Pro Terra

No. 15

MAA, JOSTA ELÄMME
II Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit

Liisa Pietola ja Martti Esala
(toim.)

HELSINGIN YLIOPISTO
SOVELTAVAN KEMIAN JA MIKROBIOLOGIAN LAITOS

2002

ISBN 952-10-0780-X
ISSN 1457-263X
Helsinki 2002

Pro Terra

No. 15

MAA, JOSTA ELÄMME
II Maaperätieteiden päivien laajennetut abstraktit

Liisa Pietola ja Martti Esala (toim.)

Toimituskunta

Sessio I
Leena Suominen (pj.),
Erkki Aura, Katarina Björklöf, Marja-Liisa Räisänen, Michael Starr

Sessio II
Sari Penttinen (pj.)
Laura Alakukku, Helena Soinne, Antti Jaakkola, Pekka Tamminen

Sessio III
Kirsti Granlund (pj.)
Heljä-Sisko Helmisaari, Marja-Liisa Räisänen, Markku Yli-Halla

Suomen Maaperätieteiden Seuran ry. hallitus
Martti Esala (pj.), Kirsti Granlund, Ilari Lumme,
Sari Penttinen, Leena Suominen, Liisa Pietola (siht.)

SUOMEN MAAPERÄTIETEIDEN SEURA ry.
HELSINGIN YLIOPISTO
SOVELTAVAN KEMIAN JA MIKROBIOLOGIAN LAITOS

Helsinki 2002

Sisällysluettelo

sivu

Martti Esala: Avaus…… 1

Helinä Hartikainen: Maa, josta elämme……. 2

Ari Seppänen: Euroopan komission tiedonanto ja euroopan neuvoston päätelmät maaperän suojelusta……..……...6

Michael Starr: Metsämaatiede: haasteet ja näköalat *(engl.)* …… 11

Sessio I: Maaperän prosessit

Esitelmät:

Antti-Jussi Lindroos: Erilaisten maavesien aiheuttama mineraalimaan rapautuminen……. 14

Hannu Ilvesniemi: Maaperän lämpötilan ja kosteuden vaikutus männyn taimien hiilen käyttöön……..17

Hannu Fritze: Onko puuntuhkan kadmium haitallinen metsämaan mikrobeille ?……..…20

Hannu Koponen: Lämpötilan vaikutus orgaanisen peltomaan denitrifikaatioon…….. 23

Markus Hartman: Lämpösummakäsittelyjen vaikutukset turvenäytteiden kokonais-typpeen, liukoisiin typpiyhdisteisiin, mikrobibiomassaan ja maahengitykseen *(engl.)*…… 25

Robin Sen: Microbial biofilms in the mycorrhizospheres of Scots pine: organization and functioning as an 'external rumen/gut' in boreal forest soils……..28

Posterit:

Markus Hartman, Marjut Karsisto and Seppo Kaunisto: Sarkaleveyden ja ravinne-lisäyksen vaikutukset hiilitaseeseen ojitetulla suolla *(engl.)* …… 29

Marjut Karsisto, Markus Hartman, Hannamaria Potila ja Tytti Sarjala: Lämpötilan ja turpeen typpipitoisuuden vaikutus turpeen orgaanisiin yhdisteisiin *(engl.)* ……. 32

Marjut Karsisto, Veikko Kitunen, Jyrki Jauhiainen ja Harri Vasander: Typpilaskeuman vaikutus rahkasammalien vapaisiin aminohappoihin *(engl.)*……34

Marjut Karsisto, Veikko Kitunen, Raija Laiho, Jukka Laine, Ulla-Mari Tiainen, Maria Savitski, ja Timo Penttilä: Karikkeen ja turpeen orgaanisen aineen luonnehdinta hajotusprosessien aikana *(engl).* …….. 36

Janne Levula ja Carl Johan Westman: Metsämaan lajitekoostumuksen määrittäminen pipettimenetelmällä ja laserdifraktiolla – menetelmävertailu……39

Taina Pennanen, Tiina Korkama ja Juha Heiskanen: Kuusentaimien mykorritsa-sieniyhteisö mätästetyllä uudistusalalla *(engl.)*……. 42

Janna Pietikäinen, Katarina Hedlund ja Erland Bååth: Maaperän sienten ja bakteerien kasvunopeuksien muutokset erilaisissa ravintoketjuissa …….. 44

Niko Silvan, Harri Vasander, Marjut Karsisto ja Jukka Laine: Typen ja fosforin lisäyksen vaikutus mikrobibiomassaan ennallistetulla suopuskurilla *(engl.)*…… 46

Asko Simojoki ja Helinä Hartikainen: Seleenilisän jakautuminen kasvissa ja vaikutus juuriin…….. 49

Marja Tuomela, Pekka Oivanen, Merja Lyytikäinen ja Annele Hatakka: Valkolahosienet ligniinin ja pentakloorifenolin (PCP) hajottajina maassa *(engl.)* ……...51

Milja Vepsäläinen, Jarkko Rapala ja Ritva M. Niemi: Fluorogeenisten entsyymi-substraattien stabiilius…… 54

Mika Yli-Petäys, Lasse Aro, Jyrki Hytönen, Jukka Laine, Kari Minkkinen, Marja Maljanen ja Pertti Martikainen: Metsitettyjen suopeltojen ja suonpohjien kasvihuonekaasujen taseet - tutkimuksen esittely …….. 57

Sessio II: Profiilit ja lohkot

Esitelmät

Martti Esala: Olkien käsittelyn ja syysmuokkauksen vaikutus ^{15}N –merkityn typen ja hiilen kiertoon maassa……60

Timo Kareinen: Maahuokosten kokojakauman vaikutus maaveden liikkeeseen metsämaassa…….. 63

Tytti Sarjala: Liukenevat typpiyhdisteet ja mikrobiaktiivisuus ojitetulla turvemaalla……..67

Niina Tanskanen: Sekundääriset alumiiniyhdisteet muokatussa metsämaassa …… 69

Tommi Peltovuori: Fosfori suomalaisissa viljelymaaprofiileissa ……72

Liisa Pietola: Laiduntamisen ja suojavyöhykkeiden vaikutukset maan imentäkykyyn ……75

Visa Nuutinen: Salaojateknikon ja ekosysteemi-insinöörin vuorovaikutus savipellolla: veden lierokäytäväreitti salaojaan……..78

Posterit

Laura Alakukku ja Visa Nuutinen: Savimaan makrohuokosto ja lierojen esiintyminen suhteessa salaojiin ……81

Pierre E. Galand, Sanna Saarnio, Hannu Fritze ja Kim Yrjälä: Metanogeenien monimuotoisuus suomalaisella oligotrooffisella suolla……83

Hannu Ilvesniemi, Janne Levula, Michael Starr ja Pekka Tamminen: Avohakuun vaikutus maan hiilivaraston kokoon……..…… 86

Sinikka Jauhiainen, Raija Laiho ja Harri Vasander: Ennallistamisen aiheuttamat muutokset suon ekohydrologiaan ja kasvillisuuteen *(engl.*)…….. 88

Marja Maljanen, Jaana Haapala, Kirsi Järvenranta, Perttu Virkajärvi ja Pertti J. Martikainen: Laitumen dityppioksidi- ja metaanipäästöt…….… 89

Arja Nykänen ja Tapio Salo: Luonnonmukaisen apilanurmen typpilannoitus-vaikutuksen mallintaminen ……..……91

Sari Penttinen, Leena Finér, Pekka Hänninen ja Ari Laurén: Puustoparametrien arvioiminen sähkönjohtavuuden avulla……. 93

Jyrki Pitkäjärvi, Jenny Unnérus, Leena Räsänen, Kaisa Wallenius ja Kristina Lindström: Merkkigeeneillä muunnettujen *Rhizobium galegae* kantojen ekologinen käyttäytyminen pohjoisissa kenttäolosuhteissa *(engl.)*…… 96

Jukka Pumpanen, Hannu Ilvesniemi ja Carl Johan Westman: Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus maasta tulevaan CO_2-vuohon…….. 98

Antti Ristolainen Antti Jaakkola, Pekka Hänninen ja Laura Alakukku: Maaperäfysiikka ja sato (MaSa)–viljelymaan fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien hallinta maaperä- ja satokarttojen avulla……100

Helena Soinne: Liukoisen fosforin pidättyminen häiriintymättömässä maanäytteessä - Mittausmenetelmän kehittäminen……...102

Eija Syväsalo, Kristiina Regina ja Martti Esala: Typpioksiduulin päästöt maatalousmaista *(engl.)*…….104

Niina Tanskanen ja Hannu Ilvesniemi: Hiilen määrä muokatussa metsämaassa……..106

Antti Wall ja Jyrki Hytönen: Ravinnemäärät 10 ja 60-70 vuotta sitten metsitetyillä pelloilla ja viereisissä metsissä *(engl.)*….……108

Kim Yrjälä, Marja-Leena. Åkerman, Carola. Fortelius, Aki Aittola, Arja Tervahauta, Sirpa Kärenlampi ja Kielo Haahtela: Koivu polyaromaattien(PAH) fytoremediatiossa (*engl.)*…110

Sessio III: Aluetaso

Esitelmät:

Päivi Merilä: Metsämaan mikrobitoiminnan muutokset primaarisukkesion kuluessa……. 114

Raimo Nevalainen: Maaperän yleiskartoitus paikkatietoaineistojen ja GIS-analyysien avulla……..116

Hannu Mannerkoski: Maaperän vaikutus pohjaveden laatuun……..120

Pekka Hänninen: Maaperän seuranta-asemat……123

Posterit:

Aimo Hartikainen ja Maria Nikkarinen: Maaperän ja perunan alkuainepitoisuuksien vertailua kahdella kohdealueella Itä-Suomessa ……127

Marjut Karsisto, Veikko Kitunen ja Jukka Laine: Pintakerrosvalutuskentän käyttö puskurivyöhykkeenä ympäristön hoidossa…… 131

Tiina M. Nieminen, Liisa Ukonmaanaho, Nicole Rausch ja William Shotyk: Kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuuksien syvyyssuuntainen vaihtelu kolmen ombrotrofisen rämeen pintaturpeessa…… 134

Katri Rankinen, Ahti Lepistö ja Kirsti Granlund: Alueellisen typpimallin (INCA) sovellus Simojoen vesistöalueelle…… 137

Into Saarela ja Väinö Mäntylahti: Kiillepitoisten karkeiden maiden kaliumin vapautuminen kasveille……. 140

Riitta Väänänen, Hannu Ilvesniemi ja Kaarle Kenttämies: Orgaanisen pintamaan kyky sitoa fosfaattia puustoisilla suojavyöhykkeillä ja hakkuualoilla……...143

Ilona Bärlund, Sirkka Tattari ja Markku Yli-Halla: Voidaanko ojitusmenetelmillä vaikuttaa kehitysasteeltaan erilaisista alunamaista huuhtoutuvaan happamuuteen ja metallikuormaan?……146

Tervetuloa toisille maaperätieteiden päiville,

Maaperä on yksi elämän perusedellytyksistä. Se toimii kasvien kasvualustana, monien eliöiden elinympäristönä, veden varastona ja läpivirtauspaikkana sekä ilmakehän koostumuksen säätelijänä. Eläinkunnan, myös ihmisen, ravinnon saanti on riippuvainen maaperästä joko suoraan tai välillisesti. Ihminen vaikuttaa maaperään ja sitä kautta ympäristöön voimakkaasti tuottaessaan ravintoa ja monia muita hyödykkeitä. Tutkijalle maaperä on monipuolinen, mielenkiintoinen ja monella tapaa vielä tuntematon kohde. Koko ihmiskunnalle sen tulisi olla luonnonvara, jonka arvo ymmärretään, jonka tila tunnetaan ja josta pidetään huolta. Siksi näiden päivien teemaksi on valittu ”Maa, josta elämme”.

Päivien ohjelma on jaettu kolmeen sessioon, joissa tarkastellaan aluksi maaperän toimintoja pienimmässä mittakaavassa eli prosessitasolla, sitten siirrytään profiili- ja lohkotason tarkasteluun ja kolmanneksi aluetasolle. Ennen varsinaisia sessioita tarkastellaan maaperän kannalta yleisiä kysymyksiä, muun muassa tulossa olevaa päätöksentekoa. Ohjelman rakenteella halutaan tuoda esille sitä, että kokonaisuuksia kattavan päätöksenteonkin pohjalla täytyy olla syvällinen tietämys maaperän toiminnoista.

Päivien järjestäjänä toimivat, ensimmäisten kaksi vuotta sitten järjestettyjen päivien tapaan, Suomen Maaperätieteiden Seura ja Helsingin yliopiston Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. Käytännön järjestelyistä on vastannut seuran hallitus. Sessioiden ohjelman on koonnut kutakin sessiota varten valittu työryhmä. Jo tässä vaiheessa voimme lausua kaikille järjestelyihin osallistuneille suuret kiitokset työstä päivien onnistumiseksi.

Päivien esitelmät on julkaistu tässä julkaisussa jo ensimmäisillä maaperätieteen päivillä toteutetulla ja sen jälkeen kerätyssä palautteessa kannatusta saaneella tavalla. Tavoitteena on ollut aikaansaada päivien annista julkaisu, joka on kohtuullisen helppo tuottaa sekä esitysten pitäjille että päivien järjestäjille, mutta antaa silti riittävästi tietoa esitysten sisällöstä. Toivottavasti julkaisu palvelee tarkoitustaan toivotulla tavalla.

Maaperätieteiden päivien tarkoituksena on koota maaperää eri tahoilla pelloilla, metsissä ja niiden ympäristössä tarkastelevia tutkijoita yhteen esittämään tuloksia toisilleen ja asiasta kiinnostuneelle yleisölle. Toivottavasti päivillä esitettävät noin 60 suullista esitystä ja posteria antavat hyvän läpileikkauksen alan tutkimuksesta maassamme tällä hetkellä.

Päivien tarkoituksena on myös koota tutkijoita ja muita alasta kiinnostuneita tapaamaan toisiaan. Siksi ohjelmaan on pyritty jättämään aikaa keskusteluun ja muuhun kanssakäymiseen. Ensimmäisen päivän lopussa kuulemme terveisiä viime kesänä Bangkokissa järjestetystä 17. maaperätieteen maailmankongressista. Palkitsemme päivien aikana ensimmäistä kertaa alalta kahden viime vuoden aikana valmistuneen pro gradu –työn. Tällä palkinnolla haluamme kannustaa alan opiskelijoita opinnoissaan.

Olkaa kaikki tervetulleita toisille maaperätieteiden päiville oppimaan uutta ja viihtymään.

Martti Esala
Suomen Maaperätieteiden Seuran puheenjohtaja

Maa, josta elämme
Soil that sustains us

Helinä Hartikainen
Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto:
helina.hartikainen@helsinki.fi

Ihminen on läpi historiansa ollut sidoksissa maaperään. Maanviljelyksen aloittaminen ankkuroi hänet pysyville asuinsijoille, jolloin siteet maahan saivat konkreettisen muodon. Samalla luotiin pohja kulttuurin kehittymiselle. Ensimmäiset kaupungit ja ensimmäiset kulttuuriyhteiskunnat syntyivät vanhimmille pysyvän maanviljelyksen alueille Niilin, Kaksoisvirtain ja Induksen varsille, missä viljely perustui kasteluun. Näin ollen tuottavaa maaperää ja käyttökelpoista vettä voidaan pitää sivistyksen peruskivinä. Hyvää maata onkin kautta aikojen pidetty suuressa arvossa. Jo tuhansia vuosia sitten havaittiin, että tummat maat olivat yleensä hedelmällisiä. Melko varhain osattiin tumma väri ja maan tuottokyky yhdistää hajonneista kasvinjätteistä syntyneeseen ainekseen. Sitä pidettiin kasvien elämän eliksiirinä, vaikka sen vaikutustavoista ei oltukaan selvillä. Tätä taustaa vasten on helppo ymmärtää, että maan arvoa mitattiin hyvin kauan sillä perusteella, miten hyvin se kykeni tuottamaan ravintoa ja raaka-aineita ihmisen tarpeiden tyydyttämiseksi.

Maaperän tehtävät

Maaperän merkitys ja tehtävät ovat kuitenkin saaneet uusia ulottuvuuksia sitä mukaa kun luonnonläheinen elämäntapa on muuttunut nykyaikaiseksi teknistyneeksi elämäntyyliksi. Teollistuminen, nopea kaupungistuminen ja hyvätuottoisten maa-alueiden jääminen kasvavien kaupunkien alle, maaperässä olevien raaka-aineiden käyttö, teiden ja kaatopaikkojen rakentaminen, ympäristön kemikalisoituminen, jätteet sekä maailmassa tapahtunut köyhien ja rikkaiden maiden välisen eron syveneminen ovat tuoneet maaperäasiat uuteen valoon ja vähitellen myös poliittisiin kabinetteihin. Ruoan ja raaka-aineiden lisäksi maaperä tuottaa ihmiskunnalle lukemattomia muita elämän ylläpitoon ja laatuun sekä ympäristöön liittyviä palveluja. Niiden arvo huomataan kuitenkin usein vasta sitten, kun maaperän toimintakyky on heikentynyt. Muun muassa silloin kun puhumme ruoan turvallisuudesta, juomaveden laadusta, vesistöjen rehevöitymisestä, kasvihuoneilmiön kiihtymisestä tai köyhyydestä, sivuamme kysymyksiä, jotka liittyvät maaperän toimintaan sekä maankäytön muutoksiin.

Luonnontieteellisesti tarkasteluna maaperä on keskeinen biosfäärin osa, joka on tiiviissä vuorovaikutuksessa ilman ja vesikehän kanssa. Se on myös valtaisa auringon energian varasto; maaperään kertyneen orgaanisen hiilen määrän on arvioitu ylittävän kaikissa muissa biosfäärin osissa olevan hiilen kokonaismäärän. Maaperä osallistuu mitä moninaisimpien prosessien kautta ainekiertoihin ja vaikuttaa jokapäiväiseen elämäämme ottamalla vastaan ja käsittelemällä erilaisia jätteitä ja kuormittavia aineita. Niiden kohtalo, kulkeutuminen biologisiin systeemeihin ja liikkuminen syvempiin kerroksiin kohti pohjavettä tai haihtuminen ilmakehään riippuvat siitä, minkälaisiin biologisiin ja kemiallisiin prosesseihin ne joutuvat mukaan. Maaperän eliöyhteisö, joka on määrältään ja diversiteetiltään valtava verrattuna muihin biosfäärin osiin, hajottaa ja muokkaa maahan joutuvia orgaanisia yhdisteitä takaisin lähtöaineiksi ja biologiseen kiertoon. Huomattava osa orgaanisista haitta-aineista hajoaa maassa enemmin tai myöhemmin mikrobiologisten ja kemiallisten reaktioreittien kautta. Jos yhdiste on kuitenkin täysin luonnolle vieras, esimerkiksi vahvasti kloorattu,

hajoaminen on hyvin vaikeaa. Tällaisten vierasaineiden hajotessa voi syntyä jopa lähtöainetta haitallisempia tuotteita. Raskasmetallit sen sijaan eivät hajoa, vaan useimmiten niiden aiheuttama kuormitus on ihmisiällä mitaten pysyvää.

Kemialliset reaktiot puolestaan säätelevät pitkälti aineiden liukoisuutta ja biologista käyttökelpoisuutta. Humus, hienojakoisen mineraaliaineksen sisältämät savimineraalit sekä rapautumisen tuotteina syntyneet huonosti järjestyneet metallioksidit sitovat aineita ioninvaihtoreaktioiden, kompleksinmuodostuksen ja muiden spesifisten mekanismien avulla ja sillä tavalla säätelevät liukoisuutta. Aineiden kulkeutuminen maaperästä edelleen vesistöihin ja pohjavesiin on sidoksissa maan fysikaalisiin ominaisuuksiin kuten vedensitomiskykyyn ja läpäisevyyteen, liettymistaipumukseen ja eroosioherkkyyteen. Tällä tavoin tarkasteltuna maaperä on suodattimen tavoin toimiva puskurisysteemi, joka lieventää kuormittavien tekijöiden vaikutuksia elinympäristöömme. Se toimii puhdistuslaitoksena, jonka arvo selviää usein vasta siinä vaiheessa, kun järjestelmä tukkeutuu tai käy muuten tehottomaksi. Samalla kun maa suojelee monipuolisilla mekanismeilla ilmaa ja vesiä, se voi itse kuormittua.

Ilman ja veden laadun vaikutus ihmisten terveyteen ja hyvinvointiin on tunnettu jo vanhalta ajalta alkaen. Sen sijaan maaperän laadun ja ihmisten hyvinvoinnin välisestä syy-yhteydestä alettiin päästä selville vasta, kun eri alkuaineiden biokemialliset roolit alkoivat seljetä. Vähitellen alettiin ymmärtää maaperän kemiallisten ominaisuuksien yhteys eläimillä ja ihmisillä esiintyviin sairauksiin. Nyt näiden syy-yhteyksien tutkimus on laajentunut oma erityisalaksi, geolääketieteeksi.

Terve maaperä

Puhdas luonto ja terve maaperä ovat nykyisin markkinavaltteja, mutta maaperän määritteleminen terveeksi ei ole yksiselitteistä. Luontaisten ominaisuuksien perusteella sitä ei voida tehdä. Luonnon monimuotoisuus edellyttää, että on olemassa tuottokyvyltään ja muilta ominaisuuksiltaan hyvin erilaisia elinympäristöjä kasveille ja eläimille: karuja ja reheviä, kuivia ja märkiä, happamia ja emäksisiä. Onkin syytä muistaa, että biodiversiteetti on kytkennässä geodiversiteettiin. Maassa saattaa olla viljelykasvien tarpeisiin nähden riittämättömästi jotain kasvinravinnetta, mutta luonnonkasvit tulevat siinä toimeen. Toisaalta jotain alkuainetta voi maassa olla luontaisesti niin korkeina pitoisuuksina, että paikalle valikoituneissa kasveissa pitoisuudet voivat olla eläimille ja ihmisille toksisia. Eläimet oppivat kuitenkin välttämään tällaisia haitallisia kasveja.

Suuret satomäärät eivät myöskään sovi maaperän terveyden mittapuuksi. Raskasmetalleilla tai haitallisilla kemikaaleilla kuormittunut maa voi tuottaa määrällisesti normaaleja, mutta laadullisesti heikkoja satoja. Lannoitusaineiden oikealla käytöllä voidaan parantaa viljelykasvien sadon määrää ja laatua, mutta jos lannoitusaineiden käyttömäärät ovat liian suuria, jos maa ei lainkaan pysty varastoimaan ravinteita tai jos kasvien muut kasvuedellytykset ovat epäedulliset, ravinteita kulkeutuu pinta- ja pohjavesiin, jotka pilaantuvat. Tällöin maan tuottokyky ei ole ollut kestävällä pohjalla. Viljelymaan kohdalla terveyden määritelmä voisikin lähteä siitä, miten hyvin maa toimii kokonaisuutena, miten tehokkaasti sen kemialliset, fysikaaliset ja biologiset säätelymekanismit tulevat hyväksi käytetyiksi ja miten kestävästi maa pystyy kierrättämään aineita aiheuttamatta haittaa muulle ympäristölle.

Maa voi sairastua

Yleisessä keskustelussa hyvinvoinnista maaperä jää merkitykseensä nähden varsin vähälle huomiolle. Me elämme kuitenkin maasta ja maaperänsuojelulla ja hoidolla turvaamme viime kädessä oman elämisemme edellytykset. Esimerkkejä siitä, miten maaperän sairastuminen vaikuttaa ihmisten toimeentulomahdollisuuksiin, löytyy eri puolilta maailmaa. Syynä voi olla, että väärät viljelytavat ovat pilanneet maaperän tai ulkoiset kuormitustekijät ovat ylittäneet maan sietokyvyn. Terve maaperä pystyy toipumaan siihen kohdistuneesta äkillisestä rasituksesta, mutta pitkäaikainen stressi heikentää sen toimintakykyä. Oireita voivat olla mm. ravinnevarojen ja eliöstön köyhtyminen, häiriöt vesitaloudessa, eroosio, happamoituminen, suolaantuminen, myrkyttyminen ja pahimmassa tapauksessa radioaktiivinen saastuminen, joka voi tehdä laajojakin alueita asumiskelvottomaksi. Huonosti toimiva maaperä kuormittaa muuta ympäristöä, ilmaa ja vettä. Jos maaperä sairastuu, on toki olemassa keinoja ongelmien hoitamiseksi. Ne ovat kuitenkin erittäin kalliita ja usein myös teknisesti vaikeita toteuttaa. Puhdistuskeinot ovat rankkoja ja useimmiten tyydytäänkin kuorimaan saastunut kerros pois ja siirtämään ongelma toiseen paikkaan. On paljon halvempaa torjua riskit ennakolta.

Voidaankin hyvällä syyllä kysyä, miksi maaperän pilaantumista on päässyt tai pääsee tapahtumaan kaikesta olemassa olevasta tiedosta huolimatta? Yhtenä syynä voi olla se, että maaperän kyky sietää kuormittavia tekijöitä on paljon suurempi kuin ilmakehän tai vesistöjen, kuormittuminen ei ole välittömästi aistein havaittavissa. Toinen syy voi olla se, että tavalliset kansalaiset ovat varsin huonosti perillä maaperän toiminnoista ja tehtävistä. Tyypillistä on, että vasta jokin onnettomuus tai ympäristömuutosten eteneminen selkeästi havaittaviksi haitoiksi havahduttaa. Esimerkiksi happamoituminen etenee maassa piilevästi ja sen vahingolliset vaikutukset tulevat selvästi näkyviin kasvillisuudessa ja vesistöissä vasta siinä vaiheessa, kun maassa on tapahtunut peruuttamattomia muutoksia.

Maaperänsuojelu on pitkäjänteistä toimintaa

Kaikkeen luonnonvarojen käyttöön liittyy haittoja tai riskejä luonnolle. Luonnonvarojen kestävän käyttö sisältää kuitenkin ajatuksen, että luonto säilyttää tuottokykynsä, minkä vuoksi tarvitsemme määrätietoista tutkimusta pilaantumiskehityksen varhaisten signaalien toteamiseksi. Tieteellisen riskinarvioinnin tehtävä on antaa päätöksentekijöille yksilöidyt, mahdollisimman tarkat ja oikeat perusteet valinnoille. Maaperänsuojelun nimissä on kuitenkin päädytty soveltamaan sellaisiakin periaatteita ja ohjeita, jotka eivät perustu tieteelliseen tietoon. Esimerkkinä mainittakoon, että saastuneille maille annetut raskasmetallien raja-arvot ovat totaalipitoisuuksia, joilla ei ole välttämättä mitään tekemistä ekologisesti vaikuttavien määrien kanssa.

Maaperän tarjoamat palvelut voivat edistää kestävää kehitystä ja ympäristönsuojelua, jotka ovat nousemassa erittäin näkyvään asemaan kaikilla elinkeinoelämän sektoreilla. Esimerkiksi jätteiden ja sivutuotteiden kierrätys maaperän kautta voi palvella teollisuutta, joka on nostanut ekokilpailukyvyn tulevaisuuden menestystekijäksi. Toisaalta maaperänsuojelun tarve konkretisoituu, kun kuluttajat vaativat puhtaita elintarvikkeita. Koska vesistöt ovat valuma-alueensa lapsia, maaperänsuojelu on myös olennainen osa vesiensuojelua.

Emme voi kuitenkaan jättää maaperäasioita pelkästään asiantuntija- ja viranomaistehtäväksi, vaan tarvitsemme elinkeinoelämän mukaan tuloa sekä kansalaisten ja järjestöjen aktiivista toimintaa. Tiedeyhteisön vastuu on myös suuri, jotta maaperätieteet saavuttaisivat yhteiskunnassa saman vaikuttavuuden ja näkyvyyden kuin monet muut tieteenalat kuten

taloustieteet, lääketiede, molekyylibiologia ja ilmakehän tutkimus. Tieto on saatava poliitikkojen kielelle, jotta sillä olisi vaikutusta. Koska omakohtaisen tiedon puute voi johtaa asioiden aliarviointiin ja vähättelyyn, tietämystä maaperän tehtävistä ja vaikutuksista olisi tuotava kaikkien kansalaispiirien ulottuville. Tulevaisuuden päätöksentekijöiden asenteisiin voitaisiin parhaiten vaikuttaa lisäämällä maaperäasioiden osuutta kouluopetuksessa ja muussa ympäristökasvatuksessa. Tärkeä viesti on, että kun me huolehdimme maaperästä, se pitää huolen meistä.

Euroopan komission tiedonanto ja Euroopan neuvoston päätelmät maaperän suojelusta

Ari Seppänen
Ympäristöministeriö: ari.seppanen@ym.fi

Maaperänsuojelu nousi Euroopan ympäristöpolitiikkaan uutena aiheena, kun Euroopan komissio antoi viime huhtikuussa selonteon maaperänsuojeluista. EU:n epävirallinen ympäristöministerikokous käsitteli maaperänsuojelun selontekoa ja ympäristöministeri-neuvosto teki sitä koskevat päätelmät kesäkuussa. Seuraavassa on lyhyesti esitelty näitä asiakirjoja niiden kansallisessa käsittelyssä syntyneiden dokumenttien pohjalta.

Tiedonanto

Euroopan komissio antoi 16 päivänä huhtikuuta 2002 tiedonannon neuvostolle, Euroopan parlamentille, talous- ja sosiaalikomitealle alueiden komitealle: Kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa. (KOM(2002) 179 lopullinen). Tiedonannossa komissio asetti maaperänsuojelun samaan asemaan kuin veden ja ilman sellaisena ympäristön osana, jota on suojeltava tulevaisuudessa. Komission mukaan maankäyttö ja maaperän kuormitus on nykytasolla maaperänsuojelun kannalta kestämätöntä. Niin maaperän ekologisen toimintakyvyn säilyminen kuin maaperästä riippuva ihmisen tarpeiden tyydyttäminen pitkällä tähtäimellä ovat vaarantuneet Euroopan alueella. Vaurioitumisprosessien jatkuminen ja ilmastonmuutoksen uhka maaperän vaurioitumisprosesseja ja niiden vaikutusten ilmenemistä kiihdyttävänä tekijänä korostavat maaperänsuojelun kasvavaa tarvetta. Tiedonannon tavoitteena on parantaa nykyistä kokonaisvaltaisemman ja järjestelmällisemmän maaperänsuojelun edellytyksiä tekemällä lukuisille eri osapuolille selkoa vallitsevasta maaperänsuojelun nykytilanteesta ja tulevaisuuden toimintatarpeista. Tiedonannossa käsitellään maaperää ympäristön peruselementtinä erityispiirteineen, jotka monin tavoin vyyhteytyvät niin ihmisen toimintaan kuin muuhun fyysiseen ympäristöön. Tiedonanto kuvaa maaperän tehtävät luonnon ja ihmisen taloudessa, osoittaa maaperänsuojelupolitiikan kehittämisen kannalta keskeiset maaperän ominaisuudet, osoittaa Euroopan mittakaavassa keskeisimmät maaperään kohdistuvat uhat, esittelee maaperän suojelun kannalta keskeisintä Euroopan yhteisön politiikkaa, esittelee maaperää koskevan tiedon nykyistä saatavuutta ja määrittelee tiedon puutteita, luo maaperänsuojelua koskevalle politiikalle perustan ja ehdottaa maaperänsuojelun kehittämiseksi maaperänsuojelun teemastrategian laatimista.

Komission näkemyksen mukaan maaperänsuojelun kokonaisuuden edistämiseksi tarvitaan maaperänsuojelun teemastrategia (vrt. 6.ympäristöohjelma), jossa tarkastellaan maaperänsuojelun kehittämistä osana ympäristöpolitiikan kehittämistä, maaperänsuojelun integroimista muuhun politiikkaan, maaperän tilan seurantaa ja maaperänsuojelun jatkuvaa kehittämistä maaperää koskevan seurantatiedon perusteella. Komission ehdottaman maaperänsuojelun teemakohtaisen strategian pohjalta voitaisiin toteuttaa integroituja ja kohdennettuja poliittisia toimia maaperän kestävän käytön edistämiseksi EU:ssa. Toisaalta olisi perinteisesti ja myös vastedes paikallisella ja alueellisella lähestymistavalla vahva merkitys maaperäpolitiikassa. Komissio perustaa yksiköidensä välisen maaperää käsittelevän ryhmän, jotta voidaan varmistaa integroitu, eri politiikan alat kattava lähestymistapa. Komissio julkaisee kesäkuuhun 2004 mennessä raportin teknisistä toimista sekä lainsäädäntöä ja politiikkaa koskevista aloitteista, jotka se on toteuttanut maaperänsuojelun edistämiseksi. Komissio valmistelee laajassa yhteistyössä jäsenvaltioiden, ehdokasmaiden, Euroopan ympäristökeskuksen, tutkijoiden ja muiden sidosryhmien kanssa maaperään kohdistuvien uhkien torjumiseksi 1) ehdotusta maaperän tilan seurannan järjestämiseksi ja

2) tiedonantoa yksityiskohtaisista suosituksista, jotka ovat tarpeen maaperän eroosion torjumiseksi, orgaanisen aineksen vähenemisen ehkäisemiseksi ja saastuneen maaperän puhdistamiseksi.

Maaperän seurantajärjestelmän suunnittelu ja rakentaminen toteutetaan jäsenvaltioiden yhteistyönä ja sitä koskeva esitys on tarkoitus tehdä vuoden 2004 aikana. Maaperän seurantavelvollisuutta koskevalla lainsäädännöllä turvattaisiin poliittisille päättäjille helposti saatavilla olevaa ja tarpeellista tietoa maaperästä, sitä uhkaavista tekijöistä ja suojelutoimenpiteiden vaikutuksista. Maaperän tilasta ja suojelun tason riittävyydestä kertovan seurannan ja indikaattorien kehittämisen tarve korostuu voimakkaasti maaperänsuojelun teemastrategiassa. Indikaattorien kehittäminen on aloitettu EEA:n. maaympäristön aihekeskuksessa.

Tiedonantoa varten muodostetaan parempi ja riittävän laaja käsitys maaperän saastuneisuudesta, sen korjaamisen mahdollisuuksista ja tarpeellisten puhdistustoimien tärkeysjärjestyksestä. Vuonna 2003 järjestetään konferenssi, jossa selvitetään edistymistä maaperän eroosion ja orgaanisen aineksen pitoisuuden vähenemisen ongelmien ratkaisussa. Komissio perustaa foorumin, jossa osalliset, niin tiedeyhteisö, maan omistajat, maanviljelijät, alueet, kunnat kuin teollisuus tulevat kuulluiksi maaperänsuojelun tarpeista ja vaikutuksista. Maaperänsuojelun teemastrategian lähtökohtana on maaperän vaurioitumisen ennaltaehkäisy EU:n ympäristöpolitiikan kehittämisen osana sekä maaperän suojelun ja kestävän käytön integroiminen EU:n sektoripolitiikkaan siten, että myös alueellisten maaperän vaurioitumis-paineiden erilaisuus, ja siten kansallisesti erilaiset maaperänsuojelun tarpeet tunnustetaan. Maaperän vaurioiden ennaltaehkäiseminen ja varovaisuusperiaate ovat maaperänsuojelun kehittämisessä läpäisevinä periaatteina.

Ympäristöpolitiikan elementtien: nitraattidirektiivin, vesipuitedirektiivin, ilman laatua koskevien direktiivien, kaatopaikkadirektiivin ja elinympäristöjen suojelua koskevan direktiivin täytäntöönpano kaikissa jäsenmaissa toteuttaisi erityisesti maaperän pilaantumisen ja maaperän eliöstön monimuotoisuuden suojelua. Strategisen tason ympäristövaikutusten arviointia koskevan direktiivin täytäntöönpano ja käyttö esimerkiksi rakenne- ja kehitysrahastojen tukemissa hankkeissa avaa mahdollisuuden ehkäistä maaperän liiallista sulkemista rakentamisella.

Uusia säädöksiä, jotka koskevat myös maaperänsuojelua, on tarkoitus valmistella lähivuosina seuraavasti:
2002: Ilman laadun puitedirektiiviin tytärdirektiivi raskasmetalleista ja PAH -yhdisteistä
2002: Kaivosjätedirektiivi sekä ohje (2004) kaivosjätteen käsittelyn parhaista käytettävissä olevista tekniikoista
2003: Puhdistamolietevesilietedirektiivin uudistaminen
2004: Eloperäisten jätteiden kompostointia ja muuta biojätettä koskeva direktiivi

Metsäpalojen ehkäisemistä palvelevaa järjestelmää ja Natura -verkoston suojelua kehitetään maaperänsuojelunäkökohtia korostaen. Lisäksi komissio laatii 2003 ympäristöä, suunnittelua ja alueellista ulottuvuutta koskevan tiedonannon a ympäristö –teemasta, jossa maankäytön suunnittelun vaikutukset maaperään luonnonvarana otetaan huomioon. Torjunta-aineiden kestävästä käytöstä laaditaan niinikään strategiaa. Kansainvälisiin ilmastosopimuksiin liittyen

komissio tutkii keinoja (esim. CAPin kautta) lisätä maaperän merkitystä hiilinieluna Euroopassa ja toisaalta ehkäistä ilmastonmuutoksen vaikutuksia maaperään.

Sektoripolitiikan kehittämisessä maatalouspolitiikka nähdään keskeisenä maaperänsuojelun keinona. Yhteisen maatalouspolitiikan (CAP) keskeinen vaatimus hyvän maatalouskäytännön edistämisestä antaa mahdollisuuden karsia paikallisesti huonoksi havaittuja viljelykäytäntöjä ja edistää maaperän suojelua ja kestävää käyttöä mukailevia käytäntöjä CAP - järjestelmän uudelleentarkastelussa ja seuraavalla maaseutupolitiikan suunnittelukaudella. Myös metsätalouden kestävyyteen ja metsien hävittämiseen kiinnitetään entistä enemmän huomiota erityisesti eroosion torjunnan kannalta. Maaperänsuojelun kehittyessä sitä integroidaan alue- ja kehityssuunnitteluun. Maaperänsuojelua lähestytään maaperän kestävän käytön näkökulmasta uudelleen suunnittelua ja ympäristöä koskevassa komission tiedonannossa. Liikennepolitiikassa erityisesti maaperän sulkemiseen ja hajakuormituskysymyksiin kiinnitetään vastedes huomiota. Kuudennessa tutkimuksen puiteohjelmassa maaperäkysymyksien tutkimustarve korostuu.

Suomi katsoo, että Euroopan komission laaja tiedonanto maaperänsuojelun teemastrategiasta on tarpeen parantamaan maaperänsuojelun nykytilan selvittämistä, sen ongelma-alueiden ja kehittämistarpeiden määrittämistä ja ennen muuta edistämään maaperänsuojelua jäsenmaissa ja Euroopan yhteisössä sekä ehdokasmaissa. Suomi pitää tiedonannossa tarkoitettua maaperänsuojelun teemakohtaisen strategian laadintaa tarkoituksenmukaisena toimenpiteenä maaperänsuojelun parantamiseksi järjestelmällisellä tavalla kansallisella ja yhteisötasolla. Maaperänsuojelun teemastrategian lähtökohtana on maaperän vaurioitumisen ennaltaehkäisy EU:n ympäristöpolitiikan kehittämisen osana sekä maaperän suojelun ja kestävän käytön integroiminen EU:n sektoripolitiikkoihin siten, että myös alueellisten maaperän vaurioitumispaineiden erilaisuus, ja siten kansallisesti erilaiset maaperänsuojelun tarpeet tunnustetaan. Maaperän vaurioiden ennaltaehkäiseminen ja varovaisuusperiaate ovat maaperänsuojelun kehittämisessä läpäisevinä periaatteina. Suomi katsoo, että tiedonannossa tarkastellaan maaperänsuojelua laajana kokonaisuutena riittävän kattavasti. Suomi katsoo kuitenkin, että myös kaavoitusta ja maa-alueiden käyttöä koskeva vuonna 2003 laadittava tiedonanto on tärkeä ja tarpeellinen osa maaperänsuojelun politiikkaa, sillä monet maaperänsuojelun tavoitteet ovat sellaisia, että niihin voidaan vaikuttaa myös maankäytön suunnittelulla. Maaperää tulee siten tarkastella myös ylläpidettävänä luonnonvarana omassa ympäristössään.

Suomi pitää tiedonannossa omaksuttuja tavoitteita ja lähtökohtia sekä siinä paikallistettuja ongelma-alueita oikeaan osuneina ja panee merkille, että tiedonanto noudattelee linjoja, jotka on suurelta osalta myös Suomessa omaksuttu. Suomessa on kuitenkin eräitä sellaisia piirteitä, jotka poikkeavat tai korostuvat yleiseurooppalaiseen näkemykseen verrattaessa. Tällaisia ovat esimerkiksi maankäytöltään laaja metsätalous, peltomaan pieni alle 10%:n osuus pinta-alasta, maaperän luonnonvarakysymykset kuten kestävän soravarojen käytön ja pohjavedensuojelun yhteensovittaminen sekä porotalouden vaikutus pohjoiseen eroosioon. Suomi katsoo, että maaperän tilaa koskeva yhteismitallinen seurantajärjestelmä on yhteisön tasolla tarpeen ja että tällaisen seurantajärjestelmän luomisessa. Indikaattorien valinnassa tulisi edetä vaiheittain ja ottaa Suomen kuten muidenkin jäsenmaiden paikallisia ja alueellisia erityispiirteitä ja maaperän seurannassa saatua kokemusta riittävässä laajuudessa huomioon tarkoituksenmukaisen tuloksen aikaansaamiseksi. Tiedonannosta ei aiheudu välittömiä taloudellisia vaikutuksia. Myöhemmin maaperän tilan seurannasta aiheutuvat lisäkustannukset riippuvat siitä, miten seurannasta aikanaan säädetään yhteisölainsäädännössä.

Epävirallinen ministerikokous

EU:n epävirallinen ympäristöministerikokous pidettiin 24. – 26.5.2002 Palma de Mallorcalla. Kokouksen puheenjohtajana toimi Espanjan ympäristöministeri. Kokouksessa oli läsnä ministerit kaikista muista EU-maista paitsi Suomesta ja Italiasta sekä komissaari Margot Wallström. Lisäksi kokoukseen osallistui Norjan ympäristöministeri. Kokouksen pääasiallisena keskustelun aiheena oli yhdennetty maaperänsuojelupolitiikka.

Jäsenmaat olivat tyytyväisiä siihen, että komissio on antanut maaperänsuojelua koskevan tiedonannon ja katsoivat, että siinä esitetyt maaperään kohdistuvat uhat ja komission esittämät tulevaisuuden toimet ovat oikeansuuntaisia. Puheenvuoroissa kuitenkin korostettiin maaperään ja sen suojeluun liittyvien ongelmien erilaisuutta Euroopan eri osissa sekä tästä syystä läheisyysperiaatteen noudattamisen merkitystä toimista päätettäessä. Myös puheenjohtajan aikomusta, että kesäkuun ympäristöneuvostossa hyväksyttäisiin päätelmät maaperänsuojelusta tuettiin.

Euroopan ympäristötoimisto (European Environmental Bureau EEB) esitteli oman kannanottonsa komission tiedonannosta maaperänsuojelusta. EEB ilmaisi tyytyväisyytensä siihen, että komissio on ensimmäisen kerran tehnyt laajan selvityksen maaperänsuojelusta ja tulevaisuudessa tarvittavista toimenpiteistä. EEB toivoo, että EU:n maaperän suojelupolitiikka asettaisi maaperän saman asemaan kuin muut luonnonvarat veden, ilman ja luonnon, joita yhteisölainsäädännön avulla jo suojellaan. Lisäksi korostettiin tarvetta parantaa ympäristönäkökohtien integrointia muihin politiikkoihin. EEB korosti neljää tavoitetta, jotka tulee erityisesti ottaa huomioon jatkotyössä: pysäyttää maaperän saastumisen jatkuminen ja kääntää tämä kehityssuunta vuoteen 2020 mennessä sekä kääntää mm. maataloustoiminnan ja huonon maankäytön suunnittelun maaperälle aiheuttamien haitallisten ilmiöiden kuten eroosion, maaperän sulkeutumisen ja saastumisen jatkuminen. Maaperää tulee suojella, jotta se voi edelleen ja tulevaisuudessakin toteuttaa kaikkia maaperän elintärkeitä tehtäviä, kuten toimia hiilen varastona ja täten estää maapallon lämpenemistä, turvata vesivarojen sekä määrää että laatua ja ylläpitää maaperän biologista monimuotoisuutta. Lopuksi EEB painotti vielä, että maaperää tulee suojella, jotta sen tehtävä ravinnon ja materiaalien tuottajana voidaan säilyttää.

Toisena kokouspäivänä käytiin keskustelu puheenjohtajan keskustelupaperissaan esittämien kolmen kysymyksen pohjalta.

Yhdytäänkö ajatukseen, että maa ja maaperä on rajallinen ja rajoitettu luonnonvara, johon kohdistuu luonnon ja ihmisen aiheuttamia uhkia ja paineita, jotka johtavat maan laadun heikkenemiseen?

Uskotaanko, että EU:n maaperänsuojelupolitiikka on jo kohdallaan ja linjassa veden ja ilman suojelun kanssa? Jos niin ei ole, niin olisiko tarpeen muotoilla Euroopan maaperänsuojelun politiikka?

Olisiko tarpeen antaa maaperänsuojelupolitiikan perustaksi säädös, joka koskee maaperän nykytilan arviointia ja ekologisen tilan seurantaa EU:ssa, mutta jättäisi jäsenmaiden ratkaistavaksi mahdollisten suojelutoimien tarpeen ja käytön?

Jäsenmaat katsoivat puheenvuoroissaan, että maaperä on rajallinen luonnonvara ja komission tiedonannossa esittämät uhat ovat näistä tärkeimmät. Etelä-Euroopan maiden puheenvuorossa eroosio ja maaperän sulkeminen, varsinkin rannikkoalueiden turismin vuoksi, nousivat voimakkaasti esiin. Lisäksi happamoituminen nostettiin joissakin puheenvuoroissa (Belgia ja Ruotsi) esille, vaikka todettiinkin, että taistelussa happamoitumista vastaan on saavutettu merkittävää edistystä ilmansuojelulainsäädännön avulla. Belgia (Saksa, Yhdistynyt kuningaskunta ja Alankomaat) nosti esiin myös vanhojen tai historiallisten saastuneiden maa-alueiden ongelman ja niistä jatkuvasti aiheutuvat merkittävät kustannukset. Useimmissa puheenvuoroissa korostettiin tarvetta tehostaa ympäristönäkökohtien huomioimista muiden sektoreiden toimissa, erityisesti maatalous-, liikenne- ja teollisuussektoreilla, keinona vaikuttaa merkittävästi maaperän tilaan.

Toisen kysymyksen osalta katsottiin yleisesti, että maaperä on tarpeen asettaa ympäristön osana samaan asemaan kuin vesi ja ilma, joiden suojelun tarpeesta ollaan yksimielisiä. Myös maaperänsuojelun politiikka on tarpeen, mutta valtaosassa puheenvuoroja korostettiin, että asiassa on edettävä vaiheittain ja tulee luoda yksinkertainen strategia, joka sisältää yhteiset suuntaviivat tärkeimmistä toimista. Sen sijaan yhdenmukaisten, jäykkien normien luomista tulee välttää. Belgia (Portugali ja Luxemburg) esittivät kuitenkin, että tulisi luoda puitelainsäädäntö yhteisistä periaatteista maaperänsuojelulle.

Maaperään liittyvien ongelmien ja täten myös niiden vaatimien toimien erilaisuutta Euroopan eri osissa korostettiin. Tästä syystä useimmat maat katsoivat, että läheisyysperiaatteen kunnioittamisen ja olemassa olevien menetelmien sekä tietojen hyödyntämisen täytyy olla toimien lähtökohtana. Olemassa oleva maaperän tilaan vaikuttava lainsäädäntö tulee ottaa huomioon ja komission tiedonannossaan tekemät esitykset tämän uudistamisesta ja uuden välillisesti maaperän suojeluun vaikuttavan lainsäädännön kehittämisestä otettiin myönteisesti vastaan. Erityisesti kemikaalilainsäädännön uudistamistyötä ja kasvintorjunta-aineita koskevan lainsäädännön kehittämistä pidettiin tärkeinä. Joissakin puheenvuoroissa nostettiin esille valmisteilla olevan ympäristövahinkojen kunnostamista ja ennallistamista koskevan direktiivin merkitys aiheuttaja maksaa –periaatteen vahvistajana myös maaperään kohdistuvien vahinkojen kohdalla.

Maat tukivat yleisesti komission esitystä luoda seurantajärjestelmä, jolla voitaisiin tuottaa vertailukelpoista tietoa maaperän tilasta EU:ssa poliittisen päätöksenteon tueksi. Kuitenkin useimmat maat, mm. Suomi, korostivat sitä, että tässäkin tulee edetä vaiheittain. Lisäksi jäsenmaiden paikalliset ja alueelliset erityispiirteet sekä kansallisessa maaperän seurannassa saatu kokemus tulee ottaa huomioon seurantajärjestelmän tarkoituksenmukaisuuden varmistamiseksi.

Ministerineuvosto
Ympäristöministerineuvostossa 24.-25.6.2002 on hyväksyttiin neuvoston päätelmät liittyen komission tiedonantoon maaperänsuojelusta. Keskustelu epävirallisessa ympäristöministerikokouksessa pohjusti neuvoston päätelmien valmistelua.

Forest soil science: challenges and perspectives

Metsämaatiede: haasteet ja näköalat

Mike Starr
Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box 18, 01301 Vantaa,
mike.starr@metla.fi

"*We know more about the movement of celestial bodies than about the soil underfoot*" - Leonardo da Vinci

It is perhaps necessary to first define what we mean by *forest soil*. The simple answer would be land where forests and woodlands grow. If we consider the Eurasian boreal forest zone, we are talking about an area of 800 Mha. The EU currently has nearly 100 Mha of forest available for wood supply. If we consider that much of Europe would have been forested after the last Ice Age, then much of the soils would therefore have been forest soils. But, as we know, loamy and finer textured soils that are stone-free soils are fertile, easy to cultivate, possess good drainage and moisture retention, and large areas of former forest soil have been strongly modified by man for crop and grassland production. Indeed soil science has largely come from an agricultural background, with an emphasis on crop and grassland production. Forests, on the other hand, have multiple uses, including: recreation, wildlife habitat, watershed protection, and, not least, timber production. And the soil, and therefore the soil science, that supports these forests must also serve these many purposes. This is why soil science, and forest soils science in particular, is such a multidisciplinary science, drawing on physics, chemistry, biology, ecology, geology, geography, and forestry.

When we think of forest soil, we invariably think of upland, mineral forest soil (kangasmaa). That is, land with aerobic conditions, typically on freely draining slopes or elevated areas supporting forests or woodlands. Such soils typically show a distinct arrangement of soil horizons, formed through pedogenic processes. In the boreal, coniferous forest zone, this usually means podzolisation. However, as we all know, peatlands also support forest and so, according to our simple definition above, they too should be considered forest soils. There are some 7.2 million ha of spruce and pine mires in Finland, which compares to 17.2 million ha of forestry land on mineral soil. In both the FAO-Unesco World Soil legend and US Soil Taxonomy, peatlands form their own group of soils, the Histosols. To a pedologist, the strong separation between forest soil science and peatland forestry departments in Finland would thus seem artificial. But of course, this distinction is perfectly understandable when considering the differences in the problems facing forestry management and technology, namely drainage. Nevertheless, soil in the landscape forms and functions as a continuum, with mineral soils on the upper slopes and peatland (organic soils) below and often interfacing with surface waters. There is therefore a need for mineral and peat soil scientists to work together at the landscape scale of the forest ecosystem. This is most obviously seen in catchment studies. Small-forested catchments, which are natural functioning units of the landscape, invariably contain areas of both mineral soil and peatland.

The matter of scale–spatial scale–is an important issue for all soil scientists. The issue of scale has been the theme of a number of scientific meeting recently: linking the root-mycorrhiza-soil interface (rhizosphere) at the microscopic scale with the bulk soil, through to the stand, ecosystem, landscape, and ultimately global scales. This scaling-up will undoubtedly be an important challenge for us all in the future, but it is important to realise that different

environmental and soil factors work at different spatial (and temporal) scales. Thus, in designing research projects it is important to address the appropriate scale in terms of measurement and factors operating.

The ability to link across various spatial (and temporal) scales has been much enabled by the great advances in both measurement and analytical techniques that have taken place over the last 20 years or so. For example, measurement of soil moisture across the whole soil moisture tension range and for organic and mineral soils has been revolutionised by the development of TDR technologies. Another example is the expansion in the availability and technique of suction lysimeters for soil water sampling. Recent developments include that of micro-suction lysimeters, allowing the collection of soil water at the rhizosphere scale. The analysis of soil solutions, extractions and digests has been greatly enhanced by ICP technologies. The ability to chemically analyse small sample volumes (µl-ml) has been made possible through the development of micro *p*H electrodes, ICP Micro Injection Analysis, and Capillary Electrophoresis techniques among others. Whereas in the past it was only possible to determine total element concentrations, now speciation is possible. Probably, some of the greatest developments have been in the field of organic chemistry analysis. At one time only loss-on-ignition could be routinely measured, now we can determine total C, organic C, types of organic substances (organic acids, carbohydrates, proteins etc), and types of chemical bonds. And who knows what the future holds.

Forest soils, as natural bodies, developing as a result of the zonal climatic and vegetation factors, have become increasingly modified through forest management (site preparation, fertilization, drainage, species change), air pollution, particularly of soil acidifying sulphur deposition, and most recently, climate change. Soil in many earlier studies was studied rather passively. The soil was treated as a black box, and the effects of modifying or disturbing the soil measured by the response of the tree or stand rather than of the soil itself. Research into the threat of air pollution on forest ecosystems during the 1980s and 1990s did much to develop our understanding and ways of studying forest soils. This trend will surely continue as we face the major and largely unknown impacts of climate change on forest ecosystems and soils. Forest soils will thus be increasingly studied more directly in the future, with an emphasis on soil processes (adsorption/desorption, decomposition, weathering, leaching, etc) and resulting soil properties. An important part of this challenge, I feel, will be the hydrology of soils since most processes in the soil are largely mediated in an aqueous environment. There is still surprisingly little known about the evapotranspiration demand made on the soil by forests and about the movement and transport of water and solutes through forest soils. Undoubtedly, modelling will play a vital role in answering this challenge and there will be a need for field- and laboratory-based soil scientists to link up and communicate more with modellers than has the case to date.

Cajander's site type classification, for both mineral soils and peatlands, has played a dominating role in all aspects of forestry in Finland to date, including forest management, forest economics and taxation, and, not least, in research. The fact that the productivity of a site could be ascertained from the vegetation largely did away with the need to study the soil directly. To that extent, the success of Cajander's site type classification has, I feel, had a retarding effect on the development of forest soil science in Finland. There is still a lot of basic soil science that needs to be done. With soil preparation being carried out annually on 120,000 ha of forest land and fertilization on some 20,000 ha, not to mention the impacts of S and N deposition and future impacts of climate change, the connection between vegetation and the soil is weaker than at the time Cajander developed his site type classification. With

the increasing internationalisation of forest soil research that has taken place over the last 20 years, the need for information about Finnish forest soils is increasing. For example, the development of critical loads of acidifying deposition for forest ecosystems and more recently for heavy metals, the monitoring of forest soil condition and desire for soil quality indicators, and the increasing demand for soil surveys and soil maps all emphasise the bright and challenging future for forest soil science in Finland.

Erilaisten maavesien aiheuttama mineraalimaan rapautuminen

The weathering of mineral soil by different types of soil solutions

Antti-Jussi Lindroos*[1)], Thomas Brügger[2)], John Derome[2)] ja Kirsti Derome[2)]
[1)]Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa:
antti.lindroos@metla.fi
[2)]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi:
thomas.brugger@metla.fi, john.derome@metla.fi, kirsti.derome@metla.fi

Johdanto

Kemiallinen rapautuminen on tärkeä neutraloitumisprosessi ja kationien lähde metsämaassa. Maaveden liukoisella orgaanisella aineella on havaittu olevan keskeinen asema metsämaan rapautumisprosesseissa (1, 2). Lundströmin (3) mukaan mineraalien rapautuminen orgaanisen aineen, alumiinin ja raudan kompleksoitumisen seurauksena on eräs tärkeimmistä podsolimaannoksen horisonttien kehittymiseen vaikuttavista tekijöistä. Tutkimuksen tarkoituksena oli verrata laboratoriokokeessa koostumukseltaan erilaisten maavesien kykyä vapauttaa alumiinia, kalsiumia, magnesiumia, kaliumia, natriumia ja piitä mineraalien rapautumisessa. Maavedet poikkesivat liukoisen orgaanisen aineen pitoisuuksien osalta toisistaan.

Aineisto ja menetelmät

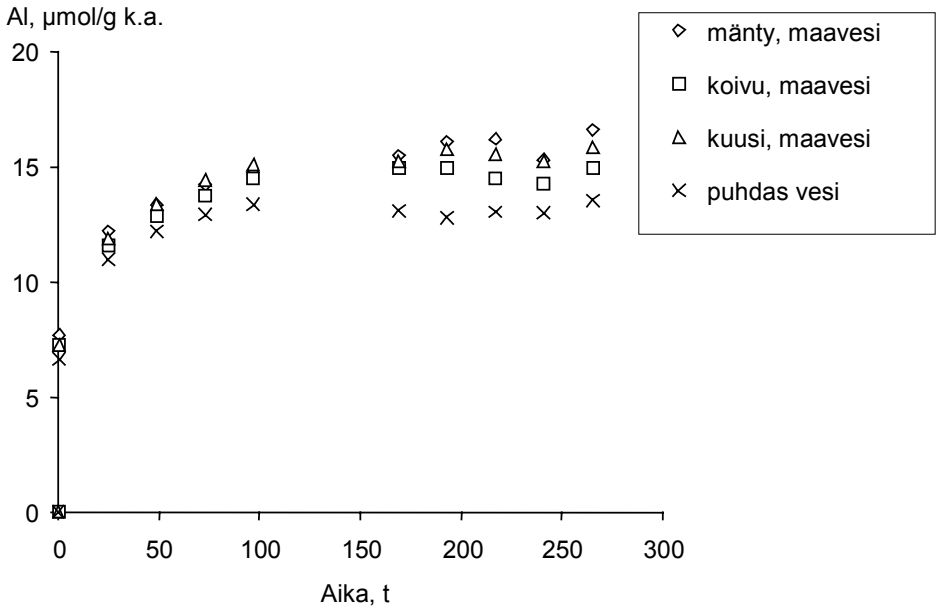
Rapautumiskokeen maa- ja maavesinäytteet kerättiin samalla geologisella muodostumalla sijaitsevilta kuusi-, mänty- ja koivualoilta. Koealat sijaitsivat Kivalossa (66°N, 26°E) Pohjois-Suomessa. Kokeessa käytetty mineraalimaa otettiin tutkimusalueen podsolimaannoksen (Ferric Podzol) C-horisontista. Rapautumiskokeessa käytettiin vain hienoainesfraktiota (<0,063 mm). Kuivatusta maanäytteestä poistettiin orgaaninen aine (35 % H_2O_2). Maanäyte sisälsi seuraavia mineraaleja: kvartsi > amfiboli > albiitti = plagioklaasi > magnetiitti > kiilteet (X-ray diffraction).

Maavesinäytteet kerättiin vajovesilysimetreillä orgaanisen kerroksen alta kuusi-, mänty- ja koivualoilta. Näytteet suodatettiin 0,45 µm suodattimen läpi. Kuusikon maaveden alkuperäinen DOC-pitoisuus oli 65 mg/l, männikön 56 mg/l ja koivikon 40 mg/l. Maavesistä määritettiin alkuperäisen kemiallisen koostumuksen lisäksi myös liuenneen orgaanisen aineen fraktiot (hydrofobiset hapot, hydrofobiset neutraaliaineet, hydrofiiliset hapot, hydrofiiliset neutraaliaineet, emäkset) (4).

Mineraalimaan hienoaines sekoitettiin eri puulajikohteiden maavesinäytteiden kanssa, ja suspensioita ravisteltiin jatkuvasti 11 päivän ajan (5). Ultrapuhdas vesi oli kontrolliliuoksena. Kaikkien liuosten pH pidettiin kokeen ajan vakiona (pH 5,4) CO_2-kuplituksen avulla. Näytteitä otettiin tasaisin väliajoin mineraalimaa/vesi –suspensiosta. Näytteet sentrifugoitiin ja suodatettiin (0,45 µm). Näytteistä määritettiin pH sekä DOC-, K- Al-, Ca-, Mg-, Na- ja Si-pitoisuudet.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Kaikki tutkitut liuokset vapauttivat metalleja ja piitä mineraalimaasta. Eri puulajeja edustavien metsiköiden maavesien erilaisilla DOC-pitoisuuksilla ei ollut suurta vaikutusta liuosten kykyyn rapauttaa mineraalimaata, joten maavesien rapauttamiskykyä voitiin pitää hyvin samanlaisena riippumatta metsikön puulajista. Orgaanista ainetta sisältävät luontaiset maavedet vapauttivat alumiinia mineraalimaasta hieman voimakkaammin verrattuna puhtaaseen veteen ilman orgaanisia yhdisteitä (kuva 1) (6, 7).



Kuva 1. Alumiinin kumulatiivinen vapautuminen mineraalimaasta ajan funktiona erilaisten vesiliuosten vaikutuksesta.

Metallien ja piin vapautuminen rapautumisessa johtui pääasiassa liuosten happamuudesta. Rapautumisliuosten pH pidettiin koko kokeen ajan vakaana (pH 5,4). Kokeen luontaisissa maavesissä orgaaniset ligandit olivat todennäköisesti jo alunperin kyllästyneet raudalla ja alumiinilla, mikä vähensi orgaanisen aineen kykyä vapauttaa metalleja mineraaleista. Maavesinäytteet oli kerätty orgaanisen kerroksen ja kivennäismaan rajalta, missä liukoinen orgaaninen aine muodostaa helposti kompleksiyhdisteitä (6, 7).

Kaikkien puulajikohteiden maavesissä orgaanisen aineen fraktioiden suhteelliset osuudet olivat samansuuntaisia. Hydrofobisten ja hydrofiilisten happojen osuudet olivat fraktioista suurimmat. Näiden rapautumista lisäävien orgaanisen aineen fraktioiden osuudet olivat luontaisille maavesille tyypillisiä (6, 7).

Kirjallisuus

1. Lundström, U. S. 1991. Effects of natural organic solutes on chemical weathering. Swedish University of Agricultural Sciences., Wik, Uppsala, Sweden. Reports in Forest Ecology and Forest Soils. 63, 166-176 pp.
2. Raulund-Rasmussen, K., Borggaard, O. K., Hansen, H. C. B. & Olsson, M. 1998. Effect of natural organic soil solutes on weathering rates of soil minerals. European Journal of Soil Science 49.
3. Lundström, U. S. 1993. The role of organic acids in the soil solution chemistry of a podzolized soil. Journal of Soil Science 44:121-133.

4. Leenheer, J. A. & Huffmann, E. W. D., Jr. 1976. Classification of organic solutes in water by using macroreticular resins. Journal of Research of the Geological Survey 4:737-751.
5. Lundström, U. & Öhman, L.-O. 1990. Dissolution of feldspars in the presence of natural, organic solutes. Journal of Soil Science 41:359-369.
6. Lindroos, A-J., Brugger, T., Derome, J. & Derome, K. 2002. The weathering of mineral soil by natural soil solutions. Submitted manuscript.
7. Lindroos, A-J., Brugger, T., Derome, K. & Derome, J. 2002. The weathering release of aluminium by dissolved organic carbon in soil solution. In BIOGEOMON, 4th International Symposium on Ecosystem Behaviour. August 17-21, 2002. The University of Reading, UK. Book of Conference Abstracts. p. 137.

Maaperän lämpötilan ja kosteuden vaikutus männyn taimien hiilen käyttöön

The effect of soil temperature on Scots pine seedlings carbon allocation

Hannu Ilvesniemi*[1)], Jyrki Haataja, Markus Huttunen, Suleyman Aydogan,
Pekka Ijäs ja Eeva Korpilahti [2)]
[1)] Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: hannu.ilvesniemi@helsinki.fi
[2)] Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki : eeva.korpilahti@metla.fi

Johdanto

Kasvupaikan lämpötila sekä sekä sen valo-, kosteus ja ravinneolosuhteet ohjaavat kasvien kasvua ja hiilihydraattien käyttöä eri kasvinosien välillä. Maaveden määrä vaikuttaa veden ja ravinteiden liikkumiseen ja siten myös näiden kasvutekijöiden saatavuuteen, maan lämpötila taas kaikkeen biologiseen aktiivsuuteen kuten juurten kasvunopeuteen tai orgaanisen aineen hajotukseen. Huoli ilmaston muutoksen aiheuttamista seurausvaikutuksista on tuonut lämpötilan ja kosteuden vaikutusten tuntemisen merkityksen tieteellisen tutkimuksen polttopisteeseen. Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää kasvualustan lämpötilan ja kosteuden aiheuttamia muutoksia männy taimien fotosynteesissä, verson ja juurten respiraatiossa sekä kasvun jakautumisessa eri kasvinosien kesken.

Aineisto ja menetelmät

Koe toteutettiin Helsingin Yliopiston metsäaseman läheisyyteen sijoitetussa kaasuaineenvaihdunnan maastomittauslaboratoriossa. Kokeessa kasvatettiin 112 kpl 1MK+1AK PS-608 männyn tainta altakastelevissa ruukuissa (halkaisija 22 cm, korkeus 24 cm) joiden kosteutta ja lämpötilaa säädeltiin. Taimet istutettiin homogenisoituun metsämaahan, joka oli otettu maastokoealalta kivennäismaan huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksista. Koejärjestelyssä oli kaksi maan lämpötilakäsittelyä ja kaksi maan kosteuskäsitelyä.

Ensimmäisenä kasvukautena valitsimme kuivan ja märän maan käsittelyjen kosteusolosuhteet siten että ne poikkesivat toisistaan voimakkaasti edustaen selvästi kuivaa ja märkää kasvualustaa. Istutuksen yhteydesä kaikki taimet kasteltiin siten että tensiometrillä mitattu maan vesipotentiaali oli noin -10 kPa. Tämän jälkeen kuivan käsittelyn maan annettiin kuivua siten että heinäkuun alkupuolella maan vesipotentiaali oli n. -60 kPa. Kuivumisjakson aikana taimia kasteltiin ajoittain, jotta vältyttiin kasvatusastian kosteuspitoisuuden voimakkaalta syvyyssuuntaiselta jakautumalta. Saman aikaisesti märän käsittelyn maan vesipotentiaali laskettiin toistuvilla kasteluilla välille -1-2 kPa. Näin kosteassa maassa maan kokonaishuokostilasta n. 90% oli veden täyttämänä, jolloin on mahdollista, että myös hapen saanti on häiriintynyt.

Jäähdyttäjän rikkoutumisesta johtuen lämpötilakäsittely ei vastannut suunniteltuja arvoja. Taimet kasvoivat ensimmäisen istutusta seuranneen kuukauden selvästi normaalia maan lämpötilaa korkeammassa lämpötilassa. Jäähdytysjärjestelmän korjauksen jälkeen käytetyt lämpötilat noudattivat ulkoilman lämpötilaa ja tätä noin 7 astetta viileämpää lämpötilaa. Lämpimmin käsittely noudatteli melko tarkasti maastokoealalta mitattua maan lämpötilaa. Maan lämpösummakertymä oli ensimmäisenä kasvukautena 7.7-14.9 välisenä aikana lämpimässä käsittelyssä 779 d.d., vastaava kylmän käsittelyn arvo oli 352 d.d. +5°C kynnysarvoa käytettäessä. Maastokoealan lämpösummakertymä oli 603 dd.

Puolet taimista, 56 kpl säilytettiin toisen kesän mittauksia varten talven yli ulkona, jolloin myös kuivan käsittelyn taimet kasteltiin. Koejärjestelyssä oli toisena kasvukautena edelleen kaksi maan kosteuden käsittelyä ja kaksi maan lämpötilan käsittelyä.

Toisen kasvukauden alussa maan vesipotentiaali oli kaikissa ruukuissa -10 kPa tasolla. Märän käsittelyn maan vesipotentiali oli kasvatusjakson aikana -10-20 kPa. Kuivan käsittelyn maan vesipotentiaalin tavoitetaso, -40-50 kPa, saavutettiin kesäkuun alkuun mennessä. Puolet taimista kasvoi todellista metsämaan lämpötilaa seuraillen ja toinen puoli 4 °C tätä alhaisemmassa lämpötilassa. Lämpimämmän käsittelyn yhdenmukaisuus uudistusalan lämpötilaan oli melko hyvä. Lämpösummakertymät olivat 29.5-11.10 välisenä aikana kylmässä käsittelyssä 453 d.d. ja lämpimässä 859 d.d. sekä maastossa 848 d.d.

Ensimmäisenä kesänä tehtiin 8 kaasuaineenvaihdunnan mittausjaksoa ja toisena kesänä 10 jaksoa. Taimien kaasuaineenvaihdunnan mittausjaksot olivat ajoitettu tasaisin välein kasvukauden ajalle. Mittausjaksoon arvottiin kustakin käsittelystä taimi. Näytetaimet olivat kunakin jaksona mittauksessa 5-6 vuorokauden ajan, paitsi 4 viimeisellä mittauskerralla, jolloin mittausjakson pituus oli 10 vrk. Taimista mitattiin haihduntaa ja fotosynteesiä infrapunakaasuanalyssaatorilla sekä samanaikaisesti ilman lämpötilaa ja auringon säteilyä kasvatuspaikalla.

Hiilen jakautumista eri kasvinosien kesken tutkittiin kuiva-aineen kertymisen avulla sekä radioaktiivista ^{14}C-merkkiainetekniikkaa hyväksi käyttäen. Kokeen alkaessa, ennen istutusta, taimista mitattiin tuorepaino sekä juurten tilavuus upotuspunnitusmenetelmällä. Lisäksi määritettiin erillisestä taimierästä tuorepainon ja taimen kuivapainon sekä juurten tilavuuden ja juurten kuivapainon välinen riippuvuus. Vähentämällä taimen loppupainosta sen istutushetkinen paino voidaan laskea biomassan kertyminen taimeen purkuhetkeen mennessä.

Merkkiaineleimaus tehtiin välittömästi ennen kaasuaineenvaihdunnan mittausjakson alkamista, jolloin taimen annettiin yhteyttää radioktiivista hiilidioksidia sisältävää ilmaa kesällä 1992 0.03 µCi 20 min ajan ja kesällä 1993 0.09 µCi yhden tunnin ajan. Radioaktiivisella hiilidioksidilla leimaamisen jälkeen kannella suljetusta taimiruukusta alettiin imeä alipainepumpulla juuristotilan ilmaa liuoksen läpi, joka sitoi kaiken ilmavirran mukana kulkeneen hiilidioksidin. Nestetuikelaskimella mittaamalla voitiin tästä näytteestä määrittää juuristosta vapautuneen ^{14}C:n määrä. Verson respiraatiota mitattiin ohjaamalla kaasujenvaihdon mittausjärjestelmän läpi kulkenut kaasuvirta vastaavan tyyppiseen kerääjään kuin juuristonkin yhteydessä käytettiin. Ilmavirta ohjautui kerääjään vain kyvetin ollessa suljettuna.

Tulokset

Esimerkiksi heinäkuun 1. päivänä 1 haihduntanopeus kasvoi auringon nousun jälkeen, saavutti maksiminsa iltapäivällä ja väheni nopeasti kello 18 mennessä. Taimet eivät haihduttaneet yöaikana. Maksimihaihduntanopeudet olivat kuiva-kylmä käsittelyssä 8 $mgm^{-2}s^{-1}$ ja kuiva-lämmin käsittelyssä 7 $mgm^{-2}s^{-1}$. Märässä käsittelyssä maksimihaihdunta-nopeudet olivat molemmissa lämpötiloissa tuona päivänä 10 $mgm^{-2}s^{-1}$. Kuiva maa alensi haihduntanopeuden maksimiarvoja, mutta märässä käsittelyssä maan lämpötilalla ei ollut vaikutusta haihduntanopeuteen. Mittausjaksolla ilman lämpötila nousi yön 10 °C:sta päivällä 23°C:een, samalla ilman kyllästyspaineen vajaus muuttui 14 %:sta 66 %:iin. Kuivissa

oloissa kasvavilla taimilla maan vesipotentiaali vaihteli -35 kPa ja -42 kPa:n välillä, kosteissa käsittelyissä maan vesipotentiaalin oli -12 kPa. Fotosynteettisesti aktiivinen auringon säteily (PAR-säteily) vaihteli samana päivänä hetkittäin 200-1100 $\mu molm^{-2}s^{-1}$ välillä. Fotosynteesinopeuden päivittäinen kulku seurasi läheisesti PAR-säteilyä.

Mitatut fotosynteesin maksiarvot olivat molemmissa märkä-käsittelyissä 200 $\mu gm^{-2}s^{-1}$. Kuiva-lämmin -käsittelyssä maksimi fotosynteesinopeus oli 150 $\mu gm^{-2}s^{-1}$ ja kuiva-kylmä -käsittelyssä vastaavasti 130 $\mu gm^{-2}s^{-1}$. Kosteassa maassa maan lämpötilalla ei ollut vaikutusta taimien fotosynteesinopeuteen, maan kuivuus sen sijaan alensi selvästi fotosynteesinopeuden maksimiarvoja.

Kylmässä maassa kasvaneiden taimien juurten paino ja taimien kokonaispaino oli lämmintä käsittelyä pienempi kasvukauden keskiarvoina tarkasteltuna .Neulasten kasvu oli voimakkainta kuiva-lämmin käsittelyssä, tässä käsittelyssä myös kuolleiden neulasten määrä oli pienin. Kokeen alussa taimien juuri-verso suhde oli ensimmäisenä kasvukautena keskimäärin 2/5 ja toisen kesän keskiarvona 2/3. Tämän muutoksen voidaan tulkita olevan taimen rakenteellista mukautumista istutuspaikan olosuhteisiin. Suurimmillaan juuri-verso -suhde oli toisen kasvukauden keskiarvona märkä-lämmin -käsittelyssä.

Koemateriaalina kasvatetut taimet pyrittiin valitsemaan mahdollisimman saman kokoisiksi, mutta tästä huolimatta käytetyn taimimateriaalin sisäinen vaihtelu oli niin suurta, että istutushetken biomassan vaikutus loppubiomassaan näkyy selvästi varsinkin ensimmäisen kesän aineistossa. Taimimateriaalin heterogeenisuudesta johtuen eri käsittelyjen väliset keskimääräiset erot jäivät myöskin verraten pieniksi.

^{14}C-mittausten perusteella yhteytetystä hiilestä allokoitiin kesäkuun alussa noin 30 % hienojuuriin sekä saman suuruinen osuus uusiin ja edellisen kasvukauden neulasiin. Kesä-heinäkuun vaihteessa yli puolet rakenteeseen sitoutuneesta hiilestä käytettiin uusien neulasten kasvuun. Tämän seurauksena hienojuurten osuus jäi alhaiseksi samoin kuin edellisen vuoden neulasten osuus. Kesän loppua kohden hienojuuriin allokoidun hiilen osuus kasvoi uudelleen ollen elokuun lopussa n. 40 %. Heinäkuun lopussa uusiin neulasiin sitoutuneen hiilen osuus oli vielä lähes 50%, mutta pieneni elokuun lopussa alle 30%:iin.

Nelivuotiaissa taimissa rangan osuus hiilen allokaatiossa oli vielä vähäinen, mutta hiilen ohjautumista rankaan oli havaittavaissa läpi koko kasvukauden. Juuriston lämpötilalla ja maan kosteudella ei näyttänyt olevan vaikutusta hiilen kasvukauden aikaiseen allokoitumisdynamiikkaan.Käytetyllä menetelmällä voidaan luotettavasti erotella yhteytetyn hiilen ohjautuminen taimen eri osiin, mutta osuudet sisältävät sekä rakenteeseen sitoutuneen hiilen että liikkuvina hiilihydraatteina olevan hiilen.

Juurten hengityksessä suhteessa juuribiomassaan sitoutuneeseen hiileen havaittin suuria eroja eri käsittelyjen välillä. Toisena kasvukautena istutuksen jälkeen tämä suhde oli selvästi suurin kuiva-lämmin käsittelyssä ja pienin märkä-kylmä käsittelyssä . Korkeampi lämpötila samoin kuin maan kuivuus näyttivät lisäävän juuriston respiraatiota. Lämpimien ja kylmien käsittelyjen välinen ero hengityksessä on saman suuntainen kuin juurten biomassan kertymisessä. Kasvukauden aikaista vaihtelua juurten hengityksessä tarkasteltaessa havaitaan, että juuriston respiraatio elokuun lopussa oli alhaisemmalla tasolla kuin kuukautta aikaisemmin.

Onko puuntuhkan kadmium haitallinen metsämaan mikrobeille?

Wood ash: a problem to forest soil microbes due its high cadmium content?

Jonna Perkiömäki*[1)] ja Hannu Fritze[2)]
[1)] Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa: jonna.perkiomaki@metla.fi
[2)] Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa: hannu.fritze@metla.fi

Johdanto

Suomen metsäteollisuudessa ja lämpövoimaloissa syntyy vuosittain noin 250–300 000 tonnia puuntuhkaa, jolla voitaisiin lannoittaa noin 50-60 000 hehtaaria metsää joka vuosi, levitysmäärän ollessa 5000 kg ha^{-1}. Kuitenkin suuri osa tuhkasta on päätynyt kaatopaikoille, minne vieminen on vaikeutunut uudistuneiden jätelakien ja tiukentuvien EU-määräysten vuoksi. Puuntuhkan levittäminen metsiin on suhteellisen helppo ja halpa keino tuhkan säilytysongelmiin. Mutta ennen kaikkea tuhkan käyttö metsien maanparannusaineena on luonnontalouden kannalta järkevää, sillä metsähakkuiden yhteydessä metsistämme on poistettu suuria määriä ravinteita, jotka tuhkalannoituksella palautetaan takaisin kasvupaikalle. Tuhkan avulla voidaan myös vähentää maaperän happamuutta.

Ongelmana on, että puussa luonnollisesti esiintyvät raskasmetallit konsentroituvat poltettaessa tuhkaan. Puuntuhkan kadmiumpitoisuus (1-30 mg kg^{-1}) ylittää maataloudessa, lannoitelain mukaan, sallitun pitoisuuden (< 3 mg kg^{-1}). Ihmisille aiheuttamien terveysriskien lisäksi kadmium voi aiheuttaa haittaa metsämaan mikrobeille, jotka ovat keskeisessä asemassa metsän ravinnekierrossa. Näiden haittatekijöiden vuoksi tarvitaan tutkimustietoa, minkä avulla voidaan määrittää metsään levitettävän tuhkan kadmiumpitoisuusrajat.

Tässä esiteltävien tutkimusten tavoitteena oli tutkia 1) onko puuntuhkan kadmium biosaatavassa muodossa ja siten haitallinen maaperän mikrobeille, 2) muuttuuko puuntuhkan kadmium biosaatavaan muotoon happamalle sadetukselle altistumisen jälkeen, 3) siirtyykö kadmium tuhkasta ihmisten ravintoketjuun esimerkiksi sienien, marjojen ja pohjavesien kautta ja 4) millaiset ovat tuhkan pitkäaikaisvaikutukset mikrobeihin ja neulaskarikkeen maatumiseen. Näihin kysymyksiin olemme pyrkineet saamaan vastauksia sekä laboratorio- että kenttäkokeilla. Osassa kokeita olemme käyttäneet myös kadmiumilla rikastettua tuhkaa (400/1000 mg Cd kg^{-1}), jonka avulla olemme pyrkineet saamaan aikaiseksi ns. pahimman mahdollisen tilanteen ja verranneet sitä tilanteeseen, mikä seuraa kadmiumilla rikastamattoman tuhkan lisäyksen sekä käsittelemättä (kontrolli) jättämisen jälkeen

Aineisto

Tässä esitetty aineisto on yhteenveto yhdestä laboratoriokokeesta ja kolmesta kenttäkokeesta.

Laboratoriokoe: Tutkittiin 2 kuukauden laboratorioinkuboinnin jälkeen kadmiumin aiheuttamia muutoksia mikrobien aktiivisuuteen, bakteerien kasvunopeuteen ja kadmiumin sietokykyyn sekä mikrobi- ja sieniyhteisön lajirakenteeseen tuhkan (5000 kg ha^{-1}) kanssa ja ilman tuhkaa. Lisäksi mitattiin kadmiumin biosaatavuutta bakteeribiosensorilla. Tutkittiin myös eroaako kadmiumin veteen liukoisen muodon ($CdCl_2$) vaikutukset liukenemattoman muodon (CdO) vaikutuksista sekä onko tuhkaan lisätyn kadmiumin määrällä (400/1000 mg kg^{-1}) merkitystä.

Kenttäkoe 1: Tutkittiin kadmiumia luontaisesti sisältävän tuhkan (Cd: 15 mg kg^{-1}; lannoitustaso: 3000 kg ha^{-1}) sekä tuhkan johon on lisätty kadmiumia (400 mg kg^{-1}) vaikutuksia mikrobien aktiivisuuteen, bakteerien kasvunopeuteen ja kadmiumin sietokykyyn sekä mikrobiyhteisön lajirakenteeseen. Myös kadmiumin biosaatavuutta bakteereille ja kadmiumin mahdollista rikastumista ravintoketjuun tutkittiin. Hakukertoja oli neljä: 1, 2, 3 ja 4 vuotta tuhkan levityksen jälkeen.

Kenttäkoe 2: Tutkittiin pysyvätkö tuhkalannoituksen (5000 kg ha^{-1}) vaikutukset mikrobien aktiivisuuteen ja kadmiumin biosaatavuuteen sekä mikrobi-, bakteeri-ja sieniyhteisön lajirakenteeseen samana happaman sateen (pH 3.1, rikkihappo) alla kuin vesisateen alla. Tavallisen tuhkan lisäksi kokeessa käytettiin tuhkaa, johon oli lisätty kadmiumia (1000 mg kg^{-1}).

Kenttäkoe 3: Tutkittiin tuhkan pitkäaikaisvaikutusta mikrobien aktiivisuuteen, bakteerien kasvunopeuteen sekä mikrobiyhteisön rakenteeseen neljässä erityyppisessä (CT, VT, MT, OMT) metsässä 18 vuotta tuhkan (3000 kg ha^{-1}) levityksen jälkeen. Edellä mainituista neljästä metsästä kahteen (CT, VT) laitettiin maatumaan neulasia yhdeksi ja kahdeksi kasvukaudeksi. Koeasetelman tarkoitus oli selvittää vaikuttaako neulasten alkuperä ja/tai niiden inkubointipaikka niiden maatumisnopeuteen. Neulasia kerättiin sekä kontrolli- että tuhkaistettujen koeruutujen puista, minkä jälkeen kontrollineulaspusseja laitettiin sekä kontrolli- että tuhkaruuduille, ja tuhkaneulaspusseja sekä kontrolli- että tuhkaruuduille.

Käytetyt menetelmät: Mikrobien aktiivisuus määritettiin kaasukromatografilla niiden hiilidioksidin tuottona eli maahengityksenä. Bakteerien kasvunopeus määritettiin nestetuikelaskimella radioaktiivisen tymidiinin soluun sitomisnopeutena eli DNA-synteesin nopeutena ja niiden kadmiumin sietokykyä mitattiin samalla menetelmällä kasvattamalla bakteereja eri kadmiumpitoisuuksissa, minkä jälkeen määritettiin se kadmium pitoisuus, jossa kasvunopeus oli laskenut puoleen (IC_{50}) kontrollinäytteen nopeudesta. Muutos mikrobiyhteisön lajirakenteessa määritettiin eri mikrobilajeille ominaisten solukalvojen fosfolipidirasvahappokoostumuksena (PLFA). Sieni - ja bakteeriyhteisön lajirakenteen muutos määritettiin PCR (polymerase chain reaction)-DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) menetelmällä käyttämällä DNA:n monistuksessa spesifisiä sieni (FR1+FF390/NS1)- ja bakteerialukkeita (F984+R1378). Biosaatavan kadmiumin määrä määritettiin geneettisesti muunnellun bakteerin (*Bacillus subtilis* BR151/pTOO24) avulla, joka tuottaa valoa havaitessaan kadmiumia. Neulaskarikkeen maatumistehokkuus määritettiin mittaamalla neulasten massahäviö kun ne olivat olleet metsämaassa 1-2 kasvukautta. Perkolaatioveden kadmiumpitoisuus määritettiin ICP-AES (TJA, Iris advantage) analysaattorilla, samoin sienien, marjojen ja neulasten pitoisuudet märkäpolton (HNO_3+H_2O_2) jälkeen.

Tulokset

Laboratoriokoe: Tuloksena oli, että tuhka lisäsi mikrobien aktiivisuutta ja bakteerien kasvunopeutta sekä muutti mikrobi- ja sieniyhteisön lajirakennetta. Tuhka, johon oli lisätty kadmiumia (400/1000 mg kg^{-1}), vaikutti samalla tavalla mikrobeihin kuin kadmiumilla rikastamaton tuhka vaikutti. Biosensoribakteeri ei havainnut kadmiumia, joka lisättiin maahan tuhkan kanssa, mutta se havaitsi kadmiumin, joka lisättiin maahan ilman tuhkaa. Kun kadmiumia lisättiin maahan ilman tuhkaa, niin se laski mikrobiyhteisön aktiivisuutta ja muutti lajirakennetta korkeamman kadmiumlisäysmäärän (1000 mg kg^{-1}) aiheuttaessa alempaa määrää (400 mg kg^{-1}) voimakkaamman muutoksen, mutta se ei vaikuttanut bakteerien

kasvunopeuteen, kadmiumin sietokykyyn tai sieniyhteisöön. Kadmiumin lisäysmuodolla ($CdCl_2$/CdO) ei ollut merkitystä lisättiin se sitten ilman tuhkaa tai tuhkan kanssa.

Kenttäkoe 1: Tuloksena oli, että tuhka lisäsi mikrobien aktiivisuutta ja bakteerien kasvunopeutta sekä muutti mikrobiyhteisön lajirakennetta, mutta kadmiumilla ei ollut vaikutusta. Bakteerien kadmiumin sietokyky tai sen biosaatavuus eivät nousseet kadmiumilla rikastamattoman tai rikastetun tuhkan lisäyksen jälkeen. Ne eivät myöskään lisänneet kadmiumin pitoisuutta männyn neulasissa tai 5 ja 20 cm syvyydeltä kerätyssä perkolaatiovedessä. Sen sijaan kadmiumilla rikastettu (400 mg kg^{-1}) tuhka lisäsi kangasrouskun ja variksenmarjan kadmiumpitoisuutta.

Kenttäkoe 2: Tuloksena oli, että tuhka nosti mikrobien aktiivisuutta erityisesti happaman sadetuksen alla. Tuhka muutti myös mikrobi, bakteeri- ja sieniyhteisön lajirakennetta. Kadmium ei liuennut tuhkasta (Cd-rikastettu/rikastamaton) bakteereille biosaatavaan muotoon edes happaman sadetuksen alla.

Kenttäkoe 3: Metsätyypistä riippumatta tuhka nosti mikrobien aktiivisuutta ja bakteerien kasvunopeutta sekä muutti mikrobiyhteisön lajirakennetta vielä 18 vuotta tuhkalannoituksen jälkeen. Kun neulaset olivat olleet maatuneet 1 - 2 kasvukautta neulasten maatumispaikka mutta ei alkuperä vaikutti maatumisnopeuteen. Tuhkalannoitetuissa ruuduissa neulaset maatuivat nopeammin kuin kontrolliruuduissa.

Tarkastelu

Tutkimuksissa saatujen tulosten perusteella voidaan vetää seuraavat johtopäätökset: 1) puuntuhka suojaa metsämaan mikrobeja kadmiumin haitallisilta vaikutuksilta, 2) tuhkan kanssa lisätty kadmiumin ei ole biosaatavassa muodossa, 3) tuhkaa voidaan käyttää maaperän happamuuden vähentämiseen ilman pelkoa tuhkan sisältämän kadmiumin toksisuusvaikutuksista, 4) puuntuhkaa voidaan käyttää metsälannoitteena, mutta suositeltavaa on, että sitä levitetään samaan kohtaan metsässä vain kerran, ettei maan ja sen seurauksena kasvien kadmiumpitoisuudet kohoaisi haitallisen korkeiksi ja 5) tuhkalannoituksen vaikutukset ovat pitkäaikaisia, koska se muutti bakteerien kasvunopeutta, ja mikrobien aktiivisuutta sekä lajirakennetta vielä 18 vuotta tuhkan levityksen jälkeen. Nämä muutokset näkyivät samoilla koealoilla myös kohonneena neulasten maatumisnopeutena 19 ja 20 vuotta tuhkalannoituksen jälkeen.

Kirjallisuus

1. Fritze, H. Perkiömäki, J., Saarela, U., Katainen, R., Tikka, P., Yrjälä, K., Karp, M., Haimi, J. ja Romantschuk, M. 2000. Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. FEMS Microbiology Ecology 112: 43-51.
2. Fritze, H., Perkiömäk,i J., Petänen, T., Pennanen, T., Romantschuk, M., Karp, M. ja Yrjälä K. 2001. A microcosmos study on the effects of Cd-containing wood ash on the coniferous humus fungal community and the Cd bioavailability. Journal of Soils and Sediments 1: 146-150.
3. Perkiömäki, J. ja Fritze, H. 2002: Short and long-termed effects of wood ash on the boreal forest microbial community. Soil Biology and Biochemistry 34: 1343-1353.
4. Perkiömäki, J. ja Fritze, H. Does simulated acid rain increase the leaching of cadmium from wood ash to toxic levels for coniferous forest humus microbes? Submitted.
5. Perkiömäki, J., Kiikkilä, O., Moilanen, M., Issakainen, J., Tervahauta, A. ja Fritze H. A field study on the effects of Cd-containing wood ash on the coniferous forest humus microflora and Cd concentrations in *Lactarius rufus*, berries and needles. Submitted.

Lämpötilan vaikutus orgaanisen peltomaan denitrifikaatioon

Denitrification in organic agricultural field as affected by temperature

Hannu Koponen, Hanna Silvennoinen ja Pertti Martikainen
Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, Ympäristöterveyden tutkimus- ja tuotekehitysyksikkö, PL 1627, 70211 Kuopio: hannu.koponen@uku.fi

Johdanto

Denitrifikaation lopputuotteista typpikaasu (N_2) on ilmakehän kannalta harmiton kaasu, jota on ilmakehässä n. 78 %. Sen sijaan N_2O (pitoisuus ilmakehässä 312ppb) on kasvihuonekaasu, joka osallistuu myös yläilmakehän otsonikerroksen tuhoamiseen. Dityppioksidin ilmakehää lämmittävän vaikutuksen (global warming potential) on arvioitu olevan 20 vuoden tarkastelujaksolla jopa 275 kertaa hiilidioksidia, voimakkaamman [1]. Globaalisti orgaaniset peltomaat ovat merkittäviä N_2O:n lähteitä. On arvioitu, että Suomessa orgaaniset peltomaat tuottavat 25 % ihmisperäisistä N_2O-päästöistä [2]. Orgaanisissa peltomaissa hiiltä on runsaasti saatavissa. Samoin typpilannoituksesta ja mineralisoituneen typen nitrifikaatiosta johtuen nitraattia on runsaasti tarjolla.

Viimeaikaisten tutkimusten mukaan talviaikaiset dityppioksidipäästöt voivat olla jopa 70 % vuotuisesta dityppioksidipäästöstä [3]. Dityppioksidipäästöt lisääntyvät erityisesti maan sulaessa. Dityppioksidin tuoton kiihtymistä maan sulaessa on tutkittu aktiivisesti 80-luvulta lähtien ja sille on esitetty useita erilaisia selitysmalleja. Burton ja Beauchamp (1991) [4] esittivät, että N_2O:ta syntyy jäätyneessä maassa hapettomissa olosuhteissa, ja maan sulaessa jään alla muodostunut N_2O vapautuu aiheuttaen päästön lisääntymisen. Teepen ym. (2001) [5] mukaan kyse saattaisi olla biologisen aktiivisuuden muutoksesta sekä muutoksesta denitrifikaation N_2O/N_2 suhteessa. Christensenin ja Christensenin (1991) [6] mukaan jäätyminen tuhoaa biomassaa vapauttaen hiiltä ja ravinteita selvinneiden mikrobien käyttöön. Edwars ja Cresser (1992) [7] esittivät, että ylimäärähiili saattaa olla peräisin jäätymis-stressin aiheuttamasta maa-aggregaattien hajoamisesta.

Tämän laboratoriotutkimuksen tarkoitus oli selvittää denitrifikaation lämpötilariippuvuutta. Lisäksi sulamiseen ja jäätymiseen liittyviä päästömaksimeita tutkittiin erillisellä jäädytys-sulatuskokeella.

Aineisto

Kuuman (60°49'N 23°30'E) orgaanisella peltomaalla suoritettiin viiden päivän inkubaatio kahdeksassa eri lämpötilassa (-1,5 - +15). Pakatuista maaputkinäytteistä (WFPS 70 %), joihin oli tehty nitraattilisäys (100 kg N/ha), määritettiin N_2O ja CO_2 päästöt kolmantena, neljäntenä ja viidentenä inkubaatiopäivänä staattista kammiomenetelmää käyttäen. N_2/N_2O suhde määritettiin inkubaation viidentenä päivänä.

Sulatus-jäädytyssyklin vaikutusta maan N_2O ja CO_2 päästöihin selvitettiin Siikasalmen (62°55'N 29°30'E) orgaanisella peltomaalla sekä pakatuilla että häiriintymättömillä maaputkinäytteillä (WFPS 70%). Näytteet jäädytettiin –1.5ºC:seen 4vrk ajaksi, jonka jälkeen ne sulatettiin +4ºC:ssa. Maan CO_2 ja N_2O päästöt määritettiin sulamisen aikana. Näytemaat kävivät läpi kaksi jäätymis-sulamissykliä, jonka jälkeen ne altistettiin -15°C/+4°C jäädytys-sulatussyklille.

Tulokset ja pohdinta

Asetyleeni-inhibitiokokeen perusteella denitrifikaatiossa syntyi hyvin vähän typpikaasua (N_2) kaikissa tutkituissa lämpötiloissa. Samoin NO-tuotto oli pientä. Tällöin mitatun N_2O-tuoton perusteella voidaan puhua koko denitrifikaatiosta. Lämpötila vaikutti denitrifikaatioon enemmän kuin yleiseen mikrobiologiseen aktiivisuuteen (respiraatioon). Nollaa celsiusastetta pienemmissä lämpötiloissa N_2O:n tuotto oli hyvin pientä.

Jäädytys-sulatus-kokeen ensimmäisessä vaiheessa (-1.5°C/+4°C) sekä häiriintymättömistä että pakatuista näytteistä mitattiin N_2O-päästöjen lisääntymistä sulamisen aikana. Päästöt havaittiin myös toisen syklin aikana. -15°C:ssa tehdyn jäädytyksen jälkeen päästöt olivat suurempia. Jäätyminen ja sulaminen eivät aiheuttaneet lisäystä CO_2 päästöihin.

Mahdollinen selitys sulatuksen aikana lisääntyneille päästöille on jäätymisen aiheuttaman fysikaalisen stressin vapauttama hiili. Hiilen lisääntyminen maassa saattaa hyödyttää denitrifioivia bakteereita muita maan mikrobeja enemmän. Vapautuva hiili hyödynnetään välittömästi denitrifikaatiossa, mikä nähdään kohonneena N_2O-päästönä. Tutkimuksessa saatiin viitteitä siitä, että vapautuva hiili olisi peräisin hajonneista maa-aggregaateista. Kun stressin vapauttama hiili on käytetty, tuotto laskee. Toistettaessa jäädytys-sulatussyklejä stressissä vapautuvan hiilen määrä vähenee jäädytys jäädytykseltä ja samalla sulamiseen liittyvät N_2O-päästöt pienenevät.

Kirjallisuus

1. IPCC (2001) Climate Change 2001 the Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of Intrgovernmental Panel on Climate Change. Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P. J. and Xiaosu, D. (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, UK.
2. Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J., Oenema, O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a rewiev. Soil Use and Management 13: 245-250.
3. Röver, M., Heinemeyer, O., Kaiser, E-A. 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from arable soil during winter. Soil Biology and Biochemistry 30: 1859-1865.
4. Burton, D. L., Beauchamp, E. G. 1994. Profile of nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subjected to freezing. Soil Science Society of American Journal 58: 115-112.
5. Teepe, R., Brumme, R., Beese, F. 2001. Nitrous oxide emissions from soils during freezing and thawing periods. Soil Biology and Biochemistry 33: 1269-1275.
6. Christensen, S., Christensen, B. T. 1991. Organic matter available for denitrification in different soil fractions: Effect of Freeze/thaw cycles and straw disposal. Journal of Soil Science 41: 1-4.
7. Edwards, A. C., Cresser, M. S., Freezing and its effect on chemical and biological properties of soil. Kirjassa: Advaces in Soil Science, Stewart, B.A (ed.) Springler Verlag, New York 18: 60-79 (1992).

Changes in total and dissolved nitrogen, microbial biomass, and CO_2-C respiration in mire surface peat during four soil temperature sum treatments

Lämpösummakäsittelyjen vaikutukset turvenäytteiden kokonaistyppeen, liukoisiin typpiyhdisteisiin, mikrobibiomassaan ja maahengitykseen

Markus Hartman*[1)], Tytti Sarjala[2)] and Marjut Karsisto[1)]
[1)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, PL 18, FIN-01301 Vantaa, Finland: markus.hartman@metla.fi
[2)] Finnish Forest Research Institute, Parkano Research Station, Kaironiementie 54, FIN-39700 Parkano, Finland.

Introduction

Nitrogen is one of the critical nutrients influencing tree growth on drained peatland forests (1). The majority of N in peat is in insoluble organic form, which cannot be utilized by the trees. In addition to the inorganic ammonium and nitrate, the dissolved organic nitrogen (DON) can be utilized by the mycorrhizal symbionts in the tree root system. Microbial activity affects the sizes of the different nitrogen pools in the peat. The bigger the organic N pool in proportion to the inorganic, the more the trees depend on the function of mycorrhizal roots. In this experiment the relationship between the total N in peat, the temperature sum, dissolved N and microbial characteristics in peat was studied under controlled conditions. This study is a part of a project where the nutrition of Scots pine on drained peatlands is investigated on sites in different parts of Finland under different temperature sums along different peat nitrogen gradients.

Material and methods

The experiment was carried out in four growth chambers under controlled temperature conditions. Peat samples for the experiment were collected from Alkkia experimental area (62°9´N, 22°´52´E) located in western Finland (2). The field experiment (109 A and B) was established on a drained mire by the Finnish Forest Research Institute in 1974.The mire was drained in 1969 and sown and planted with pine in 1974.

Peat profiles from plots representing three different soil N levels were cut from the soil with a chain saw and placed in Perspex containers (20x20x40cm) in September 1999. The containers were put in four growth chambers (CONVIRON®) that were programmed to run four different temperature sums over 17 weeks. The temperature sum in peat > 0 °C was calculated in each chamber being 749 d.d., 924 d.d., 1085 d.d. and 1309 d.d. at the end of the experiment. To avoid germination of seeds the chambers were kept in the dark. Four peat profiles per plot were put into each chamber. Thus, there were four replicates of each plot in each chamber. The peat profiles were irrigated regularly with distilled water. Four times during the running of the experiment, volumetric (4 x 4 x 10 cm) peat samples were collected from the 0-10 cm peat layer. The different peat samples collected from the three experimental plots are indicated here as $peat_1$ (mean peat N amount 35 g m^{-2}, SD ± 8.9), $peat_2$ (mean peat N amount 139 g m^{-2}, SD ± 31.2) and $peat_3$ (mean peat N amount 147 g m^{-2}, SD ± 30.1).

In order to estimate the fungal biomass in peat the analysis of ergosterol was done with HPLC (3). Analysis of dissolved nitrogen compounds, NH_4^+, NO_3^- and DON, was done with FIA

from K_2SO_4 extracts of the peat samples. Chloroform fumigation and extraction were used to analyse microbial N and C (4). Soil CO_2-C respiration was measured with an ADC® gas analyser using the chamber method (5). These observations were used to estimate the total CO_2-C respiration during the study period.

Results and discussion

The nitrate content of the peat was very low in all samples, varying from 0 to 6 % of the total dissolved nitrogen pool during the experiment. The NH_4^+ concentrations varied from < 0.001 mg/g DW to 0.061 mg/g DW (Fig. 1). This accounted for from less than 1% to over 92 % of the dissolved nitrogen pool in the peat. At the end of the experiment the proportion of NH_4^+ had increased with the increasing temperature sum. The peat with higher N content had higher NH_4^+ concentrations.

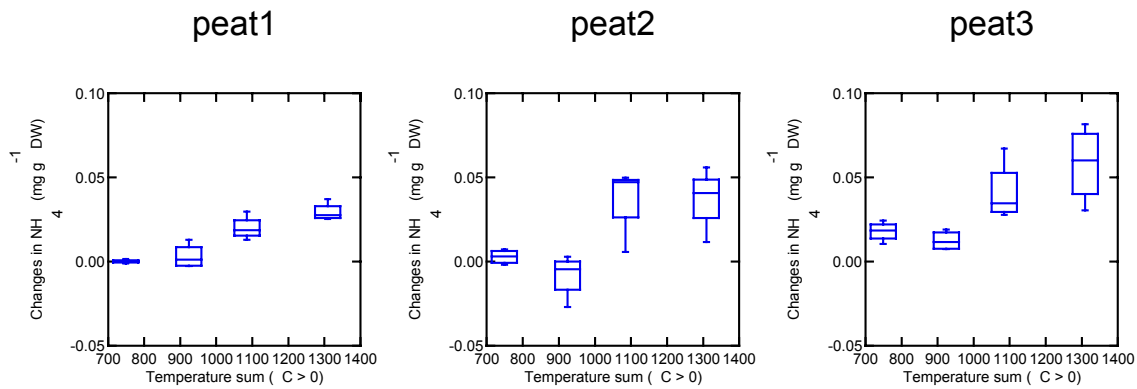


Fig 1. Changes in peat NH_4 concentrations during the temperature sum treatments.

The ergosterol content of the peat samples of the different temperatures varied a lot and revealed great fluctuations during the experiment in all temperatures. However, no clear pattern in the fluctuation was observed.

In general, soil CO_2-C respiration correlated positively with the increased temperature sums and higher peat nitrogen amounts. The strongest response to the temperature sum treatment occurred in plot $peat_3$. Apart from a few exceptions, the total C, N and dry weight of the peat decreased during the running of the experiment.

During the experiment, the microbial biomass carbon (MBC) decreased in the $peat_1$ profiles along the increasing temperature sums, while there was no, or only a slight, decrease in the $peat_2$ and $peat_3$ profiles (Fig. 2).

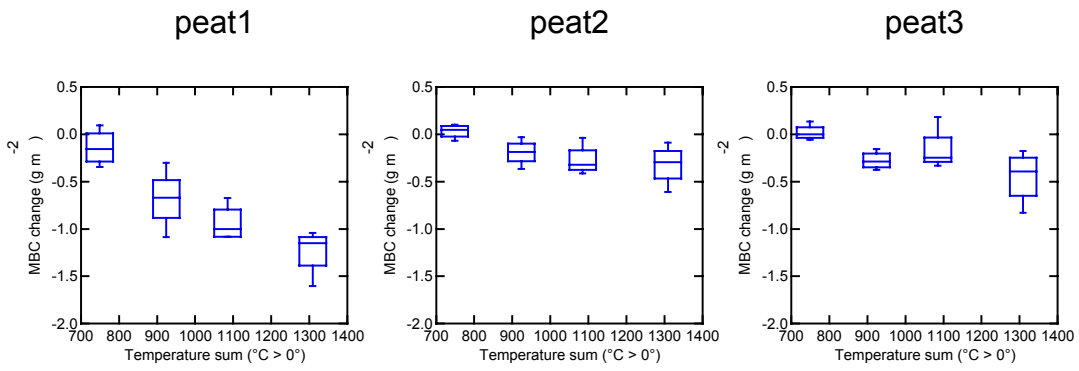


Figure 2. Changes in peat microbial biomass carbon (MBC, g m^{-2}) during the temperature sum treatments.

The preliminary results of this study suggest that the availability of different nitrogen forms depends on the temperature sum and nitrogen. In low temperature sum regimes (corresponding to northern Finland) a high proportion of the dissolved nitrogen is in organic form especially in peat with low N content. This emphasizes the role of mycorrhiza in the nitrogen uptake of the trees. A possible increase in the mean temperature in the boreal region may thus have a major impact also on the nitrogen transformations and mineralisation of the peat and through those events also on nitrogen uptake of Scots pine.

References

1. Kaunisto, S. 1982. Lannoituksen, ilman lämpösumman ja eräiden kasvualustan ominaisuuksien vaikutus mäntytaimikoiden kasvuun turvemailla. (Summary: Effect of fertilization, temperature sum and some peat properties on the height growth of young pine sapling stands on peatlands). Folia Forestalia 109:1-56.
2. Kaunisto, S., Kinnunen, K., Lehtinen, S., Nevanranta, K. and Tukeva, J. 1986. Alkkian kenttäkokeet 1961-1986. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja- The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 236:1-98.
3. Nylund, J.E. and Wallander, H. 1992. Ergosterol analysis as a means of quantifying mycorrhizal biomass. Methods in Microbiology 24:77-88.
4. Martikainen, P. and Palojärvi, A. 1990. Evaluation of the fumigation-extraction method for the determination of microbial C and N in a range of forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 22(6): 797-802.
5. Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U. Nykänen, H. and Martikainen, P. 1994. CO_2 fluxes in peatlands under varying temperature and moisture conditions. In: Kanninen, M. and Heikinheimo, P. (eds.). 1994. The Finnish research programme on climate change. Second progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94: 273-276.

Microbial biofilms in the mycorrhizospheres of Scots pine: organization and functioning as an 'external rumen/gut' in boreal forest soils

Robin Sen
Department of Biosciences, Division of General Microbiology, P.O.Box 56, FIN-00014 University of Helsinki, Finland: robin.sen@helsinki.fi

Abstract

Boreal forest trees are highly dependent on root symbiotic mycorrhizal fungi for growth in low pH lignin-rich podzolic soils. Powered by host derived carbon, extensive mycelial colonization of the soil is accompanied by mobilization of recalcitrant N and P resources through active fungal secretion of hydrolytic and proteolytic enzymes and organic acids. Further multitrophic interactions between bacteria and mycorrhizal fungi have been described including the identification of mycorrhiza helper bacteria. These bacteria improve mycorrhizal Douglas fir seedling growth in managed French nursery soils. Our group's goal has been to characterise fungal-bacterial interactions and activities in intact Scots pine mycorrhizospheres developed in boreal forest soil containing microcosms.

Bacterial biofilms visualised on fungal surfaces comprise forest soil specific bacteria and Archaea based on physiological and 16S rDNA fingerprinting. Carbon source utilisation profiling highlighted key differences in community composition in different mycorrhizosphere compartments. Preferential organic acid utilisation by bacteria in the external mycorrhizosphere further supports fungal involvement in mineral weathering in podzols. Mycorrhizospheres were found to support catabolic fluorescent pseudomonads and increased hydrocarbon oxidation activity when developed on petroleum hydrocarbon contaminated soils. Thus, it is hypothesised that, in functional terms, the mycorrhizosphere behaves as an'external rumen/gut' of the host tree.

Carbon dynamics on a mire with a drainage and nutrition gradient

Sarkaleveyden ja ravinnelisäyksen vaikutukset hiilitaseeseen ojitetulla suolla

Markus Hartman[1)], Marjut Karsisto[1)] and Seppo Kaunisto[1)]
[1)] The Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O. Box18, 01301Vantaa: markus.hartman@metla.fi, marjut.karsisto@metla.fi, seppo.kaunisto@metla.fi.

Introduction

The carbon balance of boreal ecosystems and especially on pristine and drained peatlands is one of the focal points of ecosystem research. Usually peatlands drained for forestry are considered carbon sinks. The carbon accumulation in the tree stand biomass and the root litter outbalances the CO_2-C respiration from the peat.

On some site types the peat nutrients limit tree growth and these sites may become carbon sources. We present a hypothesis of the carbon balance of a drained and forested mire.

Material and Methods

The experiment is located on the mire Liesineva in Parkano, western Finland (1). Originally it was a wet, open mire with a low P and K content in the peat while the N content was fairly high. Presently the dominant tree species is Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), with downy birch (*Betula pubescens* Ehrh.) mixture on some plots. The experiment is laid out on two blocks, 2 and 3. The treatments are Control2, Control3 (n = 5+5) and repeated fertilization NPK2 and NPK3 (n = 5+5). The examined ditch spacings are 20, 40, 60 and 100 m. Peat samples were collected two years before and four months after the last NPK application. The CO_2-C respiration from the peat was measured during the vegetation period. Estimates were made of the autotrophic and heterotrophic respiration fractions. The autotrophic respiration was estimated on basis on the tree stand biomass and data from the literature (2).

Results and Discussion

The NPK treatment had resulted in enhanced tree growth and stand biomass accumulation. In relation to the N concentrations concentrations of P and K in the pine needles on the control plots were low and indicated limited availability of these nutrients (Fig 2).

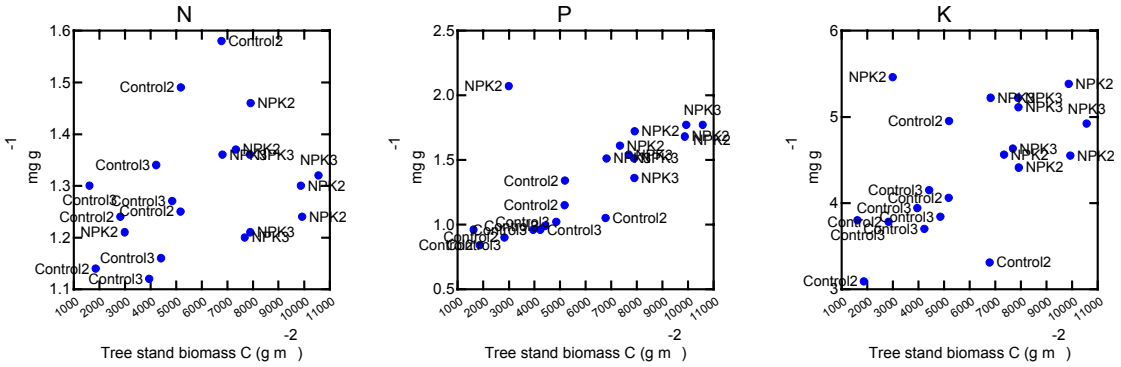


Fig. 1. Relationship between tree stand C and needle N, P and K concentrations. The deficiency limits are 1.3 mg g^{-1} for N, 1.4 mg g^{-1} for P and 4.5 mg g^{-1} for K.

When the peat N content is high compared to the P and K contents the tree stands may suffer from nutrient imbalances. Stand growth may be affected and consequently the carbon balance of the site.

The microbial biomass C, which indicates microbial activity, was generally higher on the control plots than on the NPK plots (Fig. 2). The larger tree stands, which usually grow on the NPK plots have a higher albedo resulting in less radiation reaching the soil.

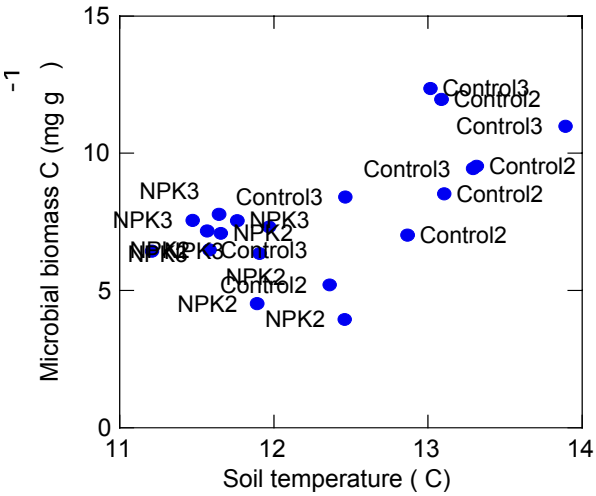


Fig. 2. Relationship between mean peat soil temperature and microbial biomass C.

The ditch spacing did not affect the CO_2-C respiration. The range of the CO_2-C respiration was roughly the same on both the fertilized and unfertilised plots. The estimated autotrophic fraction was higher on the NPK treatments while the hetrotrophic was higher on the controls (Fig 3).

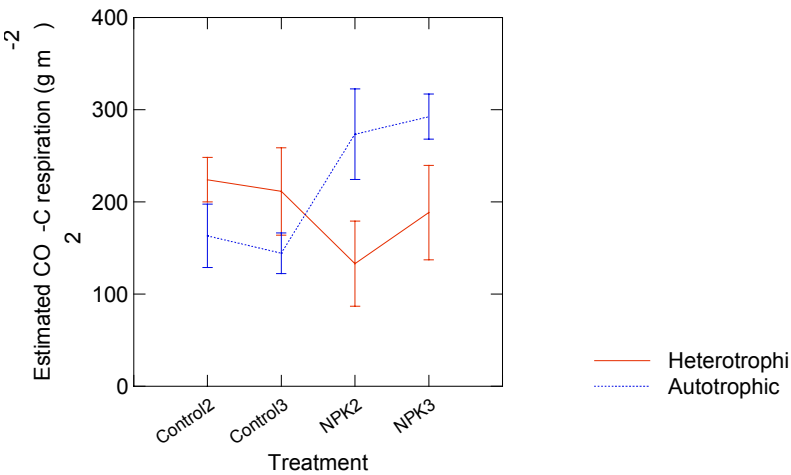


Fig 3. Means and SE of soil respiration fractions by block and treatment.

The results of this study indicate that drained mire sites with nutritional imbalances may be carbon sources. The immediate and long-time effects of nutrient application on the peat, belowground biomass activity and microbial activity should be studied in more detail also with regard to aspects of C balance.

References

1. Huikari, O. 1959. Metsäojitettujen turvemaiden vesitaloudesta. Referat: Über den Wasserhaushalt waldentwässerter Torfböden. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 51.2. 45 p.
2. Ryan, M., Linder, S., Vose, J. and Hubbard, R. 1994. Dark respiration of pines. In: Gholz,H., Linder, S and McMurtrie, R. (eds.). Environmental constraints on the structure and productivity of pine forest ecosystems: a comparative analysis. Ecological Bulletins 43: 50-63. Copenhagen.
3. Braekke, F. H. 1996. Needle analyses of Norway spruce and Scots pine stands. Trees 11: 23-33.

Peat nitrogen and peat organic compounds during four temperature regimes

Lämpötilan ja turpeen typpipitoisuuden vaikutus turpeen orgaanisiin yhdisteisiin

Marjut Karsisto[1)], Markus Hartman[1)] , Hannamaria Potila[2)] and Tytti Sarjala[2)]
[1)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Center, PL 18, FIN-01301 Vantaa, Finland: marjut.karsisto@metla.fi, markus.hartman@metla.fi,
[2)] Finnish Forest Research Institute, Parkano Research Station, Kaironiementie 54, FIN-39700 Parkano, Finland: hannamaria.potila@metla.fi, tytti.sarjala@metla.fi

Introduction

The presence and quality of organic matter is one of the key factors influencing microbial population and the release of nutrients. By affecting microbial activity and by changing the decomposability of complex organic compounds secondary compounds can be released also (phenolics, tannins etc). These compounds may play important roles in controlling decomposition and mineralization rates[1]. In this experiment the relationship between total N in peat, temperature sum and peat organic components have been studied in controlled conditions. This study is a part of a project where the nutrition of Scots pine on drained peatlands will be investigated on sites in different parts of Finland under different temperature sums and along natural peat nitrogen gradients.

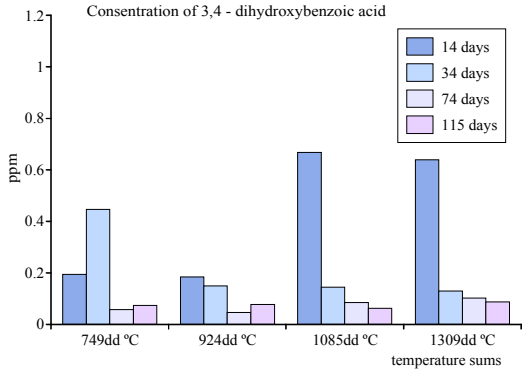
Material and methods

Peat samples (0-10cm) for the experiment were collected in square Perspex containers from drained mire in western Finland. The containers were placed in growth chambers that were programmed to run different temperature sums in peat (> 0 °C) (749d.d., 924d.d., 1085d.d. and 1309d.d. at the end of the experiment) over 17 weeks. The amount of N in different peat samples were: 35 g m^{-2}, 139 g m^{-2} and 147 g m^{-2}. Mass spectrometry and liquid chromatography were used for identification and quantification of organic components.

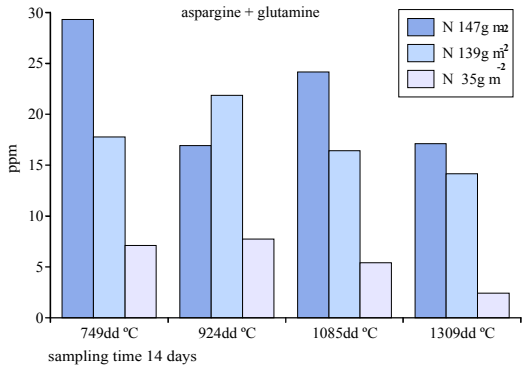
Results and discussion

Peat organic components identified were a) *free amino acids*: aspartic acid, asparagine, glutamic acid, glutamine, glysine, alanine, leucine, phenylalanine, serine, threonine, lysine, methionine, gaba, proline and tyrosine. b) *phenolic acids*: vanillic, ferulic, 4-hydroxybenzoic, cinnamic, 2,5 – dihydroxybenzoic, 3,4 – dihydroxybenzoic, gallic, and p-coumaric acids. c) *fatty acids*: palmitoleic, oleic, tetradecanoic, hexadacanoic, 9,12-octadecanoic, octadecanoic, eicosanoic, decosanoic, tetracosanoic acids, d) *resin acids:* pimaric, abietic and dehydroabietic acids, e) *sterols:* stigmasterol, campesterol, betasitosterol, and stigmastanol.

Our results of the organic composition of the peat samples will be connected to other results of the project (respiration measurements, microbial biomass, ergosterol, DON, tot N, tot C, NH^4, $N0^3$, micronutrients. Some preliminary results concerning organic components are presented:



concentration of a phenolic acid, 3,4-dihydroxybenzoic acid (ppm)
with different incubation times under 4 temperature sums



concentrations of some amino acids (aspargine+glutamine, ppm)
with 3 peat nitrogen levels under 4 temperature sums

Data at the end of experiment were analysed by PCA analysis. The data revealed that concentrations of the resin acids were affected more by the temperature sum than by the amount of peat nitrogen. Both the temperature sum and the amount of peat nitrogen affected significantly the phenolic acids and sterols. Significant differences in fatty acids were found both between the peats and the temperature sums.

Jones [2] showed that the rate of amino acid decomposition in soil increased with temperature, but even at low temperatures, amino acid decomposition was still rapid. In our study the nitrogen content of the peat rather than temperature correlated with the amino acid concentrations in peat. The concentrations of soluble organic compounds studied correlated more strongly to the peat nitrogen content than to the temperature treatments.

References

1. Schimel, J.P., Van Cleve, K., Cates, R.G., Clausen, T.P. and Reichardt, P.B. 1996. Effects of balsam poplar (Populus balsamifera) tannins and low molecular weight phenolics on microbial activity in taiga floodplain soil: implications for changes in N cycling during succession. Can. J. Bot. 74:84-90
2. Jones, D.L. 1999. Amino acid biodegradation and its potential effects on organic nitrogen capture by plants. Soil Biol. Biochem. 31:613-622.

Free amino acid accumulation in *Sphagna* under different levels of N deposition

Typpilaskeuman vaikutus rahkasammalien vapaisiin aminohappoihin

Marjut Karsisto[1)], Veikko Kitunen[1)], Jyrki Jauhiainen[2)] and Harri Vasander[2)]
[1)] The Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O.Box 18, FIN-01301 Vantaa: marjut.karsisto@metla.fi, veikko.kitunen@metla.fi
[2)] University of Helsinki, Department of Forest Ecology, P.O.Box 27, FIN-00014 University of Helsinki: jyrki.jauhiainen@helsinki.fi, harri.vasander@helsinki.fi

Introduction and objectives

Different plant species accumulate different amounts of amino acids when exposed to high nitrogen deposition rates. Studies on nitrogen pollution in mire ecosystems suffer from lack of information related to concentrations of amino acids and their metabolism in bryophytes. The general aim of this work was to measure amino acid concentrations in four ecologically differing *Sphagnum* species subjected to four experimental N deposition rate. The following specific objectives were set to be studied: 1) if the composition of most prominent amino acids is species dependent in various N deposition rates, 2) if the magnitude of change in amino acid concentration differs in increased N deposition rates in the four species studied.

Material and Methods

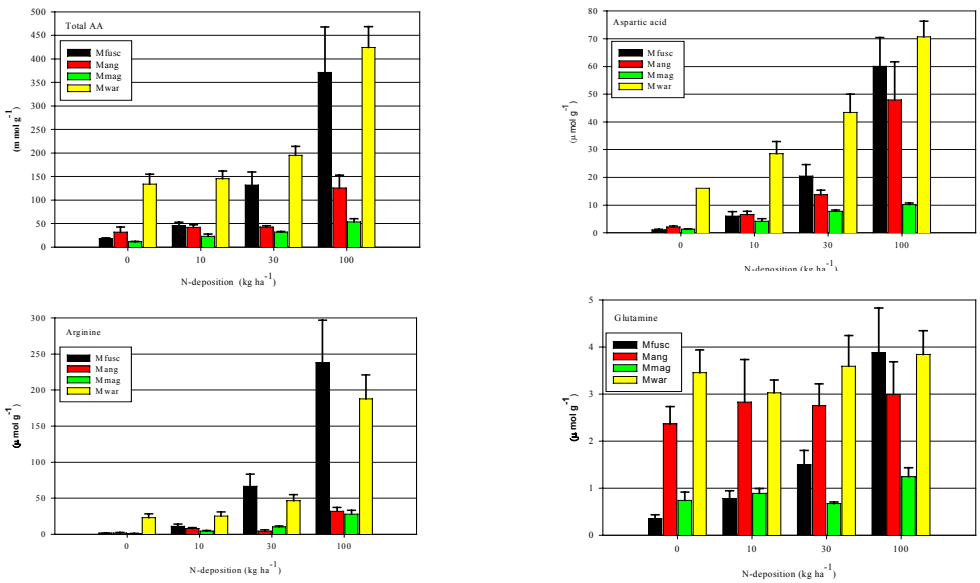
Sphagnum fuscum, *S. angustifolium, S. magellanicum* and *S. warnstorfii* were treated for 71-120 days with N deposition rates of 0, 10, 30 and 100 kg ha^{-1} a^{-1}. The samples were fertilized once a week with modified Rudolph's nutrient solution [3]. *Sphagnum* capitula was harvested and concentrations of free amino acids were analyzed with HPLC as their 9-fluorenylmethyl chloroformate derivatives according to Näsholm[1,2] with minor modifications.

Results and Conclusions

The extent of change in concentrations of various amino acids in increased N deposition rates was characteristic for the species studied and remained the lowest in meso-eutrophic *S. warnstorfii* and were highest in low N deposition sites occupying *S. fuscum*. Our results suggest that stress in *Sphagnum* species arising from nitrogen deposition is handled by diverting the nitrogen into a few specific amino acids for storage for later protein synthesis, which has been the suggested mechanism also in vascular plants [4].

Species response to N treatment resulted a clear increase especially in concentrations of arginine, aspartic acid, glutamic acid, asparagine+serine, γ-aminobutyric acid and valine. Incorporation of nitrogen into the production of amino acids can be considered as a detoxification reaction by the plants to help cope with excessive N deposition. Increased concentrations of these amino acids in *Sphagnum* mosses may therefore be used to indicate a metabolic response to N deposition in advance of physiological changes.

Concentrations of free amino acids (µ mol g $^{-1}$) at different deposition levels in *Sphagnum fuscum, Sphagnum angustifolium, Sphagnum magellanicum,* and in *Sphagnum warnstorfii:*



References

1. Näsholm T., Sandberg G. and Ericsson A. 1987. Quantitative analysis of amino acids in conifer tissues by high performance liquid chromatography and fluorescence detection of their 9-fluorenylmethyl chloroformate derivatives. J. Chrom. 396: 225-236.
2. Näsholm T. 1991. Aspects of nitrogen metabolism in Scots pine, Norway spruce and birch as influenced by the availability of nitrogen in pedosphere and atmosphere. *Thesis*. The Swedish University of Agricultural Science, Department of Forest Genetics and Plant Physiology. Umeå.
3. Rudolph, H. & Voigt, J.U. 1986. Effects of NH_4-N and N_3-N on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. Physiol. Plant. 66: 339-343.
4. Rabe, E. & Lovatt, C.J. 1986. Increased arginine biosynthesis during phosphorous deficiency. Plant Physiology 81: 774-779.

Identification and quantification of organic fractions in litter and peat organic matter during decomposing processes

Karikkeen ja turpeen orgaanisen aineen luonnehdinta hajotusprosessien aikana

Marjut Karsisto[1)], Veikko Kitunen[1)], Raija Laiho[1)], Jukka K. Laine[2)], Ulla-Mari Tiainen[2)], Maria Savitski [1)] and Timo Penttilä[1)]
[1)] The Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, P.O.Box 18, 01301 Vantaa: marjut.karsisto@metla.fi, veikko.kitunen@metla.fi, ulla-mari.tiainen@metla.fi, maria.savitski@metla.fi, timo.penttilä@metla.fi
[2)] University of Helsinki, Department of Forest Ecology, P.O.Box 27, 00014 University of Helsinki: raija.laiho@helsinki.fi, jukka.k.laine@helsinki.fi

Introduction

Decomposition of litter and organic matter in peat soils is one of the key processes influencing carbon and nutrient cycling. There has been little research concerning the role of litter and peat organic quality on the decomposition rates in moist and cool conditions. In developing predictions of the response of carbon cycling in northern peatlands to climate change, a method for the quantitative detailed characterization of litter and peat organic matter quality would be valuable.

Some schemes have been proposed for characterization of organic matter quality in soils and litter[1,2,3]. In this first stage we have concentrated in modifying existing analytical methods for identifying and quantifying different organic fractions and compounds. We will test a new sequential extraction procedure for identifying and quantifying organic fractions and compounds in peat and litter material.

Our main objective is to produce information about organic matter decomposition pathways for soil carbon models in moist and cool conditions. Our study is a part of a larger joint project of the Finnish Forest Research Institute and the Department of Forest Ecology, Helsinki University investigating the role of litter and organic matter decomposition in the carbon cycling of drained peatland forests.

Material and methods

Moss and peat samples were collected from a drained (medium fertility) pine peatland site (from control area and clear cutting area), in Rovaniemi (mainly Carex residues, peat layer 0,2-0,7m, drained in the 1930's), in Northern Finland. The site has changed from sparsely forested wetland ecosystem to a drained peatland forest due to the draw down of the water level.

For the sequential extraction procedure the litter and peat samples were treated with a series of digestions. By first we extracted samples with variety of solvents, followed by the addition of chemicals to bring the extracted peat into solutions for analyzes. Finally we utilized more precise methods to identify the different organic peat and litter compounds from these extractives. After finishing stepwise extraction procedure we analyzed from residual peat acid soluble polymer carbohydrates and acid insoluble residue (Klason lignin) gravimetrically.

The proximate carbon fractions were:
(1) Total extractives. 1a: nonpolar extractives (soluble fats, waxes and oils etc.)
1b: polar exractives (sugars and phenolics etc.)
(2) Polymer carbohydrates (holocellulose)
(3) Acid-insoluble residue (Klason lignin).

We used dichloromethane to remove nonpolar extractives (NPE) and acetone, ethanol and water to remove polar extractives (PE). The sum of these fractions (NPE + PE) is called total extractables (TE). Sodium chlorite method was used to determine acid soluble carbohydrates (holocellulose). Acid insoluble residue, Klason lignin, was determined gravimetrically from extractive-free residue. Gas Chromatography/Mass spectroscopy (GC/MS) was used for identification and quantification of organic compounds (fenolic acids, resin acids, sterols, fatty acids, sugers). Some methods used in the extraction procedure are modified from previously developed analyze methods [1,2, 3, 4, 5], some are developed by us.

Results and discussion

We will present here only some very preliminary results. Samples (peats, moss litter, needles, branches, stems and fine root litter) from different sites are under the work. We are using our sequential extraction procedure to produce more data for soil carbon model in moist and cool conditions.

Organic fractions in peat and moss litter samples from Rovaniemi (drained pine peatland site)(mg g^{-1} of total dry mass):

Sample	***Extractives***					Holo-cellulose[7)]	Klason lignin[8)]	Ash[9)]
	NPE[1)]	PE[2)]			TE[6)]			
Peat soil (plot 1), sample depth cm		AE[3)]	EE[4)]	WE[5)]				
Humus	36.48	8.96	11.67	91.34	148.46	506.77	386.83	49.85
0 – 10 cm	64.24	14.47	9.68	37.94	126.34	484.66	376.71	58.88
10 – 20 cm	84.74	13.67	10.33	69.60	178.33	461.54	421.14	51.90
20 – 30 cm	72.50	18.32	14.88	47.22	152.92	481.68	456.78	80.76
Peat soil (plot 2), sample depth, cm								
Humus	40.17	12.68	7.67	54.28	114.80	466.41	401.79	37.92
0 – 10 cm	61.99	12.72	9.31	41.96	125.98	482.87	381.64	54.89
10 – 20 cm	82.75	25.75	10.88	38.04	157.41	477.16	442.30	47.95
20 – 30 cm	68.75	13.64	12.03	64.21	158.63	495.23	451.83	61.94
Moss litter								
Sphagnum magellanicum	30.58	22.80	15.99	46.17	112.97	487.54	100.02	26.35
Sphagnum russowii	28.57	28.51	26.52	36.64	116.86	630.41	46.46	23.35
Pleurozium schreberi	47.53	22.51	14.88	69.23	154.62	492.43	237.94	17.66

Abbreviations: 1) polar extractives, NPE; 2) polar extractives PE = sum of: 3) AE, acetone extractives; 4) EE, ethanol ; extractives and 5) WE, water extractives; 6) total extractives; TE (non-polar + polar extractives); 7) Polymer carbohydrates = holocellulose = sum of α - cellulose and hemicellulose; 8) Klason lignin, acid insoluble residue; 9) Ash content;

There were differences between moss litters concerning lignin and holocellulose fractions. *Pleurozium schreberi* litter had more Klason lignin than both litters from Sphagnum mosses. In *Sphagnum russowii* there were more holocellulose than in other mosses. There were not big differences between the peat samples. More should be analyzed to get more reliable information.

In conclusion, using our sequential extraction procedure we could characterize quantitatively various organic fractions and identify soluble organic compounds from different extractives. Our stepwise extraction procedure is moderate time consuming, one person can process many samples a week.

Our results will be combined with results of the study where mass loss of different types of litter and peat are measured, as well as with soil respiration studies from the same study sites.

References

1. Wieder, R.K., and Starr, S.T. 1998. Quantitative determination of organic fractions in highly organic, *Sphagnum* peat soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 29(7&8), p. 847-857.
2. Ryan, M.G., Melillo, J.M., and Ricca, A. 1990. A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. Can. J. For. Res. 20:166-171.
3. Quaramby, C. and S.E. Allen. 1989. Organic constituents. Pp. 160-200. In: S.E. Allen (ed.), Chemical Analysis of Ecological Materials. 2nd ed. Blackwell Scientific Publishers, Oxford, England.
4. Oy Keskuslaboratorio - Centrallaboratorium Ab, Keskuslaboratorion käyttämät analyysimenetelmät, n:o 115b:82: Massan ja puun kokonaisligniinipitoisuus.
5. Technical Association of the Pulp and Paper Industry, TAPPI Standards, 1969, Proposed Revision of T 204 os-54 as a Standard: Organic Solvent Extractives, *Tappi*, 1969, 52(5): p. 980-981.

Metsämaan lajitekoostumuksen määrittäminen pipettimenetelmällä ja laserdifraktiolla – menetelmävertailu

Particle-size analysis of forest soils with pipette method and laserdiffraction - comparison of methods

Janne Levula*[1)] ja Carl Johan Westman[2)]
[1)] Hyytiälän metsäasema, Hyytiäläntie 124, 35500 Korkeakoski: janne.levula@helsinki.fi
[2)] Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: carl.j.westman@helsinki.fi

Johdanto

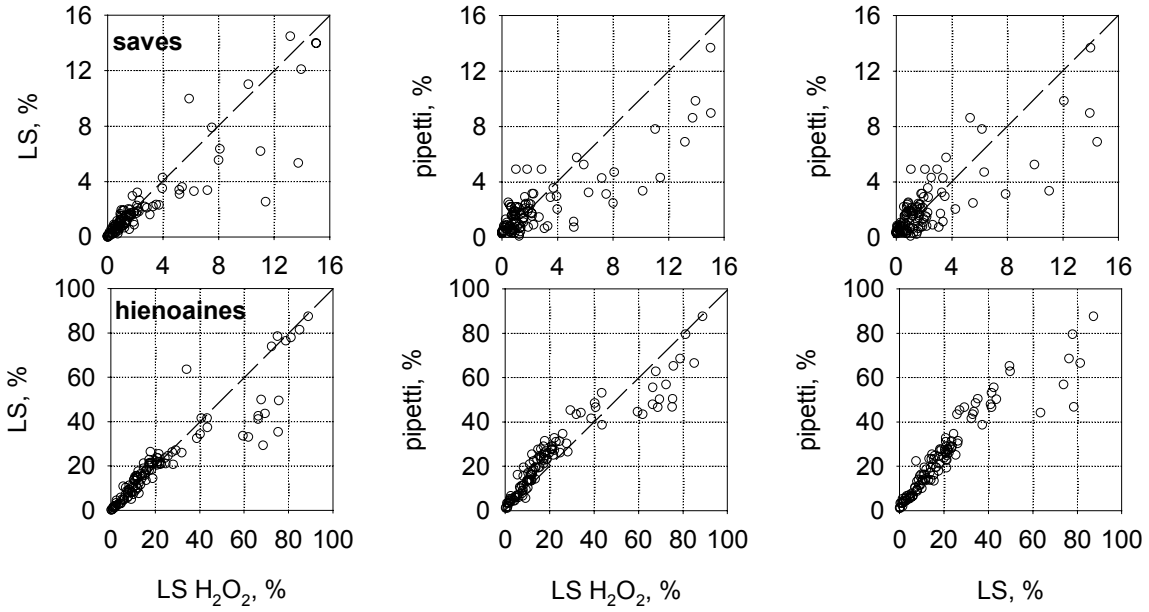
Maan lajitekoostumus määritetään perinteisesti laajasti käytössä olevalla pipettimenetelmällä (1). Menetelmä on luotettava ja antaa myös lajikoostumukseltaan toisistaan oleellisesti poikkeaville maille vertailukelpoisia tuloksia. Menetelmän hankaluutena on kuitenkin analyysin hitaus, yhden näytteen alkupunnituksesta valmiiseen tulokseen kestää kolmatta päivää. Metsämaan lajitekoostumusta määrittäessä, analyysiä voi myös arvostella siitä, että näytteen esikäsittelyssä hävitetään tärkeä osa maata. Metsämaat ovat keskimäärin hieta- ja hiekkamoreeneja (2), joiden savipitoisuus on alhainen, lisäksi 15 – 20 % on lajittuneita hiekka- ja hietamaita (3). Näissä maissa lajitteiden määritystä häiritsevää orgaanista ainetta on vähän ja määrä vähenee kohti syvempiä kerroksia (4, 5). Orgaanisen aineen lisäksi sekundääriainetta ovat B-horisonttiin rikastuneet raudan ja alumiinin oksidit, jotka muodostavat karkearakeisen metsämaan tärkeän osan: esikäsittelyssä tämä ainefraktio poistetaan. Viime aikoina kehittynyt laserdifraktiotekniikka (LS) tarjoaa ratkaisun näihin epäkohtiin. LS-tekniikka perustuu vakiovalosädekimpun sironnan detektointiin ja sirontakuvan matemaattiseen tulkintaan. LS-mittaus on suoraviivainen ja yhden päivän aikana voidaan määrittää 50 näytteen lajitekoostumus. Mittaustarkkus on myös hyvä: kaksi perättäistä määritystä samasta näytteestä eivät kokemuksemme mukaan eroa lainkaan. Tämän työn tarkoitus on tutkia pipetti- ja LS-menetelmillä metsämaista määritettyjen lajitekoostumusten yhteensopivuutta.

Aineisto

Työssä käytetyt maannäytteet edustavat 30 varttunutta mänty- ja kuusimetsää CT – OMT kasvupaikoilla Hytiälän metsäaseman ympärillä (61º 48’ N ja 24º 19’ E). Tutkitut maat ovat osin supra- ja sub-akvaattisia moreeneja ja osin glasiofluviaalisen ja tuulen toiminnan lajittamia. Maat ovat podsoleja tai podsoloituneita. Näytteet kerättiin E, B1, B2 ja C maannoshorisonteista. Alle 2 mm fraktiosta määritettiin lajitekoostumus pipettimenetelmällä Elosen (1) ohjeita noudattaen ja laserdifraktiometrillä (Coulter LS 230, Coulter Corporation, Miami, USA). LS-määritystä varten näytteet seulottiin ensin 0,6 mm:n seulalla. Seulan päälle jääneestä aineesta saatiin karkean hiekan osite. Seulan läpäissyt osite jaettiin kahtia. Toisesta osasta poistettiin orgaaninen hiili hapettamalla vetyperoksidilla (1) ennen lajiteanalyysia, toisesta osanäytteestä lajiteanalyysi tehtiin suoraan. LS-analyysiin otettiin kuivaa näytettä 5 ± 0,5 g erä dekantteriin, johon lisättiin 0,05 M $Na_4P_2O_7$; kunnes näytteestä muodostui tahna. Sen jälkeen näyte syötettiin suoraan LS-laitteen syöttömoduuliin. Lajiteanalyysien tulosten perusteella laskettiin prosentuaalinen lajitekoostumus alle 2 mm maa-ainekselle. Menetelmävertailussa tutkittaviksi lajitteiksi valittiin savifraktio ja maan hienoaines (< 0,06 mm) sekä näytteen keskiraekoko ($d_{50\%}$). Maan lajitekoostumuksen lisäksi näytteistä mitattiin orgaaninen hiili LECO ® CHN 600-analysaattorilla kuulahuhmareessa hienonnetusta näytteestä. Pedogeenista rautaa ja alumiinia mitattiin alle 0.6 mm ainefraktiosta (6) menetelmällä.

Tulokset

Suurin hajonta eri menetelmien antamien tulosten välillä on savesfraktiossa (Kuva 1): LS:llä määritetty savespitoisuus selittää pyöreästi 2/3 pipettimenetelmällä määritetyn pitoisuuden vaihtelusta. Tulosten välillä on lisäksi systemaattista tasoeroa: pipettimenetelmä antaa varsinkin yli 4 % pitoisuuksilla selvästi alhaisemman savespitoisuuden ja ero on suurempi, kun LS-mittaus on tehty esikäsitellyistä näytteistä. Myös esikäsittelemättömästä näytteestä ja vetyperoksidopoltolla käsitellystä näytteestä tehdyt LS-mittaukset eroavat merkitsevästi toisistaan. Ero on kuitenkin absoluuttisesti ottaen pieni: savespitoisuus mitattuna suoraan esikäsittelemättömästä näytteestä on keskimäärin vain 0.3 prosenttiyksikköä pienempi kuin pitoisuus esikäsittelyn jälkeen mitatusta näytteestä.

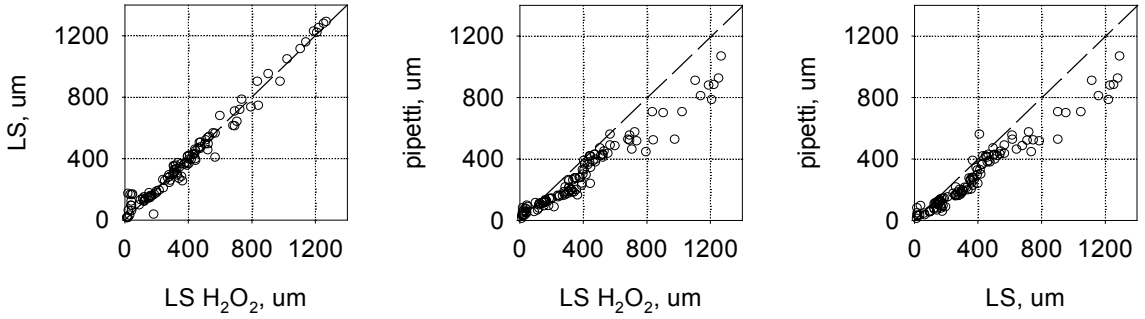


Kuva 1. Metsämaanäytteiden saveksen ja hienoaineksen pitoisuus eri menetelmillä mitattuna.

Satunnaishajonta eri menetelmien antamien tulosten välillä on hienoaineksen suhteen pienempää kuin saveksen suhteen. LS:llä mitattu hienoainespitoisuus selittää lähes 90 % pipettimenetelmällä mitatun pitoisuuden vaihtelusta. Tulokset eroavat kuitenkin edelleen systemaattisesti. Pienillä pitoisuuksilla pipettimenetelmällä saadut hienoainespitoisuudet ovat hieman suuremmat kuin LS:llä saadut ja suurilla pitoisuuksilla taas LS:llä saaadaan suurempia pitoisuuksia kuin pipettimenetelmällä. Ero menetelmien välillä on hieman suurempi, jos LS-analyysi tehdään esikäsittelemättömästä näytteestä.

Eri menetelmillä saatujen ainesfraktioiden väliset pitoisuuserot eivät olleet suoraan selitettävissä maan orgaanisen hiilen tai seskvioksidien määrillä.

Mediaaniraekoon suhteen eri menetelmien antamien tulosten välinen hajonta on pieni (Kuva 2). LS-mittauksella voidaan luotettavasti selittää pipettimenetelmällä saatua maan keskiraekokoa ($r^2 = 0.95$). Hiekkavaltaisilla mailla ($d_{50\%} > 600$ µm) saadaan kuitenkin tulokseksi selvästi suurempia mediaaniraekokoja LS-menetelmää käytettäessä.



Kuva 2. Metsämaanäytteiden keskiraekoko eri menetelmillä mitatusta lajitekoostumuksesta määritettynä.

Samansuuntainen, mutta pienempi systemaattinen ero on havaittavissa myös hienompia maita analysoitaessa. Esimerkiksi, kun keskiraekoko pipettimenetelmällä on 215 µm on vastaava raekoko sekä esikäsittelemättömästä että esikäsitellystä näytteestä LS:llä mitattuna 274 µm.

Tarkastelu

Eri menetelmillä saadut tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia hienoaineksen määrän ja keskiraekoon suhteen. Silti lajitepitoisuuksia ei ole syytä käyttää suoraan rinnan, vaan LS-tekniikalla mitattuja lajitepitoisuuksia on muunnettava tasoitusfunktiota käyttäen pipettimenetelmällä saatuja tuloksia vastaavaksi. Varsinkin savespitoisuuden vaihtelu on melko suurta menetelmien välillä: LS-tekniikalla saatu suurempi maan savipitoisuus voi ainakin osin johtua siitä että metsämaan kiteytyneet yhdisteet tulevat paremmin huomioiduksi kun esikäsittely jätetään tekemättä tai tehdään lievemmällä menetelmällä kuin pipettimenetelmää sovellettaessa. Metsämaan B-horisontin oksidit ovat usein kerrostuneet hiesu- ja hienohietalajitteiden pinnoille ja näin lievempi esikäsittely tai dispergointi pitää näkyä näiden ositteiden pitoisuuksissa. Lajitekohtaiset erot menetelmien välillä voivat johtua myös siitä, että eri muotoa ja tiheyttä olevien maahiukkasten laskeutumisnopeus sedimentoituessa poikkeaa systemaattisesti homogeenisten pallomaisten kappaleiden laskeutumisesta ja toisaalta siitä että LS-tekniikassa maahiukkasten muodot vaikuttavat sirontakuvan tulkintaan. Maalajin nimeämisessä keskeisessä asemassa oleva mediaaniraekoko voidaan LS-tekniikalla määritettynä rinnastaa tasoitusfunktiolla ertittäin luotettavasti pipettimenetelmällä saatuun vastaavaan. Näyttää myös siltä, että näytteiden esikäsittely vetyperoksidipoltolla ei pienennä menetelmien välistä hajontaa eikä sillä käytännössä saavuteta etua analysoitaessa tutkitunkaltaisia näytteitä LS:llä.

Kirjallisuus

1. Elonen, P. 1971. Particle-size analysis of soil. Acta Agr. Fenn. 122:1-122.
2. Virkkola, K. 1969. Suomen moreenien rakeisuusluokitus. Terra 81:273-278.
3. Aaltonen, V. T. 1941. Metsämaamme valtakunnan metsien toisen arvioinnin tulosten valossa. Commun. Inst. For. Fenn. 29(5)1-71.
4. Westman, C. J. 1990. Metsämaan fysikaaliset ja fysikaaliskemialliset ominaisuudet CT - OMaT kasvupaikkasarjassa. Silva Fennica 24(1):141-158.
5. Liski, J & Westman, C. J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. Biogeochemistry 29:183-197.
6. Wang, C. 1981. Extractable Al, Fe and Mn. pp.98-105 In J. A. McKeague (ed.) Manual on soil sampling and methods of analysis. Can. Soc. Soil Sci. Ottawa ON, Can.

Ectomycorrhizal fungi of Norway spruce seedlings after planting to mounded clear-cut forest

Kuusentaimien mykorritsasieniyhteisö mätästetyllä uudistusalalla

Taina Pennanen*[1)], Tiina Korkama[1)] and Juha Heiskanen[2)]
[1)] Vantaa Research Centre, P.O. B. 18, 01301 Vantaa: taina.pennanen@metla.fi, tiina.korkama@metla.fi
[2)] Finnish Forest Research Institute, Suonenjoki Research Station, 77600 Suonenjoki: juha.heiskanen@metla.fi

Introduction

Mechanical site preparation promotes the establishment of seedlings in boreal coniferous forests prior to outplanting. Mounding is a widely used preparation method which forms a small elevation consisting of a mineral soil layer on top of a double humus layer. It has been shown to affect soil temperature and moisture conditions, soil structure and aeration (1, 2). Thus the ectomycorrhizal (ECM) fungal community and physical conditions for ECM fungi are very different in the mounds compared to untreated spots. This may affect the nature of ECM colonization and subsequent growth and survival of the outplanted seedlings.

Materials and Methods

One- and two-year-old container Norway spruce (*Picea abies*) seedlings were planted on two clearcut and mounded *Myrtillus*-type sites in Central Finland. Half of the seedlings were planted on mounds and the other half on untreated spots between mounds. Seedlings were sampled one (site HA01) and two growing seasons after planting (site J3/01). Root and shoot attributes were measured and morphological and molecular characterization of ECM fungi in roots grown out into the soil were carried out. Determination of ECM community present in the nursery seedlings was also performed. Different morphological groups were subsampled for PCR-DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) analysis of the 18S rRNA gene region (3).

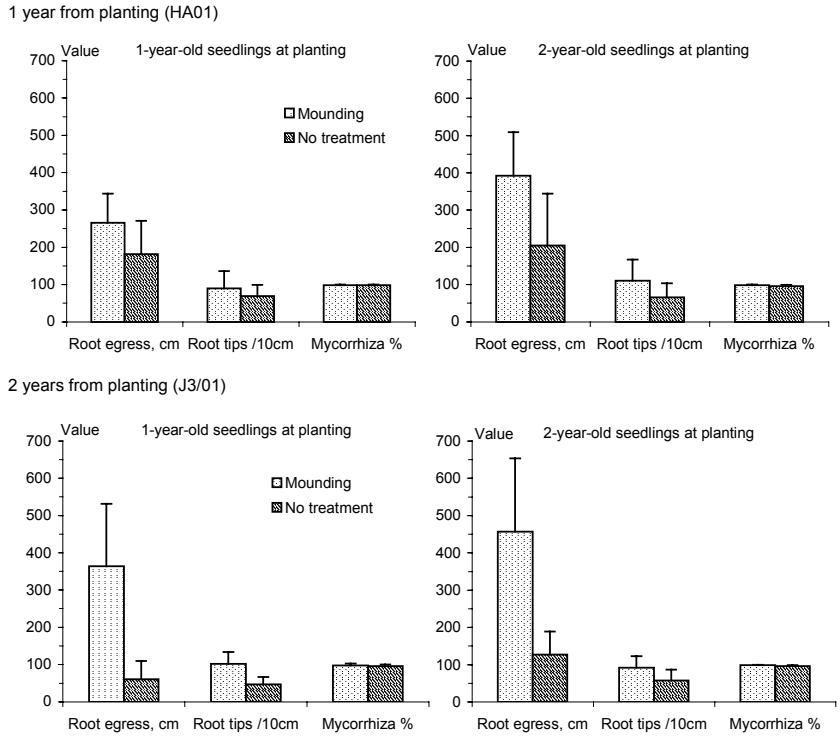
Results

Shoot growth

Mounding decreased mortality compared with the untreated planting spots ($p<0.05$) but did not affect seedling growth during the first growing season (site HA01). However, after two growing seasons on the other site, shoot growth was significantly better ($p<0.05$) in mounds both in one-year-old and two-year-old seedlings (site J3/01).

Root growth

Outgrown root length from containers into the surrounding soil was greater in the two-year-old seedlings during both first and second summer after planting (Fig. 1). The outgrown root length from containers into the surrounding soil and the number of root tips per root length were greater on mounds than on untreated spots. The degree of ECM colonization was high in both treatments after already one growing season.



Grouping of ECM morphotypes
In total, 17 different ECM morphotypes were observed and 6 of them were present in both treatments. Neither age of the seedling, mounding treatment nor length of the time period in the field affected the richness of ECM morphotypes but there seemed to be a temporal shift in the proportions of 3 major morphotypes. The smooth blond type was the most dominant morphotype before outplanting, but almost disappeared after two years in the field. Smooth brown and smooth dark brown types were the most dominant morphotypes after two years in the field. The smooth dark brown type showed a slightly greater dominance in the mounds.

Molecular analysis of ECM community. After one and two growing seasons one of the nursery sequence types was more common in the seedlings growing in the mounds compared to the untreated spots. On the contrary, another nursery sequence type was often present on seedlings growing in untreated spots but it was found from only one seedling growing on a mounded spots. Fungal sequence types which did not originate from nursery seemed to be more common in the seedlings growing on the untreated spots than in the mounds.

Discussion

The degree of ECM colonization and grouping of ECM morphotypes were not affected by the mounding treatment. However, molecular approach indicated that mounding may affect the ECM community composition on spruce seedlings for 2 years after outplanting. It seemed that different nursery ECM 18S rDNA sequence types were more competitive in mounds compared to untreated spots. The improved soil physical conditions in mounds in relation to the untreated soil has been shown to enhance seedling growth (1,2) and this study indicates that the ECM community in the mounds may also have an effect on the performance of the seedlings. The functional importance of the ECM effect on plantation success remains to be verified by further research.

References

1. Örlander, G., Gemmel, P. & Hunt, J. 1990. Site preparation: In: A Swedish overview. FRDA Report 105:1-61.
2. Sutton, R.F. 1993. Mounding site preparation: A review of European and North-American experience. New Forest 7: 151-192.
3. Vainio, E. and Hantula, J. 2000. Molecular characterization of wood-inhabiting fungal communities using denaturing gradient gel electrophoresis of ribosomal DNA. Mycol. Res. 104:927-936.

Maaperän sienten ja bakteerien kasvunopeuksien muutokset erilaisissa ravintoketjuissa

The growth rates of forest soil bacteria and fungi in different food webs

Janna Pietikäinen*, Katarina Hedlund ja Erland Bååth
Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, Ekologihuset, 22362 Lund, Ruotsi
*Nykyinen osoite: Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, Helsingin yliopisto, PL 56, 00014, Helsingin yliopisto: janna.pietikainen@helsinki.fi

Johdanto

Metsämaassa toimii moniportainen ravintoverkko, johon energia tulee pääosin orgaanisessa, hajotettavassa aineessa esimerkiksi karikkeen, kuolleiden juurten, tai juurieritteiden muodossa. Karikkeen hajotuksesta vastaavat maaperän mikrobit, eli sienet ja bakteerit, näitä syövät maaperäeläimet, sekä edelleen korkeamman asteen pedot. Bakteerien ja sienten aktiivisuutta voivat säädellä sekä substraatin laatu että maaperäeläimet. Maaperäeläinten toiminta yleensä lisää hiilen ja typen mineralisaatiota maassa ja kiihdyttää maahengitystä (1). Maaperän ravintoverkkoja tutkittaessa on yleensä mitattu hajottajaryhmien biomassaa tai lukumääriä, ja aktiivisuuden mittana maahengitystä. Maahengitys ei erottele eri hajottajaryhmien osuutta hiilidioksidin tuotossa. Sienten ja bakteerien aktiivisuus olisi kuitenkin tärkeää voida erottaa, sillä sienet ja bakteerit muodostavat omat ravintoketjunsa (2), ja ovat erilaisia rakenteeltaan ja kasvultaan sekä suosivat erilaisia substraatteja. Tässä työssä oli tarkoitus tutkia maaperäeläinten vaikutusta bakteerien ja sienten kasvunopeuksiin mikrokosmoksissa.

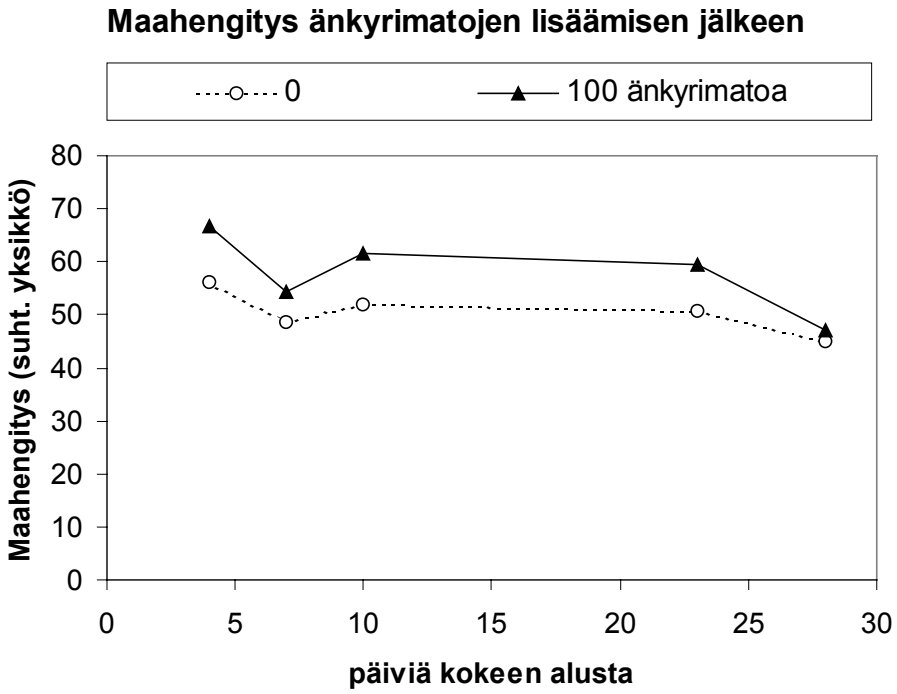
Aineisto

Laboratorioon rakennettiin mikrokosmoksia sekä peltomaata (50 g) että metsämaata (15 g) käyttäen. Maasta oli ennen kokeen aloittamista tapettu maaperäeläimet pakastamalla ja sulattamalla näytteet niin monta kertaa että eläimiä ei enää havaittu. Mikrokosmoksiin lisättiin maaperäeläimiä, joko hyppyhäntäisiä (80 kpl) tai änkyrimatoja (100 kpl). Kontrolleihin ei lisätty maaperäeläimiä. Lisäyksen jälkeen seurattiin maahengitystä sekä mikrobien kasvunopeuksia maassa. Kasvunopeuksien mittaamiseen käytettiin radioaktiivisesti leimattuja substraatteja, jotka sitoutuvat mikrobien soluihin. Mittasimme sienten ja bakteerien kasvunopeudet samoista näytteistä 10 ja 28 päivän kuluttua maaperäeläinten lisäämisestä. Bakteerien kasvunopeus mitattiin käyttämällä ^{14}C-leimattua tymidiiniä, joka sitoutuu spesifisesti bakteerisolujen makromolekyyleihin (3). Sienten kasvunopeus mitattiin vastaavasti leimatun ^{14}C-asetaatin sitoutumisen avulla (4). Inkuboinnin aikana mitattiin säännöllisesti myös maahengitys kaasukromatografisesti.

Tulokset ja tarkastelu

Kokeen lopussa havaittiin, että maaperäeläinten lukumäärä peltomaan mikrokosmoksissa oli pysynyt ennallaan tai lisääntynyt. Sienten ja bakteerien kasvunopeuksien mittaaminen inkuboinnin aikana otetuista pienistä osanäytteistä onnistui hyvin. Änkyrimatojen läsnäolo mikrokosmoksissa näytti lisäävän sienten kasvunopeutta ja alentavan bakteerien kasvunopeutta. Hyppyhäntäisillä ei ollut vaikutusta sienten tai bakteerien kasvunopeuksiin. Änkyrimadot myös lisäsivät maahengitystä (Kuva 1), sen sijaan hyppyhäntäiset eivät vaikuttaneet maahengitykseen.

Metsämaan mikrokosmoksissa maaperäeläinten lukumäärät olivat pudonneet voimakkaasti inkuboinnin aikana. Kummallakaan eläinryhmällä ei ollut vaikutusta metsämaan hengitysaktiivisuuteen tai mikrobien kasvunopeuksiin. Maahengitys ja mitatut kasvunopeudet osoittavat, että jos muutoksia maahengityksessä ei havaittu, eivät myöskään kasvunopeudet olleet muuttuneet. Nämä aktiivisuusmittaukset näyttävät tukevan toisiaan. Änkyrimadoilla oli peltomikrokosmoksissa selektiivinen vaikutus eri mikrobiryhmien kasvunopeuteen. Näitä tuloksia voidaan käyttää myöhemmin arvioitaessa maaperäeläinten runsaussuhteisiin vaikuttavien metsänkäsittelyjen tai ympäristömuutosten mahdollisia heijastuksia maassa toimiviin ravintoverkkoihin.



Kirjallisuus

1. Lussenhop, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. Advances in Ecological Research 23: 1-33.
2. Wardle, D.A. ja Yeates, G.W. 1993. The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs. Oecologia 93: 303-306.
3. Bååth, E. 1992. Thymidine incorporation into macromolecules of bacteria extracted from soil by homogenization-centrifugation. Soil Biology and Biochemistry 24: 1157-1165.
4. Bååth, E. 2001. Estimation of fungal growth rates in soil using 14C-acetate incorporation into ergosterol. Soil Biology and Biochemistry 33: 2011-2018.

Response of microbial biomass to N and P addition in a constructed wetland buffer zone

Typen ja fosforin lisäyksen vaikutus mikrobibiomassaan ennallistetulla suopuskurilla

Niko Silvan[* 1)], Harri Vasander[1)], Marjut Karsisto[2)] and Jukka Laine[1)]
[1)]University of Helsinki, Department of Forest Ecology, Peatland Ecology Group, P.O. Box 27, FIN-00014 Helsinki University, Finland: niko.silvan@helsinki.fi, harri.vasander@helsinki.fi., jukka.k.laine@helsinki.fi.
[2)] Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Center, P.O. Box 18, FIN-01301 Vantaa, Finland: marjut.karsisto@helsinki.fi.

Introduction

The detrimental effects of forestry operations on water bodies have gained increasing attention in recent years (Sallantaus *et al*., 1998; Hyvönen *et al*., 2000). The most important are water quality deterioration and the decrease in biodiversity in watercourses, mainly caused by the liberation of N and P (Ahti, 1983; Huttunen *et al*., 1996; Sallantaus *et al.*, 1998; Leinweber *et al.*, 1999). The outflow water from forests was in most cases filtered naturally through pristine mires in Finland (Sallantaus *et al.*, 1998) and the favourable microbiological properties of surface peat in pristine mires facilitated the removal of N and P from the throughflowing water (Ihme *et al.*, 1991; Sallantaus et al., 1998). Because most mires have been drained, especially in southern Finland (Paavilainen & Päivänen, 1995), suitable buffer wetlands for interacting nutrient loads have to be created by restoring sections of wetlands drained for forestry (Sallantaus *et al*., 1998).

The microbial biomass represents an important long-term reserve of nutrients in soil (Kaiser *et al.,* 1995), but there is little quantitative information concerning the potential microbial nutrient uptake in luxurious nutrient conditions. The purpose of our study was to investigate the dynamics of soil microbial C, N and P in response to artificial N and P addition and to quantify the N and P retention capacity of the microbial biomass in a constructed wetland buffer zone.

Materials and methods

Material was collected from a site in central Finland (61°48'N, 24°17'E) that had been drained for forestry in the 1950s and restored in 1995 by rewetting and clearcutting the forest stand (Komulainen *et al*., 1998; Komulainen *et al*., 1999). The original mire site type before forest drainage was tall-sedge pine fen. The tall-sedge pine fen is an oligotrophic mire type and it is the most widespread mire site type in Finland (for details see Laine & Vasander, 1996).

We carried out the experiment by using 1998 as a calibration period with no NO_3^- or PO_4^+ addition. Part of the site was left as a control area. The upper experimental area, which received a high NO_3^- and PO_4^{3-} addition from the feeder ditch had an area of approximately 0.2 ha. The lower experimental area, which received a lower NO_3^- and PO_4^+ addition through the upper area, was approximately 0.3 ha large, and the control area approximately 0.3 ha.

NO_3^- and PO_4^+ was added continuously during the growing season in 1999, applying $Ca_2(NO_3)$ (45 kg N) and KPO_4 (15 kg P) in water solution into the experimental area through a feeder ditch. It was scaled so that the N increase was approximately 100 times higher than the natural level, mimicking the release of N after N-fertilization or N-liberating forestry operations (N from decomposing logging residues, especially from needles) in the surrounding drainage area or in the upland forest catchment (Kenttämies, 1981; Hyvönen *et al*., 2000).

The principle of the fumigation-extraction method (FEM) used in this study is to kill and lyse the soil microbial cells by fumigation with chloroform ($CHCl_3$), extract the released cellular contents, and conduct elemental analysis (TOC, N and P) on the recovered material (Tessier *et al.,* 1998).

Results and Discussion

In 1998 there were no significant differences in microbial C, N or P between the experimental areas. N and P addition caused a significant increase in the amounts of microbial C ($F=13.68$; $P<0.01$), N ($F=13.68$; $P<0.01$) and P ($F=3.33$; $P<0.05$) in the upper experimental area, but only at a the depth of 0-25 cm. There was no significant increase in microbial C, N or P in the other areas. In all areas, the amounts of microbial C, N and P decreased with sample depth (Fig. 2). The N and P addition caused no significant increase in microbial C, N and P at a depth of 25-50 cm in any of the areas. In 2000 the amounts of microbial C, N and P started to decrease with decreasing concentrations of NO_3^- and PO_4^{3-} in the soilwater also in the upper experimental area (Figs. 1 and 2), but microbial C was still significantly higher than in 1998 ($F=8.59$; $P<0.01$). In our study added N was in the form of NO_3^- and we observed a significant increase in N_2O emissions in the upper experimental area soon after N and P addition had started in 1999 (Silvan *et al.*, 2002). Thus, we assume that a significant part of the increased microbial biomass consists of denitrifying bacteria.

N retention into the microbial biomass during the first year after N and P treatment ranged from 6.1 kg (30.6 kg N ha^{-1}) in the upper experimental area to 0.6 kg (2.1 kg N ha^{-1}) in the lower experimental area and 0.1 kg (0.4 kg N ha^{-1}) in the control area. P retention ranged from 2.8 kg (13.8 kg P ha^{-1}) in the upper experimental area to 0.8 kg (2.8 kg P ha^{-1}) in the lower experimental area and –0.7 kg (–2.3 kg P ha^{-1}) in the control area. The proportions of N and P retained in the microbial biomass in the experimental sites were approximately 15% of the added N (45 kg N y^{-1}) and approximately 25% of the added P (15 kg P y^{-1}) during the first year after N and P addition in 1999.

Even if the method used in this study brings uncertainty to the quantitative results, we regard our results that microbial N and P retention is significant in the total retention of N and P in the constructed wetland buffer zone to be reliable. Our study shows that the retention of microbial N, and especially of P is significant in preventing of the detrimental effects of N and P leaching on watercourses.

References

1. Ahti, E. 1983. Fertilizer induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 111: 1-20.
2. Huttunen, A., Heikkinen, K. & Ihme, R. 1996. Nutrient retention in the vegetation of an overland flow treatment system in northern Finland. Aquatic Botany 55: 61-73.

3. Hyvönen, R., Olsson, B.A., Lundkvist, H. & Staaf, H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* (L.) logging residues. Forest Ecology and Management 126: 97-112.
4. Ihme, R., Heikkinen, K. & Lakso, E. 1991. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas. Publication of the water and Environment Research Institute National Board of Waters and Environment, Finland 9: 3-24.
5. Kaiser, E.-A., Martens, R. & Heinemeyer, O. 1995. Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil. Consequences for soil sampling. Plant and Soil 170: 287-295.
6. Kenttämies, K. 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 43: 24-31.
7. Komulainen, V.-M., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. 1998. Short term effect of restoration on vegetation succession and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. Canadian Journal of Forest Research 28: 402-411.
8. Komulainen, V.-M., Tuittila, E.-S., Vasander, H, & Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO_2 balance. Journal of Applied Ecology 36: 634-648.
9. Laine, J. & Vasander, H. 1996. Ecology and vegetation gradiens of peatlands. In: Peatlands in Finland. (ed. H. Vasander) pp. 10-19. .Finnish Peatland Society, Helsinki.
10. Leinweber, P., Meissner, R., Eckhardt, K.-U. & Seeger, J. 1999. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. European Journal of Soil Science 50: 413-434.
11. Paavilainen, E. & Päivänen, J. 1995. Peatland forestry. Ecology and Principles, Springer-Verlag, Berlin.
12. Sallantaus, T., Vasander, H. & Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. (Summary: Prevention of detrimental impacts of forestry operations on water bodies using buffer zones created from drained peatlands). Suo 49: 125-133.
13. Silvan, N., Regina, K., Kitunen, V., Vasander, H. & Laine, J. 2002. Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone. Soil Biology & Biochemistry 34: 721-728.
14. Tessier, L., Gregorich, E.G. & Topp, E. 1998. Spatial variability of soil microbial biomass measured by the fumigation extraction method, and K_{EC} as affected by depth and manure application. Soil Biology & Biochemistry 30: 1369-1377.

Seleenilisän jakautuminen kasvissa ja vaikutus juuriin

Allocation of added selenium in lettuce and impact on roots

Asko Simojoki[*1)] ja Helinä Hartikainen[1)]
[1)]Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27 (Latokartanonkaari 11), 00014 Helsingin yliopisto: asko.simojoki@helsinki.fi, helina.hartikainen@helsinki.fi

Johdanto

Seleeni (Se) on eläimille ja ihmisille välttämätön mikroravinne. Peltokasvien moniravinteisiin lannoitteisiin on Suomessa lisätty seleeniä vuodesta 1984 tarkoituksena lisätä kasvien seleenin ottoa ja taata ihmisille sen riittävä saanti ruoasta. Kasvihuoneviljelyssä Se-lannoitus ei kuitenkaan ole vielä sallittua. Tämä johtuu osittain siitä, että kasvien seleenin otto ja jakautuminen kasvissa ja siihen liittyvä myrkytysvaara tunnetaan puutteellisesti.

Korkeat Se-pitoisuudet ovat myrkyllisiä niin kasveille kuin eläimille. Toisaalta, vaikka seleeniä ei yleensä pidetä välttämättömänä kasvinravinteena, sillä voi pieninä pitoisuuksina olla edullisia vaikutuksia kasvien fysiologiaan ja kasvuun (1, 2, 3). Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli määrittää seleenin jakautuminen salaatin lehtiin ja juuriin, kun Se-lannoituksen määrää vaihdeltiin. Erityistä huomiota kiinnitettiin juuriin kohdistuviin vaikutuksiin, koska aiemmat tutkimustulokset viittasivat siihen, että seleeni saattaa aiheuttaa juurten morfologisia muutoksia, jotka voivat johtua endogeenisen etyleenin lisääntyneestä tuotosta (4). Koekasviksi valittiin salaatti, koska se on tärkeä vihannes ihmisten ruokavaliossa, ja kasvualustaksi inertti vermikuliitti.

Aineisto ja menetelmät

Salaattia kasvatettiin seitsemän viikon ajan vermikuliitissa kuudella eri Se-lannoitusmäärällä. Koe toteutettiin fytotronissa täydellisesti satunnaistettuna kokeena, jossa oli neljä rinnakkaista (päivä: 16 h, PAR 180 µmol m^2 s^{-1}, 20°C, RH 80%; yö: 8 h, total darkness 6h, 10-20°C, RH 80%). Viisitoista salaatin siementä kylvettiin muoviseen 3,5 dm^3:n astiaan, jossa oli 350 g vermikuliittia. Orastumisen jälkeen, taimet harvennettiin niin, että jokaiseen astiaan jäi neljä kasvia ja lannoitettiin riittävillä määrillä modifioituja Hoaglandin ja Arnonin liuoksia. Näissä oli nousevia H_2SeO_4-määriä, jotka vastasivat Se-lisäyksiä 0, 1, 10, 100, 500 ja 1000 µg $astia^{-1}$.

Sadonkorjuun yhteydessä, versot ja juuret punnittiin tuoreena, pakastettiin nestetypessä ja säilytettiin pakkasessa (-70°C) ennen kuiva-aine- ja Se-pitoisuuksien analysointia. Joka astiasta valittiin satunnaisesti yksi kasvi juurten morfologiseen analyysiin. Tämän juuret pestiin puhtaaksi vermikuliitista kylmässä vedessä ja säilöttiin 18%:ssa etanolissa +5°C:ssä ennen analyysia. Juurenniska eli hypokotyyli, siitä lähtevät basaalijuuret ja niistä haarautuvat lateraalijuuret eroteltiin käsin ja analysoitiin digitaalisella kuva-analyysilla (5). Käsittelykeskiarvoja vertailtiin Tukeyn testillä ja muuttujien välisiä suhteita tutkittiin lineaaristen korrelaatioiden avulla.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Seleenikäsittelyt eivät eronneet merkitsevästi versojen ja juurten kuiva-massan tai juuri/verso-suhteiden osalta (Taulukko 1). Sitä vastoin Se-pitoisuus sekä juurissa että versoissa kasvoi suurin piirtein verrannollisena lisättyyn Se-määrään. Pienillä Se-lisäyksillä seleeniä löytyi

juurista suhteellisesti enemmän kuin versoista, mutta suurilla lisäyksillä juurten ja versojen Se-pitoisuukset eivät eronneet toisistaan.

Taulukko 1. Kuivamassa (g) ja Se-pitoisuus (mg kg^{-1}) salaatin versoissa ja juurissa

	Kuivamassa				Se-pitoisuus[a]		
	Versot	Juuret	Juuri/Verso		Verso	Juuri	Verso/Juuri
Lisätty Se µg $astia^{-1}$							
0	1,16	0,28	0,24		0,031	0,077	0,41
1	1,33	0,32	0,24		0,074	0,157	0,47
10	1,02	0,25	0,25		0,41	0,62	0,67
100	1,50	0,39	0,26		3,5	3,9	0,90
500	1,57	0,37	0,23		17	18	0,94
1000	0,99	0,26	0,25		39	42	0,94
HSD	0,73	0,20	0,06	HSR	1,3	1,5	1,7

HSD pienin merkitsevä ero (Tukey, $p < 0,05$), HSR pienin merkitsevä suhde (Tukey, $p < 0,05$)
[a] Tilastolliset testit logaritmimuunnetuilla pitoisuuksilla

Seleenikäsittelyt eivät eronneet juurenniskan morfologian suhteen toisistaan. Basaali- ja lateraalijuurten ominaispituus ja ominaispinta-ala olivat pienimmät keskimmäisillä Se-lisäyksillä, kun taas ominaistilavuus oli suurin suurimmalla Se-lisäyksellä.

Taulukko 2. Lineaariset korrelaatiot eräiden salaatin kasvua, Se-pitoisuutta ja juurten morfologiaa kuvaavien muuttujien välillä

	Versojen kuivamassa			Juurten Se-pitoisuus[a]		
	Lateraali-juuret	Basaali-juuret	Hypokotyyli	Lateraali-juuret	Basaali-juuret	Hypokotyyli
Juurten kuivamassa[a]	0,90***	0,73***	0,66***	0,04	-0,22	-0,40
Juurten paksuus	-0,08	0,36	0,70***	0,55**	0,21	-0,11
Juurten ominaispituus	-0,27	-0,42*	-0,74***	-0,27	-0,10	0,15
Juurten ominaispinta-ala	-0,49*	-0,54**	-0,79***	0,18	0,04	0,30
Juurten ominaistilavuus	-0,41*	-0,52**	0,29	0,53**	0,47*	0,18

$n = 24$; * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$
[a] Keskiarvo sisältää kaikki juuriluokat (lateraalijuuret, basaalijuuret, hypokotyyli)

Korrelaatioanalyysin perusteella kasvin kasvun lisääntymiseen liittyi juurenniskan paksuneminen ja lyheneminen sekä tehottomampi yhteytystuotteiden käyttö juurten pinta-alan rakentamiseen (Taulukko 2). Kasvin Se-pitoisuudet korreloivat positiivisesti lateraalijuurten paksuuden ja ominaistilavuuden kanssa, mikä sopii yhteen sen hypoteesin kanssa, että Se-lisä indusoi endogeenista etyleenituottoa.

Kirjallisuus

1. Hartikainen, H., Ekholm, P., Piironen, V., Xue, T., Koivu, T. & Yli-Halla, M. 1997. Quality of the ryegrass and lettuce yields as affected by selenium fertilization. Agricultural and Food Science in Finland 6: 381-387.
2. Xue, T., Hartikainen, H. & Piironen, V. 2001 Antioxidative and growth-promoting effect of selenium on senescing lettuce. Plant and Soil 237: 55-61.
3. Pennanen, A., Xue, T. & Hartikainen, H. 2002. Protective role of selenium in plant subjected to severe UV irradation stress. Journal of Applied Botany 76: 66-76.
4. Hartikainen, H., Pietola, L. & Simojoki, A. 2001. Quantification of fine root responses to selenium toxicity. Agricultural and Food Science in Finland 10: 53-58.
5. Simojoki, A. 2000. Calibration of a desktop scanner and digital image analysis procedure for quantification of root morphology. Agricultural and Food Science in Finland 9: 223-230.

The degradation of synthetic lignin (^{14}C-DHP) or pentachlorophenol (PCP) by white-rot fungi in soil

Valkolahosienet ligniinin ja pentakloorifenolin (PCP) hajottajina maassa.

Marja Tuomela[*1)], Pekka Oivanen[2)], Merja Lyytikäinen[3)] and Annele Hatakka[1)]
[1)]Dept. of Applied Chemistry and Microbiology, PO. Box 56, 00014 University of Helsinki, Finland: marja.tuomela@helsinki.fi
[2)]Biolentina Oy, Laivalahdenkatu 4 A, 00810 Helsinki, Finland
[3)]Department of Biology, University of Joensuu, P.O. Box 111, 80100 Joensuu, Finland

Introduction

White-rot fungi are the most efficient lignin degraders in nature. They produce extracellular lignin-degrading enzymes, namely lignin peroxidase (LiP), manganese peroxidase (MnP), and laccase, which are unspecific due to the heterogeneous nature of lignin. Thus, white-rot fungi are able to degrade organic pollutants that are often aromatic and resemble lignin or the degradation products of lignin. In many studies production of MnP or laccase has distinctly correlated with the degradation of pollutants, such as trinitrotoluene (TNT), polyaromatic hydrocarbons (PAHs), pentachlorophenol (PCP), bleach-plant effluents, and synthetic dyes (1). Hence, white-rot fungi are promising organisms for bioremediation, and their capability to degrade pollutants should correlate with lignin-degrading activity. However, white-rot fungi do not grow in soil in nature, and they require a lignocellulosic co-substrate to remain active.

Materials and methods

We investigated the degradation of synthetic lignin (^{14}C-ring-labelled DHP) by various white-rot fungi in soil, in order to establish the activity of fungi in soil (2). The fate of various forms of ^{14}C-label originating from the supplemented ^{14}C-labelled compound (^{14}C-DHP and ^{14}C-PCP) was analysed by liquid scintillation counter (2,3), and the formation of intermediates from unlabelled PCP was analyzed by gas chromatography (3). The fungal species were *Abortiporus biennis*, *Bjerkandera adusta*, *Dichomitus squalens*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Phanerochaete sordida*, *Phlebia radiata*, *Pleurotus ostreatus*, *Trametes hirsuta*, and *Trametes versicolor*. Wheat straw was added to soil, and straw to soil ratio was mostly 1:5, but ratios 1:2.5, 1:10, and 1:25 were also studied with *B. adusta* and *T. hirsuta* (2).

Results and Discussion

T. versicolor was found to be the most efficient lignin degrader in soil (2), and its pentachlorophenol (PCP) degrading capability was further studied in soil (3). The ultimate fate of PCP was also studied because some organisms may produce toxic metabolites from pollutants, especially chloroanisoles may be formed during degradation of chlorophenols by some fungi (3).

Mineralization of ^{14}C-DHP by fungi in soil was between 4% (*P. sordida*) and 23% (*T. versicolor*). The presence of soil inhibited the mineralization of ^{14}C-DHP significantly, and as the amount of straw decreased in soil, the mineralization of ^{14}C-DHP decreased as well (Fig. 1). However, optimum straw to soil ratio was found to be 1:5 for *B. adusta*, and mineralization by *T. hirsuta* with straw to soil ratios of 1:2.5 and 1:5 were not significantly different. ^{14}C-DHP becomes probably less accessible to fungi and mineralization is decreased, as straw is added

increasingly to soil. Already in the beginning of the experiment 62-64% of ^{14}C-DHP was bound to humic substances, but white-rot fungi were also able to degrade the humic bound lignin. However, most of ^{14}C-DHP remained bound to humic substances.

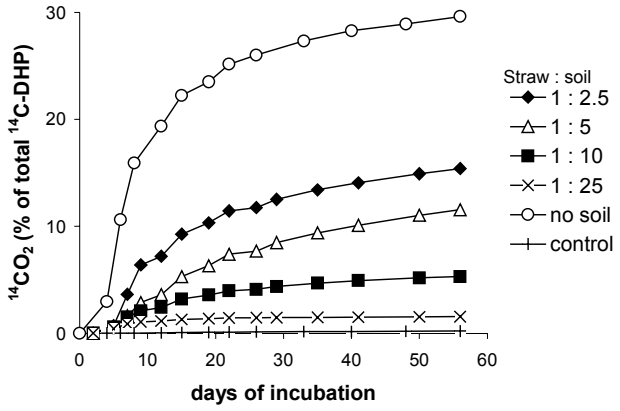


Fig. 1 Mineralization of ^{14}C-DHP by *Trametes hirsuta* with various straw to soil ratios.

T. versicolor mineralized 29% of the ^{14}C-PCP, and the concentration of non-labelled PCP decreased to 4% of its original value during the incubation period (Fig. 2). Only trace amounts of chlorinated anisoles, namely pentachloroanisole (PCA) and 2,3,4,6-tetrachloroanisole (2,3,4,6-TeCA), were formed during incubation (Fig. 2). ^{14}C-PCP was also partly bound to humic substances, but *T. versicolor* was apparently also able to mineralize humic bound ^{14}C-PCP. Thus, *T. versicolor* is a promising fungus for bioremediation of PCP-polluted soils.

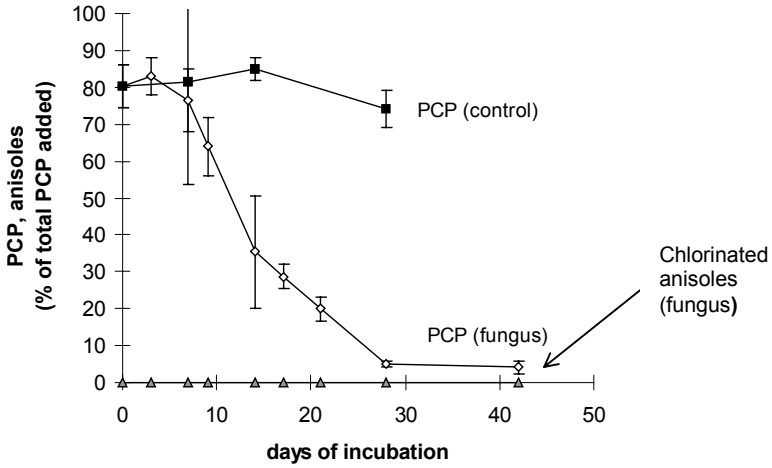


Fig. 2 Degradation of pentachlorophenol by *Trametes versicolor* and formation of chlorinated anisoles during the incubation (4).

References

1. Pointing, S.B. 2001. Feasibility of bioremediation by white-rot fungi. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **57**: 20-33.
2. Tuomela, M., Oivanen, P., Hatakka, A. 2002. Degradation of synthetic ^{14}C-lignin by various white-rot fungi in soil. *Soil Biol. Biochem.* (in press).
3. Tuomela, M., Lyytikäinen, M., Oivanen, P., Hatakka, A. 1999. Mineralization and conversion of pentachlorophenol (PCP) in soil inoculated with the white-rot fungus *Trametes versicolor*. *Soil Biol. Biochem.* **31**: 65-74.
4. Tuomela, M., 2002. Degradation of lignin and other ^{14}C-labelled compounds in compost and soil with an emphasis on white-rot fungi. PhD. thesis, Department of Applied Chemistry and Microbiology, University of Helsinki.

Fluorogeenisten entsyymisubstraattien stabiilius

Stability of fluorogenic enzyme substrates

Milja Vepsäläinen, Jarkko Rapala ja Ritva M. Niemi
Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki: milja.vepsälainen@ymparisto.fi

Johdanto

Entsyymiaktiivisuuksien mittausta käytetään yleisesti arvioitaessa maaperän toimintoja. Entsyymiaktiivisuusmittausten hyväksikäyttö on merkittävästi helpottunut, kun on saatu käyttöön keinotekoisia fluoresoivia lopputuotteita muodostavia entsyymisubstraatteja, etenkin MUF-johdannaisia (4-MUF = 4-metyyliumbelliferyyli), ja kuoppalevyjä lukevia fluorometrejä. Fluoresenssiin perustuva mittaus on erittäin herkkä ja soveltuu myös sameille näytteille. Sen vuoksi maan entsyymiaktiivisuuksia voidaan mitata erottamatta entsyymeitä tai lopputuotteita maanäytteestä.

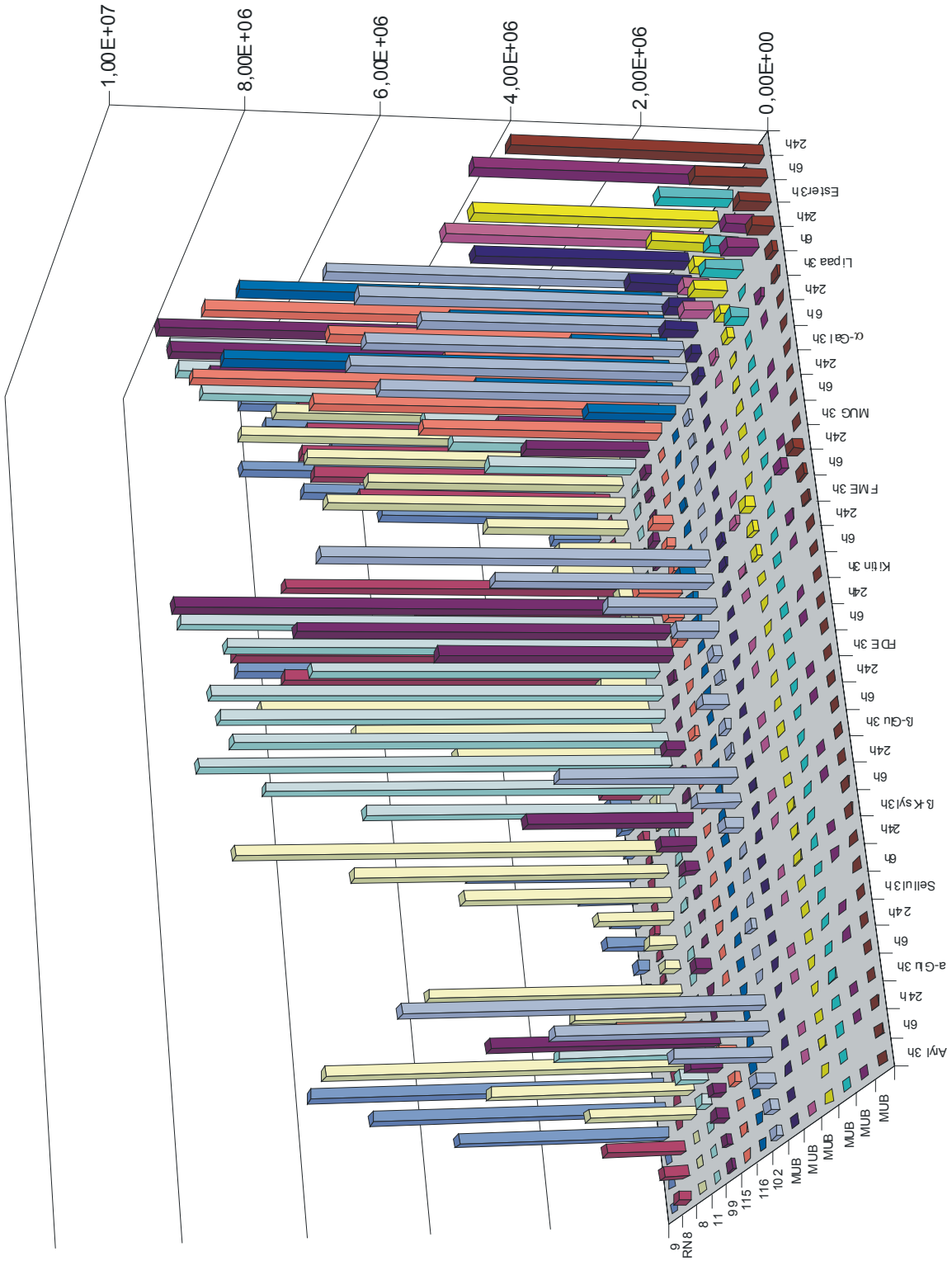
Aineisto

Koska maanäytteestä itsestään johtuva fluoresenssi on näytekohtainen, korjataan mitatut fluoresenssiarvot vähentämällä niistä inkubointiajan alussa mitattu fluoresenssi (0-hetken tulos). Näin tehdään senkin vuoksi, että maanäytteen entsyymiaktiivisuus on vaikea tuhota kokonaan, eikä niitä siten voida käyttää sokeankokeen arvoina inkuboinnin jälkeen. Sen vuoksi seurasimme fluoresenssin kehittymistä steriilissä puskurissa tutkiessamme substraattien stabiiliutta. Steriiliä modifioitua universaalipuskuria (MUB, pH 7,0) inkuboitiin lämpötilassa 20°C ZymProfiler™ substraattilevyillä ja fluoresenssi mitattiin 3, 6 and 24 h kuluttua [1]. Substraattien stabiiliutta arvioitiin vertaamalla samoissa olosuhteissa inkuboitujen ja erilaisia entsyymiaktiivisuuksia osoittavien bakteeripuhdasviljelmien fluoresenssin muodostukseen (kuva 1).

Tulokset ja tarkastelu

Substraatit, joita käytettiin α-glukosidaasin (4-MUF-α-D-glukosidi), arylsulfataasin (4-MUF-sulfaatti), ß-glukosidaasin (4-MUF-ß-D-glukosidi), ß-ksylosidaasin (4-MUF-ß-D-ksylopyranosidi), kitinaasin (4-MUF-N-asetyyli-ß-D-glukosaminidi), sellobiosidaasin (4-MUF-ß-sellobiopyranosidi), α-galaktosidaasin (4-MUF-α-D-galaktopyranosidi), ß-glukuronidaasin (4-MUF-ß-D-glukuronidi, MUG) ja fosfodiesteraasin (bis-(4-MUF)-fosfaatti) aktiivisuuksien mittaamisessa eivät hajonneet steriilissä puskurissa inkuboinnin aikana (kuva 1). Toisaalta fosfomonoesteraasin substraatti (4-MUF-fosfaatti) vähäisessä määrin hajosi ja lipaasin (4-MUF-heptanoaatti) sekä erityisesti esteraasin (4-MUF-asetaatti) substraatit hajosivat merkittävässä määrin. Fosfomonoesteraasin aktiivisuuden mittaus maanäytteistä on mahdollista vähäisestä substraatin epästabiiliudesta huolimatta, mutta lipaasille ja esteraasille tarvitaan stabiilimpi substraatti.

Entsyymiaktiivisuuksien mittaus on yksi potentiaalisista maan biologista tilaa kuvaavista mittareista ja entsyymiaktiivisuuksien on todettu reagoivan herkästi useisiin erilaisiin maaperän käsittelyihin [2]. Lisää tutkimusta tarvitaan sen selvittämiseksi, miten pH ja lämpötila vaikuttavat substraattien stabiiliuteen.


1,00E+07
8,00E+06
6,00E+06
4,00E+06
2,00E+06
0,00E+00
9
RN8
8
11
99
115
116
102
MUB
MUB
MUB
MUB
MUB
MUB
Ayl 3h
6h
24h
a-Glu 3h
6h
24h
Sellul3h
6h
24h
ß-Ksyl3h
6h
24h
ß-Glu 3h
6h
24h
FDE 3h
6h
24h
Kitin 3h
6h
24h
FME 3h
6h
24h
MUG 3h
6h
24h
α-Gal 3h
6h
24h
Lipaa 3h
6h
24h
Ester3h
6h
24h

Kuva 1. Bakteeripuhdasviljelmien 9, RN8, 8, 11, 99, 115, 116 ja 102 sekä steriilin MUB-puskurin (kuusi rinnakkaismittausta) entsyymiaktiivisuudet suhteellisina fluoresenssiyksikköinä 3, 6 ja 24 h inkuboinnin kuluttua. FDE = fosfadiesteraasi, FME = fosfomonoesteraasi, MUG = ß-glukuronidaasi, MUB = modified universal buffer, muunnettu yleispuskuri.

Kirjallisuus

1. Vepsäläinen, M., Kukkonen, S., Vestberg, M., Sirviö, H. & Niemi, R.M. 2001. Application of soil enzyme activity test kit in a field experiment. Soil Biology and Biochemistry 33: 1665-1672.
2. Dick, R.P. 1994.Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: Defining soil quality for a sustainable environment. J.V. Coran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek ja B.A. Stewart. Soil Science Society of America. Madison. p. 107-124.

Metsitettyjen suopeltojen ja suonpohjien kasvihuonekaasujen taseet - tutkimuksen esittely

Greenhouse gas balance of afforested fields and cutaway peatlands

Mika Yli-Petäys*[1)] Lasse Aro[2)] Jyrki Hytönen[1)] Jukka Laine[3)] Kari Minkkinen[3)] Marja Maljanen[4)] ja Pertti Martikainen[4)]
[1)]Metsäntutkimuslaitos, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus: mika.yli-petays@metla.fi, jyrki.hytonen@metla.fi
[2)]Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 57, 39700 Parkano: lasse.aro@metla.fi
[3)]Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: jukka.k.laine@helsinki.fi, kari.minkkinen@helsinki.fi
[4)]Kuopion yliopisto, Ympäristötieteen laitos, PL 1627, 70211 Kuopio: marja.maljanen@uku.fi, pertti.martikainen@uku.fi

Tausta

Suomessa nostetaan turvetta runsaalla 50 000 hehtaarilla. Tällä hetkellä turvetuotannosta on poistunut suonpohjia lähes 15 000 ha ja määrä lisääntyy vuosittain noin 3 000 hehtaarilla. Metsitys on yleisin suonpohjan jälkikäyttömuoto (1). Peltoja on Suomessa tähän mennessä metsitetty valtion tuella yli 230 000 ha vuodesta 1969 alkaen ylituotannon rajoittamiseksi. Metsitettyjen suopeltojen määräksi on arvioitu noin 80000 hehtaaria (2).

Suonpohjien ja suopeltojen fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet poikkeavat huomattavasti muista soista ja turvemaista. Sekä suonpohjilla että metsitetyillä suopelloilla turpeen tiheys on moninkertainen suometsiin verrattuna, turve on yleensä hyvin maatunutta, tiivistä, runsastyppistä, kaliumvaroiltaan niukkaa ja kerrospaksuudeltaan vaihtelevaa. (3, 4). Suonpohjilla puiden menestymisen kannalta erittäin tärkeäksi tekijäksi on todettu kivennäismaan läheisyys tai kivennäismaan sekoittaminen turpeeseen (4) ja suopelloilla ohutturpeisuus tai kivennäismaan lisäys maanviljelyn aikana (5).

Suopellot ovat eräiden arvioiden mukaan erittäin suuri hiilidioksidin lähde ilmakehään (6, 7,8), mutta metsityksen vaikutuksista siihen on vain niukasti tietoja (9). Koska maatalouskäytössä olevien tai sen ulkopuolelle jääneiden turvemaiden kasvihuonekaasujen taseista on vain vähän tietoja tarvitaan lisätutkimuksia metsitetyiltä suopelloilta. Suonpohjilla suoria kasvihuonekaasumittauksia ei ole tehty puustojen alla.

Tavoitteet

Vuoden 2002 keväällä käynnistyneen tutkimushankkeen ’Metsitettyjen suopeltojen ja suonpohjien KHK-taseet’ tavoitteena on tuottaa tietoa näiden maankäyttövaihtoehtojen kasvihuonekaasuvaikutuksista. Hanke on osa laajempaa monivuotista tutkimusohjelmaa ’Turpeen ja turvemaiden käytön kasvihuonevaikutukset Suomessa’ ja liittyy läheisesti Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusohjelmaan `Suomen metsien hiilivarat, niiden muutokset ja sosio-ekonomiset kytkennät`. Tavoitteena on tuottaa aineistoa metsitettyjen ja erivaiheisessa sukkessiossa olevien viljelemättä jääneiden suopeltojen ja metsitettyjen suonpohjien kasvihuonekaasujen taseiden mallittamiseen.

Aineisto ja menetelmät

Metsäntutkimuslaitoksen Kannuksen ja Parkanon tutkimusasemien läheisyydestä valittiin viisi viljelemätöntä suopeltokohdetta ('peltoheitot'), kuusi metsitettyä peltoa ja neljä metsitettyä suonpohjaa, joille perustettiin mittausruudut kasvihuonekaasutaseiden selvittämiseksi. Koealoilla selvitetään kasvillisuuden, turpeen paksuuden, kosteusolosuhteiden ja maaperän fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien vaikutusta kasvihuonekaasutaseisiin. Tutkimuskohteiden puulajit ja metsityksestä tai viljelemättä jättämisestä kulunut aika vaihtelevat vaihtelevat.

Kasvihuonekaasujen vaihtodynamiikkaa tutkitaan viljelemättömillä suopelloilla mittaamalla erilaisten kasvillisuuspintojen CO_2, CH_4 ja N_2O vaihtoa ilmakehän ja maaperän varastojen välillä. Metsitetyillä pelloilla ja suopohjilla mitataan maarespiraatiota ja CH_4 ja N_2O vaihtoa. Kaasunvaihtomittaukset tehdään kammiomenetelmällä. Kammioiden CO_2 pitoisuus mitataan maastossa kannettavalla infrapunakaasuanalysaattorilla. CH_4 ja N_2O vaihtoa mitataan käyttäen staattista pimeäkammio menetelmää. Kammiosta otetaan kaasunäytteet 60 ml:n injektioruiskuihin. Kaasunäytteiden metaani- ja dityppioksidipitoisuudet analysoidaan laboratoriossa kaasukromatografilla.

Kaasumittausten yhteydessä mitataan samanaikaisesti kammioilman, ympäröivän ilman sekä turpeen eri syvyyksien (5, 10, 20, 30 cm) lämpötilat sekä vedenpinnan taso kammion välittömästä läheisyydestä. Hiilidioksidin vaihtomittausten yhteydessä mitataan myös fotosynteettisesti aktiivisen säteilyn määrää (PAR). Lisätietoa ympärivuorokautisista ja koko kasvukautta koskevista säätiedoista (sademäärä, ilman ja turpeen lämpötilat, säteilyolosuhteet, turpeen kosteus) saadaan sääasemilta.

Viljelemättömillä turvepelloilla (5 kohdetta) erilaisten kasvillisuuspintojen CO_2, CH_4 ja N_2O vaihtomittauksia varten on asennettu 30 kaulusta (60 * 60 cm). Metsitetyillä peltokoealoilla (6 kohdetta) maaperän respiraatiota selvitetään kaasuanalysaattoriin kytketyn maarespiraatiokammion avulla yhteensä 80:ltä ympyränmuotoiselta mittakaulukselta (∅ 40 cm) ja CH_4 ja N_2O vaihtoa 24:tä kaulukselta (60 * 60 cm). Suonpohjille (4 kohdetta) on asennettu 56 maarespiraatiokammiota.

Tutkimushanke käynnistyi kesällä 2002 kohteiden valinnalla ja varustamisella. Mittaukset käynnistyivät kesäkuun lopussa – heinäkuun alussa. Tavoitteena on mitata intensiivisesti kaksi seuraavaa kesää ja tehdä myös talviaikaisia mittauksia.

Kirjallisuus

1. Selin, P. 1999. Turvevarojen teollinen käyttö ja suonpohjien hyödyntäminen Suomessa. Summary: Industrial use of peatlands and the re-use of cut-away areas in Finland. Jyväskylä studies in environmental science. 239 s.
2 Wall, A. & Heiskanen, J. 1998. Physical properties of afforested former agricultural peat soils in western Finland. Tiivistelmä: Metsitettyjen turvepeltojen fysikaaliset ominaisuudet. Suo 49(1): 1-12.
3. Hytönen, J. & Wall, A. 1997. Metsitettyjen turvepeltojen ja viereisten suometsien ravinnemäärät. Summary: Nutrient amounts of afforested peat fields and neighbouring peatland forests. Suo 48(2): 33-42.
4. Aro, L., Kaunisto, S. & Saarinen, M. 1997. Suonpohjien metsitys. Hankeraportti 1986-1995. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 634. 51 s.
5. Wall, A. & Hytönen, J. 1996. Painomaan vaikutus metsitetyn turvepellon ravinnemääriin. Summary: Effect of mineral soil admixture on the nutrient amounts of afforested peatland fields. Suo 47(3): 78-83.
6. Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P.J., Silvola, J. & Oenema, O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. Soil Use and Management 13: 245-250.

7. Komulainen, V-M., Hytönen, J. & Laine, J. 2002. Suopeltojen kasvihuonekaasujen (CO_2, CH_4, N_2O) taseet. In. Tietoa ja tunnetta maakunnasta, Keski-Pohjanmaan tiedepäivä 2002. Heino, E., Rekilä, T. & Kangas, J. (eds.). ss. 29-46.
8. Maljanen, M., Martikainen, P.J., Walden, J. & Silvola, J. 2001. CO2 fluxes and carbon balance on an organic soil growing barley and grass in Eastern Finland. Global Change Biology 7: 679-692.
9. Maljanen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2001. Fluxes of N2O, CH4 and CO2 on afforested boreal agricultural soils. Plant and Soil 231: 113-121.

Sessio II: Profiilit ja lohkot

Olkien käsittelyn ja syysmuokkauksen vaikutus ^{15}N –merkityn typen ja hiilen kiertoon maassa

The effect of straw management and autumn cultivation on the dynamics of ^{15}N labelled nitrogen and carbon in soil

Martti Esala, Ansa Palojärvi ja Anni Kokkonen
Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Ympäristöntutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen, martti.esala@mtt.fi, ansa.palojarvi@mtt.fi, anni.kokkonen@mtt.fi

Johdanto

Erilaiset kyntöä korvaavat menetelmät ovat viime vuosina herättäneet mielenkiintoa niin viljelijöissä kuin maatalouden ympäristösäännöksiä valmistelevissa viranomaisissakin. Näillä menetelmillä on tavoiteltu kustannusten, työmenekin ja energian säästöä, parempaa suojaa eroosiota vastaan, pienempiä fosforin ja typen päästöjä sekä hiilen sitomista maaperään. Kevennetty muokkaus ja olkien maahan jättäminen vaikuttavat maan pintakerroksen orgaanisen hiilen määrään ja mikrobitoimintaan verrattuna kyntöön ja olkien korjuuseen. Koska hiilen ja typen kierto ovat kiinteästi yhteydessä toisiinsa, vaikuttavat ne myös typen käyttäytymiseen muokkauskerroksessa.

Aineisto ja menetelmät

Jokioisissa on hietasavimaalla vuodesta 1983 jatkunut koe, jossa oljet joko korjataan pois tai muokataan maahan sekä maa joko kynnetään tai kultivoidaan syksyllä. Tällä kokeella tutkittiin vuosina 1999 ja 2000 ^{15}N –isotooppeja käyttäen, mikä vaikutus näillä käsittelyillä on typen hyväksikäyttöön ohralla, maan orgaanisen hiilen ja mikrobibiomassan hiilen kertymiseen sekä typen käyttäytymiseen maan pintakerroksessa syksyn ja talven aikana.

Typen hyväksikäytön tutkimiseksi ohralle annettiin keväällä 1999 pienruuduille (1 x 1 m) 100 kg/ha ^{15}N – merkittyä typpeä (n 10 % rikastusaste). Syksyllä ruudut korjattiin ja määritettiin typen määrä sadossa, oljissa ja maassa muokkauskerroksessa.

Typen talviaikaisen käyttäytymisen tutkimiseksi maan pintaan upotettiin syksyllä normaalin kynnön aikaan 0-10 cm syvyydelle halkaisijaltaan 15 cm lieriöitä, joihin otettiin pintamaata seuraavilta käsittelyiltä: kyntö, oljet korjattu tai oljet jätetty maahan, sekä kultivointi, oljet jätetty maahan. Maahan sekoitettiin joko ^{15}N – merkittyä olkea 2000 kg/ha ka. (typen rikastusaste n. 40 atomi- %) tai ammoniumnitraattia (rikastusaste n. 10 atomi- %) 20 kg/ha typpeä vastaava määrä. Osa lieriöistä nostettiin kuukauden kuluttua, osa maan jäätymisen aikoihin ja osa keväällä ennen kylvöjä. Lieriöiden sisältämästä maasta määritettiin mikrobibiomassan hiili ja typpi sekä ^{15}N – merkitty typpi mikrobibiomassassa, epäorgaanisen typen fraktiossa ja kokonaistypessä.

Tulokset

Ohran sadot jäivät kasvukauden 1999 kuivuudesta johtuen alhaisiksi (taulukko 1). Myös typen hyväksikäyttöaste oli heikosta kasvusta johtuen alhainen, vain 23 – 50 % typestä oli kasveissa sadonkorjuuvaiheessa. 17 –23 % annetusta typestä ei enää löytynyt kasveista tai maasta 0 – 25 cm syvyydeltä. Lannoitetypestä 34 – 61 % oli maassa muokkauskerroksessa, pääosin 0 – 10 cm:n kerroksessa. Paremmasta kasvusta johtuen sadot ja typen hyväksikäyttö

olivat kultivoiduilla ruuduilla korkeammat ja maahan jäi vastaavasti vähemmän lannoitetyppeä. Olkien käsittely ei vaikuttanut typen hyväksikäyttöön.

Taulukko 1. Olkien käsittelyn ja syysmuokkauksen vaikutus ohran satoon ja ^{15}N –merkityn typen taseeseen maassa ja kasveissa.

	Sadot, kg/ha		Typpisadot kg/ha		Lannoitetyppi % annetusta						
	jyvät, 15 % kost.	oljet k.a.	jyvät	oljet	jyvät	oljet	kasvi yht.	maa 0-10 cm	maa 10-25 cm	maa yht.	kasvi + maa
Oljet maahan, kyntö	1010	1280	20,9	23,8	13,4	14,9	28,3	46,1	8,7	54,7	83,0
Oljet maahan, kultivointi	2290	2130	42,8	33,6	29,1	20,4	49,5	29,8	4,3	34,0	83,5
Oljet korjattu, kyntö	830	1190	17,6	23,4	9,9	13,0	22,9	50,5	10,1	60,5	83,4
Oljet korjattu, kultivointi	1910	1920	37,8	26,9	22,2	16,5	38,7	33,7	4,9	38,6	77,3

Muokkauskerroksessa oli sadonkorjuun jälkeen huuhtoutumiselle herkkää epäorgaanista typpeä 25 – 83 kg/ha, kyntöruuduilla yli kaksinkertainen määrä kultivoituihin ruutuihin verrattuna (taulukko 2). Annetusta lannoitetypestä 6 – 28 % oli epäorgaanisessa muodossa, ja se sijaitsi pääosin 0 – 10 cm kerroksessa.

Taulukko 2. Olkien käsittelyn ja syysmuokkauksen vaikutus epäorgaanisen typen sekä ^{15}N –merkityn lannoitetypen määrään maassa sadonkorjuuvaiheessa.

	Epäorgaaninen typpi maassa, kg/ha			Epäorgaaninen lannoitetyppi, kg/ha = % annetusta		
	0–10 cm	10–25 cm	Yht.	0-10 cm	10-25 cm	yht.
Oljet maahan, kyntö	32,1	30,7	62,8	14,2	5,8	20,0
Oljet maahan, kultivointi	15,3	9,5	24,8	5,6	0,8	6,4
Oljet korjattu, kyntö	49,0	34,1	83,1	21,5	6,5	28,0
Oljet korjattu, kultivointi	22,2	15,1	37,3	7,4	2,5	9.9

16 vuotta jatkunut olkien maahan kyntö ei juuri näkynyt korkeampina orgaanisen hiilen tai mikrobibiomassan hiilen pitoisuuksina maassa (taulukko 3). Orgaanisen hiilen ja mikrobibiomassan hiilen pitoisuus oli 10 – 25 cm syvyydellä korkeampi kynnetyssä kuin kultivoidussa maassa. Kultivointi lisäsi orgaanisen hiilen pitoisuutta ja mikrobibiomassan määrää pintamaassa selkeästi 10 – 25 cm syvyyteen verrattuna. Olkien maahan kyntö vähensi epäorgaanisen typen määrää hiukan.

Maahan 10 cm syviin lieriöihin syksyllä kynnön aikaan lisätystä lannoitetypestä suurin osa, 62 – 85 %, oli poistunut lieriöstä jo ensimmäisen kuukauden aikana (Taulukot 4 ja 5). Olkien mukana lisätystä typestä oli hävinnyt 0 – 28 %. Lisätystä lannoitetypestä oli tässä vaiheessa

epäorgaanisessa muodossa 3,3 – 6,4 % ja olkien typestä 0,7 – 1,6 %. Mikrobibiomassan typpenä oli lannoitetypestä 0 – 10,4 % ja olkien typestä 7,0 – 11,0 %. Olkien maahan jättäminen ja kultivointi näyttäisi vähentäneen lannoitetypen hävikkiä ja hiukan lisänneen sen määrää mikrobibiomassassa. Tämän jälkeen ei kevääseen mennessä tapahtunut oleellisia muutoksia ^{15}N – merkityn typen jakautumisessa maan kokonaistypen, mikrobibiomassan typen ja epäorgaanisen typen välillä. Maan jäätymisen ja kevään välillä ei lannoitetyppeä myöskään hävinnyt lieriöistä oleellisia määriä.

Taulukko 3. Olkien käsittelyn ja syysmuokkauksen vaikutus maan orgaanisen hiilen ja mikrobibiomassan hiilen pitoisuuksiin maassa.

	Orgaaninen hiili, %		Mikrobibiomassa C, mg/ kg k.a.	
	0 – 10 cm	10 – 25 cm	0 – 10 cm	10 – 25 cm
Oljet maahan, kyntö	2,54	2,24	410, 7	316,2
Oljet maahan, kultivointi	2,62	1,89	525,4	261,4
Oljet korjattu, kyntö	2,57	2,23	416,8	346,9
Oljet korjattu, kultivointi	2,50	1,59	516,8	262,7

Taulukko 4. Syksyllä 1999 maahan lisätyn ^{15}N - merkityn NH_4NO_3 ja olkien typen kokonaismäärä maassa sekä mikrobibiomassassa ja epäorgaanisena typpenä syksyllä ja seuraavana keväänä. Kaikki luvut esitetty prosentteina annetusta typen määrästä.

	^{15}N - lisäys	Kuukausi kynnöstä, 25.10.99			Maan jäätyessä, 22.11.99			Keväällä, 4.5.00		
		Kokonais-typpi	Mikrobi-biomassan typpi	Epäorg. typpi	Kokonais-typpi	Mikrobi-biomassan typpi	Epäorg. typpi	Kokonais-typpi	Mikrobi-biomassan typpi	Epäorg. typpi
Oljet maahan, kyntö	NH_4NO_3	22,1	1,9	5,3	16,8	3,1	2,5	15,1	2,3	0,2
	Olki	81,2	8,4	0,7	91,5	9,9	1,4	78,2	8,7	0,6
Oljet maahan, kultivointi	NH_4NO_3	38,2	5,9	3,3	31,0	5,4	1,4	30,1	5,7	0,5
	Olki	99,8	9,9	1,1	78,0	10,2	0,8	93,3	10,3	0,8
Oljet korjattu, kyntö	NH_4NO_3	27,5	-0,5	6,4	15,9	2,3	2,0	14,9	2,4	0,2
	Olki	84,8	7,0	0,8	75,2	9,8	1,0	77,2	9,0	0,6

Taulukko 5. Syksyllä 2000 maahan lisätyn ^{15}N - merkityn NH_4NO_3 ja olkien typen kokonaismäärä maassa sekä mikrobibiomassassa ja epäorgaanisena typpenä syksyllä ja seuraavana keväänä. Kaikki luvut esitetty prosentteina annetusta typen määrästä.

	^{15}N - lisäys	Kuukausi kynnöstä 3.11.00			Maan jäätyessä 14.12.00			Keväällä 4.5.01		
		Kokonais-typpi	Mikrobi-biomassan typpi	Epäorg. typpi	Kokonais-typpi	Mikrobi-biomassan typpi	Epäorg. typpi	Kokonais-typpi	Mikrobi-biomassan typpi	Epäorg. typpi
Oljet maahan, kyntö	NH_4NO_3	14,5	6,9	3,7	11,8	2,4	0,4	10,5	2,2	0,2
	Olki	88,1	11,0	1,4	81,2	9,8	1,1	80,9	8,5	1,0
Oljet maahan, kultivointi	NH_4NO_3	31,7	10,4	3,6	28,1	3,7	0,7	26,8	3,5	0,4
	Olki	76,5	9,5	1,6	76,6	8,1	0,8	77,5	8,0	0,9
Oljet korjattu, kyntö	NH_4NO_3	23,7	7,9	5,4	21,4	3,6	0,2	9,0	1,6	0,1
	Olki	71,9	10,3	1,2	77,2	8,9	0,8	72,6	8,5	0,7

Maahuokosten kokojakauman vaikutus maaveden liikkeeseen metsämaassa

Analyse of water fluxes in forest soils using multi-region models

Timo Kareinen*[1)] ja Hannu Ilvesniemi[2)]
Metsäekologian laitos, Helsingin yliopisto, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
[1)] timo.kareinen@helsinki.fi, [2)] hannu.ilvesniemi@helsinki.fi

Johdanto

Huokosjakauman vaikutusta maaveden liikkeeseen on viime aikoina tutkittu aktiivisesti (mm. 1, 2, 3), ja erityisesti maahuokosten koon ja maaveden liikenopeuden välistä riippuvuutta. Suurissa huokosissa seinämien kapillaariset voimat ovat heikkoja verrattuna veteen kohdistuviin gravitaatiovoimiin, jolloin vesi virtaa ko. huokosissa turbulenttisesti. Näitä suuria huokosia kutsutaan yleisesti makrohuokosiksi. Teoreettiset arviot makrohuokosten minimihalkaisijasta ovat välillä 1 – 0.1 mm (4). Näitä pienemmissä huokosissa kapillariset voimat tulevat määräävimmiksi tekijöiksi veden virtauksessa, hidastaen virtausta ja muuntaen sen laminaariseksi. Nämä huokoset esitetään joko yhtenä huokosluokkana, mikrohuokosina, tai nykyisin usein kahtena huokosluokkana, meso- ja mikrohuokosina. Yleisimmin käytetyissä huokosluokkajaoissa meso- ja mikrohuokosluokan raja-arvo on 0.1 – 0.01 mm (5).

Maahuokosten koko vaikuttaa kuljetusnopeuksien kautta veden kulkureitteihin maaperässä. Sadannasta osa virtaa nopeasti makro- ja mesohuokosia pitkin mineraalimaahan, ohittaen pintamaan mikrohuokosten vesivaraston. Tämä johtaa pintamaassa hydrologiseen ja kemialliseen epätasapainotilaan (1, 2, 3). Empiirisesti epätasapainotilaa on vaikea havainnoida. Vesipitoisuusmittauksilla arvioidaan maan keskimääräistä vesipitoisuutta, mutta ei huokosiston kyllästyneisyysjakaumaa. Samoin maavesinäytteiden kerääminen erikseen eri huokosluokista on lähes mahdotonta. Vajovesilysimetrit keräävät lähinnä makrohuokosiston maavettä. Imulysimetreillä puolestaan on teoriassa mahdollista kerätä maavettä jopa halkaisijaltaan 0.005 mm olevista maahuokosista (-60 kPa imulla), mutta todennäköisesti kerätty maavesi on enimmäkseen peräisin halkaisijaltaan 0.03 mm suuremmista maahuokosista (–10 kPa imulla). Sentrifuugin avulla maanäytteistä voidaan irrottaa maavettä jopa halkaisijaltaan 0.0002 mm suuremmista maahuokosista (–1500 kPa:n imulla) (6). Pintamaassa vallitsevaa kemiallista epätasapainotilaa ovat havainnoineet mm. Giesler ym. (7) ja Nissinen ym. (8). Pintamaan sentrifuugivesien pitoisuudet olivat joidenkin ionien osalta kymmenkertaisia verrattuna lysimetrivesien pitoisuuksiin.

Tässä työssä analysoitiin veden liikettä metsämaan makro- (Ø>0.3 mm), meso- (0.3>Ø>0.03 mm) ja mikrohuokosissa (Ø<0.03 mm), käyttäen apuna ACIDIC-3 mallia. Havaintoaineisto koostui metsikkökoealalta tensiometrein mitatuista vedenjännityksistä ja imulysimetreillä kerättyjen ja sentrifugoitujen maavesien ionipitoisuushavainnoista. Imulysimetrivesien oletettiin edustavan makro- ja mesohuokosten maavettä, ja vastaavasti sentrifuugivesien maavesikokoomaa kaikista maahuokosista. ACIDIC-3 simulaation tuloksia verrattiin myös perinteisen kaksihuokosmallin ACIDIC tuloksiin.

Aineisto

Metsikkökoeala oli Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen koeala K35 Hyytiälässä, Tampereen lähistöllä (9). Koealalla kasvoi kuusta (*Picea abies*) ja mäntyä (*Pinus sylvestris*), ja metsikön ikä oli noin 130 vuotta. Tarkempi aineiston kuvaus julkaisussa Kareinen ym. (10).

ACIDIC-3 on kehitetty ACIDIC mallista (11), jossa maan vesivuot kuvataan kahdessa huokosluokassa, makro- ja mikrohuokosissa (läpimittarajana 0.03 mm). ACIDIC-3 mallissa mikrohuokosluokka on jaettu kahtia käyttäen läpimittarajaa 0.003 mm. Molemmissa malleissa vesivuot kuvataan käyttäen Richardin yhtälöön pohjautuvaa virtausyhtälöä

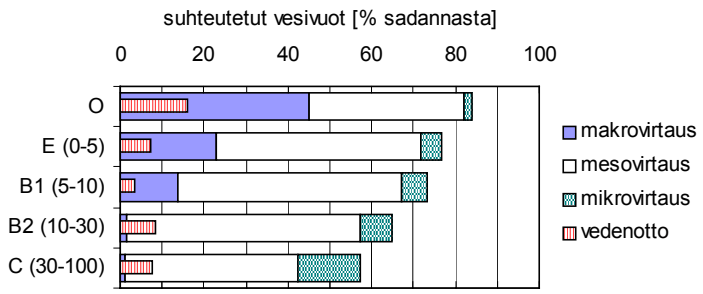
$$q = -K(\theta)\sum_j \left(\frac{\partial \psi_j}{\partial x}\right)\frac{1}{\rho g}A_e,$$

jossa q on vesivuo (m s^{-1}), K hydraulinen johtavuus (m s^{-1}), θ maan vesipitoisuus (m^3 m^{-3}), Ψ vesipotentiaali (Pa), x etäisyys (m), ρ veden tiheys (kg m^{-3}), g gravitaatiokiihtyvyys (m s^{-2}) ja A_e efektiivinen pinta-ala (m^2 m^{-2}). Tarkempi mallin kuvaus julkaisussa Kareinen ym. (9).

Simuoitu ajanjakso oli 20.4.-96 – 19.4.-97. Simulaatioissa käytettiin koealueella mitattua metsikkösadantaa ja -laskeumaa. Lumen vesimäärästä oletettiin 90 % imeytyvän maahan, joka huomioituna kokonaissadannaksi muodostui 536 mm. Simulaatioiden alkuarvot saatiin toistamalla simulaatioita samalla sadanta- ja laskeuma-aineistolla niin monta kertaa peräkkäin, että huuhtoumien ionipitoisuudet eivät enää muuttuneet. Näin ACIDIC-3 ja ACIDIC simulaatioiden alkuarvot muotoutuivat erilaisiksi, sekä kummassakin simulaatiossa kunkin kerroksen läpi virtaava ionivuo vakioitui samaksi kuin laskeuma.

Tulosten tarkastelu

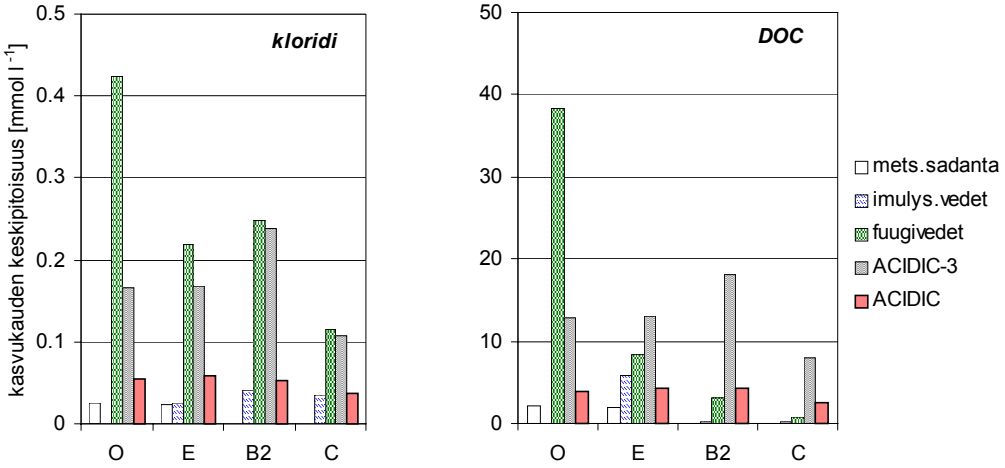
Molemmilla malleilla simuloidut vesipitoisuudet ovat yhteneviä vesipitoisuushavaintojen kanssa. Korrelaatiot havaittujen päiväkeskiarvojen ja simulaatioiden välillä olivat 0.54, 0.74 ja 0.43 kerroksissa E, B2 ja C. Sadejaksoina simuloidut vesipitoisuudet jäivät pienemmiksi kuin havaitut, sama ilmiö havaittiin myös aiemmin käytettäessä havaintoaineistona tensiometrein mitattuja vesipitoisuuksia (11). Simuloinneissa sadannasta 45 % virtasi makrohuokosissa humuksen läpi, 23 % vielä E-kerroksen läpi, mutta B-kerroksen läpi enää 1 % (*kuva 1*). ACIDIC-3 simulaatiossa yli 70 % laminaarisesta virtauksesta tapahtui mesohuokosissa. Mineraalimaan pinnassa 5-7 % sadannasta virtasi mikrohuokosissa, pohjamaassa osuus oli 15 %. Kokonaishaihdunta simulaatioissa oli 45 % sadannasta.



Kuva 1. ACIDIC-3 mallilla simuloidut vesivuot.

Sentrifuugivesien kloridipitoisuudet olivat 2-10 kertaiset verrattuna lysimetrivesihavaintoihin, suurimmillaan ero oli pintamaan maavesissä. ACIDIC-3 simulaatiossa kloridipitoisuuksien vaihtelu oli yhdenmukaista sentrifuugivesihavaintojen vaihtelun kanssa. Humuksessa simuloitu taso oli kuitenkin vain noin puolet havaitusta tasosta (*kuva 2*), kun mineraalimaassa tasot olivat yhteneviä. Osaltaan humuksen tasoeroon vaikuttanevat biologinen kierto sekä anionien pidättyminen, joita näissä simulaatiossa ei huomioitu. ACIDIC simulaatiossa

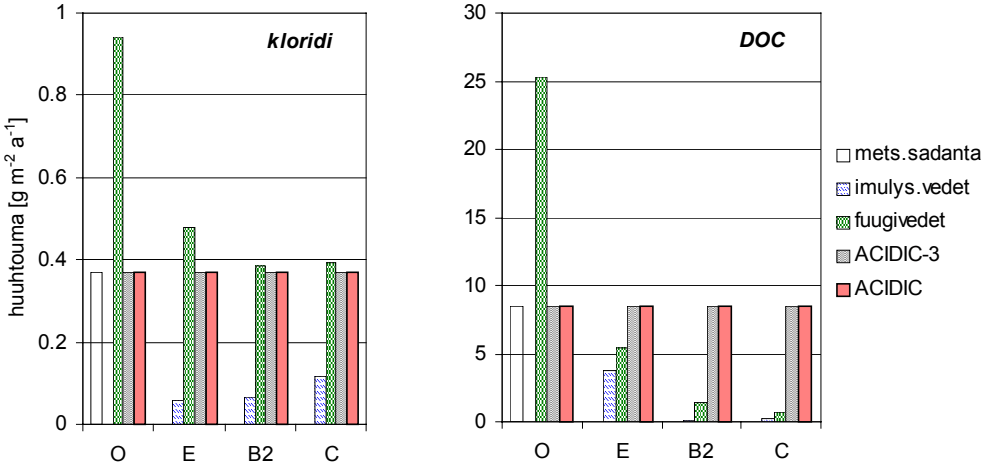
kloridipitoisuudet olivat noin kolmannes ACIDIC-3 mallilla simuloiduista, ja vastasivat lysimetrivesien pitoisuuksia.



Kuva 2. Simuloidut ionipitoisuudet maprofiilin eri kerroksissa.

ACIDIC simulaatiossa ionien huuhtoutuminen oli melko suoraan riippuvainen sateiden ajoittumisesta. Muun muassa syyssateet huuhtoivat ACIDIC simulaatiossa kesäkauden haihdunnan tuottamat ionipitoisuuspulssit nopeammin ulos maaprofiilista (0-100 cm) kuin ACIDIC-3 simulaatiossa. Esimerkiksi kloridin syyshuuhtouma oli ACIDIC simulaatiossa 7% suurempi kuin ACIDIC-3 simulaatiossa, jossa ionipulssit huuhtoutuivat ulos vasta seuraavana keväänä ja kesänä. Pienten huokosten kyky hidastaa maaveden liikettä näyttäisi näin pienentävän kasvukauden ulkopuolisen ravinnehuuhtouman riskiä.

Kloridin liikkeen perusteella voidaan arvioida myös orgaanisen hiilen liikettä maaveden mukana (*kuva 3*). Avoimen paikan DOC laskeuma oli 2 g m^{-2} a^{-1}, metsikkölaskeuma puolestaan 8 g m^{-2} a^{-1}. Humuksesta huuhtoutuneen kloridivuon perusteella arvioituna DOC-huuhtouma humuksesta oli 25 g m^{-2} a^{-1}. Yhteenlaskettuna latvuksesta ja humuksesta vapautui orgaanista hiiltä maaveteen 23 g m^{-2} a^{-1}, joka vastaa noin yhtä prosenttia suomalaisen metsikön kokonaishiilivarastosta (12). Maaveteen vapautunut orgaaninen hiili sitoutui mineraalimaassa maahiukkasten pinnoille, ja DOC:n huuhtoutuma ulos maaprofiilista oli alle 1 g m^{-2} a^{-1}.



Kuva 3. Simuloidut huuhtoumat maaprofiilin eri kerroksista.

Lähteet

1. Beven K. & Germann P., 1981. Water flow in soil macropores. 2. A combined flow model. Journal of Soil Science, 32: 15-29.
2. Gerke H.H. & Van Genuchten M.T., 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. Water Resour. Res. 29: 305-319.
3. Gwo J.P, Jardine P.M., Wilson G.V and Yeh G.T., 1996. Using a multiregion model to study the effects of advective and diffusive mass transfer on local physical nonequilibrium and solute mobility in a structured soil. Water Resour. Res. 32: 561-570.
4. Chen C. & Wagenet R.J., 1992. Simulation of water and chemicals in macropore soils: Part 1. Representation of the equivalent macropore influence and its effect on soilwater flow. Journal of Hydrology (Amsterdam), 130 (1-4): 105-126.
5. Wilson G.V., Jardine P.M., Luxmoore R.J. and Gwo J.P., 1994. Multi-region flow and transport in unsaturated soil. Trends in hydrology, 1: 279-290.
6. Nissinen A., 1999. Responses of boreal forest soils to changes in acidifying deposition. Doctor thesis. University of Helsinki Deparment of Forest Ecology Publications 20.
7. Giesler R., Lundström U. and Grip H., 1996. Comparison of soil solution chemistry assesment using zero-tension lysimeters or centrifugation. European Journal of Soil Science 47: 395-405.
8. Nissinen A., Kareinen T., Tanskanen N. and Ilvesniemi H., 1999. Apparent cation-exchange equilibria and aluminium solubility in solutions obtained from two acidic forest soils by centrifuge drainage method and suction lysimeters. Water, Air, and Soil Pollution 00:1-21.
9. Westman C.J., Fritze H., Helmisaari H.-S., Ilvesniemi H., Jauhiainen M., Kitunen V., Lehto T., Liski J., Mecke M., Pietikäinen J. and Smolander A., 1994. Carbon in boreal coniferous forest soil. In Kanninen M. & Heikinheimo P. (eds). The Finnish Research Programme on Climate Change. Second Progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94. pp. 177-186.
10. Kareinen T. & Ilvesniemi H. Analyse of water fluxes in forest soils using multi-region models. Submitted to Journal of Hydrology.
11. Kareinen T., Nissinen A. and Ilvesniemi H., 1998. Analysis of forest soil chemistry and hydrology with a dynamic model ACIDIC. Acta Forestalia Fennica 262.
12. Mike Starr, suullinen tieto 14.10.2002.

Liukenevat typpiyhdisteet ja mikrobiaktiivisuus ojitetulla turvemaalla

Nitrogen dynamics in peat on natural N gradient in drained peatland fores.

Hannamaria Potila ja Tytti Sarjala*
METLA, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 53, 39700 Parkano: tytti.sarjala@metla.fi

Johdanto

Ojitettuja turvemaita on Suomessa yli 5 milj. ha. Turpeen kokonaistyppipitoisuus vaikuttaa puuston kasvuun (1) samoin kuin kaliumin, fosforin ja boorin puutos, jotka usein rajoittavat puiden kasvua näillä kasvupaikoilla. Happamassa turpeessa ravinteiden saatavuus on usein alhainen, vaikka totaalityppipitoisuudet voivat olla korkeitakin. Suuri osa turpeen typestä on sitoutuneena niin, että kasvit eivät voi sitä hyödyntää. Turpeen mikrobibiomassa ja sen aktiivisuus vaikuttavat kasvien saatavilla olevien ravinteiden määrään (2). Erityisesti lahottaja- ja mykorritsasienillä on tärkeä rooli hiilen ja ravinteiden kierrossa (3). Tämä tutkimus on osa isompaa hanketta, jossa selvitetään turpeen typpipitoisuuden vaikutusta puiden saatavilla olevien typpiyhdisteiden määrään, laatuun, mykorritsojen avulla tapahtuvaan typenottoon, mäntyjen ravinnetasapainoon sekä kasvuun ojitetulla turvemaalla eri lämpösummavyöhykkeissä. Tässä tutkimuksessa haluttiin selvittää missä määrin kokonaistyppipitoisuus kuvastaa käytettävissä olevien typpiyhdisteiden määrää ojitetulla turvemaalla ja miten paljon se vaihtelee kasvukauden aikana. Turpeen epäorgaanisten ja orgaanisten liukenevien typpiyhdisteiden määrän lisäksi tutkittiin mikrobibiomassan muutoksia ja aktiivisuutta kahtena eri kasvukautena luontaisella typpigradientilla. Juuriston ja mykorritsasienten vaikutusta epäorgaanisen ja liukoisen orgaanisen typen muodostumiseen turpeessa tutkittiin laboratorio-oloissa.

Aineisto

Näytteet kerättiin Alkkiasta Metlan v.1974 perustamalta lannoituskokeelta, joka on ojitettu v. 1969. Tarkasteltavaksi valittiin 15 koeruutua (5 lannoittamatonta, 10 PK-lannoitettua, jossa 42 kg/ha P ja 50 kg/ha K). Turpeen kokonaistyppipitoisuus eri ruuduilla vaihteli luontaisesti 1.2 % ja 2.7 % välillä.

Liukoisten epäorgaanisten typpiyhdisteiden (NH_4^+, NO_3^-) ja orgaanisten yhdisteiden (DON) pitoisuudet määritettiin K_2SO_4 uutoksesta (4) FIA-analysaattorilla 0-10 cm turvekerroksesta 7 kertaa kahtena peräkkäisenä kasvukautena v. 1999 ja 2000. Lisäksi analyysit tehtiin v.1999 myös turpeen sisältämästä vedestä. Nettomineralisaatio kasvukauden aikana mitattiin 9 ruudulta molempina vuosina. Heinäkuussa 1999 ja 2000 mitattiin bruttomineralisaatio ^{15}N menetelmällä (5) maastossa. Turpeen ergosterolpitoisuus mitattiin HPLC:llä (6). Mikrobeihin sitoutunut typpi ja hiili mitattiin käyttämällä fumigointimenetelmää (7).

Maastokokeen lisäksi tehtiin laboratorio-oloissa männyntaimilla kasvatuskokeita, joissa seurattiin mykorritsasienillä (*Lactarius rufus, Suillus variegatus, Piloderma croceum*) ympättyjen ja ymppäämättömien taimien kasvua eri typpipitoisuuden omaavilla turpeilla (1.2, 1.6, 1.8, 2.2 ja 2.7 %), jotka oli kerätty viideltä eri ruudulta Alkkian maastokokeelta. Kokeessa tutkittiin myös mykorritsasienten vaikutusta turpeen liukeneviin typpiyhdisteisiin (NH_4^+, NO_3^-, DON) inkubointikokeessa sen jälkeen, kun taimet oli poistettu kasvualustasta.

Tulokset ja tarkastelu

Liukenevien (0.5 M K_2SO_4) ja veteen liuenneiden typpiyhdisteiden (NH_4^+, NO_3^-, DON) pitoisuudet sekä mikrobityppi ja -hiili vaihtelivat kasvukauden aikana. Nitraatin pitoisuus turpeessa oli hyvin alhainen tai sitä ei esiintynyt lainkaan. Bruttomineralisaatiossa havaittiin vuosien välillä merkitsevä ero ($p=0.018$) johtuen ilmeisesti eroista sademäärissä mittausajankohtaa edeltävänä ajanjaksona. DON, DOC, mikrobityppi ja -hiili vähenivät merkitsevästi turpeen typpipitoisuuden kohotessa 2 % saakka, kun taas sienibiomassaa kuvaava ergosterolin määrä ja typen nettomineralisaatio kohosivat. Yli 2 % typpipitoisuudessa turpeen sienibiomassa kääntyi laskuun ja mikrobihiilen ja -typen määrät puolestaan kasvoivat. DON:in vähenemistä turpeen typpipitoisuuden kasvaessa voivat osaltaan selittää sienibiomassan lisääntyminen ja sitä kautta DON:in mahdollinen aktiivisempi otto sienirihmoihin sekä nettomineralisaation kasvu.

Männyntaimien kasvatuskokeessa havaittiin, että neulasten kuivapaino ja typpipitoisuus kohosivat turpeen typpipitoisuuden myötä, mutta tasaantuivat tai jopa alenivat korkeimmassa turpeen typpipitoisuudessa. Juurten kuivapainossa ei havaittu yhtä selvää vaikutusta vaan vaihtelu eri taimiryhmien välillä oli suurta. Mykorritsasienten vaikutus taimien kuivamassaan oli merkitsevä. *Piloderma croceum* vaikutti lisäävästi juuriston kuivamassaan, *Lactarius rufus* ja *Suillus variegatus* puolestaan neulasiin. Sekä turpeen typpipitoisuudella että sieniympillä oli merkitsevä vaikutus liukoisten typpiyhdisteiden muodostumiseen. Kasvatuskokeen lopussa turpeen kokonaistyppipitoisuus vaikutti turpeen ammoniumpitoisuuteen, mutta sieniympillä ei ollut merkitsevää vaikutusta. Sen sijaan kun taimet oli poistettu juurineen kasvualustasta, sieniymppi vaikutti merkitsevästi turpeen inkubointikokeessa syntyneen ammoniumin määrään. DON:in määrään vaikutti ennen inkubointia sekä turpeen kokonaistyppi että mykorritsasieni. Turpeen typpipitoisuus vaikutti inkuboinnin aikana syntyneen DON:in määrään enemmän kuin sieni. Kontrolloidun kasvatuskokeen tulokset nettomineralisaatiosta tukevat kenttäkokeesta saatuja tuloksia. Tulosten perusteella voidaan päätellä, että puille käyttökelpoisten typpiyhdisteiden saatavuus riippuu turpeen kokonaistyppipitoisuuden lisäksi merkittävästi myös juurten mykorritsasienestä, joka voi parantaa typen ottoa paitsi käyttämällä orgaanisia typpiyhdisteitä myös vaikuttamalla mineralisaatioon.

Kirjallisuus

1. Kaunisto, S. 1987. Effect of refertilisation on the development and foliar nutrient contents of young Scots pine stands on drained mires of different nitrogen status. Seloste: Jatkolannoituksen vaikutus mäntytaimikoiden kehitykseen ja neulasten ravinnepitoisuuksiin typpitaloudeltaan erilaisilla ojitetuilla soilla. Comm. Inst. For. Fenn.140:1-58.
2. Williams, B.L. ja Sparling, G.P. 1984. Extractable N and P in relation to microbial biomass in UK acid organic soils. Plant and Soil 76:139-148.
3. Lindahl, B., Taylor, A.F.S. ja Finlay, R.D. 2002. Defining nutritional constraints on carbon cycling in boreal forests – towards a less “phytocentric” perspective. Plant and Soil 242:123-135.
4. Williams, B.L., Shand, C.A., Hill, M., O´Hara, C., Smith, S. ja Young, M.E. 1995. A procedure for the simultaneous oxidation of total soluble nitrogen and phosphorus in extracts of fresh and fumigated soils and litters. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26:91-106.
5. Davidson, E.A., Hart, S.C. Shanks, C.A. ja Firestone, M.K. 1991. Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification by ^{15}N isotopic pool dilution in intact soil cores. J. Soil Sci. 42:335-349.
6. Nylund, J.E. ja Wallander, H. 1992. Ergosterol analysis as a means of quantifying mycorrhizal biomass. Methods Microbiol. 24:77-88.
7. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G. ja Jenkins, D.S. 1985. Chloroform fumigation and release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soils. Soil Biol. Biochem. 17:837-842.

Sekundääriset alumiiniyhdisteet muokatussa metsämaassa

Secondary aluminium in a site prepared podzolic forest soil

Niina Tanskanen*[1)] ja Hannu Ilvesniemi[2)]
[1)]Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: niina.tanskanen@helsinki.fi
[2)]Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: hannu.ilvesniemi@helsinki.fi

Johdanto

Maan muokkaus viljelemällä tapahtuvan metsän uudistamisen onnistumisen edellytyksiä parantavana menetelmänä yleistyi 1960-luvulla. Muokkauksen tarkoituksena on helpottaa istutustyötä sekä valmistaa sopiva kasvualusta taimelle torjumalla kilpailevaa pintakasvillisuutta sekä parantamalla maan lämpö-, vesi- ja ravinnetaloutta (1, 2, 3). Metsämaata aurattaessa maan pintaan käännetään podsolimaannoksen B-horisonttiin saostuneita sekundäärisiä alumiini- ja rauta-yhdisteitä, jotka ovat kertyneet sinne jääkauden jälkeen viimeisen 10 000 vuoden kuluessa. Ympäristöolojen muuttuessa nämä yhdisteet saattavat alkaa liueta. Muokkauksen pitkäaikaisia vaikutuksia maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin on kuitenkin tutkittu suhteellisen vähän (4, 5, 6).

Tässä työssä määritettiin sekundääristen Al-yhdisteiden määrät aurauksen palteesta, ojasta sekä palteen alla olevista maakerroksista ja verrattiin niitä vastaavan muokkaamattoman metsämaan määriin.

Aineisto

Tutkimus toteutettiin kahdella etelä-suomalaisella kuusikkokoealalla, jotka oli palleaurattu 17 ja 31 vuotta aiemmin ja istutettu kuuselle. Nuorempi koeala oli Metsäntutkimuslaitoksen vuonna 1978 perustama muokkaus- ja lannoituskoe 608 Karkkilan Siikalassa ja vanhempi Metsähallituksen mailla Kuorevedellä (1966). Maannos oli molemmilla koealoilla podsoli (7).

Maanäytteet kairattiin aurauksen palteesta, palteen alla olevista maakerroksista, ojasta sekä muokkaamattomasta metsämaasta. Näytteet otettiin maannoskerroksittain. Lisäksi kerroksia kuten B horisonttia jaoteltiin ositeisiin syvyyden perusteella. Sekundääriset alumiiniyhdisteet määritettiin spesifisillä uuttomenetelmillä: happamalla oksalaatilla (o), natriumpyrofosfaatilla (p) sekä ditioniitillä (d) (8). Lisäksi määritettiin maan vaihtuvat kationit ($BaCl_2$-uutto), kokonaishiilen määrä sekä pH_{CaCl2}.

Tulokset

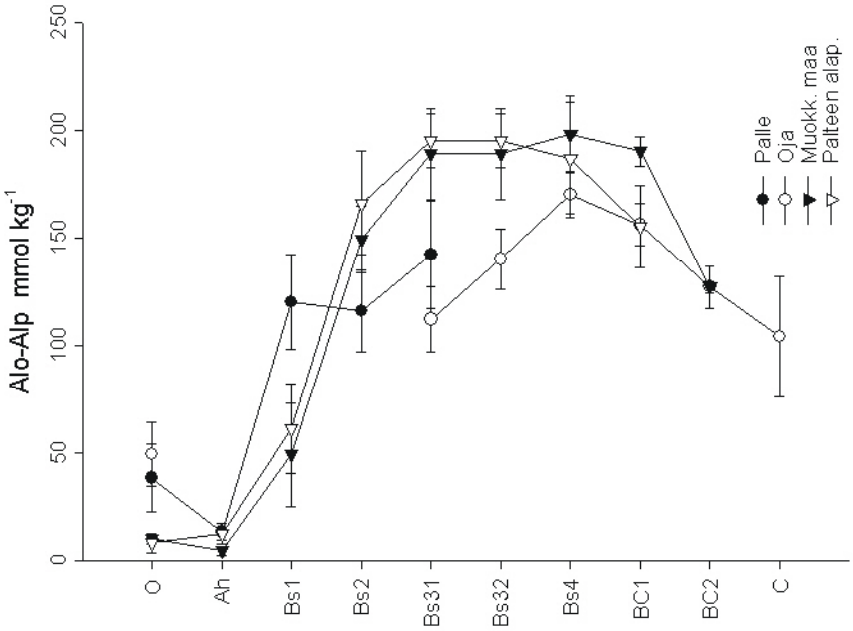
Karkkilan koealalla sekundääristen alumiiniyhdisteiden määrät (Alo, Ald) aurauksen palteen ja ojan ylimmissä kivennäismaakerroksissa olivat pienempiä kuin vastaavassa muokkaamattomassa maassa. Erityisesti amorfisen alumiinin määrä (Alo-Alp) näytti vähentyneen ($Bs3_{1,2}$- ja Bs2-kerrokset, kuva 1). Kerrosten pH-arvo oli laskenut kun taas hiilen määrä kasvanut verrattuna muokkaamattomaan metsämaahan.

Niissä palteen ja ojan maakerroksissa, missä sekundääristen Al-yhdisteiden määrä oli pienentynyt, alumiinin määrä maan kationinvaihtopaikoilla oli kasvanut. Syvemmällä palteessa amorfisen alumiinin määrä oli lisääntynyt (Bs1-kerros, kuva 1). Kuoreveden koealalla sekundäärisen alumiinin määrä palteen alle jääneessä rikastumiskerroksessa oli selkeästi korkeampi kuin vastaavassa muokkaamattomassa metsämaassa. Alumiinimäärät

palteen alle jääneessä vanhassa orgaanisessa kerroksessa olivat korkeat sekä Karkkilassa että Kuorevedellä.

Tulosten tarkastelu

17 vuoden aikana maan pintaan palteeksi käännetystä kivennäismaasta oli liuennut sekundäärisia alumiiniyhdisteitä 143 g/m^2 Karkkilassa, mikä on noin 15 % siitä määrästä, mikä on kertynyt vastaavaan maakerrokseen podsoloitumisen seurauksena. Hiilen määrän sekä happamuuden kasvun perusteella alumiinin liukenemista ovat todennäköisimmin aikaansaaneet neulas- ja juurikarikkeen hajotessa vapautuvat orgaaniset hapot. Lisääntyneet alumiinimäärät syvemmällä palteessa (Karkkila) sekä palteen alla (Kuorevesi) viittaavat siihen, että vapautunutta alumiinia on kulkeutunut syvemmälle, mihin sitä olosuhteiden muuttuessa kuten pH:n noustessa (9) näyttää saostuneen uudelleen. Kulkeutuminen ja sitoutuminen orgaaniseen ainekseen selittäisivät myös palteen alle jääneessä vanhassa orgaanisessa kerroksessa havaitut korkeat Al-määrät. Korkeat Al-määrät vanhassa humuskerroksessa saattavat olla seurausta myös orgaanisen aineksen ja mineraalimaan sekoittumisesta sekä nopeutuneesta hajotuksesta (10, 11) johtuvista liukenemis- ja rapautumisprosesseista.



Kuva 1. Amorfisen alumiinin määrä (Alo-Alp, mmol kg^{-1}) eri maakerroksissa Karkkilan koealalla. Bs3$_1$-kerros on ylimmäinen, maan pintaan paljastettu kivennäismaakerros palteessa ja ojassa. Kuvassa esitetty keskiarvo ja keskivirhe.

Kirjallisuus

1. Mälkönen, E. 1972. Näkökohtia metsämaan muokkauksesta. Folia Forestalia 137. 11 s.
2. Pohtila, E. 1977. Reforestation of ploughed sites in Finnish Lapland. Seloste: Aurattujen alueiden viljely Lapissa. Comm. Inst. For. Fenn. 91(4). 98 s.
3. Ritari, A., & Lähde, E. 1978. Effect of site preparation on physical properties of the soil in a thick-humus spruce stand. Seloste: Muokkauksen vaikutus paksusammalkuusikon maan fysikaalisiin ominaisuuksiin. Comm. Inst. For. Fenn. 92(7): 37 s.
4. Tikkanen, E. 1985. Aurausalueen heikkokuntoisten männyntaimien ravinnetaloudesta Pohjois-Suomessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 186. 23 s.
5. Levula, T. 1990. Muokkaus metsän uudistamiseksi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 370: 73-84.
6. Örlander, G., Egnell, G. & Albrektson, A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. For. Ecol. Manage. 86: 27-37.
7. FAO 1998. World reference base for soil resources. FAO United Nations, Rome, World Soil Resources Report No 84. 88 s.
8. van Reeuwijk, L.P., 1995. Procedures for soil analysis. Technical paper 9. International Soil Reference and Information Centre. Wageningen, The Netherlands.
9. Farmer, V. C., Russell, J. D. and Berrow, M. L. 1980. Imogolite and proto-imogolite allophane in spodic horizons: evidence for a mobile aluminium silicate complex in podzol formation. J. Soil Sci. 31: 673-684.
10. Salonius, P.O. 1983. Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of coniferous raw humus material. Can. J. For. Res. 13: 102-107.
11. Johansson, M-B. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. Scand. J. For. Res. 9: 170-179.

Fosfori suomalaisissa viljelymaaprofiileissa

Phosphorus in four cultivated soil profiles in Finland

Tommi Peltovuori
Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto,
tommi.peltovuori@helsinki.fi

Johdanto

Käytössä olevissa maannosluokitusjärjestelmissä maiden taksonominen jaottelu perustuu maannosprofiilissa havaittavien horisonttien ominaisuuksien kvantitatiivisille eroille. Maan ominaisuuksien vertikaalinen vaihtelu on seurausta profiilissa maannoksen kehittyessä vaikuttaneista prosesseista (1), jotka vaikuttavat voimakkaasti myös fosforin esiintymismuotoihin maassa (2). Suomessa viljelymaiden maannostumiseen ja sen seurauksena syntyneeseen fosforipoolien vertikaaliseen vaihteluun on kiinnitetty vain vähän huomiota, koska maamme ovat nuoria, viljelykäytössä olevat maannokset ovat melko homogeenisia, eikä varsinaisen maannosluokituksen ole ehkä katsottu tuovan lisäinformaatiota esim. maalajiluokitukseen verrattuna. Viime vuosina kiinnostus kansainvälisessä käytössä oleviin maannosluokitusjärjestelmiin on kuitenkin lisääntynyt, ja suomalaisia viljelymaita on tutkittu myös profiilinäkökulmasta. Aihepiiristä Suomessa julkaistu kirjallisuus sisältää jo mm. maannosluokitusoppaan (3).

Tässä esityksessä tarkastellaan fosforin esiintymismuotojen vertikaalista vaihtelua suomalaisissa peltomaissa neljästä viljelymaaprofiilista tehtyjen havaintojen perusteella. Tavoitteena on luoda yleiskuva joistakin fosforin esiintymistä kuvaavista parametreistä ja yrittää hahmottaa fosforin esiintymismuotojen, maannostumisprosessien sekä fosforilannoituksen välisiä yhteyksiä.

Menetelmät

Tarkastelun kohteena olevista maista kaksi on muokkauskerroksen osalta savimaita ja kaksi karkeita kivennäismaita. Maaprofiilit on kuvattu ja luokiteltu US Soil Taxonomy -järjestelmän (4) mukaan (Taulukko 1). Karkeista kivennäismaista toinen kuuluu luokkaan (Soil Order) Spodosols, loput maat luokkaan Inceptisols. Profiilien geneettisistä horisonteista otettiin luokittelun yhteydessä maanäytteet, joista analysoitiin maan perusominaisuudet ja fosforin esiintymismuotoja eri menetelmin. Tässä esityksessä näistä tarkastellaan lähinnä HF-hajotuksella määritettyä kokonaisfosforipitoisuutta, Changin ja Jacksonin fosforifraktioita, fosforin sorptiopaikkojen täyttöastetta kuvaavaa oksidien kyllästysastetta ja vesiuuttoisen fosforin pitoisuutta. Käytetyt menetelmät on kuvattu yksityiskohtaisemmin tutkimusta käsittelevässä julkaisussa (5).

Taulukko 1. Maiden perusominaisuuksia.

Maa	Muokkauskerros			Pohjamaan	Korkeus
	Maalaji	Savespitoisuus %	ViljavuusP mg l^{-1}	savespitoisuus %	merenpinnasta m
Sjökulla, Aeric Cryaquept	mHsS	49	6,2	83-89	43
Kotkanoja, Typic Cryaquept	mHtS	48	11,2	58-83	99
Toholampi, Typic Cryaquod	mHHt	4	6,5	2-8	84
Loppi, Typic Haplanthrept	rmKHt	9	88,3	7-19	115

Tulokset ja tarkastelu

Kaikissa maissa pohjamaan fosforikoostumus on hyvin samankaltainen, vaikka maiden muissa ominaisuuksissa ja syntyhistoriassa on suuria eroavaisuuksia. Pohjamaassa (C-horisonteissa) on kokonaisfosforia 730 - 810 mg kg^{-1}, mistä fraktioinnissa uuttui alle 80 %. Uuttuvasta fosforista 80 - 90 % on primaarista H_2SO_4-liukoista fosforia. Tämä käytännössä rapautumatonta ainesta edustava fosforifraktio dominoi kaikissa maissa n. 70 cm syvyydestä alaspäin. Myös fraktioinnissa uuttumattoman osan voidaan katsoa kuuluvan kivennäisaineksen rakenteissa olevaan rapautumattomaan pooliin, johon maannostumisprosessit eivät ole juuri vaikuttaneet. Fraktiointitulosten perusteella maannosta muovaava kemiallinen rapautuminen ei siis maissamme ole edennyt kovinkaan syvälle. Myös aiemmin Suomessa tehdyissä tutkimuksissa pohjamaiden fosforista suurin osa on ollut happoliukoista apatiittista fosforia (6,7).

Lähempänä maan pintaa ns. B-horisonteissa happoliukoisen fosforin osuus kokonaisfosforista on selkeästi pienempi ja sekundaaristen NaOH- ja NH_4F-liukoisten fraktioiden osuus suurempi kuin C-horisonteissa. Kaikissa pohjamaissa myös kokonaisfosforin pitoisuus pienenee tarkastelusyvyyden pienentyessä. Lajitekoostumuksen, minerologian ja muiden analyysien perusteella todennäköisesti alunperin fosforikoostumukseltaan homogeenisissä maakerroksissa rapautuminen on ollut lähellä maan pintaa voimakkaampaa kuin syvällä maassa, ja fraktiomuutokset teorian (2) mukaisia, sillä lähellä maan pintaa happoliukoisen fosforin osuus on pienimmillään alle 10 % kokonaisfosforista ja suuri osa fosforista esiintyy orgaanisena ja oksideihin sitoutuneena sekundaarisena fosforina. Tutkituissa maissa havaittu selkeä ero fosforikoostumuksessa B- ja C-horisonttien välillä johtuu todennäköisesti pohjaveden pinnan ja juurten kasvusyvyyden vaikutuksesta. Näihin molempiin myös ihminen on vaikuttanut kaikissa neljässä profiilissa ojittamalla maat.

Muokkauskerroksissa (Ap-horisontti) lannoitus on kasvattanut pääasiassa NaOH- (63 - 284 mg kg^{-1}) ja NH_4F-fraktioita (66 - 840 mg kg^{-1}) sekä fosforin kokonaispitoisuutta (690 - 1870 mg kg^{-1}) selvästi muokkauskerroksen alapuolisiin horisontteihin verrattuna. Changin ja Jacksonin fraktioinnissa uuttumattoman fosforin osuus kokonaisfosforista on myös kasvanut; Tästä suuri osa lienee orgaanista fosforia. Lopen karkeassa hiedassa lannoitus on kasvattanut kokonaisfosforipitoisuuden yli kaksinkertaiseksi C-horisonttiin verrattuna. Ihmisen toiminnan aiheuttama fosforipitoisuuden kasvu on niin suuri, että se vaikuttaa myös maan Soil Taxonomy-luokituksessa saamaan nimeen (4). Ainoastaan tällä voimakkaasti lannoitetulla maalla voidaan lannoituksen vaikutuksia havaita jonkin verran myös muokkauskerroksen alapuolella.

Fosforifraktioiden ja oksalaattiuuton perusteella laskettu teoreettinen fosforin kyllästysaste (5) on lannoituksen seurauksena kasvanut lähinnä muokkauskerroksissa: Lopen maassa kyllästysaste on 36 %, muissa maissa 8-10 %. Muokkauskerroksen alapuolisissa horisonteissa kyllästysaste on kaikissa maissa alle 7 %. Kyllästysasteiden alhaisuus näkyy myös pohjamaahorisonttien hyvin alhaisina vesiliukoisen fosforin pitoisuuksina (0-1 mg kg^{-1}). Kyllästysaste kuvaa fosforin sorptiopaikkojen täyttöastetta, ja vesiliukoisen fosforin pitoisuuden - ja huuhtoutumisriskin - katsotaan yleensä kohoavan voimakkaasti, kun kyllästysaste ylittää 25 % (8). Näin korkeisiin arvoihin päästiin tämän tutkimuksen näytteissä vain todella runsaasti lannoitetun maan Ap-horisontissa.

Neljästä maaprofiilista mitatut fosforipoolit ovat hyvin sopusoinnussa maiden nuoren iän kanssa. Tulosten mukaan kemiallista rapautumista on tapahtunut vain melko lähellä maan

pintaa. Tämä ilmiö yhdessä lannoituksesta johtuvan muokkauskerroksen fosforipitoisuuden kasvun kanssa on tuottanut päällekkäisten horisonttien välille suuria eroja fosforivaroissa. Tällaiset suuret gradientit tyypillisessä näytteenottosyvyydessä osoittavat geneettisten horisonttien tunnistamisen tärkeyden maanäytteenoton yhteydessä. Fosforilannoitus on kohottanut lähinnä muokkauskerroksen fosforipitoisuutta, eikä pohjamaan sorptiokapasiteetin kyllästymisestä näyttäisi olevan huolta edes hyvin voimakkaasti lannoitetussa maassa.

Kirjallisuus

1. Bockheim, J.G. & Gennadiyev, A.N. 2000. The role of soil-forming processes in the definition of taxa in Soil Taxonomy and the World Soil Reference Base. Geoderma 95: 53-72.
2. Walker, T.W. & Syers, J.K. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. Geoderma 15: 1-19.
3. Mokma, D.L. & Yli-Halla, M. 2000. Keys to Soil Taxonomy for Finland. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 31 s.
4. Soil Survey Staff. 1998. Keys to soil taxonomy. 8. painos. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 326 s.
5. Peltovuori, T., Uusitalo, R. & Kauppila, T. 2002. Phosphorus reserves and apparent phosphorus saturation in four weakly developed cultivated pedons. Geoderma 110: 35-47.
6. Kaila, A. 1963. Phosphorus conditions at various depths in some mineral soils. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland 35: 69-79.
7. Hartikainen, H. 1979. Phosphorus and its reactions in terrestrial soils and lake sediments. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland 51: 537-624.
8. Beauchemin, S. & Simard, R.R. 1999. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. Canadian Journal of Soil Science 79: 615-625.

Laiduntamisen ja suojavyöhykkeiden vaikutukset maan imentäkykyyn

Effects of cattle trampling and buffer zones on soil infiltration

Liisa Pietola*[1)], Markku Yli-Halla[2)] ja Jaana Uusi-Kämppä[3)]
[1)] Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27 FIN-00014 HY
liisa.pietola@helsinki.fi
[2,3)] MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), YHA, FIN-31600 Jokioinen:
markku.yli-halla@mtt.fi, jaana.uusi-kämppä@mtt.fi

Johdanto

Maatalouden ympäristökuormitus ajoittuu pitkälti kevään ja myöhäissyksyn valuntahuippuihin. Maan tulisi tällöin pystyä imemään mahdollisimman hyvin lumen sulamisvesiä ja/tai sateita, jotta pintavirtailua ei pääsisi syntymään. Eri viljelyolosuhteissa maan rakenteen tulisi siten pysyä huokoisena ja kestävänä veden läpäistessä maata.

Laitumella eläinten sorkat tallaavat ja tiivistävät maata ja vaikeuttavat veden suotautumista (1). Niiden laidunkautisten ulosteiden sisältämä fosfori jää maan pintaan ja kohottaa laitumen pintakerroksen helppoliukoisen fosforin pitoisuutta ainakin ruokinta- ja juottopaikoilla, joissa eläimet oleskelevat. Tällaisilta paikoilta tuleva pintavirtailu voi sisältää runsaasti fosforia ja edistää vesien rehevöitymistä. Tutkimuksen tavoitteena oli mitata laiduntamisen ja viljelyn aiheuttamia muutoksia pintamaan keväiseen imentäkykyyn (=infiltraatioon) sekä maan huokosrakenteen ominaisuuksiin.

Koepaikat ja menetelmät

Mittauksia tehtiin Jokioisilla savimaalla Nummelan tilan laitumella, jonka nurmi oli perustettu 1998. Lohkolla on laidunnettu noin 20 hiehoa vuodesta 1999. Ne on laskettu laitumelle noin 15.5. kierrättäen niitä eri lohkoilla ja ne on otettu sisään noin 15.9. Ruokinta- ja juottopaikka on ollut koko ajan samassa kohtaa (Kuva 1.). Helppoliukoisen fosforin pitoisuus, joka määritettiin kahdeksasta kohdasta viljavuusanalyysin happamalla ammoniumasetaattiuutolla, oli ruokintapaikan pintamaassa (0-5 cm) 28 mg/l ja muokkauskerroksen alaosassa (5-20 cm) 21 mg/l. Kolme kesää kestänyt laiduntaminen, joka ei ollut poikkeuksellisen intensiivistä, oli siis kohottanut pintamaan fosforipitoisuutta jonkin verran. Laiduntamisen vaikutuksia maan huokosrakenteeseen (syvyydet 0-5 cm, 10-15 cm, 20-25 cm ja 30-35 cm) ja pintamaan (0-10 cm) infiltraatioon tutkittiin savimaalla neljästä eri kohdasta:

1) juomapaikan läheisyydestä, jossa maa oli täysin pilalle tallattu
2) juomapaikan läheisyydestä, jossa maa oli lähes pilalle tallattu
3) laitumesta, jossa sorkka oli läpäissyt maan
4) hyväkuntoisesta laitumesta

Maaperäfysikaalisia mittauksia tehtiin myös Maaningan hietamaalla luokissa 1) ja 4). Maaningan nurmi kylvettiin vuonna 2000 keväällä ja laidunnettiin 6 kierrosta vuonna 2001, yhteensä 274 nautayksikkövuorokautta.

Lisäksi maaperäfysikaalisia mittauksia tehtiin suojavyöhykkeellä sekä siihen rajoittuvalla kynnöksellä. Kymmenen metriä leveä nurmikaista perustettiin hiesusavimaalle keväällä 1991 (2). Suojakaista on rinteessä, jonka kaltevuus on 12 %. Nurmikaistalla kasvaa pääasiassa nurminataa, timoteita, valkoapilaa ja voikukkaa. Kasvusto on niitetty ja korjattu pois kaistalta vuosittain. Vuosien kuluessa kaista on alkanut sammaloitua.

Pintamaiden infiltraatiomittaukset tehtiin huhti-toukokuussa 2002 (3): Mariotte-kuplatornien (∅ 18 cm, korkeus 95 cm) ja 10 cm:n syvyyteen (L) maahan hakatun metallilieriöiden ($A=0{,}47\ m^2$) avulla vapaan vedenpinta (H_1) pidettiin 10 cm maan pinnan yläpuolella ja tietty vesitilavuus (V) annettiin imeytyä maahan tietyssä ajassa (t) kunnes vakio infiltraationopeus eli kyllästetyn maan vedenjohtavuus (~ K_s,) saavutettiin. Vedenjohtavuus K laskettiin Darcyn laista:

$$q= V/(A\times t)=K(H1/L)+K \qquad [1]$$

Suurten huokosten tilavuuksia tutkittiin pF-lieriöiden ($V=100\ cm^3$) avulla alipainemenetelmällä matriisipotentiaaleissa ψ = 1 kPa (huokoskoko 300 µm) ja ψ = 6 kPa (huokoskoko 50µm), sekä ylipaineella ψ = 10 kPa ja 100 kPa.

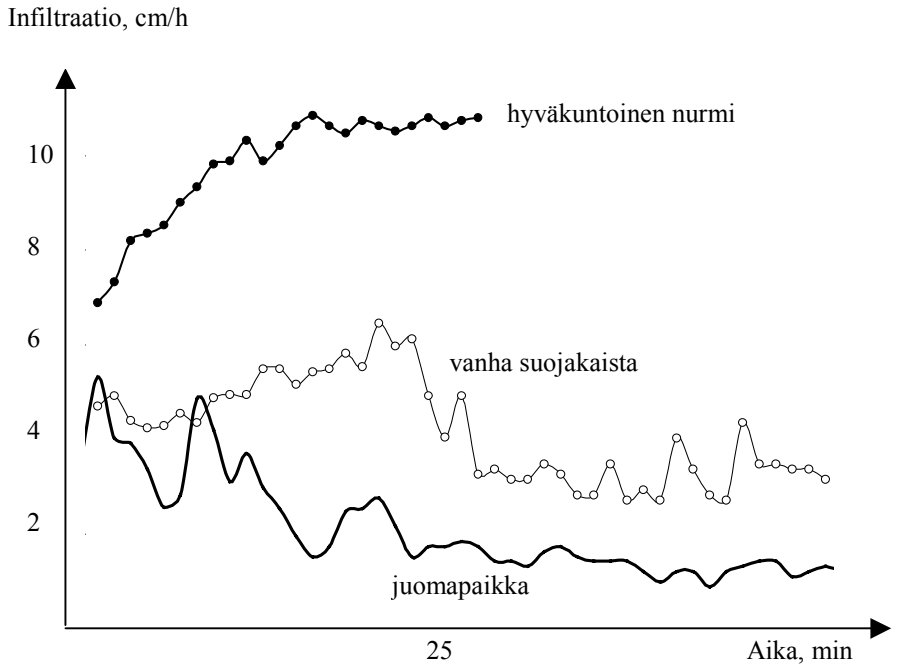
Kuva 1. Infiltraatiomittaukset menossa Nummelan savimaan laitumen juomapaikalla huhtikuussa 2002. (Kuva: Ari Seppänen)

Tulokset ja tulkinta

Vaikka infiltraatiomittaukset aloitettiin heti roudan sulettua, maiden pinnat olivat kuivia. Esimerkiksi Nummelan tallatun laitumen pinnan kosteus oli vain 50 % kyllästetyn maan tilavuuskosteudesta. Siten suurin imeyntäkyky mitattiin heti mittausten alussa, mikäli maassa ei ollut kasvipeitettä (kynnös, tallatut nurmet). Poikkeuksen tekivät hydrofobiset kasvipeitteiset tallaamattomat nurmet sekä suojakaista, joiden infiltraatio parani kasvuston kostuessa (Kuva 2).

Jo vähäinen tallaaminen heikensi ratkaisevasti savimaan laitumen vedenjohtavuutta kyllästetyssä tilassa: Kun hyväkuntoisen nurmen pintakerros läpäisi vettä metallilieriöstä lähes 10 cm/h, muutama sorkan painauma laski K_s:n alle 5 cm/h. Juomapaikan läheisyydessä $K_s < 2$ cm/h. Alustavien tutkimustulosten mukaan tallatun maan heikompi infiltraatio kyllästettynä ei selittynyt yksistään huokosrakenteella; suurten huokosten (∅ > 0,30 mm) pieni osuus (2 % maatilavuudesta) havaittiin myös hyväkuntoisella nurmella. Maan huokosrakenteen lisäksi juuriston määrällä lienee ollut merkitystä, sillä esimerkiksi Richnerin ja Smuckerin (4) mukaan elävän kasvuston juuret vähentävät maan vedenjohtavuutta, mutta juurien kuollessa vedenjohtavuus kasvaa. Todennäköisesti Nummelan hyväkuntoisella nurmella kasvukauden alkaessa vanhat juuret hillitsivät infiltraatiota ja vaikuttivat

häiritsevästi huokosrakenne-mittauksiin. Hietamaalla hyväkuntoisen nurmen K_s oli noin 20 cm/h, mutta juomapaikan K_s jäi alle 5 cm/h. Hydrofobisen suojakaistan infiltraatio pysyi alhaisena koko mittauksen ajan; myös märissä olosuhteissa vettä imeytyi vanhalla suojavyöhykkeellä heikommin (K_s < 5 cm/h) kuin kynnöksellä (K_s ~10 cm/h).



Kuva 2. Infiltraatio (y-akseli) ajan (x-akseli) kuluessa savimaan hyväkuntoisella nurmella (ylin käyrä) ja juomapaikalla (alin käyrä) sekä vanhalla suojakaistalla (keskimmäinen käyrä) olosuhteissa, joissa maan pinta oli aluksi kuiva.

Yhteenveto

Tulokset antavat viitteitä siitä, ettei vanha suojakaista tai nurmi ole tehokas veden läpäisijä. Hyvin vähäisetkin tallaukset heikentävät nopeasti laidunmaiden kyvyn imeä vettä ja ovat siten riski pintavalunnan syntymiselle. Toisaalta nurmien juuristo estää kyllästetyn maan vedenjohtavuutta, mikä antaa aiheen juuriston merkityksen lähemmälle tarkastelulle.

Kiitokset

Osoitamme kiitoksemme Salaojatutkimuksen tukisäätiölle hankkeen rahoituksesta sekä MTT:n MPY-vastuualueelle infiltraatiomittauksiin lainatusta kalustosta (erityisesti Laura Alakukulle ja Taisto Sirenille) ja Pohjois-Savon tutkimusasemalle kenttämittauspaikan järjestämisestä (erityisesti Kirsti Järvenrannalle ja Perttu Virkajärvelle). Kenttä- ja laboratoriomittauksista kiitämme Olga Nikolenkoa ja Leila Rätyä (Helsingin yliopisto) sekä Ari Seppästä (MTT).

Kirjallisuus

1. Mulholland, B. & Fullen, M. A. 1991. Cattle trampling and soil compacyion on loamy sands. Soil Use and Management 4: 189-192.
2. Uusi-Kämppä, J. ja Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja.Sarja A 83. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 49 p. + 2 app.
3. Bouwer, H. 1986: Intake Rate: Cylinder Infilrometer. Methods of Soil Analyses. Agronomy 9: 825-844
4. Richner, W. & Smucker, A. J. M. S. 1993. Preferential flow responses to root growth, death, and reoccupation of root-induced macropoes. Agronomy abstrcts (ASA) 1993: 216.

Salaojateknikon ja ekosysteemi-insinöörin vuorovaikutus savipellolla: veden lierokäytäväreitti salaojaan

Interaction of drainage technician and ecosystem engineer on a clay field: the earthworm burrow route of water to tiles

Visa Nuutinen[*1)], Kevin R. Butt[2)] ja Martin J. Shipitalo[3)]
[1)]MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maaperä ja ympäristö, Jokioinen; visa.nuutinen@mtt.fi
[2)]University of Central Lancashire, Department of Environmental Management, UK; krbutt@uclan.ac.uk
[3)]USDA-ARS, North Appalachian Experimental Watershed, Coshocton, Ohio, USA; martin@coshocton.ars.usda.gov

Johdanto

Yli puolella Suomen pelloista (1.4 x 10^6 ha) maan kuivatus hoidetaan salaojituksella (1). Siihen nähden, että maan kosteusolot tiedetään yhdeksi tärkeimmistä maaperäeliöiden levinneisyyttä ja runsautta sääteleväksi tekijäksi (2), salaojituksen merkitystä viljelymaan biologiselle monimuotoisuudelle on tutkittu varsin vähän. Salaojitus johtaa peltolohkolla pohjaveden pinnankorkeuden säännölliseen vaihteluun, jossa pohjaveden pinta on keskimäärin alimmillaan salaojien kohdalla (3). Tämän voi olettaa heijastuvan varsinkin syvällä maassa elävien organismien kuten monissa peltomaissa yleisen kastelieron (*Lumbricus terrestris* L.) esiintymiseen. Kasteliero on ekosysteemi-insinööri, joka vaikuttaa maan makrohuokosrakenteen muodostumiseen ja edelleen maan vesitalouteen sen käytävien tarjotessa vedelle oikovirtausreittejä pohjamaahan (4, 5). Kastelierot saattavat siten vaikuttaa myös salaojien toimintaan (6). Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää (i) vaikuttaako salaojitus kastelierojen runsaudenvaihteluun peltolohkon mittakaavassa, (ii) ovatko kastelierojen käytävät yhteydessä salaojiin ja (iii) voivatko käytävät toimia veden reitteinä salaojiin.

Aineisto

Tutkimusalue oli Jokioisissa sijaitseva kahdeksan hehtaarin kokoinen hietasavipelto (muokkauskerroksen savespitoisuus 40-46%). Pelto on salaojitettu 1950-luvulla metrin syvyyteen kuudentoista metrin välein sijoitetuilla tiiliputkilla. Ennen näytteenottoa peltolohko oli ollut pitkään tavanomaisessa vilja-säilörehunurmi –viljelykierrossa. Kastelierojen runsaus salaojien päällä ja ojalinjojen puolivälissä määritettiin poikkeuksellisen kostean (1998) ja kuivan (1999) kasvukauden jälkeen (7). Pohjaveden pinnan ja roudan syvyyden vaihtelua tutkimusalueella seurattiin vuosina 1997-1999. Kesällä 2001 tutkittiin kahdessa kohtaa lohkoa kastelierojen käytävien rakennetta salaojien kohdalla ja salaojalinjojen puolivälissä. Erityisenä tavoitteena oli etsiä todisteita käytävien ja salaojaputkien suorista kontakteista. Tutkimusmenetelmänä käytettiin käytävistä kentällä tehtyjä resiinivaloksia (8). Kastelierojen käytävien merkitystä veden pääsylle salaojaan selvitettiin elokuussa 2002 pintamaan ollessa kuivaa ja halkeillutta. Salaojan yläpuolella olleella näytealalla kaadettiin metyleenisinellä värjättyä vettä maan pinnan halkeamiin. Veden virtausreittejä selvitettiin preparoimalla maaprofiilia salaojasyvyyteen.

Tulokset

Sateisen kasvukauden 1998 jälkeen kastelierojen yksilömäärä oli runsaat kaksi kertaa korkeampi salaojien kohdalla kuin salaojalinjojen puolivälissä (5 vs. 2 yksilöä m^{-2}; $p<0,05$). Kastelierojen tuoremassa ojien kohdalla oli viisi kertaa suurempi kuin ojalinjojen puolivälissä (10 vs. 2 g m^{-2}; $p<0,05$). Suhteellisesti suurempi ero massassa johtui aikuisyksilöiden suuremmasta osuudesta salaojien kohdalla. Poikkeuksellisen kuivan kasvukauden 1999 jälkeen kastelierojen runsaus peltolohkolla oli alentunut voimakkaasti. Kastelieroja esiintyi alhaisella tiheydellä vain salaojien läheisyydessä, ojalinjojen puolivälistä kastelieroja ei löydetty lainkaan.

Resiinivalosten perusteella kastelierojen käytävät olivat tyypillisesti pystysuoria ja ne mutkittelivat vain vähän (käytävän pituuden ja syvyyden suhde oli 1,1). Käytävien yläosan halkaisija oli keskimäärin 9 mm. Salaojien kohdalla käytävät olivat syvempiä kuin ojalinjojen puolivälissä (1,0 m vs. 0,83 m; $p<0,05$). Lähellä salaojaa sijainneet käytävät päättyivät usein salaojaputken pintaan tai putkea peittäneeseen soraan (Kuva 1).

Kuva 1. Kolme salaojaputken pintaan päättyvää resiinivalosta kastelierojen käytävistä. Käytävät taipuivat usein alaosastaan kohti putkea kuvan osoittamalla tavalla.

Salaojan päällä maan pinnan halkeamiin kaadettu vesi kulki kyntökerroksen (20-23 cm) läpi halkeamia myöten. Halkeamat ulottuivat enimmillään noin 40 cm:n syvyyteen. Huomattava osa vedestä oli virrannut horisontaalisesti kyntöanturan pintaosaa pitkin. Veden pääsy edelleen pohjamaahan tapahtui pääsääntöisesti oikovirtauksena kyntöanturaa puhkovia lierokäytäviä, varsinkin kastelieron käytäviä myöten. Seuraamalla värjäytyneitä käytäviä voitiin todeta kastelierojen käytävien johtaneen vettä salaojaputken pintaan saakka.

Tarkastelu

Kastelierojen suhteellisen korkeaa määrää salaojien lähellä voi selittää useampi tekijä. On mahdollista, että salaojakaivanto tarjoaa kastelieroille otollisen elinympäristön esimerkiksi ympäröivää maata helpomman kaivettavuuden vuoksi. Runsaudenvaihtelua selittänee myös se, että pohjaveden pinta on keskimäärin alimmillaan salaojien kohdalla. Mahdollisesti tästä johtuen kastelierot olivat kyenneet kaivamaan suhteellisen syviä käytäviä salaojien läheisyydessä. Syvät käytävät saattoivat edistää kastelierojen hengissä säilymistä salaojien läheisyydessä kuivan kasvukauden aikana. Tutkimuksen aikana havaittiin lisäksi, että

ojalinjojen puolivälissä kastelierojen elintila maaprofiilissa usein ”sulkeutui” roudan saavuttaessa pohjaveden pinnan tason. Salaojien kohdalla roudan ja pohjaveden pinnan välissä säilyi säännöllisesti sula, vedellä kyllästymätön kerros. Tämäkin ilmiö saattaa edesauttaa kastelieropopulaatioiden kasvua salaojien kohdalla.

Kastelierojen käytävistä ja veden virtauksesta tehdyt havainnot viittaavat siihen, että kastelierojen käytävät ovat potentiaalisia sade- ja sulamisveden virtausreittejä salaojiin. Reitti on lisääntyvässä määrin käytettävissä, sillä parhaillaan Suomessa runsastuva peltomaan kevennetty muokkaus sekä suorakylvö johtavat usein kohonneeseen kastelierotiheyteen (9, 10). Se kuinka merkittäviä kastelierojen käytävät todella ovat veden pääsylle salaojiin vaatii tarkempaa selvitystyötä. Lisäksi ilmiön edut ja haitat on arvioitava tapauskohtaisesti (6).

Tulosten perusteella salaojateknikon ja kastelierojen vuorovaikutuksen voi tulkita positiivisena takaisinkytkentänä. Tehostaessaan maan kuivatusta salaojittaja luo kasvun edellytyksiä kastelieropopulaatiolle. Kastelierot taas toimillaan edesauttavat ojittajan tavoitetta veden hyvästä pääsystä salaojiin ylläpitäen samalla itselleen edullista elinympäristöä.

Kiitokset

Kiitämme Laura Alakukkua, Juha Eskelistä, Elise Ketojaa, Juha Kilpeläistä, Mervi Niemistä, Jyrki Pitkästä, Sirpa Pöyhöstä, Risto Seppälää, Taisto Sirèniä, Matti Ylösmäkeä sekä Jokioisten kartanoita yhteistyöstä. Tutkimusta ovat rahoittaneet Maa- ja metsätalousministeriö, Salaojituksen tukisäätiö, Leverhulme Trust (Lontoo) sekä Suomen Akatemia (hanke no. 34038).

Kirjallisuus

1. Maatilatilastollinen vuosikirja 2000. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. SVT Maa, metsä- ja kalatalous 2000:15. Helsinki.
2. Coleman, D.C. & Crossley, D.A. 1995. Fundamentals of soil ecology. Academic Press, San Diego. 205 pp.
3. Peltomaa, R. 2002. Salaojitus ja pellon vesitalous. Teoksessa: Maan rakenteen hoito. Alakukku, L. & Teräväinen, H. (toim). Tieto tuottamaan 98. ProAgria Maaseutukeskusten liitto. Sivut 33-43.
4. Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. Advances in Ecological Research 27: 93-132.
5. Ehlers, W. 1975. Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. Soil Science 119: 242-249.
6. Shipitalo, M.J. & Gibbs, F. 2000. Potential of earthworm burrows to transmit injected animal wastes to tile drains. Soil Science Society of America Journal 64: 2103-2109.
7. Nuutinen, V, Pöyhönen, S., Ketoja, E. & Pitkänen, J. 2001. Abundance of the earthworm *Lumbricus terrestris* in relation to subsurface drainage pattern on a sandy clay field. European Journal of Soil Biology 37: 301-304.
8. Shipitalo, M.J. & Butt, K.R. 1999. Occupancy and geometrical properties of *Lumbricus terrestris* L. burrows affecting infiltration. Pedobiologia. 43: 782-794.
9. Nuutinen, V. 1992. Earthworm community response to tillage and residue management on different soil types in southern Finland. Soil & Tillage Research 23: 221-239.
10. Haukka, J. 1988. Effect of various cultivation methods on earthworm biomasses and communities on different soil types. Annales Agriculturae Fennicae 27: 263-269.

Savimaan makrohuokosto ja lierojen esiintyminen suhteessa salaojiin

Soil macroporosity and earthworm abundance in relation to subsurface drainage pattern on a clay soil

Laura Alakukku* ja Visa Nuutinen
MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Maaperä ja ympäristö, E-talo, 31600 Jokioinen, Finland: laura.alakukku@mtt.fi, visa.nuutinen@mtt.fi

Johdanto

Viljelymenetelmät vaikuttavan merkittävästi maan makrohuokostoon (mm. 1, 2, 3, 4). Tutkimuksissa on saatu viitteitä siitä, että toimiva maan kuivatus on tärkeää kestävän makrohuokoston muodostumiselle. Yhtenä osoituksena tästä on havainto, jonka mukaan pitkään salaojitettuina olleiden, raskaasti tiivistettyjen savimaiden pohjamaan makrohuokosto oli samaa suuruusluokka tai suurempi kuin pitkään veden vaivaamien savimaiden, joita ei tiivistetty raskaasti (2, 5). Lierot ovat yksi maan makrohuokostoon vaikuttava tekijä. Hietasavimaalla oli salaojakaivannon kohdalla kastelieroja yksilömääränä mitattuna kaksi kertaa enemmän ja tuorepainona mitattuna viisi kertaa enemmän kuin salaojien välissä (6). Lierojen esiintyminen voi siten olla yksi maan rakenteen ja salaojituksen vuorovaikutuksen indikaattori. Perustellusti voidaan olettaa, että salaojituksella on tärkeä, toistaiseksi vähälle huomiolle jäänyt merkitys savimaiden makrohuokosrakenteen muodostumisessa. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, miten salaojitus vaikuttaa savimaan makrohuokostoon ja lierojen esiintymiseen. Tutkimuksessa on kolme koelohkoa. Tässä esitetään yhden koelohkon tuloksia.

Aineisto

Koelohko oli Teknillisen korkeakoulu Kirkkonummella sijaitseva huuhtoumiskenttä (7). Kahden hehtaarin kokoisen koealueen maalaji oli hiesusavi/aitosavi (very fine Aeric Cryaquept, Taulukko 1). Se salaojitettiin vuonna 1951 ja sen keskimääräinen kaltevuus oli 4 %. Pelto on ollut viljan viljelyssä viimeiset 10 vuotta. Se kynnettiin (20-25 cm) viimeksi syksyllä 1998, minkä jälkeen se on syyssänkimuokattu 15 cm:n syvyyteen.

Taulukko 1. Koelohkon maan keskimääräinen (mediaani (suurin ja pienin arvo)) orgaanisen hiilen määrä, saveksen ja hiesun osuus kivennäisaineksesta sekä pH vesisuspensiosta mitattuna (n=16)

Syvyys , cm	Orgaaninen hiili, g g^{-1}	Saves, g g^{-1}	Hiesu, g g^{-1}	pH_{vesi}
0-25	2,7 (1,7-4,4)	0,47 (0,38-0,59)	0,28 (0,22-0,33)	6,4 (6,2-6,5)
25-45	0,9 (0,4-1,9)	0,60 (0,46-0,83)	0,24 (0,09-0,33)	6,9 (6,5-7,2)
45-65	0,3 (0,2-0,9)	0,73 (0,52-0,90)	0,18 (0,07-0,33)	7,2 (6,3-7,6)
65-80	0,3 (0,2-0,9)	0,78 (0,46-0,89)	0,16 (0,06-0,39)	7,4 (6,7-7,8)

saves, hiukkaskoko < 0,002 m; hiesu 0,002-0,02 mm

Syksyllä 2001 lohkolta otettiin häiriintymättömät maanäytteet (halkaisija 15 cm, korkeus 50 cm) makrohuokosmäärityksiin 16 kohtaa siten, että jokaisesta kohdasta otettiin näyte salaojan päältä, n. 2 m salaojasta ja salaojien puolivälistä. Samoista kohdista määritettiin myös lierojen runsaus yhdistetyllä sinappi/käsinlajittelu –menetelmällä. Maanäytteistä määritettiin laboratoriossa kyllästetyn maan vedenjohtavuus ja makrohuokosto (halkaisija > 0,3-0,4 mm) kolmesta kerroksesta: 0-23, 23-38 ja 38-50 cm. Lisäksi näytteiden pohjasta laskettiin lierokäytävien (sylinterin muotoinen huokonen, halkaisija ≥ 2 mm) ja juurikanavien (halkaisija < 2 mm) lukumäärä. Lieroista tehtiin lajimääritys sekä yksilöiden tuorepaino.

Tulokset ja tarkastelu

Taulukossa 2 on esitetty keskimäärinen kyllästetyn maan vedenjohtavuus ja biohuokostiheys eri maakerroksissa sekä lierojen lukumäärä ja tuorepaino. Maan ominaisuuksien spatiaalinen vaihtelu lohkolla oli suurta sekä muokkauskerroksessa että pohjamaassa. Useimpien mitattujen muuttujien mediaani oli pienin ojien puolivälistä mitatussa kohdassa, mutta mittausten hajonta oli suuri (Taulukko 2). Makrohuokosto oli muokkauskerroksessa (0,013-0,058 m^3 m^{-3}) selvästi suurempi kuin pohjamaassa (0,001-0,025 m^3 m^{-3}). Tämä on tyypillistä suomalaisille savimaille (2, 3, 5).

Kentällä oli neljä lierolajia. Pintamaassa elävät peltoliero (*Aporrectodea caliginosa*, > 90 % havaituista yksilöistä) ja multaliero (*A. rosea)*, syvälle kaivautuva kasteliero (*Lumbricus terrestris)* sekä pintakarikkeessa elävä onkiliero (*L. rubellus)*. Salaojien sijainti vaikutti kastelierojen esiintymiseen: kastelieroja esiintyi seitsemassä näytepisteessä ja vain yksi niistä oli ojalinjojen puolivälissä. Tämä tuki aiempia tuloksia, joiden mukaan kastelieroja oli hietasavimaassa enemmän salaojien kohdalla kuin niiden välissä (6).

Taulukko 2. Kyllästetyn maan vedenjohtavuus (K_{sat}), lierokäytävien (halkaisija ≥ 2 mm) ja juurikanavien (< 2 mm) lukumäärä sekä lierojen esiintymineen suhteessa salaojaan (n=16)

Mittaus	Syvyys, cm	Ojan päällä	2 m ojasta	Ojien puolivälissä
K_{sat} , cm h^{-1}	0-23	11 (0,4-40)	17 (0,1-61)	5 (0,2-100)
	23-38	2,4 (0,002-49)	0,9 (0,002-46)	0,5 (0,0004-31)
	38-50	0,003 (0,002-21)	0,005 (0,0005-25)	0,005 (0,0006-0,2)
Lierokäytäviä m^{-2}	23	400 (110-910)	280 (60-790)	400 (0-1130)
	38	280 (0-960)	110 (0-1020)	60 (0-510)
	50	0 (0-230)	0 (0-170)	0 (0-110)
Juurikanavia m^{-2}	23	330 (90-510)	190 (100-590)	240 (110-550)
	38	610 (180-820)	620 (160-1180)	430 (130-1240)
	50	410 (140-620)	380 (110-730)	230 (130-750)
Lieroja m^{-2}		124 (11-282)		64 (6-347)
Lieroja, g m^{-2}		19 (1-122)		12 (1-46)

Esitetty muuttujan mediaani (pienin-suurin arvo)

Kirjallisuus

1. Pitkänen, J. 1993. Effects of tillage and straw management on earthworm burrows in soil. In: Proceedings of NJF-seminar no. 228. Soil tillage and environment. Jokioinen, Finland, 8–10 June 1993. NJF-Utredning/rapport nr. 88. p. 301–306.
2. Alakukku, L. 1997. Long-term soil compaction bue to high axle load traffic. Agricultural Research Centre of Finland. Academic Dissertation. 55 p. ISBN 951-729-485-9.
3. Alakukku, L. 1998. Properties of compacted fine-textured soils as affected by crop rotation and reduced tillage. Soil & Tillage Research 47: 83–89.
4. Aura, E. 1999. Effects of shallow tillage on physical properties of clay soil and growth on spring cereals in dry and moist summers in southern Finland. Soil & Tillage Research 50: 169–176.
5. Aura, E. 1990. Salaojien toimivuus savimaassa. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 10/90. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 93 p. ISSN 0359-7652.
6. Nuutinen, V., Pöyhönen, S., Ketoja, E., Pitkänen, J. 2001. Abundance of the earthworm Lumbricus terrestris in relation to subsurface drainage pattern on a sandy clay field. European Journal of Soil Biology 37: 301-304.
7. Paasonen-Kivekäs, Karvonen, T., Vakkilainen, P. 2000. Vesitalouden säädön vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen. Julkaisussa: Vakkilainen. P. (toim.). Peltoviljelyn ravinne-huuhtoumien vähentäminen pellon vesitaloutta säätämällä. Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 25. 8-40.

Diversity of methanogen 16s rRNA gene in Finnish oligotrophic fen

Metanogeenien monimuotoisuus suomalaisella oligotrooffisella suolla

Pierre E. Galand[1)], Sanna Saarnio[2)], Hannu Fritze[3)] and Kim Yrjälä[*1)]
[1)] Department of Biosciences, Division of general microbiology, P.O. Box 56, FIN-00014 University of Helsinki, Finland. pierre.galand@helsinki.fi, kim.yrjala@helsinki.fi
[2)]Department of Biology, University of Joensuu, P.O. Box 111, FIN-80101, Joensuu, Finland. sanna.saarnio@joensuu.fi
[3)]Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Center, P.O. BOX 18, FIN-01301 Vantaa, Finland. hannu.fritze@metla.fi

Introduction

Methane (CH_4) is one of the main greenhouse gases responsible for global warming. Although methane concentration in the atmosphere is low compared to that of carbon dioxide (1,745 parts per million versus 367 parts per million), the ability of methane to absorb and radiate energy back to Earth, makes it 21 times more efficient than CO_2 as greenhouse gas. Wetlands, including peatlands, are the main source of natural methane emission with an estimated 100-200 Tg per year (1). In Finland, the proportion of land covered by mires is bigger than in any other country; mires or peatlands constitute a third of the land area (2). Microbial activity is almost exclusively responsible for methane production both in natural and human-engineered systems (3). In order to understand the process leading to methane production, it is crucial to monitor the methanogen organisms in those complex habitats. The methanogens, which produce methane during the anaerobic digestion of organic matter, belong exclusively to the domain Archaea. The diversity of methanogens has previously been described in different habitats such as peat bogs (4,5) and rice field soils (6,7), but never in boreal fens. In Finland, the dynamic of methane production and release has been widely investigated on Salmisuo fen(8,9). The diversity of methane producing organisms has, however, never been assessed. Molecular biology tools enable the study of microbial diversity without a cultivation step. We examined the methanogen 16SrRNA gene diversity, at different depth, in this well-characterized, undisturbed oligotrophic fen.

Materials and methods

Environmental site and sample collection

Peat samples were collected in June 2001 from the Salmisuo mire complex in eastern Finland (62°47'N, 30°56'E). The site is a minerogenic, oligotrophic low-sedge Sphagnum papillosum pine fen. Samples were taken from Eriophorum lawns, the most common microsite covering 86% of the mire surface (for more details, (9,10)). Three parallel peat profiles (E1-E3), distant of 20 cm from each other, were collected from the microsite with a box sampler (8×8×100 cm). Soil samples for DNA analyses and potential methane production measurement were taken, under the water table, each 10 cm (±2 cm) of the core. All together the sampling resulted in 12 peat samples from which the measurements were taken.

Measurement of methane production

Fifteen ml of peat was added to 100 ml, oxygen free, infusion bottles containing 30 ml of distilled water. The bottles were flushed with 99,96% nitrogen in order to obtain anoxic conditions and sealed with butyl rubber septa (8). The vessels were incubated at +10°C (*in situ* temperature). Four times during the incubation, sub-samples were taken from the headspace for analysis of the methane concentration. The rate of methane production was calculated and normalized to the dry weight of peat samples.

DNA extraction and PCR amplification

DNA was extracted directly with the Soil DNA Isolation Kit (Mo Bio Laboratories, Inc., Solana Beach, Calif., USA), following the manufacturer's suggested protocol.
The primer pair 146f-1324r (11) was used to amplify specifically a 1200 bp long region of methanogen 16S rRNA gene.

DGGE fingerprinting, cloning, RLFP and sequencing of PCR product

DGGE was performed on all 12 samples with a denaturing gradients ranging from 45 to 57%. PCR products were cloned in pGEM-T vector plasmid (Promega, Mannheim, Germany). 16SrRNA insert sequences were digested with *Hinf*I for restriction fragment length polymorphism (RFLP) analysis. Colonies showing distinct fingerprint patterns were selected for sequencing.

Phylogenetic analysis

Sequences were compared to those in the EMBL database and were aligned using CLUSTAL W package (12) and checked manually. A phylogenetic tree was estimated using the PHYLIP package (v.3.57c; J. Felsenstein, University of Washington, http://evolution.genetics. washington.edu/phylip.html). The distance matrix was estimated by FITCH with global rearrangement of branches and randomized species input order.

Results and discussion

Potential CH4 production

All peat profiles showed a maximum production in the upper layers and a decrease of the potential production with depth. This trend is typical for mires and has been shown in previous studies (8,13). The highest potential CH_4 production at the *Eriophorum* lawn varied from 18 to 30 nmol g h^{-1}. Those rates are similar to the ones measured earlier at the Salmisuo fen (8) and at two different bogs (4,14). In anoxic conditions with constant temperature, the potential CH_4 production depends on substrate availability in the peat column, activity of methane producing Archaea and presence of possible substrate-competitors (15).

Diversity analyses by DGGE

The depth related 16S rRNA gene diversity was monitored by DGGE analysis. A difference in the banding pattern could be seen between the superior layers (10, 20 cm bellow water table) and the deeper layers (-30, -40 cm). The methanogen 16S gene diversity has not earlier been studied by DGGE and the depth dependent variation of methanogen communities has, to our knowledge, not been shown before. Some works have been studying potential methanogen stratification with depth, but none of them found depth-related variations in the diversity (4,5). In order to enhance the precision of our data for the comparison of the methanogen community through the peat, we extracted the total DNA from two different depths and cloned it.

Construction and analyses of clone library

We constructed two gene libraries using DNA extracted and amplified from two depths, -10 and –40 cm. The two chosen depths represent high and low potential methane production and are characteristic for a superior and deep layer methanogen community. Fifty clones from each library were screened and grouped on the basis of their RFLP patterns. We found thirteen unique RFLP patterns altogether and plasmid DNA from each unique RFLP profile was extracted and sequenced. The RFLP patterns of the 16S rRNA gene show a clear difference between –10 and –40 cm. The most common RFLP groups differ between the two depths. This confirms the results obtained by the DGGE fingerprint. The variation of the number of patterns with depth may reflect a phenotypic adaptation to the biotic and abiotic conditions found throughout different depths of the fen.

Phylogenetic analysis

A representative of each RFLP group was sequenced, and a phylogenetic tree was constructed. The sequences obtained from the Salmisuo fen, from 10 and 40 cm bellow the water table, group in five distinct clusters. Two clusters are related to members of Methanosarcinales, one is related to Methanomicrobiales and the last two clusters are related to clones from environmental samples without direct connection to known methanogens. Sequences representing the deeper layers of the fen, group in clusters related to Methanosarcinales and to clones from environmental samples. The main sequences from the upper layer are, however, related to both Methanosarcinales and Methanomicrobiales.

Conclusion

1.The diversity of the 16SrRNA gene in lawn microsite of an undisturbed boreal fen showed a change in the methanogen populations with depth.
2.The study revealed lineages of sequences not related to known methanogens.
3.The most common groups present in the deeper layers of the fen were related to Methanosarcinales and clones from environmental samples.

Acknowledgments We thank Heli Juottonen and Irina Chakrabarty for technical assistance. This work was supported by grant from the Academy of Finland.

References

1. IPCC. 1995. Climate Change 1994 (Radiative Forcing of Climate Change). Cambridge University Press. Cambridge, UK.
2. Lappalainen, E. 1996. Mires of Finland and their use. In: Global peat resources. Lappalainen, E. (eds.). International Peat society. Jyskä. pp. 69-74.
3. PSAB. 2000. Environmental Change: microbial contributions, microbial solutions. American Society for Microbiology. http://www.asmusa.org/pasrc/reports.htm.
4. McDonald, I.R., Upton M., Hall G., Pickup R.W., Edwards C., Saunders J.R., Ritchie D.A. and Murrell J.C. 1999. Molecular ecological analysis of methanogens and methanotrophs in blanket bog peat. Microbial ecology 38: 225-233.
5. Nercessian, D., Upton M., Lloyd D. and Edwards C. 1999. Phylogenetic analysis of peat bog methanogen populations. FEMS Microbiology Letters 173: 425-429.
6. Chin, K.-J., Lukow T. and Conrad R. 1999. Effect of Temperature on Structure and Function of the Methanogenic Archaeal Community in an Anoxic Rice Field Soil. Applied and Environmental Microbiology 65: 2341-2349.
7. Grosskopf, R., Janssen P.H. and Liesack W. 1998. Diversity and structure of the methanogenic community in anoxic rice paddy soil microcosms as examined by cultivation and direct 16S rRNA gene sequence retrieval. Applied and Environmental Microbiology 64: 960-969.
8. Kettunen, A., Kaitala V., Lehtinen A., Lohila A., Alm J., Silvola J. and Martikainen P.J. 1999. Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires. Soil Biology and Biochemistry 31: 1741-1749.
9. Saarnio, S., Saarinen T., Vasander H. and Silvola J. 2000. A moderate increase in the annual CH_4 efflux by raised CO_2 or NH_4NO_3 supply in a boreal oligotrophic mire. Global Change Biology 6: 137-144.
10. Saarnio, S., Alm J., Silvola J., Lohila A., Nykänen H. and Martikainen P.J. 1997. Seasonal variation in CH_4 emissions and production and oxidation potentials at microsites on an oligotrophic pine fen. Oecologia 110: 414-422.
11. Marchesi, J., Weightman A., Cragg B., Parkes R. and Fry J. 2001. Methanogen and bacterial diversity and distribution in deep gas hydrate sediments from the Cascadia Margin as revealed by 16S rRNA molecular analysis. FEMS Microbiology Ecology 34: 221-228.
12. Higgins, D., Thompson J., Gibson T., Thompson J.D., Higgins D.G. and Gibson T.J. 1994. CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting,position-specific gap penalties and weight matrix choice. Nucleic Acids Research 22: 4673-4680.
13. Williams, R.T. and Crawford R.L. 1984. Methane production in Minnesota peatlands. Applied and Environmental Microbiology 47: 1266-1271.
14. Krumholz, L.R., Hollenback J.L., Roskes S.J. and Ringelberg D.B. 1995. Methanogenesis and methanotrophy within a Sphagnum peatland. FEMS Microbiology Ecology 18: 215-224.
15. Garcia, J.L., Patel B.K.C. and Ollivier B. 2000. Taxonomic phylogenetic and ecological diversity of methanogenicArchaea. Anaerobe 6: 205-226.

Avohakuun vaikutus maan hiilivaraston kokoon

The effects of clear-cut on carbon stocks in forest soils

Hannu Ilvesniemi*[1)], Janne Levula[2)], Michael Starr[3)] ja Pekka Tamminen[3)]
[1)] Metsäekologian laitos, PL 27 00014 Helsingin yliopisto, hannu.ilvesniem@helsinki.fi
[2)] Yliopiston metsäasema, Hyytiäläntie 124, 35500 Korkeakoski
[3)] Metsäntutkimuslaitos, PL 18, 01301 Vantaa

Suomessa hakataan vuosittain n. 250 000 ha metsää ja tästä pinta-alasta noin 120 000 ha on avohakkuuta (1). Metsän hakkuun yhteydessä kasvupaikalta poistuu runkopuun mukana runsaasti orgaanista ainetta ja maahan jää oksista ja latvuksista muodostuvaa hakkuutähdettä. Samalla juuriston kautta tapahtuva hiilisyöte maahan lakkaa ja maan lämpötila kohoaa ja maan kosteus lisääntyy. Avohakkuu on siis metsäekosysteemin hiilitasapainoon voimakkaasti vaikuttava tekijä, jonka merkitys maan hiilivaraston kokoon vaikuttavana tekijänä on kuitenkin varsin puutteellisesti tunnettu. Tässä tutkimuksessa selvitämme, miten humuskerroksen ja mineraalimaan ylimmän 30 cm hiilivaraston koko on muuttunut avohakkuun jälkeen.

Materiaali ja menetelmät

Työssä käytettiin 19 metsäntutkimuslaitoksen vuosina 1974-1990 perustamaa maanmuokkauskoetta. Jokainen koe koostui kolmesta koealasta (yhdellä kohteella kaksi koealaa), joiden koko oli 30m x 30m, 40m x 40m tai 50m x 50 m. Koealoja oli siis kaiken kaikkiaan 56. Koealoilta kerättiin kokeen perustamisen yhteydessä (=ennen avohakkuuta) maanäytteitä humuskerroksesta ja mineraalimaan ylimmästä 30 cm paksusta kerroksesta. Kokeen perustamisen yhteydessä mineraalimaahan kaivettiin neljä havaintokuoppaa, joista myös näytteet otettiin. Kesällä 2001, kun näytteenotto toistettiin, mineraalimaanäytteet otettiin maakairalla (2) mahdollisimman läheltä aiempia näytteenottokohtia kuitenkin varoen ottamasta näytteitä häiritystä kohdasta. Lisäksi otettiin yksi näyte koealan keskipisteestä. Kokeen perustamishetkellä kerätyt näytteet yhdistettiin kokoomanäytteeksi, kairanäytteet analysoitiin erillisinä näytteinä varianssin selvittämiseksi. Havainnoista laskettiin aineiston analysoinnin yhteydessä koealakohtaiset keskiarvot, joita käytettiin vertailussa kokoomanäytteisiin. Koska mineraalimaan näytteen pinta-ala oli tunnettu vain jälkimmäisellä näytteenottokerralla, maan tiheyden oletettiin pysyneen muuttumattomana, ja laskennassa käytettiin jälkimmäisen mittauskerran tiheyttä myös ensimmäisen mittauksen tuloksia käsiteltäessä. Humuskerroksesta kerättiin kummallakin näytteenottokerralla osanäyte 20:stä tasavälein koealalle sijoitetusta pisteestä näytelieriöllä, jonka halkaisija oli 50, 55 tai 58 mm. Yhden koealan kaikki 20 näytettä yhdistettiin kokoomanäytteeksi. Lieriön koko huomioitiin pinta-alakohtaisia tuloksia laskettaessa. Näytteestä poistettiin maastossa elävä sammalkerros vastaavasti kummallakin näytteenottokerralla.

Aineiston valmistelu laboratoriomittauksiin toistettiin kesällä 2001 aikaisemmin toteutetuin menetelmin. Näytteiden kuivapainot määritettiin huolellisen kuivauksen jälkeen (+60 C). Sekä varastoiduista että uudelleen kerätyistä näytteistä määritettiin hiilen määrä LECO-analysaattorilla.

Maantieteellisesti kokeet jakautuvat pohjois-etelä suunnassa Kiikalan ja Inarin väliselle alueelle kattaen siten hyvin suuren osan ilmastollisesta vaihtelusta Suomessa. Hakkuusta oli mittaus toistettaessa kulunut 12-27 vuotta. Aineistoa havainnollistavat kuvat esitetään joko hakkuusta kuluneen ajan tai leveyspiirin funktiona, mutta useimmat muutosta kuvaavat tunnukset laskettiin koko aineiston keskiarvoina (ennen-jälkeen).

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Avohakkuun seurauksena maassa olevan hiilivaraston määrä koealoilla on kasvanut kaikkien koealojen keskiarvona ilmaistuna 0,52 kg m^{-2}. Saman suuntainen tulos saadaan tarkasteltaessa humuskerroksen paksuutta, joka on lisääntynyt keskimäärin 5, 4 mm ja humuksen kuivapainoa, joka on lisääntynyt keskimäärin 1,47 kg/m^{-2} . Tanskanen ja Ilvesniemi (tämä volyymi) ovat havainneet, että auraamalla muokatussa maassa, jossa kivennäismaa on paljastettu, sekä palteen että ojan pinnalle oli kehittynyt uusi orgaaninen kerros, jonka hiilivarasto palteessa oli 0.27 ± 0.03 kg m^{-2} ja ojassa 0.70 ± 0.14 kg m^{-2}. Nämä muutokset ovat määrällisesti samaa suuruusluokkaa kuin tässä aineistossa havaittu keskimääräinen muutos hakkuun jälkeen, mikä viittaa siihen, että avohakatulla alueella hakkuun jälkeen syntyvällä pintakasvillisuudella (heinät ja sammaleet) on hyvin merkittävä rooli hiilen kertymisen kannalta.

Tällainen tulos, jonka mukaan maan hiilivarasto kasvaa, eikä suinkaan pienene hakkuun jälkeen on hyvin mielenkiintoinen, koska aiemmin on oletettu että maan hiilivaraston koko pienenisi hakkuun jälkeen kiihtyneen hajotuksen ja pienentyneen kariketuotannon yhteisvaikutuksesta, ja saavuttaisi hakkuuta edeltäneen tason vasta vuosikymmenien kuluttua (3). Mikäli avohakkuun vaikutus yleisemminkin on nyt havaitun kaltainen, on tällä havainnolla hyvin suuri merkitys myös arvioitaessa metsätalouden merkitystä globaaleissa hiilitaselaskelmissa ja erilaisissa päästörajoitusneuvotteluissa.

Mittausteknisesti hiilen määrän mittaaminen LECO analysaattorilla antoi hyvin toistettavia tuloksia. Mineraalimaan viiden rinnakkaisnäytteen varianssi oli suuri, joten koealakohtaiset keskiarvot pitävät sisällään näiltä osin suuren sisäisen vaihtelun. Humusnäytteet olivat 20 osanäytteen muodostamia kokoomanäytteitä, joten niiden hiilipitoisuuden sisäistä vaihtelua ei tunneta. Sen sijaan jokaisen humuskerroksen osanäytteen paksuus mitattiin, ja myös siinä voidaan havaita merkittävää koealan sisäistä vaihtelua. Saman kokeen kolme eri koealaa saattoivat antaa selvästi toisistaan poikkeavia tuloksia, mutta yleisesti koealat muodostivat aineistossa selvästi samankaltaisia ryppäitä. Hakkuusta kulunut aika ja koealan pohjois-etelä suuntainen sijainti eivät selittäneet havaittuja muutoksia. Koealan mitatuista ominaisuuksista vain rahkasammaleen määrä korreloi havaittujen muutosten kanssa siten että niillä koealoilla, joilla oli runsaasti rahkasammalta, kertyneen hiilen määrä oli muita koealoja suurempaa. Systemaattisen virheen mahdollisuus tulee pitää aina mielessä tämänkaltaista aineistoa tarkasteltaessa. Virheen mahdollisuutta pyrittiin minimoimaan toistamalla aineiston keruu mahdollisuuksien mukaan samalla lailla kuin se kokeita perustettaessa oli tehty.

Kirjallisuus

1. Yearbook of forest statistics. 2000. eds. Aarne, M., M. Uusitalo and H. Herrala-Ylinen. Folia Forestalia 760. The Finnish Forest Research Institute.
2. Westman, C.J. 1995. A simple device for sampling of volumetric forest soil cores. Silva Fennica 29:247-251.
3. Liski, J., Ilvesniemi, H., Mäkelä, A. & Starr, M. 1998. Model analysis of the effects of soil age, fires and harvesting on the carbon storage of boreal forest soils. European Journal of Soil Science 49: 407-416.

Ecohydrological and floral changes in a restored fen and bog

Ennallistamisen aiheuttamat muutokset suon ekohydrologiaan ja kasvillisuuteen

Sinikka Jauhiainen, Raija Laiho ja Harri Vasander
University of Helsinki, Department of Forest Ecology, P.O. Box 27, FIN-00014 Helsinki,
sinikka.jauhiainen@helsinki.fi

Abstract

Restoration of forested peatlands is a relatively recent nature conservation operation in Finland. Some peatlands, that have been unsuited for forestry, belong to key biotopes, threatened site types, or regionally important peatlands are now being restored. In this study the vegetation of two boreal mires drained for forestry were investigated prior to and after restoration (removal of tree stand and filling in of ditches). Restoration induced a rapid rise in the water table level and caused relatively rapid changes in plant species composition and cover. On the minerotrophic fen site, the number of forest species declined and the cover of *Eriophorum vaginatum* increased five-fold, reaching over 50% cover in three years. On the ombrotrophic bog site, the terrestrial lichens disappeared, while the cover of *Empetrum nigrum*, *Calluna vulgaris, E. vaginatum,* and *Sphagnum balticum* increased. Changes in water table level and vegetation indicate change towards a functional mire ecosystem.

This work was published in October 2002 in: Ann. Bot. Fennici 39:185-199.

Laitumen dityppioksidi- ja metaanipäästöt

Nitrous oxide and methane emissions from pasture soil

Marja Maljanen[1)], Jaana Haapala[1)], Kirsi Järvenranta[2)], Perttu Virkajärvi[2)] ja Pertti J. Martikainen[1)]
[1)] Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, PL 1627, 70211 Kuopio:
marja.maljanen@uku.fi
[2)] MTT, Pohjois-Savon tutkimusasema, Halola, 71750 Maaninka

Johdanto

Suomen viljelyssä olevasta peltoalasta 110 000 hehtaaria on laidunta. Ulkomaisten tutkimusten perusteella ei pystytä arvioimaan laitumien dityppioksidi (N_2O) ja metaanipäästöjä (CH_4) Suomessa, johtuen eroista ilmastossa (sademäärä, haihdunta, kasvukauden pituus, routa ja lumi), maalajeissa ja laitumien käyttötavoissa (mm. lannoitustaso, eläintiheys).

Maatalouden osuus Suomen N_2O päästöistä lienee n. 50%. Arvion pohjatiedoissa on kuitenkin puutteita, mm. laitumien kaasumaisia typpipäästöjä ei ole tutkittu. Ulkomaisten tutkimusten perusteella laitumien kaasumaiset typpipäästöt ovat 5-40 kg N ha^{-1} vuodessa säätilasta ja mittauspaikasta riippuen (1-4). N_2O-päästöihin vaikuttavia tekijöitä ovat mm. maaperän kosteus, lämpötila, pH, typpipitoisuus ja orgaanisen hiilen saatavuus. Sontakasoista vapautuu metaania (5), mutta päästöjä Suomen ilmasto-olosuhteissa ei tunneta. Seuraavassa raportoidaan alustavia tutkimuksia hankkeesta, jossa tutkitan laitumien kaasupäästöjä Pohjois-Savossa.

Aineisto

Tutkimus tehtiin MTT:n Pohjois-Savon tutkimusasemalla Maaningalla keväällä 2000 perustetulla heinänurmella. Kesäkuussa 2002 koealueelle simuloiduista käsittelypisteistä (sonta, virtsa ja eritteetön vertailupiste) on mitattu dityppioksidin (N_2O) ja metaanin (CH_4) kaasuvirtoja viikoittain kammiomenetelmällä (5). Ensimmäisenä viikkona käsittelyjen jälkeen kaasupäästöjen mittaustiheys oli suurempi. Näytteet otettiin kentältä kammioista 60 ml muoviruiskuihin ja kaasupitoisuudet on analysoitiin kaasukromatografilla (EC- ja FI-detektorit) (5). Tässä esitetään tuloksia kesäkuun alussa tehdyistä käsittelyistä, joiden kaasuvirtoja on seurattu syyskuun puoliväliin saakka. Kaasumittaukset koealueella jatkuvat koko syksyn 2002 ja talven 2002/2003.

Tulokset

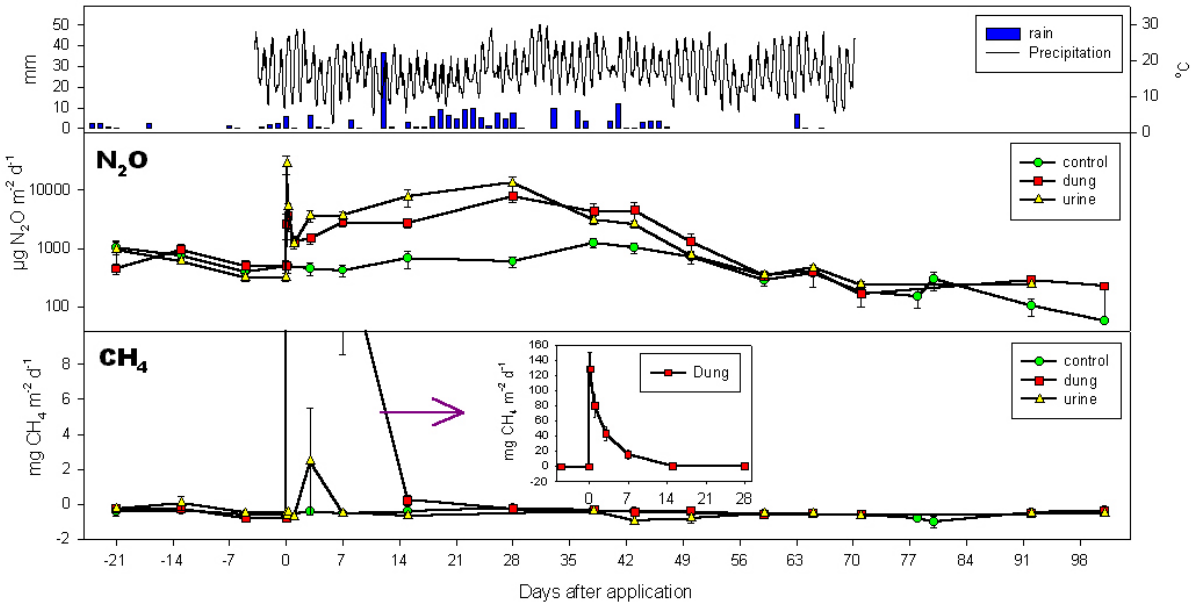
N_2O

Välittömästi virtsa ja sontakasojen maahan laiton jälkeen N_2O päästö lisääntyi vertailupisteisiin verrattuna monikymmenkertaiseksi, mutta laski muutaman tunnin kuluttua ollen enää kaksinkertainen vertailupisteisiin nähden. Muutaman päivän kuluttua alkoi sadejakso, jolloin N_2O päästöt kasvoivat. Kuivan jakson aikana elokuussa sekä eritteettömien että käsiteltyjen pisteiden N_2O päästöt olivat samalla tasolla. Alustavien tulosten mukaan kesä-elokuun aikana koko laitumen N_2O-N päästö oli noin 1,3 kg ha^{-1}. Tämä kesäkuukausien N_2O päästö on huomattavasti pienempi kuin mm. Keski-Euroopan laitumilta raportoidut päästöt (1-4). N_2O-N:n hehtaaripäästössä virtsalaikut vastasivat 26%:a, sontakasat 53%:a ja

21% päästöstä tuli eritteettömästä maasta. Laskuissa on käytetty virtsalaikkujen peittävyytenä 17% ja sontakasojen peittävyytenä 4%.

CH_4

Eritteetön laidunmaa toimi yleensä metaanin nieluna (metaania siirtyy ilmakehästä maaperään). Virtsalaikut eivät juuri vaikuttaneet metaanin dynamiikkaan, metaanin nielu virtsakäsitellyillä alueilla oli hieman pienempi kuin käsittelemättömillä, mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkittäviä. Sontakasat olivat metaanilähteitä välittömästi levityksen jälkeen ja päästöt jatkuivat n. 4 viikkoa, minkä jälkeen sontakäsitelty maa toimi jälleen metaanin nieluna (Kuva 1). Koko laitumen metaanivirta kesän ajalle laskettuna on kuitenkin negatiivinen (-0,4 kg CH_4 ha^{-1}), eli metaanin päästö sontakasoista kompensoituu maan metaanin kulutuksella. Lehmien suoraan ilmaan tuottamaa metaania ei ole otettu huomioon.



Kuva 1. Laitumen N_2O ja CH_4 virtojen dynamiikka kesän 2002 aikana. Käsittelyt tehtiin 10.6.2002 (piste 0). Kuvan viimeinen kaasumittaus tehtiin 19.9.2002.

Kirjallisuus

1. Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H. ja Bouwman, A.F. 1996. Influence of cattle wastes on Nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. Journal of Environment Quality 25: 1366-1370.
2. Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch. J.C. ja Beese, F. 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO_2, CH_4, N_2O) from two farming systems in southern Germany. Agriculture, Ecosystems and Environment 91: 175-189.
3. Holter, P. 1997. Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. Soil Biology & Biochemistry 29: 31-37.
4. Yamulki, S., Jarvis, S.C., ja Owen, P. 1998. Nitrous oxide emission from excreta applied in a simulated grazing pattern. Soil Biology & Biochemistry 30: 491-500.
5. Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. ja Martikainen, P. 1995. Emissions of CH_4, N_2O and CO_2 from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. Journal of Biogeography 22: 351-357.

Luonnonmukaisen apilanurmen typpilannoitusvaikutuksen mallintaminen

Modelling nitrogen mineralisation from grass-clover ley in organic farming

Arja Nykänen*[1)] ja Tapio Salo[2)]
[1)] MTT, Ympäristön tutkimus, Ekologinen tuotanto, 51900 Juva: arja.nykanen@mtt.fi
[2)] MTT, Ympäristön tutkimus, Maaperä ja ympäristö, 31600 Jokioinen: tapio.salo@mtt.fi

Johdanto

Palkokasvien sitoman typen hyödyntäminen ja hallinta on luonnonmukaisen viljelyn onnistumisen kulmakiviä. Typen liikkeitä maassa on selvitetty runsaasti erilaisilla kenttäkokeilla ja niiden perusteella on kehitetty matemaattisia malleja, jotka pyrkivät ennustamaan typen hyväksikäyttöä. Palkokasveista muokkauksen jälkeen tapahtuvaa typen vapautumista ja liikkumista maassa on tutkittu vähemmän ja vielä vähemmän luomuviljelyssä. Tämän tutkimuksen tarkoituksena on testata CoupModel-mallin (1) sopivuutta apilapitoisen nurmen sisältämän typen liikkeiden selittämiseen nurmen maahan kynnön jälkeen. Alustavia tuloksia esitellään yhdestä kokeesta, joka on osa neljän kokeen koesarjaa (2). Kokeessa oli tavoitteena verrata eri-ikäisten apilaseosnurmien typpilannoitusvaikutusta viljalle kaksi vuotta nurmen kynnön jälkeen.

Aineisto

Vuosina 1994–97 toteutettiin Juvalla kenttäkoe, jossa viljeltiin luonnonmukaisesti 1-, 2- ja 3-vuotisia apila-timotei-nurminatanurmia ja yhdessä kierrossa pelkkää viljaa 4 vuotta peräkkäin. Nurmisadot korjattiin 2 kertaa kesässä ja odelma sekä nurmen sänki kynnettiin maahan keväällä 1996. Nurmien jälkeisten viljojen (kevätvehnä vuonna 1996 ja kaura vuonna 1997) jyvä- ja olkisadot mitattiin ja kokonaistyppi ja –hiili analysoitiin. Viljakasvustoista seurattiin myös biomassan kehitystä kasvukaudella kahden viikon välein. Maan epäorgaanisen typen pitoisuudet mitattiin kolmesta maakerroksesta (0–30 cm, 30–60 cm ja 60–90 cm) toukokuun alussa, sadonkorjuun aikaan ja lokakuun lopussa. Muokkauskerroksesta määritettiin epäorgaanisen typen määrä biomassanäytteenoton yhteydessä.

Mallin kalibroinnissa käytettävistä muuttujista tärkeimpiä olivat viljakasvustojen typenotot ja maan epäorgaanisen typen määrät. Mallia käytettiin yksinkertaisena versiona, jossa maan orgaanisen aineksen typpi jaettiin vain kahteen osaan, humukseen ja kasvinjätteeseen. Aluksi malli kalibroitiin pelkästään viljanviljelyssä olleiden ruutujen typenotoilla ja maan epäorgaanisen typen määrillä vuosilta 1996 ja 1997. Nurmien typen vapautumista arvioitiin nurmen keväällä 1996 tapahtuneesta kyntämisestä alkaen. Kasvinjätteen määrää ja hiili-typpisuhdetta muutettiin vuosien 1996 ja 1997 mitattujen kasvustojen typenoton ja maan epäorgaanisen typen määrän mukaan.

Tulokset ja tarkastelu

Viljojen suurimmat typenotot mitattiin 2-vuotisen nurmen jälkeen molempina seurantavuosina. 1- ja 3-vuotisen nurmen lannoitusvaikutus kesti vain yhden vuoden, koska typen määrä viljakasvustossa oli niissä toisena vuonna sama kuin viljavertailuruudussa. Edeltävän vuoden nurmien apilapitoisuudet (n. 50% toisessa niitossa) ja sadot (n. 6 900 kg/ha ka /v) eivät poikenneet toisistaan merkitsevästi eri-ikäisillä nurmilla.

Mallituksessa kokeiltiin 0–25 cm muokkauskerrokselle kasvinjätteen typpimääriä 150, 175, 200, 225 ja 250 kg/ha ja hiili-typpisuhteita 10–15. Jokaisella käsittelylle valittiin näistä arvoista parhaiten mittauksia vastaavia tuloksia tuottaneet typpimäärät ja hiili-typpisuhteet. (Taulukko 1). Korkein kasvinjätteen typpimäärä tuotti simuloinneissa selvästi mitattuja korkeampia maan epäorgaanisen typen määriä lukuun ottamatta eniten typpeä ottaneita viljakasvustoja.

Taulukko 1. Käsittelyille valitut kasvinjätteen typpimäärät ja hiili-typpisuhteet 0-25 cm kerroksessa.

Käsittely	Typpimäärä kg/ha	Hiili-typpisuhde
Viljakierto	150	15
1-v. nurmi	200	13
2-v. nurmi	250	12
3-v. nurmi	175	12

Mallin oli vaikea saavuttaa ensimmäisen ja kolmannen vuoden nurmikäsittelyjen alhaisia typenottoja vuoden 1997 kasvustolle (Taulukko 2). Viljakierrossa tämä saavutettiin, kun kasvinjätteen typpimäärä oli laskenut keväällä 1997 120:een kg/ha ja hiili-typpisuhde oli edelleen 15.

Taulukko 2. Mitatut ja mallitetut viljakasvustojen typenotot.

Käsittely	Max. N-otto 1996 (kg/ha), vehnä		Max. N-otto 1997 (kg/ha), kaura	
	Mitattu	Malli	Mitattu	Malli
Viljakierto	50	52	52	52
1-v. nurmi	70	71	52	62
2-v. nurmi	80	80	70	73
3-v. nurmi	73	71	48	58

Koska mallissa käytetty maan kasvinjätefraktio sisältää mm. mikrobibiomassan ja kaikki humuksen ulkopuolella olevan maan orgaanisen aineksen, sen typpisisällön arvioiminen on vaikeaa. Taulukon 1 tuloksia joudutaankin tarkastelemaan apilanurmien suhteellisina eroina viljakiertoon verrattuna. Kahden ensimmäisen nurmivuoden aiheuttama vuosittainen 50 kg/ha typpilisä on luonnollista. Kolmannen vuoden nurmen arvio typpimäärän putoamisesta on sen sijaan vaikeasti selitettävissä, koska nurmen satotaso ja apilapitoisuus olivat kuitenkin nuorempien nurmien tasolla. Yksi arvio voisi olla, että kolmannen vuoden nurmi on käyttänyt kahden ensimmäisen nurmivuoden tuottamasta kasvinjätteestä vapautuvaa typpeä ja biologinen typensidonta olisi ollut vähäisempää kolmantena vuonna. Jatkossa malliin liitetään koesarjan muiden kokeiden tulokset ja mallia pyritään kehittämään tarvittavilta osin, esimerkiksi ottamalla käyttöön mikrobibiomassa ja toinen kasvinjätefraktio.

Kirjallisuus

1. Jansson, P-E. ja Karlberg, L., 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept of Civil and Environmental Engineering, Stockholm 325 pp., (ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf).
2. Nykänen, A., Granstedt, A., Laine,A. ja Kunttu, S. 2000. Yields and Clover Contents of Leys of Different Ages in Organic Farming in Finland. Biological Agriculture and Horticulture 18: 55-66.

Puustoparametrien arvioiminen sähkönjohtavuuden avulla

Evaluating tree stand characteristics by using electrical conductivity

Sari Penttinen[1)], Leena Finér[2)], Pekka Häninen[3)] ja Ari Laurén[4)]
[1)] Geologian tutkimuskeskus, Kuopio, PL 1237, 70211 Kuopio, sari.enttinen@gsf.fi
[2)] Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, leena.finer@joensuu.fi
[3)] Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo, pekka.hanninen@gsf.fi
[4)] Metsäntutkimuslaitos, PL 68, 80101 Joensuu, ari.lauren@metla.fi

Johdanto

Puiden ja pintakasvillisuuden rakenteen ja tuotoksen suurilta osin määräävät maaperän kosteus ja ravinteisuus. Ravinteisuutta on perinteisesti kuvattu käyttämällä geokemiallisia analyysitunnuksia. Geokemian analyysit ovat kuitenkin kalliita ja tämä on aiheuttanut paineita uusien menetelmien etsimiseen, joilla olisi mahdollista arvioida metsän ravinnetilaa ja ohjata näytteenottoa. Maaperän kosteutta ja huokosveden suolapitoisuutta on arvioitu jo runsaan sadan vuoden ajan sähköisillä menetelmillä (7). Huokosveden määrän ja koostumuksen (sähkönjohtavuuden) vaihtelut ovat metsämaan pintakerroksessa (0–0.3 m) merkittäviä puiden ravinnetalouden ja metsäntuoton kannalta, koska puiden juurista suurin osa sijaitsee tässä kerroksessa (3). Tutkimuksessa pyrittiin todentamaan geofysiikan tunnusten korrelaatio puustoparametreihin ja ravinteisuuteen vaikuttaviin maaparametreihin.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueiksi valittiin kaksi Valu –hankeen valuma-aluetta Sotkamon alueelta Itä-Suomesta (1). Tutkimusalueet ovat Kangasvaara (63˚51´ 28˚58´) ja Korsukorpi (63˚53´ 28˚40´). Päämaannos on kaikilla valuma-alueilla ohut, heikosti kehittynyt rautapodsoli. Maalaji tutkimusalueilla on hiekkamoreeni, jossa kivien määrä vaihtelee kivisestä hyvin kiviseen (1). Raekokojakauma Kangasvaarassa 0.4 metrin syvyydessä savea on 4.1 % ja hienoainesta (d_{60}) 31.9 %. Sekä saveksen että hienoaineksen määrä pienenee syvemmälle pohjamoreeniin mentäessä (metrin syvyydessä Sa =1.61 %, d_{60}=11.34 %). Korsukorvessa maa-aines on homogeenisempaa (0.4 m:Sa=2.02 %, d_{60}=22.3 %; 1.0 m: Sa= 1.54 %, d_{60}=17.6 %). Kallioperä valuma-alueilla on gneissistä graniittia ja granodioriittia. Puusto on joko vanhaa kuusivaltaista sekametsää tai nuorta viljelymännikköä. Kasvupaikat edustavat puolukka-mustikkatyyppiä tai variksenmarja-puolukkatyyppiä.

Muuttujiksi valittiin Valu –hankkeen tuottamasta pysyvien kangasmailla sijaitsevien koealojen aineistosta seuraavat puustotunnukset: pohjapinta-ala (bas_area [m^2/ha]), tilavuus (vol [m^3/ha], korkeus (height [m]) ja puunrungon halkaisija rinnan korkeudelta (d_{13} [cm]). Lisäksi käytettiin maaparametreista pH, gravimetristä kosteutta (erotus 60 °C ja 105 °C) ja orgaanisen aineksen määrää. Sähkönjohtavuus ja dielektrisyys mitattiin kesällä 2001 mineraalimaan 30 cm paksuisesta pintamaasta.

Dielektrisyys

Maaperän kosteuden ja mitattavissa olevan dielektrisyyden välinen yhteys on jo pitkään tunnettu asia, jota on kuvattu kolmannen asteen yhtälöllä (9,8,2,5). Dielektrisyyden

mittauksessa käytettiin CS615 –antureita (Kuva 1.) (Frequency Domain kosteusanturi (Campbell Scientific Ltd. UK)), jota ohjattiin KD10 -ohjaimen (Campbell Scientific Ltd. UK) kautta. CS615 anturi mittaa kahden askelpulssin alkukohdan välistä aikaa. Tämä aika on riippuvainen maaperän dielektrisyydestä. Anturille on laskettu kolmannen asteen polynomisovitus primaaritulosten muuntamiseksi dielektrisyydeksi. Dielektrisyys on muunnettu volumetriseksi vesipitoisuudeksi käyttämällä Sutisen (8) esittämää kaavaa.

Sähkönjohtavuus

Maaperän sähkönjohtavuus on riippuvainen maalajien huokosten määrästä ja tekstuurista, huokosten vesi- ja kaasupitoisuudesta, huokosveden elektrolyyttipitoisuudesta, saviaineksen määrästä sekä lämpötilasta. Tunnetumpi näiden parametrien riippuvuuksia kuvaava sähkönjohtavuusmalli on ilmeisesti Archien laki muunnelmineen (4). Savesköyhien sedimenttien näennäisen sähkönjohtavuuden (σ_a) ja huokosveden elektrolyyttisen johtavuuden (σ_w)välistä yhteyttä voidaan kuvata Archien lailla (4)

$$\sigma_a = \sigma_w \zeta^m S^n \qquad [1]$$

missä ζ on huokoisuus (tilavuudenfraktiona), m on raemuotoparametri (m=1.5 –2), S on huokostentäyttöaste ja n on kyllästysparametri.

Maaperän pintakerroksen sähkönjohtavuuskartoitus on tehty Geologian tutkimuskeskuksen kehittämällä ominaisvarustalikolla (6) (Kuva 1.). Talikossa anturin muodostaa kiinteä Wenner - elektrodijärjestelmä, jonka kokonaispituus on 48 cm. Talikon elektrodipiikit (halkaisija 8 mm, pituus 11 cm) ovat tehty haponkestävästä teräksestä. Talikon luotettavin mittausalue on 5 –5000 Ωm.

Tulokset

Aineistoa rajattiin niin, että mukaan otettiin vain kivennäismailla sijaitsevat koealat. pH_H_2O:n ja mois ja org_mat käytetään 20 cm syvyydeltä laboratoriossa määritettyjä arvoja. Koealan huokosveden johtavuus (σ_w [mS/m]) ja liuenneiden aineiden pitoisuus (TDS [ppm]) laskettiin Archien (σ_{wa}) kaavalla (Kaava 1) käyttämällä koealalla mitattuja sähkönjohtavuuksia ja dielektrisyyksiä.

Taulukko 1. Muuttujien keskiarvot, hajonnat, minimit ja maksimit.

	keskiarvo	**keskivirhe**	**minimi**	**maksimi**
σ_{wA}, mS/m	58.8	35.6	9.7	139.0
TDS_A, ppm	352.9	213.5	58.5	836.0
bas_a, m^2/ha	15.1	7.9	4.0	32.0
d_{13}, cm	16.0	7.9	4.0	31.0
Height, m	12.1	5.5	3.0	20.0
Vol, m^3/ha	103.9	83.2	5.0	270.0
pH_H_2O	4.3	0.4	3.5	4.9
Moist, %	7.6	3.9	1.9	15.4
org_mat, %	61.8	39.2	12.6	97.1

Metsäparametrien korrelaatio huokosveden johtavuuteen ja liuenneiden aineiden määrään on merkittävä, mutta negatiivinen, koska kasvava puusto vaikuttaa haihduttamalla ja ravinteidenoton kautta huokosveden määrään. Parametreista korkeus (height [m]) antaa parhaimman korrelaation huokosveden johtavuuteen ja liuenneiden aineiden pitoisuuteen (rs_{height} = -0.703, $p<0.001$, n=28) (Taulukko 2).

Taulukko 2. Archien kaavalla lasketun huokosveden johtavuuden, TDS:n ja puustoparametrien korrelaatiomatriisi (** p<0.001, n=28).

	σ_{wA}	TDS_A
TDS_A	1.000 **	
bas_a	-0.573**	-0.573**
d_{13}	-0.682**	-0.682**
height	-0.703**	-0.703**
vol	-0.657**	-0.657**

Taulukko 3. Archien kaavalla lasketun huokosveden johtavuuden, TDS:n, pH:n, orgaanisen aineksen määrän ja kosteuden korrelaatiomatriisi (** p<0.001, n=28).

	σ_{wA}	TDS_A
TDS_A	1.000 **	
pH_H_2O	-0.653**	-0.653**
moist	0.653**	0.653**
org_mat	0.749**	0.749**

Kun Archien mallilla laskettua huokosveden johtavuutta ja TDS korrelaatiota pH_H2O:n ja mois ja org_mat tarkastellaan (Taulukko 3), niin huomataan, että korrelaatiot ovat merkitseviä ja vain korrelaatio pH:n kanssa on negatiivinen (rs_{pH} = -0.653, p<0.001, n=28). Positiivinen korrelaatio kosteuteen ($rs_{\theta w}$ = 0.653, p<0.001, n=28) ja orgaaniseen ainekseen (rs_{org} = 749, p<0.001, n=28) on selitettävissä sillä, että orgaanisen aineksen lisääntyessä maaperän kosteus kasvaa, joka vastaavasti kasvattaa huokosveteen liuenneiden kationien määrää, joka taas lisää huokosveden sähkönjohtavuutta. Orgaanisen aineksen kationin vaihtokyky on riippuvainen pH:sta siten, että happamissa olosuhteissa H^+ ei pääse dissosioitumaan.

Johtopäätös

Mitattu näennäinen sähkönjohtavuus riippuu maalajien huokosrakenteesta, huokosvesipitoisuudesta, huokosveden johtavuudesta sekä saveksen määrästä. Näiden johtavuustekijöiden keskinäistä tärkeysjärjestystä voidaan arvioida johtavuusmallien avulla. Mallinnetulla huokosveden johtavuudella ja liuenneiden aineiden määrällä voidaan hyvin arvioida maaperän ravinteisuutta. Huokosveden johtavuudella on merkitsevä korrelaatio myöskin puustoparametrein kanssa. On kuitenkin muistettava, että huokosveden johtavuus on monien ainesten summa ja menetelmä ei pysty erottelemaan johtavuuteen vaikuttavia ainesosia toisistaan.

Viitteet

1. Finer, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. and Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 648, 38 s.
2. Hänninen, P. 1997. Dielectric coefficient surveying for overburden classification. Geolocical Survey of Finland, Bulletin 396, 72 p.
3. Kalela, E.K. 1950. On the horizontal roots in pine ans spruce stands. Acta Forest. Fenn. 57:1-79.
4. Keller, G.V. & Frischknecht, F.C. 1966. Electrical methods in geophysical prospecting. Oxford, Pergamon Press, 451 p.
5. Penttinen, S. 2000. Electrical and hydraulic classification of forest till soils in Central Lapland, Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 398, 88p.
6. Puranen, R., Sulkanen, K., Nissinen, R. & Simelius, P. 1999. Ominaisvastusluotainet ja vastustalikot. Geologian tutkimuskeskus, Q15/27.4/99/2, 8p.
7. Rhodas, J.D., Nahid, A.M., Shouse, P.J. &Alves, W.J. 1989. Determining soil salinity from soil and soil-paste electrical conductivities: Sensitivity analysisi of models. Soil Science Society of Americal Journal 53, 1368-1374.
8. Sutinen, R. 1992. Glacial deposits, their electrical properties and surveying by image interpretation and ground penetrating radar. Geological Survey of Finland, Bulletin 359, 123 s.
9. Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. Water Resources Research, 16(3), pp 574-582.

Ecological behaviour of marker gene tagged *Rhizobium galegae* strains in boreal field conditions

Merkkigeeneillä muunnettujen Rhizobium galegae kantojen ekologinen käyttäytyminen pohjoisissa kenttäolosuhteissa

Jyrki Pitkäjärvi[12)] Jenny Unnérus[1)] Leena A. Räsänen[1)] Kaisa Wallenius[12)]ja Kristina Lindström[1)]
[1)]Department of Applied Chemistry and Microbiology, P.O.B. 56, FIN-00014 University of Helsinki, Finland jyrki.pitkajarvi@helsinki.fi
[2)]Finnish Environment Institute, P.O.B. 140, FIN-00251 Helsinki, Finland

Finland's first field release with genetically modified micro organisms (GMMs) was established to assess ecological behaviour of rhizobia in the boreal climatic zone and also under pollution stress. A four-year small-scale field experiment started in June 2000. It consists of 42 watertight lysimeters, which have been filled with agricultural or diesel-oil polluted (3000 ppm) soil. Our model organism is *Rhizobium galegae* strain HAMBI 540 (wild type), which specifically infects goat's rue (*Galega orientalis*). It has been chromosomally tagged with *gusA21*, *gusA30*, or *luc* marker genes.

Wild-type strain cannot reliably be enumerated by cultivation due to absence of specific selective medium. However, during two growing seasons both *luc*- and *gusA21*-tagged strains could be effectively detected from soil samples by cultivation method reinforced with colony-PCR. Bacterial densities remained stable after an initial drop, and were over 10^4 cfu g^{-1} of dry soil in the presence of the host even in the late autumn. In the second year populations decreased gradually to the detection limit in the absence of the host. Moderate diesel oil pollution did not have a significant effect on target populations.

Quantitative RLD-PCR detection from soil DNA from the *luc*-lysimeters gave comparable results with cultivation until one year after inoculation. In general, the cultivation method seems to be both more sensitive and practical than RLD-PCR.

GUS activity was stably expressed in nodules by the *gusA21*-tagged strain during the monitoring period. However, only half of the examined nodules showed *luc*-activity in the second autumn. Nodule competition ability of *gusA30*-tagged strain compared to the wild-type strain seemed to gradually decrease with time. As presumed, expression of *gusA30* marker genes (active in the nitrogen-fixing rhizobia) weakened strongly in autumns. However, in the second year the expression of *gusA30* genes took mainly place in the perisphere, but not in the nitrogen-fixing zone, of the nodules.

Different inoculations or oil pollution did not have an effect on soil mineral content or plant growth. Most of the hydrocarbons were not present in polluted soil after two growth seasons. Surprisingly, the concentrations were obviously higher in the planted than in the non-planted lysimeters. This indicates that rhizosphere might slow down oil degradation by offering other nutrients for microbes. Assessment of community level physiological profiles (CLPP) is in progress.

Vertical movement of inoculated bacteria was assessed by PCR analysis of water samples from the bottom reservoirs of the lysimeters. Positive PCR signals were found with highly sensitive *luc*-specific primers. However, selective plating of water samples did only seldom produce *R. galegae* or *luc*-positive colonies. This might indicate that most part of the rhizobia

had changed into VBNC state in percolated water. Horizontal movement of rhizobia outside the lysimeters will be studied with trap plants in forthcoming years.
Our next objective is to develop tools to determine ecological behaviour of reporter gene tagged rhizobial strains under various abiotic and biotic stress conditions. We are now in the process of tagging chromosomally *R. galegae* strain HAMBI 540 with pUT*gfpluxAB* and assessing the physiological and functional characteristics of the tagged strain in comparison to the wild-type strain under laboratory conditions. In the future the focus of the project will be on the use of various auto-fluorescent protein (AFP) reporter genes in ecological studies with rhizobia.

Avohakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus maasta tulevaan CO_2-vuohon

The effect of Clear-cutting and Site Preparation on Soil CO_2 Efflux

Jukka Pumpanen*[1)], Hannu Ilvesniemi[2)] ja Carl Johan Westman [3)]
[1, 2 ja 3)] Helsingin Yliopisto Metsäekologian laitos, PL 27 (Latokartanonkaari 7)
00014 Helsingin yliopisto: [1)] jukka.pumpanen@helsinki.fi, [2)] hannu.ilvesniemi@helsinki.fi
[3)] carl.j.westman@helsinki.fi

Johdanto

Avohakkuu ja sitä seuraava maanpinnan käsittely ovat hyvin yleisiä toimenpiteitä suomalaisissa metsissä, koska vuosittain 122 000 hehtaaria avohakataan (1). Metsän uudistamisen onnistumisen varmistamiseksi maan pinta usein käsitellään joko äestämällä tai mätästämällä. Tällöin maan pintakerrokset usein sekoittuvat keskenään. Myös maan lämpöolosuhteet muuttuvat sekä avohakkuun että maan käsittelyn vaikutuksesta.

Aiempien mittausten perusteella voidaan päätellä, että metsikön puustossa tapahtuvat muutokset vaikuttavat myös maan hiilitaseeseen ja maasta vapautuvan hiilidioksidin määrään. (2, 3, 4, 5). Kun puut on poistettu, neulas ja lehtikarikkeen määrä vähenee radikaalisti samalla kun maan lämpötila ja maassa olevan veden määrä lisääntyy (6, 7, 8, 9). Eräissä tutkimuksissa on osoitettu, että välittömästi hakkuun jälkeen hajotuksen määrä ylittää kariketuotannon määrän. Koska kuitenkin samaan aikaan juurten rhizosfäärin respiraatio vähenee, avohakkuun kokonaisvaikutus maasta vapautuvan hiilidioksidin määrään ei ole yksiselitteinen.

Tässä työssä tutkimme, miten avohakkuu ja sitä seurannut maan muokkaus vaikuttavat maasta vapautuvan hiilidioksidin määrään. Arviomme myös vuositasolla maapinta-alaa kohden vapautuvan hiilidoksidin kokonaismäärän käyttäen yksinkertaista maan lämpötilan ja hiilidioksidin vapautumisen välistä riippuvuutta kuvaavaa mallia.

Materiaali ja menetelmät

Metsä ennen hakkuuta oli noin 130-vuotias kuusi-mänty sekametsä, joka sijaitsi Hyytiälän metsäaseman läheisyydessä (61° 48' N, 24° 19' E, 151-153 m asl.). Koealalla on loiva rinne, jonka yläosa on kuivahkoa hiekka- ja sorapitoista maata, alarinteessä maalaji on hienoa hiekkaa ja hietaa. Ylärinteessä mänty oli vallitseva puulaji, alarintessä puusto oli pääasiassa kuusta. Avohakkuu tehtiin kevättalvella 1998. Rinteen yläosassa jätettiin hakkaamatta osa, jota käytettiin jatkossa kontrollialueena. Maanpinnan käsittelyjä oli neljä, käsittelemätön, humuskerroksen poisto, mätäs, ja mättään teon yhteydessä syntyvä kuoppa, jonka syvyys oli noin 25-30 cm ulottuen usein rikastumiskerroksen alaosaan asti. Lisäksi poistimme osalta aluetta kaikki hakkuutähteet. Mittaus tehtiin suljetussa (halkaisija 0.20 m korkeus 0.30 m) kyvetissä, jonka hiilidioksidipitoisuuden muutosta seurattin määrävälein otetuista kaasunäytteistä.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kun metsästä poistetaan puut ja hakkuutähteet, maasta vapautuu merkittävästi vähemmän hiilidioksidia kuin ennen hakkuuta. Kesäkuussa 1998 hiilidioksidivuo kontrollimetsästä oli 68 % suurempi kuin aukolta, jossa ei ollut hakkuutähteitä.

Maanmuokkaus muutti merkittävästi maasta tulevaa hiilidioksidivuota, sillä havaintoaineiston varianssista 75 % aiheutui eri maanmuokkausmenetelmien aiheuttamasta vaihtelusta. Hakkuuta seuranneena kasvukautena korkeimmat hiilidioksidivuot mitattiin mättäistä ja niiltä käsittelemättömiltä maa-aloilta, joille oli jätetty hakkuutähteet paikalleen. Näiden kohteiden hiilidioksidivuo oli noin kaksinkertainen verrattaessa sitä kontrollimetsän hiilidioksidivuohon. Mättäät muodostavat todennäköisesti hajoitukselle suosiolliset olosuhteet, koska niissä kivennäismaa ja maan orgaaninen aines sekä hakkuutähteet ovat osin sekottuneita, ja mättäiden lämpötila päiväsaikaan on ympäristöään korkeampi Alhaisimmat vuot mitattiin niiltä kohteilta joista kivennäismaa oli paljastettu. Näissä kohteissa vuo oli vain 20 - 30% kontrollimetsän vuosta. Maanpinnan käsittelyjen väliset erot tasoittuivat nopeasti. Kaksi vuotta hakkuun jälkeen aukon tulokset eivät enää eronneet merkitsevästi kontrollimetsän tuloksista, silloin kun kivennäismaata ei ollut paljastettu. Kivennäismaasta vuo oli edelleen noin 50 % alhaisempi kuin vuo kontrollimetsästä.

Ennen hakkuuta vuotuinen hiilidioksidivuo oli 1907 g CO_2 m^{-2} . Jos avohakatulta alueelta poistettin hakkuutähteet vuossa ei tapahtunut merkittävää muutosta. Mikäli hakkuutähteitä ei poistettu, vuo oli hakkuuta seuranneena kasvukautena noin 55 % suurempi kuin kontrollimetsässä.

Viitteet

1. Yearbook of forest statistics. 2000. eds. Aarne, M., M. Uusitalo and H. Herrala-Ylinen. Folia Forestalia 760. The Finnish Forest Research Institute.
2. Gordon, A.M., R.S. Schlentner and K. Van Cleve. Seasonal patterns of soil respiration and CO_2 evolution following harvesting in the white spruce forests of interior Alaska. Can. J. For. Res. 17. 304-310.
3. Millikin, C.S. and R.D. Bowden. 1996. Soil respiration in pits and mounds following an experimental forest blowdown.
4. Nakane, K. T. Kohno and T. Horikoshi. 1996. Root respiration rate before and just after clear-felling in a mature, deciduous, broad-leaved forest. Ecol. Res. 11. 111-119.
5. Lytle D.E. and C.S. Cronan. 1998. Comparative soil CO_2 evolution, litter decay, and root dynamics in clearcut and uncut spruce-fir forest. Forest Ecol. and Manag. 103. 121-128.
6. Bormann, F.H., G.E. Likens, T.G. Siccama, R.S. Pierce, and J.S. Eaton. 1974. The export of nutrients and recovery of stable conditions following deforestation at Hubbard Brook. Ecol. Monogr. 44. 255-277.
7. Gadgil, R.L. and P.D. Gadgil. 1978. Influence of clearfelling on decomposition of Pinus Radiata litter. N. Z. J. For. Sci. 8. 213-224.
8. Toland, D.E., and D.R. Zak. 1994. Seasonal patterns of soil respiration in intact and clear-cut northern hardwood forests. Can. J. For. Res. 24. 1711-1716.
9. Witkamp, M. 1971. Soils as components of ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 2. 85-110.

Maaperäfysiikka ja sato (MaSa)–viljelymaan fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien hallinta maaperä- ja satokarttojen avulla

Relationship between spatial variability of soil physical properties and yield

Antti Ristolainen[1)], Antti Jaakkola[2)], Pekka Hänninen[3)] ja Laura Alakukku[1)]
[1)] Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Maaperä ja ympäristö, E-talo 31600 Jokioinen, antti.ristolainen@mtt.fi
[2)] Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27 (Latokartanonkaari 11), 00041 Helsingin Yliopisto, antti.jaakkola@helsinki.fi
[3)] Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo, pekka.hanninen@gsf.fi

Johdanto

Sadon määrä ja laatu vaihtelee lohkon sisällä ja vaihtelun hallinta olisi tärkeää tuotettaessa laadullisesti hyvää raaka-ainetta teollisuudelle. Samalla voitaisiin parantaa viljelyn hyötysuhdetta. Usein vaihtelu johtuu maan vesitaloudesta ja sitä kautta maan rakenteesta (1). Maan fysikaaliset ominaisuudet vaikuttavat kasvien kykyyn hyödyntää maassa olevaa vettä, maan ilmanvaihtoon ja kasveille käyttökelpoisen veden määrään. Toistaiseksi useimmat keskeiset maaperäfysiikan mittaukset vaativat näytteenottoa ja ovat aikaavieviä. Geofysiikassa mitataan maaperän sähköisiä ominaisuuksia aluemittakaavassa.

Tutkimuksen kuvaus ja tavoitteet

MaSa –tutkimuksessa selvitetään maan fysikaalisten ominaisuuksien vaikutusta satoon ja sadon laatuun eri sääolosuhteissa ja eri maalajeilla. Samalla tutkitaan maan rakenteen vaikutusta maan sähköisiin ominaisuuksiin peltomaassa ja mahdollisuutta käyttää maan sähköisten ominaisuuksien mittausta viljelyn apuvälineenä. Tutkimus alkoi 2002 ja päättyy 2004 ja toteutetaan MTT:n, Geologian tutkimuskeskuksen ja Helsingin Yliopiston yhteistyönä.

MaSa –tutkimuksen tavoitteena on selvittää mitkä maan fysikaaliset ominaisuudet selittävät parhaiten sadon määrän ja laadun vaihtelua lohkomittakaavassa. Maan fysikaalisia ominaisuuksia mitataan neljältä eri lohkolta, joista kaksi on savimaalla Jokioisissa ja kaksi hietamaalla Hausjärvellä. Kasvukauden aikana tehdään havaintoja kasvuston kehityksestä lohkon eri osissa ja mitataan esimerkiksi maan kosteutta eri kasvuvaiheissa. Kasvuston seurantapaikat valitaan edellisten vuosien satokarttojen ja maaperän sähköisten mittausten perusteella. Sadonkorjuu tehdään puimurilla, joka on varustettu satokartoituslaitteilla. Sadonkorjuun yhteydessä otetaan myös valituilta paikoilta näytteet sadon laatumääritystä varten.

Tutkimuksessa mitataan vuosittain eri olosuhteissa maan sähköisiä ominaisuuksia (dielektrisyys, sähkönjohtavuus). Maaperän sähköiset ominaisuudet korreloivat esimerkiksi maalajin, kosteuden ja maan ravinteisuuden kanssa (2). Vastaavaa tutkimusta ei ole aiemmin tehty Suomessa peltomailla.

Tulokset

Kesän 2002 mittausten perusteella maan sähköiset ominaisuudet vaihtelevat kasvukauden aikana. Tuloksiin vaikuttaa esimerkiksi maan kuivuminen ja halkeilu sekä lannoituksen jälkeinen ravinnepitoisuuden väheneminen.

Alustavien tulosten perusteella kesän 2002 poikkeuksillisissa kasvuoloissa sadon vaihtelua savimaalla ei voida selittää maan kosteuden mittausten perusteella. Kasvukauden aikana esimerkiksi orastumisen onnistumisella ja lakoutumisella oli todennäköisesti huomattava merkitys muodostuvaan satoon.

Kirjallisuus

1. Cambardella, C., Colvin, T., Karlen, S., Logsdon, S., Berry, E., Radke, J., Kaspar, T., Parkin, T., & James, D. 1996. Soil property contributions to yield variation patterns. In: Robert, P., Rust, R. & Larson, W. (eds). Proc. 3_{rd} Int. Conf. Precision Agriculture: 189-197.
2. Johnsson, C., Doran, J., Duke, H., Wienhold, B., Eskridge, K. & Shanahan, J. 2001. Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil sondition. Soil Sci. Soc. Am. J. 65:1829-1837.

Liukoisen fosforin pidättyminen häiriintymättömässä maanäytteessä - Mittausmenetelmän kehittäminen

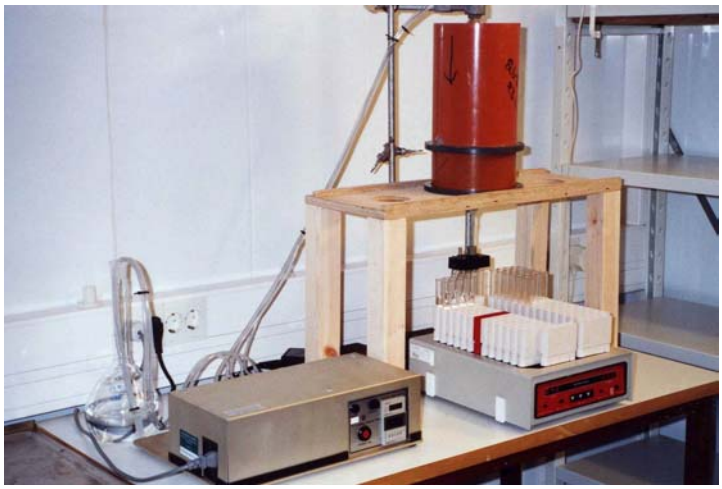
Sorption of dissolved reactive phosphorus in undisturbed soil columns – Method development

Helena Soinne
Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto:
helena.soinne@helsinki.fi

Johdanto

Salaojavesissä esiintyy liukoista fosforia (P), vaikka laboratoriokokeissa pohjamaan on havaittu pidättävän sitä tehokkaasti. Syynä on todennäköisesti liukoisen fosforin liikkuminen makrohuokosissa, jotka mahdollistavat fosforin kulkeutumisen ohi runsaasti fosforinpidätyskapasiteettia omaavan maamatriisin. Jonkin verran vuorovaikutusta huokosessa virtaavan veden ja makrohuokosen seinämän välille ehtii syntyä, sillä ympäröivään maamatriisiin verrattuna ohivirtauskanavien seinämissä on havaittu kohonneita fosforipitoisuuksia (1).

Tutkimuksessa oli tavoitteena selvittää oikovirtausten merkitystä liukoisen fosforin liikkumisessa häiriintymättömässä savimaassa ja kehittää menetelmä ilmiön tutkimiseen.



Kuva 1. Koejärjestely: säädettävä pumppu, maanäyte ja näytteenottaja.

Menetelmät

Liukoisen fosforin liikkeitä tutkittiin laboratoriossa traktorikairalla otetuilla häiriintymättömillä pohjamaanäytteillä. Maanäytteet otettiin TKK:n Sjökullan koealueelta halkaisijaltaan 15 cm:n ja korkeudeltaan 60 cm:n PVC-putkiin. Kahdeksasta maanäytteestä puolet otettiin salaojan päältä ja puolet salaojien välistä. Tutkimusta varten näytteiden pohjamaasta leikattiin 17 - 27 cm:n korkuinen osanäyte varsinaisiin mittauksiin. Menetelmässä huuhtoutumislaitteiston (Soil Measurement System; Column Leaching Apparatus) sekä automaattisen näytteenkerääjän (Isco Retreaver II) avulla rakennettiin muokkauskerroksen alapuolelta otetun häiriintymättömän maaprofiilin ympärille systeemi,

jossa maan pintaan pumpattiin kunkin näytteen vedenjohtavuuden määrittelemällä nopeudella NO_3-PO_4-liuosta (kuva 1). Nitraattityppeä käytettiin kokeessa merkkiaineena ilmaisemaan hetkeä, jolloin lisäysliuos oli kulkeutunut maaprofiilin läpi. Profiilin läpi kulkeutunut liuos kerättiin näytteiksi. Näytteiden keräysaika oli profiilikohtainen ja riippui maan vedenjohtavuudesta. Kunkin näytteen tilavuus määrittiin erikseen ja näytteistä mitattiin NO_3- ja PO_4-pitoisuudet Lachat 8000 -autoanalysaattorilla.

Alustavia tuloksia

Maan läpi kulkeutuvassa liuoksessa tapahtuvia muutoksia tarkasteltiin läpivirtauskuvaajien avulla. Kolmessa maanäytteessä kahdeksasta vesi ei liikkunut joko lainkaan tai virtaus oli niin hidasta, että NO_3:n eikä PO_4:n läpituloa ei havaittu. Näistä näytteistä yksi oli salaojan päältä ja kaksi salaojien välistä. Huonosti läpäisevissä näytteissä virtausnopeus myös hidastui kokeen edetessä. Viidelle maanäytteelle, joista kolme oli salaojan päältä ja kaksi salaojien välistä voitiin mittaustulosten perusteella piirtää NO_3:n sekä PO_4:n läpivirtauskuvaajat. Näissä näytteissä, joissa todennäköisesti oli yksi tai useampi oikovirtauskanava, vedenjohtokyky ei merkittävästi hidastunut kokeen edetessä. Näytteistä, joille voitiin tulosten perusteella piirtää läpivirtauskuvaajat, vain pienimmän vedenjohtavuuden omaavassa näytteessä PO_4 kulkeutui hitaammin maaprofiilin läpi kuin NO_3. Muissa näytteissä NO_3 sekä PO_4 kulkeutuivat maapatsaan läpi yhtä nopeasti. Maan läpi kulkeneen liuoksen PO_4-pitoisuus kohosi nopeammin mailla, joissa virtaus oli nopeaa. Yhdenkään maan läpi kulkeutuneen liuoksen PO_4-pitoisuus ei saavuttanut lisäysliuoksen pitoisuutta, eli pidättymistä maahan tapahtui.

Tehtyjen kokeiden perusteella voidaan todeta, että maassa, jossa on oikovirtauskanavia, liukoista fosforia pääsee huuhtoutumaan tehokkaasti fosforia pidättävien maakerrosten läpi salaojiin. Toisaalta pidättymistä makrohuokosten seinämiin ehti kuitenkin jossain määrin tapahtua. Maassa olevien oikovirtauskanavien kokojakauma vaikuttaa veden virtausnopeuteen sekä kontaktipinta-alaan, ja siten myös pidättyvän P:n määrään.

Koejärjestelyyn liittyviä ongelmia

Koejärjestelyn avulla voidaan seurata lisäysliuoksesta maahan tapahtuvaa fosforin pidättymistä. Tulosten tulkintaa vaikeutta maanäytteiden heterogeenisyys, sekä se, että veden virtausreittejä ei pystytä tällä koejärjestelyllä jäljittämään. Nitraatin käyttäminen merkkiaineena ei ole ongelmatonta, sillä myös maasta voi huuhtoutua nitraattia. Kokeen edetessä maan vedenjohtavuudessa saattoi tapahtua muutoksia. Savimaan paisuminen voi aiheuttaa virtauksen hidastumista, jolloin maan pintaan, hiekan päälle alkoi kerääntyä vapaata vettä. Toisaalta joissakin maissa saattoi havaita äkillisen virtausnopeuden kasvun, johtuen todennäköisesti uuden makrohuokosen osallistumisesta veden kuljettamiseen. Tällaisissa tilanteissa pumppauksen jatkaminen alkuperäisellä nopeudella johti epätasaiseen virtaukseen, mikä oli selvästi havaittavissa saatujen näytteiden tilavuuksien syklisenä vaihteluna. Näytteidenottotiheys riippui maan vedenjohtavuudesta ja siten vaihteli maanäytteittäin. Mittausta varten näytettä tarvittiin 5 – 8 ml. Mitä hitaampaa veden liike maassa oli sitä kauemmin yhden näytteen otto kesti ja sitä epävarmemmaksi esimerkiksi NP-liuoksen läpitulohetken täsmällinen määrittäminen tuli.

Kirjallisuus

1. Gächter, R., Ngatiah, J. M. & Stamm, C. 1998. Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. Environmental Science & Technology 32(13):1865-1869.

Nitrous oxide emissions from agricultural soils

Typpioksiduulin päästöt maatalousmaista

Eija Syväsalo*, Kristiina Regina ja Martti Esala
MTT Agrifood Research Finland, Soils and Environment: eija.syvasalo@mtt.fi

Introduction

Agriculture's share of Finland's greenhouse gas emissions is about 10 % (1). Emissions from agricultural soils constitute 70 % of the total greenhouse gas emissions from the agricultural sector. The most important greenhouse gas emitted by agricultural soils is nitrous oxide (N_2O). In agricultural soils the gaseous losses of nitrogen originate mainly from microbial nitrification and denitrification (2).

Several factors, like soil type, cultivation methods, and climatic conditions, affect the fluxes of N_2O from agricultural soils. There is lack of data both on the magnitude of the fluxes and the factors that control the emissions. Especially valuable would be knowledge of emissions from frozen soils and the factors controlling those, since the fraction of the annual flux emitted during the cold season is considered remarkable (3, 4). Such data can be used to improve emission factors for greenhouse gas inventories that are required from all countries implementing the Kyoto protocol.

In this study the fluxes of N_2O was measured *in situ* on four fields with plots growing different crops.

Methods

Experiments to study N_2O emissions from fields on mineral and peat soils were established in 1999 in Jokioinen, southern Finland, and in Rovaniemi, northern Finland near the Arctic Circle. Soil properties are shown in Table 1. The field experiments consisted of three replicate plots, where grass, spring barley and potato were grown in 2000. The potato plots were fallowed since 2001. Measurements of N_2O were carried out weekly or biweekly using static chambers on permanent collars. The samples were analyzed gas chromatographically.

Table 1. Properties of the sites

	Peat soil I	Peat soil II	Clay soil	Sandy soil
Location	Jokioinen	Rovaniemi	Jokioinen	Jokioinen
Total N (%)	1.1	2.5	0.22	0.16
Organic C (%)	24.0	45	2.9	2.4
C/N	21	18	13	15
pH (H_2O)	5.8	5.6	6.5	6.0

Results

The highest fluxes of N_2O were found on peat soils (Table 2). The emissions from the peat soil located in southern Finland were higher than those from the northern peat soil. Of the mineral soils the clay soil had a higher emission rate than the sandy soil. The effect of the crop was not unambiguous. Generally the lowest emissions originated from the grass plots but

there also were some exceptions. N_2O-N emissions from the grass plots of the peat soils were from 4 to 10 kg ha^{-1} a^{-1} and those from the mineral soils from 1.5 to 4 kg ha^{-1} a^{-1}. Usually the barley plots emitted more N_2O than the fallow plots but in some cases the contrary was true. The emissions from the barley plots on peat soils ranged from 6 to 24 kg ha^{-1} a^{-1} and those on mineral soils from 3.7 to 7.5 kg ha^{-1} a^{-1}. The fluxes were not dependent on the amount of applied fertiliser N. The proportion of added N emitted as N_2O-N was from 0.75 to 7.5 % for the different crops of the mineral soils. The proportion of the annual flux emitted during winter varied from 0.4 to 93 % (mean 57 %).

Table 2. N_2O fluxes from Finnish agricultural soils in 1999-2002

	N_2O-N kg ha^{-1} a^{-1}			
Year/Crop	Peat soil I	Peat soil II	Clay soil	Sandy soil
Year 1				
Grass	7.1±0.7	Not measured	Not measured	Not measured
Barley	6.2±1.9			
Potato	10.4±3.2			
Year 2				
Grass	5.0±0.7	3.7±2.9	3.9±0.9	1.5±0.5
Barley	14.9±1.0	7.3±2.9	3.7±0.7	3.7±1.2
Fallow	13.4±2.9	5.0±1.5	5.5±4.1	1.6±1.0
Year 3				
Grass	9.9±5.6	5.3±3.6	3.8±1.7	1.8±0.1
Barley	24.1±1.8	18.8±4.7	4.4±1.0	7.5±4.4
Fallow	37.0±17.2	3.8±2.6	7.9±6.2	3.5±3.1

Year 1: 15.9.99-14.9.00
Year 2: 15.9.00-14.9.01 for peat soil I, 15.8.00-14.8.01 for peat soil II and 1.9.00-31.8.01 for the mineral soils
Year 3: 15.9.01-14.9.02 for peat soil I, 15.8.01-14.8.02 for peat soil II and 1.9.01-31.8.02 for the mineral soils

Discussion

The fluxes of N_2O were generally higher than assumed by the default calculation method of IPCC. Type of soil and crop had some effect on the fluxes but amount of applied N is not a major factor determining the magnitude of the fluxes. Considering the high proportion of fluxes emitted during winter it seems that in the high latitudes one of the key factors determining the annual flux may be the climatic conditions during winter.

References

1. Pipatti, Riitta. Greenhouse gas emissions and removals in Finland. Espoo 2001. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita 2094. 59 s. + liitteet 95 s.
2. Granli T. and Bøckman O.C. (1994) Nitrous oxide from agriculture. Norw. J. of Agr. Sci. Supplement No. 12.
3. Flessa H., Dörsch P. and Beese F. (1995) Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. J. Geophys. Res. 100: 23115-23124
4. Wagner-Riddle C. and Thurtell G.W. (1998) Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 52: 151-163.

Hiilen määrä muokatussa metsämaassa

Amount of carbon in a site prepared podzolic forest soil

Niina Tanskanen[*1)] ja Hannu Ilvesniemi[2)]
[1)]Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: niina.tanskanen@helsinki.fi
[2)]Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: hannu.ilvesniemi@helsinki.fi

Johdanto

Viime vuosina on tutkittu boreaalisen metsämaan hiilen kiertoa ja hiilivarastoa sekä sen mahdollisia muutoksia ilmaston lämpenemisen seurauksena (1). Metsänkäsittelymenetelmät kuten puun korjuu ja maan muokkaus vaikuttavat metsämaan hiilen kiertoon muuttamalla esim. hakkuualalla hajoavan biomassan määrää sekä hajotusolosuhteita (2, 3). Metsänkäsittelymenetelmien vaikutuksista havumetsävyöhykkeen metsämaan hiilivarastoihin tiedetään kuitenkin suhteellisen vähän (4, 5, 6).

Tässä työssä arvioitiin muokatun metsämaan hiilen määrää määrittämällä kokonaishiilen määrä aurauksen palteesta, palteen alla olevista maakerroksista, ojasta sekä vastaavasta muokkaamattomasta metsämaasta.

Aineisto

Tutkimus toteutettiin kahdella eteläsuomalaisella kuusikkokoealalla, jotka oli palleaurattu 17 ja 31 vuotta aiemmin ja istutettu kuuselle. Nuorempi koeala oli Metsäntutkimuslaitoksen vuonna 1978 perustama muokkaus- ja lannoituskoe 608 Karkkilan Siikalassa ja vanhempi Metsähallituksen mailla Kuorevedellä (1966). Karkkilan koeala oli käenkaali-mustikkatyyppiä ja Kuoreveden mustikkatyyppiä. Maannos oli molemmilla koealoilla podsoli (7).

Maanäytteet kairattiin aurauksen palteesta, palteen alla olevista maakerroksista, ojasta sekä muokkaamattomasta metsämaasta. Näytteet otettiin maannoskerroksittain. Lisäksi kerroksia kuten B horisonttia jaoteltiin osiitteisiin syvyyden perusteella. Maan kokonaishiilen määrä määritettiin Leco CNS-1000 analysaattorilla.

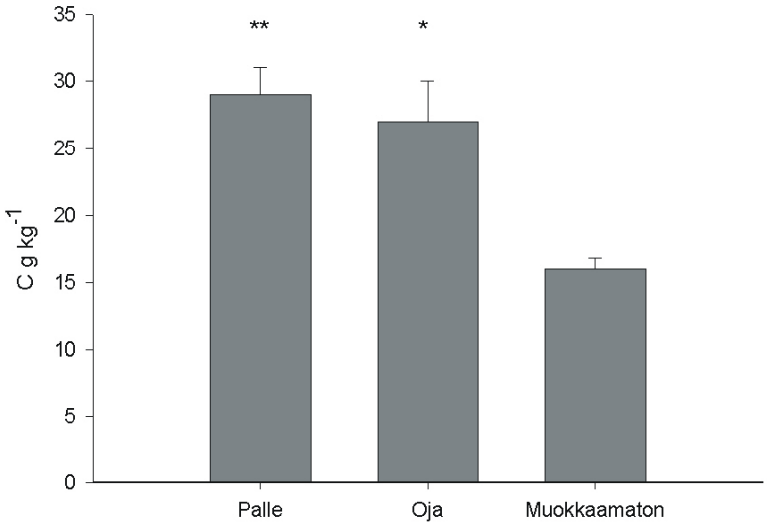
Tulokset ja tarkastelu

Karkkilan koealalla hiilen määrä oli muokkaamattomassa maassa 10.6 ± 1 kg m^{-2}, palteessa ja palteen alaisissa maakerroksissa 16 ± 0.9 kg m^{-2} ja ojassa 4.4 ± 0.9 kg m^{-2}, Kuoreveden koealalla vastaavat tunnukset olivat 11.4 ± 1.2 kg m^{-2}, 18.1 ± 1 kg m^{-2} sekä 6.4 ± 0.5 kg m^{-2}. Muokkaamattoman maan hiilen määrät vastasivat eteläsuomalaisen OMT-metsätyypin hiilen määrää (8). Karkkilan koealalla palteen alla olevissa maakerroksissa hiilen määrä (10.6 ± 0.6 kg m^{-2}) oli miltei sama kuin muokkaamattoman maan vastaavissa maakerroksissa (10.6 ± 1 kg m^{-2}). Samoin jos palteen ja ojan hiilimäärät laskettiin yhteen, päädyttiin miltei samaan hiilimäärään (10.2 ± 1 kg m^{-2}). Sen sijaan maakerroksittain tarkasteltuna hiilen määrä aurauksen palteen sekä ojan ylimmässä kivennäismaakerroksessa (Bs3-kerros) oli selkeästi suurempi kuin vastaavassa muokkaamattomassa maassa (kuva 1). Tulokset Kuorevedeltä olivat samansuuntaiset Karkkilan kanssa. Molemmilla koealoilla sekä palteen että ojan pinnalle oli 20- 30 vuoden kuluessa muokkauksesta kehittynyt uusi orgaaninen kerros, jonka hiilivarasto esim. Karkkilan palteessa oli 0.27 ± 0.03 kg m^{-2} ja ojassa

0.69 ± 0.14 kg m^{-2}, Kuorevedellä 1.3 ± 0.1 kg m^{-2} ja 3.5 ± 0.02 kg m^{-2}. Neulas- ja juurikarikkeen hajoaminen tässä uudessa orgaanisessa kerroksessa ja kulkeutuminen kivennäismaahan sekä hajoava juurikarike kivennäismaassa selittänevät hiilen määrän kasvun palteen ja ojan pintamaassa.

Kirjallisuus

1. Liski, J. 1997. Carbon storage of forest soils in Finland. Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen julkaisuja 16. Helsinki. 46s.
2. Salonius, P.O. 1983. Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of coniferous raw humus material. Can. J. For. Res. 13: 102-107.
3. Johansson, M-B. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. Scand. J. For. Res. 9: 170-179.
4. Olsson, B. A., Staaf, H., Lundkvist, H., Bengtsson, J. and Rosen, K. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. For. Ecol. Manage. 82: 19-32.
5. Örlander, G., Egnell, G. & Albrektson, A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. For. Ecol. Manage. 86: 27-37.
6. Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H. & Starr, M. 2002. Effects of forest clear-cutting on the carbon and nitrogen fluxes through podzolic soil horizons. Plant and Soil 239(2): 301-311.
7. FAO 1998. World reference base for soil resources. FAO United Nations, Rome, World Soil Resources Report No 84. 88 s.
8. Liski, J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. Biocheochemistry 29: 183-197.



Kuva 1. Hiilen määrä (g kg^{-1}) aurauksen palteen ja ojan ylimmässä kivennäismaakerroksessa sekä vastaavassa muokkaamattoman maan kerroksessa. Hiilen määrä sekä palteessa (n=6) että ojassa (n=6) eroaa tilastollisesti merkitsevästi muokkaamattomasta maasta (n=6) (* $p < 0.05$, ** $p<0.01$).

Nutrient amounts of former fields compared with forest soils 10 and 60-70 years after afforestation

Ravinnemäärät 10 ja 60-70 vuotta sitten metsitetyillä pelloilla ja viereisissä metsissä.

Antti Wall ja Jyrki Hytönen
Finnish Forest Research Institute, Kannus Research Station, Box 44, FIN-69101 Kannus, Finland: antti.wall@metla.fi.

Introduction

In Finland, over 220 000 ha of agricultural land has been afforested in recent decades. Information on effects of cultivation on soil fertility is needed to meet goals and objectives of forest management on afforested fields. Due to cultivation practices (ploughing, disking and harrowing, continued fertilization, soil amelioration with lime and growing of agricultural crops) the physical and chemical properties of agricultural soils probably differ considerably from those of forest soils even if the soils were similar prior to the cultivation. The effect of intensive agriculture on production potential of forest ecosystems and the duration of the effect is poorly known. To assess the potential of agricultural land for production of tree crops, information on direct site properties is needed.

Material and methods

This study examines the soil fertility of 12 former fields afforested 10 or 60-70 years ago with Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and their adjacent sites that have been continuously forested. The studied sites located in south and central Finland. Volumetric soil samples were collected from organic soil layer and from mineral soil down to 40 cm depth. Soil samples were analyzed for pH, bulk density, organic matter content and nutrient amounts (Kjeldahl N, acid ammonium acetate extractable P, K, Ca and Mg).

Results

In afforested fields, nutrient amounts in the mineral soil, especially in the 10-year-old afforestation areas were higher than in the adjacent forests (Fig 1). The 10-year-old afforested fields had in the organic layer plus in the 0-40 cm soil layer 68% more N, 41% more P, 83% more K, 252% more Ca and 6% more Mg than adjacent forests (Fig. 1). In the 60-year-old afforested fields differences were smaller (N 20%, Ca 121% more than in adjacent forests). Effects of agriculture on nutrient amounts were most clearly detected in the former tilling layer (0-20 cm) in the 10 years old sites and in the top layer (0-10 cm) in the older areas. Nutrient amounts in the organic layer of afforested fields were lower but nutrient concentrations higher than in their adjacent forests. In 10-year-old afforested fields bulk density of mineral soil tented to be lower and organic matter concentration higher than in adjacent forests. In both young and old afforested fields, soil pH was higher than in the adjacent forests.

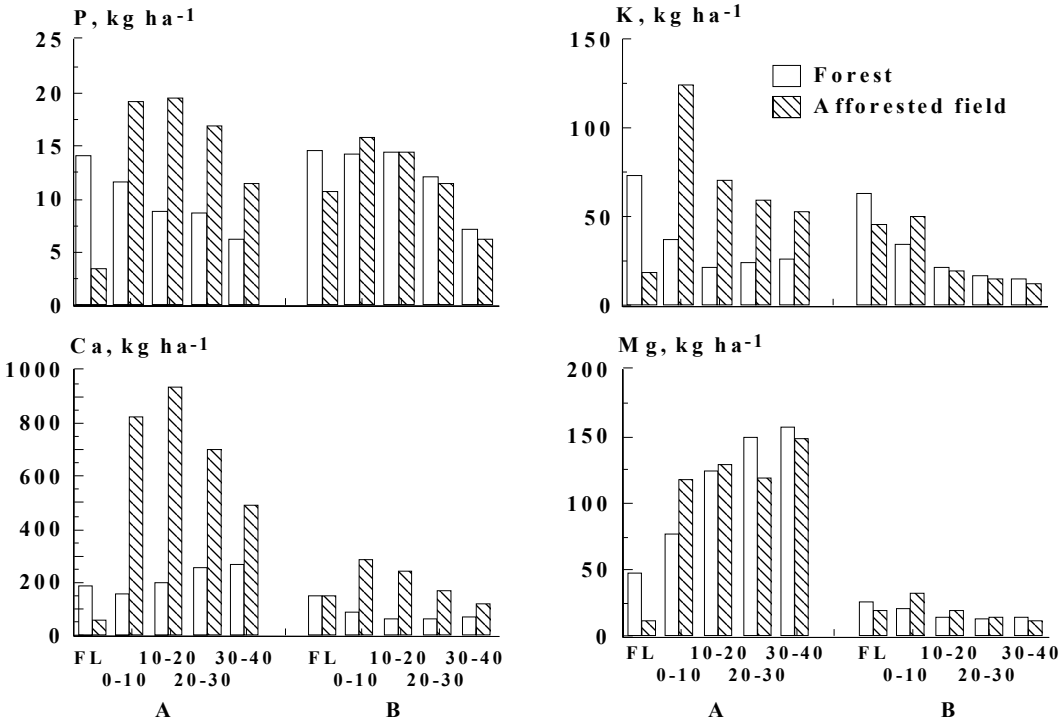


Fig 1. Acid ammonium acetate extractable phosphorus, potassium, calcium and magnesium amounts in the humus layer and in different depths of mineral soil. A = comparison between 10-year old afforested fields and their adjacent forests, B = comparison between 60-years old afforested fields and their adjacent forests. FL = forest floor.

The results show that changes in soil properties caused by agriculture have increased the nutrient amounts of the soil and changed their distribution within a soil profile. Consistently with our findings, other studies have also reported that the changes in the site characteristics caused by agricultural practices can be very long-standing (1,2).

Litterature

1. Compton, J.E. and Boone, R.D. 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. Ecology 81(8): 2314-2330.
2. Koerner, W., Dambrine, E., Dupouey, J.L. & Benoît, M. 1997. Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in Vosges mountains, France. Journal of Ecology 85: 351-358.

Birch in phytoremediation of polyaromatics (PAH)

Koivu polyaromaattien(PAH) fytoremediatiossa

Kim Yrjälä*[2)], Marja-Leena. Åkerman[1)], Carola. Fortelius[1)], Aki. Aittola[1)], Arja.Tervahauta[3)], Sirpa.Kärenlampi[3)] and Kielo.Haahtela[2]
[1)] Espoo-Vantaa Institute of Technology, Leiritie 1, FIN-01600 Vantaa Finland
[2)] Department of Biosciences, Division of general microbiology, P.O. Box 56, FIN-00014 University of Helsinki, Finland: kim.yrjala@helsinki.fi
[3)] Department of Biochemistry, University of Kuopio, P.O.Box 1627, FIN-70211, Kuopio Finland

Introduction

Phytoremediation is a set of technologies that use different plants as a containment, destruction, or an extraction technique. Phytoremediation as a remediation technology has been receiving attention lately as the results from field trials indicate a cost savings compared to conventional treatments (6-8). In search for suitable plants for phytoremediation of polluted sites the wooden trees are one alternative. Some tree species can be seen as the first 'immigrants' on such sites. On oil waste farming sites birch and willow have been seen to grow as well as on sites contaminated with heavy metals (4). There are some major advantages to wooden trees in phytoremediation: Perennial growth and accumulation with no need for annual harvest; well developed root system in mature seedlings/tree; effective water uptake, which can be used to stabilize the polluted site and some potential phytoremediator tree species are also of economical value.

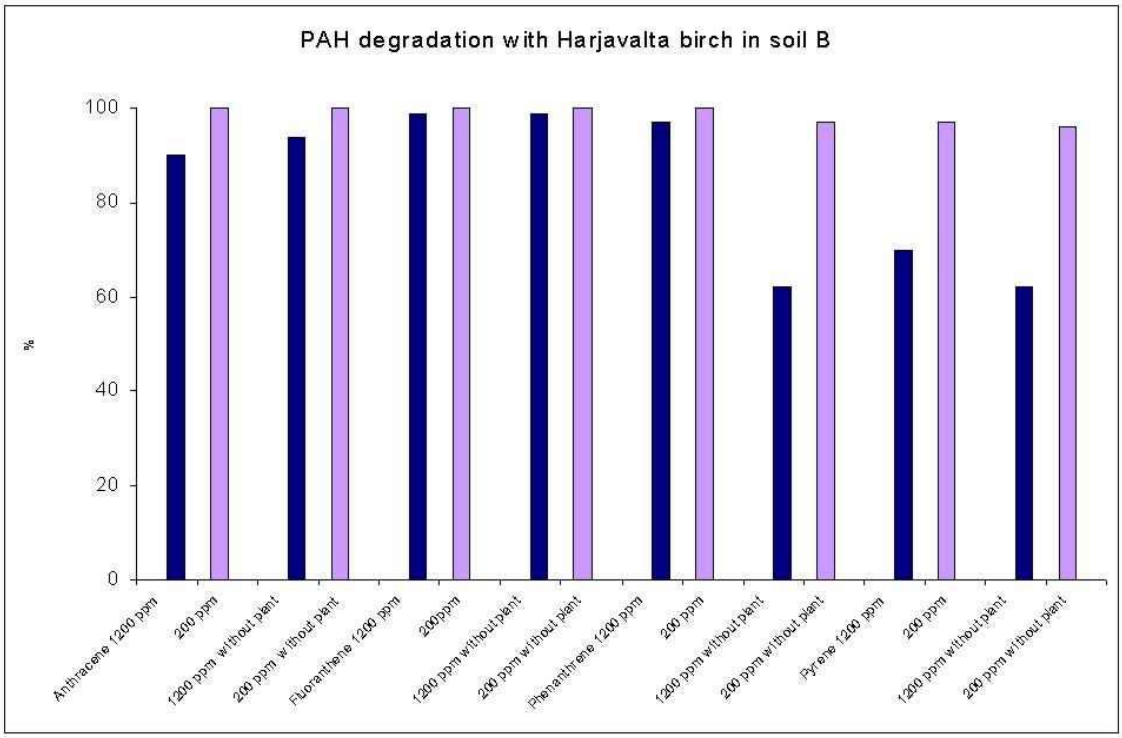


Fig.1. The percentage primary degradation of anthracene (with and without plant), fluoranthene, phenanthrene and pyrene, respectively, in soil containing 20% peat and 80% sand.

Polluted sites can typically contain hydrocarbons together with different kinds of harmful substances, among them heavy metals. The purpose with remediation of xenobiotics is different from those with elemental contaminants. In phytoremediation of hydrocarbons and chlorinated organic compounds the primary goal is to get biodegradation of the pollutants to harmless substances such as CO2, nitrate, chlorine and ammonia (1). The plant mechanisms involved in xenobiotics remediation are extraction, phytodegradation, rhizodegradation, sequestration and evaporation (7, 8). Remediation of elemental contaminants is again based on removal of the contaminant from the soil, but there is no option of degradation, since they are essentially immutable (5). We studied the feasibility of using birch in phytoremediation of PAH compounds.

Materials and methods

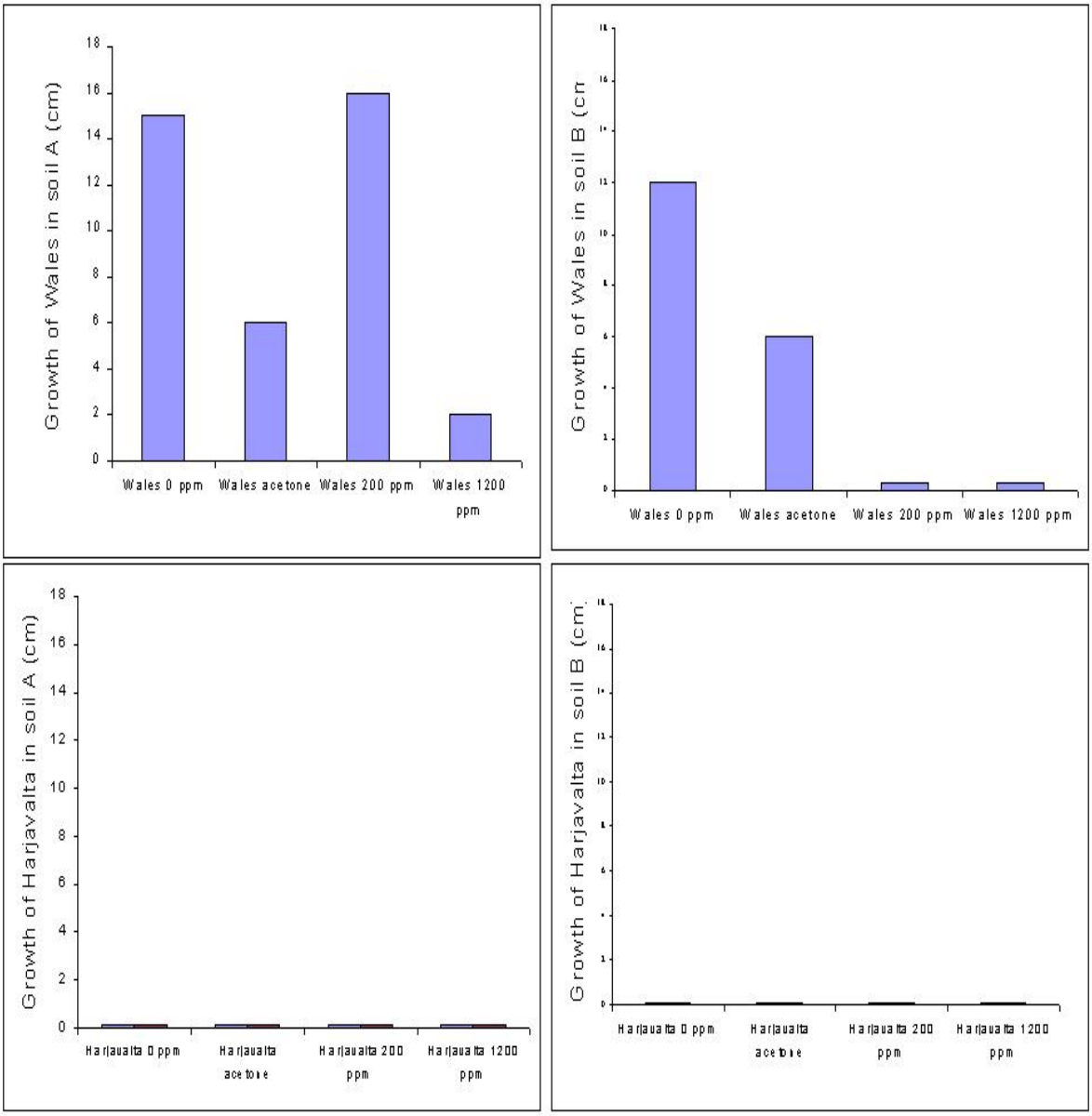


Fig. 2. Growth of Wales birch plants, measured as shoot length, during the 3.5-month incubation. The treatments were: 0 ppm PAH mixture, acetone, 200 ppm PAH and 1200 ppm PAH, respectively. The upper diagrams show growth of Wales clone in A and B soil, and the lower the growth of Harjavalta clone.

Experimental set up
Two birch clones Wales (W) and Harjavalta (Ha) were used (4) for planting in pots and grown in grean-house. The PAHs dissolved in acetone were added to soil (A: 50 % sand + 50 % peat; B: 80 % sand + 20 % peat) and the soil was mixed in a shaker and left drying to evaporate the acetone. The treatments were performed in triplicate. No fertilizer and no nutrients were added.

PAH analysis
At the end of the 3.5-month incubation different kind samples were taken for analysis and the bulk soil was used for the chemical analysis of degradation. The PAHs were extracted with acetonitrile and measured by HPLC.

Results and discussion

PAH primary degradation
Primary degradation was slightly higher in soil B (Fig.1) containing a smaller proportion of peat (20%). This could be explained by a better availability of PAH in soil with less peat, while humic material is known to bind aromatic compounds (2, 3). The degradation of phenanthrene and pyrene was also slightly higher with plant than without. The degradation in the 200 ppm PAH treatments was 100% or close to 100%, whereas in the 1200 ppm treatments degradation was lower for phenanthrene and lowest for pyrene having the highest molecular weight. The same trend was evident in soil A (results not shown), but the 1200 ppm phenanthrene treatment had the lowest primary degradation.

The growth of plants
The most striking difference was that the shoot length of Harjavalta birch clone did not change during the incubation. The Wales clone growth interestingly best with 200 ppm PAH mixture in soil A. In soil B the 0 ppm treatment gave the best plant growth. One possible reason for best growth in 200 ppm PAH could be that a plant growth promoting micro flora developed in that soil.

Conclusions
- The Wales birch was more tolerant to PAHs than the Harjavalta birch in short term incubation
- The Harjavalta birch did not grow in any of the treatments but stayed well alive
- Increasing PAH stress could be seen in the Harjavalta clone as chlorotic leaves and in the Wales clone as a decrease in the shoot growth
- Mycorrhiza could be seen in roots of both birch types
- Primary degradation higher in soil with larger proportion of sand

References

1. Cunningham, S. D., and D. W. Ow. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant physiology. Mar* : 715-719, 1996.
2. Eschenbach, A., R. Wienberg, and B. Mahro. Fate and stability of nonextractable residues of [C-14]PAH in contaminated soils under environmental stress conditions. *Environmental Science & Technology* 32: 2585-2590, 1998.
3. Kacker, T., E. T. K. Haupt, C. Garms, W. Francke, and H. Steinhart. Structural characterisation of humic acid-bound PAH residues in soil by C-13-CPMAS-NMR-spectroscopy: evidence of covalent bonds. *Chemosphere* 48: 117-131, 2002.
4. Kopponen, P., M. Utriainen, K. Lukkari, S. Suntioinen, L. Karenlampi, and S. Karenlampi. Clonal differences in copper and zinc tolerance of birch in metal-supplemented soils. *Environmental Pollution* 112: 89-97, 2001.

5. Meagher, R. B. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current Opinion in Plant Biology [Curr. Opin. Plant Biol.]*. 3: 153-162, 2000.
6. Romantschuk, M., I. Sarand, T. Petanen, R. Peltola, M. Jonsson-Vihanne, T. Koivula, K. Yrjala, and K. Haahtela. Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. *Environmental Pollution* 107: 179-185, 2000.
7. Salt, D. E., R. D. Smith, and I. Raskin. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49: 643-668, 1998.
8. Susarla, S., V. F. Medina, and S. C. McCutcheon. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18: 647-658, 2002.

Metsämaan mikrobitoiminnan muutokset primaarisukkession kuluessa

Changes in soil microbial activities along a primary succession transect

Päivi Merilä
Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 54, 39700 Parkano:
paivi.merila@metla.fi

Johdanto

Pohjanlahden rannikkoalueella 8–9 mm:n vuosinopeudella tapahtuva maankohoaminen (1) mahdollistaa maaperässä ja kasvillisuudessa tapahtuvien ajallisten muutosten seuraamisen spatiaalisilla transekteilla: rannasta sisämaahan päin edettäessä havaittavien kasvillisuusmuutosten voidaan katsoa edustavan kronologista sukkessiokehitystä. Metsäkasvillisuuden primaarisukkessio maankohoamisrannikon moreenimailla etenee leppävaltaisesta (*Alnus incana* (L.) Moench, *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner) lehtipuuvaiheesta lähes puhtaisiin kuusikoihin, usein koivuvaiheen kautta. Vaikka maankohoamisrannikon kasvillisuussukkessiota on tutkittu varsin runsaasti (ks. esim. kirjallisuuskatsaus 2), on maan mikrobitoiminnassa ja -yhteisörakenteessa samanaikaisesti tapahtuvia muutoksia tutkittu toistaiseksi varsin niukasti (3, 4).

Tämän tutkimuksen (5, 6) tarkoituksena oli tutkia maan ravinnekierron kannalta olennaisia hiilen (C) ja typen (N) transformaatioprosesseja ja niissä tapahtuvia muutoksia primaarisukkessiotransektilla. Näitä transformaatioita tarkasteltiin suhteessa kasvillisuudessa ja maan orgaanisen aineen laadussa (so. uuttuva N eri muotoineen, C:N suhde, kosteus, happamuus) tapahtuviin muutoksiin. Mikrobiyhteisön rakennetta tutkittiin fosfolipidirasvahappoanalysein.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimus tehtiin Björkössä, Raippaluodon saaristossa ja sitä varten perustettiin rantaviivasta sisämaahan päin etenevä sarja havaintoaloja (primaarisukkessiotransekti). Transekti koostui neljästä jokseenkin luonnontilaisesta metsikkövaiheesta:

(1) Lepikko: rantaviivan 70-vuotias harmaaleppää (*Alnus incana* (L.) Moench) ja pihlajaa *Sorbus aucuparia* L. kasvava metsikkö
(2) Koivikko: 80-vuotias, pääasiassa hieskoivua (*Betula pubescens* Ehrh.)
(3) Koivu/kuusi: 75-vuotias koivu-kuusisekametsä (*Betula pubescens* Ehrh., *Betula pendula* Roth. ja *Picea abies* (L.) Karst.)
(4) Kuusi I: 95-vuotias kuusikko

Sukkessiosarjan jatkamiseksi perustettiin viides havaintoala noin 12,2 km etelään varsinaisesta transektista:

(5) Kuusi II: 130-vuotias kuusikko

Typen nettomineralisaatiota ja nitrifikaatiota maan orgaanisessa kerroksessa tutkittiin v. 1997 neljällä peräkkäisellä viisi viikkoa kestäneellä inkubaatiokokeella maastossa (häiriintymättömät näytteet) ja laboratoriossa (seulotut ja homogenisoidut näytteet). Maanäytteiden kokonais-, NH_4^+- ja NO_3^--typpipitoisuudet KCl-uutoksista mitattiin inkubaation alussa ja lopussa. Nettoammonifikaation ja –nitrifikaation määrä saadaan loppu- ja alkutilanteen pitoisuuksien erotuksena. Vuonna 1998 näytteet kerättiin kerran, ja näytteistä mitattiin maan kokonaishiili- ja -typpipitoisuudet sekä mikrobibiomassaan sitoutunut N.

Nettomineralisaatiota mitattiin laboratorioinkubaatiokokeella kerran. Näytteille tehtiin myös kolme päivää kestänyt bruttomineralisaatiokoe N^{15}-laimenemismenetelmää soveltaen (7).

Maahengitys ja substraatin indusoima hengitys (SIR) mitattiin laboratorio-olosuhteissa vakiokosteudessa (vesipitoisuus 250% orgaanisen aineksen painosta) ja lämpötilassa (20°C)(8). SIR korreloi mikrobibiomassan kanssa. Maan mikrobiston yhteisörakennetta tutkittiin analysoimalla mikrobiyhteisön solumembraanien fosfolipidirasvahappokoostumusta (PLFA) (9).

Tulokset ja tarkastelu

Maan orgaanisen kerroksen ominaisuudet muuttuivat sukkessiotransektilla lepikosta kuusikkoon selvästi. C:N suhde, jota usein käytetään orgaanisen aineksen hajoamisnopeuden ennustajana, nousi 16:sta 37:ään ja samalla pH(H_2O) laski 5,1:stä 4,0:aan. Uuttuvan typen määrä väheni ja sen koostumus muuttui: sukkession alkuvaiheessa suurin osa (65–55%) uuttuvasta typestä oli epäorgaanisessa muodossa ja sukkessiotransektilla edettäessä epäorgaanisen typen osuus uuttuvassa fraktiossa väheni ollen vanhassa kuusikossa 8–35%.

Typen nettomineralisaatio väheni sukkessiotransektilla edettäessä merkittävästi. Neljän maastoinkubaatiojakson (3.6.–21.10. 1997) summana laskettu nettomineralisaatio oli 7,4 g m^{-2} lepikossa ja koivikossa, 7,0 g m^{-2} koivu-kuusisekametsässä ja 2,8–3,6 g m^{-2} kuusikoissa. Nettonitrifikaatiota tavattiin vain rantalepikossa. Maahengitys ja SIR pysyttelivät varsin vakaina. Tosin silloin, kun lämpö-ja kosteusolosuhteet näytteenottohetkellä olivat suotuisimmat, maahengityksellä ja SIR:llä oli taipumusta nousta edettäessä lepikosta kuusi I:een ja laskea jälleen kuusi II:ssa. Typen bruttomineralisaatiossa oli lievästi nouseva suuntaus transektilla edettäessä, mutta erot metsiköiden välillä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Nettomineralisaation väheneminen johtui siten pikemminkin siitä, että sukkession edetessä yhä suurempi osa mineralisoituvasta typestä sitoutuu edelleen mikrobibiomassaan. PLFA analyysit osoittivat, että maan mikrobiyhteisö muuttui selvästi sukkession edetessä. Nämä muutokset olivat yhteydessä mm. maan C/N suhteeseen ja pH:hon.

Kirjallisuus

1. Mäkinen, J., Ekman, M., Midtsundstad, Å. ja Remmer, O. 1986. The Fennoscandian land uplift gravity lines 1966-1984. Reports of the Finnish Geodetic Institute 85.4: 238 s.
2. Svensson, J.S. ja Jeglum, J.K. 2000. Primary succession and dynamics of Norway spruce coastal forests on land-uplift ground moraine. Studia Forestalia Suecica 209. Swedish University of Agricultural Sciences. Faculty of Forestry, Uppsala. 32 s.
3. Aikio, S., Väre, H. ja Strömmer, R. 2000. Soil microbial activity and biomass in the primary succession of a dry heath forest. Soil Biology & Biochemistry 32: 1091-1100.
4. Pennanen, T., Strömmer, R., Markkola, A. ja Fritze, H. 2001. Microbial and plant community structure across a primary succession gradient. Scandinavian Journal of Forest Research 16: 37-43.
5. Merilä, P., Smolander, A. ja Strömmer, R. 2002. Soil nitrogen transformations along a primary succession transect on the land-uplift coast in western Finland. Soil Biology & Biochemistry 34: 373-385.
6. Merilä, P., Strömmer, R. ja Fritze, H. 2002. Soil microbial activity and community structure along a primary succession transect on the land-uplift coast in western Finland. Soil Biology & Biochemistry 34. Painossa.
7. Davidson, E.A., Hart, S.C., Shanks, C.A. ja Firestone, M.K. 1991. Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification by ^{15}N isotopic pool dilution in intact soil cores. Journal of Soil Science 42: 335-349.
8. Nordgren, A. 1988. Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in large numbers of samples. Soil Biology and Biochemistry 20: 955-957.
9. Frostegård, Å. ja Bååth, E. 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biology and Fertility of Soils 22: 59-65.

Maaperän yleiskartoitus paikkatietoaineistojen ja -analyysien avulla – uuden alueellisesti kattavan tietovaraston kerääminen

The 1:250 000 Quarternary mapping project in Finland – a new procedure to built a spatial database using GIS analysis and multisource data.

Raimo Nevalainen*[1)], Eija Hyvönen[2)], Jouni Lerssi [3)] , Pauliina Liwata[4)], Maarit Middleton[5)], Jukka-Pekka Palmu[6)], Hanna Virkki[7)] ja Tapio Väänänen[8)]
[1)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 1237, 70211 Kuopio: raimo.nevalainen@gtk.fi
[2)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 77, 96101 Rovaniemi: eija.hyvonen@gtk.fi
[3)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 1237, 70211 Kuopio: jouni.lerssi@gtk.fi
[4)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 77, 96101 Rovaniemi: pauliina.liwata@gtk.fi
[5)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 77, 96101 Rovaniemi: maarit.middleton@gtk.fi
[6)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 96, 02151 Espoo: jukka-pekka.palmu@gtk.fi
[7)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 96, 02151 Espoo: hanna.virkki@gtk.fi
[8)] Geologian tutkimuskeskus, Pl 1237, 70211 Kuopio: tapio.vaananen@gtk.fi

Johdanto

Koko Suomen kattavalle yleismittakaavaiselle maaperäkartta-aineistolle on selvä tarve mm. seutusuunnittelussa, ympäristön- ja luonnonsuojelussa, maannoskartoituksessa (soil mapping), aineistojen yhteiskäyttöprojekteissa ja puolustusvoimilla. GTK on käynnistänyt vuonna 2001 kaksivuotisen hankkeen, jonka tavoitteena on menetelmien kehittäminen geologisen, topografisen, geofysikaalisen ja kaukokartoitusaineiston käsittelyyn ja tulkintaan 1:250000 mittakaavaisen maaperäkartan tuottamiseksi. Tiedonkeruussa huomioidaan eri tarpeet, jolloin syntyvästä karttatietokannasta on johdettavissa asiakkaiden tarpeita vastaavia tuotteita.

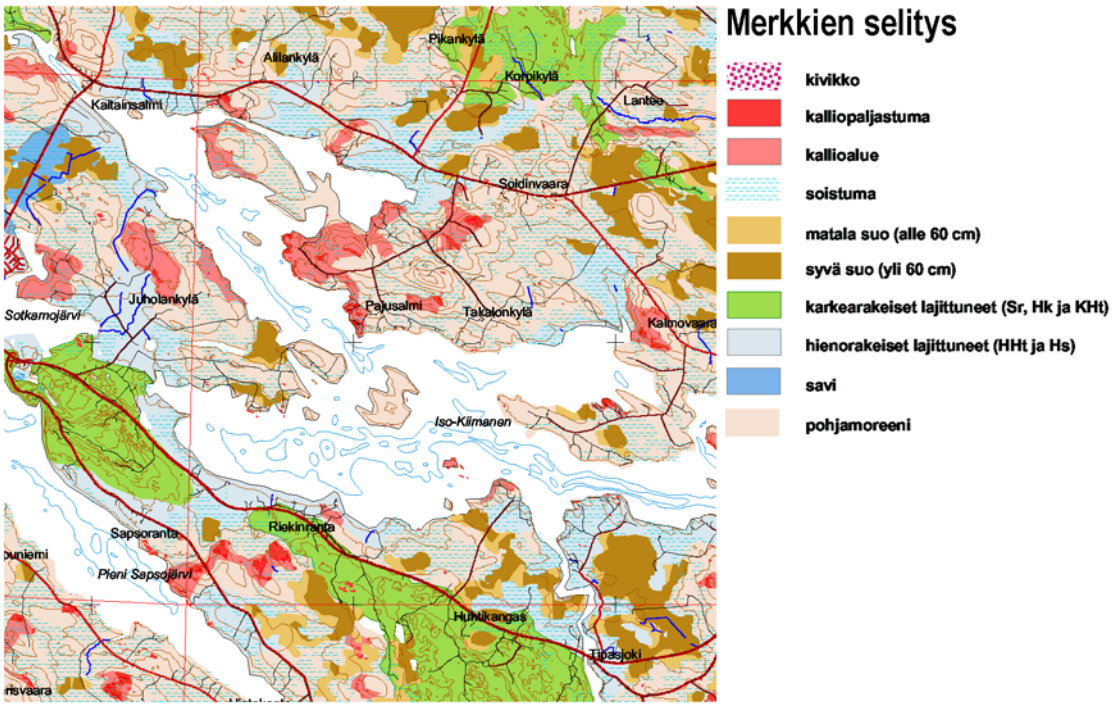
Aineistot ja menetelmät

Käytettäviä aineistoja ovat olleet mm. digitaalinen korkeusmalli (DEM), matalalentogeofysiikka (radiometrinen ja sähköinen mittausaineisto), maastotietokanta (1:20 000 ja 1:250 000) sekä numeeriset ilmakuvat. Maaperäaineistot kuten pehmeikköjen kairaustiedot, suokairaustiedot ja moreenimonttutiedot on kerätty työtietokantaan tulkinta-avaimiksi. Lisäksi on ollut käytettävissä mm. vesistö- ja jääjärvivaiheiden rantahavainnot ja –pinnat sekä vanhat miljoonamittakaavaisen maaperäkartoituksen kenttäkartat. Referenssiaineistona tai muulla tavoin on hyödynnetty myös sora- ja hiekkamuodostumakarttoja sekä eri projekteissa aikaisemmin syntyneitä aineistoja.

Työvälineinä on käytetty ErMapper kuvankäsittelyohjelmistoa sekä ArcView ja Arc/Info GIS-ohjelmistoa. Digitointi on tapahtunut kuvaruututyöskentelynä. Tulkinta-avaimet on kerätty piste- ja viivatasoiksi.

Tulokset ja tarkastelu

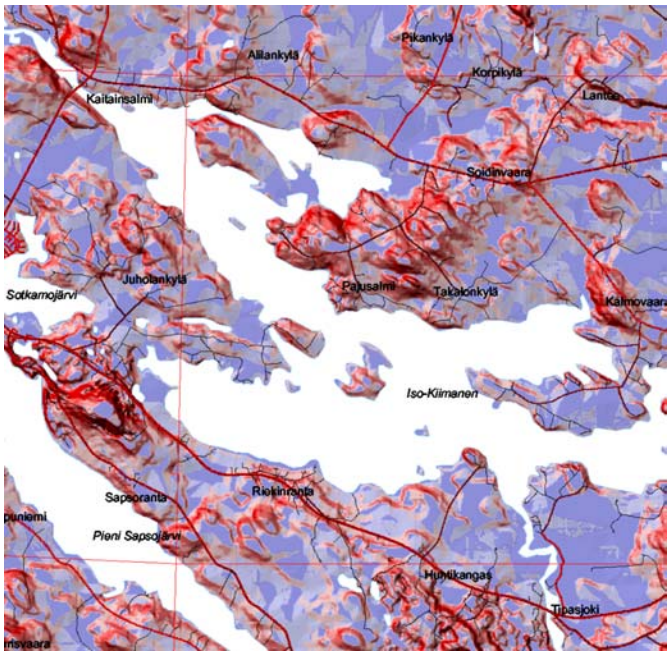
Pilottivaiheessa Sotkamon alueelta ja Länsi-Lapin alueelta Pohjois-Suomesta on tehty koekartat 1:100000 ja 1:250000 mittakaavoissa. Kartoissa on eroteltu maalajit, jäätikkösyntyiset muodostumat, avokalliot, kalliomaat, louhikot ja soistumat. Etelä-Suomen koealueen aineisto on tehty yleistämällä GIS-laskennan avulla siellä olemassa olevaa 1:20 000 maaperäkartoitusaineistoa.



Kuva 1. Palanen uutta 1:250 000 maaperäkarttaa Sotkamosta. Minimikuviokoko kartalla on 6,25 ha. Pohjakartta © Maanmittauslaitos lupa nro 543/MYY/02

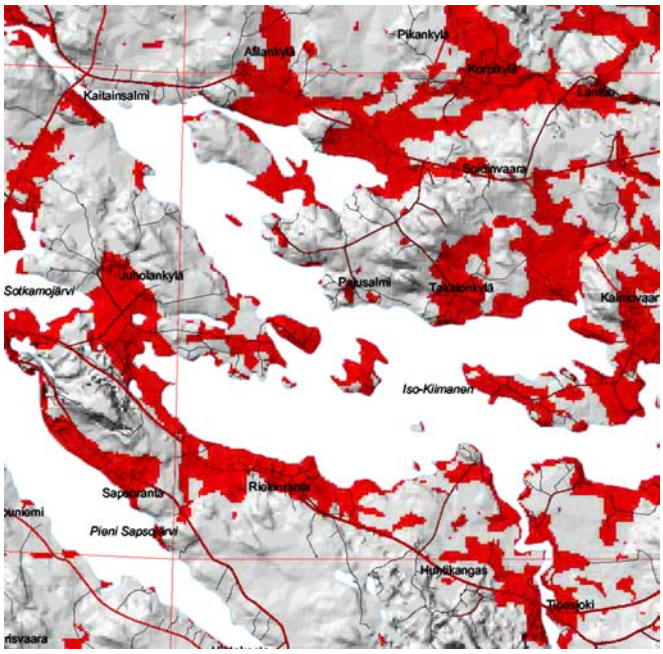
Lapin osalta pilottityö on perustunut pitkälti jo olemassa olevaan GTK:n 1:400 000 maaperäkartoitukseen, jota on päivitetty paikkatiedoltaan ja ominaisuustiedoltaan.

Digitaalista korkeusmallia (DEM) käyttäen on tulkittu glasifluviaaliset kerrostumat, moreenimuodostumat, kerrostumisaltaat ja geomorfologiset piirteet. Matalalentogeofysikaalista radiometristä aineistoa voidaan käyttää lajittuneiden kerrostumien ja karkearakeisten moreenikerrostumien rajauksessa sekä turvemaiden tulkinnassa. Turvemaat tulkitaan MML:n suomaskista luokittelemalla alueet radiometrisen ^{40}K –ikkunan ja GTK:n turveinventointitiedon avulla syviin soihin (>60 cm), mataliin soihin (60-30 cm) ja soistumiin (<30 cm).



Kuva 2. Korkeusaineiston avulla voidaan erotella mm. harjut, deltat, moreeniselänteet, kumpumoreenit ja järvisedimenttien kerrostumisaltaat. Kuvassa digitaalinen korkeusmalli on laskettu rinnejyrkkyyden mukaan. Pohjakartta © Maanmittauslaitos lupa nro 543/MYY/02

Sähköisen lentomittausaineiston avulla on kartoitettu hienorakeisten lajittuneiden kerrostumien esiintymistä. Niiden rajaamisessa lähtökohdan muodostavat lisäksi korkeusmallista tehtävä allasanalyysi, muinaisrantahavainnot sekä radiometrinen lentomittausaineisto.



Kuva 3. Lentogeofysiikan aineistoa (tässä sähköistä mittausta) käytettiin sopivasti luokiteltuna hienorakeisten lajittuneiden maalajien erottamiseen (tummat alueet kartalla). Kartta samalta kohti kuin kuvassa 1. Pohjakartta © Maanmittauslaitos lupa nro 543/MYY/02

Maastotietokantaa ja sen eri mittakaavaisia tuotteita on käytetty kallio- ja kalliomaa-alueiden määrittämisessä. GTK:n ja muiden tahojen keräämä piste- ja karttamuotoinen maastotieto muodostaa lisäksi tärkeän tulkinnan apuvälineen. Esimerkiksi kalliomaiden rajaamista varten on kerätty kaikki kallioperäkartoituksen yhteydessä kerätyt havainnot.

Etelä-Suomessa työ painottuu jo olemassa olevien 1:20 000 ja 1:100 000-maaperän kartoitusaineistojen yleistämiseen sekä tietosisällön rajoitettuun päivittämiseen ja täydentämiseen. Uutta tuotantoa tehdään erityisesti Pohjanmaalla sekä suppeammalla alueella kaakkoisessa Suomessa.

Pilottihanke on osoittanut että näillä menetelmillä on mahdollista tuottaa riittävällä tarkkuudella karttamuotoista tulkittua aineistoa, kuten aiemmin on oletettu (1). GTK tulee toteuttamaan valtakunnan kattavan 1:250000 maaperäkartoitustiedon tuottamisen 4-5 vuoden aikana. Jo kartoitetuilta alueilta tietokanta tuotetaan yleistämällä olemassa olevaa aineistoa. Projektissa tarvitaan yhteistyötä aineistoja tuottavien ja maaperätietoa hyödyntävien tahojen kanssa. Valtakunnallisen maannoskartoituksen pilottihankkeen kautta yhteistyöhön ovat lähdössä jo ainakin MTT, Metla ja Geodeettinen laitos.

Kirjallisuusviitteet

1. Nevalainen, R. 1996. Maaperäkartan tekeminen numeerisia aineistoja käyttäen. Geologi-lehti 9-10, pp166-169.

Maaperän vaikutus pohjaveden laatuun

The effect of soil on the ground water quality

Hannu Mannerkoski
Joensuun yliopisto, metsätieteellinen tiedekunta, PL111, 80101 Joensuu:
hannu.mannerkoski@joensuu.fi

Johdanto

Pohjavettä esiintyy maaperässä lähes kaikkialla missä maakerros on riittävän paksu ja maa pääsee kyllästymään vedellä jostakin syystä. Maaperän ominaisuudet vaikuttavat kuitenkin pohjaveden liikkumiseen ja laatuun. Pohjavedenpinnan taso seuraa pääosin maanpinnan korkeusvaihteluja, mutta siihen vaikuttaa myös maalaji sekä sadantaolosuhteet. Pohjaveden laatuun vaikuttavat sadeveden kemiallinen koostumus sekä ilman kautta tuleva laskeuma, kallioperän ja maa-aineksen kemiallinen koostumus, biologinen aktiivisuus pintamaassa sekä veden liikkumisnopeus maaperässä sekä ihmisen toiminta (1, 2).

Geologian tutkimuskeskus on tutkinut laajasti eri tyyppisten pohjavesien laatua koko maassa (2). Tutkimuksessa maaperä luokiteltiin glasifluviaalisiin muodostumiin, saven peittämiin alueisiin ja moreeneihin. Lisäksi tutkittiin kalliopohjavettä. Kallioperän vaikutusta selvitettiin luokittelemalla näytteet kivilajiryhmiin. Tulokset on esitetty myös pohjaveden alueellista vaihtelua kuvaavin kartakkein. Vesihallituksen pohjavesiasemilla on myös seurattu pohjaveden laatua pitkäaikaismittauksin (3). Ihmisen toiminta vaikuttaa pohjaveden laatuun erityisesti maankäytön ja erilaisten päästöjen kautta. Pohjaveden laadussa on myös vuodenaikaisvaihtelua (1, 3).

Veden kulkiessa sateesta kasvillisuuden ja maaperän pintakerrosten läpi sen kemiallinen koostumus muuttuu koko ajan (4, 5). Turvemaille tehtyjen pohjavesikaivojen veden laatua on tutkittu suhteellisen vähän (6, 7). Yleensä suon pohjavesi on yhteydessä alapuolisen kivennäismaan pohjaveden kanssa. Riippuen alueen topografiasta ja maaperästä vesi yleisimmin liikkuu hitaasti suon pohjan läpi alaspäin, mutta voi minerotrofisilla soilla, ainakin reunaosissa, tulla myös kivennäismaasta turpeeseen. Suon pohjan läpi suotautuvan veden laadun muutoksia ei liene tutkittu.

Tämän tutkimuksen tavoitteena on vertailla pohjaveden laatua moreenimaalla olevissa kaivoissa turvemaalla oleviin sekä turvemaan alla moreenissa oleviin.

Aineisto

Hakkuun ja maanmuokkauksen hydrologisten vaikutusten selvittämiseksi perustettiin vuonna 1990 viisi tutkimusvaluma-aluetta Sotkamon ja Kuhmon eteläosiin (8). Kullekin valuma-alueelle Geologian tutkimuskeskus asensi syksyllä 1993 3-7 pohjaveden laadun seurantaputkea. Putkista 16 on turvemaalla ja 14 kivennäismaalla. Turvemaalla sijaitsevista putkista 8 on kokonaan turpeessa ja 8 on kairattu niin syvälle, että putken siiviläosa on kokonaan suon alla kivennäismaassa. Edellisistä muodostuu samalla viisi paria, joissa on noin metrin etäisyydellä toisistaan putki vain turpeessa ja toinen joka mittaa veden laatua suon alla olevasta kivennäismaasta. Kaikkiaan muovisia veden laadun seurantaputkia on 30 ja lisäksi on 3 rautaputkea yksinomaan vedenpinnan syvyyden seuraamiseksi. Putkista on mitattu vedenpinnan syvyyttä ja otettu vedenlaatunäytteitä noin 7 kertaa vuodessa toukokuusta 1994 alkaen vuoden 2001 loppuun ja vesinäytteet on analysoitu Metsäntutkimuslaitoksen

laboratorioissa Joensuussa, Muhoksella ja Vantaalla. Valuma-alueista kahdella on tehty avohakkuu 1996 syksyllä ja maanmuokkaus syksyllä 1998.

Tulokset

Pohjavedenpinnan syvyys oli turvemaan kaivopareissa yleensä sama kokonaan turpeessa olevissa kuin turvemaan alapuolisessa moreenissa olevissa kaivoissa. Laadultaan turpeessa oleva pohjavesi erosi ympäröivien moreenimaiden pohjavedestä siten, että sen happamuus ja sähkönjohtavuus, kokonaistypen,orgaanisen hiilen ja sinkin pitoisuudet sekä hapen kulutus olivat suurempia ja taas nitraattitypen, suodattamattoman kokonaisfosforin ja sulfaattirikin pitoisuudet pienempiä (Taulukko 1). Kokonaistyppipitoisuus oli keskimäärin soilla kolminkertainen, mutta alueellisesti vaihdellen 2-8-kertainen.

Taulukko 1. Suolla olevien vain turpeeseen ulottuvien (Turve) ja turpeenalaisessa pohjamaassa (pohja) olevien pohjavesiputkien pohjavedenpinnan syvyydet ja pohjaveden laadun tunnukset keskimäärin vuosina 1994-2001. Lisäksi esitetään kaikkien kokonaan kivennäismaalla olevien kaivojen (mor) veden laadun keskiarvot.

Tunnus ja	Sijainti		Testi		Alueet				Testi		Yhd.vaik.
Yksikkö	turve	pohja	1)	mor	K-vaara	P-vaara	I-Kauhea	K-korpi	1)	2)	merk.
Pv-syvyys, cm	32	30	-	108	23	25	27	53	***	***	-
pH	4,8	5,1	***	5,8	5,5	5,8	4,0	3,7	***	*	***
Johtavuus, µS/cm	51	54	-	22	20	57	56	78	***	*	***
Alkaliteetti, mmol/l	0,25	0,33	***	0,10	0,08	0,44	0,03	..	***	***	-.
NO3N, µg/l	53	147	***	283	215	91	52	39	***	-	***
NH4N, µg/l	424	386	-	128	48	1036	74	99	***	***	-
Kok. N, mg/l	1,66	1,05	***	0,55	0,65	1,77	1,45	1,35	***	***	-
PO4P, µg/l	49	62	**	47	23	38	111	49	***	-	***
S:ton kok.P, µg/l	135	111	*	172	119	86	202	82	***	-	***
Suod. Kok.P, µg/l	55	59	-	26	20	38	124	36	***	-	***
SO4S, mg/l	1,18	1,84	***	2,19	0,62	2,02	1,36	1,84	***	-	***
Cl, mg/l	0,58	0,61	-	0,88	0,75	0,51	0,66	0,48	***	*	*
Ca, mg/l	2,70	2,78	-	1,35	1,10	6,31	1,49	0,62	***	***	-
Mg, mg/l	0,61	0,72	***	0,59	0,41	1,11	0,58	0,32	***	**	**
K, mg/l	0,59	0,70	**	0,52	0,46	1,08	0,61	0,15	***	-	***
Na, mg/l	1,55	1,57	-	1,51	1,69	1,94	1,42	0,96	***	*	***
Mn, µg/l	27	30	-	58	30	25	35	23	***	***	-
Zn, µg/l	69	40	***	28	56	40	70	55	***	-	***
Fe, mg/l	1,63	1,00	-	0,13	0,33	0,67	3,18	0,46	*	*	-
Kok. Fe, mg/l	1,01	1,25	***	1,99	0,97	0,86	2,01	0,55	***	-	***
Al, mg/l	0,24	0,34	***	0,07	0,07	017	0,59	0,35	***	-	***
COD, mg/l	62,6	44,7	***	4,4	21,7	27,3	91,6	91,1	***	*	***
TOC, mg/l	38,8	31,8	***	3,1	10,8	15,9	59,2	58,6	***	**	***
TC, mg/l	41,4	34,4	***	4,6	12,1	22,0	60,0	59,2	***	**	*

1) Vertailu jäännösvarianssia vasten, 2) Vertailu yhdysvaikutusvarianssia vasten

Turpeesta ja turpeen alta kerätyn pohjaveden koostumusta voidaan luotettavasti verrata vain kaivoparien avulla. Yleisesti turpeen alla olevassa moreenissa veden laatu poikkesi sekä yläpuolisessa turpeessa olevasta että ympäröivillä kankailla olevasta ja tunnusten arvot olivat näiden välistä. Monet erot olivat erilaisia eri valuma-alueilla olevissa pareissa. Vain alkaliteetin ja typen kokonaispitoisuuden erot olivat merkitseviä suhteessa tähän yhdysvaikutukseen. Kokonaistyppipitoisuus oli aina pienempi kuin yläpuolisessa turpeessa ja keskimäärin se oli suurempi kuin ympäröivillä kangasmailla, vaikka kahdella alueella ei eroa ollutkaan. Alkaliteetti oli turpeen alla pohjavedessä suurempi kuin turpeessa ja samalla myös suurempi kuin kankailla. Porkkavaaran pohjaveden typpi-, fosfori- ja kationipitoisuudet olivat

suurempia kuin muilla valuma-alueilla niin kivennäismaan kuin turvemaankin kaivoissa. Korsukorven ja Iso-Kauhean turvemaakaivojen vedessä oli orgaanista ainesta enemmän kuin muilla alueilla johtuen todennäköisesti suuremmasta happamuudesta.

Tarkastelu

Pohjaveden laadun selvittämiseksi vesinäytteet otettiin edellisenä päivänä tyhjennetyistä pohjavesikaivoista. Näin näyte vastaa näytteenottohetkellä putken ympärillä vallinnutta tilannetta. Myös pohjavedenpinnan syvyys mitattiin vasta näytteenoton yhteydessä, mikä on voinut johtaa syvyyden yliarviointiin, jos maa on niin heikosti vettä läpäisevää, ettei putki ole ehtinyt täyttyä tasapainoon ympäristön kanssa. Veden laatuun tällä menettelyllä ei kuitenkaan liene vaikutusta. Suon pohjamaasta kerätyn veden laatuun voi vaikuttaa myös veden mahdollinen virtaus putken pintaa pitkin turpeesta alapuoliseen moreeniin. Saadut tulokset eivät sulje pois tätä mahdollisuutta, mutta ovat voineet syntyä myös veden vähittäisen suon pohjan läpi tapahtuvan virtauksen vaikutuksesta. Orgaaniseen aineeseen liittyvistä tuloksista voisi päätellä suon alaisen pohjaveden pääasiassa tulleen yläpuolisen turpeen läpi, vaikka nitraattipitoisuus voisi viitata muuhunkin. Pohjaveden laatu vaihtelee alueellisesti samansuuntaisesti sekä turpeessa että kivennäismaassa. Kangasvaaran ja Iso-Kauhean valuma-alueiden joidenkin kaivojen nitraatti- ja fosfaattipitoisuudet ovat voineet suureta hakkuun ja maanmuokkauksen vaikutuksesta, mikä näkyy myös keskiarvoissa.

Moreenimaan pohjaveden ainepitoisuudet ovat yleensä vain noin kymmenesosa Lahermon (2) esittämistä moreenimaan kaivojen pitoisuuksista. Saman tutkimuksen moreenimaiden lähdevesien keskiarvot ja erityisesti alueellista jakaumaa kuvaavilta kartoilta saadut arvot ovat jo paljon lähempänä nyt saatuja, vaikka ovatkin vähän isompia. Tämä osoittaa tutkitun alueen vähäravinteista maaperää. Moreenimaiden pohjavesiputkista otetusta vedestä mitatut pitkäaikaiset keskiarvot (3) ovat vain vähän suurempia kuin nyt saadut. Turvemailta aiemmin mitatut arvot (6, 7) ovat hyvin samansuuruisia kuin nyt saadut ottaen huomioon pitoisuuksien suuren vaihtelun. Nurmes-tutkimuksessa (9) mitatut puroveden ainepitoisuudet ovat hyvin lähellä nyt saatuja pohjaveden pitoisuuksia. Puroissa on kuitenkin liukoista typpeä ja fosforia selvästi vähemmän kuin pohjavesikaivojen vedessä.

Kirjallisuus

1. Mälkki, E. 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Kustannusosakeyhtiö Tammi. Tampere. 304 s.
2. Lahermo, A., Ilmasti, M., Juntunen, R. ja Taka, M. 1990.Suomen Geokemian Atlas, osa 1. Suomen pohjavesien hydrokemiallinen kartoitus. Geologian tutkimuskeskus. Helsinki. 66 s.
3. Soveri, J. 1986. Pohjaveden laatuun liittyviä erityiskysymyksiä. In: Sovellettu hydrologia. Mustonen, S. (ed.). Vesiyhdistys r.y. Mänttä. S. 119-121.
4. Piirainen, S., Finér, L. ja Starr, M. 1998. Canopy and soil retention of nitrogen deposition in a mixed boreal forest in eastern Finland. Water, Air, and Soil Pollution 105: 165-174.
5. Piirainen, S., Finér, L. ja Starr, M. 2002. Deposition and leaching of sulphate and base cations in a mixed boreal forest in eastern Finland. Water, Air, and Soil Pollution 131: 185-204.
6. Starr, M. ja Laine, J. 1988. Interactions among peat properties, nutrient contents and water chemistry at Lakkasuo mire, central Finland. Proceedings of VIII Int. Peat Congress, Leningrad 1988. Section IV. s. 140-148.
7. Ahti, E. 1990. Fertilizer-induced leaching of elements from oligotrophic peat. In: Biomass production and element fluxes in forested peatland ecosystems. Hånell, B. (eds.). Proceedings of Seminar in Umeå, Sweden, Sept. 3-7, 1990. s. 139-156.
8. Finér, L., Ahtiainen, M., Mannerkoski, H., Möttönen, V., Piirainen, S., Seuna, P. ja Starr, M. 1997. Effects of harvesting and scarification on water and nutrient fluxes. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 648. 38 s.
9. Ahtiainen, M. 1991. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 45. 122 s.

Maaperän seuranta-asemat

The automatic soil stations of GSF; the monitoring of soil water content and temperature

Pekka Hänninen [1)], Raimo Sutinen [2)] ja Sari Penttinen [3)]
[1)] Geologian tutkimuskeskus Espoon Yksikkö: pekka.hanninen@gsf.fi
[2)] Raimo Sutinen, Geologian tutkimuskeskus Rovaniemen Yksikkö
[3)] Sari Penttinen, Geologian tutkimuskeskus Kuopion Yksikkö

Johdanto

Geologian tutkimuskeskuksella (GTK) on ollut automaattisia maaperän dielektrisyyden ja lämpötilan seuranta-asemia jo 1990 luvun puolivälistä alkaen. Asemien kokoonpano ja käytetty anturitekniikka on vaihdellut kulloisenkin tarpeen mukaan. Keväällä 2001 GTK perusti Suomen tiedeakatemian tuella Ilmatieteen Laitoksen (IL) sääasemien yhteyteen viisi maaperän seuranta-asemaa. Aseimen paikat oli valittu siten, että ne sijaitsisivat kattavasti eri maaperä- ja ilmastotyypeillä Etelä- ja Keski-Suomen alueella (taulukko 1). Kussakin asemassa oli viidellä syvyydellä dielektrisyys (1) ja lämpötila-anturit (2) : 0,1m, 0,3m, 0,5m, 0,7m ja 0,9m. Lisäksi kaikilla asemilla oli yksi lämpötila-anturi 5 cm syvyydellä. Mittauksia ohjattiin CR10X (Campbell sci.) tiedonkeruulaitteella ja ne tapahtuivat seitsemän kertaa päivässä : 03:00, 06:00, 09:00, 12:00, 15:00, 18:00 ja 21:00.

Taulukko 1. Maa-asemien nimet ja sijainti.

Aseman nimi	karttalehti	x-koord.	y-koord.	muodostuma
Nurmijärvi	2042 10	6711,08	2536,10	reunamuodostuma, hkmr
Multia	2243 04,	6923,26	2554,47	drumliini, mr
Ilomantsi	4244 05,	6933,33	4549,81	jääjärvi, si
Ylistaro	1333 10+2311 01	6982,40	2423,36	meri-/järvikerrostuma, sisa
Haapavesi	2433 08,	7116,67	2569,45	peittävä mr,sasimr

Esitettyjen asemien lisäksi GTK:lla on tällä hetkellä automaattisia seuranta-asemia Kittilässä, Muoniossa 2kpl, Hausjärvellä, Jokioisissa ja Valtimolla 2kpl. Näitä asemia ei tässä yhteydessä esitellä.

Kultakin asemapaikalta kaikilta syvyyksiltä otettiin näyte raesuuruusjakauman ja humuspitoisuuden määrittämiseksi. Näytteiden savespitoisuudet vaihtelivat 5-40%:iin ja hienoainespitoisuudet 30-100%:iin. Koostumukseltaan ainekset vaihtelevat hiekkaisista moreeneista laihaan saveen. Näytteet sisälsivät humusta 0,2%:sta (Nurmijärvi 0,9m) aina 6%:iin (Ylistaro 0,1m). Humuksen määrät eivät ole kuin Ylistaron pinninmaisessa näytteessä niin suuria, että sillä on merkitystä dielektrisyyden käyttäytymiseen (3).

Kaikki käytetyt anturit kalibroitiin laboratoriossa ennen asemien rakentamista. Kalibroinnissa käytettiin ilma-, kuivan hiekan ja vesimittausta (+20ºC) sekä ilmamittausta -20ºC. Mittauksissa antureiden huojunta oli pientä. Suurin variaatiokerroin oli 0,17% ja se oli keskimäärin alle 0,1%:a. Kaikkien antureiden lämpötilariippuvuus oli (+20ºC -> -20ºC) -0,001/ºC. Primaarituloksiin (τ) on käytettävä lämpötilan (t) korjauskertoimena

$$\tau_c = \tau + 0{,}001*(t-20) \qquad [1]$$

Antureiden keskinäiset erot olivat pieniä. CS615 manuaalin mukaan primaarit mittaustulokset on muutettavissa vesipitoisuuksiksi (θ_W), kun sähkönjohtokyky (σ) on alle 100 mS/m kaavalla :

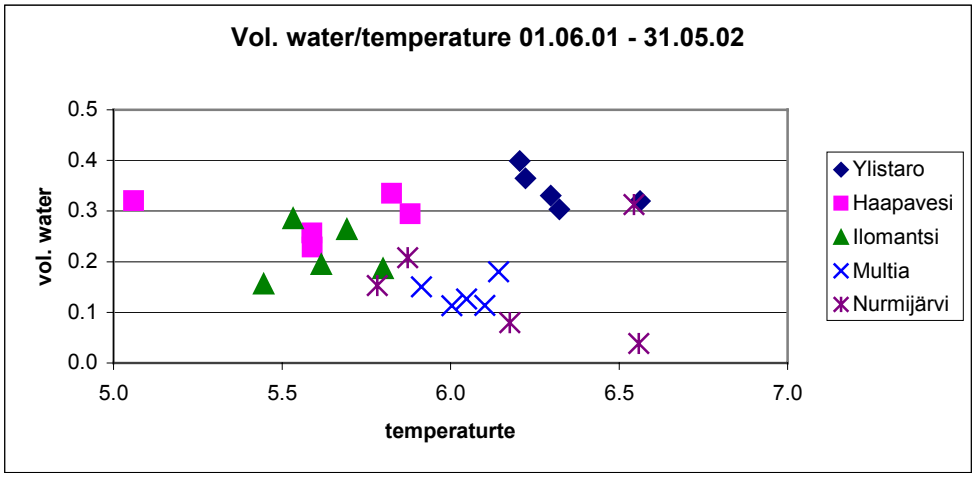
$$\theta_W = -0.187 + 0.037*\tau_c + 0.335*\tau_c^2 \qquad [2]$$

Korkeat sähkönjohtokyvyt johtuvat maa-aineksen suuresta savespitoisuudesta. GTK:n tekemissä peltomaiden mittauksissa runsaasti savea (> 40%) sisältävien maiden johtavuudet ovat olleet noin 50 mS/m ja vain anomaalisin paikoin (suolaiset savet) on saatu yli 150 mS/m johtavuuksia. Kalibroinnissa käytettyä kuivaa hiekka voidaan pitää vedettömänä. CS615 manuaalin kuvassa 2 oletetaan, että vesipitoiuuden ollessa 0 anturit antavat lukemaksi 0,7. Muunnoskaavaan on lisättävä anturikohtainen korjaustermi $\Delta = 0{,}7 - \tau_{\text{kuiva hiekka}}$. Mittausarvon ja vesipitoisuuden riippuvuudeksi saadaan

$$\theta_W = -0.187 + 0.037*(\tau_c - \Delta) + 0.335*(\tau_c - \Delta)^2 \qquad [3]$$

Maa-asemien lämpötilat ja laskennalliset vesipitoisuudet

Talven 2001 -2002 aikana maa-antureista laskivat nollan alapuolelle : Nurmijärvellä 0,7m, Multiassa 0,1m, Ilomantsissa 0,3m, Haapavedellä 0,3m ja Ylistarossa 0,5m. Savi-, vesi- (kuva 1) tai humuspitoisuudet eivät selitä maasta mitattuja lämpötilaeroja. Vaikuttavien tekijöiden on oltava ilman lämpötilan sekä lumen paksuuden vaihtelut.

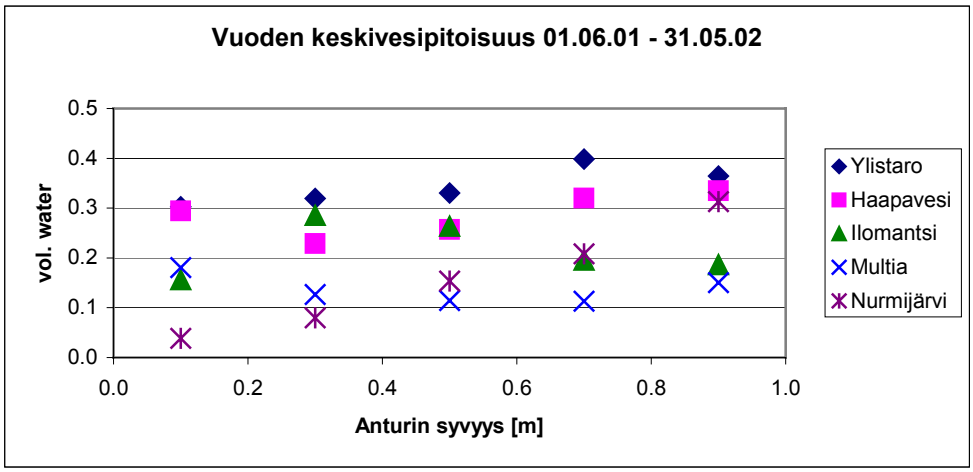


Kuva 1. Maakerrosten vuoden keskilämpötilojen ja -vesipitoisuuksien suhde seuranta-asemilla.

Laskennalliset vesipitoisuudet vaihtelivat suuresti mitatuissa maa-aineksissa. Lukuun ottamatta Nurmijärven 0,9 m (N90) syvyyden anturia karkeissa maa-aineksissa keskivesipitoisuudet olivat pieniä ja runsaasti saviainesta sisältävissä maissa suuria (kuva 2). N90 on hyvin vettä läpäisevä kerros, johon virtaa vettä maa-aseman viereisestä rinteestä. Seurannassa havaittiin, että kerros kuivuu ja kyllästyy nopeasti. Laskennallisten vesipitoisuuksien ajankohtaiset vaihtelut ovat suuria karkeissa, hyvin vettä johtavissa maissa sekä jäätyvissä maakerroksissa. Lumen sulaminen aiheuttaa vettä läpäisevään maaperään vesipulssin, jolloin vesipitoisuudet nousevat korkealle. Tämän jälkeen maa-aines kuivuu, eikä kesäsateilla ole juurikaan vaikutusta maa-aineksen vesipitoisuuteen.

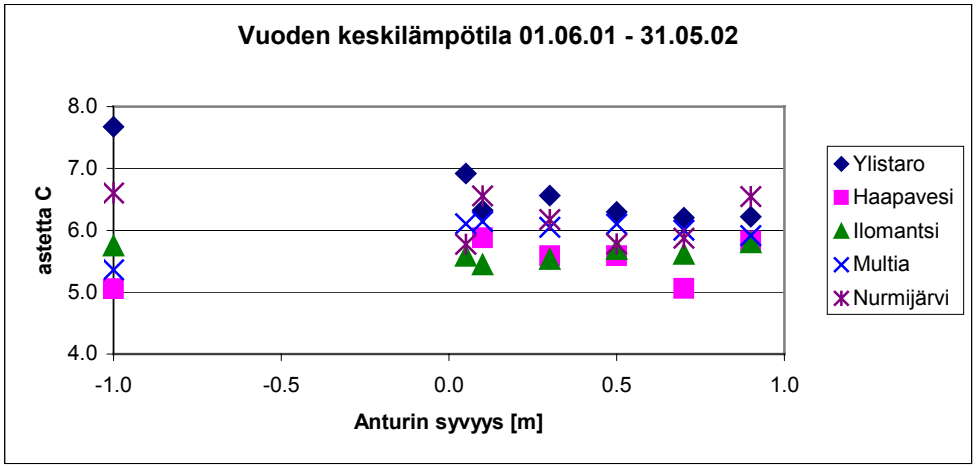
Hienoainespitoisissa maa-aineksissa, joissa vesi liikkuu hitaasti, maa-aines sisältää aina paljon vettä. Lumen sulaminen kyllästää maa-aineksen, jonka jälkeen aines kuivuu hitaasti kesäsateiden juurikaan vaikuttamatta vesipitoisuuksiin. Näissä maissa näennäisesti laskennalliset vesipitoisuusmuutokset voivat olla suuria, mikäli maa-aineksessa oleva vesi jäätyy, sillä jään ja veden sähköiset ominaisuudet ovat täysin erilaiset. Millään seuranta-asemalla ei havaittu täydellistä veden jäätymistä yli 0,3 metrin syvyydellä.

Savisimman ja vetisimmän, Ylistaron, lämpötilat ovat korkeimmat (kuva 3). Haapavesi, joka maa-ainekseltaan ja maantieteellisesti on lähimpänä Ylistaroa, on tätä selvästi kylmempi. Ylistaron asemaan pääsee aurinko esteettömästi paistamaan, kun Haapaveden asemaa varjostavat läheiset puut. Ilomantsi ja Multia ovat paikoissa, joissa auringon säteilylle ei ole esteitä.



Kuva 2. Seuranta-asemien eri antureiden laskennalliset vuosittaiset keskivesipitoisuudet.

Nurmijärven asema on pienellä aukiolla harvahkon mäntymetsän keskellä. Kun Ylistaron ja Haapaveden asemien vesi käytännössä pysyy muuttumattomana, virtaa Nurmijärven ja Ilomantsin asemille todennäköisesti ylärinteen suunnasta syvempien kerrosten vesi, jotka jäähdyttävät maaperää.



Kuva 3. Maa-asemien metrin korkeudella sijaitsevan tiedonkeruulaitteen (-1.0) ja maa-antureiden vuoden keskilämpötilat.

Johtopäätökset

Lumen peittämillä alueilla vain maaperän pintaosien lämpötilat laskevat nollan alapuolelle. Lumipeitteen paksuus ja ilman lämpötila määräävät sen, kuinka syvälle 0-isotermi tunkeutuu. Runsaasti hienoainesta sisältävissä maissa vesipitoisuus on korkea läpi vuoden, kun taas karkeissa maa-aineksissa maaperän rakenne määrää maakerroksen vesipitoisuuden. Vaikka maakerroksen lämpötila laskee alle nollan maaperässä oleva ei yleensä ole jäässä.

Viitteet

1. Campbell Scientific, 1999. CS615 Water Content Reflectometr Users Guide. 17 s.
2. Campbell Scinetific, 2000. 107 Temperature Probe Users Guide. 9.
3. Hänninen, P., Sutinen, R. & Penttinen, S., 2001. Orgaanisen aineksen vaikutus maa-aineksen dielektrisyyteen. Geologian tutkimuskeskus, raportti P31.4.028, 12 s.

Maaperän ja perunan alkuainepitoisuuksien vertailua kahdella kohdealueella Itä-Suomessa

Comparison of element contents of glacial soil and potatoes in two areas, Eastern Finland

Aimo Hartikainen[1)] ja Maria Nikkarinen[2)]
Geologian tutkimuskeskus, PL 1237 (Neulaniementie 5), 70211 Kuopio:
[1)]aimo.hartikainen@gsf.fi, [2)]maria.nikkarinen@gsf.fi

Johdanto

Maaperän alkuainepitoisuudet vaihtelevat luontaisesti suuresti alueelta toiselle kallioperä- ja maaperägeologian sääteleminä. Alkuaineiden alueellisesta pitoisuusvaihtelusta Suomen yleisimmässä maalajissa moreenissa on hyvät tiedot (1). Perunan koostumusta on tutkittu ravitsemuksellisista lähtökohdista sekä lannoituksen optimoimiseksi laadukkaan ja tehokkaan tuotannon varmistamiseksi (2,3). Maaperän geokemian yhteyttä perunan koostumukseen on vain vähän tutkittu Suomessa. USA:ssa on pystytty perunan hivenmetallipitoisuuksien avulla paikallistamaan perunan maantieteellinen kasvualue (4). Tämän esitutkimuksen tarkoituksena oli selvittää onko luontaisella geologialla vaikutusta perunan koostumukseen ja löytyykö geokemiasta selitystä perunan tummumiseen suurkeittiökäsittelyssä. Tutkimusta varten valittiin valtakunnallisen maaperägeokemiallisen kartoituksen perusteella kaksi selkeästi toisistaan poikkeavaa kohdetta, jotka olivat Iisalmen Pörsänmäki ja Sonkajärven Patamäki. Pörsänmäen kohde sijaitsee Laatokka-Perämeri-vyöhykkeellä, jossa keskipitoisuutta runsaampina esiintyvät useat alkuaineet mm. Ba, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, P, Sr ja Zn (5). Patamäen arkeeisella gneissialueella sen sijaan mm. mainittujen alkuaineiden pitoisuudet ovat alhaisia moreenin hienoaineksessa (taulukko 1).

Taulukko 1. Moreenin alkuainepitoisuuksia Iisalmen Pörsänmäen (n=50) ja Sonkajärven Patamäen (n=100) alueilla Geologian tutkimuskeskuksen tekemän alueellisen moreenigeokemiallisen kartoituksen mukaan. Viljavuuspalvelun mukaan Pörsänmäen peltojen muokkauskerroksen (n=47) pH on 6.1 (vaihteluväli 5.0-6.9) ja Patamäen (n=17) pH 5.9 (4.7-6.5).

	mg/kg	
	Pörsänmäki	Patamäki
Ba	176	54
Ca	4350	3391
Co	15	7
Cu	33	22
Fe	30046	11916
K	5166	1406
Mg	7560	2934
Mn	392	142
Mo	1.1	0.3
	1148	858
Pb	37	16
Sr	18	9
Ti	2022	1050
V	54	25
Zn	61	19

Aineisto

Molemmista kohteista otettiin kahdeksan perunaerää Asterix-lajiketta (á noin kolme kg) tasavälein hieman alle hehtaarin alueilta. Näytteet pestiin ja esikäsiteltiin pakastekuivaustekniikalla. Kustakin perunaerästä määritettiin 33 alkuaineen pitoisuus ICP-MS- ja ICP-AES-menetelmillä typpihappouutteesta. Lisäksi määritettiin hiili- ja typpipitoisuus hiili-vety-typpi-analysaattorilla ja gravimetrisesti perunan vesipitoisuus. Täsmälleen jokaisen perunaerän kasvupaikalta otettiin maanäytteet (á noin 300 g) muokkauskerroksesta ja tämän alta B-horisontista (jankko) 30-60 cm syvyydestä. Maanäytteistä määritettiin alkuainepitoisuudet sekä typpihappouutolla (lähes totaalipitoisuus, 33 alkuainetta) että 1 M ammoniumasetaatti-uutolla (pH 4.5) (helppoliukoinen pitoisuus, 25 alkuainetta) ICP-AES ja ICP-MS-menetelmillä (6). Lisäksi näytteistä analysoitiin hiili- ja typpipitoisuus hiili-vety-typpi-analysaattorilla. Joka toiselta perunanäytepaikalta koottiin noin 7 kg:n näytteet jankosta rakeisuusanalyysiä sekä humuspitoisuuden, vedenläpäisevyyden ja kapillaarisen nousukorkeuden määrityksiä varten. Muokkauskerroksesta mainittuja määrityksiä tehtiin kaksi kummaltakin pellolta. Muokkauskerroksen pH (1 osa maata, 4 osaa tislattua vettä) mitattiin neljältä paikalta muokkauskerroksesta ja jankosta sekä Pörsänmäeltä että Patamäeltä.

Tulokset ja tulkinta

Tämän tutkimuksen yhteydessä tutkittujen jankkonäytteiden kokonaispitoisuudet ovat rikkiä lukuunottamatta suuremmat Pörsänmäen kohteessa kuin Patamäellä ja vahvistavat käsitystä, että valitut kohteet ovat geokemiallisesti toisistaan poikkeavia (taulukko 2).

Samansuuntainen ero pätee myös helppoliukoisille jankon pitoisuuksille Ba:a lukuunottamatta (taulukko 2). Lannoituksella on lisätty pää- ja hivenravinteiden pitoisuuksia molemmissa kohteissa ja muokkauskerroksen pitoisuuserot ovat pienentyneet kohteiden välillä. Tämä näkyy erityisesti verrattaessa molempien kohteiden muokkauskerroksen helppoliukoisia alkuainepitoisuuksia alapuolisen jankon pitoisuuksiin (taulukko 2).

Perunan pääravinteiden keskimääräiset pitoisuudet ovat samaa tasoa molemmissa kohteissa lukuunottamatta Ca:a, jota on kaksi kertaa enemmän Pörsänmäen perunassa kuin Patamäellä. Ca:a on myös helppoliukoisena sekä Pörsänmäen muokkauskerroksessa että jankossa noin kaksi kertaa enemmän kuin Patamäellä. Sama koskee kemiallisesti Ca:n sukulaista Sr:a. Näitä molempia pantiin Pörsänmäellä peltoon runsaasti noin kahta vuotta aikaisemmin tapahtuneen peruslannoituksen yhteydessä. Joidenkin hivenaineiden pitoisuuserot kohteiden välillä ovat selviä. Pörsänmäessä kasvaneille perunoille on ominaista keskimäärin yli kaksinkertaiset Co-, Rb-, Bi- ja Mo-pitoisuudet Patamäen perunoihin verrattuna. Maan pH-arvot eivät selitä tätä eroa kohteiden välillä (taulukko 2). Tulos viittaa siihen, että lannoituksella ei ole täysin muutettu kohteiden välistä geokemiallista eroa näiden alkuaineiden osalta vaan geologinen sormenjälki on tunnistettavissa. Useimpien hivenaineiden osalta perunoiden pitoisuuserot kuitenkin luontevimmin selittyvät lannoituksesta aiheutuviksi.

Taulukko 2. Perunan (kuiva-aineen), muokkauskerroksen ja jankon (30-60 cm) keskimääräisiä (n=8) alkuainepitoisuuksia kahdella tilalla (Pörsänmäki ja Patamäki) Itä-Suomessa. Näytteistä analysoitiin ICP-MS- ja ICP-AES-tekniikalla helppoliukoinen pitoisuus (liuotus ammoniumasetaatilla=NH_4Ac) ja ns. totaalipitoisuus (liuotus typpihapolla=HNO_3). Hiili ja typpi määritettiin hiili-vety-typpi-analysaattorilla ja vesipitoisuus gravimetrisesti.

	Peruna		**Muokkauskerros**				*Jankko*			
	Pörsänmäki	Patamäki	Pörsänmäki		Patamäki		Pörsänmäki		Patamäki	
pH			6.67		5.77		6.60		6.09	
H_2O %	79.7	78.9	n.d		n.d		n.d		n.d	
C %	43.60	43.76	1.15		1.53		0.12		<0.1	
N %	0.769	0.763	0.189		0.188		0.086		0.088	
mg/kg	*HNO_3*	*HNO_3*	*NH_4Ac*	*HNO_3*	*NH_4Ac*	*HNO_3*	*NH_4Ac*	*HNO_3*	*NH_4Ac*	*HNO_3*
K	19875	21050	82	1006	79	443	24.7	1385	31.3	368
P	1841	1244	39	956	16	806	6.53	499	9.26	357
S	1253	1239	33.6	203	69	292	12.9	39.9	62.6	84.6
Mg	985	1022	99	2303	86	1127	88.7	3360	5.6	1058
Ca	319	158	1629	4363	864	2573	412	3299	64.3	2233
Ag	<0.1	<0.1	n.d	0.09	n.d	0.06	n.d	0.07	n.d	0.03
As	<0.02	<0.02	<0.5	1.18	<0.5	0.81	<0.5	1.53	<0.5	0.74
B	6.25	5.73	<0.5	2.60	<0.5	4.10	<0.5	2.07	<0.5	1.54
Ba	0.74	1.15	10.8	38.4	12.1	35.6	18.6	47.7	3.04	12.1
Be	<0.02	<0.02	<0.5	0.33	<0.5	0.34	<0.5	0.55	<0.5	0.30
Bi	0.048	0.023	n.d	0.08	n.d	0.04	n.d	0.06	n.d	<0.02
Cd	0.035	0.019	<0.5	0.06	<0.5	0.07	<0.5	0.02	<0.5	0.02
Co	0.055	0.018	<0.1	3.03	<0.1	1.69	<0.1	5.10	<0.1	1.96
Cu	5.04	3.64	0.32	7.30	0.60	11.3	0.07	9.05	0.06	5.00
Cr	<0.2	<0.2	0.66	18.6	<0.5	13.0	0.66	26.3	<0.5	10.3
Li	<0.05	<0.05	n.d	8.7	n.d	3.2	n.d	14.1	n.d	3.2
Mn	3.70	4.11	10.1	125	15.1	169	1.56	179	1.06	62
Mo	0.140	0.065	<0.2	0.16	<0.2	0.20	<0.2	0.16	<0.2	0.08
Ni	<0.3	<0.3	0.06	5.5	0.08	3.5	0.07	9.9	0.05	4.5
Pb	<0.02	0.04	<1	5.4	<1	6.1	<1	3.66	<1	1.97
Rb	19.2	8.76	n.d	12.4	n.d	6.2	n.d	15.6	n.d	2.76
S	1253	1239	33.6	203	69	292	12.9	39.9	62.6	84.6
Sb	<0.02	<0.02	<2	<0.02	<2	<0.02	<2	<0.02	<2	<0.02
Se	<0.5	<0.5	n.d	<2	n.d	<2	n.d	<2	n.d	<2
Sr	5.80	2.40	26.8	60.6	11.7	29.1	4.25	22.5	0.75	13.7
Th	0.023	<0.02	n.d	3.88	n.d	3.36	n.d	5.61	n.d	4.37
Ti	<1	<1	1.3	828	1.7	716	1.94	1007	2.75	747
Tl	<0.01	<0.01	n.d	0.11	n.d	0.06	n.d	0.14	n.d	0.03
U	<0.01	<0.01	n.d	0.94	n.d	0.53	n.d	1.32	n.d	0.58
V	<0.02	<0.02	0.23	24.4	0.33	21.0	0.17	32.3	0.36	13.8
Zn	7.11	8.00	0.50	16.3	7.1	26.5	0.17	20.2	0.14	6.2

n.d=ei määritetty

Maaperän fysikaalisilla ominaisuuksilla on selvästi merkitystä sekä muokkauskerroksen ja jankon helppoliukoisiin ja totaalipitoisuuksiin että joissain tapauksissa myös perunan alkuainepitoisuuksiin. Yleisesti ottaen jankon vedenläpäisevyyden ollessa heikko monen alkuaineen pitoisuudet ovat korkeat kaikissa analysoiduissa materiaaleissa. Tällöin myös perunan vesipitoisuus on korkea. Tummuvan perunan vesipitoisuus oli alhaisempi kuin muissa analysoiduissa perunaerissä. Lisäksi tummuvan perunan B-, Ca-, Mg-, Mn-, Mo- ja S-pitoisuudet olivat alhaisempia ja Rb-pitoisuus selvästi korkeampi kuin seitsemässä vertailuerässä.

Perunan koostumuserojen ja maaperän geokemian välisen yhteyden tulkintaa tässä esiselvityksessä vaikeuttaa se, että Pörsänmäen ja Patamäen perunapeltoja lannoitettiin eri määrin ja eri lannoittein. Seuraavassa vaiheessa tutkitaan maaperän geokemian vaikutusta perunan alkuainekoostumukseen kohteessa, jossa lannoituksen vaikutus on minimoitu.

Kirjallisuus

1. Salminen R. (toim) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa vuosina 1982-1994. Summary: Regional Geochemical Mapping in Finland 1982-1994. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 130. 47s.
2. Kari M. 1998. Perunan sisäisen laadun hallinta. Loppuraportti. Perunantutkimuslaitoksen julkaisu 2/1998.
3. Blomberg K. & Hallikainen A. 2000. Kotimaisten ja ulkomaisten ruokaperunoiden vieraat aineet; glykoalkaloidit, nitraatit ja raskasmetallit. Elintarvikeviraston tutkimuksia 3/2000: 28+8p.
4. Anderson K.A., Magnuson B.A, Tschirgi M.L. & Smith B. 1999. Determining the Geographic Origin of Potatoes with Trace Metal Analysis Using Statistical and Neural Network Classifiers. American Chemical Society, J. Agric. Food Chem. 47, pp. 1568-1575.
5. Koljonen T. (ed) 1992. The Geochemical Atlas of Finland. Part 2: Till. Geological Survey of Finland. 218p + 9 app. maps.
6. Räisänen M. L., Kashulina, G. & Bogatyrev, I. 1997. Mobility and retention of heavy metals, arsenic and sulphur in podzols at eight locations in northern Finland and Norway and the western half of the Russian Kola Peninsula. Journal of Geochemical Exploration 59, 175-195.

Pintakerrosvalutuskentän käyttö puskurivyöhykkeenä ympäristön hoidossa
Constructed overland flow area as a buffer zone

Marjut Karsisto[1)], Veikko Kitunen[1)] ja Jukka Laine[2)]
[1)] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan Tutkimuskeskus, Pl 18, 01301 Vantaa:
marjut.karsisto@metla.fi, veikko.kitunen@metla.fi.
[2)] HelsinginYliopisto, Metsäekologian laitos, Pl 27, 00014 Helsingin Yliopisto:
jukka.k.laine@helsinki.fi.

Johdanto

Ojitettuja soita pyritään Suomessa palauttamaan luonnontilaan lähinnä kansallispuistoissa ja luonnontilaisilla alueilla. Yhtenä hyötynäkökulmana soiden ennallistamisessa on esitetty luonnontilaisten soiden ns. suodinvaikutuksen palauttaminen. Ojitetuista soista ennallistettujen puskurivyöhykkeiden tarkoituksena on ehkäistä yläpuolisilta soilta ja kivennäismailta tehtyjen metsätaloudellisten toimenpiteiden aiheuttamia vesistöhaittoja [1]. Tämän osatutkimuksen tavoitteena oli karakterisoida metsätalousalueelta tulevan veden muuttumista sen virratessa ennallistettavan suon läpi alla olevaan vesistöön. Uutena tutkimusmenetelmänä käytimme läpivirtaavan veden luonnehdintaa sen sisältämän orgaanisen aineksen molekyylikoon mukaan. Tutkimme läpivirtaavien vesien orgaanisten fraktioiden sisältämiä ravinteiden ja raskasmetallien määriä tavoitteena selvittää ensinnäkin kuinka paljon missäkin fraktiossa niitä esiintyy ja kuinka niiden esiintyminen eri fraktioissa muuttuu veden virratessa suoalueen läpi. Tutkimuksen yhtenä tavoitteena oli selvittää, voiko ennallistettava suo toimia puskurivyöhykkeenä poistamalla läpivirtaavasta vedestä molekyylikooltaan sellaisia yhdisteitä, jotka aiheuttavat nopeaa rehevöitymistä joutuessaan alapuoliseen vesistöön.

Aineisto ja menetelmät

Analysoimme ainetaseiden muutoksia alun pitäen luonnontilaisen ja sittemmin ojitetun (1950) minerotrofisen suon (tall-sedge pine fen) uudelleen vettämisen (1995) jälkeen. Koealue, Koninlamminsuo, sijaitsee Keski-Suomessa (61° 48’ N, 24° 17’ E). Näytteitä otettiin alueelle tulevista ja sieltä lähtevistä vesistä sekä useasta näytteenottopisteestä koealueen sisällä. Ojien tukkimisen myötä suon kasvillisuus oli muuttunut runsaan vuoden kuluessa niin, että tupasvillasta (*Eriophorum vaginatum*) oli tullut vallitseva laji [1]. Rahkasammalen peittävyys oli myös lisääntynyt ennallistamisen jälkeen. Liukoisen orgaanisen aineen luonnetta kuvaavien analyysien avulla selvitimme kuinka yläpuoliselta valuma-alueelta tulevat vedet muuttuivat laadullisesti valuessaan koealueen läpi. Vesinäytteiden fraktiointi tehtiin ultrasuodatuslaitteistolla käyttäen eri huokoskokoa olevia suodattimia. Näin saaduista eri molekyylikokoa olevista fraktioista (0-1kD, 1-10kD, 10-100kD, > 100kD; yksikkö kD = kilodalton) analysoitiin liuenneet ravinteet ja hivenet. Liukoisen kokonaishiilen, -typen, -fosforin sekä nitraatin, ammoniumin ja hivenaineiden pitoisuudet määritettiin Vesinäytteiden Analyysiohjeiden mukaisesti [3].

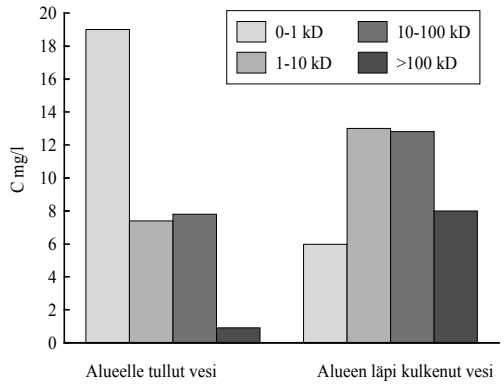
Tulokset ja tarkastelu

Käytetyllä fraktiointimenetelmillä saatiin uudenlaista tietoa koealueen läpi virtaavien vesien eri molekyylikokoa olevien yhdisteiden muutoksista. Rehevöitymistä aiheuttavat (< 1kD) pienimolekyyliset hiili- ja typpi- ja fosforiyhdisteet vähenivät vesien kulkiessa suon läpi. Sekä

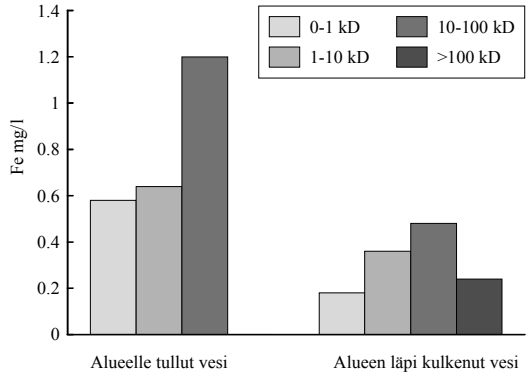
mikrobit että myös koealueella hakkuun jälkeen kehittynyt runsas pintakasvillisuus käyttää biomassaansa näitä yhdisteitä. Sitä vastoin suurempimolekyylisten liukoista typpeä ja hiiltä sisältävien yhdisteiden pitoisuudet nousivat läpivirtaavien vesien huuhtoessa mukaansa ennallistettavasta suosta humuspitoisia yhdisteitä. Tämä on ymmärrettävää ennallistamisen alkuvaiheessa, koska alueelle johdettu vesi huuhtoo suosta mukanaan yhdisteitä. Näiden yhdisteiden huuhtoutuminen oletettavasti pienenee, kun ennallistamisesta on kulunut pidempi aika. Tiedetään, että suurimolekyylisten yhdisteiden hajoavuus vesistössä on hidasta.

Aikaisemmin ojitettuna ollut nyt uudelleen vetetty Koninlamminsuo sitoi turpeeseen ja/tai pintakasvillisuuteen yläpuoliselta valuma-alueelta tulleiden vesien sisältämiä hivenaineita. Suon läpi valuneiden vesien kalsium-, natrium-, kalium- ja magnesiumpitoisuudet olivat merkittävästi pienemmät kuin lähtötilanteessa. Pitoisuudet vähenivät kaikissa fraktioissa, myös suurimolekyylisissä fraktioissa, poiketen hiili, typpi- ja fosforiyhdisteiden käyttäytymisestä.

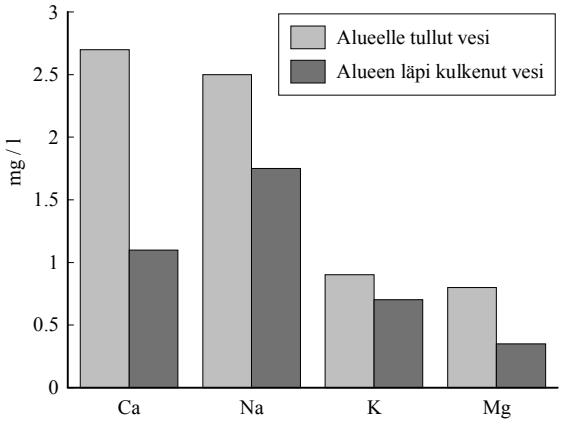
Liukoisen raudan pitoisuudet suo-alueen läpi valuneessa vedessä olivat alentuneet kaikissa kolmessa molekyylikooltaan < 100kD fraktiossa. Tämä merkitsee sitä, että suo on sitonut itseensä rautayhdisteitä - pienimolekyylisten yhdisteiden lisäksi myös melko suurimolekyylisistä yhdisteistä (10-100kD).



Kuva 1. Liuenneen hiilen (C mg/l) pitoisuus molekyylikooltaan erilaisissa fraktioissa (yksikkö kD = kiloDalton)



Kuva 2. Liuenneen raudan (Fe mg/l) pitoisuus molekyylikooltaan erilaisissa fraktioissa (yksikkö kD = kiloDalton) .



Kuva 3. Liukoisten Ca, Na, K, Mg (mg/l) pitoisuudet suoalueelle tulevassa ja sieltä lähtevässä vedessä.

Tulokset osoittavat, että pintakenttävalutuskenttä toimi puskurivyöhykkeenä poistaen läpivirtaavasta vedestä molekyylikooltaan sellaisia N-, P-, C-yhdisteitä, jotka aiheuttavat rehevöitymistä joutuessaan alapuoliseen vesistöön. Myös hivenaineiden osalta suo toimi tehokkaana biofiltterinä. Tämä tutkimus toi tietoa, jonka perusteella on entistä mielekkäämpää käyttää ennallistettavia soita puskurivyöhykkeenä etenkin pää- ja hivenravinteiden huuhtoutumista aiheuttavien metsänkäsittelytoimenpiteiden yhteydessä.

Kirjallisuus

1. Sallantaus, T., Vasander, H. and Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. (Summary: Prevention of detrimental impacts of forestry operations on water bodies using buffer zones created from drained peatlands.). Suo 49:125-133.
2. Komulainen, V-M., Tuittila, E-S., Vasander, H. and Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO_2 balance. Journal of Applied Ecology 36:634-648.
3. Jarva, M. ja Tervahauta, A., 1993. Vesinäytteiden analyysiohjeet. Metsäntutkimuslaitos, Metsäekologian tutkimusosasto. ISBN 951-40-1326-3.

Kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuuksien syvyyssuuntainen vaihtelu kolmen ombrotrofisen rämeen pintaturpeessa

Vertical distribution of copper, nickel and zinc in three ombrotrophic peat bogs in Finland

Tiina M. Nieminen*[1)], Liisa Ukonmaanaho[1)], Nicole Rausch [2)] ja William Shotyk[2)]
[1)] Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa: tiina.nieminen@metla.fi, liisa.ukonmaanaho@metla.fi
[2)] Ympäristögeokemian laitos, Heidelbergin yliopisto, Im Neuenheimer Feld 236 D-69120 Heidelberg, Saksa: shotyk@ugc.uni-heidelberg.de, nicole.rausch@ugc.uni-heidelberg.de

Johdanto

Suomessa ombrotrofisten soiden pintaturpeen metallipitoisuuksia on käytetty alueellisissa raskasmetallilaskeuma-arvioinneissa jo 1970-luvulla (1, 2). Hivenravinnetutkimuksissa on selvitetty myös kupari- ja sinkkipitoisuuksien syvyyssuuntaista vaihtelua (3), mutta turpeen nikkelipitoisuuksia on puolestaan analysoitu melko vähän (4). Metallikertymien syvyyssuuntaista vaihtelua ei Suomessa ole juurikaan käytetty metallilaskeumahistorian takautuvaan selvittämiseen, mutta mm. Sveitsissä on laadittu pitkiä aikasarjoja lyijylaskeumista (5,6). Metallikertymien käyttö laskeuma-aikasarjojen laadinnan pohjana edellyttää, että kyseinen metalli pidättyy voimakkaasti turpeeseen. Tässä esityksessä tarkastellaan kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuuksien syvyyssuuntaista vaihtelua noin 1 metrin paksuisessa pintaturpeessa eri tavoin kuormitetuilla soilla.

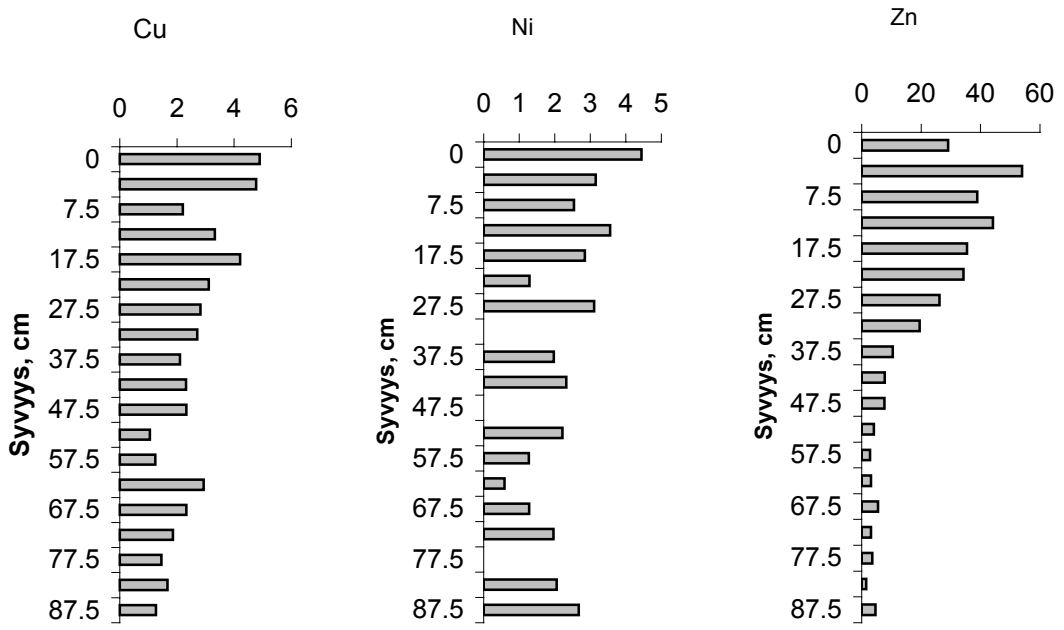
Aineisto

Tutkimusaloina olivat ombrotrofiset rämeet Hietajärvellä, Outokummussa ja Harjavallassa. Pohjois-Karjalassa, Patvinsuon kansallispuistossa sijaitseva Hietajärvi edustaa tausta-aluetta, jonka lähettyvillä ei ole pistemäisiä saastelähteitä, teitä eikä maataloutta(7). Outokummun suokohde on noin 8 km:n etäisyydellä Suomen suurimmasta kupari-nikkeli kaivosalueesta, joka oli toiminnassa 1980-luvulle asti, ja Harjavallan suo puolestaan sijaitsee noin 6 km:n etäisyydellä suuresta kupari-nikkelisulatosta. Kustakin tutkimuskohteesta otettiin Wardenaar-kairalla turvepatsas (15 cm x 15 cm x 100 cm), joka viipaloitiin 5 cm:n paksuisiksi viipaleiksi. Kuivatetuista ja jauhetuista viipalenäytteistä analysoitiin kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet EMMA-XRF- menetelmällä (8). Wardenaar-kairanreiän pohjalta nostettiin lisäksi noin 1,50metrin syvyydestä venäläisellä kairalla 50 cm pitkä ja 12 cm leveä puolisylinterin muotoinen näyte radiohiiliajoitusta varten. Radiohiiliajoitukset tehtiin Heidelbergin yliopiston ympäristöfysiikan laboratoriossa.

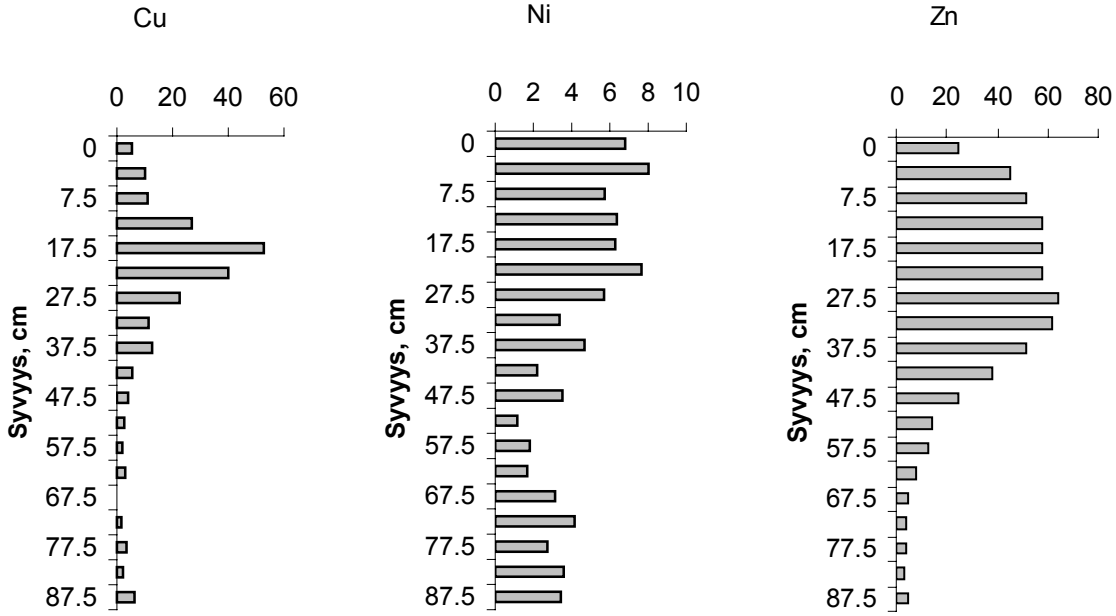
Tulokset ja tarkastelu

Hietajärven turvepatsaan kuparipitoisuuksien syvyyssuuntainen vaihtelu oli vähäistä (Kuva 1), mutta kahden muun tutkimuskohteen näytteissä pitoisuudet suurenivat selvästi 45-20 cm:n syvyydestä ylöspäin siirryttäessä (Kuvat 2 ja 3). Suurimmat pitoisuudet olivat 20 cm:n paksuisessa pintakerroksessa, ilmentäen kaivos- ja sulattotoiminnan aiheuttamaa metallilaskeumaa. Vastaavasti myös sinkin ja nikkelin suurimmat pitoisuudet olivat ylimmässä 40 cm:n kerroksessa. Sinkkipitoisuudet suurenivat ylöspäin siirryttäessä myös Hietajärven tausta-alueen näytteessä.

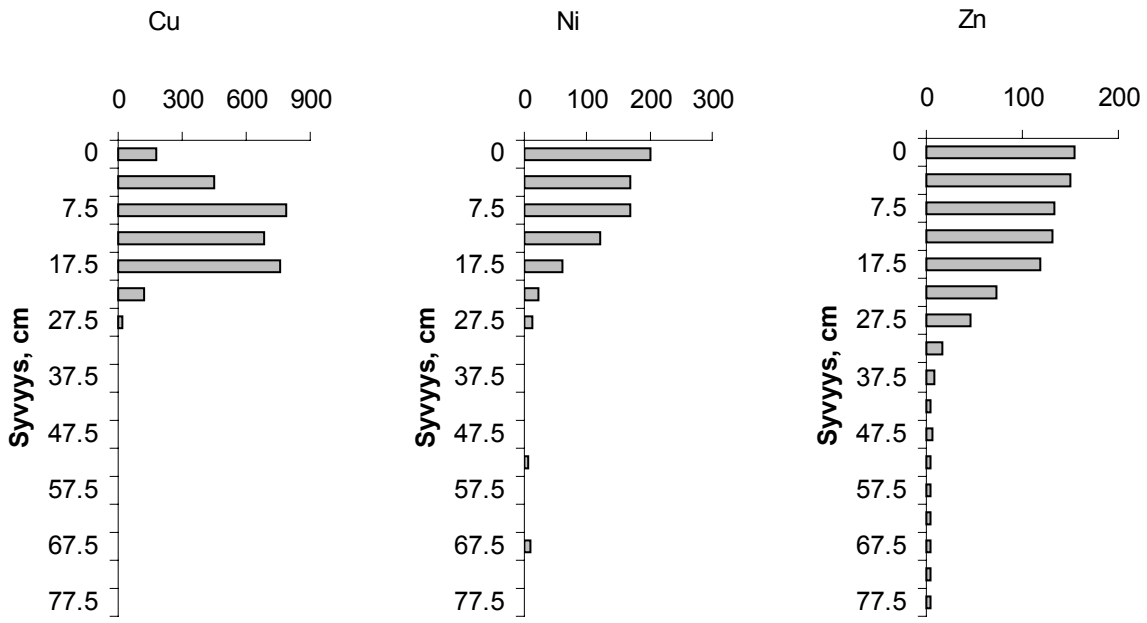
Eri suokohteiden pintaturpeen ikä vaihteli huomattavasti. Hietajärven noin 1,50metrin syvyydestä nostetusta näytteestä määritetty ikä oli noin 2600, Outokummun 1500 ja Harjavallan vain noin 350 vuotta. Ennen turvekerrosten tarkempaa ajoittamista ei tutkimuskohteiden laskeumahistorian varsinaista vertailua voida tehdä.



Kuva 1. Kupari-, nikkeli ja sinkkipitoisuuksien (mg kg^{-1}) syvyyssuuntainen vaihtelu Hietajärven suon pintaturpeessa.



Kuva 2. Kupari-, nikkeli ja sinkkipitoisuuksien (mg kg^{-1}) syvyyssuuntainen vaihtelu Outokummun suon pintaturpeessa



Kuva 3. Kupari-, nikkeli ja sinkkipitoisuuksien (mg kg^{-1}) syvyyssuuntainen vaihtelu Harjavallan suon pintaturpeessa.

Kirjallisuus

1. Pakarinen, P. 1981. Anaerobic peat as a nutrient sink in raised bogs. Suo 32:15—19.
2. Pakarinen, P. ja Tolonen, K. 1976. Ambio 5: 38—40.
3. Kaunisto, S. ja Paavilainen, E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 145. 39 s.
4. Tanskanen, H. 1972. On the vertical distribution of microelements in peat soils. Suo 3—4:63—69.
5. Shotyk, W., Appleby, P.G., Cheburkin, A.K., Frankhauser, A. ja Kramers, J-D. 1997. Lead in three peat bogs profiles, Jura mountains, Switzerland: enrichment factors, isotopic composition, and chronology of atmospheric deposition. Water, Air and Soil Pollution 100:297—310.
6. Shotyk, W., Weiss, D., Appleby, P.G., Cheburkin, A.K., Frei, R., Gloor, M., Kramers, J.D., Reese, S. ja van der Knaap, W.O. 1998. History of atmospheric lead deposition since 12, 370 C yr BP from a peat bog, Jura mountains, Switzerland. Science 281: 1635—1640.
7. Ukonmaanaho, L., Starr, M., Mannio, J. ja Ruoho-Airola, T. 2001. Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. Environmental Pollution 114, 63—75.
8. Cheburkin, A.K. ja Shotyk, W. 1996. An energy-dispersive Miniprobe Multielement Analyzer (EMMA) for direct analysis of Pb and other trace elements in peats. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 354:688-691.

Alueellisen typpimallin (INCA) sovellus Simojoen vesistöalueelle

Application of the semi-distributed nitrogen model (INCA) to the Simojoki river basin

Katri Rankinen,* Ahti Lepistö ja Kirsti Granlund
Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki:katri.rankinen@ymparisto.fi

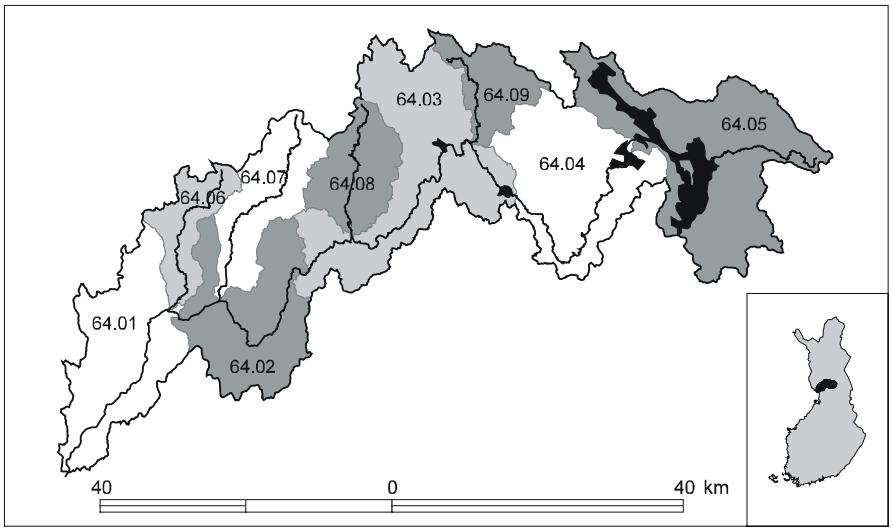
Johdanto

INCA (Integrated Nitrogen in Catchments) on EU:n viidennen puiteohjelman projektissa http://www.rdg.ac.uk/INCA/ kehitetty alueellinen, dynaaminen typpimalli. Mallia testataan EU-projektissa erityyppisillä – maatalous- ja metsävaltaisilla sekä voimakkaasti pistekuormitetuilla - valuma-alueilla ja vesistöalueilla kahdeksassa Euroopan valtiossa. Suomen osaprojektissa tutkimusalueeksi valittiin lähes luonnontilainen, metsävaltainen Simojoen vesistöalue Lapin läänin eteläosassa. Posterissa esitetään mallin kalibrointitulokset jaksolle 1994-1996 ja validointitulokset jaksoille 1993 ja 1997. Mallin avulla on tarkasteltu kahden laskeumaskenaarion ja kolmen metsänhakkuuskenaarion vaikutusta valuma-alueelta huuhtoutuvan epäorgaanisen typen kokonaismäärään. Mallilla lasketut muutokset eri skenaarioiden välillä ovat pieniä.

Aineisto

Malli
INCA (Integrated Nitrogen in Catchments) on Readingin yliopistossa kehitetty alueellinen, dynaaminen typpimalli (1) joka perustuu Readingin yliopistossa aiemmin kehitettyyn malliin (2). Malli simuloi eri kuormituslähteistä (metsätalous, maatalous, laskeuma, pistekuormitus) peräisin olevaa typpeä ja sen muutuntaprosesseja vesistöalueen maaperässä sekä vesiuomissa. Malli tuottaa mm. typpiainevirtoja eri maankäyttöluokista ja virtaaman sekä nitraatti- ja ammoniumtypen aikasarjoja halutuissa uomaverkoston pisteissä.

Mallin syöttötiedot
Mallissa on kuusi maankäyttöluokkaa, joiden sisällä lasketaan laskeumasta, lannoitteiden lisäämisestä ja typen maaperässä tapahtuvista prosesseista johtuvat typen ainevirrat eri osavaluma-alueille. Tässä sovelluksessa maankäyttöluokat ovat luonnontilaiset kivennäismaat, hakkuualueet kivennäismailla, luonnontilaiset turvemaat, hakkuualueet turvemailla, pellot ja haja-asutusalueet. Maankäyttöluokat perustuvat maankäyttö- ja puustotulkintaan (3), sekä METLA:ssa tuotettuun satelliittikuviin perustuvaan tarkempaan tulkintaan hakkuualueista jaksolla 1987-1994. Muut mallin vaatimat syöttötiedot ovat typpilaskeuma sekä sadannan, maankosteuden vajauksen ja lämpötilan vuorokausiarvot alueella. Typpilaskeuma saadaan Suomen ympäristökeskuksessa käytössä olevasta laskeumamallista (4) ja sadanta, maakosteuden vajaus ja lämpötilatiedot hydrologisesta mallista (5). INCA-mallin testaukseen tarvittavat virtaamatiedot ja typen konsentraatiot Simojoessa saadaan Suomen ympäristökeskuksen hydrologisesta rekisteristä ja vedenlaaturekisteristä. Lisäksi mallin kalibroinnissa käytettiin apuna kirjallisuudesta löytyneitä, mitattuja typen prosessikohtaisia (ravinteidenotto, mineralisaatio, nitrifikaatio, denitrifikaatio) aineistoja.



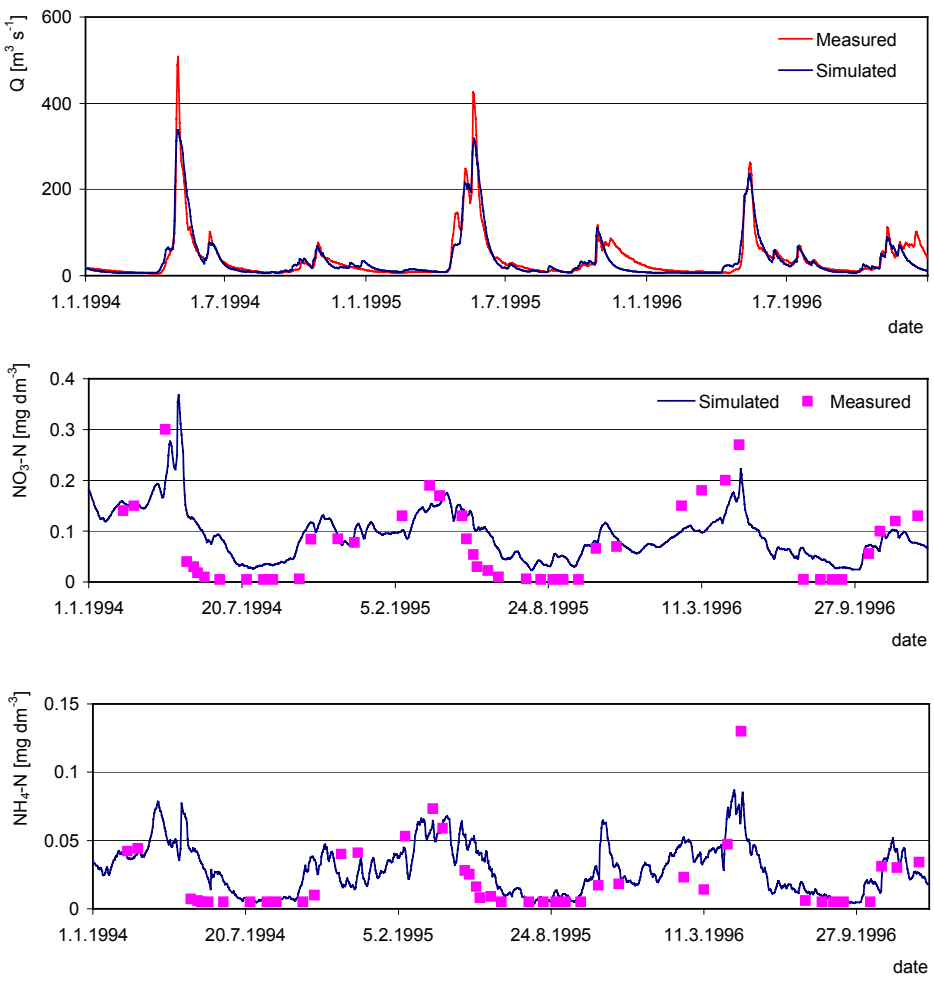
Kuva 1. Simojoen vesistöalue ja valuma-alueet

Sovellusalue
Tutkimusalueeksi on valittu Simojoen vesistöalue (Kuva 1) Lapin läänin eteläosassa. Simojoen vesistöalue on kooltaan 3 160 km^2 ja se jakaantuu yhdeksään osavaluma-alueeseen.

Simojoki on patoamaton ja lähes luonnontilainen lohijoki. Vesistöä kuormittaa eniten metsätalous eri toimintoineen. Simojoen vesistöalueesta kolmannes on suota ja metsän kasvua on parannettu soiden ojituksella. Alueella on myös turvetuotantoa. Vuosittain lisääntyvät sekä metsänhakkuu että turvetuotanto alalla, joka vastaa 0.5% koko valuma-alueen pinta-alasta. Taajama-alueeksi katsottavaa aluetta on Simojoen vesistöalueesta vain 0,06% ja peltoa 2,7% (6). Virtaamaa mitataan Simojoen suulla ja Hosionkoskessa. Vedenlaatua on mitattu useassa pisteessä sekä Simojoessa että osavaluma-alueilla.

Tulokset ja tarkastelu

Posterissa esitetään mallin kalibrointitulokset jaksolle 1994-1996 (kuva 2) ja validointitulokset jaksoille 1993 ja 1997. Hydrologinen osamalli kalibroitiin (7) ennen typpimallin kalibrointia. Sekä virtaaman että epäorgaanisen typen vuosidynamiikan simulointi onnistui hyvin. Mallin avulla tarkasteltiin kahden laskeumaskenaarion ja kolmen metsänhakkuuskenaarion vaikutusta valuma-alueelta huuhtoutuvan epäorgaanisen typen kokonaismäärään. Mallilla lasketut muutokset eri skenaarioiden välillä olivat pieniä. Luonnontila-skenaariossa oletetaan, että metsätaloustoimenpiteitä ei tehdä, turvetuotanto lopetetaan ja ilmasta tuleva typpilaskeuma vähenee sille tasolle, mille teknisillä keinoilla päästöjä on mahdollista vähentää Suomessa ja Euroopassa. Tämän skenaarion mukaisesti Simojoen vesistöalueelta huuhtoutuvan epäorgaanisen typen määrä vähenisi 9% nykyisestä. On mahdollista, että ilmastolla on suurempi vaikutus, joten seuraavaksi mallinnetaan ilmastonmuutoksen vaikutuksia typen ainevirtoihin.



Kuva 2. Havaittu ja simuloitu virtaama, sekä havaitut ja simuloidut mineraalitypen konsentraatiot Simojoen suulla kalibrointijaksolla 1994-1996.

Lähteet

1. Wade, A.J., P. Durand, V. Beaujouan, W. Wessels, K. Raat, P.G. Whitehead, D. Butterfield, K. Rankinen & A. Lepistö, 2002: Towards a generic nitrogen model of European ecosystems: New model structure and equations. pp. 583-606.
2. Whitehead, P.G., Wilson, E.J. & Butterfield D. 1998: A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. The Science of the Total Environment 210/211: 547-558.
3. Vuorela, A. 1997. Satellite image based land cover and forest classification of Finland. Reports of the Finnish Geodetic Institute 97: 42-52.
4. Syri, S., Johansson, M. & Kangas L. 1998. Application of nitrogen transfer matrices for integrated assessment. Atmospheric Environment 32: 409-413.
5. Vehviläinen, B. 1994. The watershed simulation and forecasting system in the National Board of Water and the Environment. Publ. of the Water and Environment Research Institute No 17: 3-16.
6. Perkkiö, S., Huttula, E. & Nenonen, M. 1995. Simojoen vesistön vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 200.
7. Rankinen, K., Lepistö, A. & K. Granlund. 2002. Hydrological application of the INCA model with varying spatial resolution and nitrogen dynamics in a northern river basin. pp. 339-350.

Kiillepitoisten karkeiden maiden kaliumin vapautuminen kasveille

Release of potassium to plants from micaceous sandy soils.

Into Saarela[1)] ja Väinö Mäntylahti[2)]
[1)] MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), 31600 Jokioinen: into.saarela@mtt.fi
[2)]Viljavuuspalvelu Oy, PL 500, 50101 Mikkeli: vaino.mantylahti@viljavuuspalvelu.fi

Johdanto

Suomen nuoressa maaperässä on jäljellä helposti rapautuvia kiillemineraaleja, jotka ovat erinomaisia luontaisia kaliumin (K) lähteitä. Reservikaliumia sisältäviä kiilteitä ei esiinny ainoastaan savissa ja hiesuissa, vaan paikoin myös karkeissa maissa. Kiillepitoiset hiedat luovuttavat kaliumia kasveille jopa yhtä helposti kuin parhaat savet. Tavallisessa viljavuus-tutkimuksessa näkymättömällä reservikaliumilla on erityisen suuri merkitys nurmilla (1, 2). Maasta kasveille vapautuvan kaliumin arviointiin on ollut tarjolla kuumaan happouuttoon perustuva menetelmä, mutta sitä on käytetty harvoin jopa koekentillä. Kuumalla happouutolla voidaan erottaa köyhät ja rikkaat maat, mutta hellävaraisempi kemiallinen testi olisi herkempi ja edustavalla aineistolla kalibroituna täsmällisempi kaliumlannoitustarpeen osoittaja. Laboratorion lämpötilassa uuttaminen vähentäisi analyysityötä ja kustannuksia.

Aineisto ja menetelmät

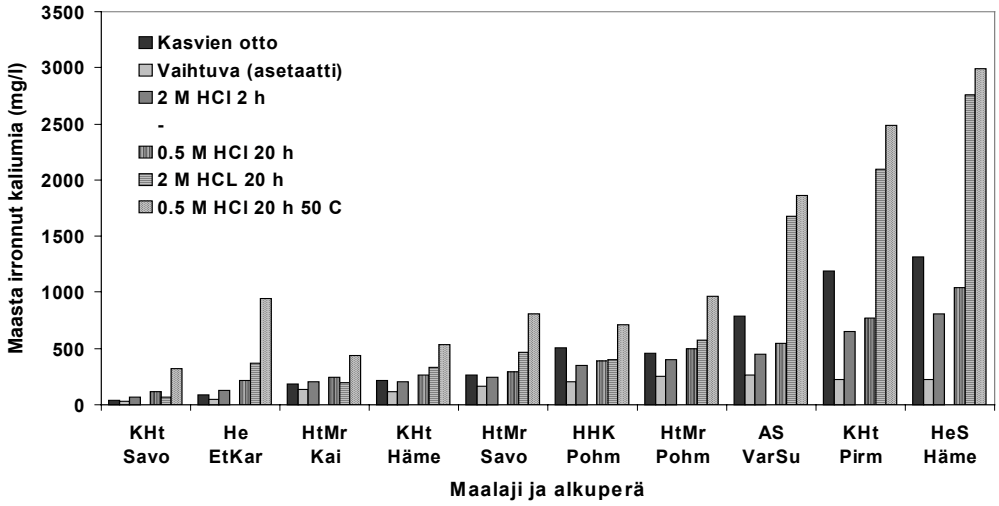
Keväällä 1999 kerättiin MTT:n ja maaseutukeskusten alueorganisaatioiden kanssa 56 maaerää, jotka edustavat alueellisesti ja maalajeittain hyvin koko maan viljelyksiä. Kemiallisilla menetelmillä maasta määritettyjä K-pitoisuuksia verrattiin kasvien koeastioista NPMgShiv-lannoituksella ottamiin K-määriin. Kesällä 1999 kokeessa viljeltiin orasasteella leikattua kauraa ja sen kanssa kylvettyä, kahdesti leikattua koiranheinää. Vuonna 2000 kasvatettiin kolme timoteisatoa ja vuonna 2001 kaksi puna-apilasatoa. Kullakin maalla oli myös K-lannoitettu käsittely (3), mutta neljäntenä vuonna jatkettiin K-rikkaimpien maiden kaliumvarojen ehdyttämistä ilman täyslannoitettua verrannetta

Maan kaliumia uutettiin happamalla ammoniumasetaatilla (K-AAc) ja 2-molaarisella kloorivetyhapolla (K-HCl, 10 ml maata, 50 ml liuosta, uuttoaika 2 tuntia). Asetaattiuutto uusittiin kahden kasvukauden jälkeen syksyllä 2000. Kymmenestä valitusta alkunäytteestä kaliumia (sekä P, Ca ja Mg) tutkittiin myös ionien diffuusioon perustuvalla tekniikalla, jossa leveässä astiassa paikoillaan olevaa ohutta maakerrosta (5 g/100 cm^2 = 0.5 mm) uutettiin erilaisilla (0.5 - 6 M) happoliuoksilla eripituisia aikoja (20-168 h). Laimein 20 tunnin uutto tehtiin laboratoriolämpötilan lisäksi 50 asteessa. Tämä muistuttaa ns. Schachtschabelin menetelmää (4), joka on ennustanut heinän reservikaliumin ottoa hiesuvaltaisista (31-71 % hiesua) suomalaisista maista melko hyvin (5).

Tulokset

Kasvit ottivat kolmessa vuodessa kaliumia lähes kaikista maista enemmän kuin sitä oli vaihtuvana kokeen alussa (Kuva 1). Koko aineiston tutkimiseen käytetyllä kylmällä happouutolla (2 M HCl, 2 h 20 ^oC) kaliumia vapautui useimmiten enemmän kuin kasvit ottivat, mutta runsaiden reservien perusteella valituista maista (AS VarSu, KHt Pirm, HeS Häme) kasvit saivat kaliumia jopa enemmän kuin hapolla kahdessa tunnissa uuttui. Kymmenen kertaa pitemmistä diffuusiotesteistä hellävaraisin (0.5 M HCl) uutti kaliumia hiukan enemmän muistakin maista, ja 18 % savesta sisältävästä hiukeesta (He EtKar) huomattavasti enemmän kuin lyhyt kylmä uutto, ja liikaa kasvien ottamiin K-määriin verrattuna. Tästä samasta sekä kolmesta K-rikkaasta maasta 2 M HCl uutti 20 tunnin diffuusiotestissä (20 ^oC) kaliumia merkittävästi enemmän kuin kasvit saivat. Kuumentaminen

vapautti kaliumia suhteellisesti enemmän laihoista kuin rikkaista maista, mikä oli kasvien ottamien K-määrien ennustamisen kannalta selvästi haitallista.



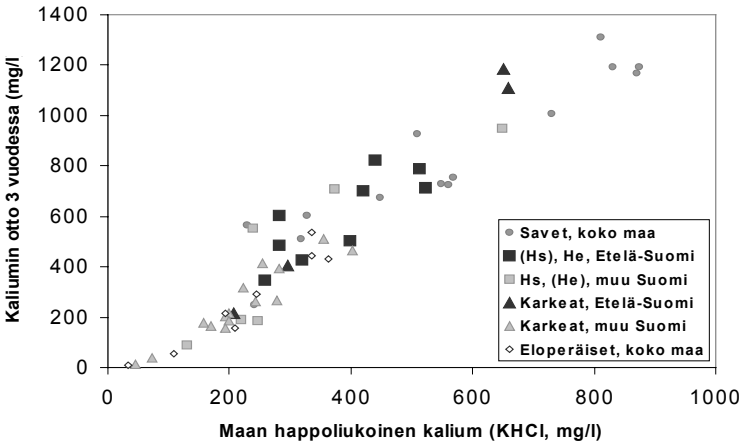
Kuva 1. Kasvien kolmessa vuodessa maasta ottama ja kemiallisilla menetelmillä uuttunut K. Kahden tunnin uutto 2 M HCl:llä tehtiin tavalliseen tapaan pyörivässä laitteessa. Pitemmät uutot tehtiin diffuusiotekniikalla.

Kasvien ottamien ja kylmällä 2 M HCl:lla kahdessa tunnissa uuttuneiden K-määrien riippuvuus nähdään kuvasta 2. Kemiallinen testi selitti lineaarisen yhtälön mukaan 90.8 % kaliumin oton vaihtelusta, mitä voidaan pitää erinomaisena tuloksena näin heterogeenisessa maa-aineistossa. Happouutto oli vaihtuvaa kaliumia (K-AAc) tarkempi heti ensimmäisenä vuonna (selvitysasteet 76.4 ja 88.3 %) ja toisena vuonna ylivoimainen (57.0 ja 85.9 %). Kolmantena vuonna alussa määritetty vaihtuva kalium oli jo kehno (35.2 %), eikä edellisenä syksynä uusittukaan määritys (61.5 %) pärjännyt alun happouutolle (73.9 %). Kolmannen vuoden kaliumin ottoa ennusti parhaiten alkunäytteistä happouutossa vapautunut kalium eli hapolla uuttuneen ja vaihtuvan kaliumin erotus (88.6 %).

Biologisen ja kemiallisen testin suhde oli melko samanlainen kaikissa maalajeissa, joskin hienot maat luovuttivat kaliumia hiukan enemmän kuin karkeat ja eloperäiset (Kuva 2). Etelä-Suomen "keskikarkeat" maat (10-30 % savesta) olivat enimmäkseen savisia hietoja, ja kaksi alle 10 % savesta sisältänyttä maata luovutti kaliumia yhtä runsaasti kuin parhaat savet. Kuvasta 2 voidaan siten todeta, että useimmat viljavuustutkimuksessa karkeiden maiden ryhmään (alle 30 % savesta) luokiteltavat eteläsuomalaiset maat olivat melko K-rikkaita. Karkeuteensa nähden poikkeuksellisen runsaasti kaliumia luovuttaneet maat olivat peräisin Hauholta (HtMr:n kaltainen HeS, 36 % savesta, Kangasalasta (KHt, 9 % savesta) ja Kankaanpäästä (HtMr, 4 % savesta). Nämä kuten Pälkäneenkin "kiillemaat" sijaitsevat Hämeestä Pirkanmaalle ja Satakuntaan ulottuvalla vyöhykkeellä, jossa peruskallion pääkivilaji on kiillegneissiä. Karkeiden maiden K-lähteenä toimiva kiille erottuu kirkkaassa valossa paljain silmin.

Tehokkaiksi kaliumin ottajiksi tiedettyjen nurmiheinien jälkeen viljelty puna-apila käytti maan reservikaliumia aivan yhtä tehokkaasti. Myös vuonna 2002 viljelty kaura tuotti parhailla mailla täysiä satoja ilman K-lannoitusta, vaikka kaliumin ryöstö jatkui jo neljättä vuotta. Heikkojuurisena ja paljon kaliumia tarvitsevana kasvina runsasta lannoitusta vaativaa perunaa kasvatettiin vuonna 2001 ilman K-lannoitusta koeastioissa, jotka edellisinä vuosina saivat täyslannoituksen, ja perunaa istutettaessa vaihtuvaa kaliumia oli useimmissa maissa enemmän

kuin alussa. Vähän happoliukoista kaliumia sisältävillä mailla peruna kuitenkin kitui, mutta runsaiden K-reservien turvin se kasvoi erinomaisesti.



Kuva 2. Kasvien kaliumin otto kolmessa vuodessa ja maan happoliukoinen kalium kokeen alussa.

Hiesu- ja hiuemaiden (Hs, He) savespitoisuus on 10-30 %. Etelä-Suomi käsittää Varsinais-Suomen, Uudenmaan, Hämeen, Pirkanmaan ja Satakunnan. Etelä-Suomessa Hs-He-ryhmän maat ovat useimmiten hiukeita eli
savisia hietoja, muualla hiesuja.

Tarkastelu

Tulosten mukaan kylmä 2 M HCl soveltuu erinomaisesti maasta kasveille vapautuvien K-reservien uuttamiseen, vaikka se onkin miljoona kertaa maanestettä happamampana hieman luonnoton aine viljelymaan tutkimiseen. Vahvan happouuton toimivuus perustunee siihen, että maasta hitaasti vaihtumalla irtoavan reservikaliumin lähteinä toimivat kiilteet ja savimineraalit ovat myös happoliukoisia, mutta runsaasti kasveille käyttökelvotonta kaliumia sisältävät maasälvät eivät liukene happoon. Happouutossa, jossa vapautuu runsaasti myös maassa hyvin hitaasti mobilisoituvaa magnesiumia, kaliumin vapautumismekanismi lienee aivan erilainen kuin pellossa kasvien juurten ympärillä. Menetelmän luotettavuudella on kuitenkin myös reaktiomekanistinen selitys, sillä kaliumin vaihtuminen ulos kiilteen hilanväleistä altistaa magnesiumia sisältävät kidehilat hapon liuotukselle (6), mikä vuorostaan edistää kaliumin vapautumista.

Kirjallisuus

1. Joy, P., Lakanen, E. & Sillanpää, M. Effects of heavy nitrogen dressings upon release of potassium from soils cropped with ley grasses. Annales Agriculturae Fenniae 12: 172-184.
2. Saarela, I. Huhta, H., Salo, Y. Sippola, J. & Vuorinen, M. 1978. Kaliumlannoituksen porraskokeet 1977-1994. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 42. 41 p.
3. Saarela, I. 2001. Maan kaliumvarojen käyttökelpoisuus nurmikasveille. Suomen Nurmiyhdistyksen julkaisu 14: 100-107.
4. Schachtschabel, P. 1961. Fixierung und Nachlieferung von Kalium- und Ammonium-Ionen. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 15: 29-47.
5. Kähäri, J. 1976. Hiue, hiesu- ja hiesusavimaiden kaliumin käyttökelpoisuudesta kasveille. Lisensiaattityö, Helsingin yliopisto. 148 p.
6. Gilkes, R. J., Young, R. C. & Quirk, J. T. 1974. Artificial weathering of oxidized biotite: IV. Inhibitory effect of potasssium on dissolution rates. Soil Science Society of America Proceedings 38: 529-532.

Orgaanisen pintamaan kyky sitoa fosfaattia puustoisilla suojavyöhykkeillä ja hakkuualoilla

Phosphate adsorption capacity of organic topsoil in forested buffer zones and harvested areas

Riitta Väänänen[*1)], Hannu Ilvesniemi[1)] ja Kaarle Kenttämies[2)]
[1] Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto: riitta.vaananen@helsinki.fi, hannu.ilvesniemi@helsinki.fi
[2] Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki: kaarle.kenttamies@ymparisto.fi

Johdanto

Puustoiset suojakaistat avohakkuun aiheuttaman fosfaattikuormituksen vähentämiskeinona perustuvat hakkuulta tulevan veden suodattumiseen maaperän läpi. Suojavyöhykkeiden perustamisen lähtökohtana on oletus, jonka mukaan merkittävä osa myös liukoisesta fosfaatista pidättyy vesistöjen varsille jätettyyn, usein varsin kapeaan maastokohtaan. Koska ravinnevirrat toimenpidealueelta ovat suurimmillaan myöhäissyksyllä ja varhain keväällä, kasvillisuuden suora ravinteiden otto ei voi olla kovin merkittävää. Ylivalumakausina merkittävä osa valumasta tapahtuu pintakerroksissa. Suojavyöhykkeiden osalta keskeiseksi kysymykseksi nouseekin se, pidättyykö fosfaattipulssi orgaaniseen pintamaahan. Orgaanisen pintamaan fosfaatinpidätystä puustoisilla suojavyöhykkeillä on tutkittu vähän siitä huolimatta, että suojakaistojen jättämistä edellytetään nykyään metsätalouden ympäristöohjeissa. Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää kuinka hyvin puustoisen suojakaistan orgaaninen pintamaa pidättää valumaveden fosfaattia. Lisäksi selvitetään miten orgaanisen pintamaan kemia selittää fosfaatinpidätysominaisuuksia.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimuskohteina oli puustoisia suojavyöhykkeitä ja niihin liittyviä hakkuualueita kolmella pienellä valuma-alueella. Janakkalan Paroninkorven valuma-alueelta otettiin näytteitä 1997 ja 1999, Kurun Porraskorvenojan ja Lehmikorvenojan valuma-alueelta 1998 ja 1999. Näytteet otettiin orgaanisesta pintakerroksesta, joka hakkuualueilla oli pääasiallisesti humusta, kariketta ja osittain myös niihin sekoittunutta kivennäismaata ja suojavyöhykkeillä yleisimmin rahkaturvetta. Ensimmäinen näytteenotto tehtiin välittömästi hakkuiden jälkeen, jolloin näytteet kuvaavat tilannetta maassa ennen hakkuita. Paroninkorven alueella tehtiin tämän jälkeen laikutus ja kuusen istutus 1999 ja Kurun alueilla vastaavasti männyn istutus 1998.

Janakkalan ja Kurun vuosina 1997 ja 1998 kerätyistä aineistosta määritettiin fosfaatin pidätys sekä kenttäkosteista että kuivatuista näytteistä. Muut näytteet analysoitiin kuivattuina. Fosfaatin adsorptioisotermien lisäksi näytteistä määritettiin vaihtuvat kationit, pH sekä orgaaninen hiili ja typpi.

Adsorptioisotermit muodostettiin jokaisesta näytteestä mitattuun tulosjoukkoon käyttämällä Langmuirin ja Freundlichin sovituksista muotoa, jossa huomioidaan helppoliukoisen fosfaatin määrä q_0. Q_0:n arvo laskettiin tasapainokonsentraatiosta, joka saatiin näytteestä lisäyskonsentraatiolla P 0 mg/l. EPC-piste (equilibrium phosphate concentration) arvioitiin mittausten perusteella kuvaajalta.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Adsorptioisotermit määritettiin 18 kenttäkostealle ja 30 kuivatulle näytteelle. Näytteitä, joista mittaukset tehtiin sekä kosteista että kuivatuista näytteistä oli 15.

Kenttäkosteista näytteistä neljä ei pidättänyt lainkaan fosfaattia. Tämä näkyi mittauksissa siten, että fosfaatin tasapainokonsentraatio oli suurempi kuin lisäyskonsentraatio kaikilla lisäystasoilla. Fosfaattia pidättämättömät näytteet olivat Kurun hakkuualanäytteitä. Kuivatuista näytteistä vastaavasti 19 ei pidättänyt lainkaan fosfaattia. Näistä viisi oli suojavyöhykkeiltä ja 14 hakkuualoilta otettuja näytteitä.

Näytteistä, joista mittaukset oli tehty sekä kenttäkosteina että kuivattuina, kahdeksan ei enää kuivattuna pidättänyt fosfaattia (Kuva 1). Kaikkien näytteiden kohdalla kuivaus kasvatti nollaliuoksen (q_0) tasapainokonsentraatiota (p=0,000), jolloin adsorptiokäyrä alkaa alemmalta tasolta. Tämän ja käyrän muodon linearisoitumisen johdosta EPC-pisteen arvo oli keskimäärin suurempi kuivatuilla kuin kosteilla näytteillä. (p=0,040). Myös hajonta lisääntyi, joten toiminnallisiin tarkasteluihin käytetään vain kosteista näytteistä tehtyjä mittauksia. Kuivattujen näytteiden suurempi liuokseen siirtyvän fosfaatin määrä on mahdollisesti peräisin näytteessä olevien elävien juurten solukoista, joista se vapautuu solurakenteen rikkoutuessa kuivauksen seurauksena.

Lamgmuirin sovituksen perusteella havaittiin, että mitä vähemmän näytteestä irtoaa fosfaattia liuokseen (q_0), sen suurempi on maksimiadsorptio ja pienempi EPC-pisteen arvo. Mitä enemmän vaihtuvaa rautaa näytteessä oli, sen pienempi oli EPC, ja sitä vähemmän näytteestä siirtyi fosfaattia vesiliuokseen, mutta jälkimmäinen yhteys ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Sama yhteys havaittiin selvemmin kuivatuista näytteistä ja huomiot koskevat raudan lisäksi vaihtuvaa alumiinia.

Näytteissä, joista adsorptiota voitiin havaita, oli keskimäärin enemmän alumiinia (p = 0,001) ja rautaa (p = 0,002), korkeampi pH (p = 0,003) ja matalampi orgaanisen hiilen pitoisuus (p = 0,006) kuin näytteissä, jotka eivät adsorboineet lainkaan fosfaattia. Erot orgaanisen hiilen määrässä voivat viitata siihen, että osaan näytteistä on sekoittunut kivennäismaata. Tämä on mahdollista tutkituilla hakkuualueilla, joilla pintamaa oli rikkonainen. Kivennäismaa puolestaan sisältää keskimäärin enemmän fosfaattia sitovia alumiinin- ja raudan yhdisteitä kuin orgaaninen maa. Tämä selittänee osaksi fosfaatinpidätysominaisuuksien ja alumiinin ja raudan välisen yhteyden.

Erot alumiinin ja raudan pitoisuuksissa havaittiin myös siinä tapauksessa, että jaottelu adsorboiviin ja adsorboimattomiin näytteisiin tehtiin kenttäkosteista näytteistä mitattujen ominaisuuksien perusteella, mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (alumiini p = 0,068; rauta p = 0,068).

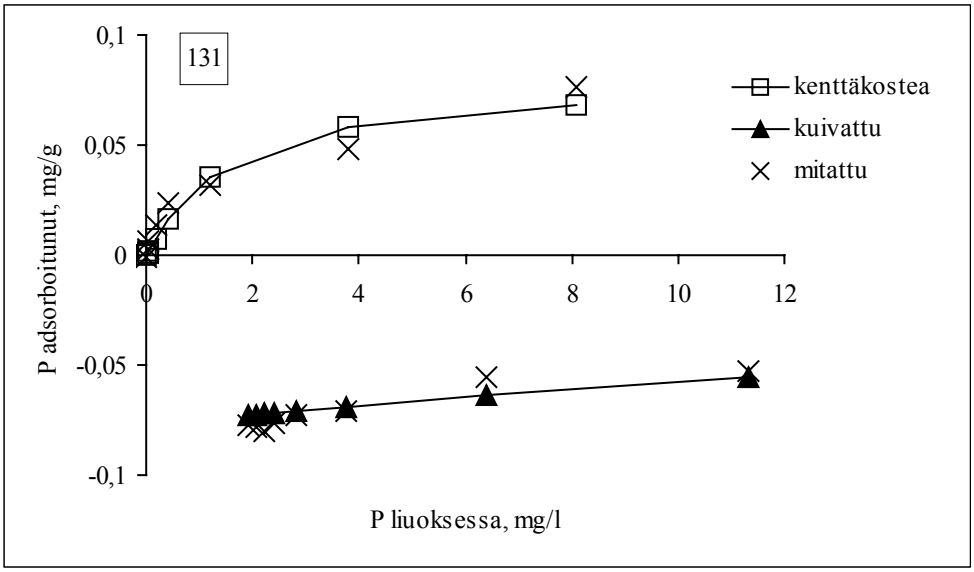
Paroninkorvella EPC-pisteen arvo on noin 13 µg/l. Tutkimusjaksolla 1997-99 puroveden fosfaatin kuukausikeskipitoisuus oli 1-19 (Md=6) µg/l. EPC-pistettä pienemmillä pitoisuuksilla pintakerroksesta huuhtoutuu enemmän fosfaattia kuin pidättyy, jolloin suojakaistalle tulevan veden fosfaattipitoisuuden pitäisi käytännössä olla lähes nolla. Paroninkorvella hakkuualue on muokattu ja mätästetty, joten kivennäismaa on esillä. On mahdollista, että hakkuualueella valumaveden fosfaatti sitoutuu lähes kokonaan

mineraalimaan alumiini- ja rautayhdisteisiin, jolloin suojavyöhykkeelle tulevan veden fosfaattipitoisuus on hyvin alhainen.

Porraskorvenojalla vastaavasti EPC-pisteen arvo on noin 230 µg/l. Luku on korkea verrattuna fosfaatin kuukausikeskipitoisuuksiin 9-149 (Md=21) µg/l tutkimusjaksolla 1998-99. Orgaanisen pintakerroksen fosfaatinpidätyskyky ei adsorptiomittausten perusteella selitä puroveden fosfaattipitoisuuksia, joten fosfaatti sitoutuu oletettavasti kasvillisuuteen tai syvempien maakerrosten kivennäismaahan.

Sen sijaan Lehmikorvenojan suojakaista pidättää näiden mittausten perusteella tehokkaasti fosfaattia myös pelkästään orgaaniseen pintakerrokseen. Vaikka EPC-pisteen arvo, noin 8 µg/l, on samaa suuruusluokkaa kuin Paroninkorvella, niin adsorptiokäyrä nousee jyrkemmin pienillä konsentraatioilla. Orgaaninen kerros pidättää lähes kaiken fosfaatin aina 500 µg/l pitoisuuksiin saakka suojakaistalle tulevassa vedessä. Lehmikorvenojasta mitatut fosfaatin kuukausikeskipitoisuudet 1998-99 olivat 3-27 (Md=9) µg/l. Koska hakkuualueen orgaaninen kerros ei pidättänyt lainkaan fosfaattia vaan päinvastoin siitä siirtyy fosfaattia liuokseen, suojavyöhykkeelle tulevan veden pitoisuudet voivat olla purovettä korkeampia. Lisäksi suojakaistalle laskeva rinne on jyrkkä, mikä saattaa lisätä alttiutta pintakerrosvaluntaan.

Orgaanisen pintamaan toiminta ei ole yksiselitteinen fosfaatin pidätyksen suhteen eivätkä pintamaan ominaisuudet yksin selitä purovesien fosfaattipitoisuuksia. Koska orgaanisessa pintamaan ominaisuudet fosfaatin pidättäjänä tai luovuttajana vaihtelevat suuresti, on niiden selvittäminen tärkeää tarkasteltaessa koko suojavyöhykkeen toimivuutta.



Kuva 1. Näytteen 131 adsorptioisotermit mitattuna kenttäkosteasta ja kuivatusta näytteestä. Rastit ovat mitattuja pidätyksiä, joihin käyrät sovitettiin Langmuirin yhtälön perusteella

Voidaanko ojitusmenetelmillä vaikuttaa kehitysasteeltaan erilaisista alunamaista huuhtoutuvaan happamuuteen ja metallikuormaan?

Can drainage methods be utilised to influence acidity and metal loading from acid sulphate soils of varying state of development?

Ilona Bärlund*[1)], Sirkka Tattari[1)] ja Markku Yli-Halla[2)]
[1)] Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki: ilona.barlund@ymparisto.fi, sirkka.tattari@ymparisto.fi
[2)] MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), 31600 Jokioinen: markku.yli-halla@mtt.fi

Johdanto

Itämeren Litorina-vaiheen (5 000 – 1 000 v. eKr.) aikana syntyi runsaasti rikkiä sisältäviä sedimenttejä, joista kehittyi happamia sulfaattimaita eli alunamaita. Suomessa on happamia sulfaattimaita noin 16 % koko maan peltopinta-alasta, joskin niiden rikkivarojen suuruus vaihtelee huomattavasti. Nämä maat sijaitsevat pääasiassa Pohjanlahden rannikkoalueilla. Niiden kuivatuksen yhteydessä maa happamoituu, kun alunperin sulfidimuotoinen rikki hapettuu rikkihapoksi, ja samalla vapautuu metalleja maanesteeseen ja edelleen kuivatus- ja valumavesiin. Vesien happamuus ja veteen liuenneet haitalliset metallit aiheuttavat herkkien lajien, kuten lohen, kuhan, särjen, kotiloiden ja rapujen kasvun heikentymistä ja lisääntynyttä kuolevuutta (1). Useita vaihtoehtoisia menetelmiä mm. tehostettua maaperän pintakalkitusta, kalkkisuodinojitusta ja säätösalaojitusta on esitetty keinoiksi happamuuden vähentämiseksi (2). Kalkituksella neutraloidaan syntyvä happamuus kun taas säätösalaojitus tähtää siihen, että sulfidikerrokset pysyisivät pohjaveden pinnan alapuolella, mikä ehkäisisi sulfidien hapettumista ja happamuuden muodostumista.

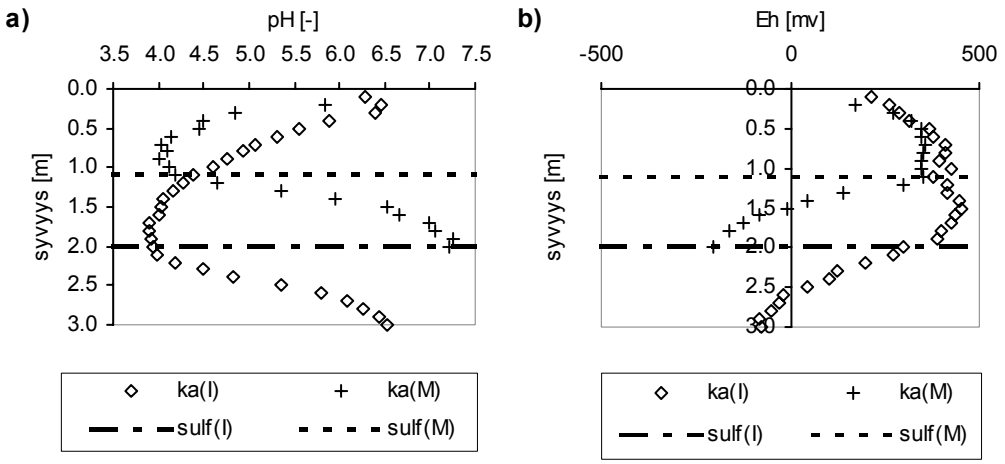
Aineisto

Tutkimuksessa selvitetään tehostetun maaperän pintakalkituksen, kalkkisuodinojituksen ja säätösalaojituksen tehokkuutta valumavesien laadun parantajana. Mittaukset tehtiin Ilmajoen (62.72°N, 22.53°E) ja Mustasaaren (63.05°N, 21.71°E) koekentillä. Koekentät poikkeavat merkittävästi toisistaan maaperän fysikaalisilta ja kemiallisilta ominaisuuksiltaan (3). Ilmajoella sulfidikerrokset alkavat noin kahden metrin syvyydestä mutta Mustasaaren kentällä ne ovat lähempänä pintaa. Ominaisuudet kuvaavat alueiden historiaa. Ilmajoen koekenttä sijaitsee alueella, joka nyt on 47 metriä merenpinnan yläpuolella ja joka on pitkään ollut maatalouskäytössä, salaojitettuna 1930 –luvulta lähtien ja ojitettuna noin 100 vuotta pitempään. Mustasaaren koekenttä sijaitsee pengerrysalueella nykyisen merenpinnan tasolla ja se on otettu maatalouskäyttöön vasta 1950 –luvulla. Etäisyyttä alueiden välillä on kuitenkin vain noin 60 km.

Näytteitä salaojavalunnasta otettiin 1-2 kertaa viikossa keväällä ja syksyllä vuosina 1998-2001 ja niistä analysoitiin pH, asiditeetti, sulfaatti ja raudan, mangaanin ja alumiinin kokonaispitoisuus. Lisäksi seurattiin pohjaveden korkeutta viikottain läpi vuoden. Maaperästä otettiin näytteitä 2 metrin syvyyteen Mustasaaressa ja 3 metrin syvyyteen Ilmajoella. Lisäksi maan pH ja redoxpotentiaali mitattiin anturilla *in-situ*. Maanäytteiden avulla molemmilla alueilla profiilista paikallistettiin kaikkein happamin kerros, hapettuneen ja pelkistyneen maan välinen kerros sekä pelkistynyt pohjamaa.

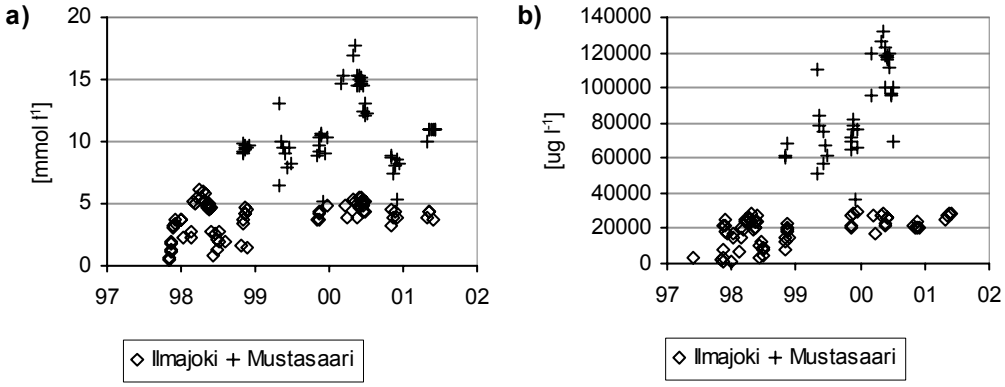
Tulokset ja tarkastelu

In-situ mittausten perusteella saadut pH – ja redoxpotentiaalijakaumat profiilissa osoittavat koealueiden poikkeavan toisistaan (kuva 1). Vaikka keskimääräinen pH:n minimiarvo on molemmilla alueilla samaa suuruusluokkaa, sijaitsee tämä minimikohta Mustasaaressa noin metrin korkeammalla (n. 1.0 metrin syvyydessä) kuin Ilmajoella (n. 1.8 metrin syvyydessä). Vastaavasti myös kohta, jossa redoxpotentiaali muuttuu negatiiviseksi on noin metrin korkeammalla Mustasaaressa (n. 1.5 metrin syvyydessä) kuin Ilmajoella (n. 2.6 metrin syvyydessä).



Kuva 1. Keskimääräinen (ka) pH (a) ja redoxpotentiaali (b) Ilmajoen (I) ja Mustasaaren (M) koekenttien profiilissa sekä taso, jonka alapuolella on sulfidia (sulf).

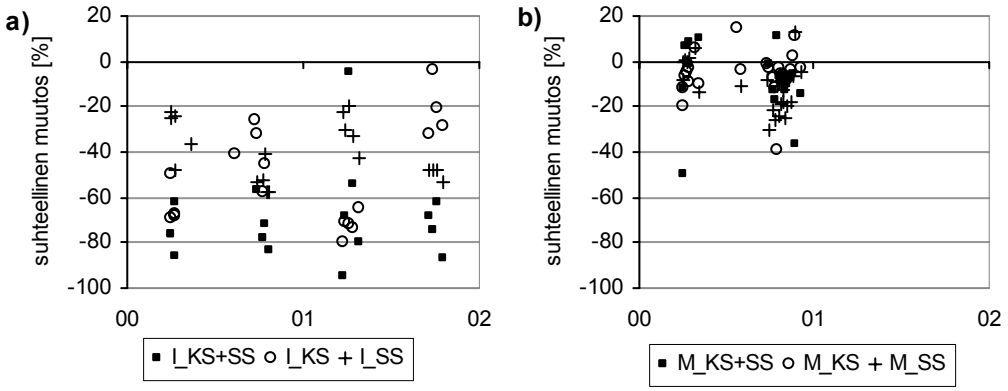
Ilmajoen ja Mustasaaren koekenttien poikkeavista maaperän fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista johtuen myös valumaveden laatu vaihtelee siten, että Mustasaaren kentältä tulevat vedet ovat paljon happamampia kuin Ilmajoen kentän vedet. Myös valumavesien metallipitoisuuksien tasossa on selkeä ero (kuva 2).



Kuva 2. Asiditeetti (a) ja kok Al –konsentraatio (b) Ilmajoen ja Mustasaaren koekenttien referenssiruuduilta (ilman toimenpiteitä).

Myös happamuuden vähentämiseen tähtäävät menetelmät vaikuttavat näillä kentillä eri tavalla. Ilmajoen kentällä säätösalaojitus yhdistettynä kalkkisuodinojitukseen kohotti pH:ta 1-2 pH-yksikköä, kun taas pelkkä säätösalaojitus vähensi parhaiten myös veden SO_4-S konsentraatiota. Kokonaisalumiinin konsentraatio pieneni selkeästi kaikilla menetelmillä

Ilmajoella (kuva 3), kun taas Mustasaaressa muutos oli pienempi. Mustasaaressa havaittiin sekä vähenemistä että kasvua, mikä viittaa ongelmiin menetelmän toimivuudessa.



Kuva 3. Kokonaisalumiinin konsentraation suhteellinen muutos salaojitusmenetelmien vaikutuksesta verrattuna referenssiruutuun: yhdistetty kalkkisuodinojitus ja säätösalaojitus (KS+SS), kalkkisuodinojitus (KS) ja säätösalaojitus (SS) Ilmajoella (a) ja Mustasaaressa (b).

Säätösalaojitusmenetelmässä pohjaveden tasoa pidetään niin ylhäällä kuin se on viljelyn kannalta mahdollista. Mittaustulosten perusteella pohjaveden pintaa ei käytännössä kuitenkaan pystytä pitämään toivotulla tasolla (3) suuren kesäaikaisen haihdunnan takia. Mustasaaren kaltaisilla mailla, joissa sulfidikerrokset ovat lähellä maan pintaa, nämä kerrokset jäävät joka kesä pohjaveden pinnan yläpuolelle ja tuottavat runsaasti happamuutta valumavesiin säätösalaojituksesta huolimatta. Tässä tutkimuksessa käytettyjen koekäsittelyjen ei voitu osoittaa vähentävän vesien happamuutta tällaisella maalla. Sen sijaan Ilmajoella, jossa sulfidikerrokset ovat syvemmällä, ne pystytään pitämään pohjaveden pinnan alapuolella useimpina kesinä säätösalaojituksen avulla.

Tulokset ovat osa Maa- ja metsätalousministeriön sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry:n rahoittamaa HAPSU –projektia. Projektia ja sen tuloksia esitellään lähemmin verkkosivuilla osoitteessa: http://www.ymparisto.fi/eng/research/projects/hapsu. Sieltä löytyy myös projektin loppuraportti.

Kirjallisuus

1. Teppo, A., Latvala, J. ja Sivil, M. 1999. Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutukset veden laatuun sekä kala-, rapu- ja nahkiaiskantoihin vuosina 1996-1997. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja 108, Vaasa, 80 s.
2. Weppling, K. 1997. On the assessment of feasible liming strategies for acid sulphate waters in Finland. Dissertationes geographicae Universitatis Tartuensis, 5, 81 s.
3. Joukainen, S. ja Yli-Halla, M. 2002. Environmental impacts and acid loads from deep sulfidic layers of two well-drained acid sulfate soils in western Finlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (painossa).