Jatkumokäsitteeseen liittyvät hypoteesit ovat kokeellisesti ja tilastollisesti puutteellisesti testattuja, ja käsitteen yleinen hyväksyminen pohjautuu lähinnä ordinaatiometodeista saatuihin epäsuoriin todisteisiin.

Perinteinen jatkumokäsite: oletukset ja heikkoudet

Lajien sijoittumisesta ympäristögradientille voidaan yleisesti esittää neljä eri hypoteesia (Austin 1990, kuva 1 a-d): (a) Lajinvälinen kilpailu aiheuttaa jyrkkiä rajoja kasvillisuudessa, seurauksena toistuvasti yhdessä esiintyvät lajiryhmät, kasvivyhdyskunnat. (b) Individualistisen käsityksen mukaan lajit ovat sijoittuneet ympäristögradienille yksilöllisesti niille ominaisten fysiologisten, ekologisten ja geneettisten ominaisuuksien määräämään paikkaan, jolloin selviä rajoja ja lajijoukkoja ei ole erotettavissa; teoreettinen pohja useille muille jatkumomalleille. (c) Ekologisesti samankaltaiset, kilpailevat valtalajit sijoittuvat gradientille säännöllisin välein, mutta muut lajit eivät ole ryhmittäytyneitä näiden valtalajien kanssa. (d) Jokaisen kasvillisuuskerroksen lajit sijaitsevat gradientilla säännöllisin välein, ja kerrokset ovat toisistaan riippumattomia.



Kuva 1. Vaihtoehtoja lajien sijoittumisesta ympäristögradienille (Austin 1990).

Fig. 1. Alternative types of species patterns along an environmental gradient (Austin 1990).

Yhteisön homogeenisuus on käsite, jota ei ole kyetty yksiselitteisesti määrittelemään, vaikka pohdiskelua homogeenisuudesta ja siihen liittyvästä mittakaavakysymyksestä on usein esitetty (mm. Goodall 1963, McIntosh 1967, van der Maarel 1976). Subjektiiivisuuselementti yhteisöjen rajaamisessa on myös mukana päätöksessä, tapahtuuko rajanveto kvalitatiivisten, kvantitatiivisten vai rakenteellisten ominaisuuksien perusteella. Tiukan tilastotieteellisessä mielessä kaksi yhteisöä ovat keskenään homogeenisia, jos niiden lajikoostumus on täsmälleen

sama, ts. yhteisöt ovat epäjatkuvia, jos ne eroavat yhdellä lajilla. Tulkintaa ei kuitenkaan pidetä ekologisesti mielekkäänä, vaan kasviyhteisöt ja epäjatkuvuudet niiden välissä tulisi erottaa useiden samanlaiset toleranssit omaavien lajien perusteella (Tuomikoski 1942, McIntosh 1967).

Ympäristötekijät määräävät osaltaan populaatioiden rajat kaikissa mahdollisissa mittakaavoissa (esim. van der Maarel 1976), ja ovat siten vastuussa myös kasviyhdyksuntarajoista. Äkilliset jyrkät kohdat gradientilla aiheuttavat jyrkkiä muutoksia myös kasvillisuudessa. Kasvillisuuden epäjatkuvuus saattaa johtua paikallisista epäjatkuvuuksista jossakin abioottisessa ympäristötekijässä (esim. kivilajin äkillinen muutos) tai historiallisista syistä (häiriöt; esim. kulo).

Rajat voivat ilmetä kasvillisuudessa erilevyisinä vaihtumisvyöhykkeinä. Tämän perusteella kasvillisuuden voidaan sanoa olevan jatkuvaa silloin, kun erot vaihtumisvyöhykkeen ja kummankin sen erottamien yhteisöjen välillä ovat suunnilleen samat kuin yhteisöjen sisäiset erot. Kasvillisuus voidaan nähdä 'monimutkaisena jatkuvuuden ja epäjatkuvuuden sekoituksena' (Whittaker 1956). Tämän mosaiikkiajatuksen esitti myös Kalela (1960) toteamalla, että kasvillisuus koostuu yhtenäisistä kasvustoista, joita erottaa suhteellisen kapeat vaihtumavyöhykkeet, joissa kasvillisuuden muutos on nopeaa.

Kasvien välisten vuorovaikutusten osuutta rajojen muodostumiseen on vaikea arvioida. Suomalaisen metsätyypittelyn yksi lähtökohta on teoria, jonka mukaan kasviyhdyksuntien selvä rajoittuminen toisiinsa on seurausta kilpailusta; vaikka ympäristötekijät muuttuvat vähitellen, kasvillisuuden muutos on kuitenkin jyrkempää. Kilpailun rajallisista resursseista voisi olettaa johtavan lajien tasaiseen sijoittumiseen ympäristögradientille (Austin 1985), koska näin lajeihin kohdistuva kilpailupaine pienenesi. Jos yhteisössä esiintyy kerrostuneisuutta, jokainen kerros käyttäytyy toisistaan riippumattomasti. Kilpailun kokeellinen todistaminen ja sen vaikutus kasviyhteisöjen rakenteeseen on kuitenkin laiminlyöty tutkimusalue, joten tältäkin osin jatkumotutkimus on jäänyt lähinnä yhteisöjä kuvailevaksi tutkimukseksi, koska ei tiedetä kuinka ja mitä tekijöitä tulisi mitata, jotta yhteisön toimintaa voitaisiin selittää (Austin & Smith 1989).

Populaatioiden ja lajien vasteita gradientilla on varsinkin eläinekologiassa yleisesti pidetty symmetristen normaalikäyrien muotoisina. Kasviekologiassa useat tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet vinojen, kaksihuippuisten ja jopa lineaaristen vasteiden olemassaolon (mm. Whittaker 1956, Austin 1976). Variaation syyksi on esitetty mm. sitä, että lajien todelliset fysiologiset tai ekologiset vasteet poikkeavat normaalikäyristä, tai että samaan taksoniin luokitellut kaksi eri ekotyyppeä saattavat aiheuttaa kaksihuippuisten vastekäyrän. Vaihtelu saattaa olla myös tutkimusmenetelmien luoma tilanne, joka syntyy kun moniulotteisesta avaruudesta projisoidaan yksiulotteinen gradientti (Austin 1985). Lyhyellä matkalla lajin toleranssialueen kummassakin ääripäässä viisto gaussilainen käyrä saattaa vaikuttaa lineaariselta.

Monet Gauchin ja Whittakerin (1972) jatkumomallin, samoin kuin ordinaatiomenetelmien oletukset eivät päde normaalikäyristä poikkeaviin lajivasteisiin, mikä on perinteisen jatkumomallin yksi heikko kohta. Yleisesti havaitut gaussilaiset käyrät saattavat olla seurausta mittayksikön valinnasta tai mitta-asteikon skaalauksesta (Austin 1976). Mitta-asteikko ei välttämättä ole lineaarinen kuten tavallisesti otaksutaan (McIntosh 1967).

Jatkuvuuden/epäjatkuvuuden osoittaminen

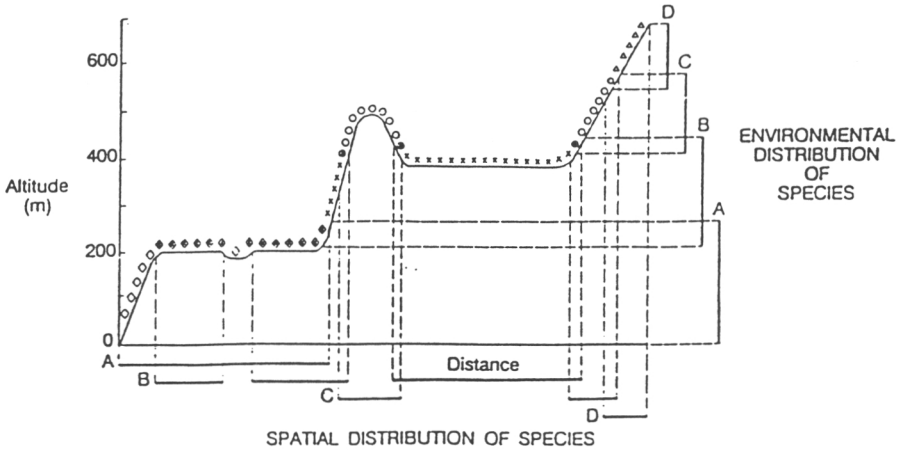
Kasvillisuuden jatkuvuutta on pyritty osoittamaan gradientianalyysin, lähinnä epäsuoran ordinaation avulla (McIntosh 1967, Austin 1985). Kuitenkin tulosten tulkinta on ongelmallista, eikä valitun menetelmän matemaattiset oletukset (mm. lajien gaussilaiset vasteet) välttämättä päde tutkittavaan aineistoon. Metodien tuottamat kompositionaaliset gradientit eivät aina tue jatkumon olemassaoloa, koska niiden ekologinen merkitys ja yhteys todellisiin gradientteihin saattaa olla epämääräinen, vaikka erilaisin korrelaatio- ja regressioanalyysin onkin pyritty löytämään akseleita selittäviä ympäristötekijöitä. Lisäksi monissa tutkimuksissa on tarkasteltu transekteja ja erittäin usein pidetty näitä todellisina suorina ympäristögradientteina ja jopa sorruttu kehäpäätelyyn (Austin 1985).

Epäjatkuvuuskohtaksi voidaan tulkita pitkä väli jollakin kohtaa gradienttia. Epäsuorat ordinaatiomenetelmät ovat usein tehottomia havaitsemaan huomattavia epäjatkuvuuksia kasvillisuudessa, vaikka sen on osoitettu olevan mahdollista. Vaikka nykyisiä menetelmiä pidetään objektiivisina, menetelmän valinta vaikuttaa vahvasti lopputulokseen. Esimerkiksi akselien uudelleenskaalaus hävittää mahdollisia epäjatkuvuuksia lajiryhmien välillä (Wilson & Mohler 1983).

Pelkästään kasvillisuusaineistoon tukeutuen jatkumon osoittaminen ordinaatiolla on hankalaa (Gauch 1982), koska yhteydet todellisiin ympäristötekijöihin jäävät hämäräksi. Suora gradientianalyysi suhteuttaa kasvillisuudesta kootut tiedot valittuun ja mitattuun ympäristömuuttujaan. Tällöin on mahdollista nähdä, onko aineistossa samalla tavoin käyttäytyviä lajeja vai onko kasvillisuus jatkumoluontoista. Jos lajit muodostavat ryhmiä moniulotteisessa gradienttiavaruudessa, pisteharventumat ryhmien välillä voidaan tulkita selviksi epäjatkuvuuskohtiksi. Suora gradientianalyysi ei kuitenkaan paljasta vuorovaikutusten osuutta havaittuihin lajivasteisiin. Kokonaan toinen asia on se, onko valittu ympäristömuuttuja juuri se, joka pääosin määrää kasvillisuuden rakenteen.

Uusi jatkumomalli

Kasvivyhdyskunta/jatkumo -ristiriita voidaan ratkaista, kun käsitteitä käytetään eri viitekehyksissä (Kalela 1960, Austin & Smith 1989). Tähän viitasi jo Tuomikoski (1942) epäsuorasti toteamalla, että 'kasvillisuuden keskinäisiin sukulaisuussuhteisiin perustuvat typologiset välimuotosarjat on periaatteessa pidettävä erillään ajallisista sukkessiosarjoista ja paikallisista zonatiosarjoista, vaikka mainitut kolme sarjalajia useissa tapauksissa suurin piirtein vastaavatkin toisiaan'. Kalelan (1960) mukaan kasvivyhdyskuntien vaihtelutarja on jaettava eri tyypeihin, mutta rajat ovat yleensä vähittäisiä ja välimuotojen hämärtämiä. Paikalliset kasvivyhdyskunnat erottuvat toisistaan selvästi maaperän muuntelevien kasvuolosuhteiden ja pienilmaston vuoksi (esim. suot, rannat) (kuva 2). Jatkumo tulee paljon selvemmin näkyviin alueellisten yhdyskuntien piirissä (esim. pohjoisen pallonpuoliskon viileän ilmastovyöhykkeen havupuumetsät). Austin ja Smith (1989) toteavatkin, että *'assosiaatiota tai kasvivyhdyskuntaa voidaan siten pitää maantieteellisenä ja paikallisena käsitteenä, ja jatkumokäsite sopii sen sijaan abstraktiin ympäristöavaruuteen, ei välttämättä mihinkään konkreettiseen paikkaan tai epäsuoraan ympäristögradienttiin'*.



Kuva 2. Esimerkki neljän lajin sijoittumisesta epäsuoralle korkeusgradientille (jatkumo), ja niiden spatiaalinen jakautuminen (yhteisöt; Austin & Smith 1989).

Fig. 2. Patterns of co-occurrence of four species along an indirect environmental gradient altitude (a continuum) and the spatial distribution of the species (Austin & Smith 1989).

Austin (1985) on määritellyt kaksi ympäristögradienttia, joihin jatkumokäsite soveltuu: resurssigradietti ja suora fysiologinen gradietti. Resurssigradienteilla kasvit käyttävät rajallisia resursseja kasvuunsa (esim. ravinteet, valo). Lajien fysiologiset optimit näillä gradientteilla ovat huomattavan päällekkäiset. Suorilla ympäristögradienteilla on fysiologinen vaikutus kasvien kasvuun, mutta kasvit eivät kuluta niitä (mm. ilman lämpötila, pH). Suoriin gradientteihin nähden lajeilla on erilaiset, toisistaan riippumattomat ja vain osittain päällekkäiset fysiologiset vastekäyrät. Vaikka lajien fysiologinen vaste näillä kahdella gradienttityypillä tunnetaan, vielä ei tiedetä eroja lajien ekologisessa vasteessa näillä gradientteilla. Periaatteessa lajin fysiologisten esiintymismallien perusteella voidaan ennustaa lajin esiintyminen kilpailutilanteessa edellyttäen, että samat tiedot ovat käytettävissä kaikilta lajeilta (Austin 1985), joten hypoteesit vaativat vielä useita testauksia erilaisissa habitateissa.

Kasvillisuuden vaihtelu on monisuuntaista, eli yhteisöjä ei voi sijoittaa lineaariseen sarjaan, vaan ne muodostavat verkkomaisen systeemin, jossa melko selvärajiset yhteisöt ovat solmu-kohtia (mm. Kalela 1960). Tästä näkökulmasta sumeiden joukkojen teoriaan perustuva luokittelu on eräs mahdollisuus jatkumo/epäjatkumo tarkastelussa (Equihua 1990) jyrkän laatikkoluokittelun sijasta. Edellä jo mainittiin suoran gradienttianalyysin luontevuus kasvil-

lisuuden vaihtelusuuntien löytämisessä ja sukulaisuussuhteiden selvittämisessä. Vastaavasti luokittelussa on pyrittävä luonnolliseen kasvustojen rajaamiseen ottaen aina huomioon tutkitavan kasvillisuuden luonne eikä niinkään noudattaa mitään jäykkää kaavaa (mm. Tuomikoski 1942, Kalela 1960). Samoin tulisi painottaa enemmän kasvillisuuden luokittelua ekologisin perustein keinotekoisien fysiognomisten luokkien sijasta.

Ristiriitaisuudet eri teorioiden välillä ovat jatkuvasti pakottaneet tutkijat muotoilemaan jatkumokäsitettä uudelleen (Austin ja Smith 1989), ja keskustelua käydään edelleenkin (esim. *J. Veg. Sci.*). Austin ja Smith (1989) selkeyttävät jatkumokäsitettä toteamalla, että on olemassa konkreettisia eli paikallisia jatkumoina/epäjatkumoina sekä abstrakteja (otannan yhteydessä muodostuneita) jatkumoina/epäjatkumoina, ja tutkimusten yhteydessä on määriteltävä kummasta jatkumosta on kyse. Jatkumokäsite on vasta nyt muotoutumassa teoriaksi, kun siihen liittyviä käsitteitä on tarkennettu ja pystytty muodostamaan päteviä testauskelpoisia hypoteesejä. Uusi malli ei aseta jatkumoa ja kasviyhdyksuntia toisiaan poissulkeviksi vaihtoehtoiksi.

Kirjallisuus

- Austin, M. P. 1976. On non-linear species response models in ordination. - *Vegetatio* 33:33-41.
- Austin, M. P. 1985. Continuum concept, ordination methods, and niche theory. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 16:39-61.
- Austin, M. P. 1990. Community theory and competition. Teoksessa: Grace, J. B. & Tilman, D. (toim.). *Perspectives on plant competition: 215-238.* Academic Press Inc. San Diego.
- Austin, M. P. & Smith, T. M. 1989. A new model of the continuum concept. - *Vegetatio* 83:35-47.
- Equihua, M. 1990. Fuzzy clustering of ecological data. - *J. Ecol.* 78:519-534.
- Gauch, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology.* 298 s. Cambridge.
- Gauch, H. G. & Whittaker, R. H. 1972. Coenocline simulation. - *Ecology* 53:446-451.
- Goodall, D. W. 1963. The continuum and the individualistic association. - *Vegetatio* 11:297-316.
- Kalela, A. 1960. Classification of the vegetation, especially of the forests, with particular reference to regional problems. - *Silva Fennica* 105:40-49.
- McIntosh, R. P. 1967. The continuum concept of vegetation. - *Bot. Rev.* 33:130-187.
- Tuomikoski, R. 1942. Untersuchungen über die Untervegetation der Bruchmoore in Ostfinnland. I. Zur Methodik der pflanzensoziologischen Systematik. - *Ann. Bot. Soc. 'Vanamo'* 17:1-203.
- Van der Maarel, E. 1976. On the establishment of plant community boundaries. - *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 89:415-443.
- Whittaker, R. H. 1956. *Vegetation of the Great Smoky Mountains.* - *Ecol. Monogr.* 26:1-80.
- Wilson, M. W. & Mohler, C. L. 1983. Measuring compositional change along gradients. - *Vegetatio* 54:129-141.

**VOIDAANKO MONIMUOTOISUUDEN TUNNUKSILLA TARKENTAA
LUOKITUSTA JA ORDINAATIOIDEN TULKINTAA?**
*DO THE DIVERSITY INDICES SPECIFY SITE CLASSIFICATION AND THE
INTERPRETATION OF ORDINATIONS?*

Abstract

Vegetation data from a set of sample plots (n=92) representing margin influenced mires and paludifying forests were ordinated by DCA (detrended correspondence analysis) and clustered by TWINSpan into nine vegetational groups. Three commonly used diversity indices (Shannon-, Simpson- and Pielou-indices) were used to aid the interpretation of the main axis of DCA ordination. Indices were also computed for practical forest and mire site types and for TWINSpan clusters. The first DCA-ordination axis was interpreted to represent the fertility gradient reaching from ombro-oligotrophy to rich mesotrophy. The Shannon index grew slightly with increasing fertility while Simpson and Pielou indices showed no response. The Shannon index explained also best the TWINSpan-clusters with the highest and lowest fertility and the corresponding forest and mire site types but it did not separate the intermediate TWINSpan-clusters and site types.

Keywords: diversity indices, DCA-ordination, TWINSpan-classification, mire-margin site types.

Johdanto

Numeeristen menetelmien kehittymisen myötä on suomalaista metsä- ja suotyypin luokittelua testattu enemmän vasta 1980-luvun puolivälin jälkeen. Numeerisista menetelmistä käytetyimpiä ovat yhteisöekologiaan monimuuttujamenetelmiin kuuluvat ordinaatio- ja luokittelumenetelmät. Näillä menetelmillä saadut tulokset eivät yleensä ole vastanneet kovin hyvin käytettyjä cajanderilaisia metsä- ja suotyypin luokituksia. Aikaisemmin 1960-1980-luvuilla lajistollisen diversiteetin mittaaminen oli ekologisen tutkimuksen keskeisimpiä metodologisia ongelmia. Tuolta ajalta on peräisin lukuisa joukko erilaisia lajistollisen (alfa-) diversiteetin mittaamiseen soveliaita menetelmiä (Magurran 1988), jotka nyt luonnon monimuotoisuustutkimuksien yhteydessä ovat tulleet uudelleen käyttöön. Nämä ns. yhteisörakenteeseen perustuvat menetelmät, diversiteetti-indeksit, pyrkivät yhdistämään sekä lajimäärän että lajien runsaussuhteet yhdeksi vertailukelpoiseksi luvuksi. Diversiteetti on suurimmillaan silloin kuin lajimäärä on korkea ja lajit esiintyvät runsaina (Kouki 1993). Tässä tutkimuksessa tarkastellaan kolmen yleisesti käytetyn diversiteetti-indeksin avulla jo aiemmin (Korpela & Reinikainen 1994) numeerisesti luokittelu- ja ordinaatiomenetelmin selvitetyn luonnontilaisten korpikasvupaikkojen kasvillisuuden päävaihtelusuuntia ja luokittelua.

Aineisto ja menetelmät

Aineistona on 92:n koealan otos VMI 8. (1985-86) pysyvien koealojen kasvillisuus-aineistosta, alueena koko Suomi Lappia lukuunottamatta (60°- 66° N). Koealat ovat korpisuus-reunavaikutteisia, luonnontilaisia, ohutturpeisia, metsäisiä suotyyppisiä ja soistuneita kangasmetsätyyppisiä. Maastossa tehty kasvupaikkaluokittelu noudattaa soiden osalta metsätieteellistä (ks. Reinikainen 1984) tasoa ja suot on luokiteltu Heikuraisen & Pakarisen (1982) mukaan ja soistuneet kangasmetsät Kalliolan (1973) mukaan käyttäen Kalelan (1961) metsäkasvillisuusvyöhykkeisiä metsätyyppisiä. Kasvillisuuskuvaus ja kasvupaikkaluokittelu on selostettu tarkemmin biologin kenttätöohjeissa (Reinikainen & Nousiainen 1985).

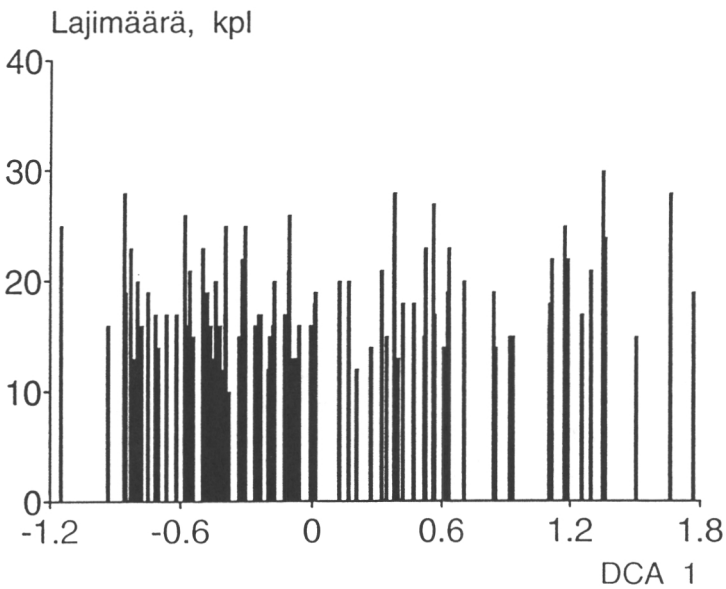
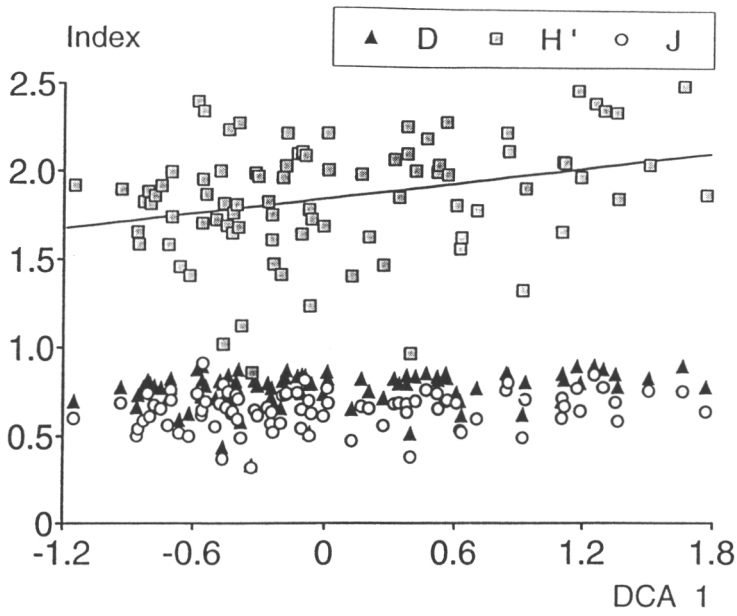
Kasvillisuusaineisto on analysoitu TWINSPAN-luokittelu- (Hill 1979) ja CANOCO-ohjelmistoon kuuluvalla DCA (Detrended correspondence analysis)-ordinaatiolla (Ter Braak 1987). DCA-ordinaatiosta poistettiin jo alustavassa TWINSPAN-luokittelussa erottunut 5 ruohoisimman koealan ryhmä (I), jotta ordinaatio olisi paremmin tulkittavissa. Diversiteetti-indeksillä testattiin DCA-ordinaatiossa saadun pää-akselin (1. akseli) suuntaista, koealoittaista diversiteetin vaihtelua. Vertailtiin myös TWINSPAN-luokittelussa saatujen ryhmien keskimääräisiä diversiteetti-indeksijä ja lajimääriä sekä maastoluokituksessa käytettyjen metsä- ja suotyyppien keskim. diversiteetti-indeksijä ja lajimääriä. Käytetyt diversiteetti-indeksit olivat: Shannonin diversiteetti-indeksi = H' , jossa H' saavuttaa maksimiarvonsa kun kaikki yhteisön lajit ovat yhtä runsaita, $H' = \ln S$ (S on koko yhteisön lajimäärä), H' kanssa usein esitetty tasaisuusindeksi J' ($J' = H' / \ln S$), (Pieloun indeksi) saa arvoja 0...1 siten, että $J' = 1$ silloin kun kaikki lajit ovat yhtä runsaita ja Simpsonin heterogeeniteetti-indeksi D , (D :n vaihteluväli on $0 \leq D < 1$). D -indeksi saa sitä suuremman arvon, mitä pienempi todennäköisyys on havaita peräkkäin kaksi samanlajista yksilöä (ks. tarkemmin esim. Kouki 1993).

Tulokset

DCA-ordinaatio ja diversiteetti-indeksit

DCA-ordinaatiossa ensimmäinen akseli tulkittiin ravinteisuusgradientiksi, joka ulottui soiden trofiatasolla ombro-oligotrofiasta mesotrofiaan ja metsätyyppien kuivahkoista soistuneista kankaista reheviin tuoreisiin kankaisiin. Ensimmäinen akseli oli ominaisarvonsa perusteella myös selvästi merkitsevin ja tärkein (ks. Korpela & Reinikainen 1994).

Kun verrattiin koealakohtaisia diversiteetti-indeksijä ja DCA-ordinaation 1. aselin mukaista koealajärjestystä, Shannonin (H') diversiteetti-indeksi kasvoi hieman ravinteisuusgradientin suuntaisesti. Sen sijaan tasaisuus- (J') ja heterogeeniteetti- (D) indeksien eikä lajimääränkään perusteella voitu havaita minkäänlaista suuntausta (kuva 1.).



Kuva 1. 87 koalan diversiteetti-indeksit ja lajimäärät DCA-ordinaation 1. akselin eli ravinteisuusgradientin mukaisessa järjestyksessä.

Figure 1. Diversity indices and mean species number along DCA ordination axis 1 representing a fertility gradient (n = 87 sample plots)

Luokittelu ja diversiteetti-indeksit

TWINSPAN-luokittelussa saadut 9 kasvillisuusryhmää ja maastossa tehty kasvupaikkaluokittelu eivät vastanneet kovin hyvin toisiaan (taulukko 1.). TWINSPAN:n pääakselilla, joka vastaa DCA-ordinaation 1. akselia, erottuivat kuitenkin selvemmin omiin ryhmiinsä akselin ääripäiden metsä- ja suotyypit kuten kangasrämeet (KgR) ja soistuneet EVT-tyypit ja toisessa ääripäässä taas ruohoisemmat korvet (RhK, LhK). Välimuotoryhmissä suo- ja metsätyyppien vaihtelu oli suurta esim. ryhmässä F oli yhteensä 7 suo- ja/ tai metsätyyppejä, jotka kuitenkin kasvillisuuden perusteella olivat hyvin samankaltaisia. Tyypeistä laaja-alaisin oli soistunut VMT, sitä esiintyi ryhmissä A-F.

TWINSPAN-luokittelun ryhmäkohtaisten lajimäärien ja diversiteetti-indeksien mukaan erottuivat ääripäiden ryhmät selvemmin suuremman lajimäärän ja Shannonin-indeksin (H') perusteella (taulukko 1.). Pienin Shannonin-indeksi (H') oli ryhmässä G, joka sisälsi III:n ravinteisuustason kangas-, mustikka- ja metsäkortekorvet (KgK, MK, MkK), näiden tyyppien lajistoa voidaankin pitää ns. peruskorpi-lajistona. Ryhmä G sai myös pienimmät D- ja J'-arvot. Simpsonin (D) heterogeeniteetti-indeksi oli suurimmillaan karujen tyyppien ääripään ryhmissä A ja B, jotka sisälsivätkin koko aineiston runsasjäkäläisimmät tyypit ja jopa nevalajeja. Tasaisuusindeksin (J') perusteella ei ryhmien välillä ollut selviä eroja.

Maastoluokituksessa määritettyjen metsä- ja suotyypien keskimääräisten, tyyppikohtaisten lajimäärien ja diversiteetti-indeksien perusteella erottuvat lehtokorvet (LhK) selvästi muista tyypeistä (taulukko 2.). Suurimpia diversiteetti-indeksien arvoja saivat myös soistuneet DeMT- ja EVT-tyypit, muurainkorpi (MrK) ja kangasrämeet (KgR). Pienimpiä diversiteetti-indeksien arvoja saivat aineiston ainoa ruohokorpi (RhK) ja metsäkortekorvet (MkK), jotka ilmeisesti ovat sattuneet olemaan tavallista karumpia. Samanarvoisia indeksien perusteella olivat korpisrämeet (KR), mustikka- ja kangaskorvet (MK, KgK) sekä soistuneet VT- VMT -ja MT-tyypit.

Tulosten tarkastelu

Diversiteetti-indeksien avulla voidaan vertailla yhteisöjen rakennetta suhteellisen hyvin, mutta yhteisöjen kuvailuun ne eivät sovi (Kouki 1993). Tässä tarkastelussa ei diversiteetti-indeksien avulla voitu juurikaan tarkentaa DCA-ordinaation tulkintaa. Korpisuus-reunavaikutteinen kasvillisuus on hyvin vaihtelevaa ja moniulotteista, siinä on sekä kangasmetsien että soiden piirteitä, joten vaikka ordinaation 1. akseli tulkittiinkin selvimmin ravinteisuusgradientiksi, oli muidenkin gradienttien (kuten esim. vesitaloudesta johtuva vaihtelu) yhteisvaikutus ilmeistä.

TWINSPAN-luokittelussa saatujen kasvillisuusryhmien ja maastoluokittelun suo- ja metsätyypittäisten keskim. diversiteetti-indeksien avulla saatiin kyllä tarkennusta ryhmien ja tyyppien rakenteista. Molemmissa tarkasteluissa ravinteisuudeltaan ääri-tyypit erottuivat korkeampien indeksien perusteella ja ns. välimuototyypit ja ryhmät olivat indekseiltään tasavertaisia. Poikkeuksina maastoluokittelun suotyypeistä MkK ja RhK olivat indekseiltään yllättävän matalia. Maastoluokittelussa suo- ja metsätyypin määrittämisessä otetaan huomioon kasvillisuuden lisäksi myös puusto ja esim. turpeen paksuus ym. tekijöitä, mikä selittänee osaltaan TWINSPAN-luokituksen ja maastoluokituksen eroja ja diversiteetti-indeksien tasavertaisuutta tai mataluutta.

Taulukko 1. Maastossa tehty kasvupaikkaluokitus, TWINSPAN-luokituksella saadut 9 kasvillisuusryhmää sekä keskimääräiset lajimäärät ja diversiteetti-indeksit TWINSPAN-ryhmittäin.

Table 1. Site type determined in the field, nine TWINSPAN vegetation clusters, mean species number and diversity indices by TWINSPAN cluster.

Productivity classes	Site types	TWINSPAN-clusters									n
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	
IV	sEVT		4	5							9
IV	sVT	3	1	1			2		1		8
III,IV	sVMT	1	3	5	2	2	3				16
III	sDeMT						1	1			2
III,IV	sMT					2	2	4	3		11
IV	KgR	1	7	1							9
II,III	KgK					5	2	3		1	11
I	LhK									2	2
III,IV	KR		5			2	1				8
IV	MrK		1								1
III	MK					5	1	3			9
III	MkK							4		1	5
II	RhK									1	1
Sample plots n		5	21	12	2	16	12	15	4	5	92
Species n	(mean)	22.0	18.5	17.2	21.0	16.4	18.4	18.6	20.3	25.8	
Diversity indices	(mean)										
	H'	1.953	1.997	1.839	1.862	1.873	1.876	1.582	1.910	2.122	
	D	0.805	0.801	0.766	0.777	0.785	0.790	0.664	0.799	0.771	
	J	0.633	0.692	0.656	0.616	0.681	0.647	0.542	0.642	0.655	

Taulukko 2. Maastossa tehty kasvupaikkaluokitus, TWINSPAN-luokituksella saadut 9 kasvillisuusryhmää sekä keskimääräiset lajimäärät ja diversiteetti-indeksit suo- ja metsätyypeittäin.

Table 2. Site type determined in the field, nine TWINSPAN vegetation clusters, mean species number and diversity indices by mire and upland forest type.

Productivity classes	Site types	TWINSPAN-clusters									n	Species n (mean)	Diversity indices (mean)		
		A	B	C	D	E	F	G	H	I			H'	D	J
IV	sEVT		4	5							9	18.3	2.087	0.830	0.734
IV	sVT	3	1	1			2		1		8	20.6	1.871	0.780	0.621
III,IV	sVMT	1	3	5	2	2	3				16	17.6	1.872	0.785	0.665
III	sDeMT						1	1			2	20.5	2.134	0.832	0.713
III,IV	sMT					2	2	4	3		11	18.4	1.723	0.728	0.597
IV	KgR	1	7	1							9	18.0	1.938	0.783	0.674
II,III	KgK					5	2	3		1	11	17.5	1.831	0.754	0.645
I	LhK									2	2	26.0	2.482	0.860	0.756
III,IV	KR		5		2	1					8	17.9	1.850	0.770	0.644
IV	MrK		1								1	21.0	2.068	0.824	0.679
III	MK					5	1	3			9	18.8	1.831	0.758	0.630
III	MkK							4		1	5	20.6	1.514	0.648	0.505
II	RhK									1	1	19.0	1.567	0.594	0.532
n		5	21	12	2	16	12	15	4	5	92				

Kirjallisuus

- Heikurainen, L. & Pakarinen, P. 1982: Mire vegetation and site types. - Teoksessa Laine, J. (toim.): Peatland and their utilization in Finland. Finnish Peatland Society: 14-23.
- Hill, M.O. 1979: TWINSpan - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. - Cornell University. Ithaca, New York 48 s.
- Kalela, A. 1961: Waldvegetationszonen Finlands und ihre klimatischen Paralleltypen. - Arch. Soc. Vanamo 16 (Suppl.): 65-83.
- Kalliola, R. 1973: Suomen kasvimaantiede. - 308 s. Helsinki.
- Korpela, L. & Reinikainen, A. 1994: A numerical analysis of mire-margin vegetation in Finland. - Käsikirjoitus.
- Kouki, J. 1993: Luonnon monimuotoisuus valtion metsissä - katsaus ekologisiin tutkimustarpeisiin ja suojelun mahdollisuuksiin. - Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisusarja A, No 11.
- Magurran, A.E. 1988: Ecological diversity and its measurement. - Croom Helm, London.
- Reinikainen, A. 1984: Soiden ja metsäojitettujen turvemaiden luokittelun perusteet ja nykyongelmat. - Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148: 65-78.
- Reinikainen, A. & Nousiainen, H. 1985: Biologien työohjeet VMI 8:n pysyviä koealoja varten. Metsäntutkimuslaitos. Moniste. 42 s. + liitteet.
- Ter Braak, C.J.F. 1987: CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis. - 95s. TNO Institute of Applied Computer Science. Wageningen. The Netherlands.

KASVILLISUUSLUOKAT PUUSTON KASVUN KUVAAJINA OJITETUILLA SOILLA

THE CORRELATION BETWEEN BOTANICAL SITE CLASSIFICATIONS AND TREE GROWTH ON DRAINED PEATLANDS

Abstract

Three different site type classification methods were tested for how well they reflect the growth rate of trees on drained peatlands. Data of tree growth, site characteristics and ground vegetation were collected from 78 sample plots in south and middle Finland. Variation in the cumulative (0 - 25 a since drainage) radial growth of trees was studied. An ANOVA model was used to test the differences in the productivity between the site classes and an ANCOVA model, with the pre-drainage 5-year growth period as a covariate, to test the growth response to drainage, respectively. In both analyses, a TWINSPAN classification based on the composition of the actual ground vegetation explained the tree growth better than site quality classes or drained peatland forest types defined on the basis of the original mire type.

Keywords: classification, forest drainage, peatlands, site, TWINSPAN

Johdanto

Käytännön metsätalouden kannalta soiden kasvupaikkaluokittelun merkittävin tavoite on arvioida kasvupaikan puuntuotoskyky ojitettuna (= metsäojitusboniteetti). Ojitettujen suokasvupaikkojen hyvyysluokituksen, eli suhteellisen puuntuotoksen tason eri ilmastovyöhykkeissä esitti Heikurainen (1959, 1964). Toinen metsätaloudessa sovellettu luokittelujärjestelmä on Huikarin (1952) suotyypien viljavuussarjaa kuvastava ravinteisuusluokkajako, jonka luokkien puuntuotoskyvyn eroista ei ole tehty selvityksiä. Hånell (1984) päätyi kahdeksaan eri tuotosluokkaan laatimassaan ojitusalueiden luokittelujärjestelmässä ja siihen liittyvissä kasvu- ja kasvatusmalleissa.

Käytännön metsätaloudessa sovellettavat Heikuraisen suotyypipioppaan suotyypit yhdistettynä kuivatusasteluokkiin (Sarasto 1957) tuottavat soiden mahdollisten kasvupaikkaluokkien määräksi n. 90. Turvekangasvaiheessa luokkien määrä supistuu viiteen. Käytännön luokittelijalle menetelmä on epäselvä ja vaikeasti hallittava. Lisäksi näin yksityiskohtainen jako ei ole ainakaan puuntuotoksen vaihtelun kuvaamisessa tarpeen. Alkuperäinen suotyyppi ei välttämättä kovin hyvin selitä ojituksen jälkeistä kasvunvaihtelua (esim. Saramäki 1971, Laine ja Starr 1979). Samoin tarve käyttää suotyypin märkyyttä luokitteluperusteena vähenee merkittävästi ojituksen jälkeen (ks. esim. Reinikainen 1988, Laine 1989). Laineen (1989) ehdotus seitsemän turvekangastyyppin luokittelumenetelmästä pienentää merkittävästi luokkien määrää.

Jotta luokittelujärjestelmällä olisi arvoa metsätalouden kannalta, luokkien tulee ensisijaisesti kuvastaa kasvupaikkojen puuntuotoskyvyn eroja. Lisäksi luokittelun pitäisi johtaa yhdenmukaiseen lopputulokseen riippumatta sukkessiovaiheista. Tässä tutkimuksessa oli tavoitteena tarkastella eri perusteella tehtyjen luokittelujen merkitystä puiden ojituksenjälkeisen kasvun tason selittäjinä.

Aineisto

Tutkimuksen aineiston muodostivat vanhoilta ojitusalueilta mitatut kertakoealat, joilta tehtiin pintakasvillisuuden kuvaus ja kairattiin relaskoopilla rajatun koealan koepuista ojitushetken taakse ulottuva sädekasvulusto. Aineisto koostui METLAn pysyvistä kasvukoealoista ja ojitusalueiden inventointiaineiston (Keltikangas ym. 1986) kertakoealoista. Ensinmainittujen sijoittelu on ollut enemmän tai vähemmän subjektiivista ja tapahtunut soiden ojitusten aikaan. Jälkimmäiset on sijoitettu maastoon Keltikankaan ym. (1986) esittämien otantaperiaatteiden mukaan. Koealajoukosta valittiin sellaiset, joista tarkka ojitusvuosi oli tiedossa, lannoituksia ei ollut tehty ja joilla kymmenestä koeapuusta vähintään kolmen sädekasvutiedot ylsivät ojitushetken taakse. Kaikkiaan aineistoon jäi 78 koealaa, jotka jakaantuivat alueellisesti etelärannikolta Oulun läänin eteläosaan.

Tutkimusmenetelmiä

Koepuiden sädekasvua tarkasteltiin välillä 0 - 25 vuotta ojituksesta. Lähes kaikista koepuista oli olemassa kasvuhavainto myös kaudelta 5 - 0 vuotta ennen ojitusta. Vuosittaisista kasvuhavainnoista laskettiin viisivuosittaiset keskiarvot. Koepuiden keskiarvona laskettiin koealoittaiset keskimääräiset sädekasvun kertymät 25 vuodessa kuvaamaan kasvureaktion summaa.

Koealat jaettiin pintakasvillisuuden perusteella luokkiin kolmella eri menetelmällä. Alkuperäinen suotyyppejä oli määritetty joko ojitushetkellä (kestokoealat) tai arvioitu mittaushetkellä (ks. Keltikangas ym. 1986). Suotyypin mukaan koealat jaettiin neljään ravinteisuusluokkaan (2 - 5) (Huikari 1952). Toinen luokitus tehtiin suotyyppeihin perustuen jakamalla koealat 6 turvekangastyyppeihin kuten Laine (1989) on esittänyt. Kolmas luokitus (7 luokkaa) tehtiin numeerisella kasvillisuusanalyysillä (TWINSPAN) perustuen pintakasvillisuuden indikaattorilajeihin sekä kuivatusasteeseen ja turpeen paksuuteen (Hill 1979). Yksi ryhmä valittiin toiselta jakotasolta ja loput kuusi kolmannelta jakotasolta.

Eri kasvupaikkaluokitusten merkitystä testattiin sädekasvusunsumman selittäjinä varianssianalyysillä sekä kovarianssianalyysillä, jossa kovariaattina käytettiin ojitusta edeltäneen kauden keskimääräistä sädekasvua.

Tulokset

Pohjoiskoordinaattiin perustuen aineisto jaettiin kolmeen alueeseen. Alueiden väliset erot kasvussa olivat merkitseviä koko aineistossa ($F = 6,55$, $p = 0,0024$). Huikarin (1952) ravinteisuusluokan merkitys sädekasvusunsumman vaihtelun selittäjänä oli varianssianalyysissä hyvin lähellä merkitsevää ($F = 2,67$, $p = 0,0537$). Turvekangastyyppejä

oli selittäjänä hiukan heikompi ($F = 2,17$, $p = 0,0664$). Ylivoimaisesti parhaiten vaihtelua selitti TWINSPAN-luokitus ($F = 4,63$, $p = 0,0005$).

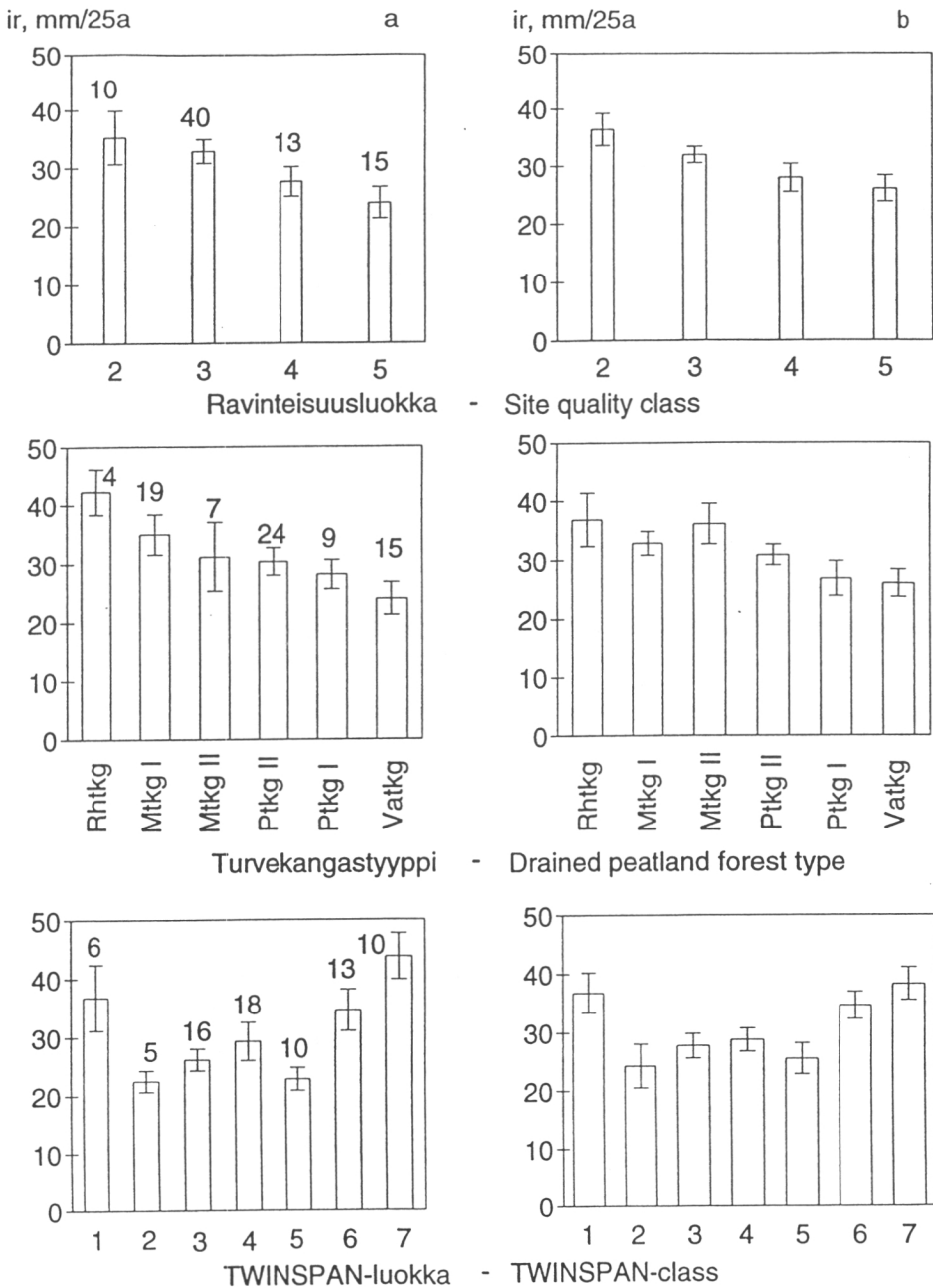
Kovarianssianalysissa ravinteisuusluokka osoittautui merkitseväksi kasvun vaihtelun selittäjäksi ($F = 3,50$, $p = 0,0198$). Tässäkin analyysissä turvekangastyypin oli merkitsevän rajamailla ($F = 2,30$, $p = 0,0537$). Jälleen parhaan tuloksen antoi TWINSPAN-luokitus ($F = 3,70$, $p = 0,0030$). Kovariaattina käytetty keskimääräinen kasvu ennen ojitusta oli kaikissa luokitteluisissa erittäin merkitsevä ($p < 0,001$). Alueellisuuden merkitsevyys oli vähäisempi kuin varianssianalysissa ($F = 3,29$, $p = 0,0429$).

Kovarianssikorjaus tasoitti luokkien välisiä sädekasvuserojen eroja turvekangastyypin ja TWINSPAN-luokkien osalta, mutta ei vaikuttanut ravinteisuusluokkiin (kuva1). Kasvun taso oli lähes sama joissakin TWINSPAN-luokissa, joten niitä voisi ajatella yhdistettävän.

Tulosten tarkastelu

Ojitusalueiden eri-ikäisissä metsiköissä puuntuotoskyvyn mittarin löytäminen on ongelma. Poikkileikkausaineistoista metsikkötasolla määritetyn suhteellisen kasvun (esim. Heikurainen 1959) käytössä on metsiköiden vaihtelevasta käsittelyhistoriasta johtuvia heikkouksia. Puutasolla mitatun sädekasvun ojituksenjälkeisen kehityksen voi olettaa kuvaavan puuntuotoskyvyn kehitystä luotettavammin kuin metsikkötason summa- tai keskitunnusten, koska puuston käsittelyn vaikutus tarkasteltavaan muuttajaan on lyhytaikainen. Kertamittauksella saadaan pitkä aikasarja toisin kuin metsikkötunnuksista ja koealan keskiarvo perustuu puutasolta mitattuun informaatioon.

Eri perustein muodostettujen luokkien sädekasvuserojen testaaminen varianssianalysilla kertoi kasvupaikkaluokkien kokonaistuotoksen eroista. Kovarianssianalysissa poistettiin ojitusta edeltävät kasvun tasoerot, jolloin painoutuivat erot ojitusreaktiossa. Molemmissa analyyseissa TWINSPAN-luokitus erotteli puuntuotokseltaan selvimmin toisistaan poikkeavia ryhmiä. TWINSPAN-luokkien merkitys oli suurempi, jos ojituksenjälkeistä kasvua ei korjattu ojitusta edeltävällä kasvulla, ts. kasvupaikkojen kokonaistuotoksen erot noudattelivat määritettyjä luokkia paremmin kuin erot ojitusreaktiossa. TWINSPAN-luokituksen toimivuus osoittaa sen, että pintakasvillisuuden koostumuksen hierarkkisella luokittelulla voidaan päästä ojitusalueilla puuntuotoksellisesti mielekkäisiin luokkiin. Luokkien tarkempi kuvaaminen edellyttää toki lisätutkimuksia.



Kuva 1. (a ja b). Koepuiden sädekasvusummat (-5 - 25 vuotta ojituksesta) (a) ja ojitusta edeltävällä kasvulla kovarianssikorjatut sädekasvusummat (0 - 25 vuotta ojituksesta) (b) luokittain eri luokitteluissa. Keskiarvon keskivirhe merkitty janalla ja havaintojen määrä luokassa pylvään yläpuolelle.

Figure 1. (a and b). The cumulative radial growth (-5 - 25 a since drainage) (a) and the cumulative radial growth (0 - 25 a since drainage) of sample trees corrected by the growth before drainage (b) in different classifications. Standard error of mean and the number of observations are indicated by the line and the number, respectively.

Kirjallisuus

- Heikurainen, L. 1959. Tutkimus metsäojitusalueiden tilasta ja puustosta. Referat: Über waldbaulich entwässerte Flächen und ihre Waldbestände in Finnland. Acta Forestalia Fennica 69(1):1-244.
- Heikurainen, L. 1964. Suotyypin ojituskelpoisuus. Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki. 48 s.
- Hill, M. O. 1979. TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. 48 s. Cornell University, Ithaca, New York.
- Huikari, O. 1952. Suotyypin määrittäminen maa- ja metsätaloudellista käyttöarvoa silmälläpitäen. Summary: On the determination of mire types, especially considering their drainage value for agriculture and forestry. Silva Fennica 75. 22 s.
- Hånell, B. 1984. Skogsdikningsboniteten hos Sveriges torvmarker. (Post-drainage site index of peatlands in Sweden.) (English summary.) In: Forest Ecology and Forest Soils. Rep. No. 50, Department of Forest Soils, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 121 s.
- Keltikangas, M., Laine, J., Puttonen, P. & Seppälä, K. 1986. Vuosina 1930 - 1978 ojitettujen suotien ojitusalueiden inventoinnin tuloksia. Summary: Peatlands drained for forestry during 1930 - 1978: results from field surveys of drained areas. Acta Forestalia Fennica 193. 1-94.
- Laine, J. 1989. Metsäojitettujen soiden luokittelu. Summary: Classification of peatlands drained for forestry. Suo 40(1):37-51.
- Laine, J. & Starr, M. 1979. An analysis of the post-drainage stand increment in relation to the peatland site type classification in Finland. Proceedings of International Symposium of Classification of peat and peatlands. Hyytiälä, Finland. International Peat Society. Helsinki. 147-159.
- Reinikainen, A. 1988. Metsäojitettujen soiden kasvupaikkaluokituksen suunnanhakua. Summary: The need of improving the site classification of mires drained for forestry. Suo 39:61 - 71.
- Saramäki, J. 1977. Ojitettujen turvemaiden hieskoivikoiden kehitys Kainuussa ja Pohjanmaalla. Summary: Development of white birch (*Betula pubescens* Ehrh.) stands on drained peatlands in northern Central Finland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae. 91.2. 1-59.
- Sarasto, J. 1957. Metsän kasvattamiseksi ojitettujen soiden aluskasvillisuuden rakenteesta ja kehityksestä Suomen eteläpuoliskossa. Referat: Über Struktur und Entwicklung der Bodenvegetation auf für Walderziehung entwässerten Mooren in der südlichen Hälfte Finnlands. Acta Forestalia Fennica 67(7): 1-108.

**VOITAIHINKO SOITA LUOKITELLA PELKKIEN TURPEEN
RAVINNETUNNUSTEN PERUSTEELLA?**
*COULD WE CREATE A PEATLAND CLASSIFICATION SYSTEM BASED ON PEAT
NUTRIENT CONTENTS?*

Abstract

The present site type classification system used in Finland is based on Cajander's theory that the composition of plant communities reflects edaphic site properties. It has been shown, however, that within plant community classes, i.e. site types, peat nutrient contents may vary considerably, and the variation ranges of different site types may largely overlap. A classification based directly on site edaphic properties would thus give more information of e.g. the tree stand growth potential of the site. After solving several questions concerning the method for analysing these properties (variables included, gravimetric vs. volumetric concentrations, sampling intensity, thickness of peat layer analysed, sampling zero level etc.), a classification system could be created using multivariate methods created for classifying purposes. Collecting data for a general classification would be such a work that realising the idea is practically impossible. However, site classification based on peat nutrient contents is useful and highly recommended, when studying the effect of various treatments (e.g. fertilisation, thinning) on tree stand development within a particular experimental design.

Johdanto

Nykyinen kasvupaikkaluokitusemme perustuu Cajanderin teoriaan, jonka mukaan kasviyhdyskunnat kuvastavat kasvupaikan primäärisiä ominaisuuksia (kasvupaikkatekijöitä). Tutkittaessa eri kasviyhdyskuntien maaperän ominaisuuksia onkin havaittu selviä yhteyksiä kasviyhdyskuntien koostumuksen ja maaperän ravinnetunnusten välillä. Selvimpiä nämä yhteydet ovat yleensä olleet kalsiumin ja typen osalta. Ilmasto vaikuttaa tähän yhteyteen; epäsuotuisemmissa oloissa saatetaan tarvita enemmän ravinteita tietyn kasviyhdyskunnan ylläpitoon (Westman 1979). Suotyypin ja puuston ojituksen jälkeisen kehityksen välillä on myös selvä riippuvuus, joten suotyyppi yhdessä ilmastoja kuvaavan lämpösumman kanssa on kelpuutettu ojituskelpoisuuden kriteeriksi.

Suotyypin sisällä on kuitenkin huomattavaa vaihtelua turpeen ravinnepitoisuuksissa (kuvat 1 ja 2). Eri suotyypin vaihtelut menevät myös paljolti päällekkäin. Ajatusta suoraan turpeen ravinnetunnuksiin perustuvasta suoluokituksesta tarkastellaan jatkossa lähinnä metsällisestä näkökulmasta.

Kuka kaipaisi turpeen ravinnetunnuksiin perustuvaa luokitusta?

Turpeen ravinnetunnuksista ovat yleensä kiinnostuneita ne, jotka haluavat kasvattaa sillä jotakin muuta kuin suokasveja. Suoraan maaperän ominaisuuksien perusteella tehdyn luokituksen voisi kuvitella kuvaavan esim. kasvupaikan puuntuotospotentiaalia paremmin kuin epäsuorasti pintakasvillisuuden perusteella tehdyn.

Tarkemmalle ravinteisuustasoluokitukselle olisi käyttöä myös tutkittaessa erilaisten toimenpiteiden, kuten lannoituksen ja harvennusten, vaikutusta suopuustojen kehitykseen. Jos koejäsenet poikkeavat toisistaan ravinteisuudeltaan, toimenpiteiden vaikutusten erot voivat ainakin osaksi peittyä ravinteisuuserojen vaikutuksen alle.

Mitä luokiteltaisiin?

Jotta ojittamattomia soita kannattaisi luokitella metsätalouden tarpeita varten turpeen ravinnetunnuksen mukaan, täytyisi tuntea luonnontilaisten soiden turpeen ravinnetunnuksen ja puuston ojituksenjälkeisen kasvun yhteys. Tätä varten olisi tarvittu pitkäaikaisia kokeita ennen laajamittaisen ojitustoiminnan alkua. Koska uudisojitusta ei enää merkittävässä mitassa suoriteta, aika lienee muutenkin ajanut jo tällaisen luokituksen ohi ainakin Suomessa. Ravinnetunnuksiin perustuvaa luokittelua kannattaisi siis harrastaa lähinnä ojitetuilla soilla.

Minkä perusteella luokiteltaisiin?

Puiden ravinnetarpeista tiedetään melko paljon. Suopuustojen ravinteidenkäyttöä ovat tutkineet mm. Paavilainen (1980) ja Finér (1989, 1992). Puut tarvitsevat eniten tyypeä, seuraavina tulevat kalsium ja kalium, sitten magnesium ja fosfori. Monet muutkin aineet ovat välttämättömiä, vaikka niitä otetaan pienempiä määriä (esim. boori, sinkki). Puiden kasvun ja turpeen ravinnetunnuksen välisiä riippuvuuksia tunnetaan kuitenkin melko huonosti, eikä tiedetä esim. mikä olisi turpeen "optimikoostumus" tai minkälaisen kasvun tietynlainen kasvualustan ravinnekombinaatio tuottaa. Useiden ravinteiden pitoisuudet turpeessa korreloivat hyvin keskenään, mutta esim. tärkeä kalium poikkeaa usein tästä kuviosta. Ensimmäinen kysymys olisi siis: *mitä tunnuksia otettaisiin mukaan luokitukseen?* Mitä enemmän tunnuksia, sitä monimutkaisemmaksi luokitus muodostuu. Toisaalta jos tyydyttäisiin esim. vain tyypeen, ei saataisi aikaan luokitusta, joka olisi oleellisesti parempi kuin kasvillisuuteen perustuva, koska muiden ravinteiden vaihtelua ei hallittaisi. Aineistojen luokitteluun kehittyillä monimuuttujamenetelmillä voidaan hallita useiden, myös multikollineaaristen ja ei-normaalisti jakautuneiden, muuttujien kokonaisuutta ja pelkistää sen sisältämää informaatiota. Esim. Westman (1987) kehitti toimivan maaperätunnuksiin perustuvan luokituksen lannoituksen vaikutusta selvittävän tutkimuksensa koealoille käyttäen twinspania ja diskriminaatioanalyysiä. Tällaisen luokittelun ongelmana on kuitenkin yleistettävyyden puute; ne pätevät tutkitun populaation sisällä, mutta uusien kohteiden luokitteluun niitä voidaan käyttää vain jos kohteet "sopivat" tutkittuun populaatioon.

Käytetäänkö totaali- vai liukoisten ravinteiden määriä? Totaalimäärät kuvaavat sitä maksimimäärää, joka teoreettisesti on kasvien ulottuvilla. Todellinen saatavuus/käyttökelpoisuus riippuu mineralisaatiosta. Kasveille käyttökelpoisten määrien arviointiin on kehitelty erilaisia menetelmiä (ks. esim. Lakanen & Erviö 1971). Puiden kasvun ja näiden ns. liukoisten

ravinnemäärien välille ei ole kuitenkaan löytynyt yleensä mitään yhteyksiä, joskus jopa negatiivisia. Onkin ymmärrettävää, että ainakaan kertamittauksella ei voida saada kovinkaan hyödyllistä tietoa. Ravinteiden mineralisoituminen turpeesta noudattaa omaa vuodenaikaisdynamiikkaansa, samoin kasvien kasvu ja ravinteidenotto. Liukoisten ravinteiden määrien tulkitseminen vaatisi näiden dynamiikkojen tuntemista ja huomioon ottamista näytteiden oton ajoittamisessa. Totaalimäärien on havaittu yleensä olevan selvemmin korreloituineita puuston kasvun kanssa. Ne ovat myös "vakaampia" tunnuksia kuin liukoiset tai vaikkapa suovedestä mitatut ravinnemäärät.

Täytyisi myös päättää, *käytetäänkö gravimetrisia vai volumetrisia konsentraatioita.*

Entäpä näytteenotto? Turpeen ravinnetunnukset vaihtelevat spatiaalisesti paljon jo pienilläkin aloilla (kuva 3). Jotta niistä saataisiin luotettava yleiskuva, jouduttaisiin analysoimaan melkoisia turvemääriä. Näytteenottomenetelmä täytyisi vakioida ainakin näytemäärän, tutkittavan turvekerroksen, näytteenoton nollarajan ja mikrotopografian suhteen.

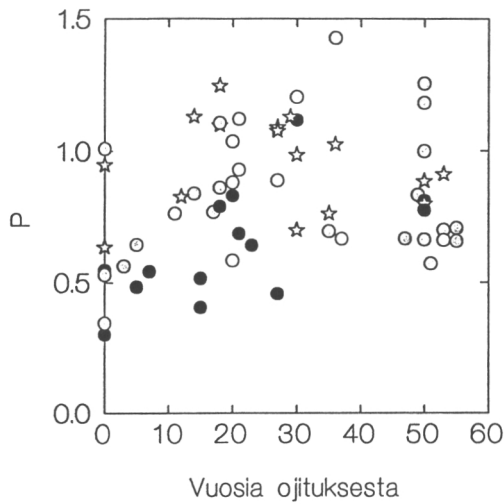
Luokituksen "pysyvyys"

Puut sitovat joitakin ravinteita huomattavia määriä suhteessa pintaturpeen varastoihin. Esim. kaliumia on vanhoilla ojitusalueilla puustoon sitoutuneena yhtä paljon tai enemmänkin kuin mitä on jäljellä pintaturpeessa (esim. Laiho & Laine 1992). Pintaturpeen volumetrisesti ilmaistujen ravinnepitoisuuksien ei ole kuitenkaan havaittu oleellisesti muuttuvan ojituksen jälkeen ainakaan ensimmäisen kiertoajan kuluessa (Laiho & Laine 1992, 1994, ks. myös Westman 1987).

Johtopäätökset

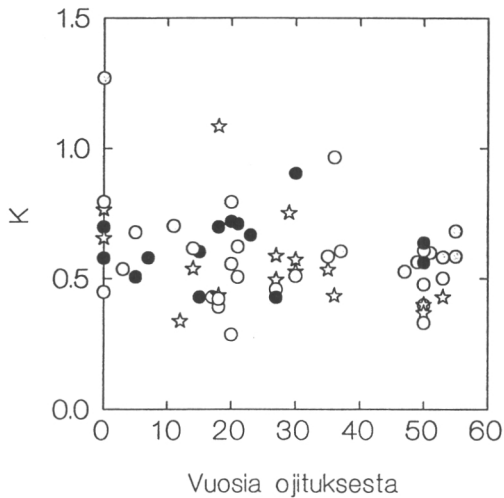
Edellä olevia kysymyksiä pohdiskellessa voi tulla helposti kiusaus todeta, että käytännön tarpeita varten tehtävästä luokittelusta tulisi niin raskas systeemi, että sellainen kannattaisi kehittää ja ottaa käyttöön vain jos harrastettaisiin erittäin intensiivistä suometsätaloutta, intensiivisempää kuin mihin näillä kiertoajoilla on realistisia teoreettisiakaan mahdollisuuksia.

Sen sijaan tieteellisiin tarkoituksiin tällaista luokitusta voisi soveltaa useamminkin, mistä Westmanin (1987) tutkimus on hyvänä esimerkkinä. Selvitettäessä esim. lannoituksen tai muun toimenpiteen vaikutusta puiden kasvuun, täytyy turpeen ravinteisuus kuitenkin selvittää. Monimuuttujamenetelmillä voidaan muodostaa ryhmiä, joiden sisällä maaperätekiijät ovat oleellisesti paremmin "samat" kuin kasvillisuuteen perustuvan luokituksen mukaan arvioituina.



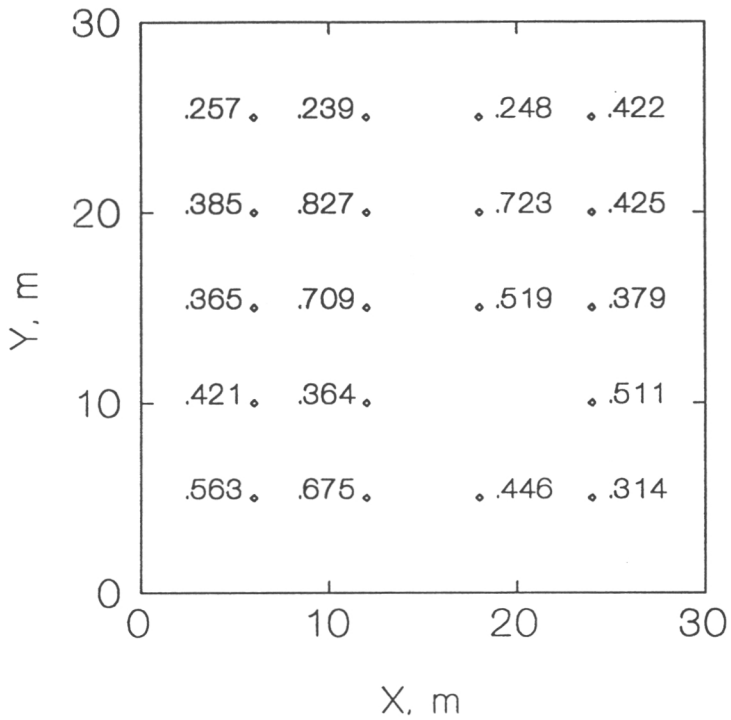
Kuva 1. Turpeen keskimääräinen fosforipitoisuus (mg g^{-1}) 0-10 cm kerroksessa eräillä ojittamattomilla ja eri aikoina ojitetuilla ruohoisilla sararämeillä (tähti), varsinaisilla sararämeillä (avoympyrä) ja lyhytkorsirämeillä (umpiympyrä) Pohjois-Hämeessä.

Fig. 1. The average phosphorus concentration (mg g^{-1}) of the 0-10 cm peat layer in some undrained and drained herb rich sedge birch-pine fens (mesotrophic; stars), tall sedge pine fens (meso-oligotrophic; open circles) and low-sedge *Sphagnum papillosum* fens (oligotrophic; filled circles) in southern Finland. X axis shows the drainage age of the sites as years since drainage.



Kuva 2. Turpeen keskimääräinen kaliumpitoisuus (mg g^{-1}) 0-10 cm kerroksessa eräillä ojittamattomilla ja eri aikoina ojitetuilla ruohoisilla sararämeillä (tähti), varsinaisilla sararämeillä (avoympyrä) ja lyhytkorsirämeillä (umpiympyrä) Pohjois-Hämeessä.

Fig. 2. The average potassium concentration (mg g^{-1}) of the 0-10 cm peat layer in the same sites as in Fig 1.



Kuva 3. Turpeen kaliumpitoisuus (mg g⁻¹) 0-10 cm kerroksessa eräällä luonnontilaisella varsinaisella sararämeellä Ruovedellä.

Fig. 3. Spatial variation in the potassium concentration (mg g⁻¹) of the 0-10 cm peat layer in an undrained tall sedge pine fen.

Kirjallisuus

- Finér, L. 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine, and spruce stands on a drained mire. *Acta For. Fenn.* 208.
- Finér, L. 1992. Biomass and nutrient dynamics of Scots pine on a drained ombrotrophic bog. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 420.
- Laiho, R. & Laine, J. 1992. Potassium stores in peatlands drained for forestry. *Proceedings of the 9th International Peat Congress, Uppsala, Sweden. Vol. 1, pp. 158-169.*
- Laiho, R. & Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. *Scand. J. For. Res.* 9:251-260.
- Lakanen, E. & Erviö, R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123:223-232.
- Paavilainen, E. 1980. Effect of fertilization on plant biomass and nutrient cycle on a drained dwarf shrub pine swamp. *Comm. Inst. For. Fenn.* 98.5.
- Westman, C.J. 1979. Climate dependent variation in the nutrient content of the surface peat layer from sedge pine swamps. *Proc. Symp. Classification of Peat and Peatlands, Hyttiälä, pp. 160-170.*
- Westman, C.J. 1987. Site classification in estimation of fertilization effects on drained mires. *Acta For. Fenn.* 198.

KÄSITYKSENI KANGASMETSIIEN PARHAASTA BONITOINTITAVASTA *A PERSONAL VIEW OF THE BEST WAY TO ASSESS SITE QUALITY ON UPLAND SITES*

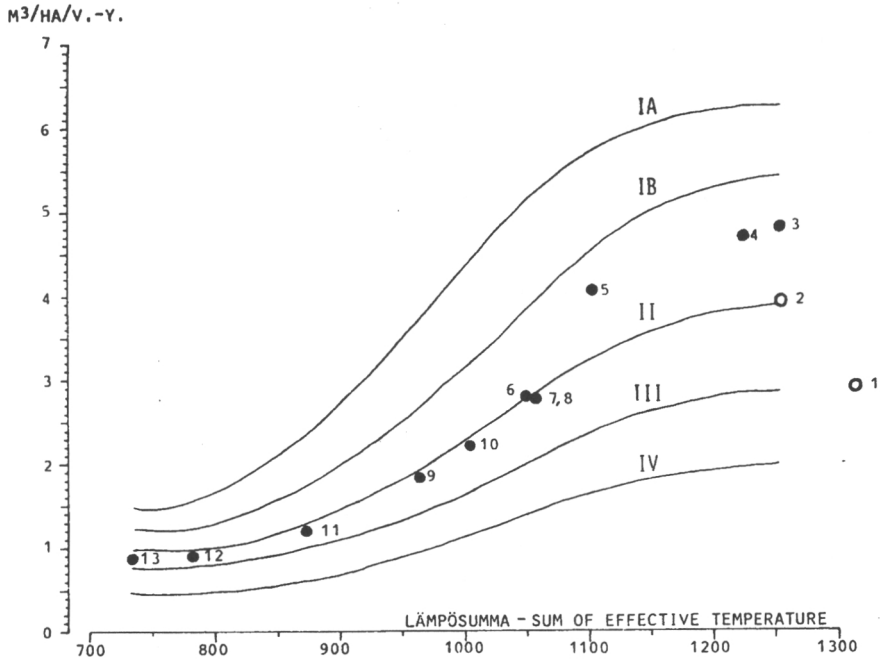
Abstract:

The Swedish system to estimate site index is a very good example of site evaluation systems. It covers all possible cases: mature or near mature forests, young forests and sites without trees suitable for site index determination. In Finland we should try to create the same kind of system for site evaluation. However, the system should have a little more of hierarchical nature, i.e. it should be possible to estimate the site index at different levels of accuracy. In addition to the most important climatic, regional and site characteristics used in the field, the system should have a possibility to use more analytical ground vegetation data and soil and leaf/needle analysis data, too.

Kasvupaikkojen bonitoinnista

Bonitointi tarkoittaa kasvupaikan tai metsikön luokitusta runkokuun- tai biomassantuotoskyvyn suhteen. Suomessa käytetään bonitoinnissa metsätyyppejä ja ns. pituusbonitointia. Ruotsissa on kehitetty 1970-80-luvuilla bonitointijärjestelmä, jossa lopputulos eli arvio kasvupaikan puuntuotoskyvystä, $m^3/(ha \cdot a)$, voidaan saada kolmella eri tavalla: arvioimalla pituusboniteetti nykypuuston suurimpien puiden iän ja pituuden avulla, arvioimalla pituusboniteetti havupuutaimikoissa 2,5 m:n pituusvaiheen jälkeisen viiden vuoden kasvun avulla tai arvioimalla pituusboniteetti pintakasvillisuuden ja joidenkin kasvupaikkatunnusten avulla. Pituusboniteetista päästään sitten muunnosyhtälöillä varsinaiseen boniteettiin eli keskimääräiseen tilavuuskasvuun. Tämä ruotsalainen järjestelmä lienee yhtenäisin ja kattavin koko maailmassa. Kanadassa on eri provinseissa kehitetty kasvupaikan ominaisuuksiin perustuvia toisistaan poikkeavia luokitusmenetelmiä. Näissä bonitointi ei ole yleensä ollut kuitenkaan tärkein tavoite, vaan kasvupaikkojen ekologistekninen luokittelu maankäytön suunnittelun ja metsätalouden erilaisiin tarpeisiin. Meillä Suomessa voitaisiin mielestäni ottaa oppia edellä mainituista järjestelmistä pyrittäessä parantamaan omia bonitointijärjestelmiämme.

Vaikka kasvupaikkojen bonitointia ei pitäisi unohtaa kehitettäessä kasvupaikkojen luokitusjärjestelmiä, ei sen merkitystä myöskään pidä korostaa liikaa. Esimerkiksi kasvupaikkojen tuotoserot ovat Pohjois-Suomessa murto-osa Etelä-Suomen eroista (kuva 1). Näin ollen tasapainoisessa järjestelmässä etelässä kasvupaikkojen luokituksen tulisi bonitoinnin kannalta olla moniluokkaisempi kuin pohjoisessa ja toisaalta pohjoisessa bonitoinnin painoarvon pitäisi olla luokituksessa vähäisempi kuin etelässä.



Kuva 1. Nykykasvu metsämaan veroluokissa suhteessa tehoisan lämpötilan summaan. Pisteet ovat kasvualueiden keskiarvoja (Kuusela 1977, s. 11).

Figure 1. Current increment on taxation classes of forest land in respect to the sum of effective temperature. Dots are the averages of increment regions (Kuusela 1977, p. 11).

Mielestäni nykyistä parempaa bonitointijärjestelmää kehitettäessä pitäisi ottaa mallia mm. Ruotsista. Siellä paikalla kasvavaa puustoa käytetään hyväksi mahdollisuuksien mukaan, koska puuston on arvioitu kuvastavan parhaiten kasvupaikan puuntuotospotentialia. Näin pitäisi olla meilläkin. Kun ei ole varttunutta puustoa, yritetään käyttää hyväksi nuoren puuston pituuskasvua tietyn vakiintumisajan - 0...2,5 m - jälkeen. Jos puustoa ei ole tai sen ei katsota kuvastavan paikan puuntuotoskykyä, bonitoidaan kasvupaikkatunnusten avulla. Kasvupaikan ilmastoa kuvataan Ruotsissa muuttujilla *leveysaste, korkeus merenpinnasta, paikallisilmastoalue, erityisen viileän ilmaston alueet, rinteiden kaltevuuden suunta, vesitaloutta* kuvataan muuttujilla *veden liikkuvuus kasvupaikalla, ojitus, kivennäismaan raekoostumus ja soistuneisuus* sekä ruotsalaisen lähteen (Hägglund ja Lundmark 1981) mukaan ravinnetaloutta kuvataan muuttujilla *pintakasvillisuustyyppi, pohjakerrostyyppi* (jäkälä tai rahkasammal) ja *maapeitteen paksuus* (kuva 2).

Koska Ruotsin järjestelmä ei ole hierarkkinen, voi esim. kartoituksen yhteydessä tulla vaikeuksia. Siksi hyvän bonitointijärjestelmän tulisi olla jonkin verran hierarkkinen. Käytännössä järjestelmän hierarkkisuuutta tuskin voitaisiin toteuttaa boniteetin tai bonitoinnin vaan luultavasti muiden ominaisuuksien suhteen, esim. puuston (puulajikoostumus, koko), pintakasvillisuuden tai maapeitteen tai orgaanisen kerroksen paksuuden tai laadun suhteen. Luokitushierarkkian hienoimmassa osassa bonitointia pitäisi voida vielä tarkentaa analysoimalla tarkemmin esim. pintakasvillisuutta (Nieppola 1993) tai jopa maanäytteitä. Näyttäisi siltä, että männiköissä ja kuusikoissa maa-analysitiedot kasvattavat pituusboniteettia selittävien mallien selitysasetta pelkkiin kenttämuuttujiin verrattuna (taulukko 1). Kangasmaiden männiköissä paras kemiallinen tunnus näyttää olevan kivennäismaan kalsiummäärä (kg/ha) ja kuusikoissa selvästi paras tunnus näyttäisi olevan humuskerroksen orgaanisen aineen tyyppipitoisuus. Fysiologisesti tärkeän, mutta puuntuotoksen kanssa heikosti korreloivan ravinteen kaliumin pitoisuudet tai -määrät näyttäisivät korreloivan lähes poikkeuksetta negatiivisesti boniteetin kanssa.

Suomessa on bonitoinnin kannalta myös vaikeita alueita mm. Pohjanmaan rannikko ja Pohjois-Pohjanmaan, Kainuun ja Lapin tykkyalueet. Esimerkiksi Keski-Pohjanmaalta kerätyn kuusikkoaineiston mitattu pituusboniteetti jäi keskimäärin lähes 3 m alle regressioennusteiden (taulukko 2), jotka perustuivat monipuolisiin pituusboniteettia selittäviin kasvupaikkamalleihin, joiden aineisto oli kootu Etelä-Suomesta (Tamminen 1993). Hyvässä bonitointijärjestelmässä pitäisi siis pystyä ottamaan huomioon keskimääräisestä selvästi poikkeavat alueet, kuten Ruotsissakin on pyritty tekemään.

Variabler som används vid bestämning av ståndortsindex

Ståndortstyp	Temperatur-klimatet				Vattnet i marken				Utbudet av växtnäring				
	Breddgrad	Höjd över havet	Lokalklimatiskt område	Extremt kyligt klimatläge	Expositionsriktning	Markvattnets rörlighet	Dikningsingrepp	Jordartens textur	Sumpmosslokal	Markvegetationstyp	Fältskiktstyp	Bottenskiktstyp	Jorddjup
Tall på fastmark													
● Torr mark	x	x	x	x				x		x			x
● Frisk mark													
Örttyper													
Mark utan fältskikt	x	x	x	x						x			x
Grästyper													
Ristyper	x	x		x		x		x		x			x
Lavmarkstyper	x	x		x	x	x				x			x
● Fuktig mark	x	x		x		x		x	x	x			
Gran på fastmark													
● Frisk mark													
Örttyper									x				
Mark utan fältskikt	x	x	x			x			x	x			
Grästyper									x				
Ristyper	x	x				x			x	x			
● Fuktig mark	x	x				x	x		x	x			
Tall på torvmark	x	x				x	x				x	x	
Gran på torvmark	x	x				x	x				x	x	

För fastmarker med blöt mark – se avsnittet Heterogena ståndorter sid 60.

För fältbruk beskrivs här kortfattat de variabler som används vid bonitering med ståndortsegenskaper. Fullständiga variabelbeskrivningar finns i del 1, sid 20.

Kuva 2. Muuttujat, joita käytetään pituusboniteetin määrittämisessä (Hägglund ja Lundmark 1981, s. 28).

Figure 2. Variables used for site index determination (Hägglund and Lundmark 1981, p. 28).

Taulukko 1. Parhaat pituusboniteettimallit männiköille (6a) ja kuusikoille (6b). Selittäjien keskinäistä korrelaatiota rajoitettu voimakkaasti (Tamminen 1993).

Table 1. The best site index models for the pine (6a) and spruce stands (6b) with high restrictions for the intercorrelations between the independent variables (Tamminen 1993).

Yhtälö - Function (6a)			Yhtälö - Function (6b)		
y = H100, m			y = H100, m		
Mänty - Pine (tolerance = 0,3)			Kuusi - Spruce (tolerance = 0,3)		
Muuttuja Variable 1)	Kerroin Coefficient	t-arvo t value	Muuttuja Variable 1)	Kerroin Coefficient	t-arvo t value
	-6,49			+12,42	
CT (0/1)	-3,55	-9,32	$\sqrt{\text{Nhoa}}$	+3,23	9,16
Temps	+0,0145	9,04	Kha	-0,0129	-6,80
$\sqrt{\text{InCakha}}$	+5,32	7,90	Ku	-4,33	-6,64
Kallio (0/1)	-2,78	-6,91	VT (0/1)	-3,86	-4,26
MT (0/1)	+1,55	6,65	$\sqrt{\text{Nkoa}}$	+1,29	3,76
lnKk	-0,978	-4,96	Puha	-0,105	-3,64
Puoa	+5,35	4,76	OMT (0/1)	+0,91	3,46
OMT (0/1)	+2,05	4,63			
Kt	-2,25	-4,25			
Nkoa ²	+0,0508	3,35			
$R^2 = 0,698$, $s_f = 1,9$ m ($\approx 8,8$ %)			$R^2 = 0,571$, $s_f = 2,3$ m ($\approx 8,7$ %)		

Taulukon 1 muuttujat - Variables in Table 1:

CT, VT, MT, OMT - Metsätyypivalemuuttujat - *Dummy variables for site types*; Temps - Lämpösumma - *Effective temperature sum* (d.d.); Kallio - 1, jos maapiteen paksuus <30 cm - 1, if soil depth < 30 cm; Nhoa, Nkoa - Humuskerroksen ja kivennäismaan totaalitypen pitoisuus - *Total nitrogen concentration in humus and mineral soil of organic matter* (g/kg o.a.); Cakha - Uuttuvan kalsiumin määrä kivennäismaassa - *Amount of extractable calcium in mineral soil* (0-30 cm)(kg/ha); Kk - Kivennäismaan uuttuvan kaliumin pitoisuus - *Concentration of extractable potassium in mineral soil* (g/kg); Ku, Kt - Humuskerroksen uuttuvan ja totaalikaliumin pitoisuus - *Concentrations of extractable and total potassium in humus layer* (g/kg); Kha - Uuttuvan kaliumin määrä humuskerroksessa + kivennäismaassa - *Amount of extractable potassium in humus layer + mineral soil* (0-30 cm)(kg/ha); Puoa, Puha - Humuskerroksen uuttuvan fosforin pitoisuus (g/kg o.a.) ja määrä (kg/ha) - *Concentration (g/kg o.m.) and amount (kg/ha) of extractable phosphorus in humus layer*.

Taulukko 2. Puuston ikä, pituusboniteetti (H100, m) ja yhtälöiden (6a) ja (6b) residuaalit ($y-y_{est}$) tutkimusalueittain (Tamminen 1993).

Table 2. Age and site index (H100, m) of tree stands and residuals ($y-y_{est}$) of the functions (6a) and (6b) by study area.

Mänty - Pine				
Tutkimusalue - Study area	n	Ikä - Age	H100, m	$y-y_{est}$, m
Lappeenranta	59	73	22,8ab ¹⁾	-0,4b
Luumäki	83	86	22,4ab	-0,1b
Lammi	25	92	23,1ab	+0,3ab
Kuhmoinen	19	114	20,7bc	+0,2ab
Mikkeli	107	82	23,4a	-0,1b
Kankaanpää	11	78	21,4abc	+1,2ab
Mänttä	42	88	23,6a	+1,2a
Parkano	29	100	17,7d	-0,5b
Pohjanmaa	31	90	17,9d	-0,5b
<u>Kuhmo, Lentiira</u>	<u>9</u>	<u>107</u>	<u>18,9cd</u>	<u>-0,7b</u>
Yhteensä - Total	415	86	22,0	0,0
F-arvo - F value			20,7***	3,44***
Kuusi - Spruce				
Tutkimusalue - Study area	n	Ikä - Age	H100, m	$y-y_{est}$, m
Lappeenranta	20	64	27,4a	+0,1ab
Luumäki	84	75	27,0a	-0,6b
Lammi	71	73	27,8a	+0,1ab
Kuhmoinen	40	77	27,1a	+0,1ab
Mikkeli	93	66	27,8a	+0,7a
Kankaanpää	19	77	24,2b	-0,5ab
Mänttä	59	87	27,1a	+0,8a
Parkano	35	85	24,6b	-0,2ab
Pohjanmaa	19	106	18,7c	-2,8c
<u>Kuhmo, Lentiira</u>	<u>(1)</u>	<u>(137)</u>	<u>(18,4)</u>	<u>(-2,7)</u>
Yhteensä - Total	441	76	26,6	0,0
F-arvo - F value			23,5***	6,11***

Tavoiteltavan bonitointijärjestelmän rakenne

Hyvä bonitointijärjestelmä kattaa kaikki bonitoitavat tapaukset, on harhaton koko maassa ja antaa mahdollisuuden tarkentaa boniteettia asteittain. Boniteettihan ilmaistaan runkopuun keskimääräisenä tilavuuskasvuna, $m^3/(ha \cdot a)$, mutta pituusboniteettia olisi syytä pitää ensivaiheen boniteettimittana, koska se voidaan määrittää kertamittauksella varttuneissa metsissä. Lopullinen boniteettiarvo estimoidaan yhtälöllä: boniteetti = f (pituusboniteetti, ilmasto- ym. tunnuks), joka tai oikeammin jotka laaditaan pitkään seurattujen metsiköiden perusteella. Koska paikalla kasvava puusto kuvastaa parhaiten paikan puuntuotoskykyä, on puustoa pyrittävä hyödyntämään mahdollisuuksien mukaan bonitoinnissa. Varttuneissa, pituusbonitoinnin vähimmäiskriteerit täyttävissä metsiköissä pituusboniteetti arvioidaan valtapuiden keski-ikä ja -pituuden avulla eli pituusboniteetti = f (ikä, pituus). Nuorissa havumetsiköissä mitataan 5 vuoden pituuskasvu 2,5 m:n yläpuolelta, jolloin pituusboniteetti = f (5 vuoden pituuskasvu, maaperän paksuus ym. tunnuks). Kasvupaikoilla, joilla ei ole bonitointiin sopivaa puustoa, pituusboniteetti arvioidaan ilmasto- ja kasvupaikkamuuttujien avulla. Näitä muuttujia voivat olla esim.

- lämpösumma, korkeus mpy., alueen (ilmastollinen) poikkeavuus, rinteiden kaltevuuden suunta,
- topografinen asema, maaperän paksuus, kivisyys, orgaanisen kerroksen paksuus, raekoostumus, kasvupaikan vesitalous,
- kasvupaikkatyyppi ja muut pintakasvillisuuteen perustuvat muuttujat,
- fysikaaliset ja kemialliset maa-analyysimuuttujat
- pintakasvillisuuden, lehtien tai neulasten kemiallisiin analyysihin perustuvat muuttujat.

Kasvupaikkatekijöihin perustuvien pituusboniteettimallien on edustettava koko maata ja kaikkia kasvupaikkaolosuhteita ja oltava harhattomia. Menetelmälle olisi eduksi, jos se liittyisi nykyisiin kasvupaikkojen luokitusjärjestelmiin, kuten metsä- ja suotyypittelyyn, sekä veroluokitukseen ja jos käytettävillä muuttujilla olisi merkitystä myös ekologiselta tai tekniseltä kannalta (metsähoito ja puunkorjuu).

Kirjallisuus

- Hägglund, B. & Lundmark, J.E. 1981. Handledning i Bonitering med Skogshögskolans boniteringssystem. Del 2. Diagram och tabeller [Manual for determination of site quality according to Swedish system. Part 2. Diagrams and tables]. Skogsstyrelsen. Jönköping. ISBN 91-85748-13-7. 70 s.
- Kuusela, K. 1977. Suomen metsien kasvu ja puutavaralajirakenne sekä niiden alueellisuus vuosina 1970-76. Summary: Increment and timber assortment structure and their regionality of the forest of Finland in 1970-76. Folia Forestalia 320. 31 s.
- Nieppola, J. 1993. Understorey plants as indicators of site productivity in *Pinus sylvestris* L. stands. Scandinavian Journal of Forest Research 8(1): 49-65.
- Tamminen, P. 1993. Pituusboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. Summary: Estimation of site index for Scots pine and Norway spruce in South Finland using site properties. Folia Forestalia 819. 26 s.

TURPEEN RAVINNEMÄÄRÄT OJITUSALUEEN PUUNTUOTANTOA SÄÄTELEVÄNÄ
TEKIJÄNÄ
*FOREST PRODUCTION ON DRAINED PEATLANDS IN RELATION TO THE CONTENT
OF NUTRIENTS IN THE SURFACE PEAT*

Abstract

Soil, vegetation, and tree stand data collected from 574 drained peatlands scattered over southern Finland is used to evaluate the relation between the content of nutrients in the surface peat and tree stand development. The material is divided into four fertility classes: Mtkg 1, Ptkg 1, Ptkg 2 and Vatk (rich to poor) and drainage age classes (10 year class interval).

The nutrient balance of the drained peatlands seems to be stable. The strongest changes in peat nutrient contents are found on the fertile sites. Due to rapid change in decomposition rate the content first increases and then subsequently decreases towards the initial level when nutrients are immobilised in the developing tree stand (Figures 1-3). On poorer sites the changes are slow but indicate a slight increase in content over time. No statistical testing has, however, been conducted. Values presented are based on cell means and within cell variation is substantial.

Johdanto

Soiden ojitus muuttaa suoekosysteemin rakennetta. Metsäisten soiden puustot elpyvät ja niiden kasvu muuttuu samankaltaisten kangasmetsien kasvua vastaavaksi, ja puuttomat suot saatetaan metsittää. Metsän rakenteen muutos aiheuttaa samanaikaisen muutoksen ravinteiden jakautumisessa maan ja kasvillisuuden välillä. Luonnontilaisen suon kasvillisuus muodostaa ravinteita jatkuvasti kierrättävän ohuen elävän kerroksen. Tämän kerroksen toiminta muuttuu ojituksen jälkeen ja sen sisältämät toisinaan hyvin vähäiset ravinnevarat sitoutuvat kehittyvään puustoon. Metsän hakkuu ja puitavaran korjuu saattavat oleellisella tavalla pienentää systeemin sisältämien ravinteiden määrää. Seuraavassa tarkastellaan joidenkin yleisten suokasvupaikkojen ravinnevärien jakauman kehitystä metsäojituksen jälkeen.

Materiaali ja menetelmät

Tässä tarkastelussa käytetään maa-, kasvillisuus- ja puustotietoja jotka edustavat 574 Suomen eteläpuoliskon ojitusaluemetsää. Tutkitut kohteet on otostettu aluetta kattavista tietokannoista ja metsien valintakriteerinä ovat olleet

- I turvekerroksen paksuus (≥ 30 cm),
- II ojitus ennen vuotta 1976,
- III pääpuulaji kuusi tai mänty,

IV pohjapinta-ala $\geq 10 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$,

V ei hakkuita viimeisen kymmenen vuoden aikana.

Koe-aloilla määritettiin nykyinen ja alkuperäinen suotyyppi sekä mitattiin puustotunnukset. Pintaturpeesta (30 cm) kerättiin volymetrinen kokoomanäyte (10 osanäytettä). Turpeesta määritettiin tiheys, hehkutushäviö ja ravinteiden kokonaispitoisuudet. Painottamalla ravinnepitoisuudet turpeen tiheydellä laskettiin pintaturpeen (30 cm) sisältämät ravinnemäärät ($\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$). Puustoon sitoutuneet ravinnemäärät arvioitiin laskemalla ensiksi puun eri ositteiden biomassat ($\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$) ja sen jälkeen biomassaan sitoutuneiden ravinteiden määrät ($\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$).

Kerätty aineisto edustaa yli 20 erilaista alkuperäistä suotyyppiä ja vaihteluväli vanhimman ja nuorimman ojitusaikakohdan välillä on 77 vuotta. Viljavuuden ja ojitusaikakohdan melkoisesta vaihtelusta seuraa, että aineisto jakautuu epätasaisesti; jotkut suotyypit esiintyvät yleisemmin kuin toiset, ja vanhoja ojitusalueita tapaa harvemmin kuin nuoria. Siksi aineisto yhdistettiin tuotoskykyä kuvaaviin ryhmiin sen mukaan millaisiksi turvekankaiksi soiden oletetaan kehittyvän ojituksen jälkeen (Mtkg I, Ptkg I ja II sekä Vatkg) ja ojitusiästä muodostettiin luokkamuuttuja, jonka luokkaväli on 10 vuotta. Lisäksi rajattiin pois ne suot, joiden pintaturpeen tuhkapitoisuus oli 25 painoprosenttia tai suurempi.

Tulokset

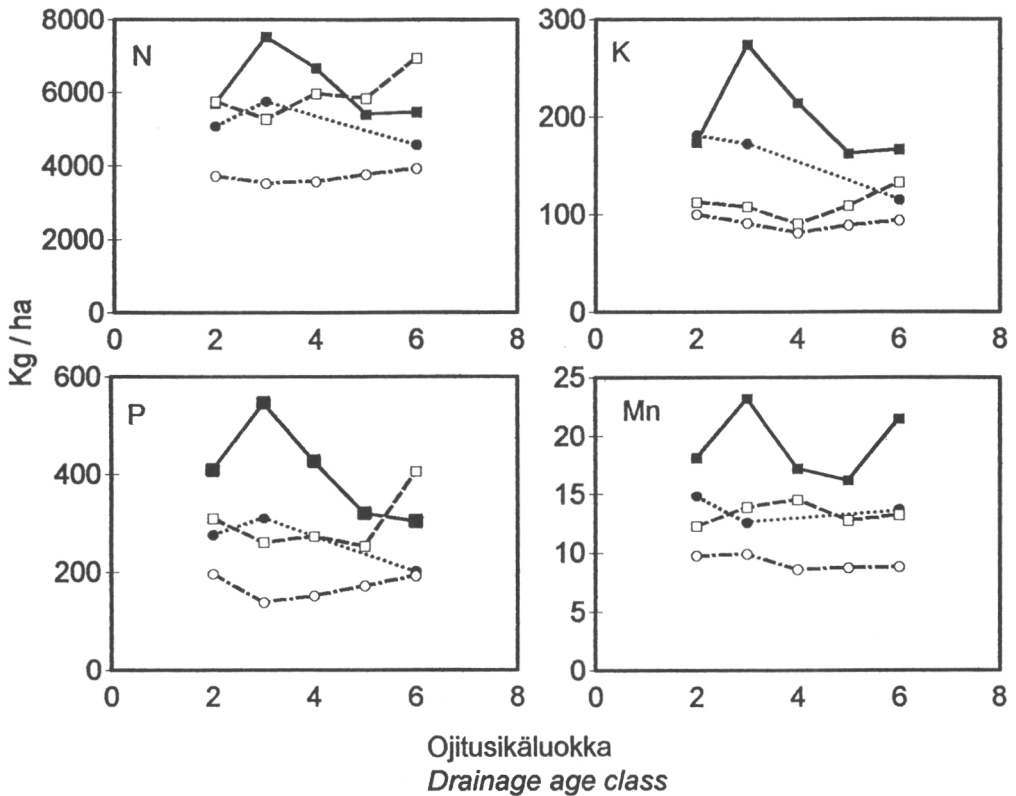
Tutkituissa kasvupaikkaryhmissä pintaturpeen (30 cm) keskimääräinen typen määrä vaihteli välillä 3710 ja 6110 $\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$. Fosforin, kaliumin ja mangaanin vastaavat vaihteluvälit olivat 180 - 410, 100 - 200 sekä 10 - 20 $\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$. Erityisesti fosforin ja kaliumin pienimmät määrät lähentelevät kestävää puuntuotantoa varten tarvittavia minimimääriä. Kun ravinteiden määrien vaihtelua tarkastellaan turvekangasryhmittäin (kuva 1), eri tuottokyvyn omaavat turvekankaat eroavat toisistaan. Varputurvekankaaksi kehittyvien soiden ravinnevarastot ovat selvästi pienemmät kuin mustikkaturvekankaaksi kehittyvien soiden. Turpeen ravinnevarastojen vaihtelu kuvastuu myös ojitusaluemetsien kehityksessä. Puustobiomassa ja sen muutokset ovat suurimmat ja nopeimmat viljavimmassa kasvupaikkaryhmässä (Kuva 2).

Turpeen ravinnevarastot vaihtelevat myös ojituksen iän funktiona. Mustikkaturvekangasryhmässä turpeen ravinnemäärät kasvavat ojituksen jälkeen kääntyäkseen kuitenkin varsin nopeasti laskuun. Tarkastelujakson lopulla ravinnemäärät ovatkin mangaania lukuunottamatta samalla tai alemmalla tasolla kuin juuri ojituksen jälkeisenä aikana. Karuimmilla kasvupaikoilla turpeen ravinnevarastot ovat melko vakaat (Kuva 1), mutta typen ja fosforin määrät näyttävät kasvavan lievästi ojituksen iän kasvaessa.

Erityisesti orgaanisesti sitoutuneiden typen ja fosforin määrien vaihtelu on riippuvuussuhteessa turpeen tiheyteen. Siksi näiden ravinteiden määrä turpeessa kasvaa. Ojituksen jälkeen turpeen maatumisen on viljavilla ja alunperin melko märillä soilla nopeampaa kuin puuston kasvun kehitys ja on mahdollisesti samansuuntainen myös paremmilla puolukkaturvekankailla. Puuston biomassan kasvaessa (Kuva 2) viljavien soiden turpeen ravinnevarastot vähenevät sitä mukaan kun ravinteita sitoutuu kasvavaan puuston (Kuva 3). Karuimmilla soilla maatumisprosessin muutos ja puuston biomassan kehitys ovat hitaammat ja siksi selvää laskua turpeen ravinnevarastojen kehityksessä ei nähdä. Suon ravinnetasetta tarkasteltaessa on myös muistettava että osa ojitusaluemetsän pintaturpeen

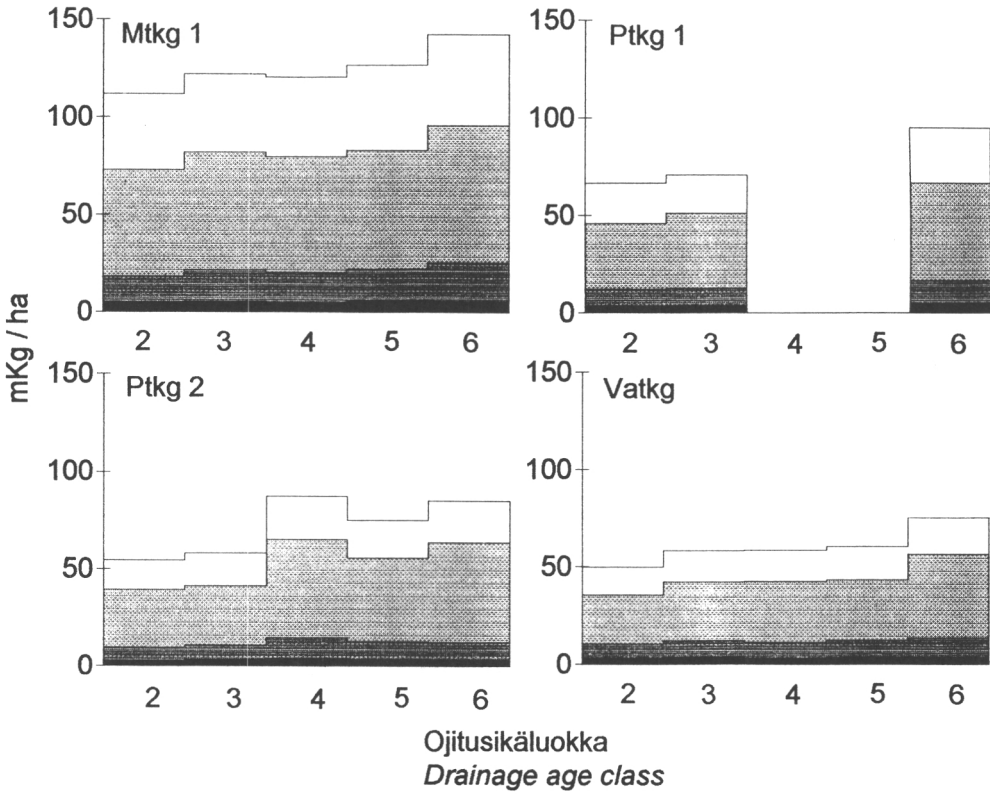
ravinnevarastoista on elävissä hienojuurissa. Siksi esimerkiksi kaliumin määrän nousu karujen turvekankaiden pintaturpeessa voi johtua siitä että kehittyvän puuston juuristoon on allokoitunut kaliumia.

Tarkasteltaessa tässä esitettyjä tuloksi (Kuvat 1-3) on muistettava että esitettyjä kehityssuuntia ei ole todennettu tilastollisesti. Ojitusikäluokkien sisäinen vaihtelu on suuri ja erityisesti puustobiomassan ja ravinnesisällön laskennassa on tehty varsin karkeita yleistyksiä. Johtopäätöksenä voidaan kuitenkin todeta, että ojitusluumetsin ravinnetase näyttää olevan yllättävän vakaa. Suurimmat muutokset ravinnetaseessa tapahtuvat kaikkein viljavimmilla kasvupaikoilla, joilla ravinteita immobilisoituu varsin nopeasti kehittyvään puustoon. Karuilla kasvupaikoilla kehitys on kaikilta osin paljon hitaampaa.



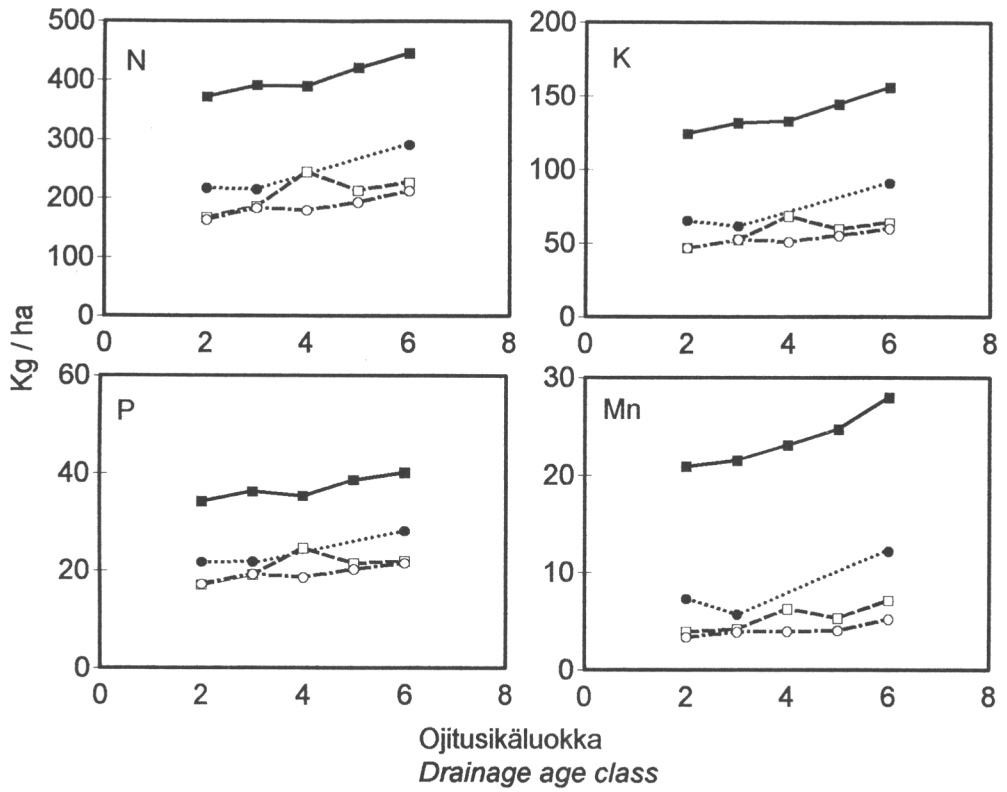
Kuva 1. Pintaturpeen (30 cm) kokonaisravinnemäärien vaihtelu ojitusiän funktiona ja turvekangasryhmittäin. Kokoviiva Mtkg 1, pisteviiva Ptkg 1, katkoviiva Ptkg 2 ja piste-katkoviiva Vatkg. Ojitusikäluokka 2 on 20 vuotta ja sitä nuoremmat ojitukset ja luokka 6 on 51 vuotta ja sitä vanhemmat ojitukset.

Figure 1. The total content of nutrients ($\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$) in the surface peat layer (30 cm) of drained peatlands of different fertility in relation to age of drainage. Continuous line indicate the most fertile sites and dotted-broken line the least fertile sites. Dotted and broken lines indicate sites of intermediate fertility. Drainage age class 2 comprises sites drained 20 years prior to measuring or later, and class 6 sites drained 50 years prior to measuring or earlier.



Kuva 2. Ojitusalue metsien puustojen biomassan ($\text{mkg} \times \text{ha}^{-1}$) kehitys ositteittain. Hienojuuret musta, kanto ja karkeat juuret tummanharma, runko ja kuori vaaleanharma ja latvus valkoinen. Ojitusikäluokka kuten kuvassa 1.

Figure 2. Tree stand biomass development ($\text{mkg} \times \text{ha}^{-1}$) on drained peatlands of different fertility. Mtkg 1 are the most fertile sites, Vatkg the least fertile sites, and Ptkg 1 and Ptkg 2 sites of intermediate fertility. Black area indicate fine root, dark grey coarse root and stump, light grey stem and white crown fractions. Drainage age class as in Figure 1.



Kuva 3. Puustobiomassan kokonaisravinnemäärien ($\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$) vaihtelu ojitusiän funktiona ja turvekangasryhmittäin. Seloste kuten kuvassa 1.

Figure 3. The total content of nutrients ($\text{kg} \times \text{ha}^{-1}$) in tree stand biomass of drained peatlands of different fertility in relation to age of drainage. Legend as in Figure 1.

**LUOKITUSOHJEIDEN PAHIMMAT PUUTTEET JA ONGELMAT
KASVUPAIKKOJEN KÄYTÄNNÖN LUOKITTELUSSA**
*DEFICIENCIES OF SITE CLASSIFICATION DIRECTIONS AND PROBLEMS IN
PRACTICAL CLASSIFICATION WORK*

Abstract

Site classification is needed in forestry to predict the growth capacity of sites and to choose the correct regeneration method and tree species. Today we also need site classification to recognise and maintain key biotopes. In the site classification the main categories are forest land, poorly productive forest land and waste land. Apart from that forest land is divided into six subclasses. Several factors diminishing the growth potential are determined, too.

Many temporary or permanent changes in a biotope, caused by man, complicate the determination of the correct site class. The site classification based on height over age is used to help the planning silvicultural and logging activities. In young stands, and in Northern Finland, it was noted that the site classification based on height over age was not very reliable.

In peatland forests, the site classification work is difficult due to the unstable water balance and the imbalance in the nutritional status of the peat. These problems of site classification may mislead when making decisions concerning forestry practices. It would be useful to develop easily-measurable criteria to support the classification of sites and to help make correct decisions in forestry.

Miksi kasvupaikkojen luokittelua tarvitaan ?

Käytännön metsätaloudessa tarvitaan kasvupaikkojen luokittelua niiden puuntuottokyvyn määrittämiseksi. Sen perusteella määritellään pitkän aikavälin hakkuumahdollisuudet. Luokitusta tarvitaan myös metsän uudistamismenetelmien ja kasvatettavien puulajien valinnassa. Kasvupaikan viljavuus vaikuttaa myös metsänhoitotöiden ja kasvatushakkuiden tarpeeseen ja ajoitukseen.

Luonnonsuojeluarvojen tunnistamisessa ja metsien biologisen monimuotoisuuden hoidossa ja ylläpitämisessä korostuu etenkin rehevempien kasvupaikkojen, lehtojen ja lehtomaisten kankaiden tunnistamisen ja erottamisen tarve.

Kasvupaikkojen luokittelua tarvitaan myös metsämaiden arvon määrittämisessä hinnoiteltaessa metsäpalstoja ostoa tai myyntiä varten.

Kasvupaikkojen luokitus Metsähallituksessa

Kasvupaikkoja luokitellaan metsäsuunnittelussa sekä metsänuudistamisen ja metsänhoitotöiden toimenpidesuunnittelussa. Pääluokkina ovat metsä-, kitu- ja joutomaat. Metsämaiden puuntuotantokykyä tarkennetaan sijoittamalla metsiköt kasvillisuusluokkiin: lehto, lehtomainen kangas, tuore kangas, kuivahko kangas, kuiva kangas ja karukkokangas. Lisäksi määritetään metsikön veroluokkaa eli puuntuotantokykyä alentavat tekijät. Niitä voivat olla esimerkiksi: kivisyys, soistuneisuus, vetisyys, kunnaisuus, alhainen lämpösumma, tykky, palohaitta, ravinnepuutos ja ympäristö- tai muu haitta. Alentavien tekijöiden määrittely on jatkossakin tärkeää, koska ne ovat muuttujina nykyisin käytetyissä kasvumalleissa. Esimerkiksi entisen Kemijärven hoitoalueen talousmetsien metsämaalla on 42 prosentilla pinta-alasta jokin veroluokkaa alentava tekijä.

Maaperätietoja selvitetään metsäsuunnittelussa vain kivennäismailta. Lajittuneet ja moreenimaat erotetaan toisistaan. Lisäksi viime aikoina on pyritty moreenimaat jakamaan sora-, karkea-aines- ja hienoainesmöreeneihin.

Metsäsuunnittelussa puustotiedot arvioidaan kuvioittain. Harvennushakkuiden ajankohdan ja voimakkuuden määrittelyssä käytetään apuna pituusboniteetteja.

Kivennäismaiden kasvupaikkojen luokittelun ja pituusbonitoinnin ongelmia.

Kasvupaikkaluokan määrittely luonnontilaisessa sulkeutuneessa metsikössä on suhteellisen yksinkertaista. Erilaiset ihmisen aiheuttamat tilapäiset tai pysyvät muutokset kasvupaikan olosuhteissa tai ominaisuuksissa sotkevat ja vaikeuttavat oikean kasvupaikkaluokan määrittämistä. Tällaisia häiriötekijöitä voivat olla: avohakkuu, auraus, lannoitus ja typpilaskeuma. Osataanko häiriötekijät ottaa oikein huomioon ja milloin kasvupaikan tuotoskyky muuttuu niin paljon ja pysyvästi, että se vaikuttaa luokitukseen?

Yhteen kasvupaikkatyyppiin sisältyy melkoista vaihtelua puun kasvussa. Esimerkiksi Lapissa kuivahkon kankaan pituusboniteetti H100 saattaa vaihdella 15:sta 21 metriin. Pituusboniteetikäyrät on laadittu koko Suomea varten. Pohjois-Suomessa puuston kasvurytmi saattaa erota muusta Suomesta. Ainakin saadut kokemukset viittaavat siihen, että nuorissa puustoissa pituusboniteetin käyttö on epävarmaa ja antaa ilmeisesti yliarvion puuston pituuskehityksestä. Vaikeuttaako myös luonnontaimikoiden ja viljelytaimikoiden erilainen kehitysrytmi pituusboniteetin käyttöä nuorissa metsissä? Joskus pintakasvillisuuden mukaisen kasvupaikkatyyppin ja puuston pituusboniteetin välinen ristiriita voi johtua maaperän kerroksellisuudesta. Miten nämä tapaukset pitäisi luokitella?

Suometsien luokitusongelmia

Suon ja kivennäismaan rajanveto ei aina ole sekään aivan ongelmatonta. Luokittelussahan tukeudutaan yleensä havainnoimaan pintakasvillisuutta ja, jos alueella on puustoa, myös sitä. Joskus pintakasvillisuus saattaa pettää. Pinta on jostain syystä kuivahtanut ja näyttää kankaalta, mutta alla saattaa olla paksukin turvekerros. Myös toisinpäin erehtyminen saattaa olla mahdollista. Rämearpujen ja sammaleen alla ei olekaan turvetta vaan karu kivennäismaa. Molempiin tapauksiin hyvä "lääke" on suorassin käyttö. Vaikeampi

periaatteellinen kysymys on vanhojen ohutturpeisten ojitettujen soiden luokittelu varsinkin avohakkuun muokkauksen ja viljelyn jälkeen. Milloin ne luokitellaan kivennäismaiden kasvupaikoiksi?

Metsä- ja kitumaan rajan määrittäminen saattaa varsinkin Pohjois-Suomessa olla joskus vaikeaa. Sillä saattaa kuitenkin olla suuri merkitys laskettaessa tietyn alueen tai organisaatioyksikön tulevia hakkuumahdollisuuksia.

Luonnontilaisten soiden luokittelun merkitys metsätaloudessa vähenee, koska uudisojitukselta ollaan kokonaan luopumassa. Suometsien ojituksen jälkeisen kehityksen ymmärtämiseksi ja luonnosuojeluarvojen ja avainbiotooppien tunnistamiseksi luonnontilaisten soiden luokittelua ja sen hallintaa tarvitaan edelleen.

Ojitettujen suometsien kasvupaikkaluokittelu on suometsätalouden tulevaisuuden haasteita. Ojitusalueiden kehittyminen turvekankaiksi on Etelä- ja Keski-Suomessa nopeampaa kuin pohjoisessa ja tyyppikuvauksetkin sopivat paremmin etelän oloihin. Suotyyppien kehittyminen turvekangastyypeiksi ja niiden rinnastaminen kivennäismaiden kasvupaikkatyypeihin ja pituusboniteetteihin tuntuu erityisesti Pohjois-Suomessa epävarmalta. Tiedetäänkö asiasta riittävästi?

Ojitetuissa suometsissä oikean turvekangastyyppin tai edes ravinteisuusluokan määrittäminen tuntuu käytännössä monesti hyvin vaikealta. Suolla puuston kasvuun ja kehitykseen vaikuttaa monia tekijöitä. Vesitalous on epävakaa. Ravinnetalous saattaa olla epätasapainoinen. Ihmisen omat toimet, esimerkiksi hakkuut ja lannoitukset tai kuivatuksen huono teho saattavat vaikeuttaa luokittelijan työtä ja oikeaan lopputulokseen pääsemistä. Luokittelun ongelmat saattavat aiheuttaa virhearviointeja metsikön tulevasta kehityksestä. Tämä voi puolestaan johtaa huonoihin ja kannattamattomiin toimenpide-esityksiin tai toisaalta puuntuotantomahdollisuuksien hyödyntämättä jättämiseen.

Kehittämistarpeita

Metsä- ja suotyyppittely on melkoista kasvituntemusta vaativaa subjektiivista biologista luokittelutyötä. Kasvupaikkojen luokittelua tarvitaan tulevaisuudessakin. Luokittelun tavoitteet ovat muuttumassa ja monipuolistumassa. Kuitenkin metsäorganisaatioiden henkilöstöresurssit ovat supistumassa. Päätöksenteko metsänkäsittelyasioissa siirtyy entistä enemmän metsureille ja konemiehille. Luokittelun päämäärien saavuttamiseksi tarvitaan tarkkaa biologispohjaista luokitusta, mutta toisaalta tarvitaan objektiivisia, helposti mitattavia kriteerejä luokituksen ja päätösten tueksi. Pituusboniteetin käytöllä saadaan objektiivista mitattavaa tukea luokitteluun. Myös pituusbonitoinnissa on omat ongelmansa. Hakkuut ja tuhot vaikeuttavat sen käyttöä ja aukeilla aloilla sitä ei voi käyttää lainkaan.

Maaperän ominaisuuksien ja muiden ympäristötekijöiden selvittäminen ja ottaminen mukaan kasvupaikkojen luokittelun kriteereihin vaikuttaa entistä tärkeämmältä pyrittäessä selittämään kasvupaikkojen puuntuotoskyvyn eroja ja ratkomaan metsän uudistamiseen ja puulajivalintaan liittyviä kysymyksiä.

MITÄ VALTAKUNNAN METSIEN INVENTOIJIA ODOTTAA KASVUPAIKAN LUOKITUSMENETELMÄLTÄ?

*IS A MORE ACCURATE SITE DESCRIPTION NEEDED IN THE NATIONAL FOREST
INVENTORY?*

Abstract

In Finland basic information about forests and forest related parameters has been collected by the National Forest Inventory (NFI) since the 1920ies. Site description is a basic topic in inventory work. Management planning calculations use all available site parameters as bases for development models. The site information in NFI consists of numerous different parameters. The site type itself does not totally predict the growth potential of the stand. The field parameters should be simple and objective to avoid loss of informative value, but all available information should be recorded. Some of the site parameters in the NFI are difficult to estimate. There is for example a need to get better soil related information. More discussion is needed in order to attain a more complete site description routine.

Johdanto

Valtakunnan metsien inventointia (VMI) on Suomessa tehty 1920-luvulta lähtien. Kesällä 1994 valmistuivat 8. inventoinnin maastotyöt. Valtakunnan metsien inventointi perustuu systemaattiseen otantaan ja se tuottaa perustiedot Suomen metsistä, puuvaroista, kasvusta ja metsien tilasta.

Kasvupaikkojen kuvaus on olennainen osa metsien inventointia ja metsätalouden suunnittelua. Kuvauksen tehtävänä on ennen kaikkea toimia metsien hoidon ja käsittelyn perustana ja metsän tuotoksen selittäjänä. Metsätalouden suunnittelulaskelmissa (esim. Mela) kasvupaikkatiedot ovat olennainen osa puuston kehitystä kuvaavissa malleissa sekä toimenpiteiden ennustamisessa. Monipuoliset alueittaiset kasvupaikkatiedot taulukkomuodossa antavat lisäksi runsaasti perustietoa metsistä ja inventointien väliset aikasarjat antavat kuvan kasvupaikkojen muutoksista.

Kasvupaikan arviointi käytännössä

Metsä- ja suotyypit ei käytännössä määräydy pelkästään kasvillisuuden perusteella vaan sen lisäksi tarkastellaan puuston kokoa ja kasvua ikään nähden. Usein siis katsotaan myös puiden latvaan. Yleensä kasvupaikasta tulee heti ennakkokäsitys, jota vahvistetaan lähemmällä kasvillisuuden ja puuston tarkastelulla.

Hakkuun jälkeen kasvillisuus muuttuu rajusti. Aukeilla ja nuorissa kehitysvaiheissa voi luokittelussa olla ongelmia, tällöin tarkastellaan jopa kantoja. Kun inventointia tehdään koko maassa tuottaa siirtyminen etelästä pohjoiseen vaikeuksia, ongelmia tuovat myöskin kevät ja syksy. Tarvitaan aika paljon tietopohjaa ja myöskin yhteistä käytännön koulutusta, mitä on yleensä liian vähän. Parhaissa ja huonoimmista kohteissa voi olla epävarmuutta enemmän kuin yleisemmällä kasvupaikoilla. Mitä vähemmän on luokittelukokemusta sitä vähemmän tulee äärityyppisiä. Koulutusta tarvittaisiin melko paljon, sillä kasvupaikan luokittelu ei ole yksinkertaista toimittaessa koko maassa.

Kasvupaikkaa kuvaavat muuttajat VMI:ssä

VMI8, Etelä-Suomi 1986-92 (yhteensä 16 muuttujaa):

koelan sijainti yhtenäiskoordinaatistossa, korkeus merenpinnasta, lämpösumma, luonnonoloista johtuvat puuntuotannon rajoitukset (suoja- ja lakimetsät), maaluokka (metsä-, kitu- ja joutomaa), maaluokan tarkennus (maaluokkien muuttuminen), alaryhmä, metsä- ja suotyypin (mukana kalliot, hietikot, lakimetsät ja tunturit), metsä- ja suotyypin lisämäärä, maalaji, ojitustilanne, ojitusehdotus, tehdyt maanparannustoimenpiteet, maanparannustoimenpiteiden aika, veroluokka, veroluokan tarkennus

VMI8, Pohjois-Suomi 1992-94 (muutetut ja lisätyt muuttajat):

maaluokan muutos, maaluokan muutoksen aika, kasvupaikan päätyyppi (entinen alaryhmä), suon sekatyypin, orgaanisen kerroksen laatu, orgaanisen kerroksen paksuus

Kasvupaikkatiedot koostuvat VMI:n tavoitteiden pohjalta monista eri muuttujista. Kasvupaikka pitäisikin ymmärtää laajempaan kokonaisuuteen kuin pelkästään perinteisenä metsä- tai suotyypinä. Puuntuottokyky on tietenkin tärkein, lisäksi kasvupaikkatiedoista saadaan tietoja muun muassa metsänhoitotarpeista, metsien uudistamisesta, puuston korjuumahdollisuuksista, vesakoitumisesta ja yleensä koko ekosysteemistä.

Nykyinen kasvupaikan kuvaus perinteisen metsätyyppin avulla ei ole huono menetelmä. Se soveltuu käytäntöön parhaiten. Teoriassa paras olisi jatkuva muuttuja, jolla pystytään kasvupaikan ominaisuudet parhaiten tuomaan esille. Metsätyyppi on karkea, subjektiivinen. Pituusboniteetti olisi parempi muuttuja malleja varten, jos se voitaisiin tehdä joka paikassa luotettavasti. Ruotsissa boniteetti arvioidaan aukeilla kasvillisuuden avulla, pienissä puustoissa pituuskasvun perusteella ja suurissa puustoissa arvioidaan varsinainen pituusboniteetti. Boniteetti muuttuu, entä sitten? Ei ole ehkä hyvä pyrkiä arvioimaan vain yhtä lukua. Kasvupaikka koostuu monista eri asioista, ei pelkästään kasvusta iän suhteen. Parhaiten boniteettia kuvataan selittäväillä muuttujilla, jolloin kasvupaikan kuvaus toiminee joka paikassa pitkällä ajalla.

Tarpeista johdetut vaatimukset

Pitäisi pyrkiä saamaan mallit yleisiin lainalaisuuksiin, ei laskemalla keskimääräisiä tietoja jostakin inventoinnista. Kasvupaikkojen kuvaukseen liittyvät odotukset ovat muuttuneet sillä tietojen hyväksikäytön mahdollisuudet ovat ratkaisevasti paremmat kuin aikaisemmin.

Yksityiskohtaisempia tietoja voidaan käsitellä samoin kuin laajoja aineistoja. Halutaan ennustaa jokaisen metsikön ja sen puuston tai jopa puiden yksilöllinen kehitys, toimenpiteiden vaikutus kehitykseen sekä ottaa samalla huomioon tuotoskyvyn muutokset (ojitus, lannoitus, laskeumat). Metsätalouden suunnittelussa kasvupaikkatietoja tarvitaan kuvaamaan kasvupaikan, puuston ja käsittelymahdollisuuksien nykytilaa sekä selittämään niiden tulevaa kehitystä. Kasvupaikan kuvaus on metsätalouden suunnittelun tietojärjestelmän kulmakiviä.

Kasvupaikan kuvaukselta vaaditaan ainakin seuraavia ominaisuuksia (Siitonen):

- 1) Kaikki olennainen metsän kehitystä ja käsittelyä selittävä informaatio on oltava mukana. Kehityksen dynaamisuus voitava ottaa huomioon.
- 2) Kuvauksen on oltava objektiivinen. On käytettävä yksikäsitteisesti määriteltyjä tunnuksia. Kuvauksen on oltava toistettavissa eri ajankohtina ja eri mittaajien on päädyttävä samaan tulokseen.
- 3) Yleisen kasvupaikkojen kuvauksen on oltava kenttäkelpoinen: yksinkertainen, selkeä ja nopeasti tehtävissä yleisesti saavutettavissa olevalla ammattitaidolla.
- 4) On vältettävä informaation hävittämistä vähän vaateliailla mitta-asteikoilla, vähäisellä mittaustarkkuudella ja karkealla luokittelulla.

Osa VMI:n muuttujista ja luokituksista on vielä epäselviä ja vaikeita tehdä käytännössä. Maaperätietojen arvioiminen on varsin puutteellista vaikka kasvupaikan boniteetti riippuu suuresti maalajista. Korjuuteknisiä tietoja ja muitakin lisätunnuksia vielä tarvittaisiin.

Tulevaisuus

Perusteellinen kasvupaikkaan liittyvä kokonaistarkastelu on jäänyt Suomessa tekemättä. Ruotsin valtakunnan metsien inventoinnin mallin mukaista kattavaa käytännön bonitointijärjestelmää ei meillä ole. Tämän hetken tarpeita vastaavan ja yleiseen käyttöön tarkoitetun kasvupaikkojen kuvausmenetelmän kehittäminen on mitä tärkein käyttäjien ja metsätieteen eri alojen välinen yhteishanke. Yksiuotteinen boniteettiluokittelu kelpaa enää tuskin muuhun kuin kasvupaikkajakauman kuvaamiseen, metsän kehityksen ja käsittelyn selittäjäksi se on sängen karkea yksinkertaistus (Siitonen).

On käytettävä hyväksi kaikki mahdollinen informaatio. Edellä kuvatut ajatukset olivat ajankohtaisia kahdeksan vuotta sitten. Miten hyvin kasvupaikkaluokitustutkimus on vastannut kuluneena aikana käytännön viitoittamiin tarpeisiin?

Lähteet

Valtakunnan metsien 8. inventoinnin maastotyön ohjeet. Metsäntutkimuslaitos, Metsien käytön tutkimusosasto.

Markku Siitosen kommenttipuheenvuoro aiheesta: Kasvupaikkojen luokittelun ongelmat. Suomen Metsätieteellinen Seura 1.10.1986.

HUIKARIN LUOKITTELUJÄRJESTELMÄLLÄ AITOIHIN SUOTYYPPEIHIN?

HUIKARI'S SITE CLASSIFICATION SYSTEM IN RELATION TO BOTANICAL MIRE TYPES?

Abstract

Huikari's (1952) site type classification system for forestry has widely been used in Finland, especially in site classification of the National Forest Inventories (NFI). The importance of Huikari's supplementary definitions in classifying botanical mire types is discussed. According to the data of site classifications in the 8th NFI of year 1993, during which all Huikari's supplementary definitions were first used, 38% of all peatland sites were classified as mixed mire site types. Open mire influence was the most the frequent reason to the complex character on mire sites. The accuracy of some Finnish mire site type classification systems in distinguishing different pine mire types is compared, and an example of their numerical coding using Huikari's system is presented.

Keywords: site classification, mire types, forest inventory

Johdanto

Huikarin (1952) julkaisema, perusteiltaan cajanderilainen, analyttinen kysymyssarja metsäkasvupaikkojen maa- ja metsätaloudellisen hyvyyden kuvaamiseksi on ekstensiivisenä luokittelujärjestelmänä ollut maassamme käytössä jo yli 40 vuotta.

Kasvava metsänparannustoiminta sai käytännön luokitteluongelmien ratkaisemiseen riittävän helppokäyttöisen ja tarkan työvälineen. Myös metsätutkimuksessa on Huikarin kasvupaikkaluokitusta käytetty yleisesti. Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) kasvupaikkaluokittelu lienee järjestelmän laajin nykyinen käyttöympäristö (esim. Ahti 1974, Kuusela 1984).

Järjestelmän perusideana oli yhdistää viljavuudeltaan ja maan käyttöarvoltaan samantasoiset kasvillisuustyypit päämuodon sisällä samaan ryhmään, ravinteisuusluokkaan, käyttämällä luokitteluavaimina kasvualustan ravinteisuuden ilmaisevia kasvillisuuden yleistunnuksia, kuten esim. ruohoisuus tai piensaraisuus. Kasvitieteelliset suotyypit yhdistettiin ojituksenjälkeisen tuottokyvyn mukaisiin ryhmiin kenttäkokeista saatujen mittaustulosten mukaan. Soiden kuusi ravinteisuusluokkaa vastasivat likimain kivennäismaiden kuutta metsäkasvupaikkatyyppiä. Pääerotuskriteeri ravinteisuusluokan sisällä kytkeytyy soiden päämuotojen morfologis-fysiognomiin ja vesitaloudellisiin pääeroihin, jotka Huikari (1952) nimesi rämemäisyydeksi, korpimaisuudeksi ja nevamaisuudeksi. Suon päämuodon ja oikean

ravinteisuustason määrittelyn jälkeen tarkennettiin kasvualustan laadun kuvausta lisämääreillä: neivainen, rämeinen, korpinen, rimpinen, siniheinäinen, rahkamättäinen, tulvainen, ohutturpeinen (Huikari 1952, Huikari ym. 1964). Lisämääreiden avulla täsmennettiin kuvaa kasvupaikkatyypin vesitalouteen ja samalla osin myös ravinnetalouteen vaikuttavasta vaihtelusuunnasta. Järjestelmää tehokkaasti ja oikein käyttäen oli siten mahdollista kuvata esim. VMI:ssa aiemmin käytetyn Lukkala & Kotilaisen (1951) kasvitieteellisen-metsätieteellisen luokitteluoheen n. 60 suotyyppiä (ks. Huikari 1952).

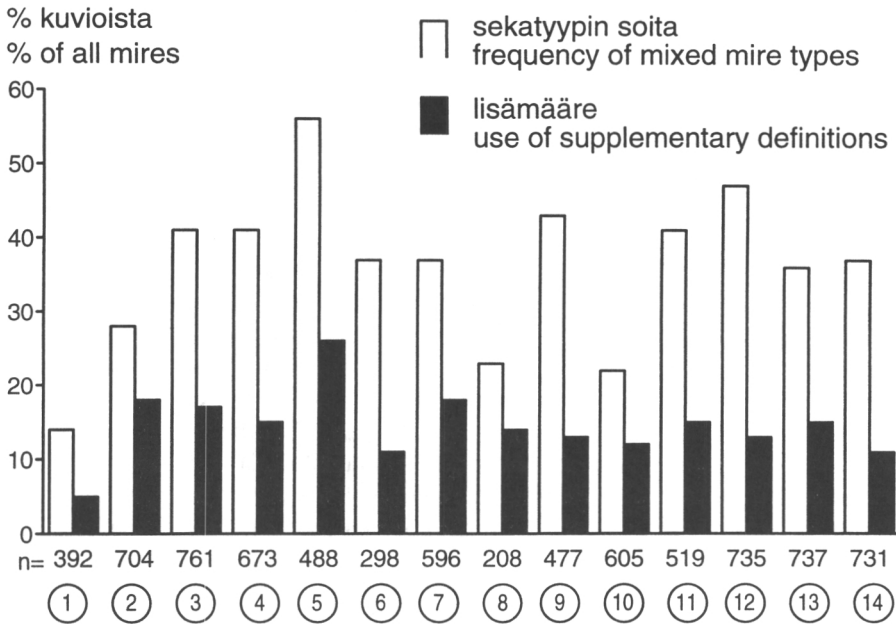
Tässä artikkelissa tarkastellaan ja arvioidaan (1) Huikarin luokitteluoheen sovelluskäytäntöjä lähinnä VMI:n käyttöympäristössä, (2) vertaillaan eräiden eri luokittelujärjestelmiin kuuluvien ohjeiden rinnastettavuutta, sekä annetaan yksi numeerisen koodauksen esimerkki siitä, minkä tasoiseen tarkkuuteen Huikarin 'yhdensuuntaisella kysymyssarjalla' voidaan määreet numeerisesti koodaamalla yltää. Tarkastelu on rajattu koskemaan vain turvemaiden kasvupaikkaluokitusta ja siinäkin lähinnä ojittamattomia soita.

Huikarin luokittelujärjestelmän soveltaminen VMI:ssa

Huikarin tyypittelyohje syrjäytti lopullisesti aiemmat ohjeet (Lukkala & Kotilainen 1951) VMI:ssa viidennen valtakunnan metsien inventoinnin alkaessa vuonna 1960 (Kuusela 1984). Huikarin ohjeita (Huikari ym. 1964) ei kuitenkaan otettu käyttöön alkuperäisessä muodossaan, vaan avainasemassa olevat lisämääreet jätettiin pois ohjeistosta. Kivennäismaan metsien luokittelussa ei liene syntynyt ongelmia. Turvemaiden kohdalla tarkkuus tyypittelyssä kuitenkin kiistatta huonontui samaan aikaan, kun soiden ojitukset laajenivat nopeasti. Lisämääreiden unohtaminen merkitsi sitä, että kaikki soiden ns. seka- l. kombinaatiotyypit ja aidot puustoiset suotyytit kirjautuivat samaan ryhmään. Pelkästään lisämääreiden korpinen, rämeinen, neivainen avulla on helppo kuvata koko joukko kasvitieteellisiä suotyyppiä, mikä taas ilman niitä on mahdotonta. Esim. ravinteisuusluokan IV lukuisat rämeiden suotyytit kirjautuivat vuosikymmenten ajan samaan luokkaan (ks. taulukko 2), jolloin tyypikohtainen vertailu aikaisempien inventointien (VMI I-IV) tulosten kanssa kävi osin mahdottomaksi. Myös ojitettujen turvemaiden osalta VMI:n luokitteluohe sisältää epäkohtia. Esim. metsittyneet avosuot on kirjattu muuttumavaiheessa lähinnä puulajin mukaan joko rämeiksi tai korviksi, jolloin ero alunpitäenkin metsäisiin soihin katosi. Tämä ratkaisu liittyyne ojitusalojen luokittelun yleiseen vaikeuteen. 8. VMI:n pysyviä koealoja perustettaessa (Reinikainen & Nousiainen 1985) pyrittiin biologin kasvupaikkaluokittelussa jo ns. 'huikaroimaan kaikilla mausteilla'. Varsinaisen 8. VMI:n kuluessa (Valtakunnan metsien... 1986) ohjeita täydennettiin vuonna 1993 suon sekatyypin merkitsemisen mahdollistavilla tunnuksilla: kangasmetsämäinen, korpinen, rämeinen, neivainen ja lettoinen (Valtakunnan metsien... 1993).

Seuraavassa tarkastellaan lyhyesti Pohjois-Pohjanmaan, Kainuun ja Koillis-Suomen metsälautakuntien alueen inventoinnissa v. 1993 kertynyttä luokitteluaineistoa. Aineisto koostui kaikkiaan 7928 suokuvioista. Näistä hieman yli 3000 oli merkitty sekatyypin suokuvioiksi (38 %). Korvista (n=1504) sekatyypin soiden osuus oli 35 %, rämeisyyden ja kangasmetsämäisyyden ollessa yleisimmät sekatyypin muodot. Rämeillä (n=5150) vastaavasti 42% (neivaisuus, korpisuus) ja nevoilla (n=1274) 25 % (rämeisyys). Koko suoaineistossa oli neivaisuus yleisin sekatyypin tunnus. Lettoisiksi oli merkitty vain 50 kuviota. Sekatyypiksi merkinnän suhteellinen osuus kuvioista vaihteli eri inventointiryhmissä 14 - 56 prosenttia välillä (kuva 1). Varsinaisia lisämääreitä olivat rimpisyys, siniheinäisyys, rahkamättäisyys, tulvaisuus ja luhtaisuus. Em. aineiston korvissa esiintyi lisämääre 4 prosentilla kuvioista.

Yleisimmin käytetyt lisämääreet olivat tulvaisuus ja luhtaisuus. Rämeillä vastaavasti 13 % (rahkamättäisyys, rimpisyys, siniheinäisyys) ja nevoilla 36% (rimpisyys, rahkamättäisyys). Inventointiryhmien välillä vaihteli lisämääreiden käyttö 5 - 26 prosenttiin suokuvioista (kuva 1). Lisämääreiden käytön tarkempi jaottelu päämuodon aitojen ja sekatyypin kuvioiden sisällä selviää taulukosta 1.



Kuva 1. Suon sekatyypin ja lisämääreiden käyttö VMI:n 14 inventointiryhmässä. n = suokuvioiden lukumäärä.

Figure 1. Frequency of mixed mires and Huikari's supplementary definitions as decoded by 14 inventory groups of the 8th national forest inventory. n = total number of mires.

Taulukko 1. Lisämääreiden käytön %-osuudet korprien, rämeiden ja nevojen aidoissa ja sekatyypin kuvioissa 8. VMI:n Pohjois-Pohjanmaan, Kainuun ja Koillis-Suomen metsälautakuntien alueella (n=tyyppiryhmään kuuluvien kuvioiden lukumäärä). Yleisimmät lisämääreet mainittu sulkeissa.

Table 1. Frequency of Huikari's supplementary definitions in genuine forested and mixed mire type groups in the 8th NFI data. *n* = total number of mire stands. *Korpi* = spruce mire, *räme* = pine mire, *neva* = open mire. *Aito* = genuine, *kangasmetsäinen* = thin peated, *korpinen* = mire margin influence, *rämeinen* = hummock level bog influence, *nevainen* = open mire influence, *lettoinen* = rich fen influence. Most frequent forms of the supplementary definitions are given in parentheses: *tulvaisuus* = flooding effect, *luhtaisuus* = surface water effect, *siniheinäisyys* = with *Molinia caerulea*, *rahkamättäisyys* = with *Sphagnum fuscum* hummocks, *rimpisyys* = with ombrotrophic hollows/minerotrophic flarks.

TYYPPIRYHMÄ mire type group	n	LISÄMÄÄREIDEN FREKVENSSI frequency-%	
korpi, aito	(980)	4	(tulvaisuus, luhtaisuus)
korpi, kangasmetsäm.	(168)	3	(luhtaisuus, tulvaisuus)
korpi, rämeinen	(225)	3	(luhtaisuus)
korpi, nevainen	(119)	6	(tulvaisuus, siniheinäisyys)
korpi, lettoinen	(12)	8	(tulvaisuus)
räme, aito	(2985)	10	(rahkamättäisyys, rimpisyys)
räme, kangasmetsäm.	(407)	4	(rahkamättäisyys, rimpisyys)
räme, korpinen	(509)	3	(rahkamättäisyys, tulvaisuus)
räme, nevainen	(1224)	28	(rahkam., rimpis., sinih.)
räme, lettoinen	(25)	44	(siniheinäisyys)
neva, aito	(949)	34	(rimpisyys, rahkamättäisyys)
neva, korpinen	(28)	18	(tasainen käyttö)
neva, rämeinen	(284)	46	(rimpisyys, rahkamättäisyys)
neva, lettoinen	(13)	31	(rimpisyys, tulvaisuus)

Aidon suotyypin numeerinen koodaus

Taulukossa 2 on esitetty viiteen eri suoluokitusohjeistoon kuuluvien rämeiden suotyyppejä/tyyppiryhmiä toisiinsa rinnastettuina. Taulukon alkusarakkeille on koodattu kasvitieteellisiä suotyyppejä numeeriseen muotoon vuonna 1993 käytössä olleen VMI:n Pohjois-Pohjanmaan version maastotyöohjeen mukaisesti, osin täydentäenkin.

Taulukon anti voidaan tiivistää seuraavasti: (1) kasvitieteellisen (Eurola & Kaakinen 1978) ja kasvitieteellis-metsätieteellisten (Lukkala & Kotilainen 1951, Laine & Vasander 1990) luokittelujärjestelmien suotyypivalikoima on pääpiirteiltään sama. Eroja on lähinnä alatyypien runsaudessa ja eräiden välittävien tyyppien (nevarämeet, TSR, LkR, ITR) itsenäisen aseman erilaisissa tulkinnoissa (ks. taulukon kohdat II - IV), (2) Huikarin 'käytännön suotyyppejä' (Paavilainen 1979 mukaan) on etenkin ravinteisuusluokkien 4 ja 5 kohdalla selvästi vähemmän kuin em. järjestelmissä (kohta V). 5.- 7. VMI:n luokitteluohjeista ovat puuttuneet kaikki lisämääreet, joten suotyypivaihtelu on jäänyt lähinnä ravinteisuusluokan ilmaisemalle tarkkuustasolle (kohta VI), (3) Useimmat kasvitieteelliset suotyypit on mahdollista koodata numeromuotoon Huikarin järjestelmällä, jos lisämääreitä käytetään.

Taulukko 2. Rämeet ja niiden sekatyypit* eräissä luokitteluohjeissa.

Table 2. Comparison of pine mires and pine mire complex types* in some Finnish mire type classification instructions (see authors below). The numerical codes (I) for mire site types see Valtakunnan metsien... (1993): Column 1 = mire main group, 2 = influence type of mixed mire, 3 = nutrient status level, 4 = supplementary definition. Additional definition: (Huikari 1952) (Ka) = Sphagnum papillosum-rich, (Li) = minor influence

- (I) 'Huikaroimalla' koodattuja kasvitieteellisiä suotyyppijä v. 1993 inventointiohjeen mukaan. Numerokoodin sarakejärjestys: 1= päätyyppi, 2= sekatyypit, 3 = ravinteisuusluokka, 4 = lisämääre. Ylimääräiset lisämääritteet: Li = lievästi (Huikari 1952), Ka = kalvakuus, .
 (II) Eurola & Kaakinen (1978) suotyyppijä.
 (III) Lukkala & Kotilainen (1951) suotyyppijä.
 (IV) Laine & Vasander (1990) suotyyppijä, sulkeissa alatyyppijä.
 (V) Huikarin suotyypit metsähallituksen ohjekirjeen mukaan (Paavilainen 1979).
 (VI) 7. VMI:n kenttätöyön ohjeen (Valtakunnan metsien... 1977) mukaiset rämeen kasvupaikkatyypit.

(I)	(II)	(III)	(IV)	(V)	(VI)
3510 3513	*VLR *RLR	LR RLR	VLR RaLR	LR RaLR	Räme I
3420 342(Ka)	*MeSR *MeKaNR	RhSR	RhSR	RhR	Räme II
3430	*VSR	VSR	VSR	SsR	Räme III
3140 3140 3143 3140 3240 3240 344(Li) 324(Li) 3443 3040 3440 344(Ka) 3441	KgR VKR PsR VkR *KaSR *RiNR:t	VKgR VeKgR RKgR RäKgR VKR MKR TSR PSR RSR VkR	KgR (VeKgR) KR (MKR) (TSR) PsR PsR (VkR) *LkR	OtPsR KnpSR PsR PsR PsR PsR	Räme IV
3250 3050 345(Li) 3453 345(Li) 3450 345(Ka)	PsKR VIR TR *VLkNR *OliKaNR	IR:t VTR RTR ITR	IR TR (RaTR) (ITR)	KnIR IR TR	Räme V
3060 3460	RR:t *KdR	RR:t KdR	RaR KeR	RR	Räme VI

Ongelmiakin jäi: kangasrämeiden ja tupasvillarämeiden alatyyppejen erottelu ei onnistu. Eräiden suotyyppien erottelemiseksi tarvitaan uusia lisämääreitä. Vain lievästi korpinen pallosararäme (PsR) erotettiin korpirämeistä lisämääreellä (Li). Samalla saatiin PsR eroamaan aidosti keskustavaikutteisesta vaivaiskoivurämeestä (Vkr). Vastaavasti meneteltiin tupasvillasararämeen (TSR) ja lyhytkorsirämeen (Lkr) erottamisessa. Molemmat merkittiin nevaisiksi rämeiksi, mutta TSR vain lievästi. Kalvasrahkasammalen (*Sphagnum papillosum*) luonnehtimat kalvakkanevarämeet eroteltiin tässä lisämääreellä (Ka).

Päätelmät

Jo nyt tarkasteltu tulos suon sekatyyppejen ja lisämääreiden käytöstä vuoden 1993 inventoinnissa osoitti niiden tarpeellisuuden kasvupaikkojen luokittelussa. Yli kolmannes suokuvioista oli merkitty suon kahden päämuodon ominaisuuksien sekoittumiksi tai mosaiikeiksi. Samalla tarkentui soiden tyyppikohtainen erottelu. Lisämääreiden käytössä heijastuivat hyvin aapasuoalueen soiden tyyppilliset piirteet: rimpisyys, rahkamättäisyys, tulvaisuus, siniheinäisyys. Inventoinnin ryhmänjohtajien mahdollisia näkemyseroja ei voitu selvittää. Osasyys em. tunnusten melkoisen vaihtelevaan käyttöön liittyy eri ryhmien inventoimien aluekokonaisuuksien kasvupaikkajakaumien erilaisuuteen. Osaltaan kyse on myös lisämääreiden käyttöön liittyvän koulutuksen vähäisyydestä sekä ohjeiden tulkinnanvaraisuudesta. Esim. nevaisuus rämeellä liittyy sekatyyppeihin (RhSR, VSR, TSR, Lkr, TR, KeR), mutta rämeisyys nevoilla on ainoastaan lisämääre. Ojitusaloilla em. yhdistelmien perusteltu käyttö ja pitäminen toisistaan erillään vielä oleellisesti vaikeutuu.

Huikarin luokitteluohjetta soveltaen on mahdollista kuvata varsin tarkkaan myös kasvitieteellisiä suotyypppejä. Korprien ja avosoiden 'huikarointi' onnistuu rämemäisiä soita vastaavalla tavalla. Edellytyksenä on, että tiedetään mitä suotyypppejä kuuluu kunkin päämuodon ja ravinteisuusluokan tyyppiryhmään ja että lisämääreiden käyttö on johdonmukaista. Ohjeissa on myös tarkentamisen varaa, etenkin ombro-oligotrofisten tyyppien määrittelyissä (Hotanen & Tonteri 1990). Huikarin järjestelmä on nähtävä koko valtakunnan kattavana metsätaloudellisena yleisluokitusohjeena eikä se sellaisenaan sovellu kovin hyvin esim. kasvillisuustyyppien kokonaiskirjon (ks. Eurola ym. 1994), yleensä pienipiirteisen habitaattivaihtelun kuvaamiseen. Mikään ei tosin estä saman periaatteen mukaisten ohjeiden kehittämistä tarkempaan suuntaan. Lisämääreiden lukumäärälle tai useamman lisämääreen yhtäaikaiselle käytölle (Huikari 1952) ei vain ole laadittu yksiselitteistä ohjeistusta. Jo olemassa olevat yksityiskohtaisemmat luokittelujärjestelmät tarjoavat vaihtoehtoisia työvälineitä vaativimmallekin luokittelijalle esim. Tuomikosken (1950) esittämällä määreiden vapaan kombinaation periaatteella.

Kirjallisuus:

- Ahti, E. 1974. Soiden luokituksesta valtakunnan metsien inventoinnin yhteydessä. Summary: Peatland classification in connection with the national forest inventory in Finland. Suo 25: 71-72.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994. Suokasvillisuusopas. Oulanka Reports 13: 81s.
- Eurola, S. & Kaakinen, E. 1978. Suotyyppiopas. 87 s. WSOY. Porvoo.

- Hotanen, J.-P. & Tonteri, T. 1990. Soiden luokittelun viimeaikainen kehitys Suomessa. Summary: Recent development of peatland classification in Finland. *Luonnon Tutkija* 94: 212-222.
- Huikari, O. 1952. Suotyypin määrittäminen maa- ja metsätaloudellista käyttöarvoa silmällä pitäen. Summary: On the determination of mire types, especially considering their drainage value for agriculture and forestry. *Silva Fennica* 75: 1-22.
- Huikari, O., Muotiala, S. & Väre, M. 1964. Ojitusopas. 244 s. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Kuusela, K. 1984. Maan luokitus valtakunnan metsien inventoinnissa. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 148: 113-117.
- Laine, J. & Vasander, H. 1990. Suotyypit. 80 s. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Lukkala, O. & Kotilainen, M. 1951. Soiden ojituskelvottomuus. 63 s. Keskusmetsäseura Tapio. Helsinki.
- Paavilainen, E. 1979. Metsänlannoitusopas. 111 s. Kirjayhtymä. Helsinki.
- Reinikainen, A. & Nousiainen, H. 1985. Biologien työohjeet VMI 8:n pysyviä koelohjoja varten. *Metsäntutkimuslaitos. Moniste*. 42 s. + liitteet.
- Tuomikoski, R. 1950. Mietteitä suotyypijärjestelmästäämme. *Suo* 4: 25-26.
- Valtakunnan metsien 7. inventoinnin kenttätöiden ohjeet, yleinen osa 1977. 59 s. Metsäntutkimuslaitos, metsänarvioimisen tutkimusosasto, metsäninventoinnin tutkimussuunta. Helsinki.
- Valtakunnan metsien 8. inventointi. Kenttätöiden ohjeet 1986. 86 s. Metsäntutkimuslaitos, metsänarvioimisen tutkimusosasto, metsäninventoinnin tutkimussuunta. Helsinki.
- Valtakunnan metsien 8. inventointi. Kenttätöiden ohjeet. Pohjois-Pohjanmaan versio 1993. 68 s. Metsäntutkimuslaitos, metsien käytön tutkimusosasto. Helsinki.

KASVUPAIKAN TUNNUSTEN TARPEELLISUUS JA KÄYTTÖ
KASVUMALLEISSA
SITE QUALITY ESTIMATES IN GROWTH AND YIELD MODELS

Abstract

In growth and yield modelling, site quality refers to the inherent productive capacity of a land area. It is usually expressed in terms of maximum attainable mean annual volume increment. Volume-production potential and increment of the stand dominant height are positively correlated. Therefore, site index is used as a measure of productivity. Site index refers to the stand dominant height at some specified reference age (index age). Site index is an indirect measure of site quality derived from stand variables, not the direct site variables. Therefore, it can be estimated only in those stands where growing stock exists and reflects site productivity. In addition to site indices, forest site types, climatic and soil variables have been used in modelling stand dynamics. Recently, the development of new techniques (e.g. GIS) have made it possible to combine multi-source inventory data in a way that was not possible earlier. They may prove to be a valuable database in modelling the effects of site quality variables on growth and yield.

Johdanto

Kasvu- ja tuotostutkimuksessa kasvupaikkatunnusten käytön keskeisenä tavoitteena on ilmaista absoluuttisin mitoin kasvupaikan boniteetti, eli kasvupaikan kyky tuottaa runkokuuta. Kasvupaikan puuntuotoskykyä l. kasvupotentiaalia luotettavasti kuvaavan estimaatin löytäminen on välttämätöntä, jotta voitaisiin ennustaa puuston kasvua ja metsikön kehitysdynamiikkaa. Boniteettia on kuvattu yleensä puuston tilavuuskasvun keskimääräisenä maksimina. Käytännössä boniteetti arvioidaan kasvavan puuston avulla puuston pituusboniteetina, jonka on todettu korreloivan varsin hyvin boniteetin kanssa. Kasvupaikan luotettavaa kuvausta tarvitaan kasvumallien lisäksi myös muissakin metsikön dynamiikkaa ennustavissa malleissa, kuten puiden syntymis- ja kuolemismalleissa. Näissä malleissa kasvupaikan vaikutusta ilmaistaan usein suorien kasvupaikkatunnusten avulla.

Kasvupaikkaa kuvaavien tunnusten käyttö kasvumalleissa

Suomessa yleisimmin käytettyä kasvupaikkojen kuvaustapaa eli metsätyyppiluokitusta on luonnollisesti sovellettu useissa kasvu- ja tuotostalleissa (esim. Ojansuu ym. 1991). Metsätyyppien ja puuntuotoskyvyn välinen riippuvuus osoitettiin jo ensimmäisissä maassamme tehdyissä kasvu- ja tuotostutkimuksissa (esim. Ilvessalo 1920). Varsinaisten kasvumallien lisäksi metsätyyppejä on käytetty yhdessä lämpösumman ja maan fysikaalisia

ominaisuuksia kuvaavien muuttujien kanssa mm. metsien uudistumisen ennustemalleissa (Pukkala 1987, Ojansuu ym. 1991).

Metsätyypiluokituksella on kuitenkin eräitä ominaisuuksia, jotka tekevät sen käytön ongelmalliseksi kasvumalleissa. Metsätyyppeihin perustuva kasvupaikkaluokitus perustuu subjektiiviseen arvioon, eikä näin ollen ole absoluuttisesti mitattavissa. Kasvumalleissa metsätyyppejä ei voida kuvata jatkuvana muuttujana, vaan luokkamuuttujana, jossa luokkien sisäinen puuntuotoskyvyn vaihtelu on suuri, ts. luokitus on kasvupaikan puuntuotoskyvyn ilmaisemiseksi liian karkea. Metsätyyppi-luokituksen soveltamista hankaloittaa edelleen se että luokat ovat puuntuotannollisesti vaihtelevan laajuisia.

Useimmissa kasvumalleissa kasvupaikkaa on kuvattu pituusboniteetin avulla. Sen käyttö kasvupaikan kuvaajana kasvumalleissa on todettu siinä määrin toimivaksi menetelmäksi, että se on maailmanlaajuisesti eniten käytetty kasvupaikkaa kuvaava tunnus. Suomessa on kehitetty pituusboniteettimallit taloudellisesti tärkeimmille puulajeille (Gustavsen 1980, Vuokila & Väliaho 1980, Oikarinen 1983, Gustavsen & Mielikäinen 1984). Pituusbonitoinnissa ei käytetä hyväksi varsinaisia kasvupaikka-muuttujia, vaan kasvupaikasta riippuvia metsikkötunnuksia ja puuston rakenne-muuttujia. Pituusboniteetin ei ole paljoakaan todettu riippuvan puuston käsittelystä tai maantieteellisistä sijainnista. Sen käytön vahvimpana puolena on objektiivisuus ja kvantitatiivisuus. Pituusboniteetin määrittäminen kasvavan puuston avulla on sen sovellettavuuden kannalta ehkä suurin rajoitus. Kasvupaikoilla, joilla valtapuusto ei ilmaise kasvupaikan potentiaalista puuntuotoskykyä, (yläharvennetut, epätasaiset ja yli-ikäiset metsiköt) sekä puuttomilla alueilla (esim. uudistusalat) pituusboniteetti on johdettava muiden kasvupaikkatunnusten avulla. Näitä tilanteita varten onkin kehitetty malleja pituusboniteetin laskemiseksi suorien kasvupaikkatunnusten avulla (Hägglund & Lundmark 1977, Tamminen 1993). Pituusboniteetti on puulajikohtainen tunnus, minkä vuoksi on kehitetty riippuvuusyhtälöitä eri puulajien pituusboniteettien rinnastettavuudelle (Hägglund 1981).

Kasvupaikan kuvauksen tämän hetken tutkimustarpeet

Suomessa pituusbonitointiin liittyvä tutkimus on ollut melko vähäistä lukuunottamatta 1980-luvun alkupuolta, jolloin nykyisin käytössä olevat pituusboniteettimallit kehitettiin. Tällä hetkellä ovat kuitenkin olemassa kaikki edellytykset tutkimustoiminnan vilkastumiselle. Muun muassa METLA:ssa tehdyn laajan kenttäkoetoiminnan sekä valtakunnan metsien inventoinnin ansiosta on käytettävissä runsaasti tutkimusaineistoa sekä olemassa olevien mallien validointiin että uusien mallien kehittämiseen. Myös tutkimusmenetelmien osalla tapahtunut kehitys mahdollistaa nyt entistä luotettavimpien mallien laadinnan. Metsäntutkimuslaitoksessa tultaneekin lähiaikoina aloittamaan jo olemassa olevien mallien validointi ja tarvittaessa uusien pituusboniteettimallien laadinta. Mahdollisten uusien puulajikohtaisten pituusboniteettimallien lisäksi lisätutkimusta tarvitaan eri puulajien pituusboniteettien rinnastettavuudesta kuin myös pituusboniteetin ja metsätyyppien sekä pituusboniteetin ja suorien kasvupaikkatunnusten välisistä riippuvuuksista.

Viime aikoina on voimakkaasti kehitetty GIS-pohjaisia menetelmiä, joiden avulla yhdistetään useasta lähteestä peräisin olevaa, paikkaan sidottua tietoa. Se avaa uusia mahdollisuuksia myös kasvupaikkatutkimukseen. Satelliittikuvainformaatiota, numeerista karttatietoa ja maastossa mitattua tietoa voidaan nykyisin yhdistellä tavalla, joka ei tähän asti ole ollut

mahdollista. Monilähteinen inventointitieto takaa valtakunnallisesti edustavan tutkimusaineiston, jota todennäköisesti voidaan hyödyntää tutkittaessa kasvupaikkaa kuvaavien tunnusten ja puuston kasvun välisiä riippuvuuksia.

Päätelmät

Kasvumallituksen kannalta ei ole tarvetta varsinaiselle kasvupaikkojen luokitukselle. Luokittelun sijaan tarvitaan sellaisten kasvupaikkaa kuvaavien ja objektiivisesti mitattavissa olevien tunnusten löytämistä, joiden avulla voidaan luotettavasti selittää kasvupaikan vaikutusta mallituksen kohteena olevaa ilmiöön. Puiden kasvun ennustemalleissa kasvupaikan vaikutusta on tyydyttävästi kyetty selittämään puuston pituusboniteetin avulla. Pituusboniteetin käytölläkin on rajoituksensa, eikä se ole käyttökelpoinen tunnus kaikkissa puuston kehitystä ennustavissa malleissa. Tällaisia malleja ovat esimerkiksi taimien syntymistä ja eloonjäämistä ennustavat mallit. Näitä ilmiöitä selittävätkin muut kasvupaikkatunnukset paremmin kuin pituusboniteetti. Meidän tulisikin löytää myös näihin tilanteisiin soveltuvia, objektiivisesti mitattavissa olevia suoria kasvupaikkamuuttujia käyttäen tehokkaasti hyväksi uusia tutkimusmenetelmiä.

Kirjallisuus

- Gustavsen, H. G. 1980. Talousmetsien luokittelu valtapituuden avulla. Summary: Site index curves for conifer stands in Finland. *Folia Forestalia* 454. 31 s.
- Gustavsen, H. G. 1984. Kasvupaikan luokittelu puuston valtapituuden ja iän avulla. Julkaisussa: Sepponen, P., Pitkänen, V. & Poikajärvi, H. (toim.). Metsien kasvupaikkaluokitus. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1984. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148. s. 132-141.
- Gustavsen, H.G. & Mielikäinen, K. 1984. Luontaisesti syntyneiden koivikoiden kasvupaikkaluokittelu valtapituuden avulla. Summary: Site index curves for natural birch stands in Finland. *Folia Forestalia* 597 20 s.
- Hägglund, B. 1981. Forecasting growth and yield in established forests. An outline and analysis of the outcome of a subprogram within the HUGIN project. Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Forest Survey. Report 31. 145 s.
- Hägglund, B. & Lundmark, J.-E. 1977. Skattning av höjdboniteten med ståndorsfaktorer: Tall och gran i Sverige. Institutionen för växtekologi och marklära. Skogshögskolan. Rapporter och uppsatser 28. 240 s.
- Ilvessalo, Y. 1920. Kasvu- ja tuottotaulukot Suomen eteläpuoliskon mänty- kuusi ja koivumetsille. Referat: Ertragstafeln für die Kiefern-, Fichten- und Birkenbestände in der Südhälfte von Finnland. *Acta Forestalia Fennica* 15.4:1-94.
- Oikarinen, M. 1983. Etelä-Suomen viljeltyjen rauduskoivikoiden kasvatusmallit. Summary: Growth and yield models for silver birch (*Betula pendula*) plantations in southern Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 113. 75 s.
- Ojansuu, R., Hynynen, J., Koivunen, J. & Luoma, P. 1991. Luonnonprosessit metsälaskelmassa (MELA) - Metsä 2000-versio. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 385. 59 s.
- Pukkala, T. 1987. Simulation model for natural regeneration of *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula pendula* and *Betula pubescens*. Tiivistelmä: Männyn, kuusen ja koivun luontaisen uudistamisen simulointimalli. *Silva Fennica* 21(1):37-53.

- Roiko-Jokela, P. 1984. Pituusbonitoinnin käyttömahdollisuudet Pohjois-Suomessa. Julkaisussa: Sepponen, P., Pitkänen, V. & Poikajärvi, H. (toim.). Metsien kasvupaikkaluokitus. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1984 Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148. s. 142-147.
- Tamminen, P. 1993. Pituusboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. Summary: Estimation of site index for Scots pine and Norway spruce stands in South Finland using site properties. *Folia Forestalia* 819. 26 s.
- Vuokila, Y. & Väliaho, H. 1980. Viljeltyjen havumetsiköiden kasvatusmallit. Summary: Growth and yield models for conifer cultures in Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 99.2. 271 s.

¹Heikki Toivonen & ²Anneli Leivo

¹Turun yliopiston biologian laitos, 20500 Turku.

²Metsähallituksen luonnonsuojelun keskusyksikkö, PL 94, 01301 Vantaa.

LUONNONSUOJELUALUEIDEN KASVILLISUUSKARTOITUS - VIELÄKÖ YKSI KASVILLISUUSLUOKITUS?

A NEW VEGETATION AND HABITAT CLASSIFICATION FOR NATURE CONSERVATION AREAS

Abstract

Vegetation mapping in Finnish nature conservation areas has been carried out with varying methods and inadequate accuracy, partly due to the lack of uniform vegetation and habitat classifications. The authors have presented a new classification for all the Finnish vegetation in the 4-step hierarchy. Main groups of vegetation are treated more physiognomically than earlier in order to enhance the use of aerial photographs. Main division of forests has been done on the basis of the dominating tree species. Criteria for main divisions in mire vegetation are tree and bush cover and the surface patterns of mires (hummocks, intermediate levels, flarks, hollows). Vegetation types (plant communities) basing on edaphic and floristic characteristics are mostly on the fourth level of the hierarchy. The English version of the classification is available from the authors by request.

Johdanto

Luonnonsuojelualueiden kasvillisuuskartoitusta ja siinä tarvittavaa luokitusta voidaan tarkastella näiden alueiden luonteesta käsin. Niiden tulisi edustavasti kattaa meillä esiintyvät luontaiset habitaatti- ja kasvillisuustyyppit sekä näiden sukkessioasteet. Luonnonsuojelualueiden verkoston turvin on tarkoitus säilyttää myös kasvillisuuden alueellinen vaihtelu. Luonnonsuojelualueiden luonto on usein poikkeuksellisen monipuolista, ja niiden merkitys on useiden elinympäristöjen säilyttämisen kannalta aivan keskeinen. Tällaisia ovat esimerkiksi monet ravinteiset suotyypit, lehdot ja vanhat metsät.

Luonnonsuojelualueiden kasvillisuuskartoituksia on tehty ensisijaisesti alueiden hoidon ja käytön suunnittelua varten, mutta myös alueilla tehtävän tutkimuksen tueksi. Kasvillisuuskartoitusta ja -tyypittelyä on edelleen käytetty arvokkaiden alueiden rajaamiseen ja luonnonsuojeluarvon määrittämiseen.

Tehtyjen kartoitusten menetelmissä on kuitenkin ollut huomattavia eroja (mm. Leivo 1989), mikä pääasiassa on johtunut yhtenäisen, riittävän tarkan kasvillisuusluokituksen puutteesta. Suot on yleensä kartoitettu varsin yksityiskohtaisesti käyttäen kasvitieteellistä suotyypittelyä. Kangasmetsien luokittelun perustana ovat olleet perinteiset metsätyypit ja niistä erotetut alueelliset tyypit. Kuviokoko on ollut yleensä varsin suuri, ja puusto on arvioitu talousmetsien tapaan. Lehtojen luokittelu on ollut kirjavaa.

Monissa maissa metsien luokittelu perustuu vallitsevaan puulajiin. Aluskasvillisuudelle annetaan usein vain pieni merkitys. Myös kansainvälisissä kasvillisuuden luokitteluhankkeissa on lähdetty valtapuista, mm. yhteispohjoismaisessa Vegetationstyper i Norden (1984) ja Euroopan Unionin käyttämässä elinympäristöluokituksessa, CORINE-Biotopes (1992). Varsinkin CORINE-luokitus on merkittävä, koska EU:n habitaattidirektiivi käyttää tätä luokitusta, ja sitä suositellaan käytettäväksi myös EU:n jäsenmaiden luonnonsuojelualueiden inventoinneissa.

Metsiin luetaan edellämainituissa luokituksissa myös puustoiset suot; rajana käytetään usein 30 % latvuspeittävyttä. Edelläolevia perusteita käyttäen meikäläinen ja koko boreaalinen metsäluonto puristuu muutamiin harvoihin hyvin laaja-alaisiin tyypeihin. Erityisesti suo- ja lehtotyyppien variaation esittäminen kärsii.

Mihin tyypittelyn tulisi vastata?

Luonnonsuojelualueiden kasvillisuuden tyypittelyltä odotetaan paljon. Luokittelun pitäisi olla selkeä ja toimia maastossa. Sen pitäisi olla hierarkkinen, jolloin eri tilanteissa voitaisiin käyttää erilaista tutkimustarkkuutta (yleispiirteisiä ja yksityiskohtaisia kartoja tulisi myös voida verrata keskenään). Luokituksen avulla pitäisi pystyä kartoittamaan sekä aktuaalista (tämänhetkistä) että potentiaalista (kasvupaikan luontaiseen kliimaksiin johtavaa) kasvillisuutta. Pahitteeksi ei olisi, jos sen avulla voitaisiin kuvata myös kasvillisuuden fysiologiomiaa, dynamiikkaa ja sukkessiovaihetta sekä luonnontilaisuutta. Biodiversiteettitutkimuksen odotukset ovat myös korostaneet kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokituksen tarvetta. Sen avulla pitäisi pystyä kuvaamaan alueen habitaattidiversiteettiä, ja itse asiassa ennustaa sen lajidiversiteettiä.

Mikään luokittelujärjestelmä ei vastaa kaikkiin edelläoleviin tarpeisiin. Tästä vakuuttuu vaikkapa lukemalla Kuchlerin & Zonneveldin (1988) käsikirjaa. Kaukokartoitusmenetelmät avaavat uusia mahdollisuuksia laajojen alueiden kasvillisuuskartoitukseen ja seurantaan. Perinteisten kasvillisuustyyppien tunnettavuus ei kuitenkaan ole hyvä esim. satelliittikuvia käytettäessä (Kalliola & Syrjänen 1991), mikä korostaa fysiognomisten luokitusten kehittämistarvetta. Tämän lisäksi kannattaisi kokeilla keskeisten fysiognomisten piirteiden ja kasvupaikkatekijöiden esittämistä koodien avulla.

Ehdotus kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitteluksi

Olen yhdessä Anneli Leivon kanssa laatinut ehdotuksen kasvillisuuskartoituksessa käytettäväksi kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitukseksi (Toivonen & Leivo 1993). Tämän työn tarkoituksena oli aikaansaada kaikki kasvillisuuden päätyypit käsittävä hierarkkinen kasvillisuudenluokitus.

Päädyimme ehdotuksessamme pääasiassa nelitasoiseen luokitteluun, joka voidaan osoittaa myös numeroilla. Ensimmäinen taso (numero) osoittaa kasvillisuuden pääryhmän. Nämä ovat 1. Kallio- ja louhikkokasvillisuus, 2. Paljakkakasvillisuus, 3. Metsäkasvillisuus, 4. Suokasvillisuus, 5. Rantakasvillisuus, 6. Vesikasvillisuus, 7. Perinnekasvillisuus ja 8. Kulttuurikasvillisuus. Toinen taso osoittaa kyseisen ryhmän pääyksiköt. Yleensä ne perustuvat kasvillisuuden fysiologiomiaan, mutta ne voivat heijastaa myös kasvillisuuden tärkeimpiä

ekologisia vaihtelusuuntia. Kolmas hierarkiataso osoittaa kasvillisuus- tai kasvupaikka-tyyppiryhmän.

Kasvillisuustyyppit ovat yleensä hierarkian neljännellä tasolla. Lajistossa näkyvät edafiset ja floristiset erot ilmenevät selvimmin tällä tasolla. Monissa tapauksissa erotetut kasvillisuustyyppit ovat meillä vanhastaan käytettyjä tyypejä tai ainakin niitä lähellä. Varsin monessa tapauksessa on kuitenkin jouduttu muodostamaan uusia, useimmiten alustavia yksiköitä. Neljännen hierarkiatason yksiköistä (kasvillisuustyypeistä) voidaan tarvittaessa erottaa alayksiköitä esim. valtalajin perusteella.

Metsien ja soiden ehdotettu luokittelu (liitteet 1-2) poikkeaa eräissä suhteissa nykyisestä. Metsien luokittelu perustuu sekä puulajisuhteisiin että kasvupaikan ominaisuuksiin. Pääjako on tehty vallitsevan puulajin mukaan. Tälle tasolle päästään yleensä ilmavalokuvatulkinnassa, usein myös sateelliittikuvatulkinnassa. Seuraava hierarkiataso käsittää metsien perinteiset kasvupaikkatyyppit. Alin hierarkiataso käsittää erilaiset metsien kasvillisuustyyppit. Taso sisältää sekä ilmastollisen vaihtelun (kasvupaikkatyyppisarjojen alueelliset tyyppit), maaperästä johtuvaa vaihtelua (esim. savialustan tai harjurinteiden metsät) sekä metsien sukkession päävaiheet.

Suokasvillisuuden ensisijainen jako on tehty puuston runsauden mukaan. Suurimittakaavaisissa kasvillisuuskartoituksissa pyritään ensin erottamaan puuston määrän, suon pintarakenteen ja muun fysiognomian avulla erotetut kasvillisuusluokat ja lopulta varsinaiset suotyyppit. Ravinteisuuserot tulevat esiin vasta neljännellä hierarkiatasolla. Turvekankaat luokitellaan metsien tavoin puulajin mukaan.

Luokittelun etuja ja vaikeuksia

Uuden luokituksen etuna voisi olla se, että ylemmän (2. ja 3.) hierarkiatason yksikköjen tunnistaminen on helpompaa kuin perinteisten metsä- ja kasvustotyyppien. Erityisesti näin on lehdossa. Aikaisempaa yksityiskohtaisempi luokittelu saattaa metsät suotyypittelyyn verrattavalle yksityiskohtaisuuden tasolle. Kaikkine puutteineenkin tyypittely osoittaa meikäläisten metsien suurta floristista ja fysiognomista vaihtelua, joka pitäisi saada nykyistä paremmin näkymään myös eurooppalaisissa luokituksissa.

Tehdyssä luokituksessa on kuitenkin varsin runsaasti tyypejä, varsinkin jos neljännen hierarkiatason luokitteluyksiköt otetaan huomioon. Mäntymetsistä on erotettu 33, kuusimetsistä 43 ja lehtipuuvaltaisista metsistä peräti 76 kasvillisuustyyppiä (yksikköjen suuri määrä tosin selittyy osaksi lehtometsien ja sukkessiovaiheiden suurella määrällä). Suuri osa erotetuista yksiköistä on alustavia, ja seuraavassa vaiheessa tyypejä tultaneen jonkin verran yhdistämään. Esimerkiksi havusekametsien erottaminen saattaa olla tarpeetonta.

Työn aikana eräät metsien nykyisen luokittelun puutteet tulivat selvästi ilmi. Metsätyyppien tutkimus on ollut lähestymistapana niin vallitseva, että aktuaalisen metsäkasvillisuuden (ts. erilaisten sukkessiovaiheiden) rakenteen ja florististen tunnusten tutkimus on jäänyt takalalle (kuitenkin Lindholm & Tuominen 1993). Uudistumisdynamiikan sekä puuston ja aluskasvillisuuden sukkessiassa on vielä paljon tutkittavaa.

Puulajisuhteiden perusteella tapahtuvalla metsien ja metsäisten soiden luokituksella näyttäisi olevan tiettyjä etuja. Kaukokartoitusmenetelmien käyttö metsien kartoituksessa perustuu suuressa määrin puulajisuhteisiin, ja ne ovat tärkeitä myös aluskasvillisuuden kehittymiselle (mm. Tonteri ym. 1990). Puulajisuhteet myös vaikeuttavat perinteisten metsätyyppien tunnistamista.

Metsikön puulajisuhteet saattavat kuitenkin vaihtua varsin nopeasti, mistä syystä pääasiassa puustoon perustuva kuviointi voi muuttua nopeasti. Vallitseva puulaji ei aina kuvasta kovin hyvin kasvupaikan ominaisuuksia. Varsinkin lehti- tai sekapuutilanteet ovat usein väliaikaisia sukkessioyhdyskuntia. Jos metsätyyppiä halutaan korostaa luokituksen lähtökohtana, puulajisuhteita voisi ainakin käyttää perinteisten metsätyyppien lisämääreinä.

Kirjallisuus

- CORINE Biotopes Team (P. Devillers, J. Devillers-Terschuren & J.-P. Ledant) 1992: Habitats of the European community. Central Europe, Northern Europe. A preliminary list. - Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. 88 pp.
- Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1991: To what extent are vegetation types visible in satellite imagery? - *Ann. Bot. Fenn.* 28: 45-57.
- Küchler, A.W. & Zonneveld, I.S. (eds.) 1988: Vegetation mapping. (Handbook of vegetation science 10). - Kluwer Academic Publishers. 635 pp.
- Leivo, A. 1989: Luonnonsuojelualueiden kasvillisuusselvitykset. - *Folia Forestalia* 736: 32-35.
- Lindholm, T. & Tuominen, S. 1993: Metsien puuston luonnontilaisuuden arviointi. - Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 3. 40 s.
- Toivonen, H. & Leivo, A. 1993: Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. (English summary: Vegetation and habitat classification in the Finnish vegetation mapping. Draft version). - Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 14. 96 s.
- Tonteri, T., Hotanen, J.-P. & Lahti, T. 1990: Compositional gradients in the forest vegetation of Finland. - *J. Veg. Sci.* 1: 691-698.
- Vegetationstyper i Norden 1984 (Toim. L. Pålsson). - Nordiska Ministerrådet, Arlöv. 539 s. (2. uusittu painos valmistuu syksyllä 1994).

LIITE 1.

Metsien luokittelu Toivosen & Leivon (1993) mukaan. Aluksi esitetään metsien pääjaotus (2. hierarkiatasto, 3.1-5). Tarkemmasta rakenteesta esitetään kuusimetsien päätyypit (3. hierarkiatasto, 3.2.1-7) sekä tuoreen kankaan kuusimetsien kasvillisuustyypit (4. hierarkiatasto, 3.2.2.1-9).

3 METSÄKASVILLISUUS

- 3.1 Mäntykankaat ja mäntylehdot (MäKg, Mälh)
- 3.2 Kuusikankaat ja kuusilehdot (KiKg, KiLh)
- 3.3 Havupuukankaat ja -lehdot (HvKg, HvLh)
- 3.4 Lehtipuukankaat ja -lehdot (LpKg, LpLh)
- 3.5 Havu- ja lehtipuukankaat ja -lehdot (SkKg, SkLh)

- 3.2 Kuusikankaat ja kuusilehdot (KiKg, KiLh)
 - 3.2.1 Kuivahko kuusikangas (KvKiKg)
 - 3.2.2 Tuore kuusikangas (TrKiKg)
 - 3.2.3. Lehtomainen kuusikangas (LhKiKg)
 - 3.2.4 Keskiravinteinen tuore kuusilehto (TrKiLh)
 - 3.2.5 Runsaravinteinen tuore kuusilehto (rTrKiLh)
 - 3.2.6 Keskiravinteinen kostea kuusilehto (KsKiLh)
 - 3.2.7 Runsaravinteiden kostea kuusilehto (rKsKiLh)

- 3.2.2 Tuore kuusikangas (TrKiKg)
 - 3.2.2.1 Tuoreen kuusikankaan varhainen sukkessiovaihe (assTrKiKg)
 - 3.2.2.2 Tuoreen kuusikankaan välisukessiovaihe (asTrKiKg)
 - 3.2.2.3 Mustikka (*Myrtillus*) -tyypin kuusikangas (kiMT)
 - 3.2.2.4 Talvikki (*Pyrola*) -tyypin kuusikangas (kiPyT)
 - 3.2.2.5 Puolukka-mustikka (*Vaccinium-Myrtillus*) -tyypin kuusikangas (kiVMT)
 - 3.2.2.6 Metsälauha-mustikka (*Deschampsia-Myrtillus*) -tyypin kuusikangas (kiDeMT)
 - 3.2.2.7 Vaarapykäsammal-metsälauha-mustikka (*Barbilophozia-Deschampsia-Myrtillus*) tyypin kuusikangas (kiBaDeMT)
 - 3.2.2.8 Kerrossammal-mustikka (*Hylocomium-Myrtillus*) -tyypin kuusikangas (kiHMT)
 - 3.2.2.9 Suopursu-mustikka (*Ledum-Myrtillus*) -tyypin kuusikangas (kiDeMT)

LIITE 2

Soiden luokittelu Toivosen & Leivon (1993) mukaan. Aluksi esitetään soiden yleispiirteinen jaotus (2-3. hierarkiatasot, 4.1-4.6). Esimerkkinä tarkemmasta rakenteesta esitetään puustoitosten korprien jaotus (4. hierarkiataso, 4.1.2.1-11).

4 SUOKASVILLISUUS

- 4.1 Metsäsuot (MtS)
 - 4.1.1 Rämeet ja rämeiset metsäsuot
 - 4.1.2 Korvet ja korpiset metsäsuot
 - 4.1.3 Metsäluhdat
 - 4.2 harvapuustoiset suot ja pensaikkosuot (HapS, PeS)
 - 4.2.1 Rämeet ja rämeiset suot
 - 4.2.2 Korpiset suot
 - 4.2.3 Luhdat ja voimakkaasti luhtaiset suot
 - 4.3 Avosuot (puuttomat suot, AvS)
 - 4.3.1 Välipintaiset avosuot
 - 4.3.2 Mätäs- ja/tai rimpi/kuljupintaiset avosuot
 - 4.4 Lähteiköt (Lä)
 - 4.4.1 Avolähteet ja lähteiköt (hetteiköt)
 - 4.4.2 Lähdesuot ja tihkupinnat
 - 4.5 Turvekankaat (TKg)
 - 4.5.1 Mäntyturvekankaat
 - 4.5.2 Kuusiturvekankaat
 - 4.5.3 Havupuuturvekankaat
 - 4.5.4 Lehtipuuturvekankaat
 - 4.5.5 Havu- ja lehtipuuturvekankaat
 - 4.6 Suojätöt (J)
- 4.1.2 Korvet ja korpiset metsäsuot (MtK)
 - 4.1.2.1 Kangaskorpi (KgK)
 - voidaan jakaa 5. hierarkiatasolla puolukka- ja mustikkakangaskorveksi
 - 4.1.2.2 Ruohokangaskorpi (RhKgK)
 - 4.1.2.3 Lehtokorpi (LhK)
 - 4.1.2.4 Puolukkakorpi (PK)
 - 4.1.2.5 Mustikkakorpi (MK)
 - 4.1.2.6 Muurainkorpi (MrK)
 - 4.1.2.7 Metsäkortekorpi (MkK)
 - kohdat 4.1.2.4-7 muodostavat varsinaisen korven (VK), jota heterogeenisyytensä takia ei pidä käyttää kartoitusyksikkönä
 - 4.1.2.8 Kurjenpolvi-käenkaali-mustikkakorpi (GOMK)
 - 4.1.2.9 Ruoho- ja heinäkorpi (RhK)
 - 4.1.2.10 Saniaiskorpi (FK, SaK)
 - 4.1.2.11 Lettokorpi (LK)

METSIIEN RAKENNELUOKITTELU *STRUCTURAL CLASSIFICATION OF FORESTS*

Abstract

Structural or physiognomic-structural vegetation classification are common vegetation classification systems. They are specifically used in large-scale mapping or in primary mapping of regions with poorly known vegetation. The methods do not presume detailed floristic or ecological knowledge and almost any vegetation type can be classified with it. In this paper the classification system of Kähler (1967) is presented. Lindholm and Tuominen (1989) classified old natural forests in south Finland using a physiognomic-structural method. Six classes that respond to the ecological and successional states of the vegetation were distinguished.

Johdanto

Kasvillisuuden (pohja-, kenttä-, pensas- ja puustokerroksen muodostama kokonaisuus) rakenne- tai elomuoto-rakenneluokittelut ovat yksi monista kasvillisuuden luokittelutavoista (Kähler ja Zonneveld 1988). Niitä ei juuri ole käytetty Suomessa, vaikka niitä käytetään kohtalaisen laajalti muualla maailmassa. Rakenneluokittelun kouluesimerkkinä ja lähtökohtana pidetään usein Danseraun (1951) kasvillisuuden rakenne kuvauksen menetelmää, vaikka rakenteellisia kuvauksia on tehty jo viime vuosisadan alusta lähtien. Niitä on käytetty kuvaamaan erityisesti huonosti tunnettujen alueiden kasvillisuutta silloin kun tiedot lajeista ja kasviyhdyksunnista ovat olleet riittämättömiä. Vielä nykyisinkin rakenneluokittelun vahvin käyttöalue on suurten alueiden kasvillisuuden yleispiirteinen kuvaus - kartoittaminen. Tunnetuin lienee Kählerin (1967) luokittelu. Rakenneluokittelulla on kuitenkin käyttöä myös habitaattikartoituksissa, joissa kasvillisuutta ei tarkastella kasvilajien muodostamana yhteisönä vaan eläinten elinympäristönä. Rakenneluokitteluja voidaan käyttää myös aluesuunnittelussa. Uutta käyttöä ne ovat saaneet nykyisissä biodiversiteettitutkimuksissa. Metsäinventoinneissa käytettyä sukessiovaihetta voidaan pitää yksinkertaisena rakenneluokituksena. Tässä esitetään kaksi rakenneluokitusta.

Kählerin (1967) kasvillisuuden rakennekuvaus

Kählerin menetelmässä kasvillisuus kuvataan elomuodon, lehtityypin, kerroksellisuuden ja peittävyuden avulla rakennekaavana, joka käyttötarkoituksen mukaan voidaan esittää yksityiskohtaisena tai suurpiirteisenä. Luokituksen etuna on, että maastotyöt voidaan suorittaa kohtalaisen vähäisellä lajituntemuksella ja periaatteessa minkälainen kasvillisuus tahansa voidaan vaivatta kuvata. Luokittelu kuvaa aktuaalista kasvillisuutta, joten se antaa useita muita kasvillisuusluokitteluja paremmat mahdollisuudet tietojen käyttöön. Haittana, eikä

suinkaan vähäisenä on, että luokilla ei välttämättä ole selvää ekologista vastetta tai että ekologisesti hyvinkin erilainen kasvillisuus tulee samoin kuvatuksi. Esimerkiksi rakennekaava "E5pH2iL1c" (E5p = ainavihanta havupuu; korkeus 5 - 10 m, peittävyys 25 - 50 %. H2i = ruohoja ja varpuja; korkeus 0.1 - 0.5 m, peittävyys 50 - 70 %. L1c = sammalia ja jäkäliä; korkeus < 0.1 m, peittävyys yli 75 %) ei erittele onko kyseessä kivennäis- vai turvemaan alue. Luokitusta tuleekin käyttää yhdessä muiden ympäristömuuttujien, vähintäänkin maaperätietojen kanssa.

Küchlerin luokitusta voidaan tarkentaa pienpiirteisempään käyttöön, jolloin siinä erotettuja elomuotoryhmiä pilkotaan pienempiin ryhmiin. Samalla voidaan myös parantaa luokituksen ekologista käyttöarvoa. Vaikka tarkempia elomuotoryhmitä onkin käytetty, ei yleisesti käytössä olevaa elomuotoryhmitystä ole. Tässä yhteydessä esitän hahmotelman, joka perustuu eri metsä- ja suokasvillisuustutkimuksissa käytettyihin elomuotoryhmityksiin (taulukko 1). Kasvillisuustutkimuksissa on esitetty kasvillisuustietoja varsin runsaasti käyttäen tason 1 elomuotoryhmiä.

Lindholmin ja Tuomisen (1989) Etelä-Suomen vanhojen luonnonmetsien rakennetyypittely

Lindholmin ja Tuomisen Etelä-Suomen vanhojen metsien rakennetyypittely on elomuoto-rakenneluokittelu, joka pohjautuu Küchlerin (1967) rakenneluokitteluun ja Ilvessalon (1929) puuluokitukseen. Siinä aluskasvillisuus kuvattiin tason 1 (taulukko 1) elomuotoryhmien avulla ja puusto Ilvessalon puuluokkien avulla. Lisäksi erotettiin omina elomuotoinaan vielä maatumattomat ja maatuneet kaatuneet puut sekä eri kariketyypit. Kaikkiaan 93:lta koealalta arvioitiin elomuotojen peittävyudet ja saatu aineisto analysoitiin normaalin kasvillisuusaineiston tavoin. Tavoitteena oli selvittää onko metsiämme ylipäättänsä mahdollista tyypitellä elomuoto-rakenneluokituksella ja saadaanko tällä tavoin ekologisesti mielekkäitä rakennetyyppejä. TWINSPAN-luokituksessa saatiin aineistosta erotettua 6-ryhmää, joita voidaan luonnehtia seuraavasti:

- 1 Karikkeinen, sammalten ja varpujen dominoima, saniaisinen ja ruohoinen sekametsä
- 2 Karikkeinen, sammalten dominoima, saniaisinen ja ruohoinen kuusikko
- 3 Karikkeen dominoima, sammaleton, saniaisinen koivikko
- 4 Karikkeinen, sammalten ja varpujen dominoima kuusettuva sekametsä
- 5 Pelkästään sammalten ja varpujen peittämä havupuuvaltainen sekametsä
- 6 Pelkästään sammalten ja varpujen peittämä kuusettuva männikkö

Luokittelussa merkittävänä erottajina olivat karikkeisuus- ja puustopiirteet. Vastaavuus metsätyypeihin ja niiden aktuaalisiin vanhan metsän sukkessiovaiheisiin oli tuloksissa hyvä. Kokonaisuudessaan työn tulokset osoittivat, että metsiämme voidaan tyypitellä kokonaisvaltaisesti niin, että saaduilla tyypeillä on vastaavuus perinteisiin kasvilisustyyppeihin.

Taulukko 1. Suomessa merkittävät Kuchlerin (1967) luokituksen elomuodot sekä metsien ja soiden kenttä- ja pohjakerroskasvillisuuden tarkennettu elomuotoryhmitys.

Table 1. Growth forms of Kuchler (1967) classification which are important in Finland and detailed growth form classification of field and bottom layer vegetation of forests and peatlands.

Kuchler (1967)	Tarkennettu kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden elomuotoryhmitys	
Puuvartiset (woody vegetation categories)	I -taso	II -taso
leveälehtiset kausivihannat (D)	heinät	heinät
neulaslehtiset ainavihannat (E)		suursarat
'sekalajiset' (D+E)		piensarat
Ei-puuvartiset (herbaceous vegetation categories)	varvut	'metsävarvut'
kapealehtiset 'heinämäiset'		- mustikka, puolukka
leveälehtiset		'nummivarvut'
jäkälät ja sammalet		- kanerva, variksenmarja
		'rämevarvut'
		- suopursu, juolukka
		vaivero, vaivaiskoivu
	ruohot	pienruohot
		suurruohot
	saniaiset	piensaniaiset
		suursaniaiset
	kortteet	kortteet
	lieot	lieot
	sammalet	rahkasammalet
		'seinäsammalet'
		muut sammalet
	jäkälät	jäkälät

Yhteenveto

Lajistoon perustuvien kasvupaikka- ja kasvillisuusluokittelujen käyttö vaatii varsin hyvää asiantuntemusta ja silti niiden käytössä on varsin suurta tulkinnanvaraisuutta. Niistä ei myöskään löydy luokittelua, joka olisi laajalti käyttökelpoinen ja jota voitaisiin käyttää kaikissa ympäristöissä. Elomuoto-rakenneluokittelujen etu on nimenomaan niiden yleistettävyydessä ja kaavamaisuudessa, jolloin haittaavaa tulkinnanvaraisuutta ei ole. Yhä lisääntyvässä tarpeissa saada tietoa luonnon monimuotoisuudesta rakenneluokittelut antavat paremman, monipuolisemmin käytettävän lähtökohdan. Uusien inventointi- ja tutkimusmenetelmien kehittämisessä olisi syytä pohtia, sopisivatko elomuoto-rakenneluokittelut työhön.

Kirjallisuus

Dansereau, P. 1951: Description and recording of vegetation upon a structural basis. - Ecology 32: 172 - 229.

Ivessalo, L. 1929: Puuluokitus ja harvennusasteikko. - Acta Forestalia Fennica 34 (38): 1 - 15.

Kuchler, A.W. 1967: Vegetation mapping. - Ronald Press. New York, N.Y. 462 pp.

Kuchler, A.W. ja Zonnevelt, I.S. (eds.) 1988: Vegetation mapping. Handbook of vegetation science 10. - Kluwer Academic Publishers. Dordrecht Boston London. 635 pp.

Lindholm, T. ja Tuominen, S. 1989: Vanhojen luonnonmetsien rakennetyypit erällä eteläborealisilla luonnonsuojelualueilla. - Folia Forestalia 736: 46 - 52.

MAKROSIEKET JA METSÄTYYPIT *MACROFUNGI AND FOREST SITE TYPES*

Abstract

This investigation was a part of the 7th Finnish National Forest Inventory, the network of permanent sample plots was established in North Karelia, Finland in 1980. All basidiocarps of macrofungi on each sample plot (34 sample plots in forest site types), 100 sq. m in size, were collected, counted, weighted and identified three times during the growing season of 1981. The macrofungi here include four orders: Polyporales, Boletales, Agaricales and Russulales. In 1981 there were 138 species of macrofungi in mineral soil forests. TWINSPAN classification and DCA ordination were used in analysing the data on the macrofungi. Macrofungus communities have multi-dimensional structures and there is much room for variation, because many environmental factors (and perhaps the fungi themselves) influence the formation of fruit bodies.

Johdanto

Sieniyhteisöjen rakennetta ja koostumusta monimuuttujamenetelmien avulla on tutkittu vähän verrattuna kasvisosiologiseen tutkimukseen. Syynä voi olla se, että sieniyhteisöjen rakenne on monimutkainen ja niissä esiintyy suuri määrä sienilajeja. Itiöemien esiintyminen ja sato voi vaihdella suuresti eri vuosina. Lisäksi itiöemä on vain yksi vaihe yksittäisen sienilajin elämänsyklinässä. Viime vuosina sienipopulaatioiden ja -yhteisöjen tutkimus erilaisten monimuuttujamenetelmien ja klusterianalyysien avulla on lisääntynyt (mm. Dahlberg 1991, Holec 1992, Nantel ja Neumann 1992, Salo 1993).

Aineisto ja menetelmät

Osana valtakunnan metsien 7. inventointia perustettiin v. 1980 Pohjois-Karjalaan, Nurmeksen ja Lieksan hoitoalueisiin pysyvien koealojen verkko, jossa inventointilohkojen vastinpisteitten etäisyys oli maastossa 4 km normaalin 8 km:n sijasta. Maastoon merkittiin jokaiselle inventoitavalle lohkolle systemaattisena näytteenä kolme pysyvää koealaa. Vuonna 1981 tutkittiin yhteensä 79 sienikoealaa, joista 34 koealaa sijaitsi kangasmetsissä. Kuivia kankaita (ECT) esiintyi tutkimusalueella 10 koealaa, kuivahkoja (EVT) 9 ja tuoreita kankaita (VMT, DeMT) 13. Lehtomaisia kankaita oli aineistossa vain 2 kpl. Sienikoealojen koko oli 1 aari (10x10 m). Sienet kerättiin, laskettiin, punnittiin ja määritettiin kolme kertaa samoilta koealoilta kasvukauden aikana. Makrosienillä tarkoitetaan tässä niitä kantasieniä (Basidiomycotina), jotka kuuluvat lahkoihin Polyporales (mm. rusto- ja osterivinokkaat, jalkakäävät), Boletales (mm. tatit, pulkkosienet ja maljakkaat), Agaricales (helttasienet) ja Russulales (haperot ja rouskut) (Salo 1993). Kenttä- ja pohjakerroksessa esiintyneitten

kasvilajien peittävydet arvioitiin kahdeksalta 1 m²:n kasvillisuusruudulta (Hotanen ja Nousiainen 1990). Metsätyyppien koealoilta määritettiin yhteensä 138 makrosienilajia. Koealojen ryhmittelyssä ja luokittelussa käytettiin DCA- ja TWINSPAN-analyysejä (Hill 1979a, 1979b).

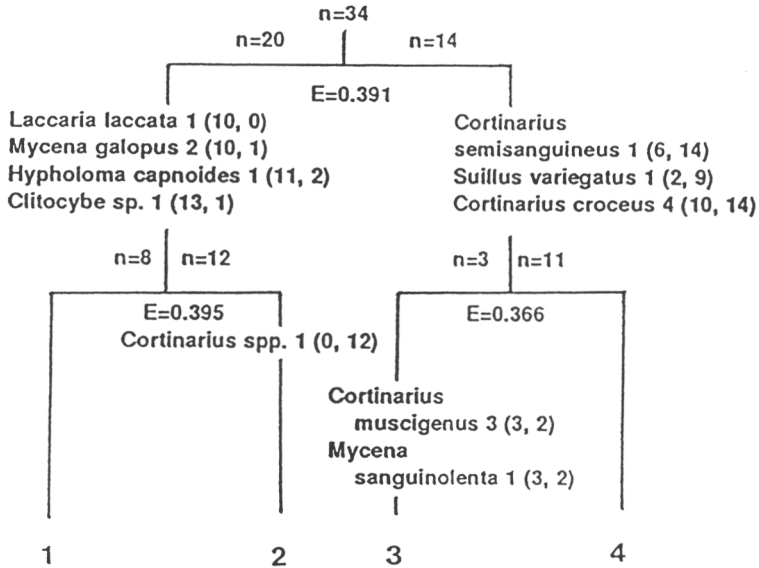
Tulokset

Makrosienilajien perusteella analysoidut 79 koealaa muodostivat ordinaatiossa epäselvän kuvan vailla loogista koealojen järjestäytymistä x- ja y-akselien suhteen. Esianalyysin perusteella koealoista muodostettiin kolme ryhmää: kangasmetsien koealat (34 kpl), suokoealat (27) ja sekakoealat (18), joissa esiintyi esim. metsä- ja suotyypikuvio (ECT 90 % + IR 10 %).

Metsätyyppieihin perustuvassa ordinaatiokuvassa ECT-koealat saivat suurimmat arvot x-akselilla ja pienempiä arvoja pääasiassa kuivahkojen ja tuoreitten kankaitten koealat (kuva 1). Päägradientti voidaan väljästi tulkita ravinteisuusakseliksi. Suurimmat koeala-arvot edustivat mäntyvaltaisia koealoja ja lähimpänä origoa sijaitsevat koealat olivat kuusivaltaisia.

Makrosienilajeihin perustuvassa TWINSPAN-luokittelussa ensimmäisellä jakotasolla erottuivat pääasiassa kuivat kankaat ja kuivahkot sekä tuoreet kankaat (kuva 2). Indikaattorilajeista verihelmta- (*Cortinarius semisanguineus*) ja keltahelmtaseitikki (*C. croceus*) sekä kangastatti (*Suillus variegatus*) (kuva 2), ovat tyypillisiä männyn mykorritsalajeja ja kuivien kangasmetsien sieniä. Lohisieni (*Laccaria laccata*), maitohiippo (*Mycena galopus*), kuusilahokka (*Hypholoma capnoides*) ja eräs malikka (*Clitocybe*) sp. ovat rehevämpien metsätyyppien lajeja (kuva 2). Ryhmässä 1 useimmat koealat kuuluivat nuoriin kehitysluokkiin, joiden pääpuulajina oli mänty ja pääpuulajin valtapituus 2—4 m ja puuston latvusvarjostus 5—10 %. Ryhmässä 2 puusto oli kuusivaltaista, pidempää ja latvuspeittävyys (40—90 %) oli suurempi kuin ryhmässä 1. Ryhmä kolmen indikaattorilajit kangaslimaseitikki (*Cortinarius muscigenus*) (kuusen mykorritsa) ja verihippo (*Mycena sanguinolenta*) (kuva 2) ovat tuoreiden ja lehtomaisten kankaitten sienilajeja ja olisivat voineet kasvaa myös ryhmä 2 koealoilla, mutta näille kolmelle koealalle oli tyypillistä vähäinen mykorritsiasienten määrä ja lahottajalajeja esiintyi runsaasti. Koealoilla kasvoi enemmän putkilokasvilajeja kuin muilla koealoilla ja tästä syystä lahottajalajeja oli paljon. Koealoilla esiintyi lähes yhtenäinen seinä- (*Pleurozium schreberi*) ja kerrossammalten (*Hylocomium splendens*) matto. Koealojen vähäisyydestä johtuen kolmannen jakotason koealaryhmät eivät tuoneet mitään merkittävää ekologista lisäinformaatiota ja siksi luokittelu lopetettiin toisella jakotasolla.

Taulukossa 1 esitetään 29 yleisintä mykorritsa- ja lahottajalajia metsätyypeillä. Metsätyyppien (ECT; EVT; VMT ja DeMT) yleisimmät kenttä- ja pohjakerroksen kasvilajit muodostivat kolme kasviyhteisöä ja yleisinä esiintyneitten mykorritsa- ja lahottajasienten avulla (taulukko 1) muodostettiin vastaavat sieniyhteisöt, joita kuvaavat tässä 5—6 dominanttilajia.



Kuva 2. Metsätyyppien TWINSpan-dendrogrammi makrosienilajien perusteella. Jokaisessa ryhmän haarautumiskohdassa esitetään indikaattorilajit. Sienilajin jäljessä oleva numero ilmoittaa pseudolajinmuodostuksen kynnyksarvon. Suluissa olevat numerot esittävät sienilajien yleisyyttä eri ryhmissä

Fig. 2. TWINSpan dendrogram of mineral soil forest site types on the basis of macrofungi. The indicator species of each division are given. The number after the name of a species gives the abundance value of pseudospecies formation. The numbers in parentheses give the frequencies of the species in the different groups.

Taulukko 1. 29 yleisintä mykorrhizasientä (M), karikkeenlahottajaa (L), puuaineen lahottajaa (W) ja loissientä (P) metsätyypeillä. Suluissa sienilajien kokonaismäärä.

Table 1. Frequencies of the 29 most abundant mycorrhizal (M), saprophytic litter (L) and wood-rotting (W), and parasitic (P) macrofungus species. Total number of macrofungi in parentheses in each forest site type (fr. = frequency).

		Metsätyypit, n=34				
		Forest site types, n=34				
		ECT	EVT	VMT	GOMT	
		DeMT				
		n=10	n=9	n=13	n=2	
		(59)	(72)	(102)	(25)	
		fr.	fr.	fr.	fr.	Total fr.
Makrosienet						
Macrofungi						
Marasmius androsaceus	(L)	8	7	10	2	27
Galerina spp.	(L)	8	7	10	1	26
Cortinarius croceus	(M)	9	5	10	-	24
Cystoderma amianthinum	(L)	8	6	7	-	21
Entoloma cetratum	(L)	8	9	3	-	20
Cortinarius semisanguineus	(M)	9	6	5	-	20
Collybia tuberosa	(L)	3	3	9	2	17
Mycena clavicularis	(L)	6	8	2	-	16
M. vulgaris	(L)	-	2	10	2	14
Gymnopilus penetrans	(W)	4	5	4	-	13
Hypholoma capnoides	(W)	2	4	6	1	13
Clitocybe spp.	(L)	-	4	7	1	12
Cortinarius spp.	(M)	-	1	10	1	12
Suillus variegatus	(M)	6	1	4	-	11
Mycena galopus	(L)	-	1	9	1	11
Cortinarius brunneus	(M)	2	6	3	-	11
C. cinnamomeus	(M)	6	2	2	-	10
Laccaria laccata	(M)	-	2	6	2	10
Lactarius vietus	(M)	-	2	8	-	10
Cortinarius gentilis	(M)	5	-	5	-	10
Micromphale perforans	(L)	-	-	7	2	9
Chroocomphus rutilus	(M)	4	1	4	-	9
Cantharellula umbonata	(L)	3	4	1	-	8
Collybia dryophila	(L)	-	1	7	-	8
C. succinea	(L)	-	2	6	-	8
Tricholoma flavovirens	(M)	6	1	-	-	7
Paxillus involutus	(M)	-	3	2	2	7
Cortinarius armillatus	(M)	-	1	6	-	7
Armillaria borealis	(P)	1	2	3	1	7

1. Variksenmarja-kanervatyypin (ECT)

Vaccinium vitis-idaea — Calluna vulgaris — Empetrum nigrum coll. — Pleurozium schreberi — Cladonia spp.

Cortinarius semisanguineus — C. croceus — Suillus variegatus — Tricholoma flavovirens — Marasmius androsaceus — Cystoderma amianthinum

2. Variksenmarja-puolukkatyyppi (EVT)

Vaccinium vitis-idaea — V. myrtillus — Empetrum nigrum coll. — Pleurozium schreberi — Dicranum polysetum

Cortinarius brunneus — C. semisanguineus — Lactarius rufus — Entoloma cetratum — Mycena clavicularis — Marasmius androsaceus

3. Puolukka-mustikkatyypin (VMT) ja metsälauha-mustikkatyypin (DeMT)

Vaccinium myrtillus — V. vitis-idaea — Deschampsia flexuosa — Pleurozium schreberi — Dicranum polysetum — Hylocomium splendens

Cortinarius spp. — Lactarius vietus — Cortinarius armillatus — Galerina spp. — Mycena vulgaris — M. galopus — Micromphale perforans

Eniten makrosienilajeja (102) esiintyi tuoreitten kangasmetsien (VMT) koaloilla (taulukko 1), joilla esiintyi eniten myös kasvilajeja (70). Yhteensä kangasmetsien koaloilta määritettiin 138 makrosienilajia ja 102 kasvilajia.

Tulosten tarkastelu

Sienten itiöemät eivät elä omassa kasvupaikassaan useita vuosia kuten kasvilajit. Sienten lajimäärä vaihtelee vuosittain ja jopa muutamien päivien välein. Kasvisosiologisissa töissä, joissa monimuuttujamenetelmiä on käytetty, kasvilajeja on esiintynyt riittävästi koelaysikköä kohti. Sienilajeihin perustuvissa tarkasteluissa koelalla voi olla vain kaksi mykorritsalajia tai yksi kuusen neulasilla kasvava lahottajalaji. Tästä syystä vähälajiset sienikoealat aiheuttavat ordinaatiossa harhaisuutta ja tämän tutkimuksen perusteella koaloilla tulisi esiintyä useita metsikkökuvion tyypillisiä mykorritsalajeja ja karikkeen tai humuksen lahottajia.

Analyysihin tulisi valita sellaisia makrosienilajeja (helttasieniä), jotka elävät symbioosissa puulajien kanssa ja eri ekologisissa ryhmissä kasvavia lahottajasieneä.

Sattuma voi aiheuttaa tulkintavaikeuksia tietyn sienilajin esiintymisessä koelalla. Tällaisia "sattumasieneä" ovat monien kasvinsyöjäeläinten lannan lahottajat (esim. lantakaulussieni, Stropharia semiglobata), jotka voivat kasvaa kaikissa metsätyypeissä, joissa hirvet tai jänikset ovat ruokailleet ja ulostaneet. Eräät lahottajalajit ovat riippuvaisia mm. haavan lehdistä tai

kuusen kävyistä. Siten satunnaisvaihtelulla on suuri merkitys sienilajien esiintymisessä, sillä haavan lehdet voivat lentää karummalle kasvupaikalle kuin missä haavat todellisuudessa kasvavat. Orava voi kuljettaa kuusen kävyn lehtomaisen kankaan koealalta kuivan kankaan koealalle. Mykorritsasienistä tulkintaongelmia aiheuttavat sellaiset sienilajit, jotka ovat kahden eri puulajin juurisieniä.

Vaikka ensimmäinen akseli tulkittiin ravinteisuus- ja kosteusakseliksi, sienilajien (itiöemien) esiintyminen on riippuvainen monista muistakin tekijöistä kuten puulajikoostumuksesta, kehitysluokasta, latvusvarjostuksesta, maaperän happamuudesta, karikkeiden ja kasvilajien määrästä ja laadusta, humus- ja sammalkerrosten paksuudesta ja kosteudesta, ilmansaasteista, sienilajien keskinäinen kilpailusta ja itse sienikin voi säädellä itiöemiensä muodostumista. Siksi sieniyhteisöillä on moniulotteinen (kompleksinen) rakenne.

Kirjallisuus

- Dahlberg, A. 1991. Ectomycorrhiza in coniferous forest: structure and dynamics of populations and communities. Swedish Univ. Agricultural Sciences, Dept. Forest Mycology and Pathology. Uppsala. — 38 s.
- Hill, M. O. 1979a. TWINSPAN — A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. — 48 pp. Cornell Univ., Ithaca, NY.
- Hill, M. O. 1979b. DECORANA — A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. — 52 s. Cornell Univ., Ithaca, NY.
- Holec, J. 1992. Ecology of macrofungi in the beech woods of the Šumava mountains and Šumava foothills. — *Zeska Mykologie* 46(3-4):163-198.
- Hotanen, J.-P. & Nousiainen, H. 1990. Metsä- ja suokasvillisuuden numeerisen ryhmittelyn ja kasvupaikkatyyppien rinnastettavuus. Summary: The parity between numerical unit and site types of forest and mire vegetation. — *Folia For.* 763:1-54.
- Nantel, P. & Neumann, P. 1992. Ecology of ectomycorrhizal basidiomycete communities on a local vegetation gradient. — *Ecology* 73:99-117.
- Salo, K. 1993. The composition and structure of macrofungus communities in boreal upland type forests and peatlands in North Karelia, Finland. — *Karstenia* 33(2):61-99.

EKOSYSTEEMIN RAKENNE JA SOIDEN LUOKITTELU SUOMESSA FURTHER DEVELOPMENT OF ECOLOGICALLY BASED CLASSIFICATION OF FINNISH MIRES

Abstract

For better understanding of the mire ecosystem a functional and structural division of mires is presented. This is based on the nutrient cycle, the mire margin - mire expanse-effect, the carbon balance and the community structure of mire sites. The suitability for drainage is estimated on the basis of the ecosystem ecology.

The long tradition of classifying virgin mire vegetation in Finland has led to nearly a hundred site types and to six site type groups. Conclusions in the grouping are based on trophic, water level and the main ecological gradients. A model of the combinations and intermediate types of these main units is presented. The latest development and forthcoming needs for classifying mire sites is discussed also.

Johdanto

Soidemme luokittelun pitkässä traditiossa on esitetty niin yleisiä katsauksia (esim. Cajander 1916; Heikurainen 1960; Ruuhijärvi 1960; Eurola 1962; Eurola & Kaakinen 1978; Laine & Vasander 1990) kuin suoryhmiin liittyviä tai alueellisia artikkeleita (esim. Heikurainen 1953; Havas 1961; Eurola 1969; Paasovaara 1986; Hotanen 1989; Nieminen & Pätilä 1990) sekä aputaulukoita (Lehtonen 1951; Itävuori 1972). Numeerisen käsittelyn aalto (esim. Pakarinen 1976a, 1985) on kohdannut myös suoluonnon luokittelua.

Suotyyppittelyyn liittyvästä mittavasta kirjoittelusta huolimatta itse ekosysteemitasoinen lähestymistapa on saanut verrattain vähän huomiota osakseen. Suuri turhaojitusten määrä lienee osin seurausta tästä. Suoekosysteemin rakenteen tuntemus edellyttää myös suokasvillisuustyyppien hallintaa. Tällä saralla kehitys on hakeutunut jo melko vakiintuneisiin uomiin, mutta perinteisessäkin luokittelussa on havaittu jatkojalostuksen tarve. Tässä edelleenkehittelyssä (Eurola ym. 1994) lähtökohta on edelleen se, että luokittelun on perustuttava olemassa olevaan ja havaittavaan substanssiin, siis siihen mitä luokitellaan.

Ekosysteemiajattelu luokittelun pohjana

Jotta ekosysteemiajattelu leviäisi laajemmalle soiden käyttäjien piirissä, on aiemmin esitetty yksinkertaistettu malli perustuen ravinnekiertoon, päävaihtelusuuntaan, hiilitaseeseen ja kasvillisuuden rakenteeseen (Eurola & Huttunen 1990). Valtaosa soistamme voidaan siten luokitella neljään toiminnallisesti ekologiseen ryhmään (taulukko 1). Tässä jaottelussa

suometsien ryhmään kuuluvat kaikki korvet, kangasrämeet ja varsinaiset korpisrämeet. Ne ovat lähinnä ohutturpeisuuden ansiosta reunavaikutteisia. Suometsissä kasvimaan valtaosa on puustossa, ja ravinteet ovat puuston kautta pitkäaikaisessa kierrossa.

Väli(ttvään)ryhmään kuuluu varpaisia metsäsoita, jotka ovat jokseenkin keskustavaikutteisia. Ryhmään kuuluvat myös monet kombinaatiotyypit sekä vähintään lievästi reunavaikutteisia nevoja. Puuston osuus ravinnekierrossa on edelliseen ryhmään verrattuna pienempi tuoton siirryttyä keskeisemmin suovarvustoon, sarioihin ja sammalisto.

Aitosoiden ryhmään kuuluu sekä puustoisia että avoimia tyyppisiä, joiden trofia ulottuu ombrotrofiasta eutrofiaan. Näillä keskustavaikutteisilla (omavaraistalouden) tyypeillä suuri osa tuotoksesta tapahtuu kenttä- ja pohjakerroksessa. Siten suhteellisen suuri osuus ravinteista joutuu vuotuisikiertoon. Aitosuot ovat suoekosysteeminä vielä edellistäkin ryhmää 'voimakkaampia'; ne toimivat selkeästi orgaanisen aineen varastoijina.

Rimpisoiden ryhmä koostuu keskustavaikutteisista tyypeistä sijoittuen aitosoiden ja vesiekosysteemien väliin. Vuotuinen ravinnekierto tapahtuu lähinnä sammal- ja leväkerroksessa. Orgaanisen aineen tuotto ja kulutus ovat lähellä tasapainotilaa, toki ruopparimmissä näiden suhde voi olla negatiivinen. Rimpisuot voivat olla eräänlaisia romahtaneita suoekosysteemejä.

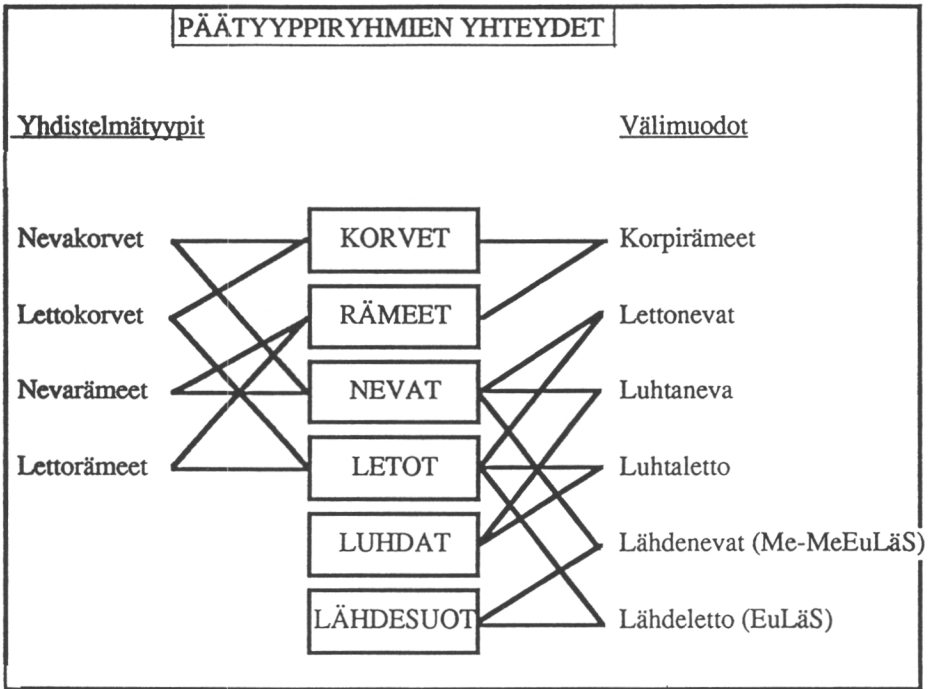
Tässä toiminnallisen ekologian neliportaisessa gradientissa suometsistä rimpisoihin reunavaikutus vähenee, puustoisuus vähenee, vuotuisen ravinnekierron osuus lisääntyy ja turvekerroksen paksuus pääsääntöisesti lisääntyy. Siten tässä sarjassa ryhmien käyttökelpoisuus metsäpuiden kasvualustana vähenee.

'Luonnon Suuren Kirjan ekosysteemiosan tämän päivän aukeaman' hallintaa varten tarvitaan edelleen tuntemusta suo(kasvillisuus)tyypeistä. Viime vuosikymmenien aikana on suotyypit ja tyyppiryhmät pyritty sitomaan ekologiisiin vaihtelusuuntiin. Ulkonäköön perustuvat, mutta ekologisesti epäyhtenäiset päätyypit on uusryhmitelty ja -määritelty (Eurola & Kaakinen 1977). Näin ekologisesti määritellyt kuusi tyyppiryhmää voitiin muodostaa entisiä poistamatta. Nämä kuvaavat vaihtelusuuntia ombro-minerotrofia, oligo-eutrofia, reuna-keskustavaikutus sekä suoveden korkeus. Lähtökohta ei ole bonitointihakuinen, vaikkakin ekologiaan pohjautuvana on siihenkin sovellettavissa.

Päätyypiryhmät voivat kombinoitua yhdistelmätyypeiksi (kuva 1). Niissä mätäspinta vuorottelee muun pinnan kanssa. Väli- ja rimpipinnan kooste ei siis muodosta yhdistymätyyppejä. Päätyypiryhmät eivät useastikaan eroa selvästi toisistaan, vaan muodostuu niiden välimuotoja. Niissä tavataan usean vaihtelusuunnan ilmentymiä tai niiden trofia on kahden luokan rajamailla. Esitettyjen korpisrämeiden, lettonevojen, luhtanevan, meso- ja mesoeutrofisten lähdesoiden ('lähdenevojen'), eutrofisen lähdesuon (lähdeletto) ja luhtaleton lisäksi päätyypiryhmät yhdistyvät myös muilla tavoin: yksittäisissä suotyypeissä voidaan tavata useampia ekologisia vaihtelusuuntia ja siten piirteitä kahdesta tai useammasta päätyypiryhmästä. Esimerkiksi luhtaisuutta ja korpisuutta tavataan luhtaisessa nevakorvessa, luhtaisuutta ja lähteisyyttä sekä korpisuutta taas lähteisessä ruohokorvessa.

Taulukko 1. Soiden toiminnallinen ja rakenteellinen ryhmitys. Lähde: Eurola & Huttunen (1990).
Table 1. The functional and structural division of mires. For names and abbreviations, see Eurola & Huttunen (1990).

Ravinnekierto	pitkäaikaisesti puustossa ja varvustossa, ojitus ei olennaisesti muuta ravinnekiertoa			merkittävä ravinteiden vuosittaiskierto, ojitus muuttaa ravinnekiertoa olennaisesti				
Puustoryhmä ⁺	suometsiä		yleensä puustoisia soita			avosoiita		
Toiminnallinen ryhmitys	SUOMETSIÄ		VÄLIRYHMÄ sis. metsäsuot		AITOSUOT		RIMPISUOT	
Kenttäkerrosryhmä	ruoho	varpu		sara - sammal				ruoppa
Puusto	++	++	+	+	(+)	-	-	-
Kenttäkerros	+	+	+	++	++	++	+	(+)
Sammalkerros	+	+	+	++	++	++	++	-
Reunavaikutus	++	+	(±)	+(+)	-	-	-	-
Ojituskelppoisuus	+	+	+?	+?	-	-	-	-
Suotyyppi	LhK RhK LK MkK MrK	KgK MK KgR VKR	PsKR VIR	LuN-SN VLR SK-TK SR PsR-Rä	RLR Vkr TR-LkR RR-KeR	VL MiLkN OmLkN	RiL SaRiN SaKuN	RiL RuRiN RuKuN



Kuva 1. Päätyyppiryhmien yhteydet. (EuLäS = eutrofinen lähdesuo, Me-MeEuLäS = mesotrofiset ja mesoeutrofiset lähdesuot).

Fig. 1. Combinations and intermediate forms of the main mire site type groups. For names and abbreviations, see Eurola et al. (1994).

Tyypittelyn viimeaikaista kehittelyä

Luokittelu ei ole itsetarkoitus, vaan luonnon lukemisen väline. Suotyypit ovat sopimuksia, sovinnaisia kiinnekohtia suoekologisessa avaruudessa. Koska kiinnekohtien välisillä alueilla operoiminen aiheuttaa ongelmia, uusimmassa tyypitysoppaassa (Eurola ym. 1994) on eksaktisuutta pyritty lisäämään. Tämän kiinnekohdista kiinnealueisiin -periaatteen mukaan on esimerkiksi kombinaatiotyyppien rajaamisessa ehdotettu 1/5-sääntöä.

Suotyypityksen viimeaikainen kehitys on paljolti vastetta käytännön luokittelijoiden ja kartoittajien (esim. Keränen 1993; Paasovaara 1994) esittämiin tarpeisiin. Numeerista luokittelua on vain osin käytetty apuna. Uusi opas, joka pohjautuu keskeisesti aiempiin suotyypitystä kosketteleviin kirjoituksiin, on rakenteeltaan kasvioiden tapainen. Alussa on lyhyt tutkimuskaava, joka johdattaa tyyppiin ja sitä kautta laajempaan kuvaukseen. Kun jo Cajander (1916) esitteli yhteensä 88 suotyyppiä, tyyppien lukumäärä on nytkin samassa suuruusluokassa.

Uusin tyypittelyopas (Eurola ym. 1994) antaa usein mahdollisuuden tarkempaan suotyyppien ja suokasvien trofiatarkasteluun, jossa kukin luokka oligotrofiasta eutrofiaan on jaettu kahteen osaan. Samaten osassa tyyppistöä on ala- ja ylävälipinta (carpet, lawn) erotettu toisistaan.

Kasvillisuuden spatiaalivaihtelu ja sen arvioiminen on suuressa määrin mittakaavakysymys. Niin ikään päävaihtelusuunnan (reuna- ja keskustavaikutus, Ruuhijärvi 1960) tunnistamisessa kohdataan joskus vaikeuksia. Reunavaikutuksen ilmentäjinä pidettyjen lajien esiintyminen kun ei välttämättä kuvasta reunavaikutusta, vaan runsasravinteisuutta.

Suokasvillisuuden jonkinasteinen erilaisuus ei aina 'oikeuta' omiin tyyppeihin, vaan muunnelmia voidaan käsitellä vaikkapa kasvustoryhminä (Havas 1961) tai tunturivariaatioina (Eurola & Kaakinen 1978). Suurelta osin sulamisvesivaikutuksen muovaamat paljakkasuot, joiden omaa luokitusta on aiemmin (Eurola & Kaakinen 1978) tentatiivisesti esitetty, ovat nyt sisällytetty muuhun metsävyöhykkeen suoluokitukseen.

Ekologisilla tekijöillä on myös temporaalivaihtelu, mikä keskeisimmin ilmenee kausikosteuden nimellä ilmaistun osittaisvaihtelusuunnan nimellä. Tätä ilmentävät lajit kuten *Juncus filiformis*, *Carex nigra* ssp. *nigra*, *Trichophorum cespitosum*, *Polytrichum commune*, *Sphagnum compactum*. Suotyypeistämme Nigra-nevakorpi (NiNK) edustaa keskeisesti kyseistä hydrologista ilmiötä (ks. Laitinen 1990).

Alati muuttuvat latinalaiset lajinimet aiheuttavat hankaluuksia tyyppien nimeämisessä, jossa muutoinkin on historiallinen rasitteisto. Epäloogisuuksiakin on vielä, mm. kombinaatiotyypeissä. Edelleenkehittelylle on tarvetta vielä mm. DiHiL:n ja RicRiL:n suunnalla. Maankohoamisrannikon nuoret suot ovat myös oma ongelmakenttänsä. Tulevaisuudessa tyypityksen kehitys koskenee enimmäin luhtia ja lähdesuokasvillisuutta (ks. Pakarinen 1976b); niiden tuntemus ja siten luokittelukin on vielä puutteellista. - Aivan kuin runo, suotyypityskään ei ole koskaan valmis; se vain joskus jätetään silleen.

Kirjallisuus

- Cajander, A.K. 1916. Metsänhoidon perusteet I. Kasvibiologian ja kasvimaantieteen pääpiirteet. 735 s. Porvoo.
- Eurola, S. 1962. Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. *Ann. Bot. Soc. 'Vanamo'* 33: 1-243.
- Eurola, S. 1969. Suomen luhtasoista ja niiden lajistosta. *Suo* 20: 97-104.
- Eurola, S. & Huttunen, A. 1990. Suoekosysteemin toiminnallinen ryhmitys. *Suo* 41: 15-23.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1994. Suokasvillisuusopas. *Oulanka Reports* 13: 1-81.
- Eurola, S. & Kaakinen, E. 1977. Näkökohtia suotyyppijärjestelmästämmä (Summary: The Finnish mire classification). *Suo* 28: 25-32.
- Eurola, S. & Kaakinen, E. 1978. Suotyyppiopas. 87 pp. WSOY. Porvoo.
- Havas, P. 1961. Vegetation und Ökologie der ostfinnischen Hangmoore. *Ann. Bot. Soc. 'Vanamo'* 31 (2): 1-188.
- Heikurainen, L. 1953. Die Kiefernbewachsenen eutrophen Moore Nordfinnlands. Eine Moortypenstudie aus dem Gebiet des Kivalo-Höhenzuges. *Ann. Bot. Soc. 'Vanamo'* 26 (2): 1-189.
- Heikurainen, L. 1960. Metsäojitus ja sen perusteet. 378 s. WSOY, Porvoo - Helsinki.
- Hotanen, J.-P. 1989. Korpikämmet ja laihat korvet suomalaisissa suoluokitusjärjestelmissä. *Suo* 40: 21-30.
- Itävuori, K. 1972. Suotyyppien määrittäminen aputaulukon avulla. *Suo* 23: 113-116.
- Keränen, S. 1993. Kasvillisuus ja kasvisto sekä eräiden suotyyppien ekologia Pesosjärven yhdennetyn seurannan alueella vuosina 1989 ja 1990. Tutkielma. 81 s. + liitteet. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos.
- Laitinen, J. 1990. Periodic moisture fluctuation as a factor affecting mire vegetation. *Aquilo Ser. Bot.* 28: 45-55.
- Laine, J. & Vasander, H. 1990. Suotyyppit. 80 s. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Lehtonen, J. 1951. Tutkimuskaava suotyyppien toteamiseksi. *Suo* 2(3b): 41-46.
- Nieminen, M. & Pätilä, A. 1990. Karujen rämeiden luokittelu pintakasvillisuuden ja ravinnetunnusten avulla. *Folia Forestalia* 749: 1-29.
- Paasovaara, P. 1986. Riisitunturin alueen suotyypeistä. *Oulun yliopiston Oulangan biologisen aseman monisteita* 9: 51-88.
- Paasovaara, P. 1994. Kuusamon suokasvillisuus ja ojitustilanne. (Summary: Mire site types and peatland drainage in Kuusamo, northern Finland). *Suo* 45: 1-16.
- Pakarinen, P. 1976a. Agglomerative clustering and factor analysis of south Finnish mire types. *Ann. Bot. Fennici* 13: 35-41.
- Pakarinen, P. 1976b. Pohjois-Suomen lähdekasvillisuudesta. *Ekologian ja kasvimaantieteen seminaari*, 9 s. Helsingin yliopiston Kasvitieteen laitos.
- Pakarinen, P. 1985. Numerical approaches to the classification of north Finnish mire vegetation. *Aquilo Ser. Bot.* 21: 111-116.
- Ruuhijärvi, R. 1960. Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. *Ann. Bot. Soc. 'Vanamo'* 31 (1): 1-360.

**OLISIKO MIELEKÄSTÄ LUOKITTAA BOREAALISIA EKOSYSTEEMEJÄ
ORGAANISEN AINEEN KERTYMÄN AVULLA?**
*WOULD IT BE FEASIBLE TO CLASSIFY BOREAL ECOSYSTEMS ACCORDING TO THE
ACCUMULATION OF ORGANIC MATTER?*

Abstract

In Finland, there exist three main terrestrial biotopes: undrained peatlands, drained peatlands and mineral soil forests. The accumulation of carbon in these systems is reviewed according to the latest Finnish studies. Undrained peatlands are sinks for carbon. The accumulation is higher on ombrotrophic bogs than on minerotrophic fens. Northern and old peatlands accumulate less carbon than southern and young ones. Drained peatlands may be either sinks or sources for carbon depending on the trophic status and climatic area of the site. On mineral soil forests there is some accumulation of carbon into the soil profile. In practice, it would not be feasible to classify boreal ecosystems according to the accumulation of organic matter due to the high variation of accumulation values as well as the slowness and high price of the analysis needed. However, for the need of remote sensing, we should at least be able to separate the three principal biotopes even with some subtypes from each others.

Keywords: boreal zone, organic matter, site types

Johdanto

Pohjoisen havumetsävyöhykkeen kaksi terrestristä pääbiotooppia ovat metsät ja suot. Suomessa näihin täytyy lisätä vielä kolmas biotooppi, ojitetut suot, joita kutsun tässä turvekankaiksi. Tietämyksemme mukaan ainakin soissa orgaanista ainetta kertyy ekosysteemiin turpeeksi hajotuksen vajavaisuuden vuoksi. Tämän suoekosysteemin "kertymätehokkuuden" määrä vaihtelee parista pariinkymmeneen prosenttiin nettoperustuotannosta (Vasander 1991). Metsille esitetään melko yleisesti ekologisissa käsikirjoissa ns. *steady state* -tilanne s.o. tuotannon ja hajotuksen likimainen tasapaino. Turvekankaista ei ole juuri ollut tietoa tässä mielessä. Kansainvälisen kirjallisuuden perusteella (esim. Armentano & Menges 1986) esiintyy vallitsevana käsitys, että turvetta niillä häviää eli tapahtuu negatiivista kertymää - vieläpä melko nopeassa tahdissa.

Tarkastelen seuraavassa, miten hyvin nämä käsitykset pitävät paikkansa nykytietämyksen valossa ja voitaisiinko boreaalisia ekosysteemejä luokitella niillä tapahtuvan orgaanisen aineen kertymän tai hävikin perusteella?

Suot

Suoekosysteemiä pitää yllä tuotannon ja hajotuksen epätasapaino. Keskimäärin hieman alle 10 % vuosittaisesta soiden nettoperustuotannosta kerrostuu turpeeksi (Gorham & Janssens 1992). Tutkittaessa hiilen kertymän nettonopeutta suossa paleoekologian avulla perusmenetelmänä on ajoittaa tiheydeltään ja hiilipitoisuudeltaan tunnetut turvepatsaat eri ajanjaksoissa:

(1) pitkäaikais- ja viimeaikaiskertymä: $A = r \times BD \times 1000$, missä

A = kuiva-ainekertymä ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$)

r = nettokorkeuskasvunopeus (mm a^{-1})

BD = turpeen tiheys (g cm^{-3})

Täten saadaan lasketuksi sekä pitkäaikaisia (vuosituhantisia) että viimeaikaisia (vuosisatojen ja -kymmenien) hiilikertymäarvoja (ns. "näennäiset" kertymät, termit Tolonen ym. 1992). Molemmat ovat teoriassa kuitenkin suurempia kuin hiilen "todellinen" nettositoutuminen turpeeseen, koska hajotusta tapahtuu koko turvekerrostumassa. Tällöin täytyy turvautua katotelmassa (terminologia Ingram 1978) tapahtuvan hajotuksen huomioivaan turpeenkerrostumismalliin (Clymo 1984):

(2) turpeen nykykertymä ("todellinen" kertymä): $m_t = (p/\alpha)(1-(1/e^{\alpha t}))$, missä

m_t = kuivamassakertymä pinta-alalle aikana t (g cm^{-2})

p = kuivamassan vuotuinen siirtymä katotelmaan ($\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$)

α = katotelman hajotuskerroin (a^{-1})

"Todelliset" (2) kertymät ovat - niissä tapauksissa, missä aineisto "sopii" malliin - n. 30 % pienempiä kuin "näennäiset" (1) arvot (Tolonen ym. 1992). "Todellisten" kertymien määrittäminen on kuitenkin usein hankalaa, koska tarvitaan useita ^{14}C -ikäyksiä turvepatsasta kohden ja useissa tapauksissa kohteet eivät "sovi" mallien antamiin ennusteisiin (Korhola 1992, Ikonen 1993, Tolonen ym. 1994) - ilmeisesti useista eri syistä. Tällöin on syytä tyytyä näennäiskertymiin. Ne kuvaavat myös suoraan maastosta mitattua tietoa.

Suomen soiden hiilen pitkäaikaisten näennäiskertymien keskiarvo on $19,9 \pm 10,7 \text{ g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (vaihteluväli 4,6 - 85,8 $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$, Tolonen ym. 1994). Kertymä on suurempaa kohosoilla ($22,5 \pm 11,5$, vaihteluväli 6,6 - 85,8) kuin sarasoilla ($15,1 \pm 6,8$, vaihteluväli 5,0 - 49,1). Arvot pienenevät pohjoiseen päin. Myös suon iällä ja kehitysvaiheella on vaikutuksensa. Nuorissa soissa pitkäaikaiset kertymät ovat suurempia kuin vanhoissa soissa (Tolonen ym. 1994).

Turvekankaat

Ojituksen jälkeen veden noste vähenee sen virratessa ojia myöten pois. Kun lisäksi pintaturpeen hajotustoiminta kiihtyy, suon pinta alenee. Pinnan aleneminen on luultavasti nopeinta heti ojituksen jälkeisinä vuosina, jolloin siitä suurin osa johtunee fyysikaalisesta nosteen vähenemisestä. Myöhempinä vuosina, jolloin pinnan aleneminen tasaantuu, vastannee hajotuksen lisääntyminen pääosasta alenemista. Metsäojitetuilla soilla suon pinnan laskun on mitattu vaihtelevan 12 ja 41 cm:n välillä siten, että se on märillä ja paksuturpeisilla soilla suurempaa kuin kuivilla ja ohutturpeisilla soilla (Lukkala 1949, Laine ym. 1994).

Ojitetuilla soilla tapahtuu kuitenkin myös orgaanisen aineen kertymää maanalaisen ja maanpäällisen kariketuoannon kautta. Varsinkin karuilla turvekankailla sammalet

muodostavat sekundaarisesti ns. raakahumusta tai kumusta. Rehevillä turvekankailla koivun lehtikarke ehkäisee tai ainakin heikentää tätä kehitystä. Muuttuuko ojitettu suo hiilen nielusta hiilen lähteeksi riippuu "vanhan" turpeen hajotuksen ja "uuden" turpeen muodostumisen suhteesta. Käytännössä näiden osasten suuruuksien määrittäminen on äärimmäisen vaikeata. Sitä voidaan yrittää lähestyä suon pinnan vaaitusten, tiheysprofiilien ja siitepöly- sekä hiilirajojen kautta (Laine ym. 1992a). Muutokset ovat kuitenkin yleensä niin pieniä, että jo 1-2 cm:n virhe turpeen painumisessa voi muuttaa taseen suunnan. Niinpä ensimmäisissä arvioissa todettiin, että minerotrofisilla soilla karikkeen kertymä kompensoi lisääntyneen hajotustoiminnan kun taas ombrotrofisilla soilla tapahtuisi lievää turpeen vähenemistä (Laine ym. 1992b). Tarkentuneet laskelmat ovat kuitenkin muuttaneet käsityksiä. Mitä karummista ojitusalueista on kyse ja mitä etelämpänä Suomessa ollaan sitä enemmän turpeeseen on ojituksen jälkeen sitoutunut orgaanista ainesta. Alueelliset maksimaaliset tyyppikeskiarvot ovat n. 12 kg C m⁻² 60 vuodessa (Laine ym. 1994), mikä tarkoittaa peräti 200 g C m⁻² a⁻¹. Rehevillä suotyypeillä (RhSR) maksimihävikit ovat 60 vuoden aikana olleet n. 10 kg C m⁻² (Laine ym. 1994). Koko aineiston keskiarvo (n. 900 profiilia eri puolilta Suomea) on +0,3 kg C m⁻² a⁻¹ 60 vuodessa eli 5 g C m⁻² a⁻¹. Kohteiden sisäiset ja väliset hajonnat ovat suuria.

Kivennäismaametsät

Mitä pohjoisempaan ja kostempaan ilmastoon siirrytään sitä enemmän kivennäismaassa on orgaanista ainetta. Merkittävä osa (12-13 %) maapallon maannosten hiilestä on sitoutuneena boreaalisiin metsiin johtuen sekä niiden maantieteellisestä laajuudesta että korkeahkosta orgaanisen hiilen tiheydestä (Post ym. 1982).

Suomessa ei ole ollut - muutamia kenttäkurssituloksia lukuunottamatta - tietoa erilaisten metsätyyppien maannosten orgaanisen hiilen määristä (ks. kuitenkin Havas & Kubin 1983). Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksella on juuri valmistunut tutkimus (Liski & Westman 1994), jossa on Hyytiälän metsäaseman läheisyydessä sijaitsevista metsiköissä määritetty hiilen määrät pohjaveden pinnan tasoon saakka (2,4 - 4,6 m). Koko metsikön, mukaan lukien puusto ja pintakasvillisuus sekä maaprofiili pohjaveden pinnan tason yläpuolella, hiilimäärät olivat sarjassa CT - VT - MT keskimäärin 12,6, 17,1 ja 26,9 kg m⁻². Prosentuaalisesti maassa olevan hiilen määrä oli CT:llä 56 % ja muilla metsätyypeillä 45 %. Laskettaessa vuotuisia hiilen kertymiä maahan ja otettaessa jakajaksi 2500 vuotta, joka edustaa vanhinta määritettyä hiilen ikäystä profiileissa, päädytään seuraaviin vuotuisiin keskimääräisiin hiilenkertymäarvoihin: CT 2,8, VT 3,1 ja MT 4,0 g m⁻² a⁻¹.

Johtopäätökset

Orgaanisen aineksen kertymän mittaaminen on työlästä ja kallista. Hiilipitoisuuden määrittäykset uusilla CHN-analysaattoreilla ovat nopeita ja edullisia, mutta ikämäärittäykset ovat kalliita ja hitaita. Kohteiden väliset ja sisäiset hajonnat ovat myös suuret. Arvojen saamista ja niiden luotettavuutta punnittaessa tulee mieleen samanlaisia ajatuksia kuin pohdittaessa ravinnetunnuksia luokittelun perustana (Laiho 1994). Käytännössä luokitukseen liittyisi suuria ongelmia, mutta tutkimustarkoituksissa tulisi ainakin pystyä kaukokartoituksen keinoin erottamaan kolme luontomme pääbiotooppia, metsät, suot ja turvekankaat, jopa jonkinlaisina alaluokkina toisistaan.

Kirjallisuus

- Armentano, T.V. & Menges, E.S. 1986: Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. - *J. Ecol.* 74: 755-774.
- Clymo, R.S. 1984: The limits to peat bog growth. - *Phil. Trans. R. Soc. London B303*: 605-654.
- Gorham, E. & Janssens, J.A. 1992: The paleorecord of geochemistry and hydrology in northern peatlands and its relation to global change. - *Suo* 43: 117-126.
- Havas, P. & Kubin, E. 1983: Structure, growth and organic matter content in the vegetation cover of an old spruce forest in Northern Finland. - *Ann. Bot. Fennici* 20: 115-149.:
- Ikonen, L. 1993: Holocene development and peat growth of the raised bog Pesänsuo in southwestern Finland. - *Geol. Survey Finland, Bull.* 370: 1-58.
- Ingram, H.A.P. 1978: Soil layers in mires: function and terminology. - *J. Soil Sci.* 29: 224-227.
- Korhola, A. 1992: Mire induction, ecosystem dynamics and lateral expansion on raised bogs in the southern coastal area of Finland. - *Fennia* 170(2): 25-94.
- Laiho, R. 1994: Voitaissiinko soita luokitella pelkkien turpeen ravinnettunnusten perusteella? - Tämä nide.
- Laine, J., Vasander, H. & Puhalainen, A. 1992a: A method to estimate the effect of forest drainage on the carbon store of a mire. - *Suo* 43: 227-230.
- Laine, J., Vasander, H. & Puhalainen, A. 1992b: Effect of forest drainage on the carbon balance of mire ecosystems. - *Proc. 9th Int. Peat Congress, Uppsala, Sweden, June 22-26, 1992, vol. 1*: 170-181.
- Laine, J., Minkkinen, K., Puhalainen, A. & Jauhiainen, S. 1994: Effect of forest drainage on the carbon balance of peatland ecosystems. - *Teoksessa: Kanninen, M. & Heikinheimo, P. (toim.), The Finnish research programme on climate change. Second progress report*: 303-308. Publications of the Academy of Finland 1/94.
- Liski, J. & Westman, C.J. 1994: Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites of different fertilities in southern Finland. - *Käsikirjoitus. Hyväksytyt Biogeochemistry -sarjaan.*
- Lukkala, O.J. 1949: Soiden turvekerroksen painuminen ojituksen vaikutuksesta. - *Commun. Inst. For. Fenniae* 37(1): 1-56.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J. & Stangenbauer, A.G. 1982: Soil carbon pools and world life zones. - *Nature* 298: 156-159.
- Tolonen, K., Vasander, H., Damman, A.W.H. & Clymo, R.S. 1992: Preliminary estimate of long-term carbon accumulation and loss in 25 boreal peatlands. - *Suo* 43: 277-280.
- Tolonen, K., Turunen, J., Vasander, H. & Jungner, H. 1994: Rate of carbon accumulation in boreal mires. - *Teoksessa: Kanninen, M. & Heikinheimo, P. (toim.), The Finnish research programme on climate change. Second progress report*: 297-302. Publications of the Academy of Finland 1/94.
- Vasander, H. 1991: Suon perustuotannosta turpeeksi. - *Suo ja Turve* 4/1991: 14-17.

Distribution: The Finnish Forest Research Institute,
Department of Forest Ecology, P.O. Box 18, 01301 Vantaa, Finland
Phone: +358-0-857 051, Fax: +358-0-857 05 569

ISBN 951-40-1401-4
ISSN 0358-4283

Hakapaino Oy 1994