



Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 56/2023

Metsänlannoitus nyt ja tulevaisuudessa

Synteesiraportti

Tarja Lehto ja Hannu Ilvesniemi (toim.)

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 56/2023

Metsänlannoitus nyt ja tulevaisuudessa

Synteesiraportti

Tarja Lehto ja Hannu Ilvesniemi (toim.)

**Anssi Ahtikoski, Henrik Heräjärvi, Hannu Hökkä, Mikko Kukkola, Mikko Kurttila,
Raija Laiho, Ilkka Leinonen, Antti-Jussi Lindroos, Juho Matala, Mika Nieminen,
Heikki Nuorteva, Rainer Peltola, Sirpa Piirainen, Pasi Rautio, Tarmo Räty,
Hannu Salminen, Aino Smolander ja Päivi Väänänen**



Euroopan unionin rahoittama –
NextGenerationEU



Ministry of Agriculture and Forestry of Finland



Viittausohje:

Lehto, T. & Ilvesniemi, H. (toim.) 2023. Metsänlannoitus nyt ja tulevaisuudessa : Synteesiraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 56/2023. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 146 s.

Viittausohje yksittäiseen artikkeliin:

Heräjärvi, H. & Lehto, T. 2023. Runkojen ja puuaineen laatu. Julkaisussa: Lehto, T. & Ilvesniemi, H. (toim.) 2023. Metsänlannoitus nyt ja tulevaisuudessa : Synteesiraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 56/2023. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 71–75.

Tarja Lehto ORCID ID, <https://orcid.org/0000-0003-2281-6409>



ISBN 978-952-380-713-6 (Painettu)

ISBN 978-952-380-714-3 (Verkkójulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkójulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-714-3>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Tarja Lehto ja Hannu Ilvesniemi (toim.), Anssi Ahtikoski, Henrik Heräjärvi, Hannu Hökkä, Mikko Kukkola, Mikko Kurttila, Raija Laiho, Ilkka Leinonen, Antti-Jussi Lindroos, Juho Matala, Mika Nieminen, Heikki Nuorteva, Rainer Peltola, Sirpa Piirainen, Pasi Rautio, Tarmo Rätty, Hannu Salminen, Aino Smolander ja Päivi Väänänen

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2023

Julkaisuvuosi: 2023

Kannen kuva: Valokuvat Lusto – Suomen Metsämuseo / Metsäteollisuus ry:n kokoelma / Teuvo Kanerva, sekä Erkki Oksanen / Luke, toteutus Tarja Lehto ja Pedro Aphalo
Painopaikka ja julkaisumyynti: PunaMusta Oy, <http://luke.omapumu.com/fi>

Tiivistelmä

Tarja Lehto ja Hannu Ilvesniemi

Luonnonvarakeskus (Luke), Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki.

Metsänlannoituksella voidaan lisätä puuston kasvua suhteellisen lyhyen ajan kuluessa, ja lannoitus on ollut hyvin kannattava sijoitus. Suomessa kivennäismailla puuston kasvua rajoittaa useimmiten typpi, ja turvemailla kalium sekä fosfori. Viljavimmilla kivennäismailla fosforin lisäys lisää typpilannoituksen vaikutusta, ja boorilannoitus on tarpeen viljavilla kivennäismailla sekä turvemailla. Turvemailla puuntuuhka on käytetyin lannoite. Venäjän hyökkäyssota Ukrainaan on heikentänyt typpilannoitteiden saatavuutta tilapäisesti tätä kirjoitettaessa, mutta puuntuuhka- ja boorilannoitteita on saatavissa.

Lannoitus lisää metsän hiilensidontaa lisääntyvään puun kasvuun, ja kivennäismaiden typpilannoitus lisää myös maaperän hiilinielua. Tuhkalannoituksen vaikutuksista maaperän hiilensidontaan ei vielä ole tarkkaa tietoa.

Typpilannoitus lisää kivennäismaiden havupuumetsiköiden kasvua 10–20 m³/ha, männiköissä noin seitsemässä vuodessa, ja kuusikoissa vaikutus kestää jonkin verran pidempään. Boorilannoituksen vaikutus kestää kauemmin, ja tuhkalannoituksen useita vuosikymmeniä. Kivennäismaiden typpilannoitus annetaan yleensä kiertojen lopulla, jolloin voidaan lisätä tukkiosuutta ja sitä kautta hakkuutuloloja. Kokonaiskasvun lisäyksen edellytykset ovat kuitenkin parhaat nuoremmassa kasvatusmetsässä, ja jos päätavoitteena on metsän hiilinielun kasvattaminen, voidaan typpilannoitusta myös nuorempia puustoja. Tuhkalannoitus on usein tarpeen kasvatusmetsässä samoin kuin boorilannoitus, boorilannoitus jopa taimikoissakin.

Ihmisen aiheuttama typpilaskeuma on nykyisin vähäisempää kuin huippuvuosina, mutta se jatkuu edelleen varsinkin Etelä-Suomessa. Ilmaston lämpeneminen lisää puuston kasvua, mutta epävakait talviolot ja kuivuusjaksojen lisääntyminen voivat heikentää vaikutusta. Muuttuvassa ilmastossa myös muut kuin aikaisemmin tunnistetut ravinnepuutokset voivat tulla esiin. Silmällä pidettäviin ravinteisiin kuuluvat fosfori, rikki ja molybdeeni, ja turvemailla lisäksi kupari ja magnesium. Boorinpuutosten esiintymisen laajuutta tulee myös selvittää.

Useimmat lannoitustutkimukset on tehty jaksollisesti kasvatetuissa havupuumetsissä, joten lehti- ja sekametsien lannoituksesta tarvitaan lisää tietoa, samoin jatkuvapeitteisen metsän lannoituksesta varsinkin turvemailla. Eloperäiset kierrätyslannoitteet eivät ole tällä hetkellä sallittuja metsissä, mutta niiden käyttöä selvitetään. Ravinteiden huuhtoutumisriskiä pystytään vähentämään välttämällä talvilannoitusta liukoisilla lannoitteilla, mutta huuhtoutumistutkimusta tarvitaan edelleen. Leppien symbioottinen typensidonta voi muodostaa vaihtoehdon typpilannoitukselle sopivissa olosuhteissa. Hakkuutähteiden korjaamatta jättäminen osaltaan ylläpitää kasvupaikan ravinnemääriä.

Useimmat lannoitustoimet estävät alueellisen luomusertifioinnin kolmeksi vuodeksi. Lannoituksen ei ole kuitenkaan todettu vaikuttavan voimakkaasti metsän monimuotoisuuteen, marja- ja sienisatoihin eikä marjojen ja sienten raskasmetallipitoisuuksiin.

Asiasanat: Boori, fosfori, hiilensidonta, kalium, lannoite, puuntuotos, ravinne, tuhka, typpi

Sisällys

Johdanto	7
1. Kasvinravinteet ja niiden riittävyys eri kasvupaikoilla	11
1.1. Mitä ravinteet ovat?	11
1.2. Ravinteiden lähteet, niiden tärkeimmät tehtävät kasveissa ja puutosoireet.....	12
1.3. Muita kasveille hyödyllisiä alkuaineita.....	18
1.4. Ravinteiden kierto metsäekosysteemeissä.....	18
1.5. Metsien kasvupaikkatyytit	20
1.6. Kivennäismaiden ravinnetalous.....	21
1.7. Turvemaiden ravinnetalous.....	22
1.8. Entiset pellot ja turpeennostoalueet	24
1.9. Puuston ravinnetilan määrittäminen neulas- ja lehtianalyysoilla.....	25
2. Ympäristömuutokset ja ravinteet	26
2.1. Typpi ja muut ravinteet laskeumassa	26
2.2. Hiilidioksidipitoisuuden nousu	28
2.3. Ilmastonmuutoksen vaikutus puuston kasvuun ja ravinteiden saatavuuteen.....	29
3. Lannoitelajit.....	31
3.1. Yleisimmät kivennäismaiden lannoitteet ennen ja nyt.....	31
3.2. Hidasliukoisia lannoitteita: ureaformaldehydi ja jauhetut mineraalit.....	32
3.3. Turvemaiden kemialliset seoslannoitteet	33
3.4. Tuhkalannoitteet	34
3.5. Uudet kierrätyslannoitteet.....	35
3.6. Metsän kalkitus.....	35
3.7. Lainsäädäntö.....	36
4. Lannoitusajankohta	38
4.1. Lannoitus eri vuodenaikoina	38
4.2. Lannoitus kiertoajan kuluessa.....	39
5. Vaikutukset maaperään ja vesistökuormitukseen	41
5.1. Kivennäismaiden typpilannoituksen vaikutus maaperään.....	41
5.1. Kivennäismaiden tuhkalannoituksen vaikutukset maaperään.....	43
5.2. Turvemaiden tuhkalannoituksen vaikutus maaperään.....	44
5.3. Vesistökuormitus.....	45

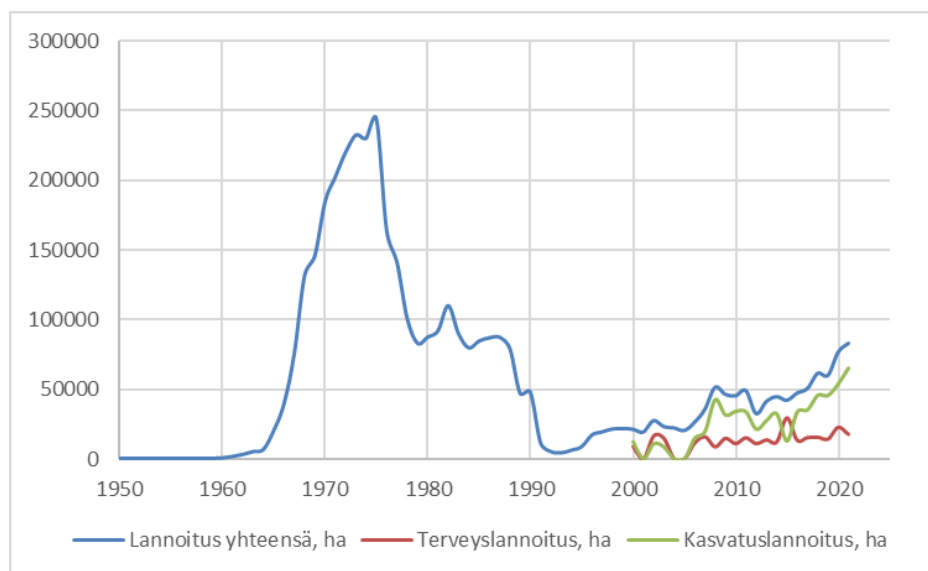
6. Puuston kasvuvasteet kivennäismailla.....	48
6.1. Lannoittamisen tavoitteet.....	48
6.2. Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutukset	48
6.3. Boorilannoituksen vaikutukset.....	51
6.4. Ureaformaldehydi.....	52
6.5. Lannoituskohteiden valinta.....	53
6.6. Tutkimustarpeet	53
7. Puuston kasvuvasteet turvemaileda	54
7.1. Lannoituksen tavoite	54
7.2. Lannoituskokeet	54
7.3. Kasvuvasteen suuruuteen vaikuttavat tekijät.....	55
7.4. Typpirikkaiden turvemaiden kasvureaktiot PK- ja tuhkakokeissa.....	56
7.5. Niukkatyppisten turvemaiden lannoitusreaktiot PK- ja tuhkakokeissa.....	59
7.6. Turvemaan kuusikoiden kasvuvaste	60
7.7. Turvemaan hieskoivikoiden kasvuvaste	61
7.8. Johtopäätökset ja tutkimustarpeet	61
8. Vaikutukset hiilinieluun	62
8.1. Metsän hiilitase.....	62
8.2. Kivennäismaiden lannoituksen vaikutus hiilinieluun.....	64
8.3. Tuhkalannoituksen vaikutus turvemaiden hiilinieluun ja kasvihuonekaasutaseeseen.....	65
9. Taloudellinen kannattavuus	68
9.1. Kannattavuuden arviointi.....	68
9.2. Kivennäismaat	69
9.3. Turvemaat.....	70
9.4. Yhteenveto ja tulevat tietotarpeet.....	70
10. Runkojen ja puuaineen laatu.....	71
10.1. Tausta	71
10.2. Järeys	71
10.3. Runkomuoto	72
10.4. Oksat.....	72
10.5. Puuaineen tiheys.....	73
10.6. Mekaaniset ominaisuudet	74
10.7. Päätelmät	75
11. Biodiversiteettivaikutukset.....	76

12. Luonnontuotteet ja niiden luomusertifiointi.....	79
12.1. Johdanto.....	79
12.2. Lannoituksen vaikutus marjasatoihin.....	79
12.3. Lannoituksen vaikutus kauppasienisatoihin.....	81
12.4. Tuhkalannoitus ja raskasmetallit.....	82
12.5. Lannoitus ja luomukeruualueet.....	83
12.6. Lopuksi.....	83
13. Vaikutukset metsätuholaisiin	85
13.1. Nisäkästuholaiset.....	85
13.2. Sieni- ja hyönteistuholaiset.....	86
14. Vaihtoehtoisia tapoja lisätä ravinteiden saatavuutta.....	90
14.1. Biologinen typensidonta.....	90
14.2. Puulajivalinta.....	93
14.3. Harvennukset.....	96
14.4. Hakkuutähteiden korjaamatta jättäminen harvennuksissa.....	97
14.5. Hakkuutähteen korjaamatta jättäminen päätehakuissa	98
15. Elinkaaritarkastelu	100
15.1. Elinkaariarvioinnin perusteita.....	100
15.2. Metsänlannoituksen elinkaaritutkimus.....	101
15.3. Metsänlannoituksen elinkaaritutkimustarpeet jatkossa.....	102
16. Johtopäätöksiä ja tulevia tutkimustarpeita.....	104
16.1. Lannoituskäytännöt ja metsänkäsittelymenetelmien muutokset.....	104
16.2. Ympäristönmuutosten aiheuttamat muutokset puuston kasvussa ja ravinteiden tarpeessa	106
16.3. Hiilen sidonta lannoituksen tavoitteena	107

Johdanto

Lannoitus poikkeaa useimmista muista metsänhoitotoimenpiteistä siinä, että lisääntyvä puuston kasvu ja myös taloudellinen tuotos ovat saatavilla suhteellisen nopeasti ja varmasti. Tämä edellyttää, että lannoitus tehdään vesitaloudeltaan suotuisille kasvupaikoille, käyttäen niitä ravinteita, joista kasvupaikalla on niukkuutta. Lannoitukselle sopivimmat kasvupaikat ja niille käytettävät ravinteet tunnetaan Suomen tämänhetkisissä oloissa suhteellisen hyvin, kun kyse on mänty- ja kuusimetsistä, joitakin merkittäviä poikkeuksia lukuun ottamatta.

Metsien lannoitus on lisääntynyt viime vuosina (Kuva 1). Typpilannoitteiden saatavuus kuitenkin romahti helmikuussa 2022 Venäjän hyökättyä Ukrainaan; molemmat maat ovat merkittäviä typpilannoitteiden tuottajia. Lisäksi typpilannoitteiden tuotanto vaatii runsaasti energiaa, ja kun sekä sota että vihreä siirtymä aiheuttavat muutoksia energiamarkkinoilla, tämä on heijastunut myös lannoitteiden saatavuudessa ja hinnoissa. Siten metsiin tarkoitettuja typpilannoitteita ei ollut vuonna 2022 juuri tarjolla, kun maatalouden tarvitsemat lannoitteet pyrittiin turvaamaan. Toisaalta boorilannoitteiden tarjonnassa ei ole ollut vastaavaa notkahdusta, ja toistaiseksi myös riittävän hyvälaatuista puuntuhkaa on ollut saatavissa lannoituskäyttöön.



Kuva 1. Metsänlannoituksen hehtaarimäärät v. 1950–2021, yhteensä ja terveys- ja kasvatuslannoitus eriteltyinä vuodesta 2000 alkaen.

Metsien lannoitus aloitettiin maassamme isommassa mittakaavassa 1960-luvulla (Kuva 1). 1950-luvun lopulla metsien vuotuiset hakkuut saattoivat ylittää niiden vuotuisen kasvun, ja metsän kasvua pyrittiin kaikin keinoin edistämään. Kestävän metsätalouden toimintaedellytysten säilyttämiseksi perustettiin kansallisia metsänparannusohjelmia, joiden avulla pyrittiin turvaamaan puun saatavuus lisäämällä puuston kasvua. Soiden ojituksen, viljelymetsätalouden ja metsänjalostuksen ohella lannoitus oli yksi keino. Metsänlannoituspinta-ala oli huipussaan 1970-luvun puolivälissä, jolloin metsiä lannoitettiin lähes 250 000 hehtaaria vuodessa. Typpeä ja rikkiä sisältävä hapan laskeuma havaittiin ongelmaksi 1980-luvulle tultaessa, ja myös Suomessa syntyi huoli liiallisesta typen kertymisestä metsiin ja sen huuhtoutumisesta vesistöihin. Lannoitustoiminta oli 1990-luvun alkupuolella hyvin vähäistä. Typpilannoitus kuitenkin on yleistynyt, kun laskeumaa on saatu kontrolloitua teollisuudessa ja liikenteessä

huippuvuoden 1990 jälkeen. Kivennäismaiden boorinpuutosongelman tultua esiin boorilannoitus yleistyi samaan aikaan.

Ensimmäiset tuhkalannoituskokeet perustettiin ojitetuille turvemaille jo 1937. Metsäntutkimuslaitos perusti laajan lannoituskoesarjan eri puolille Suomea erityyppisille kivennäismailla 1950- ja 1960-lukujen vaihteessa, koejäsenenä typpi, fosfori ja kalkki ja puulajeina mänty ja kuusi. Näistä kokeista selvisi, että typpi yleensä lisäsi puuston kasvua, ja viljavimmilla mailla fosfori yhdessä typen kanssa lisäsi vaikutusta. Sen sijaan kalkituksella ei ollut toivottua kasvua lisäävää vaikutusta. Myöhemmin erityyppisiä lannoituskokeita on perustettu, ja mm. tuhkan ja typpilannoituksen yhdistelmiä kivennäismailla selvitetään edelleen. Kivennäismailla typpilannoitus lisää kasvua edelleen typpilaskeumasta huolimatta, ja paras tulos saavutetaan nykyoloissa viljavuudeltaan keskinkertaisilla mailla, jotka eivät ole erityisen alttiita kuivuudelle eivätkä soistuneet. Viljavimmilla mailla fosfori lisää lannoitusvaikutusta. Lannoitusreaktion suuruus ja ajoittuminen riippuvat lannoitelajin lisäksi lannoituskohteen maan ja puuston ominaisuuksista.

Ojitetuilla turvemaille selvitettiin eri ravinteiden vaikutuksia lannoituskokeissa, ja fosforin ja kaliumin lisäyksellä saatiin selviä kasvunlisäyksiä. Puiden kasvun kannalta fosforista ja erityisesti kaliumista ilmeni tyypillisesti pulaa avo- tai sekatyypin soista kehittyneillä paksaturpeisilla II-typin turvekankailla, kun taas I-typin turvekankaat ovat ravinnetaloudeltaan tasapainoisempia. Koska metsänkasvatukseen sopivilla kasvupaikoilla ei yleensä ole puutetta tyyppistä, puuntuhka on ihanteellinen lannoite turvemaille. Koska se on pääasiassa peräisin puun poltosta, se sisältää oikeassa suhteessa kaikkia muita puiden tarvitsemia ravinneaineita paitsi typpeä ja osin rikkiä.

Turvemaiden fosforilla ja kaliumilla lannoitetuilla koealoilla ilmeni kasvuhäiriöitä, joiden syyksi selvisi boorin puutos. Siksi booria ruvettiin lisäämään lannoitteisiin. Myös kivennäismaiden typpilannoituksesta aiheutui booripitoisuuksien vähenemistä, mutta kivennäismailla boorinpuutoksia on selvitetty tarkemmin vasta 1990-luvulta alkaen. Boorilannoitus on Suomessa typen yhteydessä tarpeen erityisesti viljavimmilla mailla, joskin boorinpuutoksen levinneisyydestä Suomen eri osissa ja sen esiintymisestä eri kasvupaikkatyypeillä on edelleen tutkimustarpeita.

Joissakin kokeissa on käytetty erittäin suuria tai toistuvia lannoituksia, jotka eivät ole tämän päivän käytäntöjen mukaisia. Toisaalta niitä kokeita on tehty juuri siksi, että saadaan selvitettyä soveltuvimmat lannoituskäytännöt sekä selvitettyä, minkälaisia riskejä runsaasta lannoituksesta on. Käytännöt voivat myös muuttua nopeastikin, esimerkiksi jos hiilensidonnan merkitys tavoitteena lisääntyy.

Metsänlannoituksen tavoite on aina lisätä puille tarpeellisten ravinteiden tarjontaa maaperässä siten, että siitä on mitattavaa hyötyä puuston menestymiseen. Usein on käytetty termejä kasvatuslannoitus ja terveyslannoitus. Kestävän metsätalouden rahoituslaissa terveyslannoituksista käytetään määritelmää "maan ravinne-epätasapainon korjaamiseksi tehtävät lannoitukset". Kasvatuslannoituksilla puolestaan tavoitellaan kasvupaikan kasvun tason nostoa normaaliin tasoon verrattuna. Jos kyse on kasvupaikan normaalin kehityksen tavoittelusta ravinne-epätasapainoa korjaamalla, puhutaan terveyslannoituksesta. Kasvun tasoa kuitenkin lisätään lisäämällä niitä ravinteita, joista on niukkuutta kasvupaikalla, joten sekin voidaan mieltää ravinnetasapainon korjaamiseksi kasvun kannalta edulliseksi. Toisaalta pääravinnelannoituksesta tiedetään joskus seuraavan muita ravinnepuutoksia, meillä yleisimpänä

boorinpuutos. Normaalin käsite dynaamisesti muuttuvissa ja käsitellyissä metsissä onkin vaikea. Käytännössä terveys- ja kasvatuslannoitukset voivat myös sisältyä samaan lannoitusta-pahtumaan, jossa sekä korjataan ravinnetilaa että lisätään kasvun tasoa. Olisikin selvempää käyttää lannoituksesta nimitystä, joka määräytyy pääasiallisten lisättävien ravinteiden mukaan (esim. typpi-, fosfori- tai boorilannoitus tai niiden yhdistelmä) tai käytettävän kierrätyslannoitteen mukaan (esim. puuntuhka).

Uusin tavoite metsänlannoitukselle on hiilidioksidin vähentäminen ilmakehästä. Lisääntyvä kasvu sitoo itseensä hiiltä, ja puuperäisten tuotteiden jatkokäytöstä riippuu, kuinka kauan hiili pysyy sidottuna, kunnes se tuotteiden lahoamisen tai palamisen kautta palautuu ilmakehään. Luontaisessakin karikkeiden hajotuksessa osa maahan tulevasta kasvien ja muiden eliöiden jäänteistä ja siis niiden sisältämästä hiilestä jää maaperään Suomen nykyisissä olosuhteissa. Kivennäismaiden typpilannoitus lisää maaperään jäävän hiilen määrää ja siten osaltaan lisää hiilen sidontaa. Turvemilla lannoitusvaikutukset maaperän hiileen eivät ole yhtä selviä, ja niistä on käynnissä tutkimuksia. Pidemmällä tarkastelujaksolla luotettavien ennusteiden tekemistä vaikeuttaa se, että monet tekijät vaikuttavat metsien hiilensidontaan, ja arvioinnissa tarvitaan useiden eri alojen yhteistyötä.

Ilmaston lämpenemisen on Suomessa jo todettu lisänneen puuston kasvua, kun lämpenemisen vaikutus on tutkimuksissa erotettu muista tekijöistä johtuvasta kasvunlisäyksestä. Lämpeneminen vaikuttaa myös hajottajamikrobien ja muiden eliöiden toimintaan yleensä edistävästi, ja sitä kautta ravinteiden saatavuus yleensä paranee. Erityisesti typen saatavuus paranee lämpimämmissä olosuhteissa; tyypeä on kivennäismaillakin erittäin suuria määriä, mutta vain pieni osa siitä tulee kasvien saataviin muotoihin nykyisissä oloissa. Toisaalta kasvukauden kuivuus ja talviolosuhteiden muutokset voivat vähentää lämpenemisen myönteisiä vaikutuksia. Lisääntyvään puuston kasvuun myös tarvitaan lisääntyviä määriä kaikkia ravinteita. Kysymyksen voivat tulla myös muut ravinteet kuin typpi, fosfori, kalium ja boori, joihin tällä hetkellä on totuttu.

Typpilannoitteiden raaka-aineena on ilman typpi, ja useimmat muut lannoitteet ovat peräisin kivennäisaineksestä. Nopealiukoisessa muodossa olevat ravinteet antavat edellytykset nopealle ja verrattain lyhytkestoiselle reaktiolle, mutta hidasliukoisten, kuten tuhkan, vaikutus kestää pidempään. Puu- ja turvetuhka on orgaanisten aineiden palamisjäännös, ja se on sallittu metsälannoitteena. Sen sijaan orgaanisista jätteistä syntyviä lannoitteita ei voi nykyisen lainsäädännön mukaan metsiin levittää. Orgaanisten lannoitteiden metsäkäytön mahdollistava muutos on parhaillaan käsittelyssä.

Lannoituksesta saattaa koitua hyötyjen lisäksi myös haittoja. Lannoitus vaikuttaa puiden lisäksi myös muihin kasveihin, sieniin, bakteereihin ja eläimiin. Maaperässä eri lannoitteiden vaikutuksiin kuuluvat happamuuden muutokset ja mahdollinen kasvihuonekaasupäästöjen lisääntyminen, lähinnä typpioksiduulin (N₂O) päästöt. Huuhtoutuminen vesistöihin on riski, joka täytyy ottaa suunnittelussa huomioon. Näitä haittavaikutuksia on tutkittu, ja toiset haitta- tai sivuvaikutukset on todettu vähäisiksi tai ohimeneviksi. Toisten osalta on voitu parantaa suosituksia, kuten välttämällä lannoitusta talviaikaan vähennetään selvästi riskiä lannoitteiden kulkeutumisesta vesistöihin. Näitä kysymyksiä ja niihin liittyviä tutkimustarpeita käsitellään tässä synteisissä omissa luvuissaan.

Muilla metsänhoitotoimenpiteillä kuten harvennuksilla, hakkuutähteiden korjuulla tai korjaamatta jättämisellä ja puulajivalinnalla on vaikutusta ravinteiden saantiin ja siis myös

lannoitusvasteeseen. Toistuva puunkorjuu poistaa ravinteita kasvupaikoilta. Hakkuutähteiden korjuussa poistuu ravinteita huomattavasti runsaammin kuin runkopuun korjuussa, koska erityisesti neulasten ravinnepitoisuudet ovat suuria. Leppien typensidontasympioosi on luonnonmukainen tapa lisätä kasveille käyttökelpoista typpeä maahan, mutta tähän asti harmaaleppä on taimikonhoidossa tai harvennuksissa poistettu. Lähes kaikki lannoitustutkimus tähän mennessä on tehty jaksollisesti kasvatetuissa mänty- ja kuusimetsissä, ja lehtipuiden ja sekametsien lannoituksesta on vähemmän tietoa.

Tämän synteisiraportin tavoite on koota metsänlannoitusta koskevaa ajankohtaista tutkimustietoa sekä kivennäis- että turvemaiden Suomen oloissa. Synteesi on tarkoitettu metsä- ja ympäristöalan ammattilaisille, tutkijoille ja opiskelijoille sekä kaikille muillekin aiheesta kiinnostuneille. Synteesissä käsitellään sekä nykytilannetta että tulevaisuuden todennäköisesti tuomia muutoksia sekä esitetään lisätutkimuksen tarpeita. Käytännön lannoitussuosituksien osalta viitataan Metsänhoidon suosituksiin, www.metsanhoidonsuositukset.fi. Eri aihepiirejä tarkastellaan omissa luvuissaan, mutta pientä toistoa keskeisten aiheiden osalta on, jotta myös eri osien lukeminen ilman koko synteesin lukemista olisi mahdollista. Tavoitteena on, että synteesi osaltaan edistää tietämystä lannoituksen suotuisista vaikutuksista, auttaa suuntaamaan lannoitustutkimusta keskeisiin kysymyksiin, ja auttaa vähentämään haittavaikutuksia entisestään.

1. Kasvinravinteet ja niiden riittävyys eri kasvupaikoilla

Tarja Lehto, Raija Laiho, Hannu Hökkä, Mika Nieminen ja Hannu Ilvesniemi

1.1. Mitä ravinteet ovat?

Kasvinravinteet ovat alkuaineita, jotka esiintyvät luonnossa joko ionimuodossa tai sitoutuneina erilaisiin molekyyliin. Tietty alkuaine luokitellaan kasveille välttämättömäksi ravinteeksi, jos se täyttää seuraavat vaatimukset (Arnon & Stout 1939):

1. Kasvi ei pysty täyttämään elinkiertoaan ilman ravinnetta
2. Ravinteella on kasvissa tehtävä, jossa mikään muu alkuaine ei pysty korvaamaan sitä.
3. Ravinteen täytyy toimia suoraan kasvin aineenvaihdunnassa.

Määritelmää on viime vuosikymmeninä kritisoitu. Esimerkiksi on saatu selviä tuloksia piin hyödyllisyydestä monille kasvilajeille, vaikka pii ei täytä ensimmäistä vaatimusta (Epstein 1999). Toisaalta kolmas vaatimus ei perustu ravinteiden biologiaan vaan ihmisten tietämykseen aiheesta, ja siten käsitykset voivat ajan myötä muuttua (Wimmer ym. 2020). Joitakin ravinteita tarvitaan erittäin pieniä määriä verrattuna siihen, kuinka paljon niitä ympäristössä esiintyy, joten välttämättömyyden osoittaminen on ollut haasteellista. Kloori on tästä hyvä esimerkki.

Kasveille välttämättömät kivennäisravinteet ryhmitellään usein makroravinteisiin eli pääravinteisiin ja mikroravinteisiin eli hivenravinteisiin. Tämä luokitus perustuu yksinomaan siihen, kuinka paljon kutakin ainetta määrällisesti löytyy kasveista.

Makroravinteet eli pääravinteet

- epämetallit typpi (N), fosfori (P), rikki (S)
- metallit kalium (K), kalsium (Ca), magnesium (Mg)

Mikroravinteet eli hivenravinteet

- metallit rauta (Fe), mangaani (Mn), kupari (Cu), sinkki (Zn), molybdeeni (Mo), nikkeli (Ni)
- epämetallit boori (B), kloori (Cl).

Kasveille hyödyllisiin alkuaineisiin luetaan lisäksi ainakin pii (Si), natrium (Na), ja mahdollisesti seleeni (Se). Useille bakteereille välttämätön on lisäksi koboltti (Co). Biologista typensidontaa tekevät bakteerit tarvitsevat myös molybdeeniä, jonka voi joillakin lajeilla korvata vanadiini (V).

Kasvinravinteista voi liian suurina määrinä olla myös haittaa. Helpoimmin tämä ilmenee niiden ravinteiden osalta, joita tarvitaan vain vähän, kuten kupari, nikkeli ja sinkki, joita voi olla suuria määriä esimerkiksi metallikaivosten ja -sulattamojen ympäristössä (esim. Nieminen ym. 2004). Boorin haitallisen suuria määriä esiintyy maapallon kuivilla alueilla. Suomessa kuitenkin ravinteiden liikamäärät ovat harvinaisia, ja siksi niitä ei enempää käsitellä tässä synteessissä. Lannoittaessa haitalliset liikamäärät vältetään yksinkertaisesti noudattamalla suosituksia.

1.2. Ravinteiden lähteet, niiden tärkeimmät tehtävät kasveissa ja puutosoireet

Yleistä

Ravinteet tulevat elolliseen kiertoon kallioperästä, lukuun ottamatta typpeä, jonka alkuperä on ilmakehässä. Typen helpoimmin saatavat muodot maaperässä ovat ammonium (NH_4)- ja nitraattityppi (NO_3), ja kasvit ottavat myös ainakin aminohappoja. Fosfori ja rikki esiintyvät maassa useissa eri muodoissa, ja suorimmin saatavat muodot ovat fosfaattit ja sulfaattit (HPO_4 , H_2PO_4 , SO_4 , HSO_4). Metallit, kalium, kalsium, magnesium, mangaani, rauta, kupari, sinkki, molybdeeni ja nikkeli otetaan ionimuodossa tai kelaatteina, ja boori boorihappona. Useimmilla ravinteilla on monia eri toimintoja kasveissa, ja alla esitetään niistä keskeisimpiä. Metallit toimivat usein entsyymiaktivaattoreina ja hapetus-pelkistysreaktioissa soluissa.

Typpi N

Typpeä on kasveissa enemmän kuin mitään muuta ravinnetta, ja samalla sen niukkuus on yleistä Suomessa ja monissa osin maailmaa, lukuun ottamatta turvemaita. Typpi poikkeaa kaikista muista ravinteista siinä, että sitä on erittäin vähän kiviaineksessa. Ilmasta noin 78 % on typpeä, mutta typpiatomi N_2 on erittäin inertti eli pysyvä (heikosti reagoiva). Typen sitoutuminen ilmasta kasveille ja mikrobeille saatavaan muotoon vaatii sopivat olosuhteet ja runsaasti energiaa. Käyttökelpoisen typen lähteenä ovat osaltaan ilmakehässä tapahtuvat epäorgaaniset reaktiot, joissa energianlähteenä on salamointi, sekä tulivuortenpurkausten yhteydessä sitoutuva typpi. Näistä peräisin olevaa kivennäistyppeä laskeutuu nykyisin varsin vähän, 1–2 kg/ha/v lähinnä nitraattimuodossa, NO_3^- . Ihmisen toiminnasta aiheutuva typpilaskeuma vaihtelee nykyisin Suomessa välillä 1–4 kg/ha/v (Luku 2.1.).

Tietyt bakteerit pystyvät biologisen typensidonnan kautta sitomaan typpeä ilmasta ammoniummuotoon, NH_4^+ . Typensitobakteereita elää vapaina maaperässä, juurten ja sammalten yhteydessä sekä jäkälien kanssa symbioosissa. Tehokkaimpia typen sitoja ovat kasvien kanssa symbioosissa elävät bakteerit, ja Suomen metsissä näistä tärkeimpiä ovat leppien kanssa symbioosin muodostava Frankia-bakteeri. Biologinen typensidonta on tärkein tapa typen tuloon biologiseen kiertoon, joskin edellä mainitut ilmakehän epäorgaaniset prosessit ovat myös kerryttäneet huomattavasti typpeä vuosimiljoonien kuluessa. Biologista typensidontaa käsitellään tarkemmin luvussa 14.1.

Typpi on jokaisen aminohapon rakenneosamiiniiniryhmässä $-\text{NH}_2$. Proteiinit koostuvat aminohapoista, ja siksi typpeä tarvitaan useimmissa elintoiminnoissa. Typpeä on myös muissa keskeisissä yhdisteissä kuten klorofyllissä eli lehtivihreässä, nukleiinihappoissa (DNA ja RNA) sekä adenosiinitrifosfaatissa (ATP). Vihreissä lehdissä ja neulasissa 20–30 % tuestä on RuBISCO-entsyymissä, joka sitoo hiiltä glukoosiksi fotosynteesin pimeäreaktiossa. Typen puutos aiheuttaa vaalean vihreää väriä, vanhempien lehtien tai neulasten kellastumista ja varisemista sekä hidastunutta kasvua.

Fosfori P

Fosforia tulee elolliseen kiertoon kallioperästä. Apatiitti on mineraali, joka sisältää paljon fosforia. Apatiittia esiintyy sellaisenaan maankuoressa vain harvoissa paikoissa, Suomessa Siilinjärvellä ja Soklissa. Pieniä määriä apatiittia esiintyy myös muiden kivilajien mukana (Lintinen 2015). Boreaalisisä metsissä suuri osa fosforista on sitoutuneena maaperän orgaanisen aineen rakenteeseen sekä rauta- ja alumiinioksidiin ja hydroksidiin. Sen sijaan orgaanisen aineen pinnoille fosfori ei pidäty. Siksi se huuhtoutuu helposti kosteilta paikoilta ja turve- maista, jos maassa on vain vähän rautaa tai alumiinia, mikä on yleistä niukkaravinteisilla alun perin ombrotrofisilla turvemailla.

Fosfori esiintyy eliöissä yleensä fosfaattimuodossa, PO_4^{3-} . Solujen energia-aineenvaihdunnassa toimivat keskeiset molekyylit ATP ja ADP sekä NADP ja NADPH sisältävät fosforia, samoin kuin DNA ja RNA. Fosforia on myös solukalvojen rakenteessa.

Fosforin puutos ilmenee vanhojen lehtien tai neulasten kuolemisenä ja tumman vihreänä ja/tai punertavana värinä. Turvemaametsissä fosforin heikko saatavuus voi rajoittaa puuston kasvua. Kivennäismailla näkyvä fosforinpuutos on harvinaista Suomessa, mutta fosforin niukkuutta ilmenee viljavimmilla mailla, kun typpeä on riittävästi.

Rikki S

Rikkiä on kallioperässä monissa sulfidimineraaleissa, joista se tulee rapautumisen kautta elolliseen kiertoon. Rikkiä on tullut runsaasti maahan ihmisen toiminnan tuloksena, mutta viime vuosikymmeninä rikkiä sisältävä happosade on vähentynyt murto-osaan 1980-luvun laskeumasta (Luku 2.1.).

Aminohapoista metioniini ja kysteiini sisältävät rikkiä. Proteiinit koostuvat aminohapoista, joten rikki on keskeinen kasvien elintoiminnoissa.

Rikki on metsämaassa suureksi osaksi orgaanisessa aineessa. Rikin puutetta ei ole aikaisemmin havaittu Suomen metsissä, mutta viime vuosina on kivennäismailla löytynyt alhaisia pitoisuuksia, ja rikin mahdollisia puutoksia on syytä pitää silmällä. Toisaalta metsäpuiden rikin puutosrajatkin (neulasten tai lehtien rikkipitoisuutena) tunnetaan huonosti. Rikin puutosoireet muistuttavat vaikeita typen puutosoireita, ja niitä on lähes mahdoton erottaa silmämääräisesti.

Kalium K

Kaliumia esiintyy monissa mineraaleissa, erityisesti kiilteissä, joita on graniitin ja gneissin aineosina. Kalium sitoutuu maahiukkasten pinnoille kationinvaihdossa, mutta heikommin kuin useimmat muut kationit, ja siten se on altis huuhtoutumaan. Sitä huuhtoutuu myös sadeveden mukana elävästä kasvillisuudesta maahan.

Kaliumilla on tärkeä merkitys solunesteen suola-vesitasapainon säätelyssä, joka vaikuttaa veden ja ravinteiden kuljetukseen kasvissa. Kalium säätelee ilmarakojen sulkeutumista ja avautumista. Kalium on yksi yleisimpiä entsyymiaktivaattoreita, se aktivoi yli 60 entsyymiä.

Kaliumia sisältävät mineraalit ovat Suomessa yleisiä, ja siksi kivennäismailla ei esiinny kaliumin puutoksia, ei myöskään ohutturpeisilla turvemailla, missä juuret yltävät kivennäismaahan. Sen sijaan avo- tai sekatyypin soista kehittyneissä turvemaametsissä (RhtkgII, MtkgII, PtkgII,

VatkgII; ks. Taulukko 1) maaperän kaliumvarat ovat niukat ja niissä voi esiintyä kaliumin puutosta. Kaliumin puutoksessa männyn ja kuusen neulaset ovat kärjestä keltaisia, ja edellisen vuoden neulaset ovat loppukesällä kellertäviä ja kärjestä ruskeita. Neulasvuosikertoja on vähän, puut ovat harsuja, koska neulasmassaa on vähän ja yksittäisiä puita kuolee vaikeissa tapauksissa.

Kalsium Ca

Suomessa yleisissä silikaattivilajeissa, kuten graniitti ja gneissi, kalsiumia on pieniä määriä. Kalkkikivi on pääosin kalsiumkarbonaattia eli kalkkia ja osin dolomiittia, joten sen kalsiumpitoisuus on erittäin suuri.

Kalsium on ensisijaisesti soluseinien rakennusaine, ja sitä tarvitaan erityisesti kasvusolukoissa, kuten kärkikasvupisteessä. Kalsiumilla on myös tärkeä merkitys muiden ravinteiden otossa sekä ravinteiden kulkeutumisessa kasvin eri osiin.

Kalsiumin puutos näkyy kasvun tyrehtymisenä, ja sitä ei Suomessa eikä muuallakaan juuri tavata. Kalsiumilla on kuitenkin maaperässä keskeinen rooli, sillä suhteellisen vähäinen kalsiumin pitoisuus maassa on yhteydessä maan happamuuteen (alhainen pH). Ojitettujen turve- maametsien juuristokerroksen kalsium- ja magnesiumvarat vähenevät ajan myötä ilmeisesti happamuuden puskurointireaktioiden vaikutuksesta huuhtoutumalla. Tilanteen kehittymistä vanhoilla ojitusalueilla tulisi siksi seurata.

Magnesium Mg

Magnesiumia esiintyy eräissä tummissa mineraaleissa kuten sarvivälkkeessä ja augiitissa sekä pieniä määriä biotiitissa. Dolomiittikalkkikivi sisältää yhtä paljon magnesiumia ja kalsiumia. Magnesium huuhtoutuu maasta helpommin kuin kalsium.

Magnesium on klorofyllimolekyylin keskusatomi, ja suuri osa kasvien magnesiumista onkin klorofyllissä. Lisäksi magnesium toimii useiden entsyymien aktivaattorina ja säätelee hiilihydraattien kulkeutumista kasvin sisällä.

Magnesiumin puutosoire on lehtien tai neulasten kirkkaan keltainen väri, joka johtuu klorofyllin puutteesta. Keltaisen kärkiosan raja on selvä, kun taas kaliumin puutteesta värinmuutos on vähittäinen. Suomessa magnesiumin puute tunnetaan vain poikkeustapauksissa, mutta esimerkiksi Keski-Euroopan happamoituneilla alueilla tunnetaan ankaria puutoksia. Suomessakin olosuhteiden muuttuessa magnesiumin pitoisuuksia kannattaa pitää silmällä. Maaperässä magnesiumin vaikutus happamuuden säätelijänä on samantapainen kuin kalsiumin.

Mangaani Mn

Mangaani on rakenneosana ribosomeissa, jotka toimivat valkuaisaineiden muodostumisen keskuksina ja ovat siten välttämättömiä kaikille kasvin soluille. Se on tärkeä ravinne myös kloroplastien eli viherhiukkasten toiminnalle ja sen puute heikentää kasvin yhteyttämiskykyä. Mangaanilla on vaikutusta myös ligniinin muodostumiseen.

Selvässä mangaanin puutteesta heikentynyt ligniinin muodostuminen näkyy kasvin lehtien veltostumisena ja juurten huonona kasvuna. Mangaani on kasveissa hivenaine, ja Suomen

maaperässä sitä on runsaasti saatavissa kasvien tarpeeseen verrattuna. Liian suuri mangaanin saanti on todennäköisempää kuin puutos happamissa metsämaissa.

Rauta Fe

Suurin osa kasvilla olevasta raudasta sijaitsee viherhiukkasissa, ja rautaa tarvitaan lehtivihreän muodostumisessa ja toiminnassa. Fotosynteesin valoreaktioon osallistuu myös rautapitoisia Fe-S-proteiineja. Fe-S-proteiinit ovat mukana soluille haitallisten vapaiden happiradikaalien hajottamisessa. Ferredoksiini on yksi tärkeimmistä rautaa sisältävistä valkuaisaineista. Se on mukana muun muassa hapetus-pelkistysreaktioissa, fotosynteesissä ja nitriitin sekä sulfaatin pelkistyksessä. Rautapitoisia hemivalkuaisaineita osallistuu myös ligniinin ja suberiinin muodostamiseen.

Rautaa on kivennäisaineksessa sekä avo- ja sekatyypin soista kehittyneissä turvemaametsissä (erityisesti RhTkg II, MTkg II, PTkgII; ks. Taulukko 1) runsaasti, ja raudan puutosta ei happamalla mailla esiinny.

Molybdeeni Mo

Molybdeeniä sisältävät entsyymit liittyvät typen aineenvaihduntaan. Nitraattireduktaasi (NR) on näistä keskeinen. Nitraattityppi NO_3^- ei ole sellaisenaan aineenvaihdunnassa käyttökelpoinen, vaan NR pelkistää sen ensin aminotyypeksi NH_2 . Molybdeenin puutteessa kasvit eivät pysty käyttämään hyväkseen nitraattityppeä. Molybdeeni on osallisena myös kasvin rikkiaineenvaihdunnassa.

Molybdeeni on myös nitrogenaasientsyymin osa. Nitrogenaasi on typensitojabakteerien tuottama entsyymi, joka muuntaa ilman typpeä N_2 ensin ammoniakki- ja sitten ammoniumtypeksi NH_4^+ .

Muihin hivenravinteisiin verrattuna molybdeeniä tarvitaan kasveissa hyvin pieniä määriä. Ankan puutoksen oireet johtavat siihen, että typen käyttökelpoisuus vähenee. Molybdeenin puutokset tunnetaan huonosti metsäpuissa, ja yleisesti käytetyissä ravinneanalyyseissä sen pitoisuudet jäävät useimmiten määritysrajojen alapuolelle. Jos maassa ei ole nitraattityppeä, muut kuin typensitojien kanssa elävät puut tulevat toimeen äärimmäisen pienillä molybdeenimäärillä, mutta esimerkiksi nitraattilannoite lisää molybdeenin tarvetta. Siten aihetta on tarpeen tutkia.

Kupari Cu

Kuparin pitoisuudet maaperässä vaihtelevat Suomessa alueellisesti erittäin paljon.

Kloroplastit eli viherhiukkaset sisältävät huomattavan suuren osan lehtien kuparista. Kuparia sisältyy myös soluhengityksessä toimiviin entsyymeihin, joissa tuotetaan energiaa solujen käyttöön, sekä antioksidanttien toimintaa sääteleviin entsyymeihin. Kaikkiaan kupari tunnetaan noin sadan entsyymin aktivaattorina, ja sillä on rooli ligniinin muodostuksessa.

Kupari sitoutuu maassa tiukasti orgaaniseen ainekseen, ja siksi kuparin puutokset ovat mahdollisia turvemailla, vaikka sitä olisi määrällisesti maassa riittävästi. Kuparin puutosoireisiin kuuluu oksien ja runkojen taipumista ja kiertymistä, jonka arvioidaan johtuvan heikosta lignifikaatiosta. Puutos aiheuttaa myös latvakasvaimen kuolemista, joten se muistuttaa boorin

puutosoireita, ja puutosta voikin esiintyä samantyyppisillä kasvupaikoilla kuin boorin puutosta. Turvemaametsissä on löydetty alhaisia kuparipitoisuuksia, mutta aihetta koskevat tutkimukset ovat vielä vähäisiä.

Sinkki Zn

Sinkillä on kasvissa monia tehtäviä liittyen valkuaisaineiden muodostumiseen, membraanien rakenteeseen ja toimintaan sekä solujen suojaamiseen vapailta happiradikaaleilta. Sinkki ei toimi kasveissa hapetus-pelkistysreaktiossa, mutta se on lukuisten entsyymien aktivaattori.

Sinkin puutosoireisiin kuuluu lehtisuonten välinen kloroosi, joka ilmenee vaaleana värinä, sekä uusien kasvinosien pienuus ja pituuskasvun tyrehtyminen. Sinkin puutoksia on epäilty Suomessa turvekankailla ja entisillä pelloilla, mutta tätä ei ole selvitetty laajasti.

Boori B

Turmaliiinimineraali mainitaan usein boorin lähteeksi, mutta se on harvinainen ja erittäin heikosti rapautuva. Graniitissa booria ei juuri esiinny, mutta savimaiden mineraaleissa sitä on luonnostaan. Toisaalta booria on kertynyt aikojen kuluessa huuhtoutumisen seurauksena mereen, ja kevyenä alkuaineena sitä nousee jatkuvasti aerosolien mukana ja kulkeutuu myös maalle luontaisena laskeumana. Tästä syystä booria on melko riittävästi rannikkoseuduilla Suomessa, mutta sisämaahan päin laskeuman booripitoisuus vähenee huomattavasti (Wikner 1983).



Kuva 2. Vasemmalla, boorinpuute aiheuttaa tyypillisesti kasvuhäiriöitä osassa puita, ja vieressä voi kasvaa normaalilatavinen kuusi. Kuva Pedro Aphalo. Oikealla, toistunut latvanvaihto turve-
maan männyllä boorinpuutosalueella. Kuva Erkki Oksanen.

Boori on kasvien primäärisen soluseinän muodostumisessa avainasemassa, ja tämä on ainoa boorin ensisijainen tehtävä, joka on kokeellisesti osoitettu. On myös mahdollista, että boorilla on muita tehtäviä kasveissa, mutta näitä ei ole toistaiseksi pitävästi osoitettu. Jos soluseinien muodostumiseen ei ole riittävästi booria, tästä seuraa lukuisia sekundäärisiä aineenvaihdunnan häiriöitä, ja juurenkärkien ja silmujen rakenne häiriintyy. Kärkisilmut ovat erityisen herkkiä boorinpuutoksen ilmenemiselle, ja kun kärkisilmu kuolee, sivusilmuista lähtevät versot kilpailevat keskenään. Syntyy pensasmainen rakenne, kasvuhäiriö (Rikala 2004). Kasvuhäiriöitä ilmenee samassa metsikössä tyypillisesti vain osassa puita, ja saattaa olla, että taustalla on geneettisiä eroja boorin käytön tehokkuudessa (Rerkasem & Jamjod 1997).

Riittävä boori on välttämätöntä myös siitepölyhiukkasten siiteputkien kasvulle ja siementen itämiselle. Metsäpuilla näitä ilmiöitä ei ole juuri tutkittu, mutta tutkimuksista saattaisi olla hyötyä esimerkiksi siemenviljelmien lannoituksen ohjauksessa ja luontaisessa uudistamisessa.

Maaperässä boori pidättyy voimakkaasti orgaaniseen aineeseen, savimineraaleihin ja rauta- ja alumiinioksideihin ja hydroksideihin. Pidättyminen lisääntyy pH:n noustessa. Siten boori huuhtoutuu helposti juurikerroksesta pois happamissa oloissa, ja vähemmän happamassa taas boorin pidättyminen lisääntyy osin niin voimakkaasti, että kasvit eivät pysty sitä ottamaan (Lehto ym. 2010). Myös kuivuus vähentää kasvien mahdollisuutta saada booria maasta, ja kasvukauden aikanakin esiintyy vaihtelua neulasten booripitoisuudessa sateisuuden mukaan (Sutinen ym. 2007). Sateisuuden vaihtelu on myös yksi syy siihen, miksi boorinpuutokset voivat ilmetä yhtenä vuonna ja taas olla poissa pitkään. Tämä vaihtelu osaltaan vaikeuttaa boorinpuutosten diagnoosia neulas- tai lehtianalyysin perusteella. Analyysit ovat kuitenkin tarpeellisia, kun boorinpuutosta epäillään, koska kasvuhäiriön synnyttyä on myöhäistä estää rungon tai sen osan tukkipuuarvon menetys (Lehto ym. 2010).

Boorin niukkuus on Suomessa yleistä, mutta vähemmän viljavilla kivennäismailla se ei tule esiin, koska typen niukkuus on niin vallitseva. Puutokset ilmenevät ensin juurissa, missä ne jäävät huomaamatta, ja seuraavaksi latvakasvaimen kuolema ja monilatvaisuus voivat ilmetä odottamatta. Viljavimmilla mailla, joissa typpeä on riittävästi, boori tulee seuraavana aineena puutokseen. Turvemaidilla boorin puutokset tunnettiin jo aiemmin kuin kivennäismailla (Veijalainen ym. 1984). Boorin puutos aiheuttaa tappiota puiden pituuskasvussa, mutta suuremmat taloudelliset menetykset aiheutuvat laadun menetyksessä, sillä kasvuhäiriöinen puu ei kelpaa tukiksi (Kuva 2).

Kloori Cl

Klooria esiintyy ympäristössä huomattavasti suurempia määriä kuin kasvien toimintaan tarvitaan. Kloori toimii fotosynteesissä reaktioissa, joissa vettä hajotetaan hapeksi ja vedyksi. Lisäksi klooria esiintyy lukuisissa kasvien orgaanisissa yhdisteissä, ja se toimii ionitasapainon säätelyssä.

Nikkeli Ni

Nikkeli on viimeisin välttämättömäksi ravinteeksi osoitettu alkuaine 1980-luvulla. Sen tehtävät kasvilla liittyvät typpiaineenvaihduntaan. Kasvin ottama urea ei ole käyttökelpoista ilman nikkeliä sisältävän ureaasientsyymin toimintaa.

Nikkeliä tarvitaan kasveissa erittäin pieniä määriä verrattuna luonnossa tavattaviin pitoisuuksiin. Siten Suomessa ei ole ennakoitavissa puutoksia.

1.3. Muita kasveille hyödyllisiä alkuaineita

Natrium Na

Valtaosalle kasvilajeista natrium ei ilmeisesti ole tarpeen tai hyödyksi, joskin natriumia on erityisen vaikea kokonaan poistaa ympäristöstä tämän olettamuksen testaamiseksi. Natrium on selvästi hyödyllinen eräille lajeille, jotka ovat sopeutuneet ympäristön runsaaseen natriumpitoisuuteen merenrannoilla ja suolamailla. Maanteiden suolaaminen liukkauden ehkäisemiseksi on lisännyt tienvarsien maiden suolapitoisuutta, mutta metsäpuille haitallisen suuria pitoisuuksia ei ole todettu. Metsien ravitsemuksessa natriumilla ei tiettävästi ole suurta merkitystä.

Pii Si

Kasvilajiryhmien välillä on suuria eroja siinä, kuinka paljon piitä ne keräävät kudoksiinsa. Yksisirkkaiset yleensä keräävät enemmän kuin kaksisirkkaiset. Pii vähentää näiden lajien lakoontumisen riskiä. Puiden piin tarve tai hyödyllisyys tunnetaan heikommin. Pii voi vähentää solukoiden kuivumista kuivuuden aikana. Piillä on myös merkitystä kasvien puolustautumisessa kasvinsyöjiä ja patogeeneja vastaan.

Vaikka pii on maankuoren yleisin alkuaine, se ei kuitenkaan ole aina kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Piidioksidin liukeneminen graniitista on vähäistä. Ilmeisesti pii kiertääkin maaperän ja kasvien välillä osittain fytoliittien eli piistä muodostuneiden kasvin mikroskopipisten rakenteiden muodossa. Toisaalta eloperäisillä mailla, kuten paksuturpeisilla soilla ja turvekankailla, piitä on niukasti.

Koboltti Co

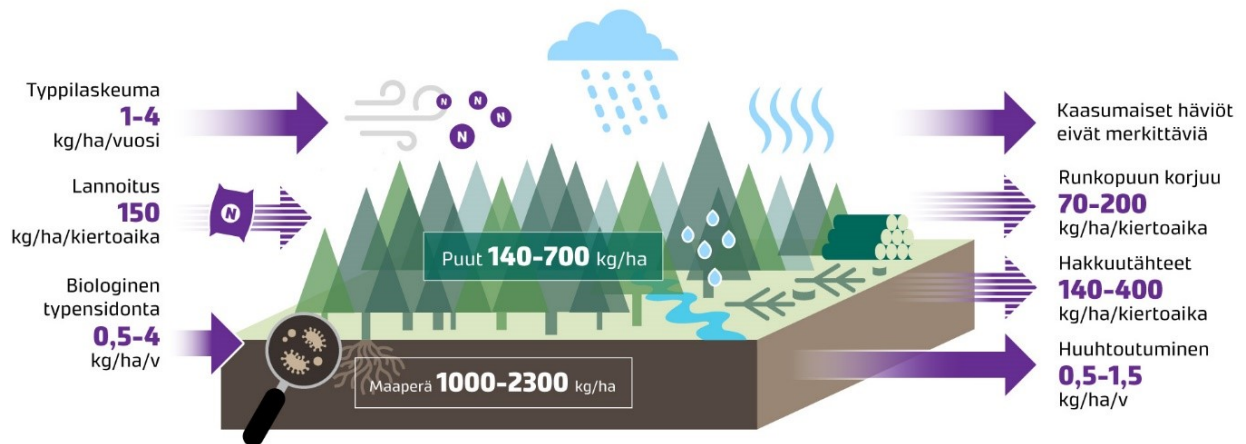
Koboltti ei ole kasvinravinne, mutta se on tarpeellinen tyypeä sitoville symbionteille ja monille muille maaperän bakteereille. Nämä bakteerit muodostavat kobalamiinia eli B₁₂-vitamiinia, joka sisältää kobolttia. Eläimet ja osa bakteereista ja sienistä tarvitsevat mikrobeista peräisin olevaa B₁₂-vitamiinia, mutta kasvien aineenvaihdunnassa kobolttia eikä B₁₂-vitamiinia tarvita.

1.4. Ravinteiden kierto metsäekosysteemeissä

Ravinteiden kierrossa erotetaan ravinteiden tulo ekosysteemiin, kierto ekosysteemin sisällä, sekä poistuma ekosysteemistä. Borealisissa metsissä ravinteita tulee ja poistuu luonnon prosesseissa vain pieniä määriä verrattuna siihen, miten paljon niitä liikkuu ekosysteemin sisällä tapahtuvissa kierroissa ja miten paljon on varastoituneena maaperässä ja kasvillisuudessa (Kuva 3).

Ravinteiden kemialliset ominaisuudet säätelevät ravinteiden reaktioita kasveissa ja maaperässä. Ravinteiden kierto vaikuttaa se, kuinka vesiliukoisia eri ravinteet ovat, ja kuinka ne pidättyvät maahiukkasten pinnoille. Nitraatti, kalium, kloori, ja myös magnesium ovat helposti liukenevia, ja siten kasveille helposti saatavia maavedestä; toisaalta liukoisuus lisää huuhtoutumisen riskiä juuristokerroksesta alemmaksi ja edelleen vesistöihin. Boori on varsin liukoista happamassa maassa, mutta pH:n nousu aiheuttaa voimakkaan pidättymisen maahiukkasiin (Lehto 1995). Useimmat metallit ovat sitä liukoisempia, mitä alhaisempi pH on, poikkeuksena molybdeeni, jonka saatavuus paranee pH:n noustessa metsämaissa tyypillisistä lukemista.

Metalli-ionit ja ammoniumioni pidättyvät kationinvaihdossa maahiukkasten pinnoille. Pidättymistä voi tapahtua sitä enemmän, mitä enemmän aktiivisia pintoja maassa on, ja näitä on eniten hienojakoisessa kivennäismaassa ja orgaanisessa aineessa. Pidättymisvoimakkuus vaihtelee alkuaineiden välillä, ja kalium on heikoimmin pidättyvä. Fosfori pidättyy metsämaan pääasiassa erilaisina rauta- ja alumiinifosfaatteina, mutta ei orgaanisen aineen pinnoille (Nieminen & Jarva 2000). Boori pidättyy anioneina orgaanisen aineen pinnoille sekä saveshiukkasiin ja rauta- ja alumiiniyhdisteisiin.



Kuva 3. Typen tulo kivennäismaan metsäekosysteemiin ja sen poistuminen sieltä. Puihin ja maaperään on sitoutunut huomattavasti suurempia määriä typpeä, ja typpi kiertää metsän sisällä. Leppien typensidontaa ei ole otettu huomioon. Luvut edustavat suuruusluokkia erityyppisissä kivennäismaan metsissä Suomessa. Kuva: Tarja Lehto, graafinen suunnittelu Jouni Hyvärinen.

Metsäpuiden ravinteiden otossa toimivat sekä juuret että juuriin muodostuva mykorritsa- eli sienijuurisymbioosi. Ektomykorritsassa eli pintasienijuuressa sieni muodostaa vaipan ohuimpien juurenharojen ympärille. Sieni kasvaa myös juuren kuoren soluväleihin, joissa aineiden vaihto sienien ja kasvin välillä tapahtuu. Sieni ottaa maasta ravinteita ja luovuttaa niitä kasville, kun taas kasvi luovuttaa sokereita. Siten molemmat osapuolet saavat niitä aineita, joista niillä esiintyy puutetta. Ektomykorritsaa muodostavat mänty, kuusi, koivut, haapa ja lepät. Kasvikunnassa ja maailmassa yleisin mykorritsatyyppi on arbuskelimykorrhitsa eli keräsienijuuri, mutta Suomen metsissä sitä on suhteellisen vähän. Vaahtera, pihlaja ja tuomi sekä pintakasvillisuuden ruoho- ja heinäkasilajit muodostavat tätä tyyppiä. Kanerva, mustikka, puolukka ja jotkin muut varvut muodostavat kolmatta tyyppiä, erikoidimykorrhitsaa eli kanervasienuurta (Heinonsalo & Lehto 2018, Vestberg & Timonen 2018).

Kasvit pystyvät ottamaan kivennäismuodossa olevien ammonium- ja nitraattitypen lisäksi myös yksinkertaisia orgaanisia yhdisteitä kuten aminohappoja ja peptidejä. Osalla puiden ektomykorritsasienistä on lisäksi kyky hajottaa entsyymeillään maaperän proteiineja paremmin kuin juuret, ja varpujen erikoidimykorrhitsasienet pystyvät hajottamaan vielä useampia yhdisteitä kuten kitiiniä. Tästä huolimatta typen niukkuutta esiintyy Suomessa kivennäismailla lukuun ottamatta kaikkein viljavimpia kasvupaikkoja. Toisaalta viljavimmilla turvemaidella käyttökelpoista typpeä on runsaasti. Myös muita ravinteita kertyy orgaaniseen aineeseen, mutta kasvien juuret ja mykorritsasienet pystyvät ottamaan niitä yleensä riittävästi kivennäismailla.

Ravinteiden sisäinen kierto tarkoittaa sitä, että osa ravinteista palautuu vanhenevista kasvinosista ennen niiden irtoamista uudempiin kasvinosiin. Siten monivuotisten kasvien kasvu ei ole täysin riippuvaista ravinteidenotosta kullakin hetkellä. Sisäinen kierto kattoi männyn typen tarpeesta 60 %, fosforin tarpeesta 45 %, kaliumin 35 ja magnesiumin tarpeesta 25 %, ja typpilannoitus ei vaikuttanut sisäisen kierron osuuteen (Helmisaari 1990). Tämän takia näiden helposti liikkuvien ravinteiden puutos näkyy ensimmäiseksi vanhoissa kasvinosissa. Kalsium on heikoimmin liikkuva ravinne, koska se on suureksi osaksi sitoutunut rakenteisiin. Muut ravinteet ovat tällä välillä. Boorin sisäinen kierto vaihtelee kasvilajien välillä voimakkaasti, ja havupuilla se on melko vähäistä.

Kasvien ottamat ravinteet palautuvat kiertoon karikkeen hajoamisen kautta. Täydessä hajoisissa ravinteet menevät kivennäismuotoon ja orgaaninen aine palautuu hiilidioksidiksi ja vedeksi. Pohjoisessa havumetsävyöhykkeessä karikkeen hajotus on epätäydellistä. Lyhyt ja viileä kasvukausi ja maaperän happamuus hidastavat karikkeen hajoamista, ja orgaanista ainetta kertyy maahan, erityisen paljon silloin kun maaperän vesipitoisuus heikentää hapensaantia. Samalla kertyy myös typpeä, sillä suurin osa kaikesta tyyppistä viileässä ilmastossa on sitoutuneena orgaaniseen aineeseen. Tästä seuraa, että typpeä on Suomen metsämaissa suuria määriä, mutta vain parin prosentin siitä arvioidaan olevan kasveille suoraan käyttökelpoisessa ammonium- ja nitraattimuodossa kullakin hetkellä. Myös fosforia, rikkiä ja muita ravinteita on runsaasti kertyneenä kivennäismaiden orgaaniseen aineeseen. Turpeessa typpeä on erityisen runsaasti suhteessa muihin ravinteisiin.

1.5. Metsien kasvupaikkatyypit

Suomessa luokitellaan metsien, soiden ja ojitettujen suometsien eli turvemaametsien kasvupaikat kasvillisuuden mukaan kasvupaikkatyyppeihin. Turvemaametsien kasvupaikkatyyppejä kutsutaan turvekangastyypeiksi. Kasvupaikan 'hyvyyteen' kasvien kannalta vaikuttavat useat tekijät, kuten maaperän mineraalikoostumus, maalaji, pinnanmuodostus ja suur- sekä pienilmastotekijät.

Metsätyyppien nimet eroavat maan eri osissa, mutta turvekangastyyppit ovat samat koko maassa. Sen sijaan turvekangastyypeissä erotetaan I- ja II-tyypit. I-tyypit ovat olleet ennen ojitusta soiksi suhteellisen kuivia, puustoisia aitoja korpia tai rämeitä, ja II-tyypit ovat syntyneet märemmistä ja kosteudeltaan vaihtelevammista avo- tai sekatyypin soista (Laine ym. 2018). Avo- ja sekatyypin soilla liukoisten ravinteiden huuhtoutuminen on ollut voimakkaampaa, ja siitä syystä niillä esiintyy useammin kaliumin ja boorin niukkuutta kuin I-tyypeillä. Typpeä ja rautaa II-tyypeillä on puolestaan enemmän kuin I-tyypeillä (Westman & Laiho 2003). Erot ravinteisuudessa ovatkin tärkein syy, miksi I- ja II-tyypit luokitellaan mahdollisuuksien mukaan erilleen.

Taulukko 1. Kivennäismaiden metsätyypit alueittain sekä viljavuudeltaan vastaavan tasoiset turvekangastyypit. Lyhenteissä käytetyt kasvilajien nimet: O=Oxalis, käenkaali, M=myrtillus, mustikka, V=Vaccinium, puolukka, C=Calluna, kanerva, Cl=Cladonia, jäkäliä, G=Geranium, kurjenpolvi, E=Empetrum, variksenmarja, L=Ledum, suopursu, U=uliginosum, juolukka.

Kasvupaikkatyyppi	Etelä-Suomi	Pohjanmaa-Kainuu	Perä-pohjola	Metsä-Lappi	Turvekangastyyppi
Lehto	Useita tyypejä				Ruohoturvekangas I, II, Rhtkg eli Turvelehto
Lehtomainen kangas	OMT	GOMT	GMT	MaRhT	Ruohoturvekangas I, II, Rhtkg
Tuore kangas	MT	VMT	HMT	LMT	Mustikkaturvekangas I, II, Mtkg
Kuivahko kangas	VT	EVT	EMT	UEMT	Puolukkaturvekangas I, II, Ptkg
Kuiva kangas	CT	ECT	MCCIT	UVET	Varputurvekangas I, II, Vatk
Karukkokangas	CIT	CIT	CIT	CIT	Jäkäläturvekangas, Jätkg

1.6. Kivennäismaiden ravinnetalous

Tyypeä lukuun ottamatta ravinteiden lähde on kivennäisaines, jonka rapautuessa ravinteita vähitellen vapautuu luonnon kiertokulkuun. Siten kivennäisaineksen laatu säätelee alueellisesti ravinteiden saatavuutta. Suomen kallioperä on suurimmaksi osaksi graniittia ja gneissia, joissa on suhteellisen vähän ravinteita. Suomen lehtokeskuksissa ja Keski-Lapin viherkivialueella kivennäisaineksessa on alkuainekoostumukseltaan monipuolisempia mineraaleja. Kivilajeissa on eroja myös niiden rapautumisnopeudessa, ja graniitin ja gneissin hidas rapautuminen myös aiheuttaa sen, että ravinteiden ja veden pidättymiselle tärkeää hienoainesta muodostuu hitaasti. Keskimäärin pätee varsinkin lajittuneilla mailla, että mitä hienojakoisempi maalaji, sitä parempi metsätyyppi. Moreenimailla hienoainesta (<0,06 mm läpimittaiset hiukkaset) aina on, joten vallitsevan raekoon ja maan viljavuuden välinen yhteys ei ole yhtä selvä kuin lajittuneilla mailla; suurempi osuus kuin 20–30 painoprosenttia hienoainesta ei enää korreloi puuntuotoskyvyn kanssa (Tamminen 1993).

Kasvupaikkatyyppin on osoitettu kuvastavan hyvin kasvupaikan viljavuutta ja sitä myötä puuntuotoskykyä (Ilvessalo 1923, Hotanen ym. 2004). Sekä kivennäis- että turvemaiden tyyppien määrä ja saatavuus ovat suurimmillaan viljavimmilla tyypeillä ja ne vähenevät luokituksessa alaspäin mentäessä. Myös maaperän kalsiumpitoisuus sekä pH ovat korkeimmat viljavimmilla tyypeillä (Valmari 1921, Tamminen 1998). Muiden ravinteiden osalta suoraa yhteyttä ei ole todettu.

Taulukko 2. Metsämaan kokonaistypen sekä kasveille käyttökelpoisen fosforin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin määrät humuskerroksesta ja kivennäismaan pintakerroksessa (20 cm) sekä humuskerroksen pH Etelä-Suomessa (Tamminen 1998).

	Lehto	Lehtomainen kangas	Tuore kangas	Kuivahko kangas	Kuiva kangas
	kg/ha				
Kokonaistyyppi	2 300	2 340	1 440	1 210	980
Fosfori	11	14	16	14	13
Kalium	59	73	62	48	32
Kalsium	680	330	160	120	62
Magnesium	79	52	27	19	10
pH	4,9	4,5	4,0	3,9	3,8

Suomessa tunnetaan melko hyvin ne kohteet, joissa lannoituksen avulla saadaan paras puuston kasvunlisäys. Kivennäismailla lehtoja lukuun ottamatta tyyppi on eniten kasvua rajoittava ravinne, ja siksi tyypilannoitusta suositellaan käytettäväksi kuivahkoilla, tuoreilla ja lehtomaisilla kankailla. Lehtomaisilla kankailla fosfori ja boori voivat tulla typen rinnalle kasvua lisääviksi tekijöiksi, kun tyyppiä on saatavilla runsaasti. Hyväkasvuisilla lehtomaisilla kankailla boorinpuutos voi olla vakavin ravinneongelma. Lehtomaista vähemmän viljavilla kasvupaikoilla tunnetaan huonosti, mutta tyypilannoituksen aiheuttama kasvunlisäys saattaa laukaista boorinpuutoksen, joten boorilannoitusta suositellaan typen lisänä.

1.7. Turvemaiden ravinnetalous

Turvemaat eroavat kivennäismaista muodostumistavaltaan ja kaikilta ominaisuuksiltaan. Turvemaat koostuvat eriasteisesti hajonneista kasvinjäänteistä sekä näitä kasvinjäänteitä hajottavien eliöiden aineenvaihduntatuotteista ja jäänteistä. Turvemaat "elävät" maahan karikkeina tulevien uusien kasvinjäänteiden ja niiden hajotuksen epätasapainoilasta, eli niiden säilymiseksi karikesyötteen on oltava hajotusnopeutta suurempi. Koska sekä karikesyöte että hajoaminen ovat jatkuvia prosesseja, turvemaat muuttuvat vähitellen. Ojitetussa suometsässä syvemmät turvekerrokset ovat muodostuneet suokasvien jäänteistä suon ollessa vielä ojittamaton, kun taas pintakerros koostuu yleensä siihen ojituksen jälkeen kertyneistä metsäkasvillisuuden jäänteistä (esim. Straková ym. 2012), ja voi siksi muistuttaa kangasmetsissä kivennäismaan päällä olevaa orgaanista kerrosta.

Koska turvemaat koostuvat lähtökohtaisesti kasviaineksesta, niiden ravinnepitoisuudet heijastelevat kasvillisuuden ravinnepitoisuuksia (esim. Westman & Laiho 2003, Laiho ym. 2005). Suurimman poikkeuksen muodostaa kalium. Pääravinteista (typpi, fosfori, kalium, kalsium, magnesium) sekä kasvillisuudessa että turvemaassa on eniten tyyppiä. Seuraavaksi eniten kasvillisuudessa on joko kaliumia (ruohovartistet kasvit, puiden lehdet ja neulaset, sammalet) tai kalsiumia (runkopuu). Fosforia ja magnesiumia kasvillisuudessa on jo niukemmin. Kaliumia lukuun ottamatta pääravinteet ovat kasvillisuudessa enimmäkseen sitoutuneena erilaisiin molekyylirakenteisiin, joista ne irtoavat vähitellen kasviaineksen hajotuksen myötä. Kalium on suurelta osin "vapaana" solunesteessä, ja siksi irtoaa kasvinjäänteistä nopeasti jo hajotuksen alkuvaiheissa. Se myös pidättyy turvemaahan huonommin kuin esimerkiksi kalsium ja magnesium, ja huuhtoutuu siksi helposti siltä osin kuin kasvillisuus tai maaperäeliöt eivät pidätä sitä

biomassaansa. Siksi kaliumia on turpeessa yleensä suhteessa muihin pääravinteisiin selvästi vähemmän kuin kasvillisuudessa (Laiho ym. 2005).

Turvemaametsien kasvupaikkatyypeistä (Taulukko 1.1.) jäkäläturvekangas ei sovellu metsänkasvatukseen, varputurvekangas soveltuu metsänkasvatukseen eteläisessä ja keskisessä Suomessa ja puolukkaturvekangas, mustikkaturvekangas ja ruohoturvekangas soveltuvat metsänkasvatukseen (Laine ym. 2018). Nämä kukin jaetaan vielä I-tyyppeihin, jotka ovat olleet ennen ojitusta suhteellisen kuivia ja runsaspuustoisia soita, ja II-tyyppeihin, jotka ovat olleet märempiä ja yleensä niukkapuustoisempia soita, joko avosoitaa tai mosaiikkimaisesti puustoisista mäntäspinnoista ja avosoiden kasvillisuuden vallitsemista väli- ja painannepinnoista koostuneita ns. sekatyypin soita. Pääsääntöisesti pääravinteiden kokonaismäärät puiden juuristokerroksen muodostavassa pintaturpeessa kasvavat varputurvekankaista ruohoturvekankaisiin (Westman & Laiho 2003, Laiho ym. 2005). Ravinnemääriin vaikuttaa myös mm. pohjamaan laatu sekä turpeen paksuus: ohutturpeisissa metsissä esimerkiksi kaliumin kokonaismäärä pintaturpeessa on yleensä selvästi suurempi kuin paksuturpeisissa. I- ja II-tyypit eroavat toisistaan siten, että II-tyypeillä on turpeessa keskimäärin enemmän typpeä ja rautaa sekä vähemmän kaliumia ja kalsiumia kuin vastaavan tason I-tyypeillä (Westman & Laiho 2000). II-tyyppi ei tarkoita lähtökohtaisesti heikkotuottoisempaa turvemaametsää, vaan typen runsauden vuoksi pikemminkin päinvastoin, mutta niillä kasvua heikentävien ravinnepuutosten riski on huomattavasti suurempi.

Aikanaan "metsäojituskelpoisiksi" ja nykyään "jatkoinvestointikelpoisiksi", on pyritty valitsemaan sellaiset kasvupaikkatyyppit, joissa typen niukkuus ei rajoita puuston kasvua taloudellisesti hyödyntämiskelpoisesti. Typen saatavuuden ajatellaan pitkälti määrittävän kasvupaikan puuntuotospotentiaalin, jonka realisoituminen riippuu muiden ravinteiden saatavuudesta suhteessa typpeen. Turpeen tyyppipitoisuus vaihtelee ojitetuissa suometsissä yleensä välillä 0,5 % (karuimmat varputurvekankaat) – 3 % (II-tyypin mustikka- ja ruohoturvekankaat) (esim. Laiho & Laine 1994, Kaunisto & Moilanen 1998). Typen määrä ei turvemailla varsinaisesti rajoita puuston kasvua, koska turpeen kokonaistyyppivarat ovat moninkertaiset suhteessa puuston tarpeisiin (Laiho & Laine 1994, Moilanen ym. 1996, Kaunisto & Moilanen 1998, Westman & Laiho 2003). Typen saatavuus kuitenkin rajoittaa ainakin jossakin määrin kasvua etenkin varputurvekankailla (Moilanen ym. 2010), eli se, että maan kokonaistyyppivarastosta ei irtoa riittävästi typpeä puiden kasvuun sen enempää puiden kanssa symbioosissa elävien mykorrhizasientien kuin hajottajamikrobienkaan toiminnan tuloksena. Mitä pohjoisemmaksi eli kylmempiin oloihin mennään, sitä heikommaksi typen saatavuus yleisesti muuttuu (myös Westman & Laiho 2003), sillä maaperäprosessit ovat lämpötilariippuvaisia.

Yleisimmin puuston kasvua rajoittaa ojitetuissa suometsissä fosforin ja/tai kaliumin niukkuus (esim. Moilanen ym. 2005). Fosforin osalta niukkuus liittyy, samoin kuin tyypellä, lähinnä saatavuuteen, sillä vaikka fosforin määrä turpeessa on pieni typpeen verrattuna, se on kuitenkin moninkertainen suhteessa puuston tarpeisiin (Laiho & Laine 1994, Moilanen ym. 1996, Kaunisto & Moilanen 1998, Westman & Laiho 2003). Sekä tyyppi että fosfori ovat turpeessa pääosin sitoutuneena erilaisiin molekyyliirakenteisiin, joista hajottajien tai mykorrhitsojen täytyy ne aktiivisesti irrottaa, jotta ne ovat kasvillisuuden käytettävissä. Niukoista fosforimäärästä hajottajat pidättävät valtaosan omaan käyttöönsä, ja vain ylijäämä vapautuu kasvillisuuden käyttöön.

Kaliumin osalta ongelmana puolestaan on itse ravinnemäärän niukkuus (Kaunisto & Paavilainen 1988, Moilanen ym. 1996, Kaunisto & Moilanen 1998, Laiho ym. 2005, Nieminen ym. 2016). Suurin osa turvemaan kaliumista on joko vapaana maanesteessä, tai juurissa ja maaperäeliöissä. Vapaana oleva kalium huuhtoutuu maasta helposti. Siitä syystä turvemaan kaliumvaranto on jo lähtökohtaisesti ollut puuston tarpeisiin nähden pieni alun perin märillä paksuturpeisilla avosuolähtöisillä kohteilla, jotka luokitellaan II-tyyppin kasvupaikoiksi (Kaunisto & Tuveva 1984, Saarinen 1997, Saarinen & Silver 2011). Näistä puolukka - ruohotason kasvupaikoilla turpeessa on yleensä runsaasti typpeä, ja suhteessa typpeen usein myös niukasti fosforia (Silver & Saarinen 2001, Moilanen ym. 2010). Tätä puiden kasvun kannalta epäsuotuisaa ravinteiden epätasapainotilannetta on usein jouduttu hoitamaan jo ensimmäisen kasvatettavan puusukupolven osalta lannoituksilla. Puuston voimakkaat hakkuut rikkovat kasvien ja maaperäeliöiden kaliuminoton ja kaliumin kierron ja johtavat vedenpinnan kohoamiseen, joten niiden jälkeen kaliumin huuhtoutuminen voi olla voimakasta (Sarkkola ym. 2016). Toistuvat hakkuut voivatkin johtaa maan kaliumvarannon kriittiseen pienenemiseen kaikilla suomettien kasvupaikkatyypeillä (Nieminen ym. 2016). Tämä lisännee metsätaloukskäytössä pysyvien suomettien lannoitustarvetta jo lähitulevaisuudessa. Toisaalta jatkuvapeitteinen kasvatus vähentää kaliumin huuhtoutumista, ja tämä on yksi syy avohakkuiden välttämiseen turveilla.

Hivenravinteiden, erityisesti boorin, niukkuus aiheutti pääravinnelannoituksen jälkeen kasvuhäiriöitä erityisesti II-tyyppin nuorissa ojitusaluemetsissä (Braekke 1983, Laine & Puttonen 1983, Veijalainen ym. 1984.). Tästä syystä hivenravinteita lisättiin turvemaametsissä myöhemmin käytettyihin lannoitteisiin. On vielä epäselvää, voiko boorin lisäksi myös muiden hivenravinteiden kuten kuparin ja sinkin niukkuutta ilmetä tulevaisuudessa (Kaunisto & Moilanen 1998, Laiho ym. 2000). Toinen tulevaisuuden kysymys on, jatkuuko suometissä joissakin tutkimuksissa havaittu maan kalsiumin ja magnesiumin vähittäinen niukentuminen (Laiho ym. 1999, Laiho ym. 2000, Westman & Laiho 2003), ja aiheutuuko siitä pitkällä aikavälillä puuston kasvulle ongelmia. Mikäli suometsiä lannoitetaan puuntuhkalla kaliumvarannon turvaamiseksi, korjaantuvat samalla myös fosforin, boorin, kalsiumin ja magnesiumin ravinnevarannot puuston kasvun turvaavalle tasolle. Booria saattaa joissakin tapauksissa olla riittämättömiä määriä tuhkassa, ja boorilla rikastetut tuotteet ovat silloin käyttökelpoisia.

1.8. Entiset pellot ja turpeennostoalueet

Pellot on raivattu aikanaan alueen viljavimmille kasvupaikoille eli lähtökohtaisesti niiden ravinne- ja vesitalous on ollut hyvä. Sadon mukana kasvupaikalta poistuu ravinteita ja lannoituksen myötä niitä lisätään. Typen ja fosforin sekä typen ja kaliumin suhde voi olla erityisesti orgaanisilla maalajeilla olevilla pelloilla olla vinoutunut, ja boorinpuutosta esiintyy myös. Vastaava tilanne on mahdollinen käytöstä poistetuilta turvetuotantoalueilla varsinkin, jos turvetta on jäänyt niin paljon, etteivät juuret tavoita turpeen alaista mineraalimaata. Molemmissa tilanteissa paksuturpeisten kasvupaikkojen tuhkalannoitus on poikkeuksetta tarpeen ravinnetalouden tasapainottamiseksi.

1.9. Puuston ravinnetilan määrittäminen neulas- ja lehtianalyysien avulla

Puuston ravinnepuutokset ja siten myös lannoitustarve määritetään varmimmin neulas- tai lehtinäytteestä tehdyn ravinneanalyysin perusteella. Myös ilman neulasnäytettä todettavat ulkoiset puutosoireet ovat varsin selkeät erityisesti kaliumin osalta, mutta ravinnepuutokset pyritään mieluiten ennakoimaan ennen puutosoireiden syntyä.

Ravinneanalyysia varten havupuiden neulasnäytteet otetaan vähintään 3–5 valtapuusta kuvioilla, taimikossa useammasta. Näytteet otetaan lepokaudella, marras-maaliskuun välisenä aikana, jolloin ravinnepitoisuudet pysyvät suhteellisen tasaisina. Kasvukaudella neulasten kasvu, ravinteidenotto, ravinteiden siirtyminen kasvinosasta toiseen sekä muiden aineiden, esimerkiksi tärkkelyksen pitoisuus aiheuttavat jatkuvasti muutosta ravinnepitoisuuksissa. Lehtipuiden näytteet suositellaan ottamaan noin kolme viikkoa ennen kuin kellastuminen todennäköisesti alkaa.

Näytteet otetaan puun aktiivisimmasta osasta, elävän latvuksen ylimmästä kolmanneksestä etelän puolelta. Näytteeksi kerätään uusimman neulasvuosikerran neulasia, sillä monien ravinteiden pitoisuudet muuttuvat, kun niitä siirtyy vanhoista neulasista uusiin sisäisessä kierrossa.

Neulasnäytteitä voi ottaa puutarhapuiden hoitoon tarkoitetuilla teleskooppivartisilla leikkureilla, mutta näytteenotto suurista puista on haastavaa. Koetoiminnassa on käytetty erikoisvalmisteisia pitkävartisia näytteenottimia. Näytteitä on otettu myös ampumalla. Kaadetuista puista näytteenotto voidaan tehdä pian kaadon jälkeen. Näytteet säilytetään paperipusseissa ja kuivataan mieluiten noin 40°C lämmössä näytteenoton jälkeen, tai toimitetaan välittömästi laboratorioon, jossa analysit tehdään. Puuston ravinnetilan tarkastelussa voidaan vertailla saatuja mittaustuloksia taulukossa 1.2. esitettyihin viitearvoihin.

Taulukko 3. Pääravinteiden (g/kg), boorin ja kuparin pitoisuudet (mg/kg) puutosrajalla sekä riittävässä tilanteessa männyn ja kuusen neulasissa (Reinikainen ym. 1998, Mälkönen, E., julkaisematon).

Puulaji	Ravinne	Ankara puutos	Tyydyttävä
Mänty	N (g/kg)	<12,0	12,0–13,0
	P	<1,3	1,3–1,6
	K	<3,5	3,4–4,5
	Mg	<0,8	0,8–1,0
Kuusi	B (mg/kg)	<5,0	5,0–10,0
	N (g/kg)	<11,5	11,5–12,5
	P	<1,7	1,7–2,3
	K	<5,2	5,2–6,2
	B (mg/kg)	<5,0	7,0–10,0
Mä, ku	Cu (mg/kg)	4?	4–12

2. Ympäristönmuutokset ja ravinteet

Antti-Jussi Lindroos, Tarja Lehto, Sirpa Piirainen ja Hannu Ilvesniemi

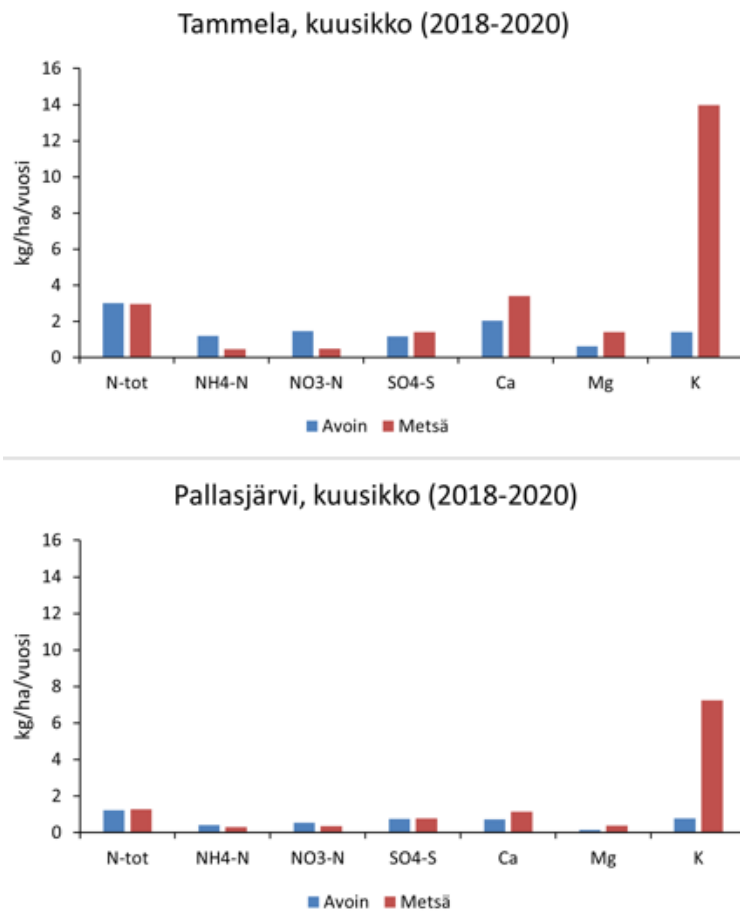
2.1. Typpi ja muut ravinteet laskeumassa

Sadeveden ja kuivalaskeuman mukana metsiin tulee luonnostaankin pieniä määriä ravinteita, mutta ihmisen toiminta on lisännyt erityisesti typpeä ja rikkiä sisältävän, happaman laskeuman määrää; toisaalta varsinkin rikkilaskeumaa on saatu viime vuosikymmeninä huomattavasti vähenemään. Metsäkasvillisuus vaikuttaa maahan saapuvien ravinteiden määriin, ja siksi tarkastellaan erikseen avoimelle paikalle tulevaa laskeumaa ja metsämaahan laskeutuvaa metsikkösadantaa.

Typen vuotuinen laskeuma on nykyisin Etelä-Suomessa noin 3–4 kg/ha ja vastaavasti 1–2 kg/ha Pohjois-Suomessa (Kuvat 4 ja 5) (Salemaa ym. 2020). Avoimelta paikalta mitatusta typpilaskeumasta 80–90 % on kasveille suoraan käyttökelpoista epäorgaanista ammoniumtyppeä ja nitraattityppeä. Ammoniumtyppi ja nitraattityppi pidättyvät osittain jo latvuskerrokseen sadeveden kulkiessa sen läpi, mikä heijastuu metsikkösadannan pienempänä laskeumana verrattuna avoimen paikan laskeumaan. Latvuskerroksesta puolestaan huuhtoutuu orgaanista typpeä metsikkösadantaan, mikä osittain korvaa laskeumassa epäorgaanisten typen muotojen pidättymistä (Salemaa ym. 2020). Ravinteiden laskeumamäärästä saadaankin paras arvio tarkastelemalla avoimen paikan laskeumaa. Rikkilaskeuman määrä puolestaan kasvaa sadeveden kulkiessa latvuston läpi, koska latvustoon pidättynyttä kuivalaskeumaa huuhtoutuu sadeteen. Rikkilaskeuman voimakas vähentyminen viimeisen 10–20 vuoden aikana on pienentänyt metsikkösadannan ja avoimen paikan laskeuman välistä eroa (Kuva 4). Rikkilaskeuma on suurimmillaan maan eteläosissa ja laskee pohjoista kohti.

Metsikkösadannan emäskationit, kalsium, magnesium ja kalium, ovat suurimmaksi osaksi peräisin kasveista ja kasveilla elävistä eliöistä. Niiden huuhtoutuminen kasvaa sekä rikin että ammoniumtypen laskeuman kasvaessa, koska nämä ovat happamia (Piirainen ym. 2002). Emäskationienkin laskeumat ovat suurempia Etelä-Suomessa ja alenevat kohti Pohjois-Suomea. Näiden aineiden huuhtoutuminen latvuskerroksesta näkyy selvästi metsikkösadannan suurempana laskeumatasona verrattuna avoimen paikan laskeumaan. Kaliumin huuhtoutuminen latvuskerroksesta on erityisen voimakasta (Kuva 4).

Pisimpien aikasarja-aineistojen perusteella sekä typpi- että rikkilaskeuma on vähentynyt tilastollisesti merkitsevästi Suomessa ajanjaksolla 1990–2017, kun tarkastelukohteina olivat pitkänajan seuranta-alat Evolla ja Lieksassa (Forsius ym. 2021). Samanlainen typpi- ja rikkilaskeumien alentuminen on havaittu laajasti Euroopassa, ja tähän on vaikuttanut päästöjen väheneminen (Vuorenmaa ym. 2018). Suomen typpilaskeumataso on Euroopan mittakaavassa hyvin matala. Kun Suomessa typen laskeuma jää koko maassa laajasti alle 5 kg/ha/v, Keski-Euroopassa on alueita, joilla laskeuma ylittää jopa 30 kg/ha/v (Waldner ym. 2014). Samanlainen ero on myös rikkilaskeumassa Suomen ja Keski-Euroopan välillä (Waldner ym. 2014). Rikki- ja typpilaskeuma voivat aiheuttaa myös maaperän happamoitumista ja emäskationien huuhtoutumista kuten havaittiin laajassa Euroopasta kerätyssä aineistossa (de Vries ym. 2014). Suomessa maaperän happamoitumista ei ole havaittu, koska rikki- ja typpilaskeumat ovat pieniä.



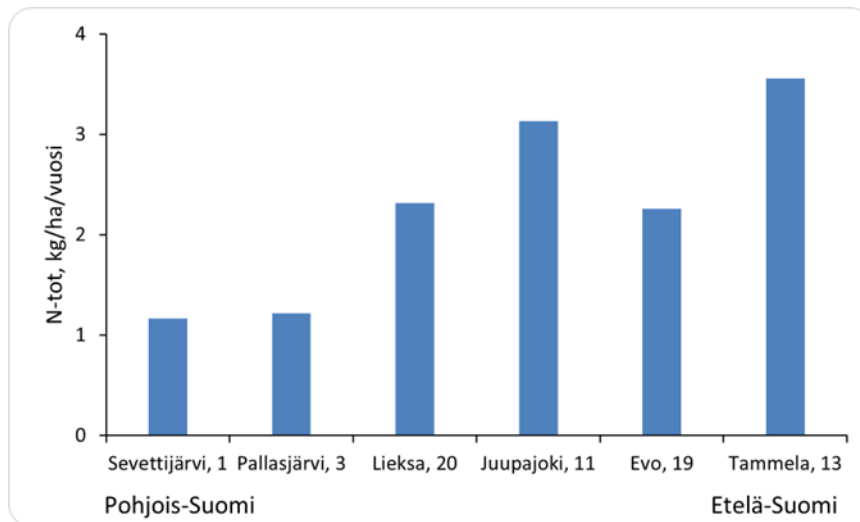
Kuva 4. Kokonaistypen (N-tot), ammoniumtypen (NH₄-N), nitraattitypen (NO₃-N), sulfaattirikin (SO₄-S), kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg) ja kaliumin (K) keskimääräinen vuotuinen laskeuma eteläsuomalaisessa kuusikossa (Tammela) ja pohjoisuomalaisessa kuusikossa (Pallasjärvi) vuosina 2018–2020. Avoin = laskeuma metsikön viereisellä avoimella paikalla. Metsä = metsikösadannan laskeuma. Tutkimusalat kuuluvat YK:n metsien tilan seurantaohjelmaan (ICP Forests).

Eteläsuomalaisen kuusikon lannoituskokeella typpilaskeuma muodosti suuremman typpisyöteen metsikköön kiertoajan kuluessa (60 vuotta) kuin kerran tehty typpilannoitus: typpilaskeuma oli 240 kg/ha/60 vuotta, ja typpilannoitus 150 kg/ha/60 vuotta (Lindroos ym. 2022). Siis vaikka typpilaskeuma onkin Suomessa tällä hetkellä matala ja oli suurimmillaankin 1990-luvun taitteessa etelässä 9–10 kg/ha/v, se vuosittain tulevana muodostaa tuntevan lisän puuston typen saatavuuteen. Typpilaskeuman suuruutta kiertoajan kuluessa on verrattu kangasmailla myös hakkuiden mukana poistuviin typpimääriin nähden, ja tulosten mukaan kiertoajan aikana metsikköön kohdistuva typpilaskeuma pystyy korvaamaan perinteisessä runkopuun korjuussa poistuvat typpimäärät, mutta kokopuukorjuu voi ylittää laskeumakertymän (Merilä ym. 2014).

Rikki on myös tärkeä kasviravinne eikä laskeuman pienenemisen vaikutuksia metsiin täysin tunnetta. Rikin varastot maaperässä täydentyvät mineraalien rapautuessa ja rikkilaskeumaa ylläpitävät myös luonnon prosessit kuten tulivuorenpurkaukset ja rannikoiden läheisyydessä merivesi. Hakuissa metsäekosysteemissä poistuvat rikkimäärät ovat verrattain pieniä ja puolalaisessa tutkimuksessa arvioitiin, ettei kokopuukorjuukaan aiheuttaisi rikin puutosta

seuraaville puusukupolville (Węgiel ym. 2018). Suomen oloissa rikin riittävyyttä ei tunneta riittävän hyvin.

Laskeuman mukana metsikköön tulevat kalsiumin ja magnesiumin määrät eivät näyttäisi riittävän täysin korvaamaan hakkuiden mukana poistuvia määriä (Lindroos ym. 2022). Mineraalien rapautuminen muodostaa tärkeän emäsravinteiden syötteen metsämaahan ja täydentää laskeuman mukana tulevia emäsravinteiden määriä (Lindroos ym. 2022). Tuhkalannoituksella kangasmaille lisättävät kalsiumin ja magnesiumin määrät ovat selvästi suurempia kuin laskeuman tai rapautumisen kautta metsikköön tulevat ainemäärät (Lindroos ym. 2022).



Kuva 5. Kokonaistypen (N-tot) keskimääräinen vuotuinen laskeuma vuosina 2018–2020. Laskeuma on mitattu metsikön viereisellä avoimella paikalla. Tutkimusalat kuuluvat YK:n metsien tilan seurantaohjelmaan (ICP Forests, seuranta-alan pysyvä tunnistekoodi on esitetty paikkakunnan jälkeen).

2.2. Hiilidioksidipitoisuuden nousu

Ilman hiilidioksidipitoisuus sinällään vaikuttaa kasvien kasvuun. Hiilidioksidipitoisuuden kohoaminen vaikuttaa fotosynteesiin myönteisesti, sillä hiilidioksidi (CO_2) on fotosynteesituotteiden raaka-aine. Korkea CO_2 -pitoisuus voi myös parantaa kuivuudenkestävyyttä, sillä CO_2 tulee kasvien käyttöön ilmarakojen kautta, mutta samalla ilmarakojen kautta haihtuu vettä. Korkeammassa CO_2 -pitoisuudessa hiilidioksidia tulee vähäisemmälläkin ilmarakojen aukiololla riittävästi, joten vettä säästyy ja kasvu voi jatkua kuivemmissakin olosuhteissa. Koeolosuhteissa tosin nämä vasteet ovat joskus jääneet lyhytaikaisiksi, kun kasvit mukautuvat uusiin olosuhteisiin.

Jos kasvu lisääntyy, niin sitä ylläpitämään tarvitaan myös vastaavasti lisää ravinteita. Ravinteiden niukkuutta pidetään maailmanlaajuisesti suurena syynä siihen, että hiilidioksidipitoisuuden nousu ei lisää metsien kasvua niin paljon kuin teoriassa olisi mahdollista (Oren ym. 2001). Tästä syystä metsäpuilla tehdyissä tutkimuksissa ei yleensä ole ollut positiivista kasvuvastetta lukuun ottamatta joitakin nuoria ja hyvin kasvavia metsäkokeita (Sigurdsson ym. 2013, Bader ym. 2013, Klein ym. 2016). Yksi selvimmistä metsäpuiden kasvuvasteista kohotettuun CO_2 -pitoisuuteen on hienojuurten jakauman muuttuminen vähemmän pinnalliseksi, mikä voi johtua siitä, että ravinteita täytyy etsiä syvemmältä; ja samoin ravinteita ottavat mykorritsat hyötyvät

CO₂-lisästä (Walker ym. 2020). Kääntäen, jos kaikkia ravinteita ja vettä on riittävästi saatavilla, hiilidioksidipitoisuuden nouseminen voi lisätä kasvua, mutta silloinkin puut voivat sopeutua ajan mittaan, ja kasvunlisäys vähenee (Jiang ym. 2020).

2.3. Ilmastonmuutoksen vaikutus puuston kasvuun ja ravinteiden saatavuuteen

Lämpötila on keskeinen kaikkien eliöiden toimintaan ja siis myös puiden kasvuun vaikuttava ympäristötekijä. Suomen oloissa lämpötila on yleisesti ottaen tärkein kasvua rajoittava tekijä. Lämpötila vaikuttaa puuston kasvuun sekä suoraan että välillisesti ravinteiden saannin kautta, sillä se vaikuttaa maaperän mikrobitoimintaan ja rapautumiseen. Veden haihtuminen vaatii runsaasti energiaa, ja lämpötilan nousu edistää sitä. Siten lämpötilan nousu aiheuttaa myös kuivuutta, jos vettä on niukasti.

Suomi on pohjois-eteläsuunnassa pitkä maa, ja kasvukausi on merkittävästi pidempi Etelä-Suomessa kuin pohjoisessa. Myös ilmastonmuutoksen vaikutukset ovat etelässä erilaiset kuin pohjoisessa. Pohjois-Suomessa odotettavissa oleva lämpeneminen on voimakkaampaa kuin Etelä-Suomessa. Lämpenemisen seurauksena talvisateista entistä suurempi osuus tulee vettä. Vesisateiden osuus kasvaa etenkin alku- ja loppupalvesta. Tämä johtaa lumisateiden kokonaismäärän pienenemiseen, vaikka talven sademäärä jonkin verran kasvaa. Lumipeite suojaaa myös puiden pintajuuria talvipakkasilla. Ohut lumipeite tai sen puuttuminen johtaa maan lämpötilan laskuun ja roudan lisääntymiseen, joka voi olla juurten kannalta haitallista ja heikentää kasvua jopa vuosien viiveellä (Tierney ym. 2003, Repo ym. 2014). Lumipeitteen väheneminen lisää myös riskiä maan pintaosien toistuvalla jäätymiselle ja sulamiselle. Tämä on erityisen haitallista maan pintaosissa eläville hienojuurille ja mykorritsoille, jotka ovat avainasemassa ravinteiden otossa. Siten entistä vaihtelevammilla talviolosuhteilla voi olla odottamattomia vaikutuksia ravinteiden saantiin. Juurten ja mykorritsojen pakkasensieto, samoin kuin niiden toiminta vaihtelevissa kasvukauden lämpö- ja kosteusoloissa tunnetaan vielä heikosti.

Suomen oloissa ilmaston lämpeneminen lisää puiden kasvua, jos sitä eivät rajoita muut kasvutekijät, erityisesti vesitalous ja kaikkien ravinteiden riittävä saanti. Ilmastonmuutoksen aiheuttaman lämpötilan kohoamisen on havaittu lisäävän kasvillisuuden tuottavuutta ja ainakin maanpäällisten osien biomassaa (Bergh ym. 2003, Briceño-Elizondo ym. 2006, Way & Oren 2010, Wu ym. 2011) boreaalisisä havumetsissä. Lämpötilan nousu oli lisännyt puuston kasvua Suomessa jo vuoteen 2010 mennessä (Henttonen ym. 2017).

Lämpötilojen nousu lisää myös haihduntaa, ja elleivät sademäärät kohoa, kasvupaikat tulevat kuivumaan. Jo nyt karkeajakaisilla lajittuneilla mailla männyn kasvun on todettu riippuvan sademäärästä (Henttonen ym. 2014). Lämpötila on tärkein rajoittava tekijä pohjoisessa, mutta Suomesta etelään päin mennessä sademäärä tulee yhä rajoittavammaksi (Mäkinen ym. 2002). Toisaalta soistuneilla kasvupaikoilla, joilla korkea pohjavesi on haitannut juurten kasvua ja toimintaa, maan kuivuminen edistää puuston kasvua. Puuston kasvureaktioiden tarkempi ennustaminen vaatii parempaa tietämystä maaperästä ja sen vesiolosta (Henttonen ym. 2014). Toisaalta ilmastonmuutos ei etene tasaista vauhtia, vaan erilaiset poikkeavat tapahtumat kuten kuivuuskaudet ja talviolosuhteiden vaihtelu vaikeuttavat ennustamista.

Lisääntyvää kasvua ylläpitämään tarvitaan myös suurempia määriä ravinteita, joten ravinteiden puutos voi vähentää puuston reaktioita nousevaan lämpötilaan. Toisaalta Suomen oloissa

maaperän lämpeneminen lisää myös mikrobitoimintaa, mikä puolestaan edistää karikkeen hajoamista ja siten ravinteiden tuloa kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Luontaiset erot puuston kasvussa maan eri osissa selittyvät osin sillä, että varsinkin typen mineralisaatio on nopeampaa lämpimämmissä oloissa (Tamminen 1991, 1998). Lämpötila- ja kosteusolojen muutokset vaikuttavat kuitenkin eri tavalla ravinteiden kierron eri tapahtumiin. Esimerkiksi typen mineralisaation ja nitrifikaation vaste näille muutoksille poikkeaa toisistaan siten, että nitrifikaatio on vähemmän riippuvainen lämpötilasta. Lisäksi vaihteleva kuivumis-kostumissykli saattaa kiihdyttää enemmän ravinteiden kiertoa kuin jatkuva hyvä maan kosteustilanne, vaikka päinvastaisiakin tuloksia on saatu. Näiden syiden vuoksi maaperän lämpenemisen ja sitä myötä kosteusolojen muutosten kaikkia vaikutuksia maan ravinnetilaan ja puuston ravinteiden saatavuuteen on vaikea ennustaa.

Myös ravinteiden otto on tehokkaampaa korkeammassa maan lämpötilassa, koska kyseessä on juurten aktiivinen toiminta. Tämä saattaa koskea typpeä enemmän kuin fosforia (Aphalo ym. 2006). Lämpötila ja kuivuus vaikuttavat fosforin saatavuuteen muutenkin toisella tavoin kuin typen saatavuuteen. Kuivuus rajoittaa fosforin saantia maaperästä enemmän kuin lämpötila (Marschner & Rengel 2012), ja maan jäätyminen ja sulaminen voi lisätä käyttökelpoisen fosforin määrää maassa (Kilpeläinen ym. 2016). Ilmaston lämpeneminen, kuivuuden lisääntyminen ja typpilaskeuma voivat siis kaikki vaikuttaa siihen suuntaan, että typen saatavuus lisääntyy suhteessa fosforin saatavuuteen. Toisaalta kasvun lisääntyessä kaikkia ravinteita tarvitaan suurempia määriä pitämään yllä puiden ja muiden kasvien ja eliöiden välttämättömiä ravinnepitoisuuksia.

3. Lannoitelajit

Tarja Lehto, Mika Nieminen, Sirpa Piirainen, Pasi Rautio, Aino Smolander, Hannu Ilvesniemi ja Hannu Hökkä

3.1. Yleisimmät kivennäismaiden lannoitteet ennen ja nyt

Typpilannoitteissa käytettävä typpi saadaan nykyisin sitomalla ilman typpeä (N₂) vetykaasun kanssa ammoniakiksi Haber-Bosch-synteessä. Menetelmä kuluttaa runsaasti energiaa ja tuottaa hiilidioksidipäästöjä. Metsissä on historian aikana käytetty typpilannoitteina erilaisia typpiyhdisteitä kuten ammoniumsulfaattia, ureaa, ureaformaldehydiä ja oulun- ja suomensalpietaria. Ammoniumsulfaatti oli aikaisemmin yleinen lannoite, mutta sen käyttö väheni 1980–90-luvuilla, kun hapan laskeuma tunnistettiin ympäristöongelmaksi. Ammoniumsulfaatilla on lievästi happamoittava vaikutus, joskaan tämä ei ole osoittautunut ongelmaksi metsissä. Urea on yksinkertainen orgaaninen yhdiste OC(NH₂), jota kasvit ja mikrobit pystyvät käyttämään typen lähteenä. Ureaformaldehydi on hidasliukoinen orgaaninen typpilannoite. Tällä hetkellä yleisin kaupallinen metsälannoite on salpietaria, joko ammoniumnitraattia tai ammoniumnitraattia, johon on lisätty fosforia. Salpietarista valmistetuissa tuotteissa on jonkin verran kalkkia nitraattien räjähdysvaaran vähentämiseksi sekä joissakin tapauksissa lisäksi magnesiumia, rikkiä ja booria. Rikkilisäys perustuu siihen, että maatalousmailla esiintyy rikin puutosta. Metsämailla rikin mahdollinen puutos tunnetaan toistaiseksi heikommin.

Typpilannoitus lisää puuston kasvua useimmilla kivennäismaiden kasvupaikoilla, joskin lannoituksen kannattavuus vaihtelee eri metsätyypeillä (Luvut 6 ja 10). Typen lisäksi viljavimmilla mailla fosforilisäys tuottaa lisäkasvua, ja boorilannoitusta käytetään ehkäisemään kasvuhäiriöitä ja lisäämään pituuskasvua. Fosfori on yleensä peräisin apatiitista, joko liukoisemmaksi käsiteltynä tai ainoastaan hienonnettuna. Typpilannoitusmäärät ovat yleensä 150–200 kg/ha, ja fosforimäärät 40 kg/ha.

Boorilannoitteena käytetään yleisesti booraksia, Na₂B₄O₅(OH)₄ · 8H₂O, jonka booripitoisuus (painosta) on 16 %. Kideveden määrä ja siis täsmällinen kaava voivat vaihdella jonkin verran. Booraksimineriaalia kutsutaan myös nimellä tinkal, ja sitä esiintyy mm. Yhdysvalloissa ja Turkissa. Booraksilannoitteet ovat hienonnettua mineraalia, joka on vesiliukoista. Metsiin suositeltu määrä on 2 kg/ha alkuainebooria.

Teollisissa seoslannoitteissa booraksi on sekoitettu suurempaan määrään pääravinnelannoitteita, mutta joskus myös pelkän boorin antaminen on riittävää, erityisesti viljavilla kasvupaikoilla, joissa typpeä on tarpeeksi. On myös saatavissa boorilannoitteita, jotka levitetään boorietanoliiniiniliuoksena, ja syynä niiden käyttöön pidetään levittämistyön helpottamista. Lehtipuut pystyvät ottamaan booria myös vesiliuoksena lehtien kautta. Havupuiden neulasiin vesiliuos ei imeydy (Lehto ym. 2000). Vanhempiin neulasiin joutunut lannoite ei ole hyödyksi, sillä varsinkin kuusella boorin sisäinen liikkuminen vanhoista neulasista uusiin on vähäistä (Lehto ym. 2004). Siten nestemäinen boorilannoitus tulee kohdistaa tarkasti.

3.2. Hidasliukoisia lannoitteita: ureaformaldehydi ja jauhetut mineraalit

Tavallisesti käytetyissä metsän typpilannoitteissa typpi on perinteisesti ollut ja on edelleen nopealiukoisessa muodossa, ammonium- tai nitraattityyppinä tai ureana, joka sekin pilkkoutuu hyvin nopeasti vapauttaen ammoniumtypen. Hitaasti typpeä vapauttavat lannoitteet sen sijaan eivät aiheuta typen pitoisuuden äkillistä nousua maanesteessä. Siten ne noudattavat paremmin metsäpuiden juurten ravinteidenoton aikajännettä. Typen hetkellisestä korkeasta pitoisuudesta maanesteessä ei ole vastaavaa hyötyä puustolle, vaan typen jatkuva saanti pienistäkin pitoisuuksista kasvukauden aikana on oleellista. Tällöin suurempi osa lannoitteesta päätyy hyödyttämään puustoa ja on vähemmän altis huuhtoutumis- tai kaasumaisille typpi-häviöille.

Ureaformaldehydi on synteettinen, hitaasti typpeä vapauttava lannoite (Hayes 1980). Sitä valmistetaan syntetisoimalla ureaa ja formaldehydiä (formaliinia) molekyylikooltaan eli ketjupituudeltaan erikokoisiksi polymeereiksi. Synteesiolosuhteilla ja lähtöaineiden eli urean ja formaldehydin suhteella voidaan säädellä polymerisaation astetta ja siten typen vapautumisnopeutta tuotteesta; lyhytketjuinen ureaformaldehydi vapauttaa typpeä nopeammin ja pitkäketjuiset polymeerit hyvinkin hitaasti (Hayatsu 2014). Ureaformaldehydipolymeerissä ei ole vapaata formaldehydiä eikä sitä vapaudu maaperään yhdisteen mineralisaatiossa. Kun ureaformaldehydi joutuu maahan, maamikrobit hajottavat vähitellen sitä vapauttaen ammoniumtyppeä, hiilidioksidia ja vettä, mikä johtaa lopulta sen täydelliseen hajoamiseen (Alexander & Helm 1990, Jahns ym. 1999). Varhaisemmissa tutkimuksissa käytettiin usein suhteellisen lyhytketjuista yhdistettä (Jahns 1999, Elliot & Fox 2006). Urean ja formaldehydin synteisiin täytyy panostaa, jotta tuote saadaan halutunlaiseksi typen vapautumisen suhteen.

Ureaformaldehydin vaikutuksista on jo monipuolista tietoa pitkältä aikajänteeltä ja sen vertailu yleisesti käytettyihin nopealiukoisiin typpilannoitteisiin on mahdollista (Smolander ym. 2021). Se antaa tälle typpilannoitteelle merkittävän edun verrattuna uusiin tai kehitteillä oleviin hidasliukoisiin typpilannoitteisiin, joilla tulosten saaminen pitkäaikaisvaikutuksista kestää vuosia tai vuosikymmeniä. Ureaformaldehydillä voidaan saavuttaa kertalannoituksella pitkäaikainen puuston kasvunlisäys, jopa yli 15 vuotta (Luku 6) lisäämättä riskiä ympäristöhaitoille.

Turvemaiden fosforilannoitteet ovat olleet useimmiten suhteellisen hidasliukoisia, koska nekin liukenevat turvemaiden oloissa nopeasti (Luku 3.3.). Biotiittimineraalia on käytetty kaliumin lähteenä kokeissa, joiden tavoitteena on ollut hidastaa lannoitekaliumin huuhtoutumista. Apatiitti ja biotiitti olisivat turvemaille sopivia lannoitteita, koska fosforin ja kaliumin vapautuminen niistä on hidasta, ja siten ravinteiden huuhtoutuminen vesistöihin vähenee (Finér 1994). Tällä hetkellä niitä ei kuitenkaan juurikaan käytetä sellaisenaan, sillä tuhka on yleisin turvemaiden lannoite. Tuhkaan voidaan kuitenkin myös lisätä hidasliukoisia lannoitteita.

Apatiitti olisi käyttökelpoinen myös viljavimmilla kivennäismailla (Päivänen 1994). Kivennäismailla on tehty kokeita, joissa fosforilannoitteena on käytetty apatiittia ja kaliumlannoitteena biotiittia, joita ei hienontamisen lisäksi ole muuten käsitelty. Kokeissa käytetyt määrät ovat olleet 200–430 kg/ha apatiittia, joka sisältää 44 kg fosforia, ja 1500 kg/ha biotiittia, joka sisältää 80 kg kaliumia (Martikainen 1994). Myös kivennäismailla tavoitteena on, että ravinteet vapautuvat hitaasti, jolloin huuhtoutumisen riski vähenee, ja lannoitteen ravinteet ovat pidemmän aikaa kasvien käytettävissä. Kaliumlannoitus ei ole kivennäismailla tarpeellista nykyisissä oloissa.

Hidasliukoisia boorimineraaleja, kolemaniittia, $\text{Ca}_2\text{B}_6\text{O}_{11} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ja uleksiittia käytetään myös eri maissa boorilannoitteina, ja nämä olisivat mahdollisia myös Suomen metsissä. Nopealiukoisien ja hidasliukoisien boorilannoitteen sekoittaminen saattaisi varmistaa sekä puutostilan nopean korjaantumisen että erittäin pitkäaikaisen vaikutuksen, joten tätä olisi syytä selvittää. Kemiallisen koostumuksen lisäksi raekoko vaikuttaa lannoitteena käytettävän boorimineraalien liukoisuuteen (esim. Saleem ym. 2011).

3.3. Turvemaiden kemialliset seoslannoitteet

Ojitetuilla turvemaidella ei enää käytetä typpilannoitteita, eikä joitakin poikkeuksia lukuun ottamatta erillisiä fosfori- ja kaliumlähteitä, vaan lannoitus tehdään erilaisilla tuhkalannoitteilla. Aiemmin käytössä oli erityisesti fosforilannoituksissa ominaisuuksiltaan hyvinkin vaihtelevia valmisteita (Nieminen 1997, Nieminen & Jarva 2000). 1950–1970-luvuilla lannoitteina käytettiin erilaisia eloperäisiä kalsiumfosfaatin lähteitä ja ne tuotiin Suomeen Pohjois-Afrikasta. Näitä lannoitteita ei mitenkään erityisesti käsitelty kemiallisesti fosforin liukoisuuden parantamiseksi, vaan niitä käytettiin joko karkearakeisina (raakafosfaatti) tai hienoksi jauhettuina (hienofosfaatti) veteen liukenemattomina tuotteina. Erilaiset veteen liukenemattomat fosforin lähteet voivat suometsissä toimia melko nopeavaikutteisena lannoitteena, koska niiden sisältämä kalsiumfosfaatti liukenee verraten nopeasti turvemaille tyypillisissä happamissa ja kosteissa ympäristöissä (Nieminen 1997).

1970-luvulla suometsissä käytetyt lannoitteet rakeistettiin levityksen helpottamiseksi lisäämällä niihin typpihappoa, mikä muutti osan lannoitteen fosforista vesiliukoiseen muotoon (Nieminen 1997). Tämä nk. Suo-PK -lannoite aiheutti hyvin suuria fosforihuuhtoumia erityisesti siksi, että sitä käytettiin myös talvilannoituksissa (Nieminen & Ahti 1993). Suo-PK -lannoitteen paljastuttua vesistöjen kannalta haitalliseksi fosforin lähteeksi se korvattiin Siilijärven apatiitista valmistetulla Metsän-PK -lannoitteella, joka ei sisältänyt vesiliukoista fosforia. 2000-luvulla Kemira Oy ja Metsäntutkimuslaitos pyrkivät kehittämään lannoitteista yhä vesistöystävällisempiä (Nieminen ym. 2011). Lannoitteisiin lisättiin rautaa fosforin sitoutumisen tehostamiseksi. Vuonna 2005 markkinoille tuli Rauta-PK -lannoite, joka oli kuitenkin käytössä vain noin kymmenen vuotta, koska turvemaiden lannoitustoiminta Suomessa oli niin vähäistä. Viime vuosina PK-sekoitelannoitteita ei ole käytetty suometsien lannoituksessa.

PK-lannoitteiden kalium on yleensä ollut kalisuolaa (KCl). Kokeissa on käytetty kaliumin lähteenä myös esimerkiksi biotittiä, mutta sitä ei juurikaan ole käytetty käytännön mittakaavassa. Fosforin ja kaliumin lisäksi suometsien PK-lannoitteisiin on yleensä lisätty pieniä määriä hivenravinteita, kuten sinkkiä, kuparia, mangaania ja booria. Suometsiä lannoitetaan joissakin tapauksissa myös pelkällä kalisuolalla, koska sen käyttö on halvempaa kuin tuhkan silloin kun halutaan korjata pelkästään kaliumin puutoksesta aiheutuva ravinnetalousongelma.

3.4. Tuhkalannoitteet

Suomessa syntyy metsä- ja energiateollisuudessa noin 200 000 tonnia puutuhkaa vuosittain. Aiemmin syntyi myös noin 400 000 tonnia turvetuhkaa, mutta sen määrät ovat romahtaneet turpeen energiakäytön vähenemisen myötä. Etenkin puutuhkaa on jo pitkään käytetty lannoitteena suometsissä. Lannoituskäyttöön parhaiten sopivaa tuhkaa syntyy puuta polttavissa lämpö- ja voimalaitoksissa. Puhtaassa puutuhkassa puiden tarvitsemat ravinteet ovat oikeissa suhteissa, vain typpi sekä osa rikistä puuttuu, koska ne muuttuvat poltossa kaasumaiseen muotoon. Käytetty polttotekniikka vaikuttaa tuhkan koostumukseen jonkin verran (Huotari 2012).

Turvetuhkan ravinnekoostumus ei ole optimaalinen puuston kasvun kannalta ja yleensä sen ravinnesisältö on pienempi kuin puutuhkan. Erityisesti kaliumin, kalsiumin ja boorin pitoisuudet ovat pienempiä kuin puutuhkassa, (Huotari 2012). Lisäksi turvetuhkan kalium on hyvin vaikealiukoista (Nieminen ym. 2005). Turvetuhkaa joudutaankin levittämään enemmän tai lisäämään siihen ravinteita puuston kasvun edistämiseksi. Lannan poltosta syntyvän tuhkan metsälannoitusikästä ei ole tutkimusnäyttöä. Lannan polttaminen ei ole suositeltavaa, koska sen sisältämä typpi haihtuu polton yhteydessä. Lanta on parempi käyttää hyödyksi typipitoisena lannoitteena siellä, missä se on sallittua.

Tuhkan lannoitusarvoa vähentää ja sen käyttöä voi myös rajoittaa, jos puun lisäksi laitoksessa poltetaan turvetta, raskasta polttoöljyä, kivihiiltä tai maakaasua. Tuhkaan rikastuu ravinteiden lisäksi myös haitallisia raskasmetalleja, kuten kadmiumia, nikkeliä ja lyijyä. Joidenkin haitallisten raskasmetallien kuten arseenin pitoisuudet voivat olla suurempia turvetuhkassa (Huotari 2012). Myös fossiilisten polttoaineiden tuhkien sisältämät ravinne määrät ovat pieniä ja raskasmetallipitoisuudet korkeita (Huotari 2012). Savukaasupäästöjen, erityisesti rikin päästöjen, hillitsemiseksi polttoprosessissa voidaan käyttää lisäaineena kalkkia, mikä lisää tuhkan kalsiumpitoisuutta, mutta samalla laimentaa muiden ravinteiden pitoisuuksia. Suomessa tuhkan hyötykäyttöä lannoitteena säätelee lannoitevalmistelaki ja sen perusteella annetut asetukset (Luku 3.6).

Käsittelemätön tuhka pölyää voimakkaasti ja aiheuttaa haittaa levittäjille ja laitteistolle. Tuhkan pölyämistä voidaan hillitä erilaisilla kemiallisilla ja mekaanisilla menetelmillä, ja nykyään tuhka yleensä rakeistetaan ennen levittämistä. Kestävien ja tasalaatuisten rakeiden valmistamiseksi voidaan lisätä tuhkiin sidosaineita, kuten kalkkia tai dolomiittijauhetta, jolloin tuhkan koostumus muuttuu rakeistuksen yhteydessä (Svantesson 2002, Sarenbo & Claesson 2004).

Tuhka on hidasliukoinen lannoite, jonka vaikutusaika puuston ravinnetilaaan kestää vuosikymmeniä (Huotari ym. 2015). Rakeistuksella ravinteiden ja myös haitta-aineiden vapautumista voidaan edelleen hidastaa (Nieminen ym. 2007). Tuhkan hidasliukoisuus hillitsee myös päästöjä vesistöihin (Piirainen ym. 2013). Eri aineiden välillä on kuitenkin suuria eroja. Osa tuhkan sisältämistä aineista on varsin helppoliukoisia, esimerkiksi kalium, natrium, boori, kloori ja sulfaattirikki, ja niiden vapautuminen alkaa heti lannoituksen jälkeen (Nieminen ym. 2005, Piirainen ym. 2013). Helppoliukoista fosforia vapautuu myös, mutta se sitoutuu välittömästi uusiksi niukkaliukoisiksi rauta- ja alumiiniyhdisteiksi (Nieminen ym. 2007). Raskasmetallien vapautuminen on hidasta, sillä tuhkan korkea pH pitää ne niukkaliukoisissa yhdisteissä (Nieminen ym. 2005 Pesonen ym. 2017).

Tuhkalannoitteet ovat myös boorin lähteitä, mutta usein puutuhkan booripitoisuudet ovat alhaisia lannoitustarpeeseen verrattuna. Siksi Suomessa on kehitetty tuhkalannoite, jossa on

boorilisä varmistamassa, että pääravinnelannoituksen lisäksi myös booria on riittävästi. Myös fosforin ja kaliumin lisäys tuhkaan olisi mahdollista, vaikkei sitä tällä hetkellä juurikaan tehdä.

Ilman ravinnelisäyksiä puutuhka sopii parhaiten sellaisten suometsien lannoitteeksi, joissa maaperän ja turpeen omat typpivarastot riittävät ylläpitämään puuston kasvua (Huotari ym. 2015). Tuhkalannoitus soveltuu myös turvetuotannosta vapautuvien suopohjien metsittämissä vauhdittamiseen (Huotari 2012). Kangasmailla tuhkaa voi käyttää happamuuden torjuntaan ja fosforin sekä boorin lähteeksi, mutta puuston kasvuvasteet voivat jäädä pieniksi. Typpilisäyksellä tuhkasta saadaan myös kangasmailla soveltuvaa lannoitetta (Saarsalmi ym. 2012), mutta tuhkalannoituksen vaikutus maaperän hiilensidontaan on vielä epäselvä.

3.5. Uudet kierrätyslannoitteet

Myös orgaanisten eli eloperäisten kierrätyslannoitteiden käyttö olisi metsissä mahdollista. Tätä kirjoitettaessa se ei ole vielä sallittua (Luku 3.7.), vaikka niitä käytetään maataloudessa. Karjanlannasta valmistetut pelletit olisivat erityisen sopivia metsänlannoitteiksi, ja myös muiden, kuten elintarviketeollisuuden biohajoavien sivuvirtojen käyttöä selvitetään (Luonnonvarakeskus 2022). Orgaanisilla lannoitteilla saatetaan saada etua myös hiilensidontaan. Hitaasti hajoavat orgaaniset tuotteet ovat sopivampia metsäkäyttöön kuin maatalouskäyttöön, koska metsiä ei lannoiteta vuosittain. Ravinteiden hidas vapautuminen myös vähentää huuhtoutumisen riskiä. Kuten kaikessa lannoitustoiminnassa, uusien lannoitevalmisteiden tulee olla turvallisia mm. mikrobiologisten ominaisuuksien ja haitta-aineiden osalta ja käyttötarkoituksensa sopivia ravinnemäärien ja -suhteiden osalta. Tuotteiden tulee olla myös helposti kuljettavia ja levitettäviä, ja siksi nestemäisiä pääravinnelannoitteita ei pidetä metsäkäyttöön sopivina (Luonnonvarakeskus 2022).

3.6. Metsän kalkitus

Maataloudessa kalkitus on Suomessa yleinen rutiinitoimi, koska useimmat maat ovat luontaisesti liian happamia maatalouskasvien menestymiselle ja sadon muodostukselle. Metsämailla tiedettiin jo 1920-luvulla, että metsätyypin viljavuus korreloi positiivisesti maaperän pH:n ja kalsiumpitoisuuden kanssa (Valmari 1921). Tämän takia oli luontevaa odottaa, että metsämaiden kalkitus lisäisi puuston kasvua. Metsäntutkimuslaitoksen 1950–1960-lukujen taitteessa perustamassa laajassa kivennäismaiden koesarjassa kalkitus oli yhtenä koejäsenenä typen ja fosforin lisäksi. Nämä kokeet kuitenkin osoittivat, että kalkitus vähensi puuston kasvua, männyn kasvua noin 3 % ja kuusen kasvua noin 10 % (Derome ym. 1986). Kuitenkin Keski-Euroopassa metsän kalkitus on yleisesti lisännyt puuston kasvua, ja 1980-luvulta alkaen vaikeasti happamoituneita metsämaita kalkittiin yleisesti. Happamoituminen aiheuttaa magnesiumin huuhtoutumista nopeammin kuin kalsiumin. Siten happamoituneilla alueilla käytetään ennen kaikkea dolomiittikalkkia, joka sisältää sekä kalsiumia että magnesiumia.

Myös Suomessa otettiin kalkitus uudelleen tarkastelun kohteeksi 1990-luvun alussa. Tavoitteena oli selvittää alentuneen kasvun syitä sekä sitä, voitaisiinko myös Suomessa torjua happamoitumista metsien kalkituksella. Kalkitus lisäsi maaperän mikrobiaktiivisuutta pitkäaikaisesti kuusikoissa ja männiköissä (Smolander ym. 1994, Priha & Smolander 1994), joten sen olisi voinut odottaa lisäävän myös puuston kasvua ravinteiden mineralisaation kautta. Toisaalta kuitenkin kuusen neulaskarikkeen hajotusnopeus ja ligniinin hajotus vähenivät

(Smolander ym. 1996). Sen sijaan osoittautui, että kalkitus aiheutti selvää boorinpuutosta erityisesti viljavien maiden kuusikoissa (Lipas 1990, Lehto ja Mälkönen 1994). Vaikka kalkitusaineet usein sisältävät merkittäviä määriä booria epäpuhtautena, boorin saatavuus kasveille kuitenkin heikkenee, koska sen sitoutuminen maahiukkasiin lisääntyy pH:n noustessa (Lehto 1995). Suomalaisissa kokeissa kalkitus aiheutti mykorrhitsojen sekä hienojuurten kuolleisuutta, ja boorilannoitus puolestaan lisäsi näiden kasvua merkittävästi (Lehto 1994, Helmisaari & Hallbäck 1999). Kalkitusta ei suositella metsiin Suomessa, koska happamoittava laskeuma on vähentynyt eikä maan happamoitumista ole merkittävässä määrin todettu (Luku 2.1), ja toisaalta boorinpuutos on merkittävä ongelma metsämailla (Luku 1).

3.7. Lainsäädäntö

Lannoitteita koskevien lakien ja asetusten tavoitteena on varmistaa tuotannon ja tuotteen hyvä laatu sekä sopivuus lannoitus- tai maanparannuskäyttöön. Laissa määritellään mm. metsien lannoitukseen käytettävien tuhkien ravinteiden vähimmäispitoisuudet ja toisaalta haitallisten raskasmetallien enimmäispitoisuudet. Jotta tuhkaa voidaan käyttää lannoitteena, sen on täytettävä laatuvaatimukset, jotka on määritelty lannoitevalmistelaisissa (539/2006) ja sen perusteella annetussa asetuksessa (MMM asetus 24/11). Jos tuhkaa tuodaan tai viedään maasta toiseen Euroopan Unionin (EU) alueella, sen on myös täytettävä EU:n lannoitevalmisteasetuksen (2019/1009) vaatimukset.

Lannoitteita koskeva lainsäädäntö on uudistumassa samanaikaisesti tämän raportin valmistumisen aikaan. Uusi lannoitelaki valmistui 2022 (Suomen säädöskokoelma 2022), mutta Maa- ja metsätalousministeriön (MMM) uusi lannoiteasetus on valmisteilla. Uusi lannoitelaki seuraa EU:n uuden lannoitevalmisteasetuksen (EU 2019/1009) linjauksia. Lisäksi uusi lannoitelaki ottaa huomioon Komission delegoidun asetuksen (EU 2022/973), joka täydentää EU:n uutta lannoitevalmisteasetusta vahvistamalla maataloudellista tehoa ja turvallisuutta koskevat kriteerit sivutuotteiden käytölle EU-lannoitevalmisteissa.

EU:n uusi lannoitevalmistelaki ei aseta esteitä lannoitevalmisteille metsässä, mikäli niillä on CE-merkintä. Näin myös orgaanisten lannoitevalmisteiden käyttö olisi mahdollista metsissä, kun se nykyisen Suomen lannoiteasetuksen mukaan on kiellettyä. Ennen kuin Maa- ja metsätalousministeriön (MMM) uusi lannoiteasetus valmistuu, voimassa on MMM:n vanha lannoiteasetus (MMM 2011), jonka mukaan ”Orgaaniset lannoitteet soveltuvat pelto- ja puutarhakäyttöön sekä maisemointiin ja viheralueiden hoitoon ja rakentamiseen, jollei tyyppinimiryhmäkohtaisesti toisin säädetä.” Toisin sanoen asetus ei mahdollista orgaanisten lannoitteiden käyttöä metsässä. Metsäkäytön rajoitukset tullaan arvioimaan uudelleen uuden MMM:n asetuksen valmistelussa. Uusi MMM:n asetus tulee todennäköisesti seuraamaan EU:n linjauksia, ja tällöin orgaanisten lannoitteiden käyttö metsässä olisi mahdollista myös Suomessa. Uuden MMM:n asetuksen valmistelussa lähtökohtana on EU:n lannoitevalmisteasetuksen säännöt ravinteiden ja haitta-aineiden suhteille, epäpuhtauksien määrälle (esim. muovi), orgaanisten haitta-aineiden määrälle ja vieraslajien leviämismäärälle. Kierrätyspohjaisten lannoitteiden käyttöä säätelee myös ns. jätestatuksen päättymisen (ei enää jätettä, EEJ-status, aikaisemmin EoW eli end-of-waste). Tällainen materiaali ei ole enää määritelmän mukaan jätettä, jolloin sen hyötykäyttö on helpompaa. Lannoitelaisissa on siirtymäaika vanhan lain mukaisille lannoitteiden valmistukselle v. 2023 loppuun ja myyntiaika vuoden 2024 loppuun. Lannoitevalmisteiden valvonnasta ja lainsäädännön toimeenpanoon liittyvistä tehtävistä vastaa Ruokavirasto.

Kumotussa lannoitevalmistelaisissa lannoitetuotteen oli löydyttävä Ruokaviraston ylläpitämästä tyyppinimiluettelosta, jotta sitä voitiin käyttää. Tätä vaatimusta ei enää ole uudessa lannoitelaisissa, koska halutaan edistää kierrätyslannoitteiden käyttöä (HE 32/2022). Metsänlannoitteena käytettävässä tuhkassa fosforin ja kaliumin yhteispitoisuuden tulee olla vähintään 2 %. Rakeistettuun tuhkalannoitteeseen saa lisätä epäorgaanisia lannoitevalmisteita (esimerkiksi tyyppiä tai booria) vähimmäisvaatimusten täyttämiseksi. Tuhkan käyttöä säädellään sen sisältämän kadmiumin ja arseenin enimmäispitoisuuden lisäksi myös enimmäislevitysmäärän perusteella, siis laissa on säädetty, kuinka paljon lannoitus saa niitä enimmillään kerryttää metsiin. Lannoitetuhkan vaatimuksena on myös esikäsittely pölyämishaittojen ehkäisemiseksi. Lannoitteet eivät saa aiheuttaa vaaraa tai haittaa ihmisille, eläimille, kasveille tai ympäristölle. Uudessa lannoitelaisissa lannoitevalmisteet luokitellaan tuoteluokkiin ja niiden raaka-aineina käytettävät aineet määritellään ainesosaluokissa ja ainesosina.

4. Lannoitusajankohta

Tarja Lehto, Hannu Salminen, Hannu Ilvesniemi ja Hannu Hökkä

4.1. Lannoitus eri vuodenaikoina

Lannoituksen ajankohta vaikuttaa siihen, kuinka suuri osuus lannoitteen ravinteista päätyy puiden käyttöön ja kuinka suuri osuus huuhtoutuu alempiin maakerrokseen juurten tavoittamattomiin tai vesistöihin, tai haihtuu kaasumaisena. Puut ottavat maasta ravinteita kasvukauden aikana, joten silloin ravinteet tulevat tehokkaimmin suoraan käyttöön. Kesän kuivuus heikentää ravinteiden ottoa, mutta ureaa lukuun ottamatta ravinteet tulevat käyttökelpoisiksi, kun vettä on taas saatavissa. Rankkasateet heti lannoituksen jälkeen lisäävät huuhtoutumisen mahdollisuutta, ja myöhään syksyllä ja talvella lannoittamisessa huuhtoutumisen riski kevään sulamisvesien mukana on erityisen suuri.

Huuhtoutumis- ja haihtumisriski vaihtelevat myös eri lannoitelajien kesken. Nitraatit sekä kalium ovat erityisen alttiita huuhtoutumiselle, koska ne eivät juuri pidä maahan. Nitraattia ja ammoniumia sekä helposti liukenevia kalium- ja fosforiyhdisteitä sisältävien lannoitteiden paras käyttöaika on keväällä lumen sulamisvesien valuttua pois. Silloin maa on kosteaa, joka varmistaa lannoitteiden hyvän liukenemisen, mutta huuhtoutumista vesistöjen suuntaan ei enää tapahdu. Toisaalta ammoniumnitraattilannoituksen vaikuttavuus oli yhtä hyvä keväällä, kesällä ja alkusyksyllä (Päivinen & Salonen 1981, Lipas 1988). Sekametsäkokeessa lannoitusvaste oli huonompi loppukesällä kuin keväällä (Puro 1982).

Urean sisältämää typpeä voi haihtua helposti ammoniakkinä, jos lannoitusta seuraa pitkä kuiva jakso. Siksi ureaa suositellaan käytettäväksi ajankohtana, jolloin urean hydrolyysille on tarjolla riittävästi vettä kuten alkusyksyllä.

Turvemailla nykyisin yleisimmin käytettävä raetuhka on varsin turvallinen tuote vesistöjen kannalta. Tuhkan sisältämä fosfori on hidasliukoista ja rakeistus hidastaa myös muiden ravinteiden liukenemistä. Tuhkasta irtoavat liukoiset ravinteet (K, S, Na, Mg, Mn, Ca (Piirainen ym. 2013)) eivät ole vesistöille erityisen haitallisia (Luku 5.4). Siten rakeistettua tuhkaa voidaan levittää ympäri vuoden. Suoraan ojiin levitetty tuhka toki aiheuttaa kuormitusta ja sitä on syytä välttää.

Boorilannoituksen syyslevitystä kivennäismaan kuusikossa on tutkittu pienessä mittakaavassa (Rikala & Vuorinen 2004). Tutkimuksessa ilmeni, että neulasten booripitoisuus ei nousut syyskuun eikä lokakuun alussa annettujen lannoitusten vaikutuksesta marraskuuhun mennessä, siis kuuset eivät ottaneet booria enää syksyllä. Seuraavaan syksyyn mennessä syykuun alun lannoitus oli nostanut koepuiden neulasten booripitoisuuden puutosrajoilta riittävän suuriksi, kun taas toukokuussa lannoitetuilla pitoisuudet olivat vielä korkeammat. Siten booria säilyi maaperässä talven yli niin paljon, että pitoisuudet korjaantuivat normaaleiksi, ja syksyllä tehty lannoitus vaikuttaa mahdolliselta (Rikala & Vuorinen 2004). Käsittelysyksy v. 2002 oli kuitenkin erityisen vähäsateinen, ja sateisempänä syksynä huuhtoutuminen saattaa olla voimakkaampaa. Syyslannoituksen etuna voidaan ajatella olevan, että boori on keväällä puiden käytettävissä niin pian kuin ravinteidenotto maasta alkaa, ja siten ankarassa puutoksessa voitaisiin mahdollisesti pelastaa jo seuraavan vuoden silmut. Kuusen ja männyn silmujen muodostus seuraavan vuoden kasvua varten alkaa heti keväällä, niin pian kuin kuluvan vuoden

silmut ovat puhjenneet ja neulaset ruvenneet pitenemään; siten booria tarvitaan koko kasvu-kauden ajan (Sutinen ym. 2007).

4.2. Lannoitus kiertoajan kuluessa

Metsäpuiden taimituotannossa taimitarhoilla lannoitus on olennainen osa kasvatusta, ja sitä käsitellään tarkemmin Metsäpuiden paakkutaimien kasvatusoppaassa (Rikala 2012). Taimitarhalannoituksen tavoitteena on vaikuttaa taimien kokoon, rakenteeseen (juuri-verso -suhde), ravinnepitoisuuteen ja tuhonkestävyyteen siten, että tuloksena on elinvoimainen ja kasvupaikalle hyvin mukautuva taimi (Rikala 2012). Taimien mykorritsanmuodostusta edistää lannoitusrytmi, jossa kasvatuksen alkuviikkoina lannoitus on niukkaa, ja vasta myöhemmin lannoitusta lisätään (Flykt ym. 2008).

Kanadassa on saatu lupaavia tutkimustuloksia mustakuusen 'typpitankkausmenetelmästä'. Siinä typpi- tai NPK-lannoitus on korkealla tasolla taimikasvatuksen lopulla, jolloin ravinnelisyys ei vaikuta kasvuun, vaan aiheuttaa ylimääräisten ravinteiden kertymistä taimiin. Maastoon istutettuna tällaiset taimet ovat olleet kilpailukykyisempiä pintakasvillisuutta kohtaan, ja typen siirtyminen taimitarhalla syntyneistä kasvinosista uuteen kasvuun on edistänyt taimen mukautumista kasvupaikalle (Malik & Timmer 1996). Typpitankkaus sopii kuuselle paremmin kuin männylle (Rikala 2012). Kuusen NPK-tankkaus loppukesällä lisäsi taimien pakkaskestävyyttä (Luoranen ym. 2008). Kuusentaimien kokeellinen booritankkaus taimitarhalla riitti pitämään neulasten booripitoisuudet riittävinä kahden vuoden ajan kasvupaikalla, jossa oli voimakas boorinpuutos (Riikonen ym. 2013).

Istutuksen jälkeen taimien ravinteidensaannin kannalta on olennaista, kuinka taimet onnistuvat kasvattamaan juuria lähellä olevaan ravinnepitoiseen maahan. Taimikoiden lannoituskoikeista saatujen tulosten mukaan taimikoita ei kannata lannoittaa kivennäismailla, koska pienten puiden ravinnetarve on suhteellisen matala (Viro 1966, Leikola & Rikala 1974). Uudistusaloilla on yleensä taimille riittävästi ravinteita, koska ei ole suuria puita kilpailemassa niistä, ja siksi lannoitteiden ravinteet päätyvät aluskasvillisuudelle tai huuhtoutuvat. Poikkeuksena ovat kasvupaikat, joissa tiedetään olevan ankaraa boorinpuutosta (Riikonen ym. 2013). Myös joillakin turvemailla kaliumin puutos on mahdollinen jo varhaisessa vaiheessa, mikä voi jopa pysäyttää varsinkin kuusen taimikon varttumisen. Turvemaan taimikon tuhkalannoitus voikin olla taloudellisesti järkevä toimenpide, sillä se lisää kasvua voimakkaasti ja vaikutus kestää vuosikymmeniä.

Mitä enemmän puusto kasvaa, sitä suurempi on ravinteiden tarve. Lannoituksen kasvua lisäävä vaikutus onkin yleensä selkein nuorissa voimakkaan kasvuvaiheen metsissä. Esimerkiksi Etelä-Suomen tuoreilla ja kuivahkoilla kankailla kasvuhuippu saavutetaan noin 25–45 vuoden iällä. Lehtien ja neulasten tuotanto vaatii enemmän ravinteita kuin pelkän runkopuun kasvataminen, ja nopean kasvun vaiheessa vihreän latvusmassan osuus puun koko biomassasta on vielä suhteellisen korkea. Toisaalta nuoruusvaiheen lannoitus lisää oksanpaksuutta ja siten heikentää rungon teknistä laatua (Luku 10), joten laatupuun tuotannon näkökulmasta typpi-lannoitusta suositellaankin tehtäväksi aikaisintaan ensiharvennusvaiheen jälkeen.

Vaikka nuorten metsien typpilannoitus on biologisesti tehokkainta, saatua lisäkasvua ei kuitenkaan pystytä hyödyntämään hakkuutulojen muodossa yhtä nopeasti kuin päätehakkuuta lähestyvissä varttuneissa metsissä. Myös puuston järeytyminen siten, että tukkipuuosuus tulee

suuremmaksi, puoltaa varttuneiden metsien typpilannoitusta. Taloudellisin perustein arvioituna paras hyötysuhde lannoitukseen sijoitetulle pääomalla saavutetaan lannoittamalla metsä noin kymmenen vuotta ennen suunniteltua päätehakkuuta. Toisaalta jos tavoitteena on maan hiilinielun kasvattaminen, nuorten metsien lannoittaminen typellä voi muodostua kannattavaksi.



Kuva 6. Ankara boorinpuutos kuusen taimikossa. Kuva: Erkki Oksanen.

Boorin puutos ilmenee usein jo nuorissa metsissä, jos booria on kasvupaikalla niukasti. Silloin boorilannoitus on suotavaa tehdä jo nuorissa kasvatusmetsissä, ja vaikeimmissa tapauksissa jo taimikoissa (Kuva 6). Boorilannoituksen kestoaikaa kivennäismailla ei ole toistaiseksi tutkittu laajamittaisesti, eikä siis myöskään lannoituksen toistamistarvetta. Eräässä OMT-kuusikossa tehdyn boorilannoituksen vaikutusaika pituuskasvuun oli lähes 20 vuotta (Kilpeläinen ym. 2013, T. Lehto, julkaisematon aineisto). Siten vaikutusaika saadaan täysimääräisesti hyödynnettyä lannoittamalla ajoissa. Nopeakasvuisessa puustossa neulasten booripitoisuus laskee puuston iän mukana, kun maaperästä ei saada riittävästi booria, joten jatkolannoitus on vaikeissa puustotapauksissa todennäköisesti tarpeen.

Useimmat turvemaiden lannoituskokeet on perustettu nuoriin kasvatusmetsiin, sillä kaliumin, fosforin ja boorin puutosoireet ilmenevät PtkgII- ja MtkgII-kasvupaikoilla jo varhaisessa vaiheessa. Liukoisten kaliumlannoitteiden vaikutusaika on usein vain noin 10 vuotta (Luku 7), ja jatkolannoitus on siinä tapauksessa tarpeen. Toisaalta tuhkalannoituksen vaikutusaika on useita vuosikymmeniä. Turvemaiden suositaan jatkuvapeitteistä kasvatusta enenevässä määrin, ja uudelleenlannoituksen tarve tulee määrittää sen perusteella, miten ravinteet riittävät puustolle. Ravinneanalyysit ovat paras tapa tämän selvittämiseksi.

5. Vaikutukset maaperään ja vesistökuormitukseen

Aino Smolander, Päivi Väänänen, Raija Laiho, Sirpa Piirainen, Mika Nieminen, Pasi Rautio ja Tarja Lehto

5.1. Kivennäismaiden typpilannoituksen vaikutus maaperään

Typpilannoituksen vaikutus maan happamuuteen riippuu lannoitelajista. Tällä hetkellä yleisin typpilannoite metsissä on suomensalpietari, ammoniumnitraatti, jonka tyyppistä lähes puolet on nitraattimuodossa ($\text{NO}_3\text{-N}$) ja loput ammoniummuodossa ($\text{NH}_4\text{-N}$). Aikaisemmin paljon käytetyn ammoniumsulfaatin sulfaatti reagoi happamasti, ja kasvien ammoniumin otto osaltaan alentaa maan pH:ta. Nitraattien otto vastaavasti nostaa maan pH:ta, joten ammoniumnitraatin vaikutus on neutraali. Lisäksi ammoniumnitraattiin yleensä lisätään pieni määrä kalkkia stabiloitusaineeksi. Ureasta vapautuva aminotyyppi muuttuu maassa ammoniumiksi, ja tämä reaktio sitoo vetyioneja, jolloin pH nousee. Urean pH-vaikutus onkin typpilannoitteista selvin, mutta se on lyhytaikainen. Metsämaa on hyvin puskuroitunut pieniä pH-muutoksia vastaan. Maan happamoitumista on havaittu Keski-Euroopassa suuren typpilaskeuman alueilla, mutta toistuvakaan ammoniumtyppilannoitukset suomalaisissa metsissä eivät näytä happamoittavan maata (Saarsalmi ym. 2014).

Nopealiukoiset typpilannoitteet kiihdyttävät typen nettomineralisaatiota eli typen vapautumista orgaanisesta aineesta hajotustoiminnassa. Samalla ne kuitenkin hidastavat hiilen mineralisaatiota ja pienentävät mikrobibiomassan hiili- ja typpimääriä, sieni/bakteeri -suhdetta sekä mykorritsasienten määrää (Martikainen ym. 1989, Smolander ym. 1994, 1995, Treseder 2004, 2008, Maaroufi ym. 2019). Sekä hidastuneen mikrobitoiminnan kautta että lisääntyneen karikesadon kautta typpilannoitus lisää hiilen määrää humuskerroksessa ja alentaa orgaanisen aineen hiili-typpisuhdetta (Saarsalmi ym. 2014, Högberg 2007). Siten typpilannoitus aiheuttaa ilmakehän hiilidioksidin sitoutumista metsämaahan eli lisää metsämaan hiilinielua (Luku 8).

Metsämaassa yleisin liukoisen typen muoto on ammonium, ja nitraatteja on useimmissa metsämaissa luonnostaan hyvin vähän. Nitraattia muodostuu ammoniumtyyppistä eräiden maaperän bakteerien toiminnassa, nitrifikaatiossa, ja lannoituksen vaikutuksesta kohonnut ammoniumtypen määrä maassa voi kiihdyttää nitrifikaatiota (Smolander ym. 2000). Ammoniumtypen lisääminen johtaa nitrifikaation alkamiseen vain viljavimmilla metsämailla, joiden pH on luontaisesti korkeampi. Muilla kangasmailla nitrifikaation edellytys on happamuuden väheneminen kalkituksen tai tuhkalannoituksen vaikutuksesta (Martikainen 1985, Priha & Smolander 1995).

Nitraattityppi on avainasemassa typen häviöissä metsäekosysteemistä. Se huuhtoutuu helposti toisin kuin ammoniumtyppi, ja lisäksi nitraattityppi on lähtöaine typen kaasumaisissa häviöissä. Nitrifikaation sivutuotteena syntyy dityppioksidia eli typpioksiduulia (N_2O), joka on voimakas kasvihuonekaasu. Typpioksiduulia syntyy nitraateista myös denitrifikaatiossa, jossa tyyppiä menetetään myös ilmakehään kaasumaisena tyyppinä (N_2). Denitrifikaatoriski on suurin vedenvaivaamilla mailla, jotka eivät kuitenkaan ole suotuisia lannoituskohteita. Siten nitrifikaation ja denitrifikaation riskit lienevät pieniä kivennäismailla keskinkertaisilla metsätyypeillä, joiden vesitalous on kunnossa – siis niillä kohteilla, joilla kasvutuloksetkin ovat parhaita. Nitraattien huuhtoutumisriskiä voidaan vähentää lannoitusajankohdan valinnalla (Luku 5.4.).

Kangasmetsien merkitys Suomen typpioksiduulipäästöissä on huomattavasti pienempi kuin maatalousmaiden tai soiden. Toistuvakaan typpilannoitus kangasmetsissä ei näytä aiheuttavan tasoltaan niin suuria typpioksiduulipäästöjä kuin em. maankäyttömuodot (Smolander ym. 2000), mutta tutkimuksen vähyyden vuoksi yleistämisessä on oltava varovainen. Metsänlannoituksesta aiheutuvat N_2O -päästöt ovat käynnissä olevien tutkimusten aiheena. Kangasmaittemme vähäinen nitrifikaatio selittää N_2O :n muodostumisen vähäisyyttä (Smolander ym. 2000). Maan happamuus lisää kuitenkin nimenomaan typpioksiduulin osuutta typen päästöissä verrattuna denitrifikaatiossa vapautuvan ilmakehän molekulaariseen typen (N_2) osuuteen eli suurentaa N_2O/N_2 -suhdetta (Martikainen ym. 1996, Paavolainen ja Smolander 1998), ja yleisin denitrifikaatiotuote tuote happamissa maissa on typpioksiduuli eikä harmiton typpi-kaasu.

Maa- ja ympäristötutkimukset osoittavat ureaformaldehydin olevan monessa suhteessa ympäristöstävällisempää kuin nopealiukoiset lannoitteet, urea ja oulunsalpietari (nykyään suomensalpietari). Ammoniumtypen pitoisuudet ja typen nettomineralisaationopeus, joka kuvastaa helposti mineralisoitavissa olevan typen määrää, olivat yleensä suurimmat ureaformaldehydillä lannoitetuissa maissa useiden vuosien jälkeen (jopa yli 10 v) tehdyissä mittauksissa (Martikainen 1984, Martikainen ym. 1989, Aarnio & Martikainen 1995). Silti ureaformaldehydi ei käynnistänyt nitrifikaatiota. Näiden tulosten mukaisesti typen huuhtoutumisriski pieneni ja typen huuhtoutuminen on olematonta verrattuna nopealiukoisiin lannoitteisiin jopa sellaisissa kokeissa, joissa huuhtoutumista yritettiin maksimoida erilaisin koejärjestelyin (Alexander & Hjelm 1990, Aarnio & Martikainen 1995, Insam & Palojarvi 1995, Nardi ym. 2018). Ureaformaldehydilannoituksen jälkeen ei ilmene typen haihtumistappioitakaan, mikä on joissakin oloissa riski urean kohdalla (Elliot & Fox 2013).

Yksittäisissä tutkimuksissa ureaformaldehydillä ei havaittu samankaltaisia epäedullisia vaikutuksia kuin urealla ja/tai oulunsalpietarilla havaittiin (Smolander ym. 2021). Ureaformaldehydi ei vähentänyt pohjakasvillisuuden peittävyttä ja se lisäsi lievemmin heinien ja ruohojen biomassaa kuin oulunsalpietari (Sipola 1994a, 1994b, Raatikainen & Niemelä 1994). Sillä ei ollut haitallisia vaikutuksia yleiseen mikrobiaktiivisuuteen, selluloosan hajotukseen eikä sieni- tai bakteerimääriin (Martikainen ym. 1989, 1994) eikä se vähentänyt mykorritsasienten itiöemiä (Ohenoja 1994). Taimikokeessa suurelta annokset ureaformaldehydiä eivät heikentäneet mykorritsasienten kykyä infektoida männyn taimia (Sen 1990).

Uudessa tutkimuksessa tarkasteltiin maan ominaisuuksia 47 vuoden kuluttua lannoituksesta ja havaittiin, että ureaformaldehydillä lannoitetut maat olivat edelleen runsastyppisempiä (Smolander ym. 2022). Humuskerroksen hiili-typpisuhde oli niissä selvästi alempi kuin oulunsalpietarilla lannoitetussa maassa eli ureaformaldehydin vaikutus maahan on huomattavan pitkäaikainen. Toisaalta on esitetty huoli aldehydien vapautumisesta ilmaan, etenkin kasvi-huoneessa nestemäisten suihkelannoitteiden kohdalla, mutta metsänlannoituksen ja lannoiterakeiden kohdalla tätä huolta pidetään aiheettomana (Su ym. 2019, Salthammer & Gunschera 2020).

Ymmärrys sekä lannoituksen aiheuttamista riskeistä ympäristölle että maan palautumisesta ennalleen perustuu enimmäkseen kokeisiin, joissa on toistettu lannoituksia, ja lannoitteiden kokonaismäärät ovat olleet normaalia suurempia. Tieto on puutteellisempaa tavanomaisten typpimäärien suhteen. Voitaneen kuitenkin päätellä, että tavanomaisilla lannoitusmäärillä riski haitallisille ympäristövaikutuksille on pienempi ja palautumisaika nopeampi. Kaiken kaikkiaan useat maan ominaisuudet eivät poikenneet lannoittamattoman maan ominaisuuksista enää

15–20 vuoden jälkeen viimeisestä lannoituksesta (Högberg ym. 2014 a, b). Toisaalta esimerkiksi kohonneesta typen saatavuudesta on havaittu viitteitä saman tai huomattavasti pidemmän ajan kuluttua (Högberg ym. 2014a,b, Smolander ym. 2022). Tutkimustulokset siitä, lisääkö typpilannoitus typen saatavuutta seuraavalle puusukupolvelle eli hyödyttääkö lannoituksen aikaansaama suurempi typpivarasto uutta päätehakkuulle syntynyttä puustoa, eivät ole yhteneväisiä. Samoin typpilannoituksen vaikutus päätehakkuun jälkeisiin typpihäviöihin ansaitsee lisätutkimuksia.

5.1. Kivennäismaiden tuhkalannoituksen vaikutukset maaperään

Tuhkalannoitteet eivät sisällä typpeä, joka on kangasmailla useimmiten kasvua rajoittava tekijä. Siksi kangasmaiden tutkimuksissa on myös selvitetty typpi- ja tuhkalannoituksen yhdysvaikutuksia. Tuhkalannoitusta on perusteltu myös sillä, että tuhkassa saadaan palautettua hakkuutähteiden korjuussa poistuvia ravinteita, erityisesti kalsiumia, magnesiumia ja kaliumia (Helmisaari ym. 2014). Näiden puutoksia ei Suomessa toistaiseksi ole todettu, koska kivennäismaasta ravinteita vapautuu rapautumisen mukana.

Tuhkalannoitus nostaa maan pH:ta eli vähentää happamuutta selvästi. Silti tuhkalannoitus ei ole kokeissa aiheuttanut samanlaista kasvun heikkenemistä kuin metsän kalkitus, joka myös nostaa maan pH:ta. Puun tuhka kiihdyttää karikkeen hajotusta ja hiilen mineralisaatiota pitkäaikaisesti kangasmailla (Perkiömäki & Fritze 2005, Rosenberg ym. 2010). Hiilen kierron kiihtyminen tuhkalannoituksen jälkeen aiheutuu maan happamuuden vähenemisen aiheuttamista suorista ja epäsuorista vaikutuksista maamikrobistoon. Maan pH:n nousu lisää esim. liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuutta, mikä lienee yksi selitys mikrobitoimintojen kiihtymiseen (Jokinen ym. 2006, Saarsalmi ym. 2015). Tuhkalannoituksen on todettu kumoavan typpilannoituksen aiheuttamaa pitkäaikaisista hiilen mineralisaation hidastumista ja mikrobiomassan piene-
nemistä (Saarsalmi ym. 2010, 2012, 2015).

Tieto tuhkalannoituksen pitkäaikaisvaikutuksista typen kiertoon tunnetaan huonommin kuin sen vaikutukset hiilen kiertoon. Typen nettomineralisaation ja -nitrifikaation on havaittu kiihtyvän tuhkan vaikutuksesta (Högbom et al. 2001, Martikainen ym. 1984), mutta toisaalta myös alentuneita mineraalityypen pitoisuuksia on havaittu tuhkalannoituksen seurauksena (Erikson 1996). Tuhkalannoitus ei vaikuttanut voimakkaan kasvihuonekaasun, typpioksiduulin (N₂O) päästöihin lyhyt- eikä pitkäaikaismittauksissa (Maljanen ym. 2006).

Pitkäaikaisissa kokeissa yhdistetty tuhka- ja typpilannoitus lisäsi typen nettomineralisaatiota ja ammoniumtypen pitoisuuksia jopa 20–30 vuotta kuusikko- ja männikkömaissa pelkkään typpilannoitukseen tai lannoittamattomaan kontrolliin verrattuna (Saarsalmi ym. 2010, 2012, 2015). Typen mineralisaatio kiihtyi suhteellisesti enemmän kuin hiilen mineralisaatio. Tuhkalannoitus saanee siten aikaan hyvin pitkäaikaisen typpitilanteen paranemisen typpilannoituksissa kangasmetsämaissa. Tämä selittänee osaltaan yhdistelmälannoituksen pitkäaikaisesta puuston kasvua parantavaa vaikutusta. Em. Saarsalmen ym. tutkimuksissa nitrifikaatio tai nitraattityypen pitoisuudet olivat olemattomia kaikissa maissa. Siten yhdistetty tuhka- ja typpilannoitus ei lisännyt riskiä typpihäviöille nitraattityypen huuhtoutumisen tai kaasumaisten päästöjen kautta ainakaan pitkäaikaisesti. Lyhytaikaisemmista ympäristövaikutuksesta ko. kokeilla ei tiedetä, mutta jo pelkän tuhkalannoituksen on havaittu kiihdyttävän nitrifikaatiota joissakin metsämaissa ensimmäisinä vuosina lannoituksen jälkeen (Martikainen 1984).

Pitkäaikaistulosten perusteella yhdistelmälannoitus vaikuttaa siis erittäin lupaavalta sekä maan ominaisuuksien että puuston kasvun kannalta kangasmetsien tuotoskyvyn turvaajana, mutta lyhytaikaisia typenhäviöitä ei voida sulkea pois joillakin metsämailla. Tuhkan mahdollista negatiivista vaikutusta typen hiilinielulisäykseen tarvitsee selvittää pitkäaikaisesti.

5.2. Turvemaiden tuhkalannoituksen vaikutus maaperään

Tuhkalannoitus korjaa turvemaiden yleisintä fosforin ja kaliumin puutosta tehokkaasti ja pitkäaikaisesti (Hökkä ym. 2012, Moilanen ym. 2015). Tyypillisellä tuhkalannoitusmäärällä 3–5 t/ha fosforin puutoksen on todettu lieventyvän 3–4 vuoden kuluttua tuhkan levityksestä ja vaikutuksen kestävän jopa 30–50 vuotta (Moilanen ym. 2002). Kaliumin kohdalla vaikutus on nopeampi ja lyhytkestoisempi; vaikutus näkyy neulasten ravinnepitoisuudessa jo vuoden kuluttua lannoituksesta ja kaliumtasot pysyvät tyydyttävällä tasolla 20–30 vuotta lannoituksen jälkeen. Kalium on herkkäliukoinen alkuaine, joka sitoutuu ekosysteemissä lähinnä eläviin mikrobeihin ja kasvillisuuteen, ja poistuu helposti huuhtoumana ja hakkuissa poistuvassa biomassassa (Sarkkola ym. 2016). Neulaskarikkeesta kaliumin on todettu vapautuvan runsain määrin hajoituksen alkuvaiheessa, mikä osaltaan lisää kaliumin huuhtoutumista kasvupaikalta hakkuiden yhteydessä (Kaila ym. 2012). Fosfori puolestaan liukenee tuhkasta hitaasti. Lisäksi se sitoutuu tuhkan rauta- ja alumiiniyhdisteisiin, josta sitä vapautuu lähinnä sienijuurten toiminnan tuloksena (Nieminen ym. 2007).

Lannoitteena käytettävä puutuhka sisältää huomattavan määrän kalsiumia (5–40 % kuivapainosta, Moilanen & Issakainen 2003) ja lisäksi muita oksideja, jotka vähentävät turpeen happamuutta. Tuhkan laadusta ja lannoitusmäärästä riippuen pH:n nousu pintaturpeessa voi olla 1–3 yksikköä (Moilanen & Issakainen 2003). Vaikutus näkyi jo tuhkan levitystä seuraavana vuonna ja oli havaittavissa, joskin lievempänä, vielä 17 vuoden kuluttua lannoituksesta (Moilanen & Issakainen 2003). Pitkäaikaisissa tutkimuksissa pH:n nousu oli 0,5–1 yksikköä vielä 40–50 vuoden kuluttua lannoituksesta (Silfverberg & Hotanen 1989, Moilanen ym. 2002). Suurimmat ja nopeimmat vaikutukset saavutetaan rakeistamattomilla puutuhkalajeilla. Sen sijaan rakeistetun tuhkan vaikutus happamuuteen voi olla pienempi johtuen sen hitaasta liukenemisestä (Rosenberg ym. 2010, Hytönen & Hökkä 2020), joskin tutkimuksia rakeistetun tuhkan vaikutuksesta turvemaan ominaisuuksiin ei juuri ole julkaistu (Maljanen ym. 2014).

Maaperän mikrobisyhteisöt ovat keskeisiä ekosysteemin ravinteiden kierrossa ja maaperän orgaanisen aineksen hajoituksessa. Tuhka ei itsessään sisällä typpeä, mutta se aktivoi mikrobitoimintaa ja voi sitä kautta tuoda typpeä entistä enemmän kasveille ja mikrobeille käyttökelpoiseen muotoon. Kivennäismailla havaittua mineralisaation kiihtymistä (Genenger ym. 2003) ei ole ainakaan toistaiseksi havaittu turvemaiden (Saarsalmi ym. 2014, Maljanen ym. 2014), vaikka turpeen hajoaminen saattaa lisätä typenkin vapautumista pitkällä aikavälillä (Nieminen ym. 2022). Toisaalta käytöstä poistetuilla turvetuotantoalueilla ammonium- ja nitraattitypen määrän maassa on todettu jopa pienenevän tuhkalannoituksen jälkeen, sillä lisääntynyt kasvillisuuden ja mikrobien biomassassa sitoo itseensä typpeä (Huotari ym. 2011, Hytönen 1998).

Luonnontilaiset, märät turvemaat ovat merkittäviä metaanin (CH₄) lähteitä, kun taas kuiva, ojitettu turvemaat voi olla pieni metaanin nielu (Ojanen ym. 2010, 2013). Metaanipäästöjen taso riippuu pääsääntöisesti turpeen vedenpinnan syvyydestä, ei ravinteisuudesta, eikä metaanipäästöjä ole havaittu merkittäviä määriä lannoitetuilla turvemaiden (Ojanen ym. 2019). Lisäämällä puuston kasvua ja latvuston kautta tapahtuvaa haihduntaa tuhkalannoitus voi alentaa

vedenpinnan tasoa, millä voi olla metaanipäästöä pienentävä, tai metaanin nielua suurentava vaikutus, mutta toisaalta hiilidioksidi- ja typpipäästöjä lisäävä vaikutus.

Suuria typpioksiduulivirtoja (N_2O) on havaittu erityisesti ravinteikkailta ojitetuilta turvemailta. Muuttaessaan maan ominaisuuksia tuhkalannoitus saattaa vaikuttaa myös kasvihuonekaasujen tuotantoon. Typpioksiduulipäästöjä muodostuu silloin, kun maaperässä on korkea typpipitoisuus ja hyvät olosuhteet typen mineralisaatiolle (Klemedtsson ym. 2005, Korkiakoski ym. 2019). Erilaisissa turvemaametsissä mitatut typpioksiduulivirrat vaihtelevat kuitenkin suuresti, eikä maan typpipitoisuutta voida käyttää luotettavana indikaattorina niiden suuruudesta (Liimatainen ym. 2018). Tuhkalannoituksen ei ole havaittu lisäävän typpioksiduulipäästöä turvemaasta lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Ojanen ym. 2019, Maljanen ym. 2014). Sen sijaan laboratorionkokeissa on saatu viitteitä siitä, että rakeistetun tuhkan sisältämien suolat voivat vähentää typpioksiduulin muodostusta estämällä nitrifikaatioprosesseja (Liimatainen ym. 2014)

Paitsi ravinteita, puuntuhka sisältää myös muita puubiomassasta peräisin olevia aineita, mukaan lukien haitalliset raskasmetallit kuten kadmium ja lyijy. Näistä potentiaalisesti haitallisimpana pidetään kadmiumia (esim. Mortensen ym. 2018). Jos puuntuhkaa levitetään vain määrä, jolla kompensoidaan puunkorjuussa poistuvat ravinteet, raskasmetallejakaan ei periaatteessa pääse rikastumaan maahan. Lannoitelainsäädäntö asettaa myös rajoituksia tuotteiden raskasmetallimäärille. Tuhkalannoituksen seurauksena raskasmetallien pitoisuudet pintamaassa voivat kuitenkin nousta samaan tapaan kuin ravinteidenkin (Perkiömäki & Fritze 2003, Saarsalmi ym. 2014). Kadmiumin on yleensä havaittu pidentyvän tehokkaasti tuhkalannoitettuun maahan (Rumpf ym. 2001, Perkiömäki & Fritze 2003, Nieminen ym. 2005, Saarsalmi ym. 2005). Pidentymistä edistävät sekä tuhkan maan pH:ta kohottava (eli happamuutta vähentävä) vaikutus että korkea maan orgaanisen aineen määrä (Mortensen ym. 2018). Tuhkan sisältämällä raskasmetalleilla ei siksi ole todettu olevan juuri vaikutusta maaperän mikrobisyhteisöön (Perkiömäki & Fritze 2003, Saarsalmi ym. 2012). Joissakin tutkimuksissa maanesteen kadmiumpitoisuuden on kuitenkin havaittu kohonneen, erityisesti suurilla tuhka-annoksilla (Ring ym. 2006). Kriittinen kysymys maan raskasmetallidynamiikan kannalta on mitä ilmeisimmin maan pH. Tästä aiheesta tarvittaisiin lisää pitkäaikaistutkimusta: kuinka kauan tuhkalannoituksen maan pH:ta kohottava vaikutus säilyy, ja mitä tapahtuu raskasmetallien liukoisuudelle, jos happamuus lisääntyy? Uudet pitkäaikaistutkimukset ovat tarpeen myös siksi, että käytetyn tuhkan määrä ja laatu ovat nykyään osin liian erilaiset kuin vanhimmissa tutkimuksissa, jotta tuloksia voitaisiin yleistää (esim. Mortensen ym. 2018). Toisaalta käytettäessä lannoitevalmistelain mukaisia tuhkia esimerkiksi kadmiumia yleensä poistuu korjattavan puubiomassan mukana enemmän kuin sitä lannoitteessa kertyy maahan.

5.3. Vesistökuormitus

Vesistöissä biomassan kasvua rajoittava tekijä on Suomen oloissa yleisimmin fosfori, ja siksi fosforin huuhtoutuminen vesistöihin aiheuttaa rehevöitymistä ja muuttaa vesieliöstöä. Pohjaveden ja juomaveden laadun kannalta lannoituksen suurin riski liittyy kohonneeseen nitraattipitoisuuteen, mm. osissa Keski-Eurooppaa suuri typpilaskeuma on kohottanut pohjaveden pitoisuuden haitallisen suureksi. Pohjavesialueilla lannoitus onkin kielletty Suomessa.

On arvioitu, että käytännön metsätaloudessa käytetty typpimäärä eli 100–150 kg/ha kertaalleen tai korkeintaan kaksi kertaa kiertoajan kuluessa levitettyinä aiheuttaisi korkeintaan väliaikaisen matalan nitraattityypin piikin varttuneiden metsien vajovedessä koska metsäpuut ovat

typpirajoitteisia ja metsämaan typenpidätyskyky on korkea (Hedwall ym. 2014). Pitkäaikaisia muutoksia (yli 5 v) vajoveden typpipitoisuuksissa ei ole havaittu toistuvillakaan ja suuremmilla männiköiden typpilannoituksilla (typpeä yhteensä 600 kg/ha) (Nohrstedt 1998). Kohonneet maanesteen nitraattityppipitoisuudet lisäävät kuitenkin riskiä typen huuhtoutumiselle, joka voi realisoitua esim. sulamisvesien mukana keväällä, rankkasateiden aikana tai aikana, jolloin kasvipeitteen typen otto on vähäistä. Sen takia lannoituksen ajankohta kannattaa valita huolella. Typpilannoituksen vesistövaikutusten arviointia vaikeuttaa se, että typpilannoituksen aiheuttamasta vesistökuormituksesta ei ole olemassa kuin yksi valuma-aluekoe (Saura ym. 1995). Siinä typpihuuhtouma oli ensimmäisenä vuotena kahdeksan prosenttia ja toisena vuotena kaksi prosenttia lannoitteesta annetusta tpeestä.

Typpihäviöt ovat mahdollisia typpilannoitetun metsän päätehakkuun jälkeen. Hedwall ym. (2013) totesivat katsauksessaan, että aiemman typpilannoituksen lisävaikutus typen huuhtoutumiseen päätehakkuun jälkeen ilmeni kohteissa, joissa huuhtoutuminen ei ole luonnostaan voimakasta ja typpilannoitusmäärät ovat olleet poikkeuksellisen isoja (Hedwall ym. 2014). Lannoitustypen osuus metsämaan typpivarastosta on pieni tavallisilla typpilannoitusmäärillä. Jo pelkkä avohakkuu vilkastuttaa metsämaan mikrobitoimintaa ja ravinteiden mineralisaatiota vapauttaen ravinteita orgaanisesta aineesta. Kerimäellä tehdyssä kokeessa hakattiin käenkaalimustikkatypin kasvupaikalla kuusikko, jota oli typpilannoitettu 30 vuotta toistuvasti noin viiden vuoden välein. Tällöin havaittiin, ettei aiempi toistuva typpilannoitus (yht. 860 kg/ha typpeä) saannotavasti vaikuttanut kivennäismaan vajoveden typpeen ja avohakkuun voimakas nitraattityypen huuhtoutumista lisäävä vaikutus peitti alleen typpilannoituksen vaikutuksen (Smolander ym. 2000a,b). Viimeinen lannoitus oli tehty 5 vuotta ennen päätehakkuuta. Toisaalta viimeaikaisessa tutkimuksessa on havaittu lähdelajiston olevan herkkä hyvinkin pienille typpipitoisuusmuutoksille (Lehosmaa ym. 2021).

Turvemailla lannoitteiden huuhtoutumisvaara on yleensä suurempi kuin kivennäismailla, sillä lannoitteita voi kulkeutua ojiin ja edelleen vesistöihin. Erityisesti talvilannoituksista voi aiheutua voimakasta huuhtoutumista kevään sulamisvesien mukana, jos käytetään liukoisia lannoitteita. Siksi turvemailla on käytetty enimmäkseen hidasliukoisia fosforilannoitteita ja nykyään tuhkaa. 1970-luvulla suometsissä käytettiin jonkin aikaa lannoitetta, jossa osa fosforista oli muutettu vesiliukoiseen muotoon typpihappolisäyksellä (Nieminen 1997). Tämä lannoite aiheutti hyvin suuria fosforihuuhtoumia vesistöihin erityisesti siksi, että sitä käytettiin myös talvilannoituksissa (Nieminen & Ahti 1993). Tämän jälkeen käytetyissä lannoitteissa fosfori on ollut apatiittimuodossa, joka on melko hidasliukoinen mineraali. Silti turvemaiden kosteissa oloissa jo kahdessa vuodessa 40–60 % hyvinkin vaikealiukoisen lannoitteen sisältämästä fosforista on voinut vapautua vesiliukoiseen muotoon (Nieminen & Jarva 2000). Lannoitteisiin lisätyllä raudalla voidaan tehostaa fosforin sitoutumista ja siten vähentää huuhtoutumista. Nykyään kemiallisia seoslannoitteita ei juuri käytetä turvemailla, vaan puuntuhkalannoitus on vallitseva.

Tuhka ei sisällä typpeä, eikä tuhkalannoitus lisää typpipäästöjä suometsistä lyhyellä tai keskipitkällä aikavälillä edes suurilla lentotuhka-annoksilla (Piirainen ym. 2013). Tuhkalannoitusta suometsistä ei ole havaittu myöskään merkittäviä fosforipäästöjä lyhyen ja keskipitkän aikavälin tutkimuksissa. Tuhkan sisältämällä alumiinilla ja raudalla on hyvin suuri vaikutus tuhkan fosforin käyttäytymiseen. Fosforin vapautuessa tuhkan kalsiumfosfaateista sitä voi koko ajan pidättyä tuhkan alumiinin ja raudan kanssa, mikä on yksi syy siihen, että tuhkan fosforia ei juurikaan karkaa vesistöihin (Nieminen ym. 2007). Vähäiset huuhtoutumistappiot voivat osaksi selittää myös sitä, miksi tuhka lisää puuston kasvua varsin tehokkaasti ja pitkäaikaisesti

turvemailla (Luku 7). Fosforipäästöt vesistöihin olisivat todennäköisimpiä typpiköyhillä ja vähäpuustoisilla kohteilla, joissa myös raudan ja alumiinin pitoisuudet turpeessa ovat pienemmät (Piirainen ym. 2013), mutta nämä kohteet eivät ole nykysuositusten mukaisia lannoituskohteita. Sen sijaan kaliumin, mangaanin, magnesiumin, kalsiumin, sulfaatin ja natriumin pitoisuuksien valumavesissä on havaittu nousevan lyhytaikaisesti tuhkalannoituksen seurauksena (Piirainen ym. 2013).

Koska tuhkalannoitus voi lisätä turpeen hajotusta ja siten mahdollisesti typen vapautumista, typpikuormitus vesistöihin saattaa kuitenkin kasvaa pitkällä aikavälillä (Nieminen ym. 2022). Hyvin kasvava puusto toisaalta lisää haihdutusta ja siten alentaa pohjaveden tasoa (Heikurainen & Päivänen 1970). Viimeaikaiset tutkimukset osoittavat, että käyttämällä tuhkalannoitusta voidaan välttää turvemaametsien kunnostusojituksia (H. Hökkä, julkaisematon aineisto), ja siten vähentää vesistökuormitusta. Tuhkalannoituksen pitkän aikavälin vaikutukset tunnetaan kuitenkin vielä verraten heikosti, jotta tuhkalannoituksen mahdollinen typpikuormitusta lisäävä vaikutus ja toisaalta kunnostusojituksen välttämisen vesistökuormitusta vähentävä vaikutus voitaisiin ottaa huomioon kokonaistarkastelussa.

6. Puuston kasvuvasteet kivennäismailla

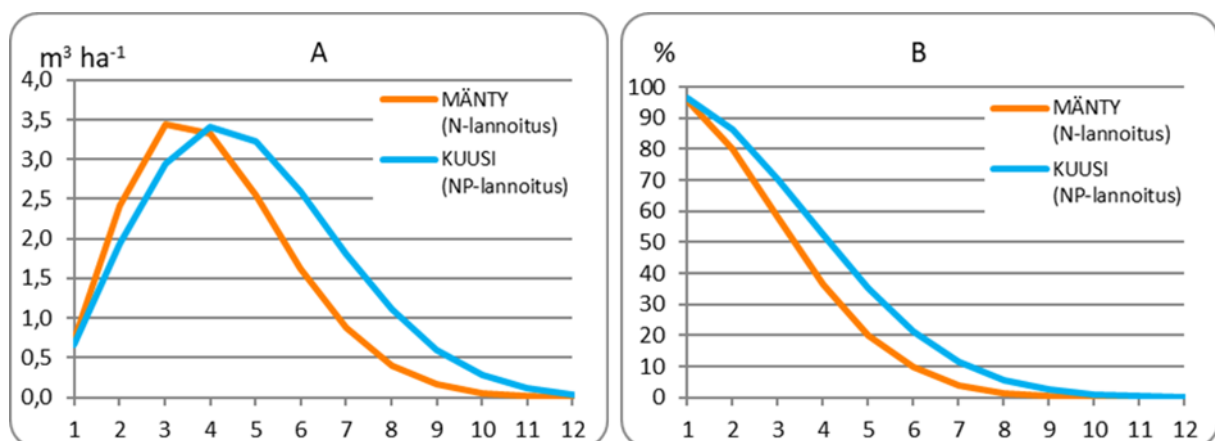
Hannu Ilvesniemi, Tarja Lehto, Aino Smolander, Hannu Salminen ja Mikko Kukkola

6.1. Lannoittamisen tavoitteet

Lannoituksella aikaansaadulla ravinteiden lisätarjonnalla tavoitellaan lisääntyvää kasvua ja etenkin päätehakkuita edeltävissä lannoituksissa myös arvokasvua. Jälkimmäinen toteutuu esimerkiksi silloin, kun lannoitus nopeuttaa järeytymistä ja nostaa hakkuukertymän tukki-osuutta. Lannoituksen taloudelliset tavoitteet ovatkin menneinä vuosikymmeninä liittyneet ennen kaikkea puuntuotannon kannattavuuteen. Niiden rinnalle on nousemassa metsänkasvatuksen tuloksellisuuden kehittäminen hiilivarastojen ylläpidon ja lisäämisen kautta (Luku 8). Hiilen sidonnassa pitää puuston ohella ottaa huomioon myös maaperän hiili ja lannoituksen vaikutukset siihen.

6.2. Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutukset

Vaikka typpeä on suomalaisilla kivennäismailla maassa kokonaismääränä paljon, yleensä yli 2 000 kg/ha, vain pieni osa siitä on kasveille käyttökelpoista. Sen sijaan melkein kaikki maaperän typpi on sitoutunut maan orgaaniseen ainekseen, johon sitä on kertynyt laskeumasta ja maassa elävien typpeä sitovien mikrobien toiminnasta pitkän ajan kuluessa. Typen saatavuus rajoittaa puuston kasvua yleensä ensimmäisenä sekä ohjaa voimakkaasti kasvupaikan kasvillisuuden lajisuhteita ja vuotuista biomassan tuotosta. Monilla kivennäismaan kasvupaikoilla muita kasvun kannalta tärkeitä ravinteita on saatavilla typen tarjontaan ja kasvin ravinnetarpeeseen suhteutettuna niin paljon, ettei niiden puutosta esiinny. Kuitenkin viljavimmilla kasvupaikoilla fosforin, lisääminen voi parantaa lannoituksen tulosta, vaikka pelkkä fosfori ei yleensä lisää kasvua kivennäismailla nykyoloissa (Saarsalmi & Mälkönen 2001). Kaliumista ei yleensä ole puutetta kivennäismailla.

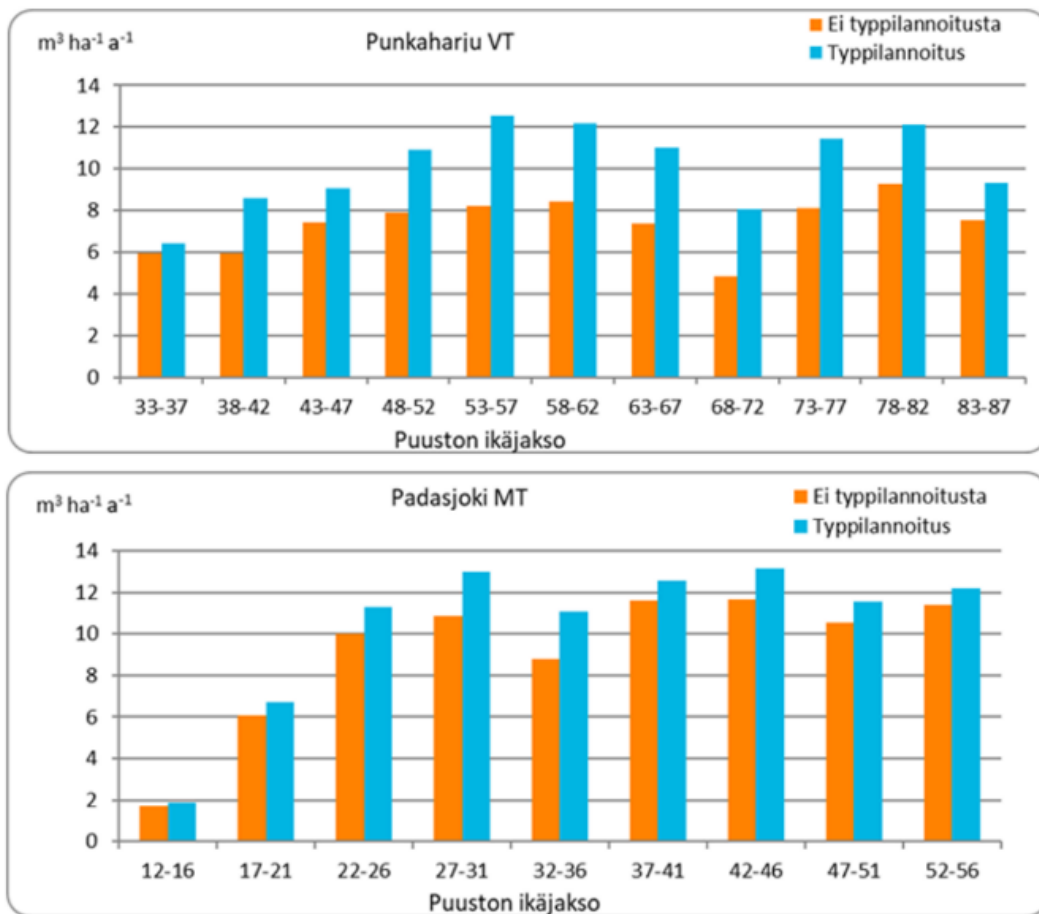


Kuva 7. Kertalannoituksen aikaansaama kasvunlisäys lannoituksen jälkeen (A) ja jäljellä oleva kasvunlisäys kunkin lannoitusta seuraavan kasvukauden jälkeen (B) männikössä ja kuusikossa kangasmaalla. Ennusteet on laskettu kasvunlisäysmallilla (Kukkola & Saramäki 1983), puustojen ikä 50 vuotta, pituusboniteetti 24 ja typpiannos 150 kg/ha.

Maantieteellisesti kattavimman tutkimuksen lannoitusvaikutuksista julkaisivat Kukkola ja Sarämäki jo vuonna 1983. Heidän laatimansa kasvuennustemalli on edelleen käytössä esim. Luken puuston kasvua kuvaavissa MELA- ja Motti -ohjelmistoissa. Mallien mukaan keskimääräinen kasvunlisäys Etelä-Suomen havupuilla oli noin $1,5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$ (Kuva 7A) ja vaikutus kesti suunnilleen kymmenen vuoden ajan (Kuva 7B). Tulos on samaa suurusluokkaa kuin ruotsalaisissa lannoitustutkimuksissa havaittiin (Jacobson 2001, Jacobson ym. 2005). Kuusikoissa (MT, OMT) vaikutus kesti hieman männiköitä (CT, VT, MT) pidempään. Fosfori ei parantanut männiköiden kasvua, mutta kuusikossa annettuna yhdessä typen kanssa lisäsi kasvua. Paras tulos saatiin kasvupaikoilla, jotka puulajien kasvupaikkavaatimukset huomioon ottaen olivat männylle keskinkertaisia ja kuuselle karuhkoja, siis kuivahkoilla tai tuoreilla kankailla. Kasvunlisäys oli suurimmillaan nuorissa metsiköissä ja heikkeni hitaasti metsikön ikääntyessä. Lannoitusvaikutus oli suurimmillaan 3–5 vuoden kuluttua lannoituksesta ja hiipui noin 10 vuodessa. Pohjois-Suomessa lannoitusreaktiot runkokuun tilavuuskasvuna mitattuna olivat noin kolmanneksen Etelä-Suomen lukuja pienempiä. Pohjoismaissa tehtyjen tutkimusten pohjalta laaditun kirjallisuuskatsausten perusteella $150 \text{ kg N}/\text{ha}$ kertalannoitus tuottaa seuraavan 10 vuoden jaksolla noin 30 %:n lisäkasvun (Hedwall ym. 2014), mikä on yhtenevä suomalaisten tulosten kanssa. $150\text{--}180 \text{ kg N}/\text{ha}$ suuremmat typpiannokset voivat edelleen lisätä kasvua, mutta lisättyä typikiloa kohden saatava lisäkasvu on tätä suuremmilla lannoitemäärillä pienempi. Myös riskit ravinteiden huuhtoutumisesta ja hyönteis-, sieni- ja myrskytuhoista kasvavat.

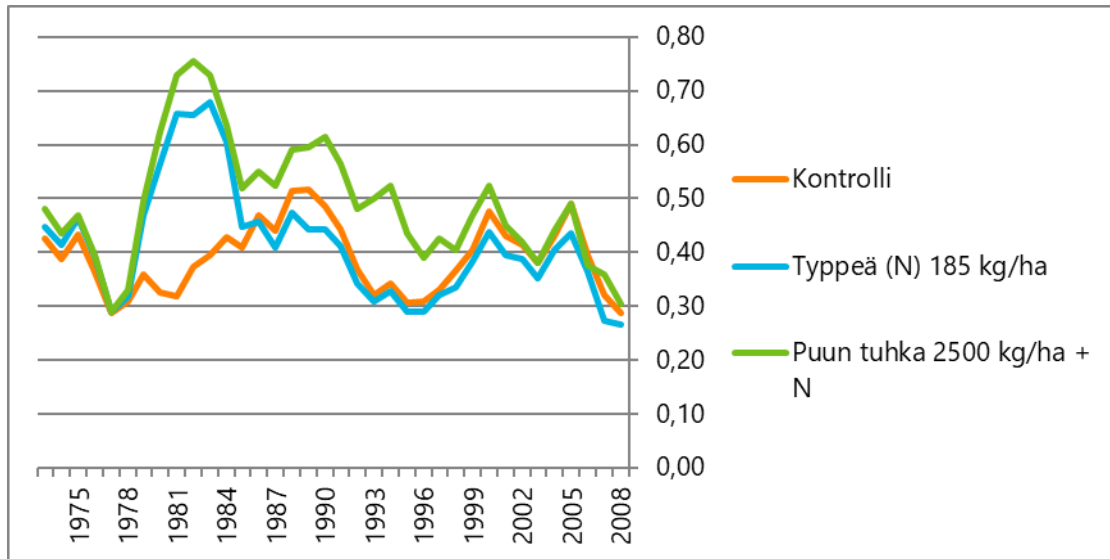
Typpilannoitus lisää läpimitan kasvua enemmän kuin pituuskasvua. Kasvava lustonleveys, pienenevä solakkuus ja puuaineen pienempi tiheys ovat puutuotteiden jatkojalostuksen kannalta kielteisiä seikkoja, mutta koska lannoituksella kasvatetut vuosilustot ovat puun uloimpia, ne eivät yleensä tule mukaan sahatavaraan vaan jäävät pääasiassa sahauksen hukkaosaan. Nykäsityksen mukaan puuaineksen mahdolliset laatu muutokset eivät vaikuta lannoituksen kannattavuuteen varttuneissa puustoissa (Luku 10).

Lannoitusvaikutuksen suuruus ja kesto aika määrittävät sen, onko lannoituksen toistaminen perusteltua. Mitä pidempiaikainen lannoitusvaikutus on, sitä harvemmin sitä on tarpeen toistaa. Lannoitusreaktio sinänsä on hyvin toistettava eli peräkkäisissä typpilannoituksissa saatu lisäkasvu on ollut samaa suurusluokkaa peräkkäisestä lannoituskerrasta toiseen (Kuva 8). Lannoittamisen yleiset kriteerit ja tavoitteet sekä toteutuksen käytännön rajoitteet huomioon ottaen kivennäismaan metsikköä voidaan kiertoajan kuluessa lannoittaa yleensä enintään kaksi tai kolme kertaa. Kertalannoitus lienee edelleen tyypillisin tapaus, kun tavoitteena on kasvun ja taloudellisen tuotoksen lisäys. Kun tavoitteena on hiilen sidonnan lisääminen maaperään ja ainespuuhun, useampi lannoituskerta voi tulla kysymykseen.



Kuva 8. Esimerkkejä männyn tilavuuskasvusta typpilannoitetuilla ja lannoittamattomilla koealoilla eri ikäjaksoilla Punkaharjulla (kuivahko kangas, VT) ja Padasjoella (tuore kangas, MT). Lannoitukset on tehty viiden vuoden välein, kunkin kasvujakson alussa. Kolmessa ensimmäisessä lannoituksessa typpimäärä oli 82–92 kg/ha ja sen jälkeen 150–180 kg/ha. Jokainen pylväs on neljän koealan keskiarvo. Mustikkatyypin metsikössä on kasvu ilman typpilannoitustakin ollut korkea, eikä typpi ole lisännyt kasvua yhtä paljon kuin puolukkatyypin metsikössä.

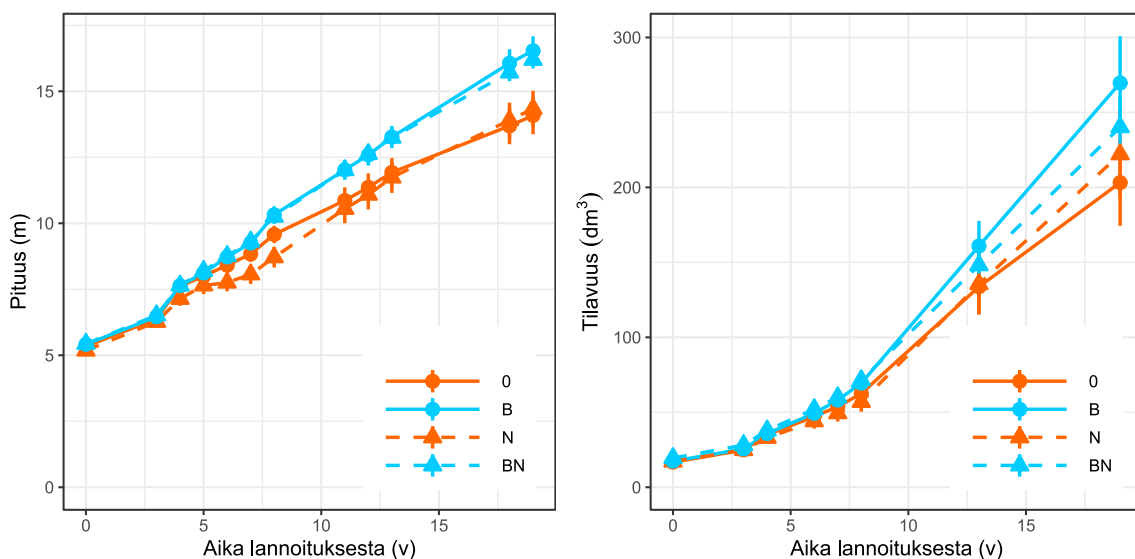
Kivennäismailla tuhkalannoitus ei yleensä lisää puuston kasvua. Pitkän ajan kuluessa tuhkalannoituksen aiheuttama maan hajoitustoiminnan vilkastuminen voi kuitenkin parantaa kasvua myös niukkatyypisillä kangasmailla. Tuhka-typpi yhdistelmä voi siksi tuottaa lievää kasvuetua pelkään typpilannoitukseen verrattuna, koska tuhkalannoituksen on havaittu pidentävän typpilannoituksen vaikutusaikaa (Kuva 9).



Kuva 9. Typpilannoituksen ja yhdistetyn typpi-tuhkalannoituksen vaikutus puuston kasvuun (Saarsalmi ym. 2006).

6.3. Boorilannoituksen vaikutukset

Suomen kivennäismailla on typen jälkeen seuraavaksi useimmin puutetta boorista. Puutosalueet ovat yleensä kaukana merestä, sillä merivedestä sadannan mukana kulkeutuva boori täydentää rannikkoalueiden ravinnevaroja. Niinpä boorinpuutokset ovat yleisimpiä sisämaassa, erityisesti Itä- ja Pohjois-Suomessa, ja viljavimmilla kivennäismailla, joissa typpi ei juuri ole rajoittava tekijä (Rikala 2004, Tamminen & Saarsalmi 2004, Lehto ym. 2010). Ankaru boorinpuutos aiheuttaa kasvuhäiriöitä, jotka heikentävät puun laatua, erityisesti tukkipuun saantoa (Luku 10). Siksi boorinpuutos tulisi pyrkiä ennakoimaan kasvupaikkatyyppin ja maantieteellisen sijainnin perusteella.

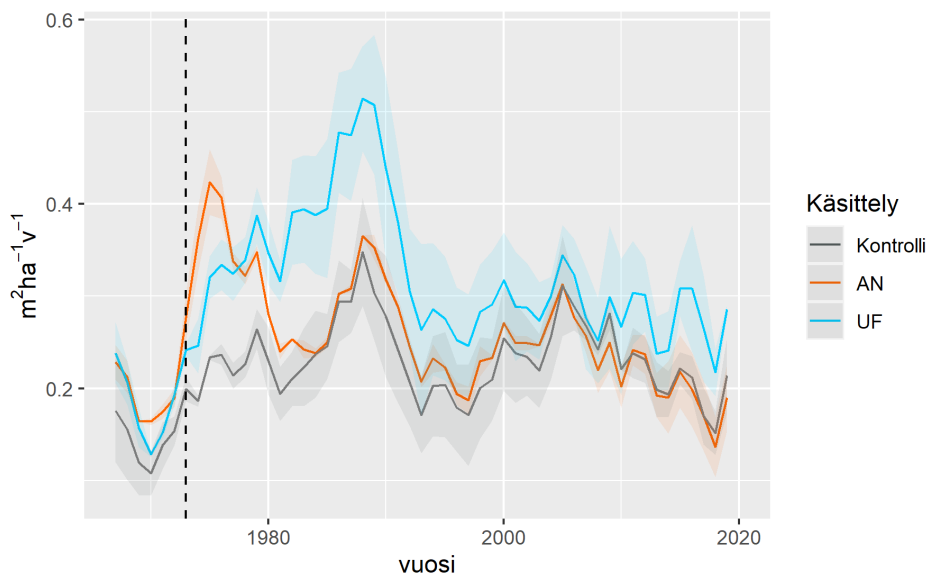


Kuva 10. Boorilannoituksen vaikutus kasvuun OMT-kuusikossa Pohjois-Karjalassa. Yksinpuin lannoituskoee, keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet (Kilpeläinen ym. 2013, T. Lehto julkaisematon aineisto).

Boorilannoitus on typpilannoituksen jälkeen yleisin kivennäismaiden lannoitus, mutta varsinaisia boorilannoituskokeita on vähemmän. Niiden perusteella kuitenkin tiedetään, että neulasten booripitoisuudet nousevat lannoituksen jälkeen nopeasti, mutta kasvuvaikutuksen ilmeneminen kestää 2–4 vuotta. Boorilannoituksen vaikutusaika on pidempi kuin typpilannoituksen, ja sitä tulee vielä selvittää eri kasvupaikoilla. Viljavassa kuusikossa vaikutus kesti ainakin 18 vuotta (Kuva 10). Boorin puutoksen korjaaminen lannoituksella vähentää kasvuhäiriöiden määrää, ja pituuskasvun lisäys on selvin kasvuvaikutus. Lämpimän kasvu taas ei yleensä muutu (Hynönen 2004, Rikala 2004, Saarsalmi & Tamminen 2005, Kilpeläinen ym. 2013). Myös puuntuhkassa on booria, ja tuhkalannoitteisiin voidaan tarpeen mukaan myös erikseen lisätä booria.

6.4. Ureaformaldehydi

Suomessa perustettiin 1970-luvulla kenttäkokeita sekä männiköihin että kuusikoihin erilaisten hidasliukoisten ja nopealiukoisten lannoitteiden vertailua varten. Lannoitustoiminnan nopeasti vähennyttyä Suomessa 1990-luvulla ureaformaldehyditutkimuksen puustomittausten käsittely jäi kesken ja sai vähän huomiota. Tulokset ensimmäisiltä 15–20 vuodelta viittasivat kuitenkin siihen, että ureaformaldehydin ja nopealiukoisten typpilannoitteiden vaikutustavat eroavat toisistaan (Päivinen 1984, Smolander ym. 2021). Oulunsalpietari ja urea antoivat kangasmailla n. 7–9 vuotta kestävä kasvuykäksen, joka toistui uusintalannoituksen jälkeen. Kasvuvasteen muoto ureaformaldehydilannoituksen jälkeen oli erilainen alkaen hitaammin mutta kestäen kauemmin, jopa yli 15 vuotta (Smolander ym. 2021). Tällä hetkellä olemassa olevan tiedon perusteella kasvuvaste jakautuu siis useammalle vuodelle, mutta ei ole olemassa riittävästi kokeellista tietoa kasvuvasteen tarkasta kokonaisuudesta verrattuna nopeavaikutteisiin lannoitteisiin. Vuonna 2020 tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin puuston kasvua ureaformaldehydilannoitetulla kuivan kankaan männikkökohteella Kestilässä. Tulokset olivat samansuuntaiset kuin aikaisemmin: ammoniumnitraatti lisäsi puuston paksuuskasvua ja pohjapinta-alaa noin 7 vuotta ja ureaformaldehydi 17 vuotta (Smolander ym. 2022, Kuva 11).



Kuva 11. Vuotuinen pohjapinta-alan kasvu ($\text{m}^2/\text{ha}/\text{v}$) eri lannoituskäsittelyillä Kestilän kokeella. Lannoitusvuosi merkitty katkoviivalla ja kahden toistokoealan minimi- ja maksimiarvot varjostuksella. Kontrolli=lannoittamaton, AN=oulunsalpietari (ammoniumnitraatti), UF=ureaformaldehydi. Kuva julkaisusta Smolander ym. (2022).

Koska ureaformaldehydin vaikutus on hidasta, sen maaperä- ja ympäristövaikutukset ovat vähäisempiä kuin nopealiukoisilla typpilannoitteilla (Luku 5). Merkittävin tulos ympäristön kannalta on, ettei ureaformaldehydi aiheuta riskiä typen häviöille vaan typpi pysyy maassa vapautuen hitaasti hajotustoiminnan tuloksena tyydyttämään puuston typen tarvetta. Tarvitaan kuitenkin kokeellista tietoa kasvuvasteen tarkasta kokonaisuudesta verrattuna nopeavaikutteisiin lannoitteisiin erilaisilla kasvupaikoilla. Jatkotutkimusten tarpeita ovat myös lannoitelajien elinkaaren ja taloudellisen kannattavuuden vertailut. Yleisesti ottaen hitaasti typpeä vapauttavat lannoitteet tarjoavat uuden tyyppisen ratkaisun metsien typpitilanteen ja tulevan kasvun hallintaan esimerkiksi sellaisissa tilanteissa, joissa tarkoituksena on kasvattaa metsien hiilivarastoa.

6.5. Lannoituskohteiden valinta

Lannoituskohteiden valinnan perusteet tunnetaan Suomessa hyvin silloin kun kasvatetaan havupuita ja tavoitteet ovat puuntuotannollisia. Lähtökohta on, että lannoitettavan kohteen puuston määrä ja rakenne tarjoavat edellytykset sellaiselle määrälliselle lisäkasvulle, jonka turvin lannoitus muodostuu taloudellisesti kannattavaksi toimenpiteeksi. Vähintäänkin tyydyttävä ja yleensä hyvä kasvunlisäys saavutetaan todennäköisimmin typpilannoituksella kivennäismaiden ravinteisuusluokkien keskivaiheilla, kun vesitalous ei rajoita puuston kehitystä ja että typpi on eniten kasvua rajoittava tekijä (Kukkola & Saramäki 1983). Siten suositeltavimpia typpilannoituskohteita ovat tuoreet ja kuivahkot kankaat, jotka eivät ole soistuneita tai poikkeuksellisen kuivia. Kuivilla kankailla typpilannoituksen vaikutus voi olla suhteellisesti voimakas, mutta lähtöpuuston vähäisyyden vuoksi tuotos ei kuitenkaan määrällisesti ole kovin hyvä. Lehtomaisilla kankailla typpilannoitus lisää kasvua, mutta fosfori- ja boorilannoitus on usein lisäksi tarpeen. Ravinnetilanteen arviointi tehdään tarpeen mukaan neulanalyysillä.

6.6. Tutkimustarpeet

Lannoituksesta jatkuvassa kasvatuksessa ei ole toistaiseksi tutkimustuloksia. Voidaan kuitenkin olettaa, että se ei ole yhtä kannattavaa kuin tasaikäisten metsien lannoitus, koska eri-ikäisessä puustossa lisäkasvun kertymät ovat pinta-alaa kohden pienempiä. Jatkuvan kasvatuksen kohteilla on tärkeää selvittää, voidaanko pitkävaikutteisilla lannoitteilla saavuttaa kasvupaikan tuotoskyvyn pitkäaikainen parantaminen.

Männyn ja kuusen lisäksi jatkossa tarvitaan tietoa myös koivun ja muiden lehtipuiden lannoitustarpeista sekä ravinnekilpailusta sekametsien kasvatuksessa. Samoin tarvitaan tietoa hidaskaikutteisista typpilannoitteista ja niiden mahdollisuuksista erilaisilla kasvupaikoilla kannattavuusnäkökulma huomioiden.

Hiilensidonnin huomioivalle arvokasvulle tarvitaan uusi laskentamalli. Hiilensidonnin rooli metsänkasvatuksen yhtenä tulonlähteenä ja hiilimarkkinoiden toimintaperiaatteet ovat kuitenkin vasta muotoutumassa, joten lannoituksen mahdollisuudet ovat niille ehdollisia. Myös lannoituksen vaikutukset puustopääoman ja elävän puuston hiilivaraston kokoon tulee arvioida uudelleen.

Koska ilmasto muuttuu, tarvitaan uusia koejärjestelyjä, joissa selvitetään lannoitemäärien, lannoitelajien (typpi + muut ravinteet) ja lannoitusajankohdan vaikutusta puuston kasvuun, ravinteiden vapautumiseen karikkeesta sekä eri ravinteiden riittävyyteen uusissa olosuhteissa.

7. Puuston kasvuvasteet turvemaille

Hannu Hökkä ja Mika Nieminen

7.1. Lannoituksen tavoite

Turvemaille lannoituksella pyritään ennen muuta korjaamaan kasvupaikan kaliumin, fosforin ja boorin niukkuudesta johtuvat puuston kasvuhäiriöt ja puiden hidastunut kasvu. Siitä syystä turvemaiden lannoituksesta käytetään usein termiä terveyslannoitus. Ravinne-epätasapaino on tavallisin sekatyypin soista kehittyneillä paksuturpeisilla ja runsastyypisillä (N >2 % turpeen kuiva-aineesta) II –tyyppien kohteilla (RhtkgII, MtkgII ja PtkgII), jotka ovat luonnontilaisina olleet vähäpuustoisia ja märkiä. Turpeen suuren typpivaraston vuoksi PK-lisäys tai lannoitus fosfori- ja kalipitoisella tuhalla tuottaa huomattavan ja pitkäaikaisen kasvunlisän. Muutos on niin iso, että sitä voidaan verrata kasvupaikan tuotoskyvyn paranemiseen yhdellä tai kahdella luokalla (Hökkä ym. 2012). Aidoista puustoisista soista syntyneet I-tyypin metsät ovat yleisesti ravinnetaloudeltaan tasapainoisempia, koska niillä sekä typpivarasto on pienempi että kaliumvarasto on suurempi.

7.2. Lannoituskokeet

Tässä raportissa kuvatut kasvuvasteet perustuvat Metsäntutkimuslaitoksen useita vuosikymmeniä sitten perustamiin lannoituskokeisiin, joten käytettävissä on hyvin pitkiä aikasarjoja. Kokeiden edustavuus maantieteellisesti, kasvupaikoittain, puuston kehitysvaiheen ja puulajin suhteen on kuitenkin epätasainen, joten tiedoissa on edelleen paljon aukkoja. Myös käytetyt lannoitteet ovat ajan myötä muuttuneet paljon.

Turvemaiden lannoituskokeet ovat keskittyneet alun perin vähäpuustoisille, kohtalaisen viljavista paksuturpeisista rämeistä kehittyneille kohteille, joilla ravinnetalouden ongelmat ojituksen jälkeen tulivat ensimmäiseksi esiin. Kaliumin ja fosforin puutoksia havaittiin vähäisen kasvun ja puutosoireiden perusteella, ja lannoitustoiminta käynnistyi 1970-luvulla. Lannoitetuilla ojitusalueilla ilmeni myös monilatvaisuutta ja pituuskasvun taantumaa, jonka syyksi ilmeni boorin puutos (Kolari 1988). Nykyään käytettävistä lannoitteista puuntuhka sisältää booria ja kaupallisiin turvemaiden PK-lannoitteisiin (ei tällä hetkellä saatavilla) booria lisätään.

Tällä hetkellä eniten on tietoa fosfori-, kalium-, ja tuhkalannoituksen vaikutuksista runsasravinteisissa mäntyvaltaisissa MtkgII- ja PtkgII-tyyppien metsissä sekä typpilannoituksen vaikutuksista niukkaravinteisissa varputurvekangastyypien metsissä. Sen sijaan esim. tuhkan vaikutuksesta I-tyypin metsissä sekä varputurvekangastyypien metsissä on paljon vähemmän tietoa. Ravinnetasetutkimusten perusteella on esitetty, että varsinkin kaliumin niukkuus voi jatkossa nousta esiin myös kuusivaltaisissa I-tyypin metsissä (Nieminen ym. 2016), joten tutkimustarve on ilmeinen.

Nuorten kasvatusvaiheen männiköiden kasvureaktio tunnetaan varsin hyvin mutta varttuneista männiköistä on vähemmän tietoa. Erityisen vähän on olemassa kuusivaltaisten turve- maametsien lannoituskokeita, ja kuusen tuhkalannoituskokeita ei ole yhtään. Seuraavassa kuvattavat kasvureaktiot perustuvatkin ennen muuta kasvatusvaiheen rämemänniköihin perustettujen kokeiden tuottamiin tuloksiin. Männikkökokeista valtaosa sijaitsee Pohjois-Suomessa ja

eteläisintä Suomea edustaa vain muutama yksittäinen koe. Pohjoisimmat männyn tuhkakokeet sijaitsevat Keski-Lapissa, lähellä kannattavan metsäojituksen pohjoisrajaa.

7.3. Kasvuvasteen suuruuteen vaikuttavat tekijät

Lannoituksen aikaansaamaan kasvureaktioon vaikuttaa varsin moni asia. Lannoitteen sisältämien ravinteiden ja levitetyn ravinnemäärän lisäksi myös ravinteiden liukoisuudella on vaikutusta. 1970- ja 1980-luvuilla käytettyjen PK-lannoitteiden fosfori oli osin vesiliukoista ja siksi hyvin altista huuhtoutumiselle. 2000-luvulla kehitettyyn Rauta-PK -lannoitteeseen on lisätty rautaa nimenomaan rajoittamaan fosforin liukenemistä. Kaliumlannoitteista ainoastaan biotiitissa kalium on hidasliukoisessa muodossa. Tuhkan sisältämä fosfori on hidasliukoista ja rakeistus edelleen hidastaa fosforin liukenemistä. Raetuhka ja Rauta-PK tuottavat pääsääntöisesti hitaamman puustoreaktion kuin vanhoissa lannoituskokeissa käytetty irtotuhka (Hytönen & Hökkä 2020). On huomattava, että seuraavassa esitettävät kasvureaktion kuvaukset perustuvat valtaosin kokeisiin, joissa on käytetty helppoliukoista fosforia tai irtotuhkaa. Toisaalta rakeistetussa tuhkassakin voi olla mukana huomattavasti pölymäistä tuhkaa.

Mikäli kaupallisten PK-lannoitteiden ja tuhkan sisältämät ravinnemäärät (P:n ja K:n osalta) ovat samat, myös niiden tuottamat kasvunlisät ovat jokseenkin samaa suuruusluokkaa (Moilanen ym. 2004, Sikström ym. 2010, Hökkä ym. 2012). Eroja on lähinnä lisäkasvun ajoittumisessa. Helppoliukoista fosforia sisältävän PK-lannoitteen ravinteet ovat nopeammin puiden käytössä, joten puuston kasvu alkaa kohota aiemmin kuin hidasliukoisemmilla lannoitteilla (Moilanen ym. 2015). Silti esimerkiksi 20–30 vuoden jaksolla kumulatiivinen lisäkasvu on samoilla ravinnemäärillä jokseenkin yhtä suuri, koska tuhka tuottaa myöhemmin suuremman kasvun kuin helppoliukoisempi PK-lannoite.

Yleisesti ottaen, mitä runsastyppisempi suo on ja mitä epätasapainoisempi puuston ravinnepitoisuus on typen ja muiden ravinteiden suhteen, sitä suurempi on lannoituksen tuottama absoluuttinen ja suhteellinen lisäkasvu (Moilanen & Hökkä 2009). Absoluuttinen lisäkasvu on suurempi eteläisessä Suomessa kuin pohjoisessa (Hökkä ym. 2012), mutta suhteellinen kasvunlisä ei näyttäisi paljонkaan riippuvan lannoitusalueen sijainnista (Rautio & Hökkä 2016). Typpirikkailla soilla PK-lannoitteen lisänä annettu tyyppi ei ole lisännyt kasvua suhteessa pelkkään PK-lannoitteeseen (esim. Moilanen ym. 2002, Moilanen ym. 2015).

Kasvuvasteen suuruuteen vaikuttaa myös tarkastelujakso. Fosforilannoitteen vaikutus kestää keskimäärin yli 30 vuotta (Silfverberg & Moilanen 2008). Helppoliukoisen kaliumlannoitteen vaikutus kestää 10–15 vuotta (Kaunisto & Tukeyva 1984, Kaunisto 1992). Hidasliukoisen biotiitin kasvuvaikutuksen kesto niin neulasten ravinnepitoisuuksien kuin puuston kasvun perusteella arvioituna näyttäisi olevan yli 20 vuotta (Sarjala & Kaunisto 1996, Moilanen ym. 2005, Moilanen ym. 2015). Biotiitin alhaisen kaliumpitoisuuden vuoksi sitä on annettava noin 1700 kg/ha eli sen levitysmäärä sijoittuu kaupallisesti valmistettujen PK-lannoitteiden ja tuhkan väliin (Moilanen ym. 2015). Typpilannoitteen kasvua lisäävä vaikutus kestää alle 10 vuotta (Hökkä ym. 2012). Hyvälaatuisella puutuhkalla 3–5 tonnin hehtaariannoksena kasvureaktio kestää yli 30 vuotta (esim. Moilanen ym. 2015). Tuhkalla kasvureaktion kesto riippuu ennen muuta tuhkan kaliumin riittävydestä ja siihen puolestaan vaikuttaa lannoitteessa annettu kaliumin määrä ja liukoisuus. Muhoksen Leppiniemen kokeella, jossa tuhkaa annettiin 8 t/ha, kalium oli neulasanalyysin perusteella puutosrajalla (3,5 mg/g, vrt. Taulukko 3) 50 vuoden kuluessa lannoituksesta (Moilanen ym. 2002). Silloinkin kun kaliumin puute alkaa jo rajoittaa

puuston kasvua se kuitenkin edelleen jatkuu korkeampana kuin lannoittamattomassa metsikössä, koska suuremmissa puustossa (lannoituksen vaikutuksesta) kasvu on yleensä suurempaa kuin pienemmässä.

7.4. Typpirikkaiden turvemaiden kasvureaktiot PK- ja tuhkakokeissa

Keskimääräinen PK- tai tuhkalannoituksen tuottaman pitkän ajan kasvuvaste (20–30 v) on 1–3 m³/ha/v kasvupaikasta (Ptkgl – Mtkgl) riippuen (Hökkä ym. 2012). Luvut perustuvat 51 lannoituskokeen aineistosta tehtyyn kasvuanalysiin. Valtaosa näistä kokeista oli perustettu 1960- ja 1970-luvuilla ja lannoituksessa fosforia lisättiin n. 10 % ja kaliumia 20–36 % vähemmän kuin nyky-suosituksissa (Moilanen 1993). Tästä syystä em. kasvunlisäyksiä voi pitää varsin realistisina myös käytännön lannoituksissa, joilla esimerkiksi levitystasaisuus ei välttämättä ole yhtä hyvä kuin koealueilla. Tuhkamäärää lisäämällä erityisesti typpirikkailla kasvupaikoilla voi lisäkasvu muodostua hyvinkin suureksi. Ääriesimerkki on Muhoksen Leppiniemen pintakasvillisuuden perusteella varsin karun (lyhytkortinen kalvakkaneva), mutta kuitenkin turpeen osalta typpirikkaan rämeen lannoitus puuntuhalla vuonna 1947. Siellä 64 vuoden aikana 8 t/ha tuhka-annos on tuottanut yli 7-kertaisen puuntuotoksen lannoittamattomaan verrattuna (Moilanen ym. 2002, Taulukko 4, Kuva 12).



Kuva 12. Tuhkalannoituksen (8 t/ha) vaikutus männikön kasvuun 1947–2022 typpirikkaalla, mutta ravinteisuudeltaan epätasapainoisella turvemaalla. Kuvat: Hannu Hökkä.

Taulukko 4. Esimerkkejä puuntuotoksesta ja puuston kasvureaktiosta PK- ja tuhkalannoituksen eri kasvupaikoilla eri osissa maata Metsäntutkimuslaitoksen perustamilla kokeilla.

Sijainti	Kasvu- paikka	Käsit- tely ¹	Lannoitus- vuosi	Alkupuusto ²	Seuranta- jakson pituus, v	Tuotos lannoituksen jälkeen, m ³ /ha	Keskikasvu lannoituksen jälkeen, m ³ /ha/v	Lisä- kasvu ³
Muhos	Rhtkg ⁴	T8	1947	10	64	464	7,2	6,2
Sodankylä	Mtkgll	PK	1982	8	35	110	3,0	1,8
Sodankylä	Mtkgll	T2,5	1979	8	35	123	3,5	2,2
Rovaniemi	Mtkgll	PK	1983	20	39	171	4,4	1,4
Rovaniemi	Mtkgll	T5	1983	20	39	233	6,0	3,0
Ruukki	Ptkgll	PK	1985	30	36	178	4,1	2,0
Ruukki	Ptkgll	T5	1985	30	36	248	6,1	4,0
Muhos	Ptkgll	PK	1982	4–6 m	40	232	5,7	1,3
Muhos	Ptkgll	T5	1982	4–6 m	40	275	6,8	2,4
Vaala	Ptkgll(-)	T5 ⁵	1997	3–5 m	20	99	3,9	1,4
Vilppula	Vatkg	T5	1937	15	64	384	6,7	3,2
Sievi	Jätkg- Vatkg	T5	2003	2–3 m	15	32	2,2	1,7

1 PK = fosfori-kalium kauppalannoite, Tx = irtotuhkaa, x tonnia/ha

2 Alkupuusto joko m³/ha tai taimikoissa keskipituus, m

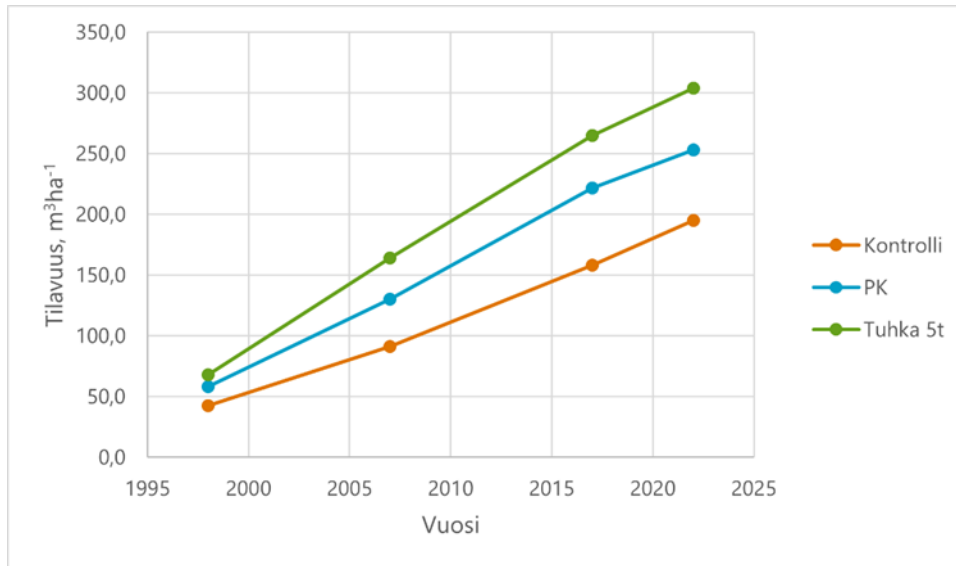
3 Lannoitetun puuston lisäkasvu suhteessa lannoittamattoman kontrollin kasvuun

4 Alkuperäinen kasvupaikka mesotrofinen kalvakkaneva

5 Vaalan kokeessa itsekovetettu tuhka

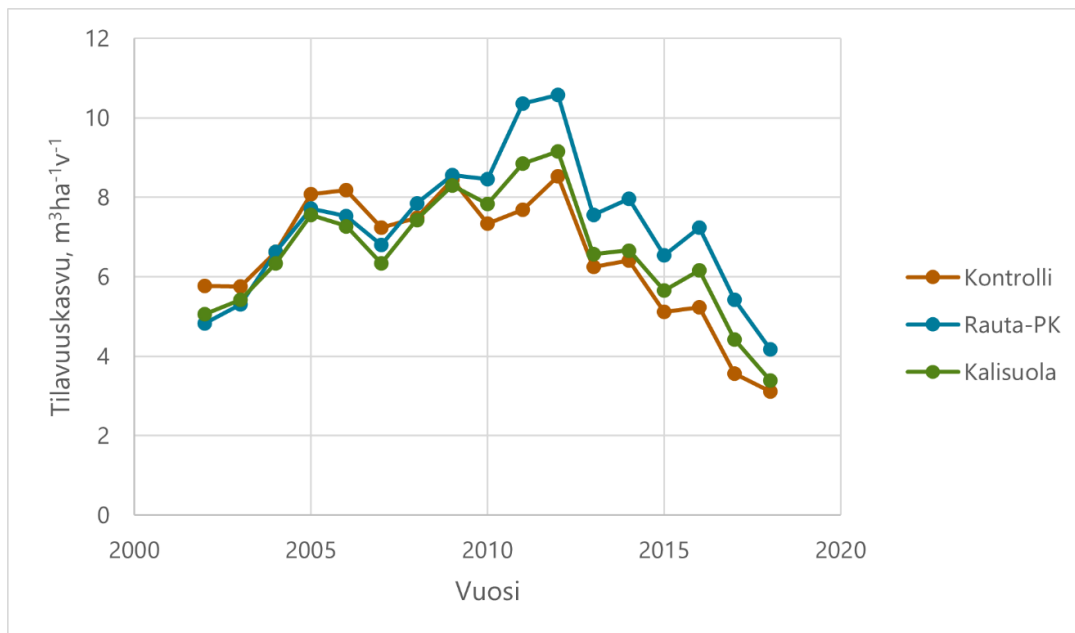
PK- ja tuhkalannoituksen vaikutus ilmenee aluksi hitaasti, ja lisäkasvun maksimi ajoittuu 10–20 vuoden päähän lannoituksesta (Kuva 13). Sen jälkeen kasvu vähitellen laskee, PK-lannoituksessa nopeammin kuin tuhkalla. Puolukkaturvekangas I:llä lisäkasvun maksimi on hieman alempi kuin Ptkgll:lla ja se ajoittuu myöhemmäksi. Alueellisuuden vaikutus ilmenee hitaampana kasvun lisäyksenä erityisesti Lapissa kuin etelämpänä (Rautio & Hökkä 2016). Tuhka ja PK ovat tuottaneet merkittävän kasvureaktion myös Lapissa, eikä esim. turpeen typen mineralisaation hitaus pohjoisen sijainnin vuoksi ole rajoittanut kasvua (Taulukko 4). Myös Paavilaisen (1978) varhaiset tulokset osoittivat männyn kasvun selvän kohoamisen PK-lannoituksen jälkeen vielä Sodankylän korkeudella. Lannoitusten kestoajasta eri osissa maata ei ole varmaa vertailutietoa. Kyse on kuitenkin pitkälti kaliumvaikutuksista, ja kaliumin huuhtoutuminen on yhtä nopeaa pohjoisessa kuin etelässäkin.

Taulukkoon 4 on koottu joidenkin lannoituskokeiden viimeisimpien mittausten tuloksia puuston kasvureaktioista lannoituksen jälkeen (H. Hökkä, julkaisematon aineisto). Lannoitushetken puusto on ollut useimmiten riukuvaiheen taimikkoa. Seurannan aikasarja on 5–10 vuotta pidempi kuin julkaisussa Hökkä ym. (2012). Yhteenvetona voi todeta, että Mtkgll-Ptkgll-kasvupaikoilla PK-lannoituksen vaikutus on jatkunut 33–38 vuoden ajan lannoituksen jälkeen ja lisännyt keskimäärin puuston kasvua 1,2–2,0 m³/ha/v. Tuhkalannoitus puolestaan on lisännyt samalla ajanjaksolla kasvua selvästi enemmän; 1,4–4,3 m³/ha/v (Muhoksen Leppiniemessä jopa 6,2 m³/ha v). On mahdollista, että osassa kokeita PK-lannoituksen vaikutus on loppumassa ja keskimääräinen lisäkasvu alenee, kun taas tuhkan vaikutus edelleen jatkuu. Tuhkalannoituksen pidempi kesto voi osin johtua jonkin verran suuremmista ravinmääristä verrattuna PK-lannoitteisiin (Moilanen ym. 2015).



Kuva 13. Puuston kokonaistuotos PtkgII -männikön kontrolli-, PK- ja tuhkakäsittelyillä Muhoksen Varissaaren kokeella. Lannoitus on tehty keväällä 1982. Vuonna 2017 tehdyn harvennuksen poistuma on lisätty 2022 lopputilavuuteen. Lannoitushetken puusto on ollut 4–6 m pitkä mäntytaimikkoa (H. Hökkä, julkaisematon aineisto).

Rauta-PK -lannoitteen kasvutuloksia kenttäkokeista ei ole aiemmin raportoitu ennen muuta siksi, että lannoite otettiin tuotantoon vasta 2005 alkaen. Vain muutamassa kenttäkokeessa on käytetty Rauta-PK:ta, eikä niiden seurantajakso ole vielä pitkä. Kuvassa 14 on esimerkki Rauta-PK:n (45 kg P/ha, 85 kg K/ha) ja kalisuolan (90 kg K/ha) vaikutuksesta varttuneen männikön kasvuun 12 vuoden aikana Vuoliujoella. Samalla se on yksi harvoja esimerkkejä varttuneen männikön reaktiosta PK-lannoitukseen. Keskimääräinen koko jakson vuotuinen lisäkasvu oli RautaPK:lla 1,29 m³/ha v⁻¹ ja kalisuolalla 0,41 m³/ha v⁻¹.



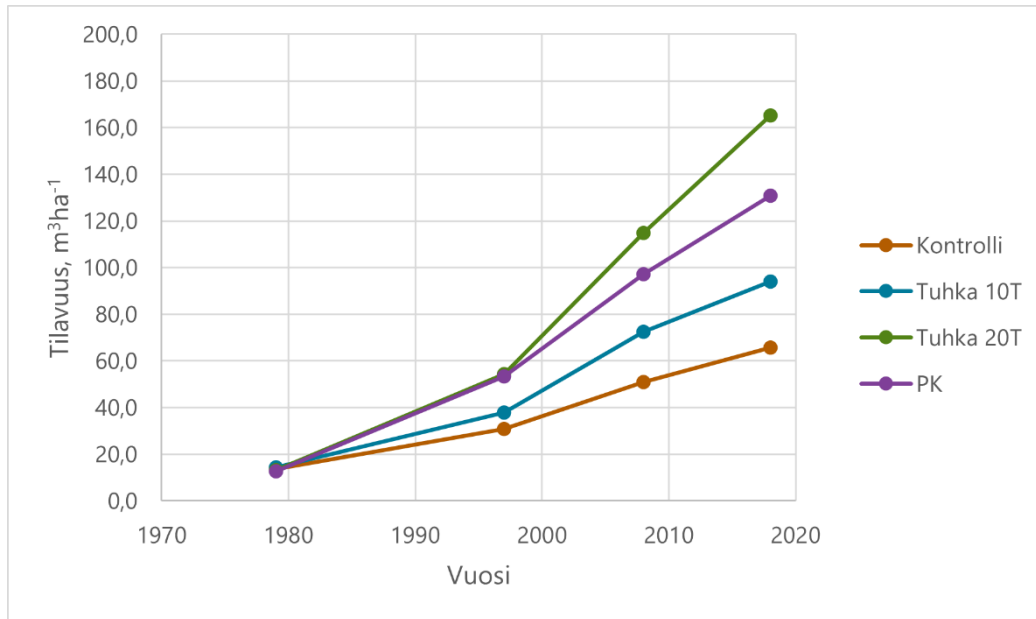
Kuva 14. Puuston vuosittainen tilavuuskasvu varttuneen PtkgII -männikön kontrolli-, Rauta-PK- ja kalisuolakäsittelyillä Vuoliujan kokeella. Lannoitus tehty keväällä 2007 (H. Hökkä, julkaisematon aineisto).

7.5. Niukkatyypisten turvemaiden lannoitusreaktiot PK- ja tuhkakokeissa

Vaikka niukkatyypisillä ojitusalueilla typen määrä ja saatavuus pintaturpeessa on merkittävästi pienempi kuin runsastyypisillä kasvupaikoilla (Moilanen ym. 2012, Hytönen & Hökkä 2020), ei karujen rämeiden männiköissä neulasnäytteiden perusteella ole enää nykyisin yleisesti havaittavissa typen puutosta (Moilanen ym. 2010, myös Moilanen ym. 2015). Aiemmin typen puutetta arvioitiin olevan ja siksi Ptkgl–Vatkg-kasvupaikkojen vanhoissa lannoituskokeissa käytettiin myös typpeä (Suo-Y, Oulunsalpietari, urea) noin 100 kg/ha. Kasvureaktio oli ohi alle 10 vuodessa ja koko jakson kumulatiivinen lisäkasvu vaihtelee välillä 5–10 m³/ha (Hökkä ym. 2012). Kasvuvaikutus on niin vähäinen, ettei typpilannoitusta voi suositella karuille turvemaille. Lisäksi helppoliukoisen typen riski huuhtoutua ojaverkostoa pitkin vesistöihin on suuri.

Toisin kuin aiemmin on ajateltu, PK- tai tuhkalannoitus näyttää lisäävän puuston kasvua myös karuilla niukkatyypisillä varputurvekankaan kasvupaikoilla. Veijalaisen (2000) alustavan raportin mukaan PK-lannoitus voi johtaa pitkäaikaiseen (30 v) 1–2 m³/ha/v kasvun lisäykseen karuilla rämeillä Etelä-Suomen oloissa. Sikströmin ym. (2010) tutkimuksessa karun rämeen PK- ja tuhkalannoitus Etelä-Ruotsissa tuottivat 26 vuoden aikana vastaavan tasoisen lisäkasvun (1,6–1,9 m³/ha/v). Typen lisääminen yhdessä tuhkan tai PK-lannoitteen kanssa ei parantanut kasvua pelkän fosforin ja kalin lisäämiseen verrattuna. Hytösen ja Hökän (2020) tutkimuksessa 15 vuoden keskimääräinen tuhkan tuottama kasvulisä oli 1,4 m³/v⁻¹ länsisuomalaisessa (Sievi) jäkäläturvekankaan varttuneessa taimikossa (Taulukko 4). Myös Merisaaren (1981) mukaan tuhkalannoitus aikaansai pitkävaikutteisen (40 v.) kasvun paranemisen Jaakkoin suon alun perin paksaturpeisella isovarpuisella rämeellä (keskimääräinen lisäkasvu 3,2 m³/ha/v, Taulukko 4). Sen sijaan alun perin lyhytkortisella nevalla Ruovedellä tuhkan vaikutus jäi hyvin vähäiseksi (Merisaari 1981).

Kuvassa 15 on esitetty Lestijärven Niskankorven puuston kehitys 40 vuoden ajalta. Koe perustettiin 1979 kaksi vuotta aiemmin ojitetulle vähäpuustoiselle paksaturpeiselle isovarpuiselle meelle. Suuria tuhkamääriä käytettiin, koska tuhka oli ravinneköyhää sekaturpeä. Vuoden 2019 mittauksen tulos oli, että 40 vuoden aikana PK oli tuottanut lisäkasvua 1,6 m³/ha/v, 10 t/ha tuhka-annoksen kasvunlisäys oli 0,75 m³/ha/v ja 20 t/ha tuhka-annoksen 2,4 m³/ha/v.



Kuva 15. Puuston runkotilavuuden kehitys Vatkg-männikössä PK- ja tuhkakäsittelyillä (10 t/ha ja 20 t/ha) Lestijärven Niskankorven kokeella. 10 t annoksessa fosfori- ja kaliummäärät olivat 16 ja 42 kg, 20 t annoksessa 32 ja 84 kg. Lannoitus tehtiin 1979 (H. Hökkä, julkaisematon aineisto).

7.6. Turvemaan kuusikoiden kasvuvaste

Turvemaakuusikoiden kasvuvasteista lannoitukseen on julkaistu varsin vähän tuloksia. Kaupallisilla NPK-lannoitteilla tehdyissä kokeissa kuusikoiden kasvuvaste on ollut selvästi pienempi kuin männiköiden (Moilanen 2005). Etelä-Suomessa NPK-lannoitus on lisännyt kasvua 0,5–1,5 m³/ha/v 12 vuoden jaksolla (Paavilainen 1975, Hämäläinen ym. 1985). Etelä-Suomen puolukka- ja mustikkatason korpikuusikoissa on todettu kaliumin ja fosforin puutteen lisäksi myös typen tarvetta (Moilanen 2005). Pohjois-Suomessa minimiravinteena vaikuttaa olevan typpi jopa viljavissa kuusikoissa (Paavilainen & Paarlahti 1985, Moilanen ym. 1996). Silti lannoituksen tuottama kasvunlisä oli Lapin eteläpuolisilla alueilla ensimmäisen vajaan 10 vuoden jaksolla NPK-käsittelyllä 1–1,5 m³/ha/v, kun taas Lapissa kasvu ei juuri lisääntynyt (Moilanen ym. 1996).

Turvemaakuusikoissa näyttää yleistyvän vastaava kaliumin puutosongelma kuin paksuturpeisten rämeiden männiköissä viimeistään uuden puusukupolven perustamisvaiheessa. Kaliumia on turpeessa vähän ja puusto sitoo sen biomassan tuotantoon. Hakkuussa poistuu merkittävä osa koko metsikön kaliumista. Typpeä kuitenkin vapautuu jatkuvasti turpeen maatuessa, jolloin ravinteiden suhde vinoutuu ajan myötä lisää. Moilasen ym. (2011) mukaan paksuturpeisen aidon korven viljelytaimikossa oli 10 vuoden kuluttua uudistamisesta havaittavissa kaliumin puutosoireet, jotka lisääntyivät taimikon varttuessa, vaikka edeltävän puusukupolven puustossa ei kaliumin puutoksen oireita ollut. Uuden puusukupolven kasvattaminen edellyttää siis kaliumin lisäystä jossain muodossa, mutta voi olla tarpeen jo uudistuskypsyttä lähes tyvissä turvemaakuusikoissa. Kuusen tuhkalannoituksesta ei ole olemassa koetuloksia Suomesta, mutta aihetta on tarvetta selvittää.

7.7. Turvemaan hieskoivikoiden kasvuvaste

PK- tai tuhkalannoituksella voidaan merkittävästi lisätä hieskoivun taimettumista turvepinnoilla. Merisaaren (1981) mukaan vuonna 1937 tehty tuhkalannoitus aikaansai hieskoivikon nopean kehityksen Vilppulan Kaakkosuon avosuon ojitus- ja lannoituskokeella. Kaunisto (1981), Hytönen ja Kaunisto (1999) ja Huotari ym. (2008) havaitsivat keinolannoitteiden ja puuntuhan parantavan koivun taimettumista ja kasvua turpeennostosta vapautuneiden paljaiden turvepintojen metsityskokeissa.

Hieskoivu näyttää joissakin tilanteissa reagoivan typen, fosforin ja kaliumin lisäykseen. Penttilän (1987) mukaan PK- ja NPK-lisäys Etelä-Lapissa paransi hieskoivun kasvua $1,5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$ yhdeksän vuoden aikana. Hieskoivun kasvu lisääntyi myös runsastyyppisen ojitusalueen PK-jatkolannoituksessa Pohjois-Suomessa (Paavilainen 1990). Penttilän ja Moilasan (1997) mukaan Pohjois-Suomen viljavilla ojitusalueilla hieskoivu ei juuri reagoanut peruslannoitukseen, mutta jonkin verran jatkolannoitukseen. Moilasan (1985) mukaan Pohjois-Suomen viljavilla ohutturpeisilla ojitusalueilla hieskoivu reagoi vain vähän tai ei lainkaan PK tai NPK-lannoitukseen. Hieskoivikon kasvatuslannoitusta ei pidetä kannattavana toimenpiteenä, koska hieskoivusta ei juuri saada tukkipuuta.

7.8. Johtopäätökset ja tutkimustarpeet

Typpilannoitteen vaikutus turveilla on vähäinen ja lyhytaikainen. Tuhkalannoitus korjaa runsastyyppisten MtkgII ja PtkgII-männiköiden ravinnepuutokset (P, K, B) ja tuottaa voimakkaan kasvunlisän ($1,4\text{--}4,0 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$), joka kestää 30–40 vuotta ja vastaa kasvupaikan paranevista yhdellä tai kahdella luokalla. Tarvittava tuhkamäärä vaihtelee 3–5 tonniin hehtaarilla tuhkan ravinnepitoisuuden mukaan niin, että kaliumia tulee vähintään 100 kg hehtaarille. PK-lannoitteella on saatu hieman pienempiä, mutta samoin merkittäviä ja pitkäaikaisia kasvunlisäyksiä ($1,3\text{--}2,0 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$). Tuhka näyttää pitkällä ajalla lisäävän selvästi kasvua myös niukka-tyyppisillä varputurvekankaan kasvupaikoilla ($1,4\text{--}2,4 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{v}$). Tuhkalannoituksen aiheuttama kasvun ja siten haihdunnan lisäys vähentää kunnostusojituksen tarvetta (H. Hökkä, julkaisematon aineisto).

Turvemaiden osalta suurin tiedon tarve on kuusikoiden lannoitusvasteen selvittämisessä. 1960-luvulla tehdyt vähäiset kokeet toteutettiin typpi- ja PK-lannoitteilla, joiden tulokset typen tuloksia lukuun ottamatta eivät vastaa nykypäivän tietotarpeisiin. Korpilähtöisillä alueilla yleistävä kaliuminpuutosongelma voitaisiin todennäköisesti hoitaa nykyisillä tuhkalannoitteilla, osin ehkä myös kaliumlannoitteilla, mutta yhtään koetta ei ole olemassa. Voimakas ravinnepuutos voi ilmetä uudistamisen jälkeen taimikkovaiheessa (Moilanen ym. 2011). Ravinnepuutoksesta kärsivien taimikoiden lannoituksen kannattavuudesta ei ole tutkimuksia. Lannoitustarve on todennäköinen myös jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa. Uusien kokeiden perustamiseen nuoriin ja varttuneisiin kuusikoihin on siis tarvetta. Tieto turvemaamänniköiden kasvuvasteen kestosta päivittyy sitä mukaa, kun vanhojen kokeiden uusintamittauksista kertyy tuloksia. Tuhkalannoituksen vaikutusta turpeen kasvihuonekaasupäästöihin tutkitaan parhailaan käynnissä olevissa hankkeissa.

8. Vaikutukset hiilinieluun

Päivi Väänänen, Aino Smolander, Hannu Ilvesniemi, Raija Laiho ja Tarja Lehto

8.1. Metsän hiilitase

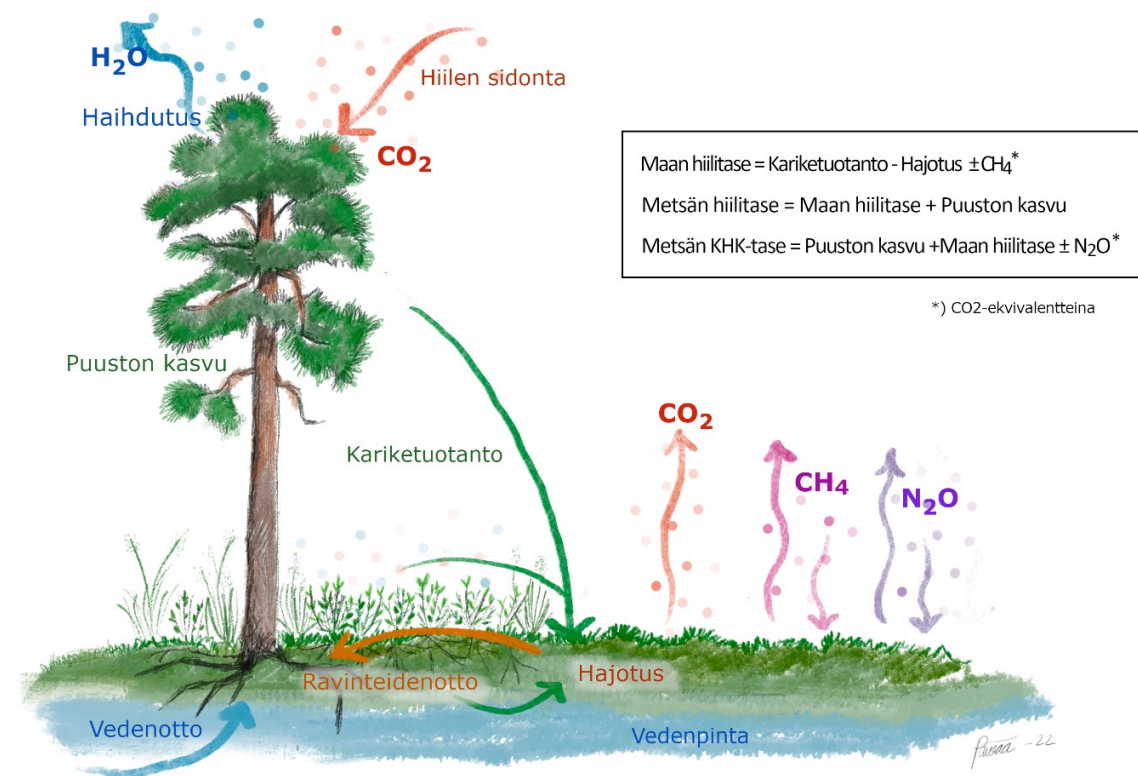
Kun metsä toimii hiilen nieluna, sinne sitoutuu aikayksikköä kohti enemmän hiiltä kuin sitä poistuu ilmakehään tai vesistöihin; jos vapautuvaa hiiltä on enemmän kuin sitoutuvaa, metsä on hiilen lähde. Hiilen varastolla taas tarkoitetaan puustossa ja maaperässä tietyllä hetkellä sitoutuneena oleva hiiltä. Hiilivarastot ovat pohjoisissa havumetsissä monin verroin suurempia kuin sen vuotuiset muutokset, lukuun ottamatta äkillisiä muutoksia kuten hakkuita tai palamista. Vuosien kuluessa pienetkin muutokset silti kerryttävät tai vähentävät hiilivarastoa. Hiilivaraston suureneminen poistaa hiilidioksidia ilmasta ja sitä kautta hillitsee ilmastomuutosta.

Borealiset metsäekosysteemit ovat suuria hiilen nieluja. Metsäkasvillisuus sitoo runsaasti hiiltä yhteyttämisen kautta biomassansa, ja osa karikkeesta jää Suomen nykyisessä ilmastossa hajoamatta, jolloin maaperään kertyy humusta tai turvetta (Liski ym. 2002, Portsmouth ym. 2005). Varttuneessa metsässä suuri osa hiilestä on sitoutuneena puuston biomassaan, mutta keskimäärin puuston eri ikävaiheissa maaperä on kivennäismaillakin puustoa suurempi hiilen varasto (Tamminen & Ilvesniemi 2012). Turvemailta maan hiilivarasto on vallitseva. Puuston lisäksi kariketta muodostuu myös aluskasvillisuudesta ja muista eliöistä. Aluskasvillisuuden maanpäällinen biomassa on pieni verrattuna puuston biomassaan eikä yleensä merkittävästi muutu jaksollisen metsänkasvatuksen taimikkovaiheiden jälkeen (Muukkonen & Mäkipää 2006, Metcalfe ym. 2013), mutta juurten biomassa voi toisilla kasvupaikkatyypeillä olla yhtä suuri kuin puuston (Leppälampi-Kujansuu ym. 2014, Finér ym. 2017). Erilaisissa metsän häiriötilanteissa, kuten avohakkuussa, myös aluskasvillisuuden rooli korostuu (Aguilos ym. 2014). Merkittävä osa kangasmaan hiilestä on kuolleiden mikrobien jäänteitä. Paksuturpeissa turvemaametsissä maan pintakerrokset, joihin on tullut runsaasti puustokariketta, muistuttavat kivennäismaametsien orgaanista pintakerrosta. Syvemmät turvekerrokset puolestaan ovat peräisin ojittamattoman suon kasvillisuuden jäänteistä, ja voivat olla alkuperäisestä suotyypistä riippuen rahka-, sara-, tai puuvaltaisia.

Karikkeen ja osin myös vanhemman orgaanisen aineen hajotus poistaa hiiltä maaperästä, pääosin hiilidioksidina maaperämikrobien ja -eläinten hengityksessä (heterotrofinen hengitys) (Harmon ym. 2011). Mikrobien hajotustoimintaan vaikuttavat voimakkaasti erityisesti maan lämpötila, kosteus sekä hajotettavan aineksen laatu (Petraglia ym. 2019, Cornwell ym. 2008). Turvemaametsissä ja myös soistuneissa kangasmetsissä hyvin merkittävä tekijä on vedenpinnan taso: vedenpinnan alapuolella on pääsääntöisesti hapettomat olosuhteet, joissa hajotustoiminta on kertaluokkia hitaampaa kuin hapellisissa olosuhteissa. Hiiltä poistuu ekosysteemistä myös huuhtoutumalla, mutta sen määrä Suomen olosuhteissa on erityisesti kangasmetsissä vähäinen (Hansson ym. 2013, Piirainen ym. 2002). Turvemailta hiiltä poistuu valumavesien mukana runsaammin.

Maan hiilivarastoon vaikuttaa myös metaanin (CH₄) virta (Chapin ym. 2006). Sen suunta voi olla joko ilmakehästä maahan tai maasta ilmakehään riippuen ekosysteemin ominaisuuksista (Kuva 16). Kivennäismailla kasvavat metsät sekä sellaiset turvemaametsät, joilla kasvukauden aikainen vedenpinnan taso on syvemmällä kuin 30 cm maanpinnasta, ovat useimmiten heikkoja metaanin nieluja, kun taas märät turvemaametsät ovat metaanin lähteitä ilmakehään. Kaikentyyppisissä turvemaametsissä ojista tulee yleensä metaanipäästöjä, jotka voivat olla suuriakin.

Maan kasvihuonetaseessa otetaan hiilen virtojen lisäksi mukaan myös typpioksiduuli (N_2O), joka on voimakas kasvihuonekaasu. Sekä CH_4 - että N_2O -virrat voidaan muuntaa vastaamaan sitä määrää hiilidioksidia, jolla on sama ilmastoa lämmittävä vaikutus. Tällöin puhutaan hiilidioksidiekvivalenteista (Kuva 16)



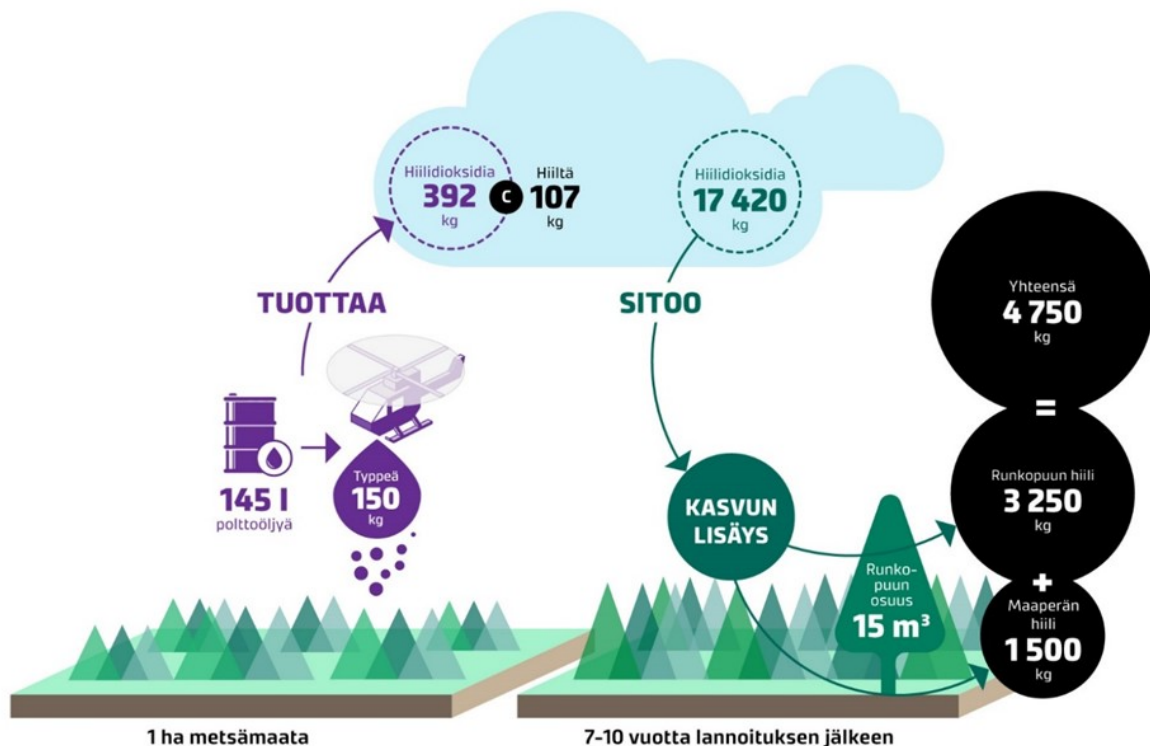
Kuva 16. Maan hiilitase, metsän hiilitase ja metsän kasvihuonekaasu- eli KHK-tase. Puut ja pin- takasvillisuus sitovat hiiltä fotosynteesissä, ja suuri osa tästä päätyy karikkeeksi. Maan hiilitase on kariketuotannon ja hajotuksen erotus. Kariketuotannosta vähennetään heterotrofinen maa- hengitys eli mikrobien ja maaperäeläinten hengityksestä aiheutuva hiilen poistuminen maasta. Mikäli hiilen virta maahan on sieltä hajotuksessa poistuvaa hiilivirtaa suurempi, maan hiilitase on positiivinen eli hiiltä kertyy maahan. Kun maan kasvihuonekaasutase lasketaan yhteen kas- villisuuden biomassaan sitoutuvan CO_2 :n määrän kanssa, saadaan laskettua metsän kasvihuo- nekaasutase. Kuva: Päivi Väänänen.

Koska karikkeen hajotus on Suomen nykyisessä ilmastossa yleensä hitaampaa kuin sen muo- dostuminen, sellaiset metsänhoitotoimenpiteet, joilla parannetaan puuston kasvua, vaikutta- vat pääsääntöisesti lisäävästi metsäekosysteemin hiilinieluun varsinkin kangasmetsissä. Turve- maa-metsissä yhteys ei ole yhtä suoraviivainen, sillä puuston kasvua lisäävät toimet vaikutta- vat yleensä turvemaan vedenpinnan tasoon syventävästi. Vedenpinnan tason syveneminen lisää mikrobien hajotustoiminnalle alttiina olevan turvekerroksen paksuutta, mikä varsinkin runsasravinteisissa suometsissä vähentää hiilen kertymistä maahan (Mäkiranta ym. 2009, Oja- nen ym. 2013). Tämä voi vähentää metsäekosysteemin hiilinielua erityisesti pidemmällä aika- jännteellä tarkasteltuna, mutta ilmiön merkitystä erityyppisillä turvemaan kasvupaikoilla täytyy edelleen tutkia.

8.2. Kivennäismaiden lannoituksen vaikutus hiilinieluun

Kivennäismaiden typpilannoitus lisää hiilinielua sekä lisääntyvän puuntuotoksen kautta että maaperään kertyvän hiilen kautta (Kuva 17). Suomalaisen männyn puuaineen tiheys on 370–550 kg/m³, kuusen 300–470 kg/m³ ja koivun 590–740 kg/m³. Noin puolet puuaineksestä on hiiltä. Hyvä nyrkkisääntö on, että 1 kuutiometri puuta varastoi 200–250 kg hiiltä, ja jos lannoituksella aikaansaatu lisäkasvu on 15 m³/ha, lannoituksen aiheuttama lisäys runkopuuhun sitoutuneen hiilen määrässä hehtaarilla on 3 000–3 750 kg. Runkopuun lisäksi hiiltä varastoituu oksiin, neulasiin ja juuriin. Näiden osuus vaihtelee puulajin, puuston iän ja kasvupaikan mukaan ollen yleensä välillä 30–50 % puun kokonaisbiomassasta, ja näistä hajoamatta jäävä osuus jää maaperän hiilivarastoon. Usein hiilen sidonta ilmaistaan hiilidioksidina, jolloin hiilen määrä kerrotaan suhdeluvulla 44/12 (=hiilen osuus hiilidioksidista).

Korjatun puuaineksen käyttötapa vaikuttaa siihen, miten kauan puun kasvussa sitoutunut hiili on poissa ilmakehästä. Puun poltossa suurin osa hiilestä vapautuu välittömästi, kun taas toisena ääripäänä ovat satoja vuosia säilyvät rakennukset ja esineet kuten huonekalut. Typpilannoituksen aiheuttama kasvunlisäys on pyritty ajoittamaan kiertoajan lopulle, jolloin myös järeytyminen lisääntyy, ja siten lannoituksella vaikutetaan myös puutavaralajien suhteisiin. Tuki- ja runkopuuta käytetään sahatavarana, jonka käyttötarkoitukset ovat yleensä pitkäaikaisia. Toisaalta myös kuitupuun lisääntyvät käyttömahdollisuudet tekstiileinä ja puu-muovikomposiittimateriaaleina ovat jopa tehokkaampia hiilensidonnan kannalta kuin pelkästään rakennuspuun käytön lisääminen (Hurmekoski ym. 2020). Lannoituksella pystytään lisäämään käyttöön tulevan puuaineen määrää kaikissa puutavaralajeissa.



Kuva 17. Typpilannoituksen tuotannon ja levityksen aiheuttamat hiilidioksidipäästöt (vasemmalla) verrattuna hiilen sitoutumiseen puuntuotteisiin sekä maaperään. Kuva: Hannu Ilvesniemi, graafinen suunnittelu Jouni Hyvärinen.

Typpilannoitus lisää selvästi maaperän hiilinielua pohjoisissa havumetsissä (Mälkönen ym. 1990, Prescott 2010, Saarsalmi ym. 2014; Kuva 17). Hiilivaraston suureneminen johtuu lisääntyneestä biomassan tuotoksesta ja karikesadosta, koska hajotustoiminta ei lisäännä vastavasti kuin karikkeen tuotanto. Päinvastoin orgaanisen aineen hiilen mineralisaatio hidastuu pitkäksi ajaksi typpilannoituksen seurauksena (esim. Smolander ym. 1995, Janssens ym. 2010) ja tuoreen katsauksen mukaan hiilen kertyminen maahan aiheutuu enemmän tästä kuin lisääntyneestä kariketuotannosta (Mäkipää ym. 2023). Vaikka karikkeen runsas typpipitoisuus voi lisätä hajotusnopeutta hajotuksen alkuvaiheessa, myöhemmässä vaiheessa hajotus hidastuu enemmän. Yhtenä syynä pidetään ligniinin hajotuksen hidastumista. Tuore tutkimus onkin vahvistanut, että typpilisäys johtaa ligniinistä peräisin olevien yhdisteiden kerääntymiseen maassa hiilihydraateista peräisin olevien yhdisteiden kustannuksella (Hasegava ym. 2021). Typpilannoituksen vaikutus hiilen mineralisaatioon on siten päinvastainen typen mineralisaatioon verrattuna. Laskelmat siitä kuinka paljon yksi lisätty typpikilo lisää hiilen määrää metsämaassa vaihtelevat; esimerkiksi suuruusluokaltaan 10–20 kg hiiltä yhtä typpikiloa on esitetty (Saarsalmi ym. 2014, Sponseller ym. 2016). Toisaalta typpilannoitus vähentää joidenkin kasvinpuolustuksessa tärkeiden fenolisten yhdisteiden pitoisuutta lehdissä (Koricheva ym. 1998, Booker & Maier 2001) ja tämä näyttää heijastuvan myös niiden pitoisuuksiin maassa (Smolander ym. 2022). Vaikka määrällinen muutos orgaanisen aineen kertymisessä on todennettu hyvin, silti maan orgaanisen aineen koostumuksen muutokset ja niiden kesto typpilannoituksen jälkeen tunnetaan puutteellisesti. Tämä vaikeuttaa ennusteiden tekemistä siitä, millaisia muutoksia ilmastomuutos todennäköisesti aiheuttaa maaperän hiileen. Siksi perustutkimusta orgaanisen aineen kertymisen mekanismeista tarvitaan lisää.

Kivennäismailla on kokeiltu myös tuhkalannoitusta typpilannoituksen täydentäjänä. Vaikka tuhka ei sinänsä lisää puuston kasvua kivennäismailla, se on lisännyt typpilannoituksen vaikutusta. Maaperän hiilinielun osalta kivennäismaiden tuhkalannoituksen vaikutuksia ei tunneta riittävän hyvin.

8.3. Tuhkalannoituksen vaikutus turvemaiden hiilinieluun ja kasvihuonekaasutaseeseen

Soiden ojittaminen metsätaloutta varten johtaa erityisesti runsasravinteisilla kasvupaikoilla merkittäviin CO₂-päästöihin maaperästä. Ojituksen johdosta parantuva puuston kasvu puolestaan aiheuttaa suuren hiilidioksidinielun syntymiseen, minkä johdosta ojitettu suo muuttuu kokonaishiilitaseeltaan nieluksi (Ojanen ym. 2013). Tuhkalannoitus lisää puuston kasvua erityisesti kasvupaikoilla, joissa on puutetta fosforista ja kaliumista, mutta typen saatavuus maassa on hyvä (esim. Hökkä ym. 2012). Näin tuhkalannoituksen voidaan ajatella voimistavan suomen metsän hiilinielua lisäämällä hiilen sidontaa puustoon. Vaikka metsä kokonaisuutena olisi hiilinielu, on tärkeää varmistua siitä, kuinka lannoitus vaikuttaa maan hiilitaseeseen.

Tuhkalannoituksen vaikutukset ekosysteemissä eivät kuitenkaan rajoitu puustoon. Sen lisäksi että lannoitus lisää ravinteita maahan, sen on havaittu vähentävän turpeen happamuutta (Moilanen ym. 2012, Huotari ym. 2015) ja muuttavan maaperän mikrobistoa ja sen toimintaa (Peltoniemi ym. 2016). Lisäksi turvemaiden lannoituksen seurauksena puuston määrä ja haihdutus lisääntyvät, jolloin maan vedenpinnan taso laskee (Ojanen ym. 2019). Näiden muutosten myötä on havaittu myös hajotuksen lisääntyvän, mikä on todennettu suurempana selluloosan hajotusnopeutena sekä lisääntyneenä CO₂-virtana maasta (Moilanen ym. 2012, Ojanen ym. 2019). Lisäksi tuhkalannoitus muuttaa pintakasvillisuuden rakennetta ja lajisuhteita sekä

puustosta ja kasvillisuudesta tulevan karikkeen määrää ja laatua (Moilanen ym. 2002). Kaikki nämä tekijät vaikuttavat tuhkalannoitetun suometsän hiilitaseeseen: mikäli yhteyttämisen avulla puustoon ja aluskasvillisuuteen sitoutuneen CO₂:n määrä on suurempi kuin maasta hajoituksen seurauksena vapautuvan CO₂:n määrä, hiilitase on positiivinen eli suometsä toimii hiilen nieluna (Kuva 16) Hiilidioksidin lisäksi turvemaidella tulee ottaa huomioon muiden kasvihuonekaasujen, metaanin (CH₄) ja typpioksiduulin (N₂O), tuotanto maaperässä. Turvemaiden N₂O-päästöjen ei ole havaittu lisääntyneen tuhkalannoituksen seurauksena (Maljanen ym. 2014).

Tutkimuksissa ei ole havaittu tuhkalannoituksen vaikuttavan myöskään metaanipäästöihin (Ojanen ym. 2019). Ylipäätänsä ojitettujen soiden metaanipäästöt ovat vähäisiä, sillä metaania muodostuu erityisesti hapettomissa olosuhteissa vedenpinnan alapuolella, ja vapautuu vedenpinnan tason ollessa korkealla (Ojanen ym. 2010), jolloin metaani ei ennätä hapettua vedenpinnan tason yläpuolella olevassa hapellisessa maakerroksessa. Lisäämällä puuston kasvua ja haihdutusta, tuhkalannoitus vaikuttaa vedenpinnan korkeuteen alentavasti. Siksi onkin todennäköisempää, että tuhkalannoituksen vaikutus on metaanipäästöjä vähentävä. Sen sijaan alentunut pohjavedenpinta tyypillisesti lisää turpeen hajoamista ja siten suurentaa hajoituksesta aiheutuvia CO₂-virtoja eli maaperän heterotrofista hengitystä (Mäkiranta ym. 2009).

Lyhytaikaisissa tuhkalannoitustutkimuksissa (<5 vuotta) heterotrofisen maahengityksen ei ole havaittu kasvavan lannoituksen jälkeen (Maljanen ym. 2006, 2014, Klemedtsson ym. 2010). Sen sijaan pitkällä aikavälillä (>10 vuotta) tuhkalannoitus lisää heterotrofista maahengitystä suometsissä (Maljanen ym. 2014, Moilanen ym. 2012, Ojanen ym. 2019). Tämän ajatellaan johtuvan mikrobiaktiivisuuden lisääntymisestä, joka on tutkimuksessa yhdistetty pääosin maan pH:n nousuun (Zimmerman & Frey 2002, Moilanen ym. 2002). Toinen merkittävä tekijä lienee lisääntyneen puuston kasvun seurauksena alentunut turpeen vedenpinnan taso (Mäkiranta ym. 2009). Toisaalta myös hiilen virta maahan kasvaa kasvillisuuden lisääntyneen perustuotannon seurauksena, joten pelkkä lisääntynyt CO₂-virta turpeesta ei suoraan kerro maaperän muuttumisesta kokonaisuudessaan hiilen lähteeksi (Ojanen ym. 2019). Esimerkiksi Ojasen ym. (2019) tutkimuksessa puuston ja ruohokasvillisuuden maanpäällisestä osasta peräisin oleva karikkeen määrä kasvoi tuhkalannoituksen seurauksena varpukasvillisuuden ja sammaleiden tuottaman karikesyötteen pysyessä muuttumattomana. Myös puuston ja varvuston juuristosta peräisin olevan karikkeen määrä säilyi ennallaan. Kun turvemaametsän kasvihuonekaasutasetta tarkasteltiin kokonaisuutena ottaen huomioon maan KHK-tase sekä puuston kasvu, oli tuhkalannoituksen vaikutus hiilen sidontaa lisäävä eli ilmastoa viilentävä (Ojanen ym. 2019). Näitä tuloksia yleistettäessä tulee kuitenkin noudattaa varovaisuutta, sillä Ojasen ja kumppaneiden (2019) tutkimus tehtiin metsissä, jotka kärsivät voimakkaasta ravinne-epätasapainosta eivätkä edusta nykysuosittelun mukaisia lannoituskohteita. Tyypillisiltä MtkgII ja PtkgII-lannoituskohteilta ei ole olemassa lainkaan tuhkalannoituksen pitkäaikaisvaikutuksia (>10 vuotta) käsitteleviä tutkimuksia, jotka ottaisivat huomioon kasvihuonekaasutaseen kokonaisuudessaan.

Tuhkalannoituksen ilmastovaikutuksia arvioitaessa tulisi lisäksi huomioida eri hiilivarastojen pysyvyys ja tarkasteltava aikajänne. Vaikka turvemaametsä lannoituksen jälkeen olisikin puuston kasvun seurauksena kokonaisuudessaan hiilen nielu, voidaan turpeen lisääntyneestä hajoituksesta maassa pitää silti ilmastomuutoksen torjunnan kannalta epätoivottavana. Tämä johtuu siitä, että pidemmällä aikavälillä tarkasteltuna puusto päätehakataan, jolloin merkittävä osa hiilinielusta ja -varastosta poistuu, mutta hajoitustoiminta maassa jatkuu edelleen. Tämä muuttaa turvemaametsän ainakin tilapäisesti hiilen lähteeksi (Korkiakoski ym. 2019). Turpeen

hiilivarastoa voidaan myös pitää pysyvämpänä hiilen varastona kuin puusta tehtyjä hyödykkeitä, joiden elinkaari voi lyhimmillään olla vain joitakin päiviä tai viikkoja (Soimakallio ym. 2021).

Maankäyttösektorin ilmastotoimet -raportissa (Lehtonen ym. 2021) arvioitiin tuhkalannoituksen vaikutusta puuston hiilinieluun vuoteen 2035 mennessä käyttäen kolmea vaihtoehtoista skenaariota vuotuisen lannoitusalan merkittävästä lisäämisestä. Skenaarioista laajin käsitti lannoitusalan nostamisen 100 000 hehtaariin vuodessa, jonka ansiosta puuston kasvu lisääntyi 1,07 Mm³/v, ja sitä vastaava hiilinielu 1,2 Mt CO₂ ekv/v. Tämä kattaisi vuonna 2035 noin kolmanneksen hallitusneuvotteluissa 2020 asetetuista maankäyttösektorin päästövähennysohjelmissa. Nämä alustavat arviot perustuvat tuhkalannoituksen puuston kasvua lisäävään vaikutukseen, mutta tuhkalannoituksen maaperävaikutuksia ei niissä ole huomioitu. Maaperävaikutusten puuttuminen luo suurta epävarmuutta arvioihin suometsien tuhkalannoituksen ilmastovaikutuksista. Mikäli lannoituksen seurauksena maaperän CO₂-virta kasvaa voimakkaasti, se voi osittain tai kokonaan kumota puuston kasvun nieluvaikutuksen. Tällöin turvemaiden lannoituksen ilmastohyöty jää aikaisempia arvioita pienemmäksi. Lisäksi, mikäli tuhkalannoitus lisää turpeen hajoamista muuttaen maaperän hiilen lähteeksi, voidaan sitä pitää ilmastolle haitallisena pidemmällä aikavälillä. Toisaalta on myös mahdollista, että tuhkalannoituksen myötä lisääntynyt kariketuotanto kompensoi turpeen hajoamista siten, että suometsä säilyy hiilen nieluna. Kunnes tutkimustietoa tuhkalannoituksen pitkäaikaisista maaperävaikutuksista erilaisilla kasvupaikoilla on kattavasti saatavilla, voidaan turvemaametsien tuhkalannoituksen lisäämistä ilmastosyistä pitää toimenpiteenä, jonka vaikutukset ovat vielä epävarmoja.

9. Taloudellinen kannattavuus

Anssi Ahtikoski

9.1. Kannattavuuden arviointi

Metsänlannoituksen taloudellisia vaikutuksia voidaan tarkastella kahdesta eri näkökulmasta: joko kokonaiskannattavuuden muutoksen tai erilliskannattavuuden avulla. Näistä erilliskannattavuus on huomattavasti yleisempi tarkastelutapa (Kuuluvainen & Valsta 2009). Kokonaiskannattavuus tarkoittaa käytännössä sitä, että lannoituksen vaikutus määritetään joko yhdelle metsikölle tai koko metsälölle siten, että metsätalouden kannattavuus selvitetään perusvaihtoehdossa ja lannoitusvaihtoehdossa, ja taloustuloksia vertaillaan keskenään (Kuuluvainen & Valsta 2009, Pukkala 2017). Kokonaiskannattavuuden määrittämisen hankaluutena voidaan pitää laskennan työläyttä ja tulosten tulkinnan haastetta, joka liittyy havaitun muutoksen arviointiin: milloin (millä mittarilla) lannoitusvaikutus on riittävä, jotta lannoitus (lannoitukset) on (ovat) taloudellisesti perusteltua toteuttaa. Erilliskannattavuuden laskennassa puolestaan riittää, että talouslaskelmaan sisällytetään vain ne tulot ja menot, jotka ovat erilaiset lannoitetulle ja ei-lannoitetulle metsikölle tai metsälölle (Kuuluvainen & Valsta 2009). Useimmiten erilliskannattavuus lasketaan soveltamalla nykyarvomenetelmää tai sisäisen korkokannan menetelmää, joka itse asiassa on muunnos nykyarvomenetelmästä (Kuuluvainen & Valsta 2009, Amacher ym. 2009).

Lähtökohtaisesti metsän kasvatuslannoitus on ainakin vuoteen 2022 asti voinut olla hyvinkin kannattavaa – niin kivennäismailla (Laakkonen 1989, Hämäläinen ym. 1989, 1994, Aarnio ym. 1997) kuin turvemaillakin (Lauhanen ym. 1997, Moilanen ym. 2015, Ahtikoski & Hökkä 2019). Niin sanotun metsän terveyslannoituksen tavoitteena on korjata boorinpuutos ja välttää siitä aiheutuvat kasvuhäiriöt, turvemailla terveyslannoituksilla on korjattu ankaraa kaliumin puutosta. Boorinpuutoksen taloudellisesti suurin vaikutus on se, että kasvuhäiriöistä kärsineet puut luokitellaan kuitupuuksi eikä tukkipuuksi, vaikka kasvun määrällinen menetykskin voi olla huomattava (Lehto ym. 2010, Kilpeläinen ym. 2013). Laadun menetyksen suuruutta on kuitenkin vaikea ennustaa yhtä tarkasti kuin kasvatuslannoituksen aiheuttamaa kasvun lisäystä. Lisäksi metsän terveyslannoitukseen on tätä kirjoitettaessa mahdollista saada valtion tukea (Metsäkeskus 2022). Näistä syistä tässä luvussa keskitytään ainoastaan metsän kasvatuslannoituksen taloustarkasteluihin.

Metsän kasvatuslannoituksen kannattavuuteen vaikuttavista tekijöistä osa on biologisia, kuten kasvupaikkatyyppi, maantieteellinen sijainti, puuston kehitysvaihe ja puuston tilavuus, kun taas osa markkinapohjaisia: lannoituskustannukset, kantohinnat, laskentakorko eli tuottovaade. Metsänlannoituksen tuotot realisoituvat hakkuissa: koska lannoitettu metsä kasvaa nopeammin kuin lannoittamaton, voidaan lannoitetussa metsikössä joko hakata sama hakkuumäärä aikaisemmin kuin lannoittamattomassa tai vaihtoehtoisesti hakata suurempi hakkuumäärä samalla ajankohdalla kuin lannoittamattomassa metsikössä (Kuuluvainen & Valsta 2009, s. 132). Talouslaskelmissa molemmille edellä esitetyille tavoille (aikaistunut ajankohta tai suurempi hakkuukertymä) voidaan määrittää sisäinen korko, joka kertoo lannoitusinvestoinnin taloudellisen tuoton (%) ja samalla investoinnin mielekkyyden yksityistaloudellisesta näkökulmasta. Seuraavassa esimerkissä (Taulukko 5) kuvataan, miten lannoituksen sisäinen korko (%) muuttuu puolukaturvekankaan männikössä harvennusajankohdan tai

lannoituskustannusten muuttuessa. Lannoituksen puuston kasvua lisääväksi vaikutukseksi oletetaan 2,5 m³/ha/v (josta tukkia 1 m³/ha/v). Lisäksi oletetaan, että lisäkasvusta ainoastaan 80 % voidaan hyödyntää seuraavassa harvennuksessa (lannoitusvaikutus jatkuu vielä harvennuksen jälkeen). Taulukosta nähdään, että sekä lannoituskustannuksella että harvennuksen ajankohdalla on ratkaiseva merkitys lannoituksen kannattavuuteen, sisäiseen korkoon. Taulukon esimerkissä pidemmällä aikajaksolla saavutetaan parempi sisäinen korko, mutta tämä ei ole yleispätevä tulos: sisäisellä korolla on maksimi, joka riippuu lannoituskustannuksen suuruudesta (€) ja lannoituksella aikaansaadusta kasvureaktiosta. Toisin sanoen, sisäinen korko ei kasva loputtomasti ajan funktiona. Kivennäismaakohteilla lannoitusvaste on nopeampi ja vaikutusaika on turvemaakohteita lyhyempi, jolloin myös sisäisen koron huippu saavutetaan aikaisemmin

Taulukko 5. Lannoituksen sisäinen korko, %. Puolukkaturvekankaan männikkö, tuhka- tai PK-lannoitus. Kantohinnat: mäntytukki 59,2 ja mäntykuitu 19,0 €/m³. (Luonnonvarakeskuksen tilastopalvelu).

Lannoituskustannus (€/ha)	Sisäinen korko % Harvennusajankohta, vuotta lannoituksen jälkeen	
	10	15
450	4,54 %	5,82 % (7,41 %) ¹⁾
600	1,57 %	3,81 %

¹⁾ lukuarvo suluissa ilmoittaa sisäisen koron, kun lannoituksen aikaansaama lisäkasvu voitaisiinkin hyödyntää täysimääräisesti, 100 %.

9.2. Kivennäismaat

Kivennäismailla kuivahkon (Aarnio ym. 1997) ja tuoreen kankaan varttuneet (noin 45–65 v.) männiköt (Laakkonen 1994) ovat Suomessa osoittautuneet taloudellisesti kannattavimmiksi lannoituskohteiksi, kertaalleen annetun typpilannoituksen sisäisen koron ollessa parhaimmillaan selvästi yli 20 %, jopa 40 % (Laakkonen 1994). Metsikön ikä (kehitysvaihe) on tutkimuksessa osoittautunut taloudellisen tuloksen kannalta ratkaisevaksi tekijäksi (esim. Laakkonen 1994, Jacobson & Pettersson 2010). Lisäksi kertalannoitus on taloudellisesti kannattavampi kuin toistuva lannoitus – johtuen osittain jo siitä, että takaisinmaksuaika toistuvissa lannoituksissa on merkittävästi kertalannoitusta pidempi (Aarnio ym. 1997). Toistuvissa lannoituksissa sisäinen korko jää huomattavasti alle kertalannoituksen tason, keskimäärin alle 10 % (Aarnio ym. 1997, Jacobson & Pettersson 2010, Fig. 4). Kuusella kannattavimmat lannoituskohteet ovat tuoreen kankaan metsät, joiden ikä vaihtelee 45–55 vuoden välillä (Aarnio ym. 1997, Saarsalmi & Mälkönen 2001): kertalannoituksen sisäinen korko on tällöin noin 20 %, lehtomaisella kankaalla hieman vähemmän, noin 15 % (Aarnio ym. 1997). Kannattavuuteen vaikuttavat lannoitteiden vallitsevat hinnat, jotka muuttuvat ajassa, ja lannoitetyypillä on merkitystä lannoituksen aikaansaamaan lisäkasvuun (Aarnio ym. 1997). Lisäksi kantohinnoilla on ratkaiseva merkitys (esim. Pukkala 2015, Äijälä ym. 2019, Zhang 2019) myös metsänlannoitusten kannattavuuteen.

9.3. Turvemaat

Paksuturpeisissa mäntyä kasvavissa turvemaametsissä PK-lannoitus on sekä kertalannoituksena että toistuvana lannoituksena taloudellisesti perusteltua, sisäisen koron vaihdellessa 6–7 % välillä (Rantala & Moilanen 1993). Eräissä tutkimuksissa (Moilanen ym. 2015) todettiin PK-lannoituksen vuotuisen tuoton turvemailla olevan noin puolitoistakertainen verrattuna lannoittamattoman metsikön vuotuiseseen tuottoon (tark. tasatuotto, engl. *equivalent annual income*; esim. Raunikar ym. 2000).

Tuhkalannoituksen osalta kertalannoitus on taloudellisesti perusteltua: lannoituksen sisäinen korko vaihtelee samanlaisilla kasvupaikoilla 3–12 % välillä, riippuen mm. käytettävästä levitysmenetelmästä (Väänänen ym. 2011). Myös tuhkalannoitteen koostumuksella on merkitystä puiden kasvureaktioon, siten että rakeistettu tuhka antaa paremman tuloksen (Hytönen & Hökkä 2020), mikä puolestaan vaikuttaa suoraan kertalannoituksen kannattavuuteen. Vastavasti tuhkalannoituksen vuotuinen tasatuotto oli lähes kolminkertainen verrattuna lannoittamattoman metsikön vastaavaan, kun korkokantana oli 3 % (Moilanen ym. 2015). Lisäksi tuhkalannoituksella saadaan aikaan jopa 2 %-yksikköä parempi metsätalouden tuotto: nettotulojen nykyarvo ≈ 0 kun laskentakorko 5 % verrattuna tilanteeseen ilman lannoituksia, jolloin nettotulojen nykyarvo ≈ 0 laskentakoron ollessa 3 % (Moilanen 2015). Toisin sanoen, lannoittamalla tuhkalla voidaan saada 2 % korkeampi tuotto metsätalouteen sijoitetulle pääomalle. Suomalaisessa metsikkötason optimointitutkimuksessa lannoitus vaikutti taloudelliseen maksimiin enemmän kuin kunnostusojitus. Vaikutus korostui etelä-pohjoisgradientin suuntaisesti (Ahtikoski & Hökkä 2019) niin, että lannoituksen suhteellinen merkitys korostui pohjoiseen päin mentäessä.

9.4. Yhteenveto ja tulevat tietotarpeet

Nyrkkisääntönä voidaan sanoa, että metsän kasvatuslannoitus kivennäismailla on taloudellisesti varsin kannattavaa männyllä tuoreen ja kuivahkon kankaan ja kuusella tuoreen ja lehtomaisen kankaan metsiköissä, kun lannoitettavan kohteen ikä vaihtelee 45–65 vuoden välillä ja jos lannoitteiden hinnat vastaavat vuosien 2015–2020 hintatasoa. Toisaalta tulevaisuuden typpilannoitteiden hinnoissa on tätä kirjoitettaessa epävarmuutta. Eritoten Etelä-Suomen tuoreen kankaan männiköt ovat taloudellisesti erittäin kannattavia lannoituskohteita. Kuusella kivennäismaiden kertalannoituksen kannattavuus on osoittautunut männyn vastaavaa hieman huonommaksi, mutta kuitenkin sinällään varsin kannattavaksi. Myös turvemaiden tuhka- ja PK-lannoitus on todettu taloudellisesti kannattavaksi investoinniksi (sisäinen korko 3–12 %) – kunhan lannoitushetkellä varmistetaan, että kohteen vesitalous on pääosin kunnossa, jotta lannoituksen aikaansaama puuston kasvureaktio saadaan täysimääräisesti hyödynnettyä. Niin kivennäismaiden (From ym. 2015, Smolander ym. 2020, Smolander ym. 2022) kuin turvemaiden (Moilanen ym. 2015, Hytönen & Hökkä 2020) tutkimustulokset indikoivat lannoitusvaikutusten jatkuvan ennakoitua pidempään.

Lannoituksilla voidaan vaikuttaa myös metsien hiilitaseeseen sekä puustoon ja puutuotteisiin sitoutuvan hiilen että maaperän kautta. Kivennäismaiden typpilannoituksen tiedetään lisäävän maaperän hiilensidontaa, mutta varsinkin ravinteikkaiden turvemaiden lannoituksen osalta hiilensidonnasta on vielä epävarmuutta, koska turpeesta toisaalta vapautuu hiilidioksidia (Luku 8). Jos hiilensidonnasta lähitulevaisuudessa maksettaisiin yksittäisille metsänomistajille (esim. Ahtikoski ym. 2022), tarjoaisi metsänlannoitus mahdollisesti merkittävänkin taloudellisen kannustimen.

10. Runkojen ja puuaineen laatu

Henrik Heräjärvi ja Tarja Lehto

10.1. Tausta

Puutavarakappaleen arvo jalostusprosesseissa määräytyy sen ulkoisten ja sisäisten laatutekijöiden perusteella. Ulkoisia tekijöitä ovat järeys, runkomuoto, oksikkuus ja pintaviat, ja sisäisiä tekijöitä oksaisuus, kasvunopeus ja sen tasaisuus, syysuuntapoikkeamat, puuaineen tiheys, sydänpuupitoisuus, halkeamat, laho, eläinperäiset ja muut viat. Metsänlannoituksella voidaan suoraan tai epäsuorasti vaikuttaa useimpiin näistä. Bioottiset ja abioottiset tuhot (puun laadun alentajat) voivat olla myös välillisesti sidoksissa lannoituskäsittelyihin: lannoituksella aikaan saatu nopeampi kasvu alentaa puuaineen lujuutta verrattuna hidaskasvuiseen runkoon, jolloin riski esimerkiksi lumi- tai tuulivauriolla kasvaa. Eri lannoitteiden vaikutuksista eläin- ja sienituhoihin ei ole kovin tarkkaa tietoa (Luku 13). Tässä luvussa tarkastellaan lannoituskäsittelyjen vaikutusta runkojen ja puuaineen ominaisuuksiin, jotka vaikuttavat puun käyttökelpoisuuteen ja arvoon nykyisissä jalostusprosesseissa.

Talousmetsien kasvatuksen päätavoite on tuottaa tukkia, josta puuntuottaja saa myyntitilanteessa moninkertaisen kuutiometrihinnan verrattuna kuitu- tai energiapuuhun. Sahatukin tärkeimpiä laatukriteerejä ovat oksaisuus, järeys, runkomuoto ja puuaineen tiheys. Ytimen ympärillä olevan puuaineen tiheydellä on erityisen suuri vaikutus tukin käyttöarvoon: sahausprosessissa ytimen kahdelta puolen irrotetaan sydäntavarakappaleet, jotka useimmiten lujuuslajitellaan ja käytetään kantaviin rakenteisiin. Puuaineen tiheys on kriittinen parametri sahatavaran lujuuslajittelussa, joka tuoteturvallisuusvaatimusten mukaan tulee tehdä rakenteellisiin käyttökohteisiin myytävälle sahatavaralle kappalekohtaisesti. Näin ollen puuaineen tiheydellä on vaikutusta sahatavaratuotannon kannattavuuteen: mitä tiheämpää puuraaka-aine on, sitä parempia (=korkeamman myyntiarvon) lujuuslaatujaumia sahalla syntyy. Havupuilla nopea kasvu vähentää tiheyttä, mutta kaikilla lajeilla näin ei ole (alla).

10.2. Järeys

Kasvatyslannoituksen tärkein tavoite on nopeutunut kasvu ja sen ansiosta aiemmin saavutettava päätehakkujäreys. Typpilannoituksen seurauksena sekä neulasten että oksanhaarojen määrä lisääntyy. Tällöin puun yhteyttävä biomassa lisääntyy ja solujen jakautuminen kiihtyy (esim. Brix & Mitchell 1980). Kertaluontoisilla 100–200 kg/ha typpilannoitusannoksilla vuosiluston leveys lisääntyi vajaan vuosikymmeneksi sekä männyllä että kuusella 30–50 %, mikä tyypillisillä kasvunopeuksilla vastaa noin puolta millimetriä (Ericson ym. 1971, Klem 1972, 1974, Saikku 1975a).

Perinteinen puukauppatapa perustuu kuutiometreihin, ja halutun järeyden saavuttamisnopeutta eli kasvunopeutta onkin vuosikymmeniä pidetty metsänhoidon tärkeimpänä ohjenuorana: mitä nopeammin tavoiteltu päätehakkujäreys saavutetaan, sitä lyhyempi on metsänhoitoinvestointien takaisinmaksuaika. Havupuuvältaisten puustojen kasvulannoitusta noin 10–15 vuotta ennen päätehakkua pidetään yhtenä kannattavimmista metsään tehtävistä investoinneista – pääosa kasvunlisästä kohdistuu sahatukkiosuuteen eli rungon arvokkaimman osan tilavuuden kasvattamiseen.

10.3. Runkomuoto

Pääravinteiden niukkuus ja lannoitus ei yleensä vaikuta runkomuotoon, mutta vakava boorinpuutos aiheuttaa latvakasvaimen kuolemista. Tämän seurauksena havupuilla sivusilmuista syntyvät kasvaimet kilpailevat keskenään vallitsevan latvakasvaimen paikasta ja alkuperäinen latvakasvain muuttuu pystyoksaksi, joita ei sallita sahatukeissa (Kuva 18). Tätä monilatvaisuutta nimitetään kasvuhäiriöksi. Vaikeissa tapauksissa kasvuhäiriö voi toistua useina vuosina. Toisaalta samassa metsikössä on usein sekä kasvuhäiriöistä kärsiviä että normaalilatvaisia puita. Boorilannoituksella kasvutapaa voidaan korjata normaaliksi, jolloin kasvuhäiriön yläpuolelle syntyvä rungonosa on suora ja potentiaalisesti sahatukiksi kelpaava. Mutkalle kasvanut rungonosa ei lannoituksella oikene. Siksi boorinpuutos kannattaa ennakoida eikä odottaa, että kasvuhäiriöitä syntyy.



Kuva 18. Bloorinpuutoksesta kärsineen kuusen rungon poikkileikkauksia. Kuva: Erkki Oksanen.

10.4. Oksat

Riippuen lannoituksen ajoituksesta puun elinkaaren suhteen, typpilannoituksella voi olla negatiivinen tai positiivinen vaikutus rungon oksikkuuteen. Elävien oksien läpimitan kasvunopeus lisääntyy aina rungon kasvunopeuden lisääntyessä, männyllä voimakkaammin kuin kuusella (Heiskanen 1965). Tyvi- ja välitukin laadun kehityksen näkökulmasta typpilannoitusta tulisi välttää niin kauan, että elävän latvuksen alaraja on kohonnut noin kymmenen metrin (kahden tukin) korkeuteen. Typpilannoituksen on myös havaittu lisäävän männyn oksakiehkuraan syntyvien oksien lukumäärää (Gardiner 1978). Näin ollen nuorten puustojen kasvatuslannoituksella on sahatukin oksikkuuslaadun näkökulmasta kaksi ikävää piirrettä: sekä oksien

lukumäärä että niiden koko kasvavat. Edellä kuvattua oksikkuusongelmaa ei synny, jos lannoitetaan päätehakkuuikää lähestyviä kohteita, joissa tyvi- ja välitukin alueella ei enää ole kasvuun lisääviä eläviä oksia. Eläväoksaisten latvuksen alueella tapahtuva oksien määrän ja läpimitan lisäys kohdistuu pääosin kuitupuuosalle, jonka oksaisuudella ei ole mainittavaa laatu- eikä minkäänlaista hintavaikutusta. Typpilannoituksella saavutetaan tukiin laatuun positiivinen vaikutus, kun puu saadaan kasvamaan nopeammin ja kyljestämään oksantynget tyviosan oksien karsiutumisen jälkeen. Typpilannoituksella aikaan saatava kasvuvaste koskee pääosin läpimitan kasvua, vähemmän pituuskasvua. Näin ollen esimerkiksi männyllä oksakiehkuroiden välinen etäisyys, joka on yksi sahatavaran laatutekijä, ei olennaisesti muutu lannoituksen seurauksena.

Boorinpuutos ei vaikuta tavalliseen oksanmuodostukseen, mutta latvakasvaimen häiriöistä syntyvät vauriot saatetaan lukea oksikkuuslaadun heikkenemiseksi. Boorilannoituksella voidaan saada palautettua oksikkuuslaatua huonosta normaaliksi. Muutos koskee vain lannoituksen jälkeen syntynyttä rungonosaa.

10.5. Puuaineen tiheys

Suomalaisilla havupuilla puuaineen tiheys korreloi positiivisesti jällen iän (esim. Hakkila 1966) ja negatiivisesti vuosiluston leveyden kanssa (esim. Jyske ym. 2008, Pehkonen 2021). Tämä johtuu siitä, että nopeutuva kasvu (vuosiluston leventyminen) johtaa ensisijaisesti ohutseinämäisten ja suurionteloisten kevätpuusolujen määrän lisääntymiseen, kun taas lujien, tiheiden ja paksuseinämaisten kesäpuusolujen osuus pysyy lähes vakiona. Kuusella ja männyllä vuosiluston leveyden lisäys on enimmäkseen kevyttä kevätpuuta, joka näkyy lustossa vaaleana vyöhykkeenä, kun taas tiheän tumman kesäpuun määrä vaihtelee vain vähän. Tällöin leveälustoisemmassa puussa kesäpuun suhteellinen osuus (kesäpuuprosentti) ja puuaineen keskimääräinen tiheys alenevat. Saikun (1975b) aineistossa 100–200 kg/ha typpilannoituksella männyn tilavuuskasvua saatiin lisättyä yli kolmanneksella ja kuusen lähes kolmanneksella. Samalla molempien puulajien puuaineen tiheys aleni 3–5 prosenttia. Hakkilan (1966) ja Uusvaaran (1974) mukaan havupuiden puuaineen tiheys alenee kasvupaikan ravinteisuustason kohotessa. Tässä on analogia lannoitusvaikutukseen. Toisaalta hidasliukoinen typpilannoite, ureaformaldehydi, aiheuttaa hitaamman ja pitkävaikutteisemmän kasvureaktion, joten sillä voi olla vähäisempi vaikutus tiheyteen.

Koivulajien kasvunopeudella puolestaan ei ole olennaista vaikutusta tiheyteen, koska kevät-puu ja kesäpuu eroavat tiheydeltään vain vähän. Dunham ym. (1999) tutkivat hidas- (lustonleveys <2 mm) ja nopeakasvuisen (lustonleveys >4 mm) rauduskoivun tiheyttä ja taivutuslujuutta, ja havaitsivat kasvunopeusryhmien väliset erot näissä ominaisuuksissa tuotesovellusten kannalta merkityksettömän vähäisiksi (hidaskasvuinen n. 10 % tiheämpää ja lujempaa).

Toisilla puulajeilla tiheys kasvaa kasvunopeuden lisääntyessä (esim. tammi, saarni, jalava, douglaskuusi, monet poppelilajit ml. haapa), koska niillä lisäkasvu sijoittuu tiheämpään kesäpuuhun. Kehäputkiloisilla lehtipuilla (tammi, saarni, jalava) kevätpuu koostuu pääosin suurionteloisista ja ohutseinämäisistä putkilosoluista, joten kevätpuu on hyvin kevyttä. Putkilosolujen koko ja määrä vähenevät kohti kasvukauden loppua, jolloin puuaineen tiheys kasvaa voimakkaasti. Kehäputkiloisilla puulajeilla vuosiluston leveyden vaihtelu vaikuttaa kevätpuun määrään vain vähän: kevätpuusolukerrosten määrä pysyy lähes vakiona. Näin ollen

lustonleveyden määrää kasvukauden loppupuoli ja leveysvaihtelu koostuu enimmäkseen tiheästä kesäpuusta. Tällöin myös puuaineen keskimääräinen tiheys lisääntyy luston leveyden kasvaessa.

10.6. Mekaaniset ominaisuudet

Puukappaleen mekaaniset ominaisuudet määräytyvät sekä ulkoisten (esim. kosteus, lämpötila) että puun rakenteellisten tekijöiden yhteisvaikutuksena. Lannoitus vaikuttaa puuaineen rakenteeseen ja tärkein mekanismi liittyy lannoituksen kasvunopeusvaikutuksiin.

Puusolun rakennetasolla mekaanisia ominaisuuksia selittäviä tekijöitä on kaksi. Ensinnäkin soluseinän paksuus suhteessa soluontelon läpimittaan määrittää solun mekaanista käyttäytymistä. Paksuseinämaiset kesäpuusolut tuovat puuaineeseen jäykkyyden ja lujuuden, kun taas ohutseinäinen kevätpuusolu parantaa joustavuutta.

Toinen mekaanisiin ominaisuuksiin vaikuttava rakennepiirre on solun sekundaariseinän (soluseinän paksuin kerros) S2-kerroksen mikrofibrillien asentokulma (mikrofibrillikulma) suhteessa solun pituusakseliin. Mikrofibrillikulmalla on suuri vaikutus myös solun ja puutuotteen kuivauskutistuma- ja kosteusturpoamakäyttäytymiseen. Soluseinän mikrofibrillikulmaan vaikuttaa kaksi tekijää: solun tuottaneen jäljen kypsyysaste (jäljen ikä) ja puun kasvunopeus (vuosiluston leveys). Jälsisolukko tuottaa ensimmäiset parikymmentä elinvuottaan ns. nuorpuusoluja, joiden tunnuspiirteitä ovat ohut soluseinä (alhainen puuaineen tiheys) ja suuri mikrofibrillikulma. Tämän jälkeen jälsi alkaa tuottaa aikuispuusoluja (esim. Kärkkäinen 2007).

Puuaineen tiheydellä ja vuosiluston leveydellä on erilaisia vaikutusmekanismeja puuaineen lujuuteen ja jäykkyyteen. Pääsääntöisesti tiheämpi puu on lujempaa ja jäykempää. Siimes & Liiri (1952) tarkastelivat suomalaisen männyn tyypillistä tiheysvaihteluväliä ja jaottelivat mekaaniset ominaisuudet puuaineen tiheysriippuvuutensa suhteen kolmeen luokkaan. Ensimmäisessä luokassa männyn normaali tiheysvaihtelu vaikuttaa mekaanisiin ominaisuuksiin vähemmän kuin 50 prosenttia – tiheämmässä puussa ominaisuus on parempi ja kevyemmässä huonompi. Ensimmäiseen luokkaan kuuluvia ominaisuuksia ovat leikkauslujuus sekä puristus- ja vetolujuus syysuuntaa vastaan. Toisessa luokassa männyn tyypillisellä tiheysvaihtelulla on 50–100 prosentin vaikutus mekaaniseen ominaisuuteen. Tähän luokkaan kuuluvia ominaisuuksia ovat puristuslujuus syiden suuntaan sekä pinnan kovuus. Kolmannessa ryhmässä puuaineessa tyypillinen tiheysvaihtelu aiheuttaa yli sadan prosentin muutoksen mekaanisiin ominaisuuksiin. Näitä voimakkaan tiheysriippuvuuden ominaisuuksia ovat syiden suuntainen vetolujuus, taivutuslujuus sekä kimmokerroin. Siimeksen & Liirin (1952) tarkastelu osoittaa, että puuaineen tiheys, joka havupuilla alenee vuosiluston leveyden lisääntyessä, on keskeinen puun käytettävyyden tunnus.

Puuaineen tiheys on keskeinen parametri sahatavaran lujuuslajittelunormissa EN 338, joka asettaa jokaiselle lujuusluokalle keskimääräiset tiheysvaatimukset (ääripäät C14: 350 kg/m³ ja C40: 500 kg/m³). Kuusi on Euroopan tärkein rakennuspuulaji, ja siksi lujuuslajittelu on erityisesti kuusen haaste. Tästä syystä nopeasti kasvaneesta puusta, erityisesti sen sydäntavarasta, saadaan vähemmän parhaiden lujuuslaatuisten sahatavarakappaleita. Sahauksessa ytimen läheiset sahatavarakappaleet muodostavat merkittävimmän lujuuslajiteltavan sahatavaraosittien. Sorvaus onkin tässä mielessä sahausta edullisempi käyttötapa nopeakasvuiselle kuuselle: osa huonolaatuisimmasta puusta jää sorvipurilaaseen. Kuusitukin sydäntavara-alueella

vuosiluston leveyden kasvaminen yhdestä millimetristä kahteen millimetriin alentaa puuaineen tiheyttä keskimäärin noin 50 kg/m^3 . Kun lustonleveys kasvaa edelleen, vastaa jokainen lisämillimetri noin 25 kg/m^3 tiheyden alenemaa. Nuorten kuusien kasvunopeutta ei tulisi lisätä kasvatuslannoituksin, koska tällöin alennetaan tyvitukin sydäntavaran tiheyttä ja sahatavaran lujuuslaatua.

Sekä kesäpuuprosentti että mikrofibrillikulma ovat sidoksissa puun kasvunopeuteen siten, että kesäpuuprosentti alenee ja mikrofibrillikulma kasvaa lustonleveyden suurentuessa. Molemmilla tapauksilla vaikutus puuaineen jäykkyyteen ja lujuuteen on negatiivinen. Metsänkasvatuksen näkökulmasta olennaista on, että kuusen kasvunopeuden lisääntyessä lannoituksen vaikutuksesta tai muusta syystä puuaineen tiheys alenee ja mikrofibrillikulma kasvaa; molemmat ominaisuudet siis huononevat.

10.7. Päätelmät

Typpilannoitus tulee puun laadun näkökulmasta kohdentaa varttuneisiin puustoihin. Kun noin kymmenen metrin pituusvaiheen saavuttamisesta on kulunut vähintään 20 vuotta, on kahden alimman sahatukin (n. 5+5 m) osalta jälsisolukko saavuttanut kypsyyssivaiheen ja huonolaatuista nuorpuuta ei enää synny. Tällöin lannoituksella aikaansaatu kasvunlisäys on laadukasta aikuispuusolukkoa, ja kasvunlisäys kohdentuu enimmäkseen rungonosiin, joilla ei enää ole kasvavia oksia. Sen sijaan taimikoiden tai nuorten kasvatusmetsien läpimitan kasvua nopeuttavat kasvulannoitukset alentavat tyvi- ja välitukin sydäntavaran laatua maksimoimalla huonolaatuisen nuorpuulierion tilavuuden ja alentamalla puuaineen tiheyttä. Samalla heikkenee tyvi- ja välitukkien oksaisuuslaatu.

Puun tulevan laadun kehityksen näkökulmasta boorilannoitus kannattaa tehdä nuorelle puustolle aina, jos kasvupaikkatyyppin ja maantieteellisen sijainnin perusteella voidaan ennakoida boorinpuutosta tai puutos havaitaan ravinneanalyysin perusteella tai kasvuhäiriöinä. Boorilannoituksella voidaan säilyttää puun kasvu normaalina tai palauttaa se normaaliksi. Näin mahdollistetaan lannoituksen jälkeen kasvavan rungonosan kehittyminen arvokkaaksi tukiksi.

11. Biodiversiteettivaikutukset

Pasi Rautio, Aino Smolander ja Päivi Väänänen

Metsämaiden lannoitusten biodiversiteetti- eli monimuotoisuusvaikutuksia arvioitaessa on huomattava turvemaiden ja kivennäismaiden metsiköiden lannoitusten ero. Kivennäismaiden metsissä on pulaa tyyppistä, joten lannoituksessa käytetään esim. salpietaria (ammoniumnitraatti). Typpilannoituksen kasvillisuusvaikutukset näkyvätkin selkeimmin kuivilla ja kuivahkoilla kankailla, joilla tyyppä on vähemmän kuin viljavammilla metsätyypeillä. Näillä jäkälien ja joidenkin sammalten peittävyys on typpilannoituksen myötä raportoitu vähenevän (Strengbom ym. 2001). Kasvillisuusvaikutuksia lannoituskokeissa on tutkittu kuitenkin aika vähän, ja muutoksia kasvillisuudessa on havaittu yleensä käytännön metsälannoituksen kannalta epärealistisen korkeilla typpilisäyksillä (esim. Northstedt 2001, Olsson & Kellner 2006) tai usein toistuvilla typpilisäyksillä. Lisäksi on huomioitava, että kivennäismailla lannoitus tehdään yleensä n. 10 vuotta ennen päätehakkuuta, ja päätehakkuun yhteydessä poistuu huomattava määrä ravinteita (mukaan lukien tyyppä), joten lannoituksen tuoman typpilisan vaikutuksia pitkäaikaisiin lajistomuutoksiin tässä kokonaisuudessa on vaikea arvioida.



Kuva 19. Lannoittamaton kontrolli (vasemmalla) ja 62 vuotta sitten puuntuhkalla (8tn/ha) lannoitettu kohde. Puuston kokonaistuotoksen ero lannoittamattomalla ja lannoitetulla käsittelyllä on 420 m³/ha. (Moilanen ym. 2002 ja Huotari ym. 2015. Kuvat: Jorma Issakainen).

Lannoitusten vaikutuksia muuhun lajistoon on tutkittu vähän (marjojen ja sienten osalta ks. Luku 12). Usein oletetaan, että typpilannoituksen vaikutus on samansuuntainen kuin kohonneen typpilaskeuman, ja johtopäätöksiä tehdään näin typpilaskeuman vaikutuksia selvittäneistä tutkimuksista. Kohonneella typpilaskeumalla on todettu olevan vaikutus esim. mykorrhitsasienten diversiteettiin (van der Linde ym. 2018). Mykorrhitsasienten itiöemien on todettu vähenevän jo realistisilla, käytännön typpilannoitusmäärillä (Eriksson ym. 1984, Kardell 1984), mutta eritoten mikäli typpilannoitetta lisätään vuosittain (Wästerlund 1982, Wiklund ym. 1995, Northstedt 2001). Oletus typpilaskeuman ja typpilannoituksen samanlaisista vaikutuksista ei silti välttämättä pidä paikkansa. Tähän viittaa mm. se, että mykorrhitsojen määrä saattaa laskea typpilisan seurauksena, mutta 2–3 vuotta lannoituksesta vaikutuksen on raportoitu häviävän (Arnebrant 1991). Toistuvien typpilannoitusten jälkeen ektomykorrhitsasienten on arvioitu palautuvan ennalleen noin 15 vuoden kuluttua lannoitusten päättymisestä (Högberg ym. 2011, Blasco ym. 2013). Mykorrhitsallisten juurien ja rihmaston palautumisella ennalleen

typpilannoituksen jälkeen, kun puu allokoi taas hiiltä niihin, on arvioitu olevan suuri merkitys maan ominaisuuksien palautumisessa ennalleen lannoituksen jälkeen (Högberg ym. 2014b).

Typpilannoitus muuttaa myös muun maamikrobiston yhteisörakennetta. Nopealiukoiset typpilannoitteet pienentävät mikrobibiomassan hiili- ja typpimääriä sekä sieni/bakteeri -suhdetta (Martikainen ym. 1989, Smolander ym. 1994, 1995, Treseder 2004, 2008, Maaroufi ym. 2019). Mikäli lannoitus aiheuttaa typpilaskeuman kaltaisia muutoksia metsien ravintoverkoissa, voivat nämä muutokset heijastua myös valuma-alueen järvissä (Meunier ym. 2016). Typpilaskeuma aiheuttaa lajistomuutoksia myös valuma-alueiden järvissä esimerkiksi muuttamalla ravintoverkkojen rakennetta ja toimintaa (Meunier ym. 2016).

Maaperäeläimistössä muutoksia on havaittu yleensä, jos lannoitustasot ovat korkeita tai annettu useassa erässä (Lohm ym. 1977, Sohlenius & Wasilewska 1984). Huhta ym. (1986) ovat havainneet lannoituskokeessa, jossa annettiin typpeä 200 kg/ha ureana, sukkulamatojen, ja erityisesti bakteereja syövien lajien, sekä joidenkin kovakuoriaislajien lisääntyvän ohimevästi. Änkyrimadot ja useat mikroniveljalkaiset sen sijaan vähenivät, samoin kuin eläinten kokonaisbiomassa. Vaikutukset kestivät muutamasta kuukaudesta muutama vuoteen. Kun typpi annettiin urean sijasta salpietarina, vaikutuksia nähtiin vain änkyrimadoissa. Aivan kuten kasvillisuusmuutosten kohdalla myös maaperävaikutuksissa tunnetaan huonosti lannoituksen tuoman typpilisäyksen nettovaikutus, kun otetaan huomioon puuston hakkuun aiheuttama poistuma. Siis on epäselvää, mikä on lannoituksen pitkäaikaisvaikutus, kun metsäekosysteemistä n. 10–15 vuoden kuluttua poistetaan huomattava määrä typpeä ja muita ravinteita.

Tuhkalannoituksen vaikutukset maaperäeläimiin ovat vaihdelleet kokeiden välillä, eläimistön säilyessä samanlaisena, vähentyen tai lisääntyen (Huotari ym. 2015, Huhta ym. 1986). Tuhkan vaikutusta mikrobeihin on tutkittu turvemaidella vähemmän kuin kivennäismailla. Harvojen turvemaidella suoritettujen, mikrobiyhteisöä ja sen toimintaa käsittelevien tuhkalannoitustutkimusten mukaan tuhkalannoituksella näyttäisi olevan vaikutusta maan mikrobiyhteisön koostumukseen pintaturpeessa. Erityisesti suurilla tuhkamäärillä (15 000 kg/ha) sienten biomassa on todettu kasvaneen suhteessa bakteereihin ja sienilajiston muuttuneen turpeen pintakerroksessa kuuden vuoden kuluttua lannoituksesta (Peltoniemi ym. 2016).

Turvemaidella lannoitus tehdään tyypillisesti jopa vuosikymmeniä aikaisemmin ojittamalla kuivatetuille alueille. Ojitus on jo yksistään muuttanut alueen tilaa huomattavasti pohjaveden pinnan laskiessa. Turvemaidella lannoituksia tehdään yleensä alueille, joilla on suuri typpivarasto - tosin typpi on kiinni orgaanisessa aineessa - mutta joilla on pulaa fosforista ja kaliumista. Tästä syystä turvemaita lannoitetaan joko fosfori-kalium (PK) lannoitteella tai tuhalla. Nykyään käytetään lähes yksinomaan tuhkaa, koska kaupallisen PK-lannoitteen valmistus on Suomessa lopetettu. Kun ravinteiden saatavuus paranee roimasti sekä maan pH kohoaa, metsä rehevöityy kasvillisuudeltaan heinäiseksi ja ruohoiseksi (Kuva 19), ja sammat vähenevät. Kuten kivennäismailla myös turvemaidella tällaisia kasvillisuuden muutoksia nähdään yleensä epärealistisen korkeilla lannoitusmäärillä. Esimerkiksi kuusikossa sammalen peittävyys ei havaittu vähenevän, kun tuhkalannoitusannos oli 3 000 kg/ha, mutta kun annosta kasvatettiin kolminkertaiseksi, havaittiin nopea sammalpeitteen väheneminen (Ethelberg-Findsen ym. 2021). Tosin tuossakin tutkimuksessa ko. annoksen vaikutus hävisi kahden vuoden kuluttua lannoituksesta. Vastaavasti Bang-Andreasen ym. (2021) havaitsivat, että 9 000 kg/ha annos tuhkaa muutti prokaryoottien (alkeistumalliset) runsautta ja diversiteettiä maaperän ylimmissä kerroksissa, mutta 3 000 kg/ha annoksella vaikutukset olivat paljon pienemmät.

Mikäli lannoituksen aikaansaama puuston järeytyminen johtaa aikaisempaan päätehakkukseen, voi lannoitus vaikuttaa tätä kautta epäsuorasti lajistoon. Päätehakkussa lajit, jotka hyötyvät valon lisääntymisestä, valtaavat alaa lajeilta, jotka vaativat varjoisampaa ympäristöä menestyäkseen. Jos muutos kiertoajan pituudessa on huomattava, eli lannoitetun metsän puusto saavuttaa uudistamisläpimitan paljon aikaisemmin kuin vastaavan lannoittamattoman metsikön puusto, voi tämä vaikuttaa esimerkiksi sellaisten lajien esiintymiseen, jotka vaativat vartunutta puustoa kasvualustakseen. Tällaisia lajeja voi löytyä esimerkiksi epifyytisistä jäkälistä, jotka vaativat tietyn tyyppistä kaarnaa, tai ovat niin hidaskasvuisia, etteivät ehdi nopeutetun kierron metsissä menestyä. Käytännön metsätaloudessa lannoitus annetaan kivennäismailla tyypillisesti kerran noin 10 vuotta ennen päätehakkuuta. Tuossa vaiheessa kiertoaikaa annettu lannoite ei ehdi vaikuttaa kiertoajan pituuteen, eikä vaikutusta lajistoon kiertoajan lyhenemisen kautta nähdä. Jos tavoitteena on lyhentää kiertoaikaa tai kasvattaa puuston hiilinielua, voidaan lannoitus aloittaa jo kiertoajan alkupuolella. Turvemailla lannoitteiden vaikutusaika on pidempi, 15–30 vuotta, joten lannoite annetaan aikaisemmin kuin kivennäismailla. Turvemailla lannoitus voidaan tehdä myös useamman kerran kiertoajan aikana. Turvemailla kiertoajan vaikutus lajistomuutoksiin on kuitenkin vaikeasti arvioitavissa, sillä ilman lannoitusta puusto ei välttämättä edes järeydy, joten kiertoaikaa voi olla taloudellisessa mielessä vaikea edes arvioida.

12. Luonnontuotteet ja niiden luomusertifiointi

Rainer Peltola, Mikko Kurttila ja Sirpa Piirainen

12.1. Johdanto

Metsämarjat ja sienet ovat yleisimpiä suomalaisia luonnontuotteita. Yli 60 prosenttia suomalaisista kerää niitä ainakin kerran vuodessa virkistysmielessä, kotitarvekäyttöön tai myyntiin. Metsän ominaisuudet, kuten maaperä ja kasvupaikan rehevyys, sekä metsän puusto vaikuttavat eri luonnontuotteisiin. Tämä tarkoittaa myös sitä, että metsän käsittelyllä, kuten lannoituksella, voi olla vaikutuksia luonnontuotteiden satotasoihin. Tieto vaikutuksista satoihin on tärkeää erityisesti kohteilla, joista luonnontuotteita kerätään tai aiotaan kerätä säännöllisesti. Sienten ja marjojen kauppantulomääriä on seurattu 1970-luvun puolesta välistä lähtien MARS-tilastoissa (ladattavissa Ruokavirasto.fi -sivustolta).

Tässä luvussa tarkastelemme lannoituksen vaikutuksia mustikan, puolukan ja kauppasienten satoihin. Lisäksi tarkastelemme lannoituksen mahdollisia vaikutuksia marjojen raskasmetallipitoisuuksiin sekä miten lannoitus vaikuttaa metsien luomusertifiointikelpoisuuteen.

12.2. Lannoituksen vaikutus marjasatoihin

Typpilannoitukseen soveltuvia kohteita kangasmailla ovat tuoreen ja kuivahkon kankaan havupuuvaltaiset varttuneet kasvatusmetsiköt, jotka ovat myös sopivia marjastuskohteita. Jo 1960-luvulta lähtien 4H-toiminnan piirissä tehtiin lannoituskokeita, joissa puolukan versojen muodostus ja myös sadot lisääntyivät varsinkin vähemmän viljavilla mailla (Niittymaa 1983).



Kuva 20. Lannoitus ei vaikuta paljoa mustikan satoihin. Kuva: Erkki Oksanen.

Martikainen (1994) ja Raatikainen & Niemelä (1994) tutkivat metsälannoituksen vaikutuksia mustikkasatoihin kahdella koealueella Keski-Suomessa. Molempien alueiden puusto oli 40-vuotiasta, toisessa valtapuuna oli kuusi, toisessa mänty. Metsämaat lannoitettiin vuonna 1979 sekä nopealiukoisella urealla että hidasliukoisella ureaformaldehydillä sekä puuntuhkalla, typpilisäyksen määrä oli 100–200 kg/ha. Tutkimuksessa havaittiin, että lannoitus tuuheutti

mustikan varpuja mutta marjasadoissa ei havaittu merkitsevää eroa lannoitettujen ja vertailuruutujen välillä.

Issakainen ja Moilanen (1998) selvittivät oulunsalpietari / ureayhdistelmälannoituksen (kaksi lannoituskertaa, yhteensä 300 kg N/ha) vaikutusta mustikka- ja puolukkasatojen suuruuteen Muhoksella vuosittain 11 vuoden (1978–1988) aikana, pois lukien kolmena mustikan katovuotena. Puolukkasato parani joinakin vuosina lannoituksen seurauksena, mutta ero ei ollut merkitsevä. Pääsääntöisesti puolukkasato lannoitetuilla alueilla jäi heikommaksi kuin lannoittamattomilla alueilla. Mustikkasadoissa havaittiin kahdessa kohteessa kolmesta yli 40 %:n nousu, mutta ero ei ollut merkitsevä.

Saarsalmi ja Mälkönen (2001) esittelevät metsälannoitusta käsittelevässä katsausartikkelissaan tuloksia myös lannoituksen vaikutuksista marjasatoihin. Puolukan peittävyys voi lisääntyä typpilannoituksen seurauksena kanervatyypin (CT) metsässä, mutta viljavammilla kasvupaikoilla heinäkasvien lisääntyminen lannoituksen vaikutuksesta rajoittaa puolukkaa. Mustikan peittävyden lisääntymistä on havaittu vain suurilla typpimäärillä (243 kg/ha).

Strengbom ym. (2001) tutki metsälannoituksen pitkäaikaisvaikutuksia kahdella Pohjois-Ruotsissa sijainneella koealalla, joista toista lannoitettiin vuosina 1971–1999 joka toinen vuosi NH_4NO_3 :lla, typpilisäys oli 34–108 kg/ha. Toisessa kohteessa lannoittaminen aloitettiin jo 1937 NH_4NO_3 :lla, kastelulannoitusta tehtiin vuosina 1937–1951 vuosittain kahden viikon välein koko kasvukauden ajan, typen kokonaislisäys aikajaksolla oli 1 447 kg/ha, eli keskimäärin tyyppiä 103 kg/ha vuodessa. Toistoja ei tällä alueella kuitenkaan ollut. Tässä tutkimuksessa havaittiin nuoremmilla koealueilla metsälauhan lisääntyminen ja mustikan peittävyden väheneminen, vastaavaa ilmiötä ei havaittu vanhemmalla koealueella. Tutkimuksessa havaittiin myös *Valdensia heterodoxa* –sienen lisääntyminen mustikan lehdillä lannoituksen seurauksena. Kyseinen patogeeni aiheuttaa lehtien tummenemista ja pahimmillaan laajoja, lehdettömiä mustikkakasvustoja ja mustikkasadon heikkenemistä.

Nesby ym. (2013) tutkivat synteettisten ja kompostilannoitteiden vaikutusta mustikkasatoihin viidellä alueella Pohjois- ja Keski-Norjassa. Typpilisäykset olivat 30–60 kg N/ha. Havaintoja tehtiin kahden vuoden ajan, alkaen ensimmäisestä vuodesta lisäysten jälkeen eli tässäkin tapauksessa seuranta-aika on ollut lyhyt. Tutkimuksessa havaittiin marjakasvuston pitenemistä ja tuuheetumista lannoitetuilla alueilla, tuuheetumista aiheutti todennäköisesti myös eläinten laidunnus. Lannoitus ei lisännyt mustikkasatoa vaan vähensi sitä.

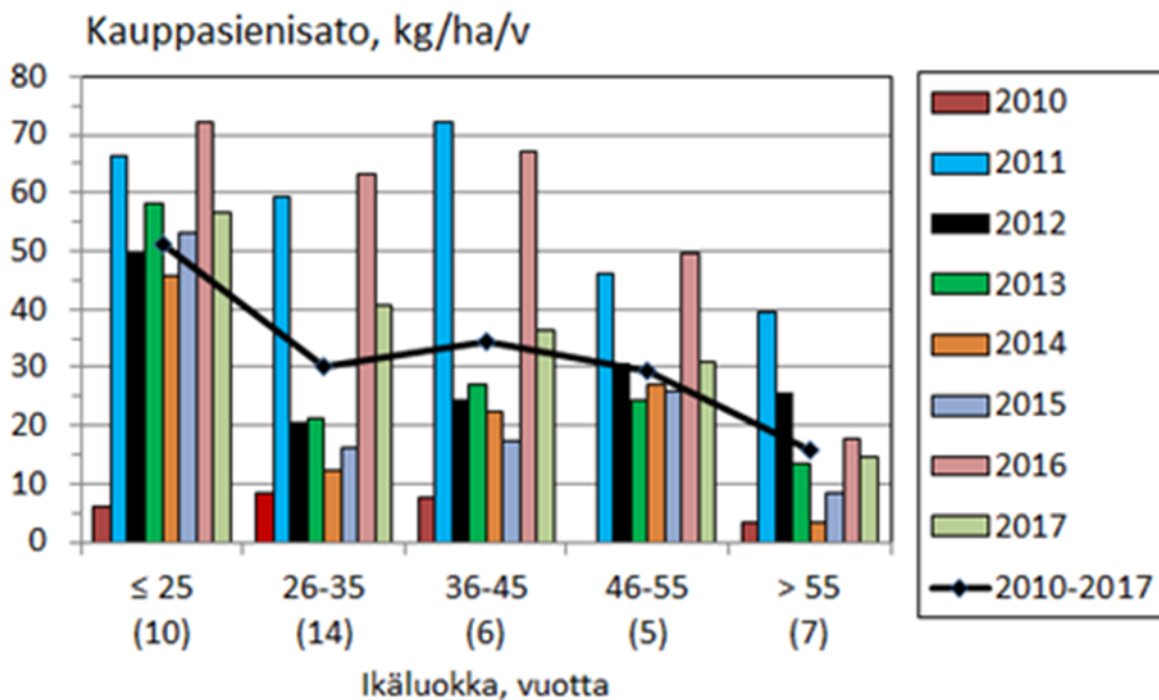
Granath ja Strengbom (2017) hyödynsivät 1940-luvulla perustettuja tutkimusmetsiä (yhteensä 30 kpl eteläisestä Ruotsista Pohjois-Ruotsiin), joita lannoitettiin NH_4NO_3 :lla (typpiä 100–150 kg/ha) aluksi joka viides vuosi kolmenkymmenen vuoden ajan, tämän jälkeen joka seitsemäs vuosi. Marjasatoseurannat tehtiin vuosina 2014 ja 2015. Lannoituksella ei havaittu vaikutuksia mustikan peittävyteen, sen sijaan puolukan peittävyys väheni n. 25 %:lla. Tutkimusalat olivat rehevissä metsissä, joten tämä oli odotettu tulos. Kirjoittajat arvioivat, että puolukan peittävyden väheneminen johtui nopeakasvuisten heinien lisääntymisestä. Puolukalla peittävyden väheneminen johti myös marjantuotannon vähenemiseen.

Saarsalmi ym. (2005) tutkivat tuhkalannoituksen vaikutuksia puolukan satoihin keskisessä Suomessa 10–13 vuotta lannoituksen jälkeen. Havupuun kuorituhkaa levitettiin koealoille 1–5 t/ha. Tutkimuksessa havaittiin, että suurilla tuhkamäärillä (5 t/ha) puolukkasato pieneni, pienemmällä määrällä tuhkalannoituksella ei ollut vaikutusta.

12.3. Lannoituksen vaikutus kauppasienisatoihin

Lannoituksen vaikutuksia kauppasienisatoihin on Suomessa tutkittu viime vuosina varsin niukasti. Vanhempaa tutkimustietoa aihepiiristä on kuitenkin jonkin verran olemassa (esim. Ohenoja 1978, 1994). Lannoitus voi vaikuttaa sieniin monella tapaa, se voi esimerkiksi vaikuttaa eri sienilajien esiintymiseen, ja niiden satoihin (sienten itiöemien määrään) sekä myös sienten sisältämien ravinteiden ja haitallisten aineiden pitoisuuksiin. Puut ja useimmat syötävät sienet elävät keskenään mykorritsasymbioosissa. Lannoituksen aiheuttama puiden elinvoimaisuuden ja kasvun lisäys vaikuttaa mykorritsasieniin myönteisesti, kun taas typpi- ja fosforilisäyksen suorat vaikutukset niihin ovat kielteisiä.

Kauppasienien satotasojä erilaissa kuusikoissa on tutkittu vastikään Itä-Suomessa laajahkon koealaverkoston avulla (Tahvanainen ym. 2016). Tulokset osoittivat, että kuusikoiden kauppasienisadot ovat runsaimmillaan alle 25-vuotiaissa kuusikoissa (Kuva 21). Kuusikon iän kasvaessa keskimääräinen hehtaarikohtainen sienisato laskee alle puoleen. Kasvatuslannoituksia ei siis tyypillisesti toteuteta vaiheessa, jossa sienisadot ovat korkeita, sillä typpilannoitukset ajoittuvat suositusten mukaan varttuneisiin tai uudistusikää lähestyviin kuusikoihin. Sen sijaan kuusikoiden boorilannoituksia voidaan tehdä hyvin nuorissa kuusikoissa. Jatkotutkimuksia tarvittaisiin siitä, miten vanhemmissa kuusikoissa tehtävät typpilannoitukset vaikuttavat eri kauppasienilajien satotasoihin, ja miten boorilannoitus vaikuttaa niihin.



Kuva 21. Keskimääräinen kauppasienisato (kg/ha/v) koealoilla ikäluokittain (suluissa koealojen lukumäärä ikäluokittain vuosina 2010–2017. Tutkimusjärjestely ja mukana olleet sienilajit on esitetty julkaisussa Miina ym. (2013).

Nuorten metsien korkeiden sienisatojen uskotaan osin selittyvän sienten isäntäpuiden korkean kasvun kautta (esim. Egli ym. 2010). Sienet myös reagoivat muuttuneisiin kasvuolosuhteisiin nopeasti. Esimerkiksi Bonetin ym. (2012) tutkimuksessa metsikön harvennuksella oli positiivinen vaikutus männynleppärouskun satoon heti ensimmäisenä harvennuksen jälkeisenä satokautena. On kuitenkin huomattava, että lannoituksen vaikutus sienisatoihin voi muuttua ajassa: lyhyen aikavälin vaikutus voi olla erilainen kuin pitkän aikavälin vaikutus. Tästä syystä metsän harvennuksen tai lannoituksen vaikutuksia tutkittaessa seurantajakson olisikin oltava riittävän pitkä.

Ohenojan tutkimuksissa lähinnä männiköissä Muhoksella seurantajaksot kattoivat vuodet 1973–1975. Tarkastelun kohteena oli suuri joukko sienilajeja ja useita erilaisia lannoitteita (urealannoitus, oulusalpietari (kalkkiammoniumnitraatti), sekä oulusalpietari+fosfaatti) (Ohenoja 1978). Tulosten perusteella erilaiset lannoitukset eivät lyhyen tarkastelujakson aikana juuri vaikuttaneet eri kauppasienilajien esiintymiseen koemetsiköissä. Myös vaikutukset kauppasienten satotasoihin olivat vähäisiä, ainoastaan kangasrouskun itiöemien lukumäärä kasvoi välittömästi urealannoitetuilla koealoilla, mutta ero lannoittamattomiin verrokkikoealoihin pieneni seurantajakson aikana. Lyhyt seurantajakso ja isot vuosien väliset erot vaikeuttivat tulosten tulkintaa tässä tutkimuksessa.

Pudasjärvellä toteutetussa tutkimuksessa sienten seurantajakso oli hieman pidempi (1979–1982 sekä 1984–1985) (Ohenoja 1994). Neljään tutkimusmetsikköön perustettiin kuhunkin 24 koealaa, joissa kussakin tutkittiin viiden erilaisen lannoitteen vaikutusta sienisatoihin. Lannoitteina käytettiin ureaa, oulusalpietaria, ureaformaldehydiä, urea-apatiitti-biotiittiä sekä urea-apatiitti-biotiitti-mikroravinteet -lannoitteita. Lannoitetuilla koealoilla sienisadot olivat seurantajakson alkuvaiheessa hieman suurempia kuin lannoittamattomilla kontrollikoealoilla, erityisesti rehevämmillä kasvupaikoilla sijaitsevilla koealoilla. Seurantajakson loppua kohti ero kapeni, ja loppuvaiheessa lannoitettujen koealojen sienisadot olivat alhaisempia kuin kontrollikoealoilla, lukuun ottamatta kaikkein karuinta kasvupaikkaa (CIT). Lannoitteiden välillä oli vain hieman eroja, kolmella ureapohjaisella lannoitteella sadot ensin kasvoivat, ja kolmannen satokauden jälkeen satotasot laskivat. Kauppasienistä kangasrouskun sekä voitatin satotasot nousivat heti lannoituksen jälkeen, mutta myöhemmin ne laskivat jopa alle kontrollikoealojen satojen. Samantyyppinen kehitys havaittiin myös haperoiden osalta, mutta tulos ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

Yhteenvedona lannoituksen vaikutuksista kauppasienisatoihin voidaan todeta, että aihetta on tutkittu varsin niukasti, tutkimuksia on toteutettu muutamissa metsiköissä ja niiden seurantajaksot ovat olleet varsin lyhyitä. Vaikutukset voivat olla lyhyellä aikajänteellä joidenkin sienilajien osalta positiivisia, mutta valtaosasta kauppasienilajeja ei ole tutkimustietoa. Tuhkalannoituksen ja boorilannoituksen vaikutuksia sienisatoihin ei ilmeisesti ole toistaiseksi tutkittu lainkaan.

12.4. Tuhkalannoitus ja raskasmetallit

Tuhkalannoituksen mukana metsään levitetään myös raskasmetalleja, jotka ovat peräisin poltetusta puu- tai turveaineksesta. Tuhkalannoitteen turvallisuuden takaamiseksi lannoitelaisissa ja siihen liittyvässä asetuksessa tuhkan raskasmetallien, kuten kadmiumin, sinkin, kuparin, elohopean, kromin, lyijyn, arseenin ja nikkelin, pitoisuuksille on asetettu raja-arvot, jotka perustuvat tutkimustuloksiin.

Tuhkalannoituksessa vaikutusta sienten ja marjojen raskasmetallipitoisuuksiin on tutkittu sekä turve- että kangasmailla. Moilasan ym. (2006) laajan tutkimuksen tulosten perusteella marjoissa (lakka, mustikka ja juolukka) ja sienissä (isohapero, kangasrousku, haaparousku, kangastatti ja, pulkkosieni) ei havaittu kohonneita raskasmetallipitoisuuksia tuhkalannoitetuilla aloilla muutoin kuin sienissä heti lannoituksen jälkeen. Tässä tapauksessa sienet olivat todennäköisesti kontaminoituneet itse tuhkasta, joten tuhkalannoitusvuonna sienten keruuta on hyvä välttää. Huotari (2012) on koonnut tutkimustuloksia tuhkalannoituksen vaikutuksista marjojen ja sienten raskasmetallipitoisuuksiin. Hän viittaa seitsemään tutkimukseen, joiden mukaan raskasmetallipitoisuudet ovat pysyneet muuttumattomina ja jopa laskeneet tuhkalannoituksen seurauksena. Joissakin tapauksissa on havaittu marjojen raskasmetallipitoisuuksien nousua välittömästi tuhkalannoituksen jälkeen, mutta nousu on ollut tilapäistä ja on todennäköisesti johtunut marjojen suorasta kosketuksesta tuhkan kanssa.

Yleisesti myös havaittiin, että vanhoilla tuhkalannoitusaloilla sienten ja marjojen raskasmetallipitoisuudet olivat pienempiä kuin verrokkialoilla (Silfverberg & Issakainen 1991, Rühling 1996, Moilanen ym. 2006, Norström ym. 2012, Olsson ym. 2017). Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että tuhkalannoitus nostaa maaperän pH:ta, jolloin raskasmetallit sitoutuvat maan orgaaniseen ainekseen (Eriksson ym. 1998, Rautio & Hökkä 2016).

12.5. Lannoitus ja luomukeruualueet

Metsänomistaja voi halutessaan sertifioida metsänsä luomukeruualueiksi (Metsäkeskus 2022b). Tältä alueelta kerätyt luonnontuotteet saavat luomustatuksen, joka tuottaa niille lisäarvoa. Luomukeruualueeksi voidaan hakea kaikki tilan metsät tai tietty osa tilasta, vaikkapa vain mahlantuotannossa oleva koivikko.

Luomukeruualueiden metsiä hoidetaan metsänomistajan tavoitteiden mukaisesti. Mikäli näillä alueilla on tehty tai tehdään tiettyjä toimenpiteitä, nämä alueet poistetaan luomukeruualueista kolmeksi vuodeksi. Kiellettyjä toimenpiteitä ovat metsänlannoitukset ja torjunta-aineiden käyttö. Lannoituksia voidaan kuitenkin tehdä tietyin edellytyksin luomukeruualueilla. Sallittuja lannoitteita ovat ainakin puutuhka (ei rakeistettu), Yara Bortrack ja Ecolan Silva BOREA -boorilannoite (Metsäkeskus 2022b).

12.6. Lopuksi

Lannoituksen vaikutuksia marja- ja sienisatoihin on tutkittu varsin vähän, osin luonnontuotteiden satojen mittaamiseen liittyvien haasteiden vuoksi (Calama ym. 2010) vuoksi. Satotasojen suuren ajallisen ja paikallisen vaihtelun vuoksi tarvitaan laajoja ja pitkäaikaisia koejärjestelyjä. Lannoituksen toteuttamisen jälkeen satotasojen mahdollisia muutoksia on seurattava useita vuosia, jotta lannoituksen vaikutukset esim. pintakasvillisuuteen ja sen aiheuttamaan kilpailuun esimerkiksi marjojen versoja kohtaan tulevat näkyviin. Lisähaasteen tuo myös se, että pitkän seurantajakson aikana myös puuston ominaisuudet muuttuvat, jolla on myös osaltaan vaikutusta marja- ja sienisatoihin.

Yhteenvetona tutkimuksista voidaan todeta, että jos positiivisia vaikutuksia sieni-, mustikka ja puolukkasatoihin, on, ne ovat lyhytaikaisia. Marjasatojen osalta vaikuttaa siltä, että tyypeä

sisältävien lannoitteiden käytön seurauksena puolukan ja mustikan kasvustojen peittävyys lannoitetuissa metsiköissä voi kasvaa, mutta vaikutukset itse marjasatoihin eivät ole positiivisia.

Mikäli omistajalla on metsissään erinomainen marja- tai sienipaikka ja marja- ja kauppasienisadot ovat omistajalle tärkeämpiä kuin puuntuotanto, paras toimenpide voi olla lannoituksesta ja muustakin satoa mahdollisesti pienentävästä metsän käsittelystä pidättäytyminen ainakin niin kauan kuin satotasot säilyvät hyvinä.

13. Vaikutukset metsätuholaisiin

Juho Matala ja Heikki Nuorteva

13.1. Nisäkätuholaiset

Kasvinsyöjänisäkkäiden, kuten hirvieläinten, jänisten ja myyrien, ravinnonvalintaa ohjaavat kasvien kemialliset ominaisuudet. Kasveista saatavat ravinteet, hivenaineet ja energia edistävät syöntiä, ja myrkylliset tai ravinnon sulavuutta haittaavat aineet vähentävät syöntiä (Bryant & Kuropat 1980, Haukioja ym. 1983, Tahvanainen ym. 1991). Metsien lannoitus tai taimitarhaimien lannoituskäsittely voivat vaikuttaa näihin kasvinsyöjien ravinnonvalintaa sääteleviin ominaisuuksiin kasvureaktiosta riippuen joko vähentäen tai lisäten syöntiä ja siitä aiheutuvia metsätuhoja (Laine & Mannerkoski 1980, Löyttyniemi 1981, Virjamo ym. 2013, Månsson ym. 2009).

Hirvieläinten ravinnonkäyttötutkimuksissa on havaittu typpilannoituksen lisäävän puuvartisten kasvien kelpaavuutta ja kulutusta esimerkiksi männyllä ja lehtipuilla hirvelle (Löyttyniemi 1981, Ball ym. 2000, Månsson ym. 2009) ja pohjoisamerikkalaisilla lehtipuilla ja banksinmännyllä valkohäntäkauriille (Tripler ym. 2002, Redick & Jacobs 2020, Makar & Markham 2021). Myös metsäkauriilla on havaittu hyvässä ravitsemustilassa olevien vehreiden kuusen potti-taimien kelpaavan avojuuritaimia paremmin (Bergquist ym. 2003). Lisäksi ojitettujen turvemaiden lannoituskokeissa on havaittu typpilannoituksen lisäävään hirvituhon (Laine & Mannerkoski 1980). Yhdistävänä tekijänä näissä havainnoissa on se, että typpilannoitus on parantanut puiden kasvua ja lehvästön ravintopitoisuutta lisäten siten ravinnoksi sopivan biomassan määrää, mikä on hirvieläimille keskeinen ravinnonvalintatekijä etenkin talviaikana (Tahvanainen ym. 1991). Typpilannoitus myös vähentää kasvien sekundääriainepitoisuuksia, kuten fenoliaineita, jotka ovat kasvinsyöjiltä puolustavia haitta-aineita, ja tällä voi olla kelpaavuutta ja syöntiä lisäävä vaikutus (Bryant & Kuropat 1980, Haukioja ym. 1983). Toisaalta lannoitettujen taimien hyvä kasvu voi myös vähentää hirvieläinten syönnösten merkitystä taimien kasvaessa nopeammin ohi syönnille alttiista vaiheesta, tai koska niiden runsaampi lehvästö kestää enemmän kulutusta (Laine & Mannerkoski 1980, Danell ym. 1991).

Edellä tyypen vaikutuksia hirvieläinten ravinnonkäyttöön taimivaiheessa kuvanneet tutkimukset eivät suoraan kuvaa tilannetta käytännön metsänlannoituksissa, jotka yleensä kohdistuvat varttuneisiin metsiin sekä kivennäismaiden että turvemaiden terveys- ja kasvatuslannoituksina. Muiden lannoitteiden vaikutuksista taimien kelpaavuuteen hirvieläimille ei juuri ole tutkimusta, mutta Laine & Mannerkoski (1980) havaitsivat myös turvemaiden fosforilannoituksen hirvituhon lisäävän vaikutuksen sitä kautta, että fosfori paransi taimien kasvua, jolloin ne olivat typpilannoituksen tapaan hirvien kannalta ravintoarvoltaan parempia. Tuhkalannoituksisakin fosfori on keskeinen tekijä, joten on oletettavaa, että myös tuhkalannoitetut taimikot olisivat hirvieläimille hyvin kelpaavia. Tätä ei kuitenkaan ole tutkittu. Käytännössä ei tuhkalannoituksia eikä kasvatuslannoituksia juuri tehdä taimikoihin, joten vaikutus hirvieläintuhoihin lienee vähäinen. Hirvituhoriskin merkitys voi kasvaa, mikäli entisiä turvetuotantoalueita ja turvemaan peltoja ryhdytään laajemmin metsittämään tuhkalannoitusta hyödyntäen.

Myyrät (esim. peltomyyrä) ja jänikset ovat hirvieläimiä alttiimpia ravinnon sulavuutta heikentävälle haitta-aineille (Tahvanainen ym. 1991). Hyvä ravinnetaso ja esimerkiksi lannoituksen myötä lisääntyvä kasvu voikin joissain tapauksissa lisätä puiden taimissa näiltä kasvinsyöjiltä

suojaavia haitta-aineita ja vähentää näin syöntiä (Laitinen ym. 2004). Joissakin tapauksissa taas parempi ravinnetila on lisännyt myyrätuhojen riskiä (Virjamo ym. 2013). Kasvureaktioissa ja niiden vaikutuksessa taimien kelpaavuuteen voi olla eroja esimerkiksi kasvien eri osien, puulajien, alkuperien, vuodenaikojen ja kasvuolosuhteiden vaikutuksesta (Hansson & Gref 1987, Tahvanainen ym. 1991, Rousi ym. 1993, Rousi ym. 1997, Kuokkanen ym. 2004). Yhdessä nykyisiin lannoituskäytäntöihin liittyvän soveltavan tutkimuksen puuttumisen kanssa tämä tekee selkeiden johtopäätösten tekemisen metsänlannoituksen merkityksestä myyrä- ja jänistuhojen kannalta mahdottomaksi. Ja samoin kuin hirvieläinten kohdalla varhaisen taimivaiheen tuhoriskin yhteys esimerkiksi edellisen kiertoajan puustolle annettuun kasvatuslannoitukseen voi olla vähäinen. Mikäli edelliselle puusukupolvelle annetun lannoituksen vaikutusta olisi päätehakkuun jälkeen, on mahdollista, että se uudistettavan alan runsaamman heinittymisen seurauksena voisi näkyä myyrien runsastumisena ja tuhoriskin kasvuna varhaisvaiheen taimikossa (Huitu ym. 2013).

Nykykäytäntöjen mukaisesta metsien lannoituksesta ja sen yhteydestä nisäkätuhoihin ei juurikaan ole soveltavaa tutkimusta. Aiemmista tutkimuksista ja nisäkäsherbivorien ravinnonvalintatutkimuksista voidaan kuitenkin päätellä hirvieläinten osalta, että kasvua taimikoissa lisäävä lannoitus voisi lisätä taimikon hirvieläintuhoriskia. Turvemailla taas tuhkalannoituksen mahdollisesti hirvieläintuhoja lisäävää riskiä (josta ei kuitenkaan ole tutkimusnäyttöä) voi suhteuttaa siihen, että onko se merkittävämpi kuin ilman lannoitusta saamatta jäävä kasvuhyöty. Tämä kysymys tulee eteen turvemaiden uudistamisessa ja vaatisi tutkimustietoa. Myyrä- ja jänistuhojen osalta tilanne on vaikeammin arvioitavissa. Myyrien osalta on ehdotettu taimitarhan lannoitekäsittelyillä olevan mahdollista vaikuttaa niiden kelpaavuuteen istutuksen jälkeen (Virjamo ym. 2013). Koska myös hirvieläimille näyttää varhaisvaiheessa olevien taimien ravitsemustilalla olevan merkitystä (Bergquist ym. 2003), voisi olla hyödyllistä tutkia tarkemmin, olisiko taimitarhan lannoituskäsittelyillä mahdollista pienentää varhaisvaiheen taimien nisäkäsherbivoririskiä.

13.2. Sieni- ja hyönteistuholaiset

Suomessa yleistyneet kasvukauden pitkät sateettomat hellejaksot ja lauhkeammat talvet hyödyttävät useiden hyönteislajien, kuten kaarnakuoriaisten esiintymistä. Myös kuusia ja mäntyjä vaivaava juurikäpö on levinnyt yhä pohjoisemmaksi. Maahamme on saapunut myös uusia tulokas- ja vieraslajeja, kuten männyllä etelänversosurmaa aiheuttava havuparikassieni (Terhonen 2022, Blumenstein ym. 2022), saarnensurma (Lilja ym. 2010) sekä versopolte eli tammen äkkikuolema (Lilja ym. 2013). Samoin osa Suomessa aiemmin melko harmittomina pidetyistä hyönteisistä on villiintynyt paikoin tuhonaiheuttajiksi, kuten saarnipistiäinen (Aarnio ym. 2022), okakaarnakuoriainen (Nuorteva & Linnakoski 2022) ja pulskamailapistiäinen (Nuorteva & Nuorteva 2007). Useimpien tuhonaiheuttajien ja puiden ravinnetilan välisiä mahdollisia yhteyksiä ei tunneta.

Erityisesti 1980- ja 1990-lukujen taitteessa metsien terveydentilasta oli huolta teollisuusmaissa esiintyneiden metsäkuolemien takia. Nämä johtuivat laajalti happamasta typpi- ja rikkilaskeumasta, joka on sittemmin vähentynyt (Luku 2.1.). Suomessa 1980–1990-luvuilla merkittävimpinä mäntytuhoja aiheuttava tauti oli versosurma (ent. versosyöpä). Typpilannoituksen, maaperän typpipitoisuuden sekä ilmasta peräisin olevan typpilaskeuman epäiltiin voimistavan sienituhoja. Muutamissa tutkimuksissa NPK-lannoitus näytti selkeästi lisäävän turvemaamännikköiden versosurma-alttiutta (Vasander & Lindholm 1985, Pätilä ja Uotila 1990). Typpi- ja

fosforilannoitukset näyttivät myös lisäävän mäntyjen harmaakaristetautia lannoittamattomiin tai tuhkalannoitettuihin puihin verrattuna (Vuorinen & Kurkela 2000).

Terveyslannoitus-termi otettiin käyttöön, ja sillä tarkoitettiin vähätyyppistä lannoitetta, joka muokattiin kasvupaikalle sopivaksi neulasanalyysien perusteella. Suomessa perustettiin laaja koesarja näiden vaikutusta selvittämään. Tukea siihen oletukseen, että terveyslannoitukset lisäsivät esimerkiksi mäntyjen pihka- tai fenolituotantoa ja siten parantaisivat puiden vastuskykyä tuhoja vastaan, ei yksiselitteisesti saatu (Mälkönen ym. 1999). Tosin kokeilta ei inventoitu tuhoja niin laajalti kuin oli suunniteltu, joten mahdolliset syy-yhteydet saattoivat jäädä selvittämättä. Asiaa mutkisti osin myös se, että puiden menetettyä äkillisesti taudin tai muun syyn takia valtaosan neulasistaan, tuhon jälkeen syntyneiden uusien neulasten ravinnepitoisuudet saattoivat olla merkittävästi korkeampia verrattuna alkutilanteeseen ennen tuhoa (Nuorteva & Kurkela 1993, Nuorteva ym. 1998). Tällaisissa tapauksissa neulasanalyysi ei sellaisenaan voinut antaa luotettavaa kuvaa metsämaan todellisesta ravinnetilasta esimerkiksi versosurmamänniköiden lannoitustarvetta määriteltäessä. Siten ravinne-epätasapaino tulisi tuntea jo ennen tuhojen ilmenemistä, jotta tietoa voitaisiin käyttää hyväksi lannoituksessa.

Lannoitus on lisännyt paikoin kuusenuurikäävän kasvua puissa (Piri 1998, 2003). Viime vuosina juurikäpä on levinnyt maassamme yhä pohjoisemmaksi ja männyllä jopa turvemaille (Silver & Piri 2017, Piri ym. 2019). Lannoituskäsittelyjen mahdollisia vaikutuksia juurikäävän aiheuttamiin tuhoihin lämpimämpään suuntaan muuttuneissa ilmasto-oloissa olisi ajankohdista tutkia kuusen lisäksi myös männyllä. Myös pääpuulajejamme vaivaava ja erityisesti ravinnerikkaassa maaperässä viihtyvä mesisien saattaa runsastua ilmaston lämpökehityksen myötä.

Lannoituksen vaikutus hyönteisiin riippuu pitkälle siitä, mihin puidenosiin hyönteisten syönti kohdistuu; esim. lehtiin, neulasiin, nilaan tai juuriin. Kuten puut hyötyvät optimaalisesta ravinnetilasta, samoin hyötyvät monet tuhonaiheuttajat. Esimerkiksi tyyppi on elintärkeä ravinne sekä hyönteisille että useimmille tuhoa aiheuttaville sienille. Jo pelkkä tyypilannoitus saattaa provosoida sekä hyönteis- että tautiperäisiä tuhoja tietyissä olosuhteissa. Toisaalta karuilla kasvupaikoilla tyypilannoitus voi vahvistaa puiden elinvoimaa ja kykyä puolustautua tuhonaiheuttajia vastaan.

Osa hyönteisistä - kuten useat kaarnakuoriaislajit - tuovat puuhun aktiivisesti tai passiivisesti mukanaan sieniosakkaita, jotka edesauttavat hyönteisjälkeläisten kasvumahdollisuuksia. Osa hyönteistoukista käyttää ravinnokseen lähes yksinomaan sienirihmastoja, kuten erilaisia sinistäjäseniä. Mantopuussa kasvaessaan nämä sienirihmastot tukkivat rungon, oksien ja juuriston vedenkuljetussolukkoja, edistäen puun elävien osien nopeakin kuolemista kuivuuteen. Hyönteiset käyttävät kehitykseensä pitkälti samoja ravinteita kuin puutkin. Kun puut kärsivät veden- tai ravinteidenpuutteesta, niiden pihkaneritys ja osin myös monet muut puolustusyhdisteet pääsääntöisesti vähenevät. Tällöin puut ovat alttiimpia muun muassa kaarnakuoriaisten iskeytymille. Kuinka eri lannoituskäsittelyt vaikuttavat puiden solukkorakenteisiin ja edelleen niissä kasvavien sienten menestymiseen, on vielä selvittämättä.

Myös puun aktiiviset ja passiiviset puolustusmekanismit reagoivat hyönteisten ja sienten läsnäoloon muun muassa pihkanerityksellä ja erilaisten puolustusyhdisteiden kuten fenolien ja terpeenien avulla. Lannoituksen on lisäksi osoitettu lisäävän mm. männyn pihkatiehyitä, mutta se ei välttämättä ole vaikuttanut itse erittyvän pihkan määrään tai kemialliseen koostumukseen (Kytö ym. 1998). Pitkäaikaiskokeet eri havupuulajeilla lämpökehitykseltään muuttuneissa

nykyolosuhteissa voisivat tuoda uutta ajankohtaista tietoa siitä, voisiko esimerkiksi puiden pihkantuotantoa kaarnakuoriaistuhoja vastaan lisätä erityisillä lannoituskäsittelyillä. Näin etenkin kirjanpainajien, ytimennävertäjien ja okakaarnakuoriaisten kohdalla. Kyseisten lajien aiheuttamat tuhot ovat olleet enenevässä määrin näkyviä Luken viimeaikaisten tuohohavaintojen valossa (Nuorteva ym. 2022a, Nuorteva ym. 2022b ja Melin ym. 2022).

Mäntypistiäistuhoissa lannoituskäsittelyillä on ollut osin ristiriitainen vaikutus tuholaisresistenssiin, koska neulasissa sekä toukkien kehitystä suosiva tyyppi, että osa toukkiin negatiivisesti vaikuttavista puolustusyhdisteistä ovat nousseet samanaikaisesti. Osa puolustusyhdisteistä taas on laskenut lannoituksen seurauksena (Björkman ym. 1991, Björkman ym. 1998).

Joskus pelkkä typpilannoituskin voi auttaa puita kasvamaan pituutta tai järeytymään yli sen kriittisen vaiheen, jonka jälkeen tuhonaiheuttajat eivät enää kykene aiheuttamaan niille merkittävää vahinkoa. Vaikka eräessä kokeessa typpilannoitus lisäsi kuivan kankaan mäntyjä riuduttavien punalatikoiden määrää, paransi se samalla myös puiden kasvua (Heliövaara ym. 1983). Vastaavaa pituuskasvulisäystä Tamminen (1998) sai pelkällä tuhkalannoituksella punalatikoiden vaivaamissa männiköissä. Kuusella typpilannoitus voi toisaalta vähentää puun puolustuskykyä kirjanpainajan levittämää patogeenista seuralaissientä vastaan, alentaessaan mitattujen puolustusyhdisteiden määrää infektiokohdan läheisyydessä (Viiri ym. 2001).

Lannoituksella on myös epäsuoria vaikutuksia tuhonaiheuttajiin. Lannoitus usein rehevöittää metsiköiden pintakasvillisuutta, jolloin myös alueen myyräkanta voi vahvistua. Koska myyrät ja päästäiset käyttävät ravintonaan myös tuholaisien toukkia ja koteloita, voivat ne osaltaan vähentää kehittyvien ja maahan koteloituneiden tai talvehtivien tuholaisien määrää. Asiaa on tutkittu myös lannoituskokeita hyödyntäen (Kouki ym. 1998), mutta ilmiön käytännön vaikutuksia monien tuhoa aiheuttavien hyönteisten populaatiodynamiikkaan laajojen metsätuhojen yhteydessä ei tunneta vielä riittävästi.

Typpilannoitus joko yksinään tai yhdessä tuhkalannoituksen kanssa saattaa myös parantaa etenkin viljavilla mailla viihtyvän metsämaitikan kasvumahdollisuuksia (Økland ym. 2022). Metsämaitikka toimii yhtenä tervasroson väli-isäntäkasvina ja voi runsastuessaan edesauttaa tautilevinneisyyttä alueen männiköissä. Havupuilla lannoitus myös toisinaan rehevöittää latvusta ja saattaa siten altistaa tuulenkaatoihin ja edelleen seuraustuhoihin; kuten kirjanpainajat kuusella ja ytimennävertäjät männyllä.

Kirvat imevät neulasista ja lehdistä kasvinesteitä, ottaen talteen saamansa typen ja käyttäen sen kasvuunsa. Ylimääräisen sokerin ne erittävät ulosteina, joita muurahaiset hyödyntävät ravinnokseen. Muurahaiset puolestaan suojelevat kirvoja niitä vaanivilta pedoilta ja loisilta, ja saattavat näin edesauttaa kirvayhdyskuntien runsastumista. Pääsääntöisesti kirvat hyötyvät puiden typpilannoituksesta (Kytö 1996), mutta niiden aiheuttamat tuhot kohdistuvat useimmiten taimikoihin ja nuoriin kasvatusmetsiin. Metsäpuiden taimikoita - joissa kirvatuhoja paikoin esiintyy - ei tänä päivänä käytännössä lannoiteta typpillä. Sen sijaan joulukuusiviljelmillä saatetaan käyttää kasvua parantavia lannoituksia puiden oksiston ja neulasiston tuuhistamiseen. Kyseisillä viljelmillä esiintyykin ajoittain muun muassa kirvojen ja kuusenneulaspistiäisten aiheuttamaa neulasiston ja versojen ruskistumista, mutta lannoituksen osuutta tuhojen mahdolliseen kehittymiseen ei ole juurikaan tutkittu.

Rauduskoivulla tehdyssä taimikokeessa kalkitus ei toiveista huolimatta vähentänyt koivun levälaikkutautia aiheuttavan mikrobin aiheuttamia oireita (Lilja ym. 2007). Kyseinen taimitarhoilla koivuntaimia merkittävästi vaivaava tauti oli levinnyt Suomeen vieraslajina (Lilja ym.

2010). Sen sijaan boorilannoituksen osoitettiin lisäävän rauduskoivun lehtien puolustusyhdistä tunturimittarin toukkia vastaan (Ruuholta ym. 2011).

Tulevaisuudessa löytyy tarvetta muun muassa tutkimustiedolle, voidaanko lannoituskäsittelyillä parantaa heikkokuntoisten ja tuhonaiheuttajien vaurioittamien puiden tilaa tai lisätä niiden vastustuskykyä bioottisia ja abioottisia tuhoja vastaan. Vaikka laajasti tutkimustuloksia asiasta on niukalti, on mahdollista, että boorilla tai mahdollisesti kuparilla, voisi olla tuhoja ennalta ehkäisevä tai puiden toipumista edistävä vaikutus. Tätä hypoteesia tukevat muun muassa puuntuhkalannoituksilla saadut monet pitkäaikaiset kasvua parantavat vaikutukset turve- ja kivennäismaiden puustojen lannoituksissa (Pitman 2006, Lindroos ym. 2022).

14. Vaihtoehtoisia tapoja lisätä ravinteiden saatavuutta

Aino Smolander, Raija Laiho, Tarja Lehto, Hannu Hökkä ja Hannu Ilvesniemi

14.1. Biologinen typensidonta

Biologisella typensidonnalla ymmärretään joidenkin bakteerien ja arkeonien kykyä pelkistää nitrogenaasientsyyminsä avulla ilmakehän molekulaarista typpeä (N₂) ammoniumtypeksi (NH₄-N). Ilman koostumuksesta 78 % on typpeä, ja typensidonta muuttaa sen mikrobeille ja kasveille käyttökelpoiseen muotoon. Useiden bakteerilajien tiedetään kykenevän biologiseen typensidontaan suotuisissa olosuhteissa. Bakteerien typensidontaa edistää käyttökelpoisen typen niukkuus ja sopivien hiilen ja energian lähteiden runsaus. Typensidonta vaatii paljon energiaa, ja typensidonta vähenee tai estyy kokonaan, mikäli käyttökelpoista typpeä on muuten saatavilla. Herkkyys käyttökelpoisen typen määrälle kuitenkin vaihtelee eri typensidontamuodoissa

Typensitoijat voivat toimia maaperässä joko vapaina, löyhästi juurten pinnoilla eläen tai symbioosissa muiden eliöiden kanssa. Maassa eläviä typensitojia suosii juurten pinta tai sen välitön läheisyys, sillä juurieritteet ja juurten pinnan lima sisältävät niille sopivia hiilen lähteitä enemmän kuin ympäröivä maa. Myös kasvupaikalla kasvava puulaji vaikuttaa typen sidonnan määrään: koivikon pintamaassa typensidonta oli tehokkaampaa kuin kuusikko- tai männikkömaassa (Nohrstedt 1988). Myös metsään jäävä lahopuu tarjoaa vapaalle typensidonnalle sopivan ympäristön korkean hiili-typisuusasteensa ansiosta (Rinne ym. 2017). Samaten eri puulajien hakkuutähteessä on todettu typensidontaa (Törmänen ym. 2022).

Monien metsäsammalten pintaosissa elää typensitojabakteereita. Kangasmaiden sammalten typensidontabakteerit kuuluvat syanobakteereihin eli sinibakteereihin (aikaisempi nimi sini-levä). Suosammalissa taas ilmakehän typpeä sitovat metaania käyttävät eli metanotrofiset bakteerit tai veden vallassa olevissa oloissa metaania tuottavat arkeonit (Leppänen ym. 2013). Sadevedestä ravinteensa ottavien kangasmaiden sammalten typensidonta kärsii herkästi laskeuman tyyppisestä, ja typensidonta vilkastuukin runsaamman typpilaskeuman Etelä-Suomesta Pohjois-Suomeen päin (Leppänen ym. 2013, Salemaa ym. 2019). Joillakin jäkälälajeilla symbioosin yksi osapuoli on typpeä sitova syanobakteeri.

Syanobakteerien typensidonta sammalissa ja jäkälissä on enimmilläänkin muutamia kiloja hehtaarilla vuodessa (esim. de Luca ym. 2002, Leppänen ym. 2013, Salemaa ym. 2019). Samoin vapaana juurten pinnoilla, muualla maaperässä tai lahopuilla elävien bakteereiden typensidonta on enintään samaa suuruusluokkaa. Vähäinensikin typensidonta on kuitenkin pitkällä aikavälillä merkityksellistä ja on lähes ainoa 'uuden' typen tuoja luonnontilaisissa ekosysteemeissä vähäisen typpilaskeuman alueilla.

Tehokkain typensidonnan muoto on juurinysträsymbioosi, jossa eräät kasvit ja bakteerit ovat tiiviissä vuorovaikutuksessa. Bakteeri saa tarvitsemansa hiilen ja energian kasvilta eikä sen tarvitse kilpailla niistä muiden mikrobien kanssa. Kasvi taas hyötyy typensidonnan tuottamasta tyyppisestä. Palkokasvit elävät juurinysträsymbioosissa Rhizobium- tai Bradyrhizobium-suvun bakteereiden kanssa. Palkokasvien kuten herneen ja apiloiden maahan tuomalla tyyppellä on

valtava merkitys maataloudessa, erityisesti luomuviljelyssä. Luontaisista metsäkasveistamme vain harvat kuten metsäapila, metsävirvilä ja keväinen linnunherne kuuluvat palkokasveihin. Nämä lajit eivät ole yleisiä metsäkasvupaikoilla, vaikka muualla Suomen luonnossa tavataan apiloita, virnoja ja nätkelmiä paikoin runsaastikin. Typensidontasymbioosiin kykenee myös lupiini, jonka hyväksikäyttöä metsämaan hoidossa selvitettiin jo vuosikymmeniä sitten Saksassa ja Valko-Venäjällä. Suomessakin tehtiin 1980-luvulla kenttäkokeita, mutta tulokset eivät olleet lupaavia (Mälkönen ja Palmgren 1985). Nykyään komealupiini ja alaskanlupiini luokitellaan haitallisiksi vieraslajeiksi, koska ne syrjäyttävät luontaisia lajeja kasvupaikoiltaan.



Kuva 22. Harmaaleppän juurinysträt ovat väriltään oransseja, kun ne ovat eläviä ja toimivia. Kuva: Erkki Oksanen.

Suomessa kasvavat luonnonvaraisina harmaaleppä, tervaleppä, tyrni ja suomyrtti, jotka kuuluvat aktinoritsakasveihin. Aktinoritsakasveilla on juurissaan korallimaisia oranssinruskeita, joskus jopa kananmunan kokoisia monivuotisia nystyröitä, jotka aiheutuvat kasvin symbioosista tyypeä sitovan Frankia-bakteerin kanssa (Kuva 22). Aktinoritsakasveja on maailmassa yli 200 lajia, ja ne muodostavat kasvitaksonomisesti huomattavan epäyhteneväisen ryhmän. Valtaosa on kaksisirkkaisia pensaita tai puita.

Juurinyströidensä ansioista lepät ovat omavaraisia typen suhteen. Maataloudessa jo muinaiset suomalaiset hyödynsivät harmaaleppän typensidontaa kaskiviljelyssä – ehkäpä tietämättään (Mikola ym. 1983). Kaskeamisen ja viljankasvatuksen jälkeen harmaaleppä pioneeripuuna valtasi alueen, joka voitiin jälleen 10–20 vuoden kuluttua kasketa takaisin viljanviljelyyn uudelleen viljavana. Vielä 1920-luvun alussa harmaaleppävaltaisia metsiköitä oli koko maassa 1,5 % ja Itä-Suomessa jopa 6–15 % kasvullisten metsämaiden pinta-alasta (Miettinen 1932). Harmaaleppään ei ole kuitenkaan metsänkasvatuksessa kohdistunut sanottavaa mielenkiintoa. Siksi lepikoita uudistettiin toisen maailmansodan jälkeen määrätietoisesti havupuille (Raulo 1972), minkä seurauksena leppävaltaisten metsien osuus on käynyt vähäiseksi. Nykyisin harmaaleppää tavataan pääasiassa uudistusaloilla, sekapuuna ja valoisimmilla metsän reuna-alueilla. Tervaleppä on sahapuuna arvokas puulaji, mutta sen kasvu vaatii suotuisaa, kosteaa maata. Hyvin vedenvaivaamia alueita sietävänä se muodostaa tervaleppäkorpia.

Lepällä tyypeä varastoituu runkoon ja juuriin ennen lehtien varisemista huomattavasti vähemmän kuin muilla lehtipuilla, ja suuri määrä tyypeä siirtyy vihreänä varisseiden lehtien mukana maahan (Mikola 1958, 1966). Lepän lehtikarike sisältää tyypeä 2–3 % eli kaksi tai kolme

kertaa enemmän kuin muiden lehtipuiden karike (Mikola 1958, 1966). Lepän ja Frankian symbioosi voikin kartuttaa merkittävästi metsämaan typpivaroja, koska puhtaan lepikon vuotuisen lehtikarikesato tuo 60–100 kg/ha typpeä maahan ja lisäksi typpeä vapautuu maahan juurinyströiden hajotessa (Mikola 1966). Suurimmat raportoidut arviot typensidonnain vuotuisista määristä ovat jopa useita satoja kilogrammoja typpeä hehtaarille. Yhdysvalloissa tehdyssä tutkimuksessa keskimääräinen typensidonta douglaskuusi-punaleppä-sekametsiköissä noin 50 v:n aikana metsiköiden perustamisesta oli 54–73 kg/ha/v typpeä (Binkley ym. 1992). Tässä tutkimuksessa verrattiin puhdasta douglaskuusikkoa ja douglaskuusi-punaleppä-sekametsikköä ja havaittiin, että sekametsän biomassassa ja tuotos oli huomattavasti suurempi kuin puhtaan kuusikon vähemmän viljavalla kasvupaikalla, mutta viljavammalla kasvupaikalla asia oli päinvastoin (Binkley ym. 1992).

Typpi vapautuu vähitellen maahan lepän lehtikarikkeen tai juurinyströiden hajotessa. Se ei siten aiheuta samanlaista yhtiäkkistä typpilisää kuin nopealiukoiset typpilannoitteet. Korkean typpipitoisuutensa ja matalan ligniinipitoisuutensa takia lepän karike on helposti hajoavaa (Mikola 1958), ja maa on ravinteikasta lepikossa vielä pitkään myös lepikon hakkaamisen jälkeen. Peitsa Mikolan ja A.I. Virtasen tutkimukset 1950- ja 1960-luvuilla viittasivat siihen, että lepikkoon tai lepikon jälkeen perustettu viljelykuusikko kasvaa koko kiertoajan hyvin (Virtanen 1957, Mikola 1983), ja että lepällä on lisäksi edullinen vaikutus männyn kasvuun kangasmaalla (Mikola 1966). Mikola (1966) suosittelikin leppäsekoituksen hyväksymistä havupuutaimikoissa ainakin niin kauan, kunnes se kilpailullaan ja varjostuksellaan alkaa haitata pääpuulajin kasvua. Lisäksi on saatu viitteitä lepän metsähygieenisestä merkityksestä, sillä se saattaa estää joitakin metsäpuiden tauteja, mutta lisätutkimuksia tämän vaikutuksen todentamiseksi tarvitaan (Mikola 1966, Haansuu 2002).

Lepät ovat sopivia puulajeja vaikeitten alueiden metsitykseen tekemään alueen vähitellen kellovilliseksi arvokkaimmille puulajeille. Tällaisia alueita ovat kaivosten jätemaakentät, vesijätömaat, vanhat sorakuopat sekä vanhat pellot ja suopohjat, joista turve on korjattu (Mikola 1983). Aktinoritsakasveilla nähdään myös muualla, kuten Kanadassa, suurta potentiaalia maaparannuksessa erilaisilla hankalasti metsitettävillä jätealueilla (Diagne ym. 2013). Harmaaleppä on Suomen olosuhteissa varteenotettava vaihtoehto lyhyen kiertoajan kasvatuksessa tällaisilla alueilla (Saarsalmi 1995, Hytönen ja Saarsalmi 2009, 2015). Typpiomavaraisuuden ja hyvän vesomiskyvyn lisäksi lepän etuihin kuuluu, että se kelpaa huonosti hirville, myyrille ja jäniksille.

Harmaalepän hyödyntämisen mahdollisuudet metsämaan parantajana ovat Suomessa jääneet tarkemmin tutkimatta ja käyttämättä. Tarkempaa kvantitatiivista tietoa tarvitaan lepän vaikutuksesta metsämaan tuotoskykyyn. Kuusi ja leppä menestyvät samoilla kasvupaikoilla, typensidonnaltaan tehokkaita Frankia-bakteereja on osoitettu olevan yleisesti metsämaissamme (Smolander ym. 1990) ja metsän uudistamisvaiheessa leppää syntyy luontaisesti sille sopiville kasvupaikoille. Edellytykset ovat siis olemassa maan parantamiselle kuusikoissa vain sallimalla /suosimalla leppää uudistusalalla ja mahdollisesti lisäksi jättämällä sitä sekapuuksi kuusikkoon. Ilmeisesti karummalla kasvupaikallakin huonosti kasvava ja siten pääpuulajin kasvua haittaamaton harmaaleppä pystyy sitomaan typpeä ja parantamaan maata (Mikola 1966), mutta ilmiöstä tarvitaan lisätutkimuksia eri kasvupaikoilla ja eri puulajisuhteilla.

Harmaalepän laajempi salliminen metsän uudistamisvaiheessa ja myöhemmin sekapuuna tai pensaana niin, ettei se haittaa pääpuulajin kasvua, ansaitsee arviointia senkin takia, että typpilannoituksen käyttö nojautuu fossiilisiin polttoaineisiin. Lepän typensidontasymbioosin laajempi hyödyntäminen voisi tarjota puuttuvan typen kiertotalouden periaatteiden mukaisesti.

14.2. Puulajivalinta

Eri puulajien ravinnetarpeet vaihtelevat, ja lehtipuiden ravinnepitoisuudet ovat yleensä suurempia kuin havupuiden, ja kuusen suurempia kuin männyn. Toisaalta havupuut pidättävät suuria määriä ravinteita vanhempiin neulasvuosikertoihin. Vertailevia tutkimuksia samantyyppisissä olosuhteissa on hyvin vähän, sillä ravinne- ja lannoitustutkimus on tähän asti keskittynyt enimmäkseen yhden puulajin metsiin. Sekametsien yleistyessä ravinnekilpailun tutkimus on tarpeen.

Vaikka eri puulajit ovat osin sopeutuneet luontaisesti eri kasvupaikoille, ne myös muuttavat kasvualustaansa. Siten puulajivalinnalla on huomattava merkitys metsämaan tuotoskyvyn ylläpitämisessä. Vaikutustapoja on lukuisia, sillä puulajien välillä on eroja maanpäällisen ja maanalaisen karikkeen määrässä ja kemiallisessa koostumuksessa, juurten toiminnassa ja juurisymbiooseissa. Eri puulajit luovat ympärilleen erilaiset mikroilmasto-olosuhteet ja vaikuttavat aluskasvillisuuteen. Puulajin vaikutus maan ominaisuuksiin riippuu kasvupaikasta ja metsikön iästä.

Vanhemmat tutkimukset sekä Suomessa että maailmalla osoittivat, että koivu parantaa maan ominaisuuksia etenkin verrattuna kuuseen (esim. Mikola 1985). Uudemmat tutkimukset puoltavat tätä käsitystä (Priha & Smolander 1999, Kanerva & Smolander 2007, Lindroos ym. 2011, Smolander & Kitunen 2011, 2021). Koivu vaikuttaa edistävästi hajotustoiminnan ja ravinteiden kierron kannalta keskeisiin mikrobitoimintoihin maassa: mikrobibiomassa on usein suurempi ja typen mineralisaatio eli vapautuminen orgaanisesta aineesta hajotustoiminnassa on usein nopeampaa kuin havupuumetsikössä. Orgaanisen aineksen hiili-typisuhde on matalampi koivikon humuskerroksessa eli se on runsastyypisempää verrattuna havupuumetsiköihin. Lisäksi puulajien välillä on havaittu olevan eroja maan entsyymiaktiivisuudessa ja mikrobiyhteisön rakenteessa (Priha ym. 2001, Adamczyk ym. 2014). On myös havaittu, että koivulla on positiivinen vaikutus maaperän biologiseen typensidontaan ja lepän typensitojabakteerin, *Frankian* määriin maassa (Nohrstedt 1985, Smolander 1990). Koivu happamoittaa vähemmän ylimpiä maakerroksia kuin kuusi ja humuskerroksen pH onkin jopa yhden pH-yksikön korkeampi koivikossa. Vaihtuvien ravinteiden pitoisuus on suurempi koivikkomaassa kuin kuusikossa tai männikössä. Samalle maaperälle perustetuissa koivu- ja havupuumetsiköissä koivikon maa on sekoittuneempaa, kun taas havupuut edistävät podsoloitumista.

Puuston kehitysvaiheen merkitys näkyy etenkin samanlaisella kasvupaikalla kasvavien kuusikoiden ja männiköiden välillä. Ennen latvuston sulkeutumista kuusikon aluskasvillisuus saattaa viitata viljavampaan metsätyyppiin kuin vastaavan männikön (Huuskonen ym. 2021). Latvuston sulkeutumisen jälkeen kuusikon kasvillisuus muuttuu kuitenkin vähitellen varpu-, ruoho- ja heinäkasvillisuudeksi yhteneväiseksi sammalkasvillisuudeksi ja paksuksi neulaskerrokseksi, mikä huonontaa maan ominaisuuksia. Männiköissä kasvillisuuskoostumus muuttuu vähemmän metsikön varttuessa, todennäköisesti siksi, että männiköt ovat valoisampia (Kuva 23).

Sekametsien vaikutusta maan viljavuuteen on tutkittu hämmästyttävän vähän sellaisissa kenttäkokeissa, joissa sitä voidaan verrata pätevästi vastaaviin yhden puulajin metsiköihin. Vähäisten tutkimustulosten perusteella voidaan kuitenkin päätellä, että puulajin vaikutus on samansuuntainen sekametsässä kuin yhden puulajin metsässä, esimerkiksi koivusekoitus kuusikossa lieventää maan happamuutta (Huuskonen ym. 2021). Silti tarkemmat tulokset eivät ole ennustettavissa yhden puulajin metsiköistä saatujen tulosten perusteella, sillä erilaiset toisiaan estävät tai tukevat tekijät vaikuttavat lopputulokseen. Esimerkiksi juurten erilainen syvyys-

jakauma lieventänee puulajien kilpailua ravinteista ja vedestä. Koivun juuret ulottuvat syvem-
mälle kuin kuusen juuret, joten nämä puulajit voivat ottaa vettä ja ravinteita osin eri maaker-
roksista. Lisäksi karikkeen sisältämät ravinteet ja sekä helposti hajotettavat että hajotusta hi-
dastavat orgaaniset yhdisteet voivat vaikuttaa voimakkaasti hajoamisnopeuteen ja metsä-
maan ravinteiden kierron toimintoihin (Johansson ym. 1995, Kanerva ym. 2008, Kiikkilä ym.
2012, Adamczyk ym. 2013, Smolander ym. 2012).

Suomalaisessa tutkimuksessa runkolukuosuudeltaan noin 30 %:n koivusekoitus kuusikossa
kiihdytti typen mineralisaatiota enemmän kuin osuuden perusteella odotettiin. Lisäksi koivu-
sekoitus alensi eräiden typen mineralisaatiota hidastavien kemiallisten yhdisteryhmien pitoi-
suutta odotettua enemmän (Smolander & Kitunen 2021). Jotkin maan ominaisuuksista taas
olivat odotetun kaltaisia. Vaste eri puulajien osuudelle siis riippuu siitä, mistä maan ominai-
suudesta tai toiminnosta on kysymys. Ruotsalaisessa tutkimuksessa perustettiin koe nuoreen
kuusikkoon, jossa kasvoi verhopuustona samanikäisiä koivuja. Koivuista hakattiin joko osa tai
kaikki pois. Kävi ilmi, että 10 vuodessa pohjapinta-alaltaan jo 12,5 %:n koivuosuus vähensi
maan happamuutta ja lisäsi vaihtuvien kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksia karikekerrok-
sessa ja humuskerroksen ylimmässä osassa. Lisäksi saatiin viitteitä maaperäeläinten lajiston
muuttumisesta ja mikrobiomassan sekä hiilen, typen ja fosforin mineralisaationopeuden kas-
vusta (Saetre ym. 1999, Brandberg ym. 2000). Koska kangasmaat ovat pääsääntöisesti typpi-
rajoitteisia (esim. Högberg ym. 2017), mahdollisuus vaikuttaa varsinkin kasveille käyttökelpoi-
sen typen saatavuuteen puulajikoostumuksen avulla on kiinnostavaa. Liukoinen orgaaninen
typpi, etenkin aminohapot, dominoi typen tarjontaa havumetsissä ja sen merkitystä metsä-
puiden typen pääasiallisena lähteenä typpirajoitteisissa metsissä on korostettu (Näsholm ym.
2009). Maanesteen eri typpimuotojen runsaudesta pääteltiin, että koivikossa typpiyhdisteet
hajotetaan helpommin mineraalitypeksi asti, kun taas havumetsikössä typpi jää enemmän liu-
koiseen orgaaniseen muotoon (Smolander & Kitunen 2011).

Puulaji vaikuttaa maan hiilivarastoon, hiilen syvyysuuntaiseen jakautumiseen ja hiiliyhdistei-
den pysyvyyteen maaperässä (Augusto ym. 2015, Mayer ym. 2020). Karkeasti ottaen maan hii-
livarasto on samaa suuruusluokkaa havumetsissä ja lehtimetsissä, mutta havumetsässä hiiltä
on suhteessa enemmän pinnan orgaanisessa kerroksessa eli humuskerroksessa verrattuna
lehtimetsään (Hansson ym. 2011). Erityisesti kuusikossa hiili kertyy enemmän humuskerrok-
seen, kun taas koivikon sekoittuneemmassa maaprofiilissa hiiltä kertyy runsaasti syvemmälle-
kin. Puulajin arvioidaan vaikuttavan maan hiilivarastoon enemmän kuin puulajikoostumuksen
monipuolisuuden (Dawud ym. 2017). Sekametsien hiilivarastosta on saatu osin ristiriitaisia tu-
loksia (Domisch ym. 2015, Laganier ym. 2015, Vesterdal ym. 2015, Dawud ym. 2017, Blasco
ym. 2020). Aluskasvillisuuden juuristolla on suuri merkitys maan hiilivarastolle, sillä sen bio-
massa saattaa olla samaa suuruusluokkaa kuin puiden juuriston biomassa (Leppälampi-Ku-
jansuu ym. 2014, Finér ym. 2017).



Kuva 23. Näkymiä Kivalossa sijaitsevalta puulajikokeelta, jossa eri puulajit on istutettu alun pi-
täen samanlaisille kasvupaikoille. Kuvat Erkki Oksanen.

Nykytietämyksen mukaan suhteellisen pienikin lehtipuusekoitus voi parantaa maan viljavuuden kannalta keskeisiä ominaisuuksia, joten havumetsissä on perusteltua suosia lehtipuita sekapuuna maanhoidon vuoksi. Aihetta on kuitenkin tutkittu varsin vähän. Muiden puulajien kuin koivun tai lepän (Luku 14.1.) sekoituksen merkitystä maan parantajana ei ole juuri tutkittu Suomen oloja vastaavissa havupuumetsäissä. Tietoa tarvitaan myös esimerkiksi erilaisista puulajisekoitukseen liittyvistä vaikutusmekanismeista ja siitä, minkäkokoinen lehtipuuosuus kuusikossa on riittävä maan tuotoskyvyn kannalta. Tieto on puutteellista myös uudistamisvaiheen puulajivaihdoksen osalta, esimerkiksi ei tiedetä, kuinka kauan koivun maata parantava vaikutus kestää seuraavassa kuusisukupolvessa. Uudistamisvaiheeseen liittyvä erityiskysymys on, voidaanko lehtipuiden nykyistä lievemällä perkaamisella havupuutaimikoista (esim. reikäperkaus) parantaa maan ominaisuuksia pidemmäksi aikaa.

14.3. Harvennukset

Harvennus pienentää puuston yhteyttävää lehtipinta-alaa ja voi sitä kautta vähentää puuston kykyä hyödyntää täysimääräisesti typpilannoituksen hyöty erityisesti pian lannoitusta seuraavina vuosina (Hedwall ym. 2014). Kilpailun vähentäminen harventamalla voi kuitenkin lisätä jäävän puuston ravinteiden saatavuutta ja parantaa kasvua (Blevins ym. 2005). Myös hakkuutähteiden sisältämät ravinteet tulevat jäljelle jäävän puuston käyttöön (Luku 14.4). Ojitusaluepuiden ravinnetalouden onkin todettu parantuneen harvennuksen jälkeen erityisesti fosforin osalta (Hökkä ym. 1996). Penttilän ym. (2000) mukaan harvennus lisäsi myös magnesiumin, sinkin ja boorin pitoisuuksia männyn neulasissa. Osin ravinnepitoisuuksien nousu selittyy hakkuutähteistä vapautuneiden ravinteiden hyödyntämisellä, mutta jäävien puiden ravinnetilanne on voinut jonkin verran parantua myös siksi, että kilpailu niukoista ravinnevaroista on vähentynyt (Hökkä ym. 1996).

Harvennuksen ravinteiden saantia parantavat vaikutukset tulevat viiveellä, sillä juurten kasvu vapautuneeseen tilaan ja ravinteiden vapautuminen hakkuutähteistä ottavat aikansa. Siten lannoitus heti harvennuksen jälkeen nopeuttaa kasvun lisäystä (Kukkola & Saramäki 1983). Toisaalta harvennus lisää erityisesti männyn latvuston kasvua, mikä altistaa puita tuuli- ja lumituhoille; typpilannoituksella on samansuuntainen, joskin vähäisempi vaikutus. Harvennuksen ja typpilannoituksen yhteisvaikutusta voidaan vähentää lannoittamalla 2–4 vuotta harvennuksen jälkeen (Laiho 1987, Hirvelä & Hynynen 1990, Valinger & Fridman 1999).

Puiden välisen kilpailun vähentäminen hakkuin vaikuttaa ravinnetilanteeseen rajallisesti silloinkin, kun ravinteista on kilpailua, eikä ravinnetaloutta voida korjata riittävästi ja pitkäaikaisesti pelkällä harvennuksella ainakaan turvemilla. Hakkuutähteiden ravinteet ovat keskeisessä osassa harvennuksen vaikutuksia arvioitaessa.

14.4. Hakkuutähteiden korjaamatta jättäminen harvennuksissa

Puunkorjuu vähentää kasvupaikalla olevien ravinteiden kokonaismäärää, mutta hakkuutähteidän käsittelytapa vaikuttaa ravinteiden vapautumiseen kasveille käyttökelpoiseen muotoon.

Ensiharvennuksissa latvusmassa sisältää kuusikoissa noin kolmanneksen puiden maanpäällisen osan biomassasta, mutta kaksi kolmasosaa ravinteista. Juuret ja kannot jäävät harvennuksissa paikalleen.

Harvennuskohteilla jäljelle jäävä puusto voi käyttää hakkuutähteistä vapautuvia ravinteita tehokkaasti. Tuoreen hakkuutähteen korjuu harvennusmetsistä merkitsee huomattavan suuren ravinnemäärän poistumista kasvupaikalta, ja ravinnemenetyks on aina puuston kasvua rasittava tekijä. Esimerkiksi typpeä poistuu ensiharvennuksessa hakkuutähteen mukana kuusikosta 60–130 kg/ha ja männiköstä 20–60 kg/ha (Jakobson ym. 2000).

Harvennusten yhteydessä tehty hakkuutähteen poisto vähentää kivennäismailla puuston kasvua jatkossa. Yhteispohjoismaisissa tutkimuksissa ilmeni, että kahden 10 vuoden välein tehdyn harvennuksen yhteydessä tehty hakkuutähteen korjuu alensi puuston pohjapinta-alan kasvua kivennäismaan kuusikoissa keskimäärin 13 % ja männiköissä keskimäärin 8 % (Helmi-saari ym. 2011). Kasvun väheneminen oli yhteydessä hakkuutähteen korjuussa poistuneiden ravinteiden, erityisesti typen määrään, vaikka korjuu vähentää typen määrää arviolta vain noin 10 % (Tamminen ym. 2012).

Ravinteiden poistumisen lisäksi mikrobitoiminnan aikaansaama ravinteiden vapautuminen orgaanisesta aineesta hidastuu, kun hakkuutähteet korjataan (Smolander ym. 2008). Osasyynä puuston kasvun heikkenemiseen saattaa olla pitkäaikainen typen mineralisaation heikkeneminen humuskerroksessa hakkuutähteen korjuun seurauksena; tämä vaikutus todettiin viljavuudeltaan keskinkertaisilla kivennäismailla, mutta ei lehtomaisella kasvupaikalla (Smolander 2010, 2013). Samoissa tutkimuksissa havaittiin, että hakkuutähteen korjuu aiheuttaa pitkäaikaisia kemiallisia muutoksia humuskerroksen orgaanisessa aineessa. Kaiken kaikkiaan nämä tutkimustulokset viittaavat siihen, että hakkuutähteen korjuu heikentää typen saatavuuden kannalta keskeisiä prosesseja osalla kasvupaikoista ja muuttaa muutenkin orgaanisen aineen koostumusta.

Paksuturpeisen tyyppirikkaan turvekankaan ravinnetaseessa kriittisin ravinne on kalium (Laurén ym. 2021), jonka varastosta suurin osa saattaa olla elävässä puustossa (Kaunisto & Paavilainen 1987, Laiho ym. 2005). Kun kaliumista on pulaa, neulasvuosikertoja on vähän, neulasennot ovat pieniä (Moilanen 2005) ja neulasten ravinnesisältö on alhainen. Silloin vallitussa asemassa olevien, harvennuksessa poistettavien puiden hakkuutähteistä ei vapaudu kovinkaan paljon ravinteita, koska ravinneköyhää hakkuutähdettä syntyy määrällisesti vähän. Kauniston ja Paavilaisen (1988) mukaan mustikkaturvekangas II:lla ja puolukkaturvekangas II:lla männikön oksissa ja neulasissa on kaliumia 30–80 kg/ha. Jos harvennuksessa poistetaan 30–40 % puustosta, se tarkoittaa enimmillään 12–32 kg/ha kaliummäärää, joka poistettavien puiden latvuksista olisi jaettavissa jääville puille. Siitä kuitenkin osa huuhtoutuu ja osa menee pintakasvillisuuden käyttöön. Lannoituskokeiden perusteella tiedetään, että kaliumia pitäisi lisätä n. 100 kg/ha, jotta sillä saataisiin pitkäaikaisempi kasvun paraneminen aikaan (Moilanen 2005). Siihen nähden hakkuutähteistä vapautuva kalium jää määrältään niin vähäiseksi, ettei ravinnetilanne sillä korjaudu.

Turvemaametsissä puustobiomassaan voi olla sitoutuneena yhtä suuri tai jopa suurempi määrä kaliumia ja booria kuin puiden pääasiallisen juuristokerroksen muodostavassa 20–30 cm pintaturvekerroksessa, jossa on hyvin niukasti näitä ravinteita (Kaunisto & Paavilainen 1987, Moilanen ym. 1996, Westman & Laiho 2003). Jo harvennushakkuuvaiheessa niitä voi olla hakkutähteissä huomattavia määriä suhteessa turpeen ravinnemääriin (K 10–26 %, B 8–15 %; Hytönen & Moilanen 2015). Kokopuukorjuun myötä ravinteita poistuu 33–72 % enemmän. Erityisesti turvemaiden II-tyyppin kasvupaikoilla kokopuukorjuu voi aiheuttaa kaliumin ja boorin niukkuutta ja puuston kasvun vähenemistä.

Kaksijaksoisten metsiköiden ravitsemuksesta ei ole paljoa tutkimustietoa. Ylispuukoivikon poistaminen kuusialikasvoksen päältä tulisi parantaa alikasvoksen kilpailutilannetta voimakkaasti. Saarisen (1996) tulosten mukaan turvemaan hieskoivikon ylispuuhakkuu kohotti voimakkaasti alikasvoskuusten neulasten typpipitoisuutta, mutta vähensi samalla kaliumin pitoisuutta puutosrajan alle, jolloin neulasten N/K-suhde vinoutui voimakkaasti. Vähentynyt kilpailu ja lisääntynyt ravinteiden tarjonta paransi kuusten kasvua, mutta näkyi vain parantuneena typpitilanteena (Saarinen 1996). Kaliumin riittävyys muodostui kuitenkin hakkuun jälkeksi ongelmaksi ja tämän korjaaminen edellyttää lannoitusta.

14.5. Hakkuutähteen korjaamatta jättäminen päätehakuissa

Päätehakuun jälkeen tilanne on erilainen kuin harvennuksilla. Uudistusaloilla syntyvän uuden puuston ravinnetarve on aluksi varsin pieni, sen sijaan voimakkaasti lisääntyvä aluskasvillisuus käyttää paljon ravinteita. Päätehakuun latvusmassa on yleensä 100–200 kg runkopuukkuutiometriä kohti, männyllä vastaavasti 80–160 kg (Hakkila 1991). Hakkuutähteen tyyppien määrä on kuusikoissa 150–300 kg/ha ja männiköissä 75–150 kg/ha (Hakkila ym. 1998).

Hakkuutähteeksi jäävän latvusmassan ja hukkarunkopuun osuus uudistuskypsän kuusikon kokonaisbiomassasta on keskimäärin vajaa neljännes ja männikön kokonaisbiomassasta noin seitsemäsosa. Puiden biomassasta jäävät palstalle yleensä myös puun maanalaiset osat, ellei kantoja korjata. Kuusikoissa maanpäälliset ja maan alaiset hakkuutähteet muodostavat arviolta noin puolet metsikön hakkuuhetkellä vallinneesta kokonaisbiomassasta ja männiköissä runsaan kolmanneksen. Turvemailla osuudet ovat jonkin verran suuremmat, koska niillä on puuston kokoon suhteutettuna enemmän kanto- ja paksujuuribiomassaa kuin kivennäismaametsissä (Laiho & Laine 1997).

Hakkuun jälkeen kasvillisuuden ravinteiden otto on vähäisempää kuin ennen. Siinä tilanteessa hakkuutähteen aiheuttama mikrobitoiminnan vilkastuminen voi olla haitallista ja aiheuttaa tilapäisesti tyyppien häviöitä. Isojen hakkuutähdekasojen alla kivennäismaiden humuskerroksessa tyyppien mineralisaatio ja etenkin nitrifikaatio eli nitraattityypin muodostuminen kiihtyy (Adamczyk ym. 2017, Törmänen ym. 2018, Smolander ym. 2019). Ennen kuin aluskasvillisuus tai uusi taimikko kehittyy hakkuualalle ottamaan tyyppiä, nitraattityppi on altis huuhtoutumiselle. Kohonneita nitraattityypin pitoisuuksia onkin todettu vajovedessä hakkuutähdekasojen alla sekä suomalaisissa että ruotsalaisissa tutkimuksissa (Rosén & Lundmark-Thelin 1987, Wall 2008, Lindroos ym. 2016, Smolander ym. 2019, Törmänen ym. 2020). Kasat lisäävät myös maasta tulevia typpioksiduulin (N₂O) päästöjä, vaikka tämän kasvihuonekaasun päästöt ovat tällöinkin pieniä kuten kangasmailla yleensä (Törmänen ym. 2020). Tyyppien häviöt hakkuualalta ovat epätoivottavia tulevan puuston kasvun kannalta, ja niitä voidaan vähentää jättämällä hakkuutähteet kasvupaikalle ja välttämällä isoja kasoja.

Hakkuutähteen korjuun vaikutukset puustoon ja maahan eivät olleet yhteneväisiä 10-vuotiaissa kuusen ja männyn taimikoissa, vaikka kuusen kasvussa oli nähtävissä hakkuutähteen korjaamatta jättämisen edistävää vaikutusta (Smolander ym. 2015). Uudistushakkuun jälkeen kasvaneiden kuusikoiden puusto oli ainespuukorjuukohteilla keskimäärin suurempi kuin kokopuukorjuukohteilla (Egnell 2011, 2017), mutta hakkuutähteen korjuu vaikutti viiveellä ja vasta 10 vuoden jälkeen. Vaikutukset olivat suhteellisesti suurimpia karumpien kasvupaikkojen kuusikoissa. Männiköissä merkitsevää vaikutusta ei havaittu (Egnell 2017). Hakkuutähteen korjaamatta jättäminen uudistamisen yhteydessä lisäsi pohjapinta-alan kasvua Etelä-Ruotsista Rovaniemen korkeudelle ulottuvassa kivennäismaan metsien 12 kokeen koesarjassa. Puuston kymmenvuotiskaudella vaikutus oli noin 7 % ja kuutiometreinä n. 5 m³/ha, ja kuusikoissa vastaavasti 12 % ja 17 m³/ha (Jacobson ym. 2000).

Käytännön hakkuilla hakkuutähteestä suositellaan jätettäväksi kolmasosa maahan, joten luultavasti hakkuutähteen korjuun vaikutus puustoon ja metsämaahan ei ole niin voimakas kuin kenttäkokeissa on havaittu. Jätettävät hakkuutähteet keskittyvät kuitenkin usein ajourille ja niiden varteen, mikä heikentää puuston mahdollisuutta hyödyntää hakkuutähteistä vapautuvia ravinteita. Hakkuutähteen tasaisempi levittäminen isojen kasojen sijasta on puuston ravinteiden saannin kannalta suositeltavaa sekä runko- että kokopuun korjuussa (Kuva 24). Maan ravinteisuuden kannalta on tärkeää, että neulaset jäävät hakkuualalle. Tällöin biomassan korjuusta aiheutuvat riskit ja ravinteiden korvaustarve jäisivät vähäisemmiksi, sillä neulaset ovat hakkuutähteen ravinnerikkain osa.



Kuva 24. Pienten hakkuutähdekasojen vaikutus maaperän ravinteisiin on vähäisempi kuin suurten, ja neulasten variseminen maahan vähentää ravinteiden poistumista kasvupaikalta. Kuva: Erkki Oksanen.

15. Elinkaaritarkastelu

Tarmo Rätty ja Ilkka Leinonen

15.1. Elinkaariarvioinnin perusteita

Elinkaariarviointi (Life Cycle Assessment, LCA) on erityisesti tuotteiden ympäristövaikutusten arviointiin suunniteltu menetelmä. Elinkaaritutkimuksessa arvioidaan lannoituksen aiheuttamia vesi, maaperä- ja ilmakosketuksen seurauksena syntyviä suorja sekä lannoitteiden valmistuksen, kuljetuksen ja levityksen aiheuttamia epäsuoria vaikutuksia ympäristöön. Vaikutukset allokoidaan kaikille metsästä hyödynnettävillä jakeilla. Metsänhoitotoimenpiteiden laaja ympäristövaikutusten profiili on mahdollista liittää metsien kasvu- ja käyttömallinnukseen niiden kiinteänä osana.

Välitöntä metsänlannoitukseen keskittyvää elinkaaritutkimusta on tehty hyvin vähän. Tietoa lannoituksen vaikutuksista ympäristöön elinkaaritutkimuksessa hyödynnettävissä olevassa muodossa ei ole saatavilla kootusti. Suositusten mukaisella kivennäismaiden typpilannoituksella on kuitenkin näkyvä vaikutus raakapuun hiilijalanjälkeen, ja se on myös merkittävä tekijä vesijalanjälkeä laskettaessa.

Metsänlannoituksen elinkaaritarkastelussa selvitetään kaikki lannoitukseen liittyvät työ-, materiaali- ja polttoainevirrat sekä lannoituksesta suoraan tai epäsuorasti syntyvät vaikutukset ympäristöön. Nämä kohdennetaan metsästä korjattaville eri puujakeille. Laskentayksikkönä voi olla joko toiminnallinen yksikkö, esimerkiksi hyödynnettävissä oleva energiamäärä, tai raaka-aineille useimmiten käytetty ilmoitettu yksikkö, esimerkiksi lisäkasvu tai korjatun puun määrä. Nämä laskentayksiköt valitaan tulosten aiotun käyttötarkoituksen mukaan. Jalostukseen menevässä kuitu- tai tukkipuussa ei lannoituksella saavutetulla lisäkasvulla itsessään ole erityistä käyttötarkoitusta, joten lannoituksen vaikutukset kohdistetaan yleensä korjatun puun kokonaisuudelle (Klein ym. 2015, s. 572). Jos metsänomistaja taas haluaa myydä hiilensidonnan krediittejä, laskentayksikkönä on puuston osalta lannoituksella saavutettu lisäkasvu, josta on vähennetty lannoitteen valmistuksesta ja käytöstä aiheutuneet kasvihuonekaasupäästöt.

Laskentayksikön määrittelyyn liittyy toinen keskeinen elinkaarianalyysin metodinen ratkaisu, vaikutusten kohdentaminen (allokointi) eri tuotteille (esim. tukki- ja kuitupuun sekä energijajakeet). Elinkaari-inventaariossa selvitetään resurssien käyttö sekä suorat emissiot maaperään, ilmaan ja vesistöön ja tuotetut määrät. Sen jälkeen vaikutusarvioinnissa lasketaan näitä vastaavat ympäristövaikutukset, esimerkiksi ilmastoa lämmittävä vaikutus. Jos lannoituksen vaikutuksia eri tuotteisiin ei inventaarivaiheessa voida määrittellä, on vaikutusarviointivaiheessa valittava yhteenlaskettujen vaikutusten kohdentamisperuste eri tuotteille. Se vaikuttaa suoraan eri tuotteille laskettaviin ympäristövaikutuksiin ja niiden välisiin eroihin. Pääsääntöisesti ympäristövaikutukset kohdennetaan metsästä korjattavien tuotteiden massan, tilavuuden tai biogeenisen hiilen määrän perusteella. Myös taloudellista arvoa voidaan käyttää kohdentamisen perusteena; ajatuksena on, että ympäristövaikutuksien pitäisi kohdentua toiminnan pääasiallisen tarkoituksen mukaisesti, yleensä tukki- ja kuitupuulle, eikä esimerkiksi tilavuuksien suhteessa energiapuulle.

Elinkaarimallinnuksen käyttö on vakiintunut erityisesti hiilijalanjäljenlaskennassa, mutta erilaisia vaikutusluokkia on paljon enemmän. Inventaarivaiheessa resurssikäyttö ja emissiot

pilkotaan elinkaaren perusvirroiksi, joita ihminen ei ole vielä käsitellyt tai ei enää käsittele. Yhdellä perusvirralla voi olla yhteys useisiin ympäristövaikutuksiin, niitä kuvataan karakterisointikertoimilla. Laskettavat vaikutusluokat riippuvat tutkimuksen tavoitteista. Esimerkiksi raken-
nustuotteiden ympäristöselosteissa lasketaan 11 eri vaikutusluokkaa, Euroopan komission kehittämissä ympäristöjalanjäljessä vaikutusluokkia on 21. Metsänlannoituksella on *a priori* merkittävää vaikutusta ilmastomuutokseen (mm. valmistuksen CO₂, lannoituksen N₂O, CH₄) ja tilanteesta riippuen vesistöjen rehevöitymiseen huuhtoutumisen kautta ja kaasumaisiin typpipäästöihin (N₂O) (Luvut 5, 8), mutta mitään vaikutusluokkaa ei voi sulkea etukäteen laskennasta ulos ilman hyviä perusteita. Lannoitteiden valmistus ja raaka-aineiden hankinta ovat merkittäviä tekijöitä koko tuotantoketjun energiakäytössä ja vesijalanjäljessä.

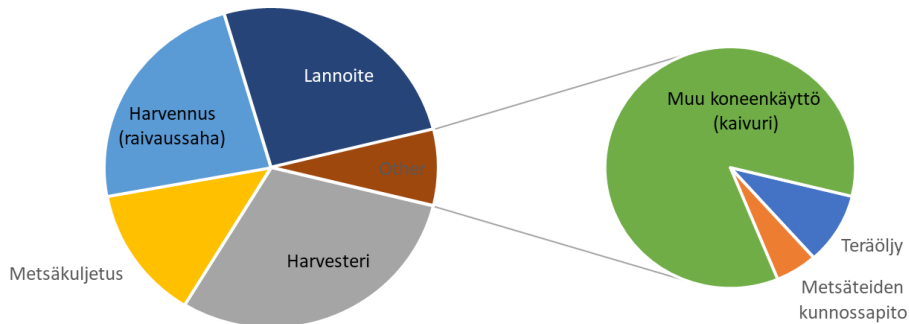
15.2. Metsänlannoituksen elinkaaritutkimus

Elinkaarivaikutusten näkökulmasta lannoituksen vaikutuksia voi syntyä epäsuorasti lannoitteen raaka-aineiden hankinnasta ja valmistuksesta, kuljetuksesta, levityksestä sekä lannoitteen suorista vaikutuksista ympäristöön. Epäsuoria vaikutuksia syntyy myös lannoitteen reaktioista maaperän, kasvillisuuden, veden ja ilman kanssa.

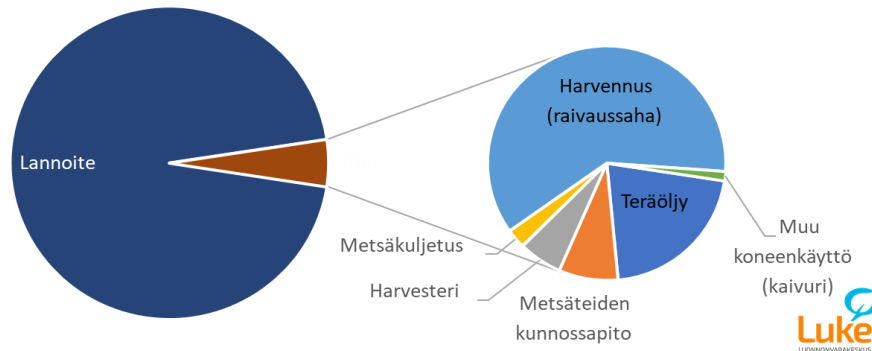
Kansainvälisesti laajimmassa ecoinvent- tietokannassa (Wernet ym. 2016) olevat metsänhoidon ja puun korjuun inventaarit eivät sisällä lannoitteita tai lannoituksen levitystä. Luken puutuotteiden ympäristöselosteita ja puun kaskadikäytön mallinnusta varten luomassa inventaarissa on inventoitu myös typpilannoitteen valmistuksen vaikutus. Lannoitteiden valmistuksen ilmastovaikutuksista on käytössä Yaran tuottamat sertifioidut tuotekohtaiset laskelmat. Muiden vaikutusten laskemiseksi on sovitettu tietokantoja, muita tutkimustuloksia ja Yaran julkaisemia tietoja valmistuksen keskimääräisistä raaka-aineiden käytöstä ja päästötiedoista (Räty ym. 2022). Kuvassa 25 metsänhoidon ja puunkorjuun prosessiin on lisätty typpilannoitus, typpeä 150 kg/ha ja laskettu vaikutusten jakauma sekä ilmastomuutoksen (GWP, IPCC 2013 v.1.03) ja veden niukkuuspainotetun vesijalanjäljen (AWARE) vaikutusluokissa. Kuvasta nähdään, että suositusten mukaisen typpilannoitteen vaikutus on noin neljännes tien varten toimitetun puun kasvihuonekaasupäästöistä. Veden käytöstä lannoitteen osuus on puolestaan noin 95 %. Lannoitteet eivät ole välttämättä erityisen vesi-intensiivisiä tuotteita, mutta muuhun metsänhoitoon nähden korkea vesijalanjälki syntyy globaalien raaka-aineiden hankintaketjun välityksellä vesivarannoiltaan niukemmilla alueilla.

Katsausartikkelissa Klein ym. (2015) tarkastellaan 28 metsäsektorin vuonna 2013 tai sitä ennen julkaistua LCA-artikkelia. Niistä 11 on tarkasteltu jollain tavalla lannoituksen vaikutusta, joista 5 borealisessa ympäristössä. Berg ja Lindholm (2005) ovat inventoineet myös typen tuotannon sekä lannoitteen levityksen metsäkäytössä, mutta tuloksissa ei ole eritelty lannoituksen vaikutusta tuotetasolla. González-García, ym. 2009 inventoivat lannoitteen valmistuksen ja levityksen ja rajoitetusti myös emissiot. Lannoituksella todetaan olevan kaiken kaikkiaan suhteellisen pieni merkitys rehevöitymiseen, mutta muutoin lannoituksen merkitystä ei kvantifioitu. Routa ym. (2011) simuloivat kasvumallilla lannoituksen kasvuvaikutuksia. Lannoituksessa käytetyn energian CO₂-päästöt ovat tulosten mukaan pieniä verrattuna puun energiakäytön tuomiin hyötyihin. Laskelma perustuu työkaluun (Kilpeläinen ym. 2011), missä lannoitteen/lannoituksen inventaaria ei ole erikseen selitetty. Valente ja Brekke 2013 korostavat elinkaarinäkökulman ja riittävän laajan systeimirajan merkitystä siten, että esimerkiksi tuhkanlannoitus voitaisiin tulkita arvioinnissa ravinnetasapainoa palauttavana resurssina.

Metsänhoidon ja puunkorjuun hiilijalanjäljen jakautuminen puukuutiolle



Metsänhoidon ja puunkorjuun vesijalanjäljen jakautuminen puukuutiolle



Kuva 25. Lannoitteen vaikutus metsätien varteen kuljettuun tukkiin liittyviin kasvihuonekaasupäästöihin ja vesijalanjälkeen. 'Lannoite' ei sisällä lannoitteen levityksen ja metsäkäytön ympäristövaikutuksia.

15.3. Metsänlannoituksen elinkaaritutkimustarpeet jatkossa

Parhaimmillaan metsänlannoituksen elinkaaritutkimus pystyy kohdistamaan käsittelyalueen lannoitushistorian vaikutukset istutusalueen valmistelusta metsästä kerralla korjattavaan puumäärään ja sinne mahdollisesti jäävään puustoon. Vaikutukset ympäristöön, erityisesti vesistöihin ovat usein paikallisia ja siksi ne asettavat haasteita laskentamallien tarkkuudelle, sekä valumamäärien että niiden karakterisoinnin kautta.

Keskeisin puute on lannoituksen suorien ja epäsuorien ympäristövaikutusten puutteellinen karakterisointi elinkaarimalleissa. Tietoa lannoituksen vaikutuksista maaperään, vesistöön ja ilmakehään ei ole kootusti saatavilla sellaisessa muodossa, että sitä voitaisiin käyttää elinkaaritutkimuksessa. Välitöntä metsänlannoitukseen keskittyvää elinkaaritutkimusta on tehty hyvin vähän. Vaikka lannoituksen kasvuvaikutuksia voidaan simuloida kasvumalleilla Roudan ym. (2011) tapaan, niitä ei ole juuri linkitetty elinkaarilaskentaan, jonka metodit ja datapohja ovat kehittyneet merkittävästi 2010- ja 2020-luvuilla. Jos kasvumallissa on inventoitu lannoitukseen käytetyt resurssit ja lannoituksen vaikutus on erotettavissa muista metsänhoitotoimenpiteistä, vaikutusarvion tekeminen suorista vaikutuksista on melko suoraviivaista. Merkittävästi vaativampi ongelma on lannoituksen epäsuorien vaikutusten, kuten vesistö- ja ilmaemissioiden arviointi erilaisissa kasvuympäristöissä ja käyttötilanteissa. Tämä vaatii laajaa poikkitieteellistä mallien parametrisointia. Valtakunnallisilla tai alueellisesti keskimääräisillä tiedoilla on vain hyvin rajattua merkitystä, sillä perusvirtojen määrät ja kasvuvaikutukset vaihtelevat paikallisesti. Lannoitukseen liittyvien perusvirtojen arvioinnin lisäksi pitäisi selvittää

ympäristövaikutusten allokointiperusteet metsästä hyödynnettäville jakeille. Tämä voi tarkoittaa myös muitakin kuin puuperäisiä jakeita.

Metsänlannoituksen vaikutuksia tulisi tarkastella kokonaisvaltaisesti. Esimerkiksi tuhkalannoituksen käytöllä on mahdollisesti korvausvaikutus keinotekoisien lannoitteiden käytön vähentämisenä (Tellnes & Horn 2016) ja ravinteiden palautumisena metsään (Valente & Brekke 2013). Koska lannoitteen käyttö voi ylipäättänsä riippua esimerkiksi tuhkalannoitteen paikallisesta saatavuudesta, ei korvauslaskelmia voi tehdä mekaanisesti. Metsätaloutta kokonaisvaltaisesti tarkasteltaessa, ja lannoituksen kannustusjärjestelmien vaikutuksia arvioitaessa korvausvaikutukset voivat olla merkittäviä.

Käytettävien N- ja P-lannoitteiden ja typpi-tuhkalannoitteiden valmistuksesta pitäisi saada ajanmukaiset elinkaari-inventaarit. Lannoitetuotannolle on määritelty ympäristötehokkaat BAT (Best Available Technology) tekniikat, eivätkä kaikki valmistajat niitä välttämättä käytä. Elinkaarilaskennan periaatteiden mukaan lannoitekäyttöön menevä tuhka ei ole ympäristövaikutuksista vapaa tuote. Sen osalta pitäisi tarkentaa, kuinka paljon puun energiakäytön ympäristövaikutuksista pitää kohdistaa tuhkalannoitteelle.

Käytännössä suurin osa metsien käytön elinkaaritutkimuksesta on keskittynyt suoriin kasvihuonekaasumallinnukseen ja hiilivarastojen muutoksiin. Elinkaaritutkimus on kuitenkin osoittanut, että lannoitevaihtoehdot ja levitystapojen vaikutusprofiilit poikkeavat merkittävästi toisistaan. Laajemman vaikutusprofiilin liittäminen metsien kasvu- tai käyttömalleihin on kuitenkin mahdollista, sillä elinkaarilaskija voi jo nykyisillä työkaluillaan rakentaa ja jakaa mallin ulkopuolisille käyttäjille joko erillisellä käyttöliittymällä tai linkittää sen suoraan metsämalleihin.

16. Johtopäätöksiä ja tulevia tutkimustarpeita

Tarja Lehto

- Lannoituksella saadaan puuston kasvua lisättyä ja suhteellisen nopea taloudellinen hyöty metsänomistajalle.
- Lannoitus lisää hiilensidontaa nopeutuvaan puuston kasvuun ja sitä kautta puutuotteisiin; typpilannoitus lisää myös maaperän hiilensidontaa kivennäismailla.
- Hiilensidonta on lannoituksen uusi tavoite, ja sen saavuttamiseksi voidaan lannoittaa typpellä myös nuorempia metsiä kuin päätehakkuuta läheneviä.
- Ilmastonmuutoksen ja toistuvan puunkorjuun seurauksena voi ilmetä myös uudenlaisia ravinteiden puutoksia, joten seuranta tarvitaan.
- Leppien typensidonta on metsien luomulannoitusta, joten leppiä kannattaa suosia metsänhoidossa.
- Kasvatus- ja terveyslannoitus –termien asemesta on selvempi käyttää lannoitteiden ravinnepitoisuuteen ja alkuperään perustuvia nimiä, esimerkiksi typpilannoitus, boorilannoitus, tuhkalannoitus.
- Uusien orgaanista alkuperää olevien kierrätyslannoitevalmisteiden käyttö on valmisteilla.
- Lehtipuu- ja sekametsien sekä jatkuvapeitteisesti kasvatettujen metsien lannoituksesta tarvitaan uutta tietoa.
- Varsinkin nitraattipitoiset lannoitteet saattavat huuhtoutua vesistöihin, mutta tätä tarvitsee vielä selvittää. Rakeistetun tuhkan vesistökuormitus on vähäistä.

16.1. Lannoituskäytännöt ja metsänkäsittelymenetelmien muutokset

Nykyisissä olosuhteissa tunnetaan melko hyvin havupuuvältaisten metsien typpilannoituksen vaikutukset kivennäismailla, samoin viljavimmilla mailla boori- ja fosforilannoituksen vaikutus. Boorinpuutosten yleisyys maantieteellisesti ja eri kasvupaikkatyypeillä on toistaiseksi heikomminkin tunnettu. Turvemaiden tuhka- tai PKB-lannoituksen vaikutukset tunnetaan parhaiten mäntyvaltaisilla II-tyyppien turvekankailla, kun taas erityisesti kuusivaltaisten turvemaametsien tuhkalannoituksesta tiedetään vielä hyvin vähän.

Lannoitustutkimus Suomessa ja muissa pohjoisissa maissa on tähän asti keskittynyt lähes yksinomaan mänty- ja kuusimetsiin. Sekametsien kasvatus, ja erityisesti lehtipuusekoituksen suosiminen on kuitenkin jo tullut normiksi metsänkasvatuksessa. Puulajivalikoimaa pyritään parhaillaan tietoisesti monipuolistamaan Suomessa, ja ilmastonmuutos todennäköisesti parantaa useiden puulajien menestymistä. Useimmat lehtipuulajimme menestyvät parhaiten luontaisesti viljavimmilla mailla, ja niiden ravinnetarve on myös suurempi erityisesti mäntyyn verrattuna. Toisaalta lehtipuusekoitus parantaa maan ominaisuuksia varsinkin puhtaaseen kuusikkoon verrattuna, ja tämä osaltaan edistää ravinteiden tuloa puiden saataville. Toisaalta kuitenkin kilpailu ravinteista voi olla voimakasta lehtipuun ravinnetarpeen vuoksi. Kilpailuasetelmia eri puulajien välillä ei juuri ole tutkittu, ei myöskään puulajien kilpailua lannoitteina annetuista ravinteista, ja näistä tarvitaan lisää tietoa. Lannoituksella saattaa myös olla mahdollista parantaa lehtipuun menestymistä esimerkiksi kuivahkoilla kankailla, ja tätäkin on tarpeen selvittää.

Leppien typensidontasymbioosin hyväksikäyttö on mahdollisuus saada typpilannoituksen edut käyttöön ilman lannoitteiden käyttöön liittyviä rahallisia ja energiankäyttökustannuksia. Tähän asti harmaaleppä on useimmiten poistettu taimikonhoidon yhteydessä, mutta typensidontan kannalta lajia kannattaisi erityisesti suosia sekapuuna. Lepän kylvökin voisi olla mahdollista. Harmaaleppä ei menesty vähemmän viljavilla mailla, ja olisi syytä selvittää, mitkä syyt tähän johtavat, kun typen saannista ei ole kyse.

Käytetyimmät metsänlannoitevalmisteet ovat tällä hetkellä salpietari eli kalkkipitoinen ammoniumnitraatti, booraksi ja puuntuhka. Orgaanisten kierrätyslannoitteiden käyttö ei ole tällä hetkellä sallittua Suomessa, mutta on ehdotettu muutoksia säädöksiin, jotta näitä voitaisiin käyttää. Koetoimintaa orgaanisten lannoitteiden käytöstä on jo käynnissä.

Lannoitustutkimukset on tähän asti tehty jaksollisesti kasvatetuissa metsissä. Jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa ei saavuteta samanlaista etua puuston järeyden lisäämisessä ennen päätehakkuuta kuin typpilannoituksella pyritään saavuttamaan. Lannoitushyötyjä on vaikeampi mitata, mutta typpilannoitus kuitenkin lisää kasvua myös eri-ikäisessä puustossa. Jatkuvapeitteistä kasvatusta suositellaan ennen kaikkea turvemaille, joissa se osaltaan vähentää ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin. Ainakin kaliumin ja boorin puutokset ovat myös jatkuvapeitteisessä kasvatuksessa ongelmia, joita voidaan lannoituksella hoitaa. Jatkuvapeitteiseen kasvatukseen tehokkaimmin sovitettavasta lannoituksesta ei ole vielä tutkimustuloksia eikä suosituksia. Tämä on lähiajan tutkimustarve.

Turvemaille kasvualustan vesitalouden säätely puuston kasvua silmällä pitäen on tulevaisuudessa keskeinen asia silloin kun tavoitteena on puuston kasvattaminen teollisuuden tarpeisiin. Jatkuvan puupeitteen säilyttäminen tarjoaa mahdollisuuksia pitää pohjaveden pinnan taso riittävän alhaisena ilman kunnostusojitusta, mutta tämän toimenpiteen toimivuutta erilaisilla kohteilla tulee tutkia lisää. Tuhkalannoituksella on myös mahdollista alentaa vedenpinnan tasoa ilman kunnostusojitusta puuston lisääntyvän kasvun ja haihdutuksen ansiosta. Kunnostusojituksen välttäminen vähentää vesistökuormitusta.

Kangasmaiden typpilannoituksen aiheuttamaa vesistökuormitusta on Suomessa selvitetty vain yhdessä tutkimuksessa, ja tutkimuksia tarvittaisiin lisää. Turvemaiden tuhkalannoituksen aiheuttaman vesistökuorman ennuste perustuu sekin vain kolmen alueen seurantaan. Pohjavesialueilla lannoitustutkimuksia ei ole tehty olleenkaan vaan lannoituskielto perustuu varovaisuuteen. Myös pienvesien ja lähteiden suojelu lannoituksen mahdollisilta haitallisilta vaikutuksilta kaipaa lisätutkimusta, sillä lähdelajiston on havaittu olevan herkkä hyvinkin pienille typpipitoisuusmuutoksille.

Puunkorjuuta on Suomessa harjoitettu suhteellisen lyhyen aikaa verrattuna puunkasvatuksen kiertoaikoihin, joten useiden kiertoaikojen ja puunkorjuukertojen kuluessa poistuvien ravinnemäärien merkityksestä ei vielä tiedetä tarpeeksi. Hakkuutähteidenkin korjuun pitkäaikaisvaikutukset ovat toistaiseksi heikosti tunnettuja. Myös runkopuussa poistuvat ravinteet on otettava huomioon. Nyt jo tiedetään, että toistuva puunkorjuu voi johtaa kaliumin puutokseen kaikissa paksaturpeisissa suometsissä, sillä korjattavan biomassan ja hakkuun jälkeisen huuhtouman mukana poistuu maan varoihin nähden huomattava määrä kaliumia. Myös boorimäärät ovat monilla kasvupaikoilla niin vähäisiä, että suurin osa kasvupaikan boorista on puustossa. Tällöin kokopuukorjuu aiheuttaa merkittävän poistuman; lisäksi booria on suhteellisen paljon myös runkopuussa.

16.2. Ympäristömuutosten aiheuttamat muutokset puuston kasvussa ja ravinteiden tarpeessa

Muiden ravinteiden kuin typen, fosforin, kaliumin ja boorin niukkuus on toistaiseksi ollut harvinaista tai niitä ei ole havaittu. Toistuvat typpilannoitukset, typpilaskeuma, ilmastonmuutos, runkojen korjuu ja hakkuutähteiden korjuu vaikuttavat ravinteiden tarpeeseen. Lannoituskoetoiminnan ja muiden tutkimusten yhteydessä kerätyistä aineistoista voidaan jossakin määrin arvioida, minkä ravinteiden puutokset voivat tulla kysymykseen olosuhteiden ja metsänkäsittelymenetelmien muuttuessa. Toisaalta monien ravinteiden, kuten rikin, kuparin ja molybdeenin osalta puuttuu myös perustietämystä siitä, mitkä ovat metsäpuiden puutosrajat neulasten tai lehtien ravinnepitoisuutena ilmaistuna.

Rikin puutoksia on epäilty Suomessa metsämailla, mutta lannoitustutkimukset aiheesta vielä puuttuvat. Rikkiä tuli pitkään laskeuman mukana suurehkoja määriä, mutta tilanne on muuttunut, kun rikkipäästöjä on saatu vähennettyä huomattavasti.

Alhaisia magnesiumipitoisuuksia on löytynyt neulasista turvemailla. Hivenaineista kuparia on joillakin alueilla Suomessa hyvin vähän kallioperässä, ja kupari sitoutuu maan orgaaniseen aineeseen muotoihin, jotka ovat kasveille erittäin vaikeasti saatavia. Siten varsinkin turvemailla kuparin ja myös magnesiumin saatavuutta tulee pitää silmällä ja selvittää lannoitusvasteita.

Molybdeeni on hivenaine, jonka tarve lisääntyy huomattavasti, jos typpi otetaan nitraattina verrattuna ammonium- tai aminohappotyypen ottoon. Siksi ammoniumnitraatin käyttö lannoitteena lisää molybdeenin tarvetta, ja molybdeenin riittävydestä tarvitaan nykyistä parempaa tietoa. Myös biologiseen typensidontaan tarvitaan molybdeeniä suhteellisen suuria määriä, ja typensidonnan käyttö metsien ravitsemuksen edistämiseen edellyttää tämän hivenaineen riittävää saantia. Koska molybdeeniä on kasveissa yleensä erittäin pieniä määriä, se jää usein ravinneanalyysissä määritysrajojen alapuolelle, joten piilevät puutokset ovat mahdollisia nykyoloissakin.

Ilmaston lämpeneminen lisää puuston kasvua sekä suoraan että maaperän mikrobitoiminnan ja nopeutuvan karikkeen hajotuksen kautta. Todennäköisesti lämpeneminen lisää erityisesti typen saatavuutta, ja typpilaskeuma on edelleen jatkuvaa varsinkin eteläisimmässä osassa maata. Lisääntyvään kasvuun tarvitaan suurempia määriä kaikkia ravinteita, ja typen saatavuuden lisääntyessä muut ravinteet saattavat tulla kasvua rajoittaviksi. Kalium, kalsium, magnesium ja metalliset hivenaineet tulevat käyttökelpoiseen muotoon kivennäishiukkasten rapautumisesta, ja lämpötilojen nousu voi hieman lisätä rapautumista, edellyttäen, että vettä on saatavilla. Sen sijaan lämpenemisen vaikutuksesta metsämaan fosforin ja rikin saatavuuteen suomalaisissa metsämaissa ei ole juuri tietoa, ja on mahdollista, että niiden määrä suhteessa tyypeen tulee joillakin kasvupaikoilla rajoittavaksi tekijäksi.

Ilmastonmuutoksen vaikutukset vesitalouteen aiheuttavat epävarmuutta ennusteissa. Lämpeneminen lisää haihdutusta, ja sitä kautta kuivuus lisääntyy, kun sademäärät eivät todennäköisesti nouse vastaavasti kasvukauden aikana. Myös sään ääri-ilmiöt lisääntyvät. Toisaalta soistuneiden maiden ja joidenkin turvekankaiden kuivuminen on edullista puuston kasvuille ja voi tuoda myös aikaisemmin soistuneita kankaita lannoitustoiminnan piiriin. Kuivuus voi kuitenkin alkaa haitata varsinkin kuusen kasvua myös turvemaametsissä. Kuivuus haittaa sekä puuston kasvua suoraan että maan mikrobien toimintaa ja ravinteiden saatavuutta

hajotustoiminnan kautta. Kuivuus heikentää varsinkin fosforin, magnesiumin ja boorin saata-
vuutta maaperässä.

Maassa tapahtuvat muutokset ovat usein hitaita verrattuna ilmaston muuttumiseen, mutta lämpenemisen ja kosteuden sekä talviolosuhteiden muutokset vaikuttavat maaperään ajan myötä. Eri ravinteiden riittävyttä eri kasvupaikoilla voidaan seurata neulas- ja lehtianalyysien, maaperätutkimuksien, ja tarvittaessa selvittää kasvuvasteita uudelleenlannoitustutkimuksien. Tällaiset tutkimukset eivät pysty ennustamaan tulevien olosuhteiden vaikutusta, ja ennustamiseen tueksi tarvitaan myös kokeellista tutkimusta, jossa maan lämpötilaa ja kosteutta muutetaan eri käsittelyillä.

16.3. Hiilen sidonta lannoituksen tavoitteena

Lannoitus lisää puuston kasvua, ja sitä kautta hiiltä sitoutuu enemmän puusta valmistettaviin tuotteisiin. Ennen päätehakkuuta tehtävällä typpilannoituksella lisätään tukkipuusuutta ja siten rakennuspuuksi päätyvää osuutta, joka pysyy pitkään poissa kierrosta. Myös boorilannoitus vaikuttaa laatuun tuotantoon ja jossakin määrin myös puuntuotoksen määrään. Uusissa puunkäyttömuodoissa toisaalta on myös pitkään kierrosta poissa pysyviä osioita, jotka eivät ole riippuvaisia tukkipuun tuotannosta.

Jos lannoituksen päämääränä on hiilensidonta enemmän kuin tukkipuun tuotannon maksimoiminen, typpilannoituksen voi kohdistaa nuorempiin kasvatusmetsiin, joiden ravinnetarve on suurimmillaan. Näissä laatutappiota syntyy oksaisuuden lisääntymisen myötä. Hiilinielujen näkökulmasta tarkasteltuna peräkkäisten lannoituskertojen toteuttamismahdollisuuksia tulee arvioida uudesta näkökulmasta.

Puuntuotoksen lisäksi nykyisissä oloissa boreaalisten kivennäismaiden typpilannoitus lisää maaperän hiilensidontaa merkittävästi. Vaikka ilmiö on osoitettu, ja sen määrä pystytään laskennallisesti ottamaan huomioon, sen syytä ei vielä tunneta pitävästi. Siten ei myöskään voida ennustaa, kuinka pysyvä ilmiö suomalaisen maaperän hiilensidonta on muuttuvassa ilmastossa. Metsämaidemme hiili on erittäin monimuotoisissa yhdisteissä, joista toiset ovat tuoreesta kasvi-, mikrobi- ja eläinrikkeestä peräisin. Toisessa ääripäässä on hiiltä, joka on ollut tuoretta kariketta jopa tuhansia vuosia sitten, ja sen jälkeen muuntunut monimutkaisiksi yhdisteiksi maaperässä. Muuttuvassa ilmastossa myös kasvilajistossa ja maaperän sieni- ja bakteerilajistossa tapahtuu muutoksia, ja näillä on oma osuutensa hiiliyhdisteiden ominaisuuksien ja määrän muutoksiin. Aikaisemmat tutkimukset on tehty lähes yksinomaan havumetsissä, ja lehtipuusekoitus vaikuttaa maaperän hiileen. Orgaanista ainetta on myös eri kasvupaikoilla eri syvyyksissä maaperässä, sillä suuri osa hiilestä on kivennäismaakerroksissa eikä pelkästään humuskerroksessa. Lisäksi kivennäismaiden tuhkalannoitus typen lisänä vaikuttaa maan hiilidynamiikkaan tavoilla, joita ei vielä tunneta hyvin. Siten tarvitaan tutkimusta monesta eri maaperän hiileen liittyvästä ilmiöstä.

Turvemaametsien tuhkalannoituksen odotetaan lisäävän hiilen sidontaa puuston lisääntyvän kasvun myötä. Maaperän hiilivaraston muutosten osalta muutosten suuntaa ja suuruutta on vielä toistaiseksi mahdotonta arvioida kattavasti. Lyhyellä aikavälillä lannoituksen ei ole havaittu lisäävän hiilipäästöjä, ja lisääntyneen karikesyötteen myötä lannoituksella saattaa olla positiivinen vaikutus myös maan hiilivarastoon. Pitkäaikaisvaikutuksia on tutkittu toistaiseksi vain heikkotuottoisissa metsissä. Sellaisissa heikkotuottoisissa metsissä, joissa

heikkotuottoisuus aiheutuu turpeen hyvin niukoista fosfori- ja kaliumvarannoista suhteessa typpeen, tuhkalannoituksen on kuitenkin havaittu lisäävän hiilen hävikkiä maasta. Lisätutkimuksia on parhaillaan käynnissä, ja niiden pohjalta voidaan arvioida pitkäaikaisvaikutuksia laajemmin, mm. sitä, kannattaako lannoituksen kohdejoukkoa rajata kasvupaikkatyyppi-perusteisesti maan hiilitaseen näkökulmasta.

Kasvi-, sieni- ja eläinlajiluettelo

Kasvit

Alaskanlupiini *Lupinus nootkatensis*

Banksinmänty *Pinus banksiana*

Douglaskuusi *Pseudotsuga menziesii*

Harmaaleppä *Alnus incana*

Hieskoivu *Betula pubescens*

Kanerva *Calluna vulgaris*

Keväinen linnunherne *Lathyrus vernus*

Komealupiini *Lupinus polyphyllus*

Kuusi *Picea abies*

Metsäapila *Trifolium medium*

Metsälauha *Deschampsia flexuosa*

Metsävirvilä *Ervilia sylvatica*

Mustikka *Vaccinium myrtillus*

Mänty *Pinus sylvestris*

Punaleppä *Alnus rubra*

Puolukka *Vaccinium vitis-idaea*

Rauduskoivu *Betula pendula*

Saarni *Fraxinus excelsior*

Suomyrtti *Myrica gale*

Tervaleppä *Alnus glutinosa*

Tyrni *Hippophaë rhamnoides*

Sienet ja sienitaudit

Etelänversosurma, havuparikassienien aiheuttama tauti

Haperot *Russulaceae*

Harmaakariste, männynharmaakariste *Lophodermella sulcigena*

Havuparikas *Diplodia sapinea*, syn. *Sphaeropsis sapinea*

Juurikäpä (kuusenjuurikäpä *Heterobasidion parviporum* ja männynjuurikäpä *Heterobasidion annosum*)

Kangasrousku *Lactarius rufus*

Koivun levälaikku *Phytophthora cactorum*

Mesisienet *Armillaria* spp.

Männynleppärousku *Lactarius deliciosus*

Saarnensurma *Hymenoscyphus fraxineus*

Surmakkasieni, *Gremmeniella abietina*

Tervasroso *Cronartium pini*, syn. *C.flaccidum* & *Peridermium pini*

Valdensia heterodoxa

Versopolte (tammen äkkikuolema) *Phytophthora ramorum*

Versosurma, surmakkasienen aiheuttama tauti

Voitatti *Suillus luteus*

Eläimet, selkärangattomat

Hirvi *Alces alces*

Jänikset *Lepus spp.*

Metsäkauris *Capreolus capreolus*

Myyrät *Cricetidae*

Peltomyyrä *Microtus agrestis*

Päästäiset *Soricidae*

Valkohäntäkauris (ent. valkohäntäpeura) *Odoleicus virginianus*

Eläimet, selkärangattomat

Kaarnakuoriaiset *Scolytinae*

Kirjanpainaja *Ips typographus*

Kirvat *Aphidoidea*

Kuusenneulaspistiäinen *Pristiphora abietina*

Muurahaiset *Formicidae*

Okakaarnakuoriainen *Ips acuminatus*

Pulskamailapistiäinen *Arge pullata*

Punalatikka *Aradus cinnamomeus*

Saarnipistiäinen *Tomostethus nigrinus*

Tunturimittari *Epirrita autumnata*

Ytimennävertäjät (pystynävertäjä *Tomicus piniperda* ja vaakanävertäjä *Tomicus minor*)

Viitteet

- Aarnio, J., Kukkola, M. & Mälkönen, E. 1997. Kangasmetsien lannoitus. Teoksessa: Mielikäinen, K. & Riikilä, M. (toim.). Kannattava puuntuotanto. Metsälehti Kustannusosakeyhtiö. S. 7–14.
- Aarnio, T. & Martikainen, P.J. 1995. Mineralization of C and N and nitrification in Scots pine forest soil treated with nitrogen fertilizers containing different proportions of urea and its slow-releasing derivative, ureaformaldehyde. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1325–1331.
- Aarnio T., McCullough K. & Trofymow J.A. 1996. Fate of urea and ureaformaldehyde nitrogen in a one-year laboratory incubation with Douglas-fir forest floor. *Soil Biology and Biochemistry* 28(10-11): 1407–1415.
- Aarnio, L., Nuorteva, H. & Ylioja, T. 2022. Kansalaisten tekemien metsätuhoilmoitusten satoa vuodelta 2021. Julkaisussa: Melin, M. & Terhonen, E (toim.) 2022. Metsätuhot vuonna 2021. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 38/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 7–14
- Adamczyk, B., Kitunen, V. & Smolander, A. 2013. Response of soil C and N transformations to condensed tannins and different organic N-condensed tannin complexes. *Applied Soil Ecology* 64: 163–170.
- Adamczyk, B., Kilpeläinen P., Kitunen, V. & Smolander, A. 2014. Potential activities of enzymes involved in N, C, P and S cycling in boreal forest soil under different tree species. *Pe-dobiologia* 57: 97–102.
- Adamczyk, S., Kitunen, V., Lindroos, A.-J., Adamczyk, B. & Smolander, A. 2016. Soil carbon and nitrogen cycling processes and composition of terpenes five years after clear-cutting a Norway spruce stand: Effects of logging residues. *Forest Ecology and Management* 381: 318–326.
- Aguilos, M., Takagi, K., Liang, N., Ueyama, M., Fukuzawa, K., Nomura, M., Kishida, O., Fukazawa, T., Takahashi, H., Kotsuka, C., Sakai, R., Ito, K., Watanabe, Y., Fujinuma, Y., Takahashi, Y., Murayama, T., Saigusa, N. & Sasa, K. 2014. Dynamics of ecosystem carbon balance recovering from a clear-cutting in a cool-temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 197: 26–39.
- Ahtikoski, A, Rämö, J., Juutinen, A., Shanin, V. & Mäkipää, R. 2022. Continuous cover forestry and cost of carbon abatement on mineral soils and peatlands. *Frontiers in Environmental Science, Environmental Economics and Management*. doi:10.3389/fenvs.-2022.837878
- Ahtikoski, A. & Hökkä, H. 2019. Intensive forest management – does it financially pay off on drained peatlands? *Canadian Journal of Forest Research* 49: 1101–1111. dx.doi.org/10.1139/cjfr-2019-0007
- Alexander A. & Helm H.-U. (1990). Ureaform as a slow release fertilizer: a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 153: 249–255.

- Amacher, G. S., Ollikainen, M. & Koskela, E. 2009, *Economics of Forest Resources*, The MIT Press, Cambridge. 448 p.
- Aphalo, P.J., Lahti, M., Lehto, T., Repo, T., Rummukainen, A., Mannerkoski, H. & Finér, L. 2006. Responses of silver birch saplings to low soil temperature. *Silva Fennica* 40: 429–442.
- Arnebrant, K. 1991. Effects of forest fertilization on soil microorganisms, 64 pp. Doctoral thesis, Dept. of Ecology, Lund Univ., Lund. ISBN 91-7105-016-7.
- Arnon, D.I. & Stout, P.R. 1939. The essentiality of certain elements in minute quantity for plants with special reference to copper. *Plant Physiology* 42: 371–385.
- Arvidsson, H., Vestin, T. & Lundkvist, H. 2002. Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 161: 75–87.
- Augusto, L., Schriver, A.N., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C. & Ranger, J. 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews* 90: 444–466.
- Bader, M.K.-F., Leuzinger, S., Keel, S.G., Siegwolf, R.T.W., Hagedorn, F., Schleppi, P. & Körner, C. 2013. Central European hardwood trees in a high-CO₂ future: synthesis of an 8-year forest canopy CO₂ enrichment project. *Journal of Ecology* 101: 1509–1519.
- Ball, J.P., Danell, K. & Sunesson, P. 2000. Response of a herbivore community to increased food quality and quantity: an experiment with nitrogen fertilizer in a boreal forest. *Journal of Applied Ecology* 37: 247–255.
- Bang-Andreasen, T., Peltre, M., Ellegaard-Jensen, L., Hansen, L.H., Ingerslev, M., Rønn, R., Jacobsen, C.S. & Kjølner, R. 2021. Application of wood ash leads to strong vertical gradients in soil pH changing prokaryotic community structure in forest top soil. *Scientific reports* 11(1): 1–10.
- Berg, S. & Lindholm, E.-L. 2005. Energy use and environmental impacts of forest operations in Sweden. *Journal of Cleaner Production* 13: 33–42. doi:10.1016/j.jclepro.2003.09.015.
- Bergh, J., Freeman, M., Sigurdsson, B., Kellomäki, S., Laitinen, K., Niinistö, S., Peltola, H. & Linder, S. 2003. Modelling the short-term effects of climate change on the productivity of selected tree species in Nordic countries. – *Forest Ecology and Management* 183: 327–340.
- Bergquist, J., Örlander, G. & Nilsson, U. 2003. Interactions among forestry regeneration treatments plant vigour and browsing damage by deer. *New Forests* 25: 25–40.
- Binkley, D., Sollins, P., Bell, R., Sachs, D., Myrold, D. 1992. Biochemistry of adjacent conifer and alder- conifer stands. *Ecology* 73: 2022–2033.
- Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. 1994. Effects of Fertilization on Forest Ecosystem. 218 s.
- Björkman, C., Larsson, S. & Gref, R. 1991. Effects of nitrogen fertilization on pine needle chemistry and sawfly performance. *Oecologia* 86: 202–209.

- Björkman, C., Kytö, M., Larsson, S. & Niemelä, P. 1998. Different responses of two carbon-based defenses in Scots pine needles to nitrogen fertilization. *Écoscience* 5: 502–507.
- Blaško, R., Forsmark, B., Gundale, M.J., Lundmark, T., Nordin, A. 2020. Impacts of tree species identity and species mixing on ecosystem carbon and nitrogen stocks in a boreal forest. *Forest Ecology and Management* 458:117783
- Blašco, R., Högberg, P., Holm Bach, L. & Högberg, M. 2013. Relations among soil microbial community composition, nitrogen turnover, and tree growth in N-loaded and previously N-loaded boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management* 302: 319–328. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.035>
- Blevins, D., Prescott, C.E., Allen, H.L. & Newsome, T.A. 2005. The effects of nutrition and density on growth, foliage biomass, and growth efficiency of high-density fire-origin lodgepole pine in central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2851–2859.
- Blumenstein, K., Bußkamp, J., Langer, G.J. & Terhonen, E. 2022. Diplodia tip blight pathogen's virulence empowered through host switch. *Frontiers in Fungal Biology* 3: 939007. doi: 10.3389/ffunb.2022.939007
- Bonet, J.A., de-Miguel, S., Martínez de Aragón, J., Pukkala, T. & Palahí, M. 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius group deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in Northeastern Spain, *Forest Ecology and Management* 265: 211–217.
- Booker, F.L., Maier, C.A., 2001. Atmospheric carbon dioxide, irrigation, and fertilization effects on phenolic and nitrogen concentrations in loblolly pine (*Pinus taeda*) needles. *Tree Physiology*: 609–616. doi.org/10.1093/treephys/21.9.609
- Brandtberg, P.-O., Lundvist, H. & Bengtson, J. 2000. Changes in forest-floor chemistry caused by a birch admixture in Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 140: 253–264.
- Braekke, F.H. Occurrence of growth disturbance problems in Norwegian and Swedish forestry. In: Kolari, K.K. (toim.). *Growth disturbances of forest trees*. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 116: 20–25.
- Briceño-Elizondo, E., Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., Matala, J. & Kellomäki, S. 2006: Sensitivity of growth of Scots pine, Norway spruce and silver birch to climate change and forest management in boreal conditions. – *Forest Ecology and Management* 232: 152–167.
- Brix, H. & Mitchell, A.K. 1983. Thinning and nitrogen fertilization effects on sapwood development and relationships of foliage quantity to sapwood area and basal area in Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 13(3): 384–389.
- Bryant, J.P. & Kuropat, P.J. 1980. Selection of winter forage by subarctic browsing vertebrates: The role of plant chemistry. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 261–285.
- Calama S.R., Tome, M., Sánchez-González, M., Miina, J., Spanos K. & Palahi, M. 2010. Modelling Non-Wood Forest Products in Europe: a review. *Forest Systems* 19: 69–85. doi.org/10.5424/fs/201019S-9324

- Chaia, E., Wall, L.G. & Huss-Danell, K. 2010. Life in soil by the actinorhizal root nodule endophyte *Frankia*. A review. *Symbiosis* 51: 201–226.
- Chapin, F.S., Woodwell, G.M., Randerson, J.T., Rastetter, E.B., Lovett, G.M., Baldocchi, D.D., Clark, D.A., Harmon, M.E., Schimel, D.S., Valentini, R., Wirth, C., Aber, J.D., Cole, J.J., Goulden, M.L., Harden, J.W., Heimann, M., Howarth, R.W., Matson, P.A., McGuire, A.D., Melillo, J.M., Mooney, H.A., Neff, J.C., Houghton, R.A., Pace, M.L., Ryan, M.G., Running, S.W., Sala, O.E., Schlesinger, W.H. & Schulze, E.-D. 2006. Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods. *Ecosystems* 9: 1041–1050. doi.org/10.1007/s10021-005-0105-7
- Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., Quested, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D.A., Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., van Bodegom, P., Brovkin, V., Chaitain, A., Callaghan, T.V., Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J.A., Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N.A., Vaieretti, M.V. & Westoby, M. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters* 11: 1065–1071. doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x
- Danell, K., Niemelä, P., Varvikko, T. & Vuorisalo, T. 1991. Moose browsing on Scots pine along a gradient of plant productivity. *Ecology* 72(5): 1624–1633.
- Dawud, S.M., Raulund-Rasmussen, K., Ratcliffe, S., Domisch, T., Finér, L., Joly, F.-X., Hättenschwiler, S. & Vesterdal, L. 2017. Tree species functional group is a more important driver of soil properties than tree species diversity across major European forest types. *Functional Ecology* 31: 1153–1162.
- Derome, J., Kukkola, M. & Mälkönen, E. 1986. Forest liming on mineral soils. *National Swedish Environment Protection Board* 3084: 1–107.
- Domisch, T., Finér, L., Dawud, S.M., Vesterdal, L., Raulund-Rasmussen, K. 2015. Does species richness affect fine root biomass and production in young forest plantations? *Oecologia* 177: 581–594.
- DeLuca, T.H., Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Sellstedt, A. 2002. Quantifying nitrogen-fixation in feather moss carpets of boreal forests. *Nature* 419: 917–919.
- Diagne, N., Arumugam, K., Ngom, M., Nambiar-Veetil, M., Franche, C., Narayanan, K.K. & Laplaze, L. 2013. Use of *Frankia* and actinorhizal plants for degraded lands reclamation. *BioMed Research International*. dx.doi.org/10.1155/2013/948258.
- Dunham, R.A., Cameron, A.D. & Petty, J.A. 1999. The effect of growth rate on the strength properties of sawn beams of silver birch (*Betula pendula* Roth). *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 18–26.
- Egli, S., Ayer, F., Peter, M., Eilman, B. & Rigling, A. 2010. Is forest mushroom productivity driven by tree growth? Results from a thinning experiment. *Annals of Forest Science* 67(509). <https://doi.org/10.1051/forest/2010011>
- Elliot, J.R. & Fox, T.R. 2006. Effects of a controlled release fertilizer on the nitrogen dynamics of mid-rotation loblolly pine plantation in the Piedmont, Virginia. In: Connor K. (toim.).

- Proceedings of the 13th biennial southern silvicultural research conference. General Technical Reports SRS-92. Asheville, NC: U.S. Departments of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 640 s.
- Elliot, J.R. & Fox, T.R. 2013. Ammonia volatilization following fertilization with urea or ureaform in a thinned loblolly pine plantation. *Soil Science Society American Journal* doi:10.2136/sssaj2013.12.0512n
- EN 338. 2016. Structural timber - Strength classes. European standard. 12 s.
- Epstein, E. & Bloom, A.J. 2005. Mineral nutrition of plants: principles and perspectives. London, UK: Sinauer Associates, Sunderland.
- Ericson, B., Friberg, R. & Nömmik, H. 1971. Ett doseringsförsök i tall. Föreningen Skogsträdsföreläring och Institutet för Skogsförbättring, Årsbok 1971. Ss. 87–110.
- Eriksson, A., Jansson, G. & Movitz, J. 1984. Skogsgödslings effekter på svamp. *Vår Föda* 36: 76–85.
- Eriksson, H.M., Nilsson, T. & Nordin, A. 1998. Early effects of lime and hardened and non-hardened ashes on pH and electrical conductivity of the forest floor, and relations to some ash and lime qualities. Recycling of wood ash: selected results from a Swedish R&D programme. *Scandinavian Journal of Forest Research, Suppl. 2*: 56–66.
- Ernfors, M., Sikström, U., Nilsson, M. & Klemetsson, L. 2010. Effects of wood ash fertilization on forest floor greenhouse gas emissions and tree growth in nutrient poor drained peatland forests. *Science of The Total Environment* 408: 4580–4590. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.024
- Ethelberg-Findsen, D., Rønn, R. & Ekelund, F. 2021. Wood Ash Application Reduces Bryophyte Cover and Changes Species Composition in a Norway Spruce (*Picea abies*) Plantation. *Forests* 12(178). doi.org/10.3390/f12020178
- Finér, L., Domisch, T., Dawud, S.M., Raulund-Rasmussen, K., Vesterdal, L., Bouriaud, O., Bruehlheide, H., Jaroszewicz, B., Selvi, F. & Valladares, F., 2017. Conifer proportion explains fine root biomass more than tree species diversity and site factors in major European forest types. *Forest Ecology and Management* 406: 330–350.
- Flykt, E., Timonen, S. & Pennanen, T. 2008. Variation of ectomycorrhizal colonization of spruce seedlings in Finnish nurseries. *Silva Fennica* 42: 571–585.
- Forsius, M. et al. 2021. Assessing critical load exceedances and ecosystem impacts of anthropogenic nitrogen and sulphur deposition at unmanaged forested catchments in Europe. *Science of the Total Environment* 753: 141791.
- From, F., Strengbom, J. & Nordin, A. 2015. Residual long-term effects of forest fertilization on tree growth and nitrogen turnover in boreal forest. *Forests* 6: 1145–1156. doi:10.3390/f6041145
- Gardiner, J.J. 1978. Physiological aspects of wood formation. *Irish Forestry Journal of Society of Irish Forests* 35(2): 78–84.

- Genenger, M., Zimmermann, S., Frossard, E. & Brunner, I., 2003. The effects of fertiliser or wood ash on nitrate reductase activity in Norway spruce fine roots. *Forest Ecology and Management* 175: 413–423.
- Giroto, A.S., do Valle, S.F., Guimaraes, G.G.F., Jablonowski, N.D., Ribeiro, C. & Mattoso, L.H.C. 2021. Different Zn loading in urea-formaldehyde influences the N controlled release by structure modification. *Scientific Reports* 11: 7621. doi.org/10.1038/s41598-021-87112-2
- González-García, S., Berg, S., Feijoo, M.S. & Moreira, M.T. 2009. Environmental impacts of forest production and supply of pulpwood: Spanish and Swedish case studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14(4): 340–353. doi:10.1007/s11367-009-0089-1.
- Guo, Y., Zhang, M., Liu, Z., Tian, X., Zhang, S., Zhao, C. & Lu, H. 2018. Modeling and optimizing the synthesis of urea-formaldehyde fertilizers and analyses of factors affecting these processes. *Scientific Reports* 8: 1–9. DOI:10.1038/s41598-018-22698-8
- Granath, G. & Strengbom, J. 2017. Nitrogen fertilization reduces wild berry production in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 290: 119–126.
- Gyllin, M. & Kruuse, A. 1996. Effekter på floran efter tillförsel av ved- och blandaska. Ramprogram Askåterföring. NUTEK, R 1996: 36. Stockholm. 23 s.
- Hakkila, P. 1966. Investigations on the basic density of Finnish pine, spruce and birch wood. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 61(5). 98 s.
- Hakkila, P. 1991 Hakuupoistuman latvusmassa. Summary: Crown mass of trees at the harvesting phase. *Folia Forestalia* 773: 1–24
- Helmisaari, H.-S., Hanssen, K., Jacobson, S., Kukkola, M., Luiro, J., Saarsalmi, A., Tamminen, P. & Tveite, B. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261: 1919–1927
- Hansson, K., Olsson, B.A., Olsson, M., Johansson, U., Kleja & D.B. 2011. Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden. *Forest Ecology and Management* 262: 522–530.
- Hansson, K., Fröberg, M., Helmisaari, H.-S., Kleja, D.B., Olsson, B.A., Olsson, M. & Persson, T. 2013. Carbon and nitrogen pools and fluxes above and below ground in spruce, pine and birch stands in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 309: 28–35. doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.029
- Hansson, L. & Gref, R. 1987. Bark chemistry of *Pinus contorta* and *P. sylvestris* in relation to vole damage. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2: 359–363.
- Harmon, M.E., Bond-Lamberty, B., Tang, J. & Vargas, R. 2011. Heterotrophic respiration in disturbed forests: A review with examples from North America. *Journal of Geophysical Research* 116: G00K04. doi.org/10.1029/2010JG001495

- Hasegawa, S., Marshall, J., Sparrman, T. & Näsholm, T. 2021. Decadal nitrogen addition alters chemical composition of soil organic matter in a boreal forest. *Geoderma* 386: 114906. doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114906
- Haukioja, E., Huopalahti, R., Kotiaho, J. & Nygrén, K. 1983. Millaisia männyntaimia hirvi suosii? *Suomen Riista* 30: 22–27.
- Hayatsu, M. 2014. A novel function of controlled-release nitrogen fertilizers. *Microbes and Environments* 29: 121–122.
- Hays, J.T. 1980. Ureaform: First synthetic slow release fertilizer. *Weeds, trees & turf magazine* June 1980: 42–43.
- Hedwall, P.-O., Gong, P., Ingerslev, M. & Bergh, J. 2014. Fertilization in northern forests – biological, economic and environmental constraints and possibilities. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29: 301–311. doi.org/10.1080/02827581.2014.926096
- Heikurainen, L. & Päivänen, J. 1970. The effect of thinning, clear cutting, and fertilization on the hydrology of peatland drained for forestry. *Acta Forestalia Fennica* 104(7538). doi.org/10.14214/aff.7538
- Heinonsalo, J. & Lehto, T. 2018. Sienijuuret. Teoksessa Timonen, S. & Valkonen, J. (toim.). *Sienten biologia*. Gaudeamus. s. 190–201.
- Heiskanen, V. 1965. Puiden paksuuden ja nuoruuden kehityksen sekä oksaisuuden ja saha puulaadun välisistä suhteista männiköissä. *Acta Forestalia Fennica* 80(2). 62 s.
- Heliövaara, K., Terho, E., & Annala, E. 1983. Effect of nitrogen fertilization and insecticides on the population density of pine bark bug, *Aradus cinnamomeus* (Heteroptera, Aradidae). *Silva Fennica* 17(4): 351–357.
- Helmisaari, H.S. 1992. Nutrient retranslocation in 3 *Pinus sylvestris* stands. *Forest Ecology and Management* 51: 347–367.
- Helmisaari, H.-S. 1998. Vitality of trees and forest ecosystems – concepts and criteria. Appendix 2. In: Andersson, F., Braekke, F., Hallbäcken, L. (eds.) *Nutrition and growth of Norway spruce forests in a Nordic climatic and deposition gradient*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Forestry, TemaNord 1998, 566: 212–229.
- Helmisaari, H.-S. & Hallbäcken, L. 1999. Fine-root biomass and necromass in limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst.) stands. *Forest Ecology and Management* 119: 99–110.
- Helmisaari, H.S., Kaarakka, L. & Olsson, B.A. 2014. Increased utilization of different tree parts for energy purposes. Review article. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29: 312–322.
- Henttonen, H.M., Mäkinen, H., Heiskanen, J., Peltoniemi, M., Laurén, A. & Hordo, M. 2014. Response of radial increment variation of Scots pine to temperature, precipitation and soil water content along a latitudinal gradient across Finland and Estonia. *Agricultural and Forest Meteorology* 198–199: 294–308.

- Henttonen, H.M., Nöjd, P. & Mäkinen, H. 2017. Environment-induced growth changes in the Finnish forests during 1971-2010 – An analysis based on National Forest Inventory. *Forest Ecology and Management* 386: 22–36.
- Hirvelä, H. & Hynynen, J. 1990. Effect of fertilization on the growth, top damage and susceptibility to windthrow of Scots pine stands in Lapland. *Folia For.* 764: 1–16.
- Huhta, V., Hyvönen, R., Koskenniemi, A., Vilkkamaa, P., Kaasalainen, P. & Sulander, M. 1986. Response of soil fauna to fertilization and manipulation of pH in coniferous forests, *Acta Forestalia Fennica* 195: 1–30.
- Huitu, O., Rousi, M. & Henttonen, H. 2013. Integration of vole management in boreal silvicultural practices. *Pest Management Science* 69(3): 355–361. doi.org/10.1002/ps.3264
- Huotari, N. 2012. Tuhkan käyttö metsälannoitteena. Metla. Vammalan kirjapaino Oy. 47 s.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Pasanen, J. & Kubin, E. 2008. Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *Forest Ecology and Management* 255: 2870–2875. doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.062
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Moilanen, M. & Laiho, R. 2015. Recycling of ash—For the good of the environment? *Forest Ecology and Management* 348: 226–240.
- Hurmekoski, E., Myllyviita, T., Seppälä, T., Heinonen, T., Kilpeläinen, A., Pukkala, T., Mattila, T., Hetemäki, L., Asikainen, A. & Peltola, H. 2020. Impact of structural changes in wood-using industries on net carbon emissions in Finland. *Journal of Industrial Ecology* 24: 899–912.
- Huuskonen, S., Domisch, T., Finer, L., Hantula, J., Hynynen, J., Matala, J., Miina, J., Neuvonen, S., Nevalainen, S., Niemistö, P., Nikula, A., Piri, T., Siitonen, J., Smolander, A., Tonteri, T., Uotila, K., Viiri, H. 2021. What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management* 479: 118558
- Hynönen, T. 2004. Booripitoiset lannoitteet ja nuoren kuusikon toipuminen häiriöstä. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 934: 58–61.
- Hynönen, T. & Makkonen, T. 2004. Kuusen kasvuhäiriöt Pohjois-Savossa ja niiden taloudellinen merkitys. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 934: 30–34.
- Hytönen, J. 1998. Effect of peat ash fertilization on the nutrient status and biomass production of short-rotation willow on cut-away peatland area. *Biomass and Bioenergy* 15: 83–92.
- Hytönen, J. & Hökkä, H. 2020. Comparison of granulated and loose ash in fertilisation of Scots pine on peatland. *Silva Fennica* 54: 10259.
- Hytönen, J. & Kaunisto, S. 1999. Effect of fertilization on the biomass production of coppiced mixed birch and willow stands on a cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy*. 17(6): 455–469

- Hytönen, J. & Saarsalmi, A. 2009. Long-term biomass production and nutrient uptake of birch, alder and willow plantations on cut-away peatland. *Biomass & Bioenergy* 33: 1197–1211.
- Hytönen, J. & Moilanen, M. 2015. Effect of harvesting method on the nutrient content of logging residues in the thinning of Scots pine stands on drained peatlands. Tiivistelmä: Hakkuutähteiden ravinnesisältö aines- ja energiapuukorjuun jälkeen ojitettujen turvemaiden harvennuskäytännöissä. *Suo* 66(1): 21–32. <http://www.suo.fi/article/9895>
- Hytönen, J. & Saarsalmi, A. 2015. Biomass production of coppiced grey alder and the effect of fertilization. *Silva Fennica* 49. 16 s.
- Hytönen, J. & Saarsalmi, A. & Rossi, P. 1995. Biomass production and nutrient uptake of short-rotation plantations. *Silva Fennica* 29: 117–139.
- Hämäläinen, J., Paavilainen, E., Salminen, O. & Heinonen, R. 1985. Tuloksia ojitettujen kuusikoiden lannoituksesta. Summary: The growth response to and profitability of fertilization in drained spruce swamp stands. *Folia Forestalia* 623. 32 p.
- Hämäläinen, J., Kukkola, M. ja Laakkonen, O. 1989. Toistuvan lannoituksen kannattavuus kangasmailla. *Folia Forestalia* 740.
- Högberg, M.N., Yarwood, S.A., Myrold, D.D. 2014a. Fungal but not bacterial communities recover after termination of decadal nitrogen additions to boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 72: 35–43. doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.01.014
- Högberg, M.N., Blaško, R., Holm Bach, L., Hasselquist, N.J., Egnell, G., Näsholm, T. & Högberg, P. 2014b. The return of experimentally N-saturated boreal forest to an N-limited state: observations on the soil microbial community structure, biotic N retention capacity and gross N mineralization. *Plant and Soil* 381: 45–60. doi.org/10.1007/s11104-014-2091-z
- Högberg, P. 2007. Nitrogen impacts on forest carbon. *Nature* 447: 781–782. doi.org/10.1038/447781a
- Högberg, P., Näsholm, T., Franklin, O. & Högberg, M. 2017 Tamm Review: On the nature of the nitrogen limitation to plant growth in Fennoscandian forests. *Forest Ecology and Management* 403: 161–185. doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.045
- Högberg, P., Johannisson, C., Yarwood, S., Callesen, I., Näsholm, T., Myrold, D.D. & Högberg, M.N. 2011 Recovery of ectomycorrhiza after 'nitrogen saturation' of a conifer forest. *New Phytologist* 189: 515–525. doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03485.x
- Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö., Nordlund, S., 2001. Effects of Wood-Ash Addition on Soil-Solution Chemistry and Soil N Dynamics at Picea abies (L.) Karst. Site in Southwest Sweden. SkogForsk, Report 4. 20 s.
- Hökkä, H., Penttilä, T. & Hånell, B. 1996. Effect of thinning on the foliar nutrient status of Scots pine stands on drained boreal peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1577–1584.

- Hökkä H., Repola J. & Moilanen M. 2012. Modelling volume growth response of young Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands to N, P, and K fertilization in drained peatland sites in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1359–1370.
- Ikeda, S., Suzuki, K., Kawahara, M., Noshiro, M. & Takahashi, N. 2014. An assessment of urea-formaldehyde fertilizer on the diversity of bacterial communities in onion and sugar beet. *Microbes Environ.* 29: 231–234.
- Ingerslev, M., Mälkönen, E., Nilsen, P., Nohrstedt, H-Ö., Oskarsson, H, & Raulund-Rasmussen, K. 2001. Main findings and futures challenges in forest nutritional research and management in the Nordic countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 488–501.
- Insam, H. & Palojarvi, A. 1995. Effects of forest fertilization on nitrogen leaching and soil microbial properties in the Northern Calcareous Alps of Austria. *Plant and Soil* 168–169: 75–81.
- IPCC 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H.S, Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (eds.). Osa/vuosik. IV. IGES, Japan. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf.
- Issakainen, J. & Moilanen, M 1998. Lannoituksen vaikutus puolukka- ja mustikkasatoihin ja marjojen ravinnepitoisuuksiin kangasmailla. *Metsätieteen aikakauskirja* 3: 379–391.
- Jacobson, S. 2001. Fertilization to increase and sustain tree growth in coniferous stands in Sweden. *Acta Universitatis Agriculturae Suecia, Silvestria* 217. 34 s.
- Jacobson, S., Kukkola, M., Mälkönen, E. & Tveite, B. 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129: 41–51.
- Jacobson, S. & Gustafsson, L. 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic and Applied Ecology* 2: 233–241.
- Jacobson, S. & Pettersson, F. 2010. An assessment of different fertilization regimes in three boreal coniferous stands. *Silva Fennica* 44: 815–827. <https://doi.org/10.14214/sf.123>
- Jacobson, S., Pettersson, F., Högbom, L. & Sikström, U. 2005. Skogsgödsling – en handledning från Skogforsk. Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut. 56 s.
- Jahns, T., Schepp, R., Siersdorfer, C. & Kaltwasser, H. 1999. Biodegradation of slow-release fertilizers (methyleneureas) in soil. *Journal of Environmental Polymer Degradation* 7: 75–82.
- Jalava, M. 1945. Strength properties of Finnish pine, spruce, birch and aspen. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 33(3): 1–66.
- Janssens, I.A., Dieleman, W., Luysaert, S., Subke, J.A., Reichstein, M., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Grace, J., Matteucci, G., Papale, D, Piao, S.L., Schulze, E.-D., Tang, J. & Law, B.E. 2010 Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience* 3: 315–322.

- Jiang, M. et. al. 2020. The fate of carbon in a mature forest under carbon dioxide enrichment. *Nature* 580: 227–231.
- Jiao, G.J., Xu, Q., Cao, S.-L., Peng, P. & She, D. 2018. Controlled-release fertilizer with lignin used to trap urea/hydroxymethylurea/urea-formaldehyde polymers. *Bioresources* 13: 1711–1728.
- Johansson, M.-B. 1995. The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and white birch in Scandinavian forests. *Forestry* 68: 49–62.
- Jokinen, H., Kiikkilä, O., Fritze, H., 2006. Exploring the mechanisms behind elevated microbial activity after wood ash application. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2285–2291.
- Jukka, L. (toim.) 1988. Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka Oy, Helsinki. 168 s.
- Jyske, T., Mäkinen, H. & Saranpää, P. 2008. Wood density within Norway spruce stems. *Silva Fennica* 42(3): 439–455.
- Kaila, A., Asam, Z.-Z., Sarkkola, S., Xiao, L., Laurén, A., Vasander, H. & Nieminen, M. 2012. Decomposition of harvest residue needles on peatlands drained for forestry – Implications for nutrient and heavy metal dynamics. *Forest Ecology and Management* 277: 141–149. doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.024
- Kanerva, S. & Smolander, A. 2007. Microbial activities in forest floor layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1459–1467.
- Kanerva S., Kitunen V., Loponen J. & Smolander A. 2008. Phenolic compounds and terpenes in soil organic horizon layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Biology and Fertility of Soils* 44: 547–556.
- Kardell, L. 1984. Skogsgödslingens inverkan på bär och matsvampar. *Swed. Univ. of Agric. Sciences, Uppsala. Skogsfakta Suppl. Nr 5: 67–74.*
- Kaunisto, S. 1981. Rauduskoivun (*Betula pendula*) ja hieskoivun (*Betula pubescens*) luontainen uudistuminen turpeennoston jälkeisellä suonpohjan turpeella Kihniön Aitonevalla *Suo* 32(2): 53–60.
- Kaunisto S. (1992). Effect of potassium fertilization on the growth and nutrition of Scots pine. *Suo – Mires and Peat* 43(2): 45–62.
- Kaunisto, S. & Moilanen, M. Kasvualustan, puuston ja harvennuspoistuman sisältämät ravinnemäärät neljällä vanhalla ojitusalueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 3: 393–410.
- Kaunisto, S. & Paavilainen, E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands (Seloste: Turpeen ravinnevarat vanhoilla ojitusalueilla ja puuston kasvu). *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 145. 39 s.
- Kaunisto S. & Tukeva J. 1984. Kalilannoituksen tarve avosoille perustetuissa riukuvaiheen männiköissä. *Folia Forestalia* 585. 40 p.

- Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. 1990. Acidification in Finland. Berlin: Springer-Verlag. 1237 s.
- Kiikkilä, O., Kitunen, V., Spetz, P. & Smolander A. 2012. Characterization of dissolved organic matter in decomposing Norway spruce and silver birch litter. *European Journal of Soil Science* 63: 476–478.
- Kilpeläinen, A., Alam, A., Strandman, H. & Seppo Kellomäki, S. 2011. Life cycle assessment tool for estimating net CO₂ exchange of forest production. *Global Change Biology Bioenergy* 3(6): 461–471. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01101.x.
- Kilpeläinen, J., Räisänen, M., Mehtätalo, L., Sutinen, S., Rummukainen, A., Repo, T. & Lehto, T. 2013. The longevity of Norway spruce responses to boron fertilisation. *Forest Ecology and Management* 307: 90–100. doi 10.1016/j.foreco.2013.06.054
- Klang-Westin, E. & Perttu, K. 2002. Effects of nutrient supply and soil cadmium concentration on cadmium removal by willow. *Biomass and Bioenergy* 23: 415–426.
- Klein, D., Wolf, C., Schulz, C. & Weber-Blaschke, G. 2015. 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 556–575. doi:10.1007/s11367-015-0847-1.
- Klein, T., Bader, M.K.-F., Leuzinger, S., Mildner, M., Schleppei, P., Siegwolf, R.T.W. & Körner, C. 2016. Growth and carbon relations of mature *Picea abies* trees under 5 years of free-air CO₂ enrichment. *Journal of Ecology* 104: 1720–1733.
- Klem, G. 1972. Virkningen av gjødsling av gran (*Picea abies* (L.) Karst.) og furu (*Pinus sylvestris* L.) på virkets sommarvedprosent, volumvekt of ekstraktinnhold. *Det Norske Skogforskesvesen. Meddelelser* 122: 283–324.
- Klem, G. 1974. Egenskaper til trevirke fra gjødslet gran- og furuskog. *Norsk Treteknisk Institutt, Meddelelse* 51. 59 s. + liite 93 s.
- Klemedtsson, L., Ernfors, M., Björk, R.G., Weslien, P., Rütting, T., Crill, P. & Sikström, U. 2010. Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* (L.) Karst. forest on a drained organic soil. *European Journal of Soil Science* 61: 734–744. doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01279.x
- Klemedtsson, L., Von Arnold, K., Weslien, P. & Gundersen, P. 2005. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology* 11: 1142–1147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00973.x>
- Kolari, K. 1988. Metsäpuiden kasvuhäiriöt. Kasvuhäiriöprojektin loppuraportti. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 310. s. 1–35.
- Koricheva, J., Larsson, S., Haukioja, E. & Keinänen, M. 1998 Regulation of woody plant secondary metabolism by resource availability: hypothesis testing by means of meta-analysis. *OIKOS* 83: 212–226. doi.org/10.2307/3546833
- Korkiakoski, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rainne, J., Laurila & T., Lohila, A. 2019. Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland

- forest after clear-cutting. *Biogeosciences* 16: 3703–3723. doi.org/10.5194/bg-16-3703-2019
- Korpilahti, A. 2003. Tuhkan esikäsitteily metsäkäyttöä varten. *Metsätehon raportti* 143. 19 s.
- Kouki, J., Lyytikäinen-Saarenmaa, P., Henttonen, H. & Niemelä, P. 1998. Cocoon predation on diprionid sawflies: the effect of forest fertility. *Oecologia* 116(4): 482–488.
- Kuokkanen, K., Niemelä, P., Matala, J., Julkunen-Tiitto, R., Heinonen, J., Rousi, M., Henttonen, H., Tahvanainen, J. & Kellomäki, S. 2004. The effects of elevated CO₂ and temperature on the resistance of winter-dormant birch seedlings (*Betula pendula*) to hares and voles. *Global Change Biology* 10: 1504–512. doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00820.x
- Kuuluvainen, J. ja Valsta, L. 2009. *Metsäekonomian perusteet*. Gaudeamus, Helsinki University Press 2009. 332 s.
- Kyngäs, I. 2015. Energiapuun korjuun vaikutus hakkuutähteiden mukana tapahtuvaan ravintehävikkiin ja sen korjaaminen tuhkalannoituksella. *Ympäristötekniikan opinnäytetyö*. Karelia ammattikorkeakoulu. 67 s.
- Kytö, M., Niemelä, P., & Larsson, S. 1996. Insects on trees: population and individual response to fertilization. *Oikos* 75: 148–159.
- Kytö, M., Niemelä, P. & Annala, E. 1998. Effects of vitality fertilization on the resin flow and vigour of Scots pine in Finland. *Forest Ecology and Management* 102: 121–130.
- Kärkkäinen, M. 2007. Puun rakenne ja ominaisuudet. *Metsäkustannus Oy*. 468 s.
- Laakkonen, O. 1994. Toistuvan lannoituksen kannattavuus Etelä-Suomen kivennäismailla. Summary: Profitability of repeated fertilization on mineral soils in southern Finland. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 498. Diss. ISBN 951-40-1363-8.
- Laakkonen, O. 1989. Toistuvan lannoituksen kannattavuus Etelä-Suomen kuivahkon kankaan männiköissä. English summary: The profitability of repetitive fertilization in pine stands on dryish mineral soil in southern Finland. *Folia Forestalia* 741.
- Laganière, J., Cavard, X., Brassard, B.W., Paré, D., Bergeron, Y. & Chen, H.Y.H.H. 2015. The influence of boreal tree species mixtures on ecosystem carbon storage and fluxes. *Forest Ecology and Management* 354: 119–129.
- Laiho, O. 1987. Metsiköiden alttius tuulituhoille Etelä-Suomessa. *Folia Forestalia* 706: 1–26.
- Laiho, R. & Alm, J. 2005. Turvemaan ravinnevarat. Julkaisussa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M. Murtovaara, I. (toim.). *Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö*. Tutkimusohjelman loppuraportti. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 947: 40–45.
- Laiho, R. & Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 251–260.

- Laiho, R. & Laine, J. 1997. Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 93: 161–169. doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03916-3
- Laiho, R., Kaunisto, S & Alm, J. 2005 Suometsien ravinnetilan kehitys ojituksen jälkeen. Ahti E, Kaunisto, S., Moilanen, M. & Murtovaara, I. (toim.). Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 947: 46–59.
- Laiho, R., Penttilä, T. & Laine, J. 2000. Riittävätkö ravinteet suometsissä? *Metsätieteen Aikakauskirja* 2/2000: 316–320. <https://metsatieteenaikakauskirja.fi/article/6019>
- Laiho, R., Sallantausta, T. & Laine, J. 1999. The effect of forestry drainage on vertical distributions of major plant nutrients in peat soils. *Plant and Soil* 207: 169–181.
- Laine, J. & Mannerkoski, H. 1980. Lannoituksen vaikutus mäntytaimikoiden kasvuun ja hirvi-tuhoihin karuilla ojitetuilla nevoilla. *Acta Forestalia Fennica* 166. 45 s.
- Laine, J. & Puttonen, P. Occurrence of growth disturbance symptoms on different peatland sites in Finland. Teoksessa: Kolari, K.K. (toim.) *Growth disturbances of forest trees. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 116: 171–176.
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2018. Suotyypit ja turvekankaat – kasvupaikkaopas. *Metsäkustannus Oy, Helsinki*. 160 s.
- Laine, J., Komulainen, V.-M., Laiho, R., Minkkinen, K., Rasinmäki, A., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Silvan, N., Tolonen, K., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Päivänen, J. 2002. Lakkasuo – opas suon ekosysteemiin. *Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen julkaisuja* 26. 120 s.
- Laitinen, J., Rousi, M., Tahvanainen, J., Henttonen, H. & Heinonen, J. 2004. The effects of nutrient variation and age on the resistance of three winter-dormant white birch species to mammalian herbivores. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 2230–2239. <https://doi.org/10.1139/X04-109>
- Lalonde, M. & Simon, L. 1985. Current research strategies for use of actinorhizal symbioses in forestry. In: Evans, H.J., Bottomley, P.J. & Newton, W.E. (toim.). *Nitrogen fixation research progress*. p. 667-674. *Martinus Nijhoff Publishers*.
- Lang, F., & Kaupenjohann, M. 2000. Molybdenum at German Norway spruce sites: contents and mobility. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1034–1040.
- Lauhanen, R., Moilanen, M., Silfverberg, K., Takamaa, H. & Issakainen, J. 1997. Puutuhkalannoituksen kannattavuus eräissä ojitusaluemänniköissä. English summary: The profitability of wood ash-fertilizing of drained peatland Scots pine stands. *Suo* 48(3): 71–82.
- Laurén, A., Palviainen, M., Launiainen, S., Leppä, K., Stenberg, L., Urzainki, I., Nieminen, M., Laiho, R., Hökkä, H. 2021. Drainage and Stand Growth Response in Peatland Forests—Description, Testing, and Application of Mechanistic Peatland Simulator SUSI. *Forests* 12(293). doi.org/10.3390/f12030293
- Lehmushovi, A. ja Säkö, J. 1975. Puolukan viljely Suomessa. *Maatalouden tutkimuskeskus, Puutarhatutkimuksen tiedote* N:o 4.

- Lehosmaa, K., Muotka, T., Pirttilä A.M., Jaakola, I., Rossi, P.M. & Jyväsjärvi, J. 2021. Bacterial communities at groundwater-surface water ecotone: gradual change or abrupt transition points along a contamination gradient? *Environmental Microbiology* 23(11): 6694–6706. doi:10.1111/1462-2920.15708.
- Lehto, T. 1995. Boron retention in limed forest mor. *Forest Ecology and Management* 78: 11–20.
- Lehto T. & Mälkönen E. 1994. Effects of liming and boron fertilization on boron uptake of *Picea abies*. *Plant and Soil* 163: 55-64.
- Lehto, T., Kallio, E. & Aphalo P.J. 2000. Boron mobility in two coniferous species. *Annals of Botany* 86: 547–550.
- Lehto, T., Ruuhola, T. & Dell, B. 2010. Boron in forest trees and forest ecosystems. Review. *Forest Ecology and Management* 260: 2053–2069. DOI 10.1016/j.foreco.2010.09.028
- Lehto, T., Lavola, A., Julkunen-Tiitto, R. & Aphalo, P.J. 2004. Boron retranslocation in Scots pine and Norway spruce. *Tree Physiology*. 24: 1011–1017.
- Lehtonen, A., Mäkipää, R., Haakana, M., Heikkinen, J., Huuskonen, S., Härkönen, K., Haikarainen, S., Hökkä, H., Kekkonen, H., Koskela, T., Lehtonen, J., Luoranen, J., Mutanen, A., Nieminen, M., Ollila, P., Palosuo, T., Pohjanmies, T., Repo, A., Aro, L., Rikkonen, P., Rätty, M., Saarnio, M., Smolander, A., Soinne, H., Tolvanen, A., Tuomainen, T., Uotila, K., Viitala, E.-J., Virkajärvi, P. & Wall, A. 2021. Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteet : Arvio päästövähennysmahdollisuuksista. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 122/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki.
- Leikola, M. & Rikala, R. 1974. The effect of fertilization on the initial development of pine and spruce on mineral soil. *Folia Forestalia* 201: 1–19.
- Leppälampi-Kujansuu, J., Aro, L., Salemaa, M., Hansson, K., Kleja, B.D., Helmisaari, H-S. 2014. Fine root longevity and carbon input into soil from below- and aboveground litter in climatically contrasting forests. *Forest Ecology and Management* 326: 79–90. doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.039.
- Leppänen, S.M., Salemaa, M., Smolander, A., Mäkipää, R. & Tirola, M. 2013. Nitrogen fixation and methanotrophy in forest mosses along a N deposition gradient. *Environmental and Experimental Botany* 90: 62–69.
- Liimatainen, M., Martikainen, P.J. & Maljanen, M., 2014. Why granulated wood ash decreases N₂O production in boreal acidic peat soil? *Soil Biology and Biochemistry* 79: 140–148.
- Liimatainen, M., Voigt, C., Martikainen, P.J., Hytönen, J., Regina, K., Óskarsson, H. & Maljanen, M. 2018. Factors controlling nitrous oxide emissions from managed northern peat soils with low carbon to nitrogen ratio. *Soil Biology and Biochemistry* 122: 186–195.
- Lindroos, A.-J., Rautio, P. & Ilvesniemi, H. 2022. Metsämaiden lannoitus – katsaus kangasmaiden uusimpiin tuloksiin: Soil Fert -hankkeen loppuraportti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 7/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 29 s.

- Lilja, A., Luoranen, J., Rikala, R., & Heinonen, R. 2007. The effects of calcium on stem lesions of silver birch seedlings. *Forest Pathology* 37(2): 96–104.
- Lilja, A., Hantula, J., Rytönen, A., Müller, M., Parikka, P., Pouttu, A. & Kurkela, T. 2010. Vieras- ja tulokaslajit tautien aiheuttajina metsäpuilla. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2010: 283–301.
- Lilja, A., Himanen, K., Poimala, A., & Poteri, M. 2013. Metsäpuiden taimituotantoa ja joulupuiden kasvatusta uhkaavat taudit. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2013: 647–674.
- Lindroos, A.-J., Rautio, P. & Ilvesniemi, H. 2022. Metsämaiden lannoitus – katsaus kangasmaiden uusimpiin tuloksiin: Soil Fert -hankkeen loppuraportti. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 7/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 29 s.
- Lindroos, A.-J., Derome, J., Derome, K., Smolander, A. 2011. The effect of Scots pine, Norway spruce and silver birch on the chemical composition of stand throughfall and percolation water in Northern Finland. *Boreal Environmental Research* 16: 240–250.
- Lindroos, A.-J., Tamminen, P., Heikkinen, J. & Ilvesniemi, H. 2016. Effects of clear-cutting and the amount of logging residue on chemical composition of percolation water in spruce stands on glaciofluvial sandy soils in Southern Finland. *Boreal Environmental Research* 21: 134–148.
- Lintinen, P. 2015. Suomen fosforivarat. *Geologian tutkimuskeskuksen arkistoraportti* 17/2015. 49 s.
- Lipas, E. 1988. Timing of nitrogen fertilization on mineral soils. *Folia Forestalia* 709: 1–22.
- Lipas, E. 1990. Kalkituksen aiheuttama boorinpuute kangasmaan kuusikossa. Lime-induced boron deficiency in Norway spruce on mineral soils. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 370: 49–60.
- Liski, J., Perruchoud, D. & Karjalainen, T. 2002. Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169: 159–175. [doi.org/10.1016-S0378-1127\(02\)00306-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00306-7)
- Lohm, U., Lundkvist, H., Persson, T. & Wiren, A. 1977. Effects of nitrogen fertilization on the abundance of enchytraeids and microarthropods in Scots pine forests. *Studia Forestalia Suecica*, 140: 1–23.
- Luonnonvarakeskus Policy Brief 7/2022. Orgaanisten kierrätyslannoitevalmisteiden metsäkäyttö tukee kiertotaloutta. 6 s.
- Luoranen, J., Lahti, M. & Rikala, R. 2008. Frost hardiness of nutrient-loaded two-year-old *Picea abies* seedlings in autumn and at the end of freezer storage. *New Forests* 35: 207–220.
- Löyttyniemi, K. 1981. Typpilannoituksen ja neulasten ravinnepitoisuuden vaikutus hirven mäntyravinnon valintaan. Summary: Nitrogen fertilization and nutrient contents in Scots pine in relation to the browsing preference by moose (*Alces alces*). *Folia Forestalia* 487: 1–14.

- Maaroufi, N.I., Nordin, A., Palmqvist, K., Hasselquist, N.J., Forsmark, B., Rosenstock, N.P., Wallander, H. & Gundale, M.J. 2019. Anthropogenic nitrogen enrichment enhances soil carbon accumulation by impacting saprotrophs rather than ectomycorrhizal fungal activity. *Global Change Biology* 25(9): 2900–2914.
- Macdonald, E. & Hubert, J. 2002. A review of the effects of silviculture on timber quality of Sitka spruce. *Forestry* 75: 107–138.
- Makar, J. & Markham, J.H. 2021. Effect of biofuel waste, urea, deer browsing, and vegetation control on *Pinus banksiana* seedling growth on a dry upland site in central Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 51: 1486–1492. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0321>
- Malik, V. & Timmer, V.R. 1996. Growth, nutrient dynamics, and interspecific competition of nutrient-loaded black spruce seedlings on a boreal mixedwood site. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1651–1659.
- Maljanen, M., Nykänen, H., Moilanen, M., Martikainen, P. 2006. Greenhouse gas fluxes of coniferous forest floors as affected by wood ash addition. *Forest Ecology and Management* 237: 143–149.
- Maljanen, M., Liimatainen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2014. The effect of granulated wood-ash fertilization on soil properties and greenhouse gas (GHG) emissions in boreal peatland forests. *Boreal Environment Research* 19: 295–309.
- Martikainen, P. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biology and Biochemistry* 16: 577–582.
- Martikainen P.J. 1985a. Numbers of autotrophic nitrifiers and nitrification in fertilized forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17: 245–248.
- Martikainen P.J. 1985b. Nitrification in forest soil of different pH as affected by urea, ammonium sulphate, and potassium sulphate. *Soil Biology and Biochemistry* 17: 363–367.
- Martikainen P. J. 1986. Nitrification in two fertilized pine forest soils. PhD thesis, University of Helsinki. ISBN 951-99733-1-1. 74 s.
- Martikainen, P.J. 1994. The experimental sites and the fertilization treatments. In: Effect of Fertilization on Forest Ecosystem. Biological research reports from the University of Jyväskylä 38. ISBN 951-34-0231-2. s. 29–39.
- Martikainen P.J., Ohtonen R., Silvola J. & Vuorinen A. 1994. The effects of fertilization on forest soil biology. Microbiology. Teoksessa: Effects of fertilization on forest ecosystems. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. ISBN 951-34-0231-2. s. 40–79.
- Martikainen, P.J., Aarnio, T., Taavitsainen, V.-M., Päivinen, L. & Salonen, K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: Long-term effects. *Plant and Soil* 144: 99–106. doi.org/10.1007/BF02203087
- Melin, M. & Terhonen, E. (toim.) 2022. Metsätuhot vuonna 2021. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 38/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 86 s

- Merilä, P., Mustajärvi, K., Helmisaari, H.-S., Hilli, S., Lindroos, A.-J., Nieminen, T.M., Nöjd, P., Rautio, P., Salemaa, M. & Ukonmaanaho, L. 2014. Above- and below-ground N stocks in coniferous boreal forests in Finland: Implications for sustainability of more intensive biomass utilization. *Forest Ecology and Management* 311: 17–28.
- Menyailo, O.V., Hungate, B. & Zech, W. 2002. The effect of single tree species on soil microbial activities related to C and N cycling in the Siberian artificial afforestation experiment. *Tree species and soil microbial activities. Plant and Soil* 242: 183–196.
- Merisaari, H. 1981. Tuhkalannoituksen vaikutuksen kesto eräillä vanhoilla kokeilla. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 13. Suontutkimusosasto.
- Metcalf, D.B., Eisele, B. & Hasselquist, N.J. 2013. Effects of nitrogen fertilization on the forest floor carbon balance over the growing season in a boreal pine forest. *Biogeosciences* 10: 8223–8231. doi.org/10.5194/bg-10-8223-2013
- Metsäkeskus. 2022a. Metsien sertifiointi luomukeruualueiksi. <https://www.metsakeskus.fi/fi/metsan-kaytto-ja-omistus/oikeudet-ja-velvollisuudet/metsien-sertifiointi-luomukeruualueiksi>. Viitattu 13.5.2022.
- Metsäkeskus 2022b. Nettisivusto: <https://www.metsakeskus.fi/fi/palvelut/tuki-metsan-terveyslannoitukseen> Viitattu 11.5.2022
- Meunier, C.L., Gundale, M.J., Sánchez, I.S. & Liess, A. 2016. Impact of nitrogen deposition on forest and lake food webs in nitrogen-limited environments. *Global Change Biology* 22: 164–179.
- Miettinen, P. 1991 Symbiosis between *Casuarina equisetifolia* Forst. and *Frankia* strain Ce4. An ecophysiological approach. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. ISBN 951-45-5867-7. 86 s.
- Miina, J., Kurttila, M. & Salo, K. 2013. Kauppasienisadot itäsuomalaisissa kuusikoissa - koelaverkosto ja tuloksia vuosilta 2010–2012. Metlan työraportteja 266. urn.fi/URN:ISBN:-978-951-40-2419-1
- Mikola, P. 1954. Experiment on the rate of decomposition of forest litter. *Communications Institutii Forestalis Fenniae* 43: 1–50.
- Mikola, P. 1958. Liberation of nitrogen from alder leaf litter. *Acta Forestalia Fennica* 67: 1–10.
- Mikola, P. 1975. Turvetuotannosta vapautuvan maan metsittäminen. *Silva Fennica* 9: 101–115.
- Mikola, P. 1966. The value of alder in adding nitrogen in forest soils. Final report of research conducted under grant authorized by US public law 480. Helsinki. 91 p.
- Mikola, P. 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3017. 27 s.
- Mikola, P. 1992. Harmaaleppä, maanparantaja. *Sorbifolia* 23: 171–174.
- Mikola, P., Uomala, P. & Mälkönen, E. 1983. Application of biological nitrogen fixation in European silviculture. In: Gordon J.E. & Wheeler C.T. (toim.). *Biological nitrogen fixation in forest ecosystems. Foundations and applications*, s. 279–294. Martinus Nijhof / Junk.

- Moilanen, M. 1985. Lannoituksen ja harvennuksen vaikutus hieskoivun kasvuun ohutturpeisellä ojitetulla rämeellä. Summary: Effect of fertilization and thinning on the growth of birch (*Betula pubescens*) on the drained mires with thin peat layer. *Folia Forestalia* 629: 29 s.
- Moilanen, M. 1993. Lannoituksen vaikutus männyn ravinnetilaan ja kasvuun Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun ojitetuilla soilla. Summary: Effect of fertilization on the nutrient status and growth of Scots pine on drained peatlands in northern Ostrobothnia and Kainuu. *Folia Forestalia* 820: 37 p.
- Moilanen, M. 2005. Suometsien lannoitus. Julkaisussa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M. Murtovaara, I. (toim.). Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö. Tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 947: 134–166.
- Moilanen M., Hökkä H. 2009. PK-lannoituksella aikaansaadun kasvureaktion suuruus riippuu ojitusaluemännikön ravinnetilasta. [Summary: The growth response of Scots pine to PK fertilization depends on the nutrient status of the stand on drained peatlands]. *Suo - Mires and Peat* 60(3–4): 111–120.
- Moilanen, M., Issakainen, J., 2003. Puu- ja Turvetuhkien Vaikutus Maaperään, Metsäkasvillisuuden Alkuainepitoisuuksiin ja Puuston Kasvuun. Metsätehon raportti 162.
- Moilanen, M., Hytönen, J. & Leppälä, M. 2012. Application of wood ash accelerates soil respiration and tree growth on drained peatland. *European Journal of Soil Science* 63: 467–475. doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01467.x
- Moilanen, M., Issakainen, J., Vesala, H. 2011. Metsän uudistaminen mustikkaturvekankaalla – luontaisesti vai viljellen? *Metlan työraportteja* 192. 30 s. 978-951-40-2287-6 (PDF)
- Moilanen, M., Kaunisto, S. & Sarjala, T. 2005. Puuston ravinnetilan arviointi. Teoksessa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M. & Murtovaara, I. (toim.). Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö. Tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 947: 81–95.
- Moilanen, M., Penttilä, T., Issakainen, J. 1996. Lannoituksen vaikutus kuusikoiden kasvuun ja ravinnetilaan ojitetuilla turvemailla Pohjois-Suomessa. Summary: Effects of fertilization on tree growth and nutrient status of Norway spruce stands on drained mires in northern Finland. *Suo* 47(3): 85–94.
- Moilanen, M., Pietiläinen, P. & Issakainen, J. 2005a. Long-term effects of apatite and biotite on the nutrient status and stand growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) on drained peatlands. *Suo* 56(3): 115–128.
- Moilanen, M., Piironen, M.-L. & Karjalainen, J. 1996. Turpeen ravinnevarat metsähallituksen vanhoilla ojitusalueilla. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 598: 35–54. <http://urn.fi/URN:ISBN:951-40-1507-X>
- Moilanen, M., Saarinen, M. & Silfverberg, K. 2010. Foliar nitrogen, phosphorus and potassium concentrations of Scots pine in drained mires in Finland. *Silva Fennica* 44: 583–601. [dx.doi.org/10.14214/sf.129](https://doi.org/10.14214/sf.129)

- Moilanen, M., Saarsalmi, A., Kukkola, M., Issakainen, J. 2013. Effects of stabilized wood ash on nutrient status and growth of Scots pine – Comparison between uplands and peatlands. *Forest Ecology and Management* 295(1): 136–144. doi.org/10.1016/j.foreco.-2013.01.021
- Moilanen, M., Silfverberg, K. & Hokkanen, T.J. 2002. Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. *Forest Ecology and Management* 171: 321–338.
- Moilanen M., Silfverberg K., Hökkä H., Issakainen J. 2004. Comparing effects of wood ash and commercial PK fertiliser on the nutrient status and stand growth of Scots pine on drained mires. *Baltic Forestry* 10(2): 2–10.
- Moilanen, M., Hytönen, J., Hökkä, H. ja Ahtikoski, A. 2015. Fertilization increased growth of Scots pine and financial performance of forest management in a drained peatland in Finland. *Silva Fennica* 49(3): 1301. dx.doi.org/10.14214/sf.1301
- Moilanen, M., Fritze, H., Nieminen, M., Piirainen, S. Issakainen, J & Piispanen, J. 2006. Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226: 153–160
- Mortensen, L.H., Rønn, R. & Vestergård, M. 2018. Bioaccumulation of cadmium in soil organisms – With focus on wood ash application, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 156: 452–462.
- Muukkonen, P. & Mäkipää, R. 2006. Empirical biomass models of understorey vegetation in boreal forests according to stand and site attributes. *Boreal Environment Research* 11: 355–369.
- Månsson, J., Bergström, R. & Danell, K. 2009. Fertilization – Effects on deciduous tree growth and browsing by moose. *Forest Ecology and Management* 258: 2450–2455. doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.025
- Mäkinen, H., Nöjd, P., Kahle, H.-P., Neumann, U., Tveite, B., Mielikäinen, K., Röhle, H. & Spiecker, H. 2002. Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management* 171: 243–259.
- Mäkiranta, P., Laiho, R., Fritze, H., Hytönen, J., Laine, J. & Minkkinen, K. 2009. Indirect regulation of heterotrophic peat soil respiration by water level via microbial community structure and temperature sensitivity. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 695–703. doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.004
- Mälkönen, E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 84 (5). p. 87
- Mälkönen, E. 1977. Annual primary production and nutrient cycle in a birch stand. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 91 (5). p. 35
- Mälkönen, E. (toim.) 2003. Metsämaa ja sen hoito. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti. ISBN 952-5118-55-X.

- Mälkönen, E., Derome, J. & Kukkola, M. 1990. Effects of nitrogen inputs on forest ecosystems, estimation based on long-term fertilization experiments. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds). *Acidification in Finland*, s. 325–347. Springer, Berliini.
- Mälkönen, E., Derome, J., Fritze, H., Helmisaari, H. S., Kukkola, M., Saarsalmi, A., & Salemaa, M. 1999. Compensatory fertilization of Scots pine stands polluted by heavy metals. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 239–268.
- Nardi, P., Neri, U., Di Matteo, G., Trinchere, A., Napoli, R., Farina, R., Subbarao, G.V. & Benedetto, A. 2018. Nitrogen release from slow-release fertilizers in soils with different microbial activities. *Pedosphere* 28: 332–340.
- Nestby, R., Martinussen, I., Krogstad, A. ja Uleberg, E. 2013. *Journal of Berry Research* 4: 79–95.
- Nieminen, M. 1997. Properties of slow-release phosphorus fertilizers with special reference to their use on drained peatlands. A review. *Suo - Mires and Peat* 48: 115–126
- Nieminen, M. & Jarva, M. 2000. Dissolution of phosphorus fertilizers of differing solubility in peat soil: a field experiment on a drained pine bog. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 267–273.
- Nieminen, M., Moilanen, M. & Piirainen, S., 2007. Phosphorus allocation in surface soil of two drained peatland forests following wood and peat ash application – why effective adsorption on low sorptive soils? *Silva Fennica* 41: 395–405. doi.org/10.14214/sf.280
- Nieminen, M., Piirainen, S. & Moilanen, M. 2005. Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finnish forest soils. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(2): 146–153.
- Nieminen, M., Laiho, R., Sarkkola, S. & Penttilä, T. 2016. Whole-tree, stem-only, and stump harvesting impacts on site nutrient capital of a Norway spruce-dominated peatland forest. *European Journal of Forest Research* 135: 531–538. doi.org/10.1007/s10342-016-0951-1
- Nieminen, M., Laurén, A., Hökkä, H., Sarkkola, S., Koivusalo, H. & Pennanen, T. 2011. Recycled iron phosphate as a fertilizer raw material for tree stands on drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 261: 105–110.
- Nieminen, M., Hasselquist, E.M., Mosquera, V., Ukonmaanaho, L., Sallantausta, T. & Sarkkola, S. 2022. Post-drainage stand growth and peat mineralization impair water quality from forested peatlands. *Journal of Environmental Quality* 00: 1–11. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20412>
- Nieminen, T., Derome, J. & Saarsalmi, S. 2004. The applicability of needle chemistry for diagnosing heavy metal toxicity to trees. *Water, Air, and Soil Pollution* 157: 269–279.
- Niittymaa, L. 1983. Puolukan lannoituskokeista. Teoksessa Salo, K. ja Sepponen, P (toim.). *Luonnonmarja- ja sienitutkimuksen seminaari, osa I. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja* 90. s. 161–163.

- Nohrstedt, H.-Ö. 1988. Nitrogen fixation (C₂H₂-reduction) in birch litter. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 17–23.
- Nohrstedt, H.-O. 1998. Residual effects of N fertilization on soil water chemistry and ground vegetation in a Swedish Scots pine forest. *Environmental Pollution* 102: 77–83. [doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80018-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80018-3)
- Nohrstedt, H.-Ö. 2001. Response of Coniferous Forest Ecosystems on Mineral Soils to Nutrient Additions: A Review of Swedish Experiences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(6): 555–573. DOI: 10.1080/02827580152699385
- Nohrstedt, H.-O., Arnebrant, K., Bååth, E. & Söderström, B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 323–328. doi.org/10.1139/x89-048
- Norström, S.H., Bylund, D., Vestin, J.L.K. & Lundström, U.S. 2012. Initial effects of wood ash application to soil and soil solution chemistry in a small, boreal catchment. *Geoderma* 187–188: 85–93.
- Nuorteva, H. & Kurkela, T. 1993. Effects of crown reduction on needle nutrient status of sclerodermis-canker-diseased and green-pruned Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(6): 1169–1178.
- Nuorteva, H. & Linnakoski, R. 2022. Okakaarnakuorinen (*Ips acuminatus*) ja mäntyjen nopea kuolema Maskussa kesällä 2019. Julkaisussa: Nuorteva, H. & Kytö, M. (toim.) 2022. Metsätuhot vuonna 2019. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 1/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 37–46.
- Nuorteva, H., Kurkela, T. & Lehto, A. 1998. Rapid living crown reduction caused by *Gremmeniella abietina* affects foliar nutrient concentrations of Scots pine. *European Journal of Forest Pathology* 28(5): 349–360.
- Nuorteva, H. & Kytö, M. (toim.) 2022a. Metsätuhot vuonna 2019. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 1/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 87 s
- Nuorteva, H. & Kytö, M. (toim.) 2022b. Metsätuhot vuonna 2020. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 2/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 72 s.
- Nuorteva, M. & Nuorteva, H. 2007. Hävinneeksi luokitellun koivutuholaisen, pulskamailapitiäisen massaesiintymä Ylämaalla. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2007: 313–316.
- Ohenoja, E. 1978. Mushrooms and mushroom yields in fertilized forests. *Annales Botanici Fennici* 15: 38–46.
- Ohenoja, E. 1994. Forest fertilization and the fruiting body production of larger fungi. In: Effect of fertilization on forest ecosystem. Biological research reports from the University of Jyväskylä. s. 140–155. <https://jyx.jyu.fi/handle/123456789/73610>
- Ojanen, P., Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 289: 201–208. doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.008

- Ojanen, P., Minkkinen, K., Lohila, A., Badorek, T. & Penttilä, T. 2012. Chamber measured soil respiration: A useful tool for estimating the carbon balance of peatland forest soils? *Forest Ecology and Management* 277: 132–140. doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.027
- Ojanen, P., Penttilä, T., Tolvanen, A., Hotanen, J.-P., Saarimaa, M., Nousiainen, H. & Minkkinen, K. 2019. Long-term effect of fertilization on the greenhouse gas exchange of low-productive peatland forests. *Forest Ecology and Management* 432: 786–798.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. 2010. Soil-atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management* 260: 411–421. doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.036
- Olsson, B.A. & Kellner, O. 2006. Long-term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 237: 458–470.
- Olsson, B. A., Åkerblom, S., Bishop, K., Eklöf, K. & Ring, E. 2017. Does the harvest of logging residues and wood ash application affect the mobilization and bioavailability of trace metals? *Forest Ecology and Management* 383: 61–72.
- Oren, R., Ellsworth K.H., Johnsen K.H., Phillips, N., Ewers, B.E., Maier, C., Schäfer, K.V.R., McCarthy, H., Hendrey, G., McNulty, S.G. & Katul, G.G. 2001. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature* 411: 469–471.
- Paavilainen, E. 1975. Koetuloksia lannoituksen vaikutuksesta korpikuusikoissa. On the response to fertilizer application of Norway spruce growing on peat. *Folia Forestalia* 239: 1–10.
- Paavilainen, E. 1978. PK-Lannoitus Lapin ojitetuilla rämeillä. Ennakkotuloksia. PK-fertilization on drained pine swamps in Lapland. Preliminary results. *Folia Forestalia* 343: 1–17.
- Paavilainen, E. 1979. Metsänlannoitusopas. Yhteiskirjapaino Oy, Helsinki 1979. 112 s ISBN 951-26-1764-1
- Paavilainen, E. 1990. Effect of re-fertilization of pine and birch stands on drained fertile mire. *Silva Fennica* 24(1): 83–92.
- Paavilainen, E. & Paarlahti, K. 1985. Turvemaan varttuneiden kuusikoiden ja koivikoiden lannoitus: ennakkotuloksia. *Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja* 206: 4–18.
- Pehkonen, M. 2021. The effect of growth rate on sawlog quality of Norway spruce. University of Eastern Finland, Faculty of Science and Forestry, School of Forest Sciences. Master's thesis in Forest Science, specialization in Forest Management and Forest Economics. 41 p.
- Peltoniemi, K., Pyrhönen, M., Laiho, R., Moilanen, M. & Fritze, H. 2016. Microbial communities after wood ash fertilization in a boreal drained peatland forest. *European Journal of Soil Biology* 76: 95–102.
- Penttilä, T. 1987. Koivikon lannoituskoe. Metla, Suontutkimusosasto. Moniste, Rovaniemen tutkimusasema. 4s.

- Penttilä, T., Moilanen, M. 1997. Lannoituksen vaikutus hieskoivikoiden kasvuun ja ravinnetilaan ojitetuilla turvemaidella Pohjois-Suomessa. Summary: Effect of fertilization on the growth and foliar nutrient status of pubescent birch stands on drained mires in northern Finland. *SUO* 48(4): 127–137.
- Penttilä, T., Hökkä, H. & Laiho, R. 2000. Effects of reduced intra-specific competition in Scots pine on drained peatlands. In: Rochefort, L. & Daigle, J.-Y. (eds.). *Sustaining our Peatlands. Proceedings of the 11th International Peat Congress. Volume II. CSPP & IPS, Edmonton, Alberta.* p. 971–976.
- Perkiömäki, J. & Fritze, H. 2003. Does simulated acid rain increase the leaching of cadmium from wood ash to toxic levels to coniferous forest humus microbes? *FEMS Microbiology Ecology* 44: 27–33. doi.org/10.1111/j.1574-6941.2003.tb01087.x
- Perkiömäki, J. & Fritze, H. 2005. Cadmium in upland forests after vitality fertilization with wood ash – a summary of soil microbiological studies into the potential risk of cadmium release. *Biology and Fertility of Soils* 41: 75–84.
- Pesonen, J., Kuokkanen, T., Rautio, P., Lassi, U. 2017. Bioavailability of nutrients and harmful elements in ash fertilizers: Effect of granulation. *Biomass and Bioenergy* 100 92–97. doi:10.1016/j.biombioe.2017.03.019
- Petraglia, A., Cacciatori, C., Chelli, S., Fenu, G., Calderisi, G., Gargano, D., Abeli, T., Orsenigo, S. & Carbognani, M. 2019. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant and Soil* 435: 187–200.
- Pietiläinen, P. & Kaunisto, S. 2003. The effect of peat nitrogen concentration and fertilization on the foliar nitrogen concentration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in three temperate sum regions (Tiivistelmä: Turpeen kokonaistyyppipitoisuuden ja lannoituksen vaikutus männyn neulasten tyypipitoisuuteen kolmessa eri lämpösummavyöhykkeessä). *Suo* 54: 1–13.
- Piirainen, S. & Domisch, T. 2004. Tuhkalannoituksen vaikutus pohja- ja valumavesien laatuun ja ainehuuhtoumiin ojitetuilla soilla. *Metsätalon raportti* 186. 42 s. <http://www.metsateho.fi/uploads/j3ygh8imt.pdf>
- Piirainen, S., Finér, L. & 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.
- Piirainen, S., Domisch, T., Moilanen, M. & Nieminen, M. 2013. Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forest. *Forest Ecology and Management* 287: 53–66.
- 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: 301–311.
- Piri, T. 1998. Effects of vitality fertilization on the growth of *Heterobasidion annosum* in Norway spruce roots. *European Journal of Forest Pathology* 28(6): 391–397.

- Piri, T. 2003. Silvicultural control of *Heterobasidion* root rot in Norway spruce forests in southern Finland: regeneration and vitality fertilization of infected stands. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 898: 1–64.
- Piri, T., Selander, A., Hantula, J., & Kuitunen, P. 2019. Juurikäpätuhojen tunnistaminen ja torjunta. Suomen metsäkeskus. 56 s. <https://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2019091828606>
- Pitman, R.M. 2006. Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts. *Forestry* 79(5): 563–588. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpl041>
- Portsmouth, A., Niinemets, Ü, Truus, L. & Pensa, M. 2005. Biomass allocation and growth rates in *Pinus sylvestris* are interactively modified by nitrogen and phosphorus availabilities and by tree size and age. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2346–2359.
- Prescott, C.E. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101: 133–149.
- Prescott, C., Zapek, L.M., Staley, G.L., Kabzems, R. 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1742–1750.
- Priha, O. & Smolander, A. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stands. *Biology and Fertility of Soils* 17: 301–308.
- Priha, O., Smolander, A. 1995. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two fertilized and limed Norway spruce forests. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 305–310. [doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00181-Y](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00181-Y)
- Priha, O., Smolander, A. 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 965–977.
- Priha, O., Grayston, S.J., Hiukka, R., Pennanen, T., Smolander, A. 2001. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Biology and Fertility of Soils* 33: 17–24.
- Pukkala, T. 2017. Optimal nitrogen fertilization of boreal conifer forest. *Forest Ecosystems* 4(3). DOI 10.1186/s40663-017-0090-2
- Pukkala, T. 2015. Optimizing continuous cover management of boreal forest when timber prices and tree growth are stochastic. *Forest Ecosystems* 2(6). DOI 10.1186/s40663-015-0028-5
- Puro, T. 1982. Effect of fertilization time on growth reaction of different tree species *Folia Forestalia* 507: 1–14.
- Päivinen, L. & Salonen, K. 1981. Effects of application time of urea and calcium ammonium nitrate fertilizations on stand growth on mineral soils. *Kemira Oy: Metsäntutkimuksia* 1981(1): 1–4.

- Päivinen L. 1994. The experiments at Tammela, Sumiainen and Saarijärvi. In: Effects of fertilization on forest ecosystems. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. ISBN 951-34-0231-2. s. 173–182.
- Pätilä, A. & Uotila, A. 1990. Scleroderris canker and frost damage in fertilized pine stands on an ombrotrophic mire. Scandinavian Journal of Forest Research 5(1-4): 41–48.
- Raatikainen, M. & Niemelä, M. 1994. The effect of fertilization on the yield of wild forest berries. Teoksessa: Effects of fertilization on forest ecosystems. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38: 123–139. ISBN 951-34-0231-2.
- Rantala, T. & Moilanen, M. 1993. Nuorten suomänniköiden lannoituksen kannattavuus Pohjois-Pohjanmaalla. Folia Forestalia 821.
- Raulo, J. 1972. Lepikot tuottaviksi sekametsiköiksi. Metsä ja Puu 6–7: 16–17.
- Raunikaar, R., Buongiorno, J., Prestemon, J.P. & Abt, K.L. 2000. Financial performance of mixed-age naturally regenerated loblolly-hardwood stands in the south central United States. Forest Policy and Economics 1: 331–346.
- Rautio, P. & Hökkä, H. 2016. Teollisuuden ja yhteiskunnan sivuvirrat metsälannoitteina – mahdollisuudet ja haasteet. Acta Lapponica Fenniae 27: 17–27.
- Redick, C.H. & Jacobs, D.F. 2020. Mitigation of Deer Herbivory in Temperate Hardwood Forest Regeneration: A Meta-Analysis of Research Literature. Forests 2020, 11: 1220. <https://doi.org/10.3390/f11111220>
- Reinikainen A., Veijalainen H. & Nousiainen H. 1998. Puiden ravinnepuutokset – Metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688. 44 p.
- Rerkasem, B. & Jamjod, S. 1997. Genetic variation in plant responses to low boron and implications for plant breeding. Plant and Soil 193: 169–180.
- Ribbons, R.R., Kepfer-Rojas S., Kosawang, C., Hansen, O.K., Ambus, P., McDonald, M., Grayston, S.J., Prescott, C.E. & Vesterdal, L. 2018. Context-dependent tree species effects on soil nitrogen transformations and related microbial functional genes. Biogeochemistry 140: 145–160.
- Ring, E., Jacobson, S. & Nohrstedt, H.-O. 2006. Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen. Canadian Journal of Forest Research 36: 153–163.
- Riikonen, J., Lehto, T. & Rikala, R. 2013. Effects of boron fertilization in the nursery of after planting on the performance of Norway spruce seedlings on boron-poor sites. New Forests 44: 671–685.
- Rikala, R. 2012. Metsäpuiden paakkutaimien kasvatusopas. Metsäntutkimuslaitos. ISBN 978-951-40-2359-0.
- Rikala R, Vuorinen M. 2004. Boorilannoitteen syyslevitys kuusikossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 934: 62–63.

- Rinne, K., Rajala, T., Peltoniemi, K., Chen, J., Smolander, A. & Mäkipää, R. 2017. Accumulation rates and sources of external nitrogen in decay wood in a Norway spruce dominated forest. *Functional Ecology* 31: 530–541.
- Rosén, K. & Lundmark-Thelin, A., 1987. Increased N leaching under piles of slash – a consequence of modern harvesting techniques. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2: 21–29.
- Rosenberg, O., Persson, T., Högbom, L. & Jacobson, S. 2010. Effects of wood-ash application on potential carbon and nitrogen mineralisation at two forest sites with different tree species, climate and N status. *Forest Ecology and Management* 260: 511–518.
doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.006
- Rousi, M., Tahvanainen, J., Henttonen, H. & Uotila, I. 1993. Effects of shading and fertilization on resistance of winter-dormant birch (*Betula pendula*) to voles and hares. *Ecology* 74(1): 30–38.
- Rousi, M., Tahvanainen, J., Henttonen, H., Herms, D.A. & Uotila, I. 1997. Clonal variation in susceptibility of white birches (*Betula* spp.) to mammalian and insect herbivores. *Forest Science* 43(3): 396–402.
- Routa, J., Kellomäki, S., Kilpeläinen, A., Peltola, H. & Strandman, H. 2011. Effects of forest management on the carbon dioxide emissions of wood energy in integrated production of timber and energy biomass. *Global Change Biology Bioenergy* 3: 483–497.
doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01106.x.
- Ruokavirasto 2021. Lannoitevalmisteiden valvonnan raportti 2020. https://www.ruokavirasto.fi/globalassets/tietoa-meista/elintarvikevalvonta/2020/ruokavirasto-1456018-v1-lannoitevalvonnan_raportti_2020.pdf
- Rumpf, S., Ludwig, B. & Mindrup, M., 2001. Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164: 569–575.
- Rühling, Å., 1996. Upptag av tungmetaller i svamp och bär samt förändringar i florans sammansättning efter tillförsel av aska till skogsmark. IVL/Ekologiska institutionen. Ramprogram askåterföring 49, 42 Sydskraft-Nutek-Vattenfall.
- Rütting, T., Björk, R.G., Meyer, A., Klemetsson, L. & Sikström, U. 2014. Reduced global warming potential after wood ash application in drained Northern peatland forests. *Forest Ecology and Management* 328: 159–166.
- Ruuhola, T., Leppänen, T., Julkunen-Tiitto, R., Rantala, M.J., & Lehto, T. 2011. Boron fertilization enhances the induced defense of silver birch. *Journal of Chemical Ecology* 37(5): 460–471. <https://doi.org/10.1007/s10886-011-9948-x>
- Rytter, L. 1990. Biomass and nitrogen dynamics of intensively grown grey alder plantations on peatland. Väitöskirja, Upsalan yliopisto. ISBN 91-576-4161-7. Raportti 37. 21 s.
- Räty, T., Rasi, S., Kilpeläinen, P., Kimmo Rasa, K. & Verkasalo, E. 2022. Environmental Assessment of Cascading Uses of Sawmill Side Streams. Manuscript.

- Saarinen, M. 1996. Neulasten pääravinnepitoisuuksien muutokset turvekankaan alikasvoskuusikossa ylispuuhakkuun jälkeen. *Suo* 47(3): 95–102.
- Saarinen, M. 1997. Ojitusaluepuustojen kaliumin puutokset ja metsätalouden suunnittelu. *Suo* 48: 21–25.
- Saarinen, M. & Silver, T. 2011. Pääravannesuhteet ja kaliumin riittävyys karujen rämeiden ojitusalueilla. *Suo* 62: 13–29.
- Saarsalmi, A. 1995. Nutrition of deciduous tree species grown in short rotation stands. Väitöskirja, Joensuun yliopisto. Joensuun yliopiston metsätieteellisen tiedekunnan tiedonantoja 37. 60 s.
- Saarsalmi, A. & Mälkönen, E. 2001. Forest fertilization research in Finland: A literature review. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 514–416. doi.org/10.1080/0282758015-2699358
- Saarsalmi, A., Derome, J. & Levula, T. 2005. Effect of wood ash fertilization on stand growth, soil, water and needle chemistry, and berry yields of lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) in a Scots pine stand in Finland. In: Mandre, M. (ed.). *Utilisation of Industrial Wastes in Forestry*. *Forestry Studies* 42: 13–33.
- Saarsalmi, A., Kukkola, M., Moilanen, M. & Arola, M. 2006. Longterm effects of ash and N fertilization on stand growth, tree nutrient status and soil on stand growth, tree nutrient status and soil chemistry in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management*: 235: 116–128. doi:10.1016/j.foreco.2006.08.004
- Saarsalmi, A., Tamminen, P. & Kukkola, M. 2014. Effects of long-term fertilization on soil properties in Scots pine and Norway spruce stands. *Silva Fennica* 48: 989.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M. & Arola, M. 2010. Effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes, and stand growth in two coniferous stands in Finland. *Plant and Soil* 331: 329–340.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Moilanen, M. & Kukkola, M. 2014. Wood ash in boreal, low-productive pine stands on upland and peatland sites: Long-term effects on stand growth and soil properties. *Forest Ecology and Management* 327: 86–95.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Moilanen, M. & Saramäki, J. 2012. 30-year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management* 278: 63–70.
- Saetre, P., Brandberg, P.-O., Lundkvist H. & Bengtson, J. 1999. Soil organisms and carbon, nitrogen and phosphorus mineralization in Norway spruce and mixed Norway spruce - birch stands. *Biology and Fertility of Soils* 28: 382–388.
- Saikkula, O. 1975a. The effect of fertilization on basic density of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). A densitometric study on the X-ray chart curves of wood. Lyhennelmä: Lannoituksen vaikutuksesta männyn (*Pinus sylvestris* L.) puuaineen tiheyteen mineraalimaalla. Densitometritutkimus puuaineen röntgenkuvista. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 85(3). 49 s.

- Saikku, O. 1975b. Typpilannoituksen vaikutuksesta männyn, kuusen ja koivun puuaineen tiheyteen. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 85(5). 25 s.
- Saleem, M., Khanif, Y.M., Fauziah Ishak, Y.M. & Samsuri, A.W. 2011. Solubility and leaching of boron from borax and colemanite in flooded acid soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42: 293–300. doi.org/10.1080/00103624.2011.538882
- Salemaa, M., Lindroos, A.-J., Merilä, P., Mäkipää, R. & Smolander, A. 2019. N₂ fixation associated with the bryophyte layer is suppressed by low levels of nitrogen deposition in boreal forests. *Science of Total Environment* 653: 995–1004.
- Salemaa, M., Kieloaho, A.-J., Lindroos, A.-J., Merilä, P., Poikolainen, J. & Manninen, S. 2020. Forest mosses sensitively indicate nitrogen deposition in boreal background areas. *Environmental Pollution* 261: 114054.
- Salthammer, T. & Gunschera, J. 2020. Release of formaldehyde and other organic compounds from nitrogen fertilizers. *Chemosphere*. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127913
- Sarenbo, S. & Claesson, T. 2004. Limestone and dolomite powder as binders for wood ash agglomeration. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 63(3): 191–207. doi: 10.1007/s10064-003-0223-4
- Sarjala, T. & Kaunisto, S. 1996. Effect of different potassium sources on the seasonal variation of potassium and free polyamines in Scots pine needles. *Silva Fennica* 30(4): 387–398.
- Sarkkola, S., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T.M., Laiho, R., Laurén, A., Finér, L. & Nieminen, M. 2016. Should harvest residues be left on site in peatland forests to decrease the risk of potassium depletion? *Forest Ecology and Management* 374: 136–145. doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.004
- Saura, M., Sallantausta, T., Bilaletdin, Ä. & Frisk, T. 1995. Metsänlannoitteiden huuhtoutuminen Kalliojärven valuma-alueelta. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 87–104.
- Schalin, I. 1966. Harmaalepän merkityksestä käytännön metsätaloudessa. *Metsätaloudellinen aikakauslehti* 9: 362–366, 370.
- Sen, R. 1990. Isozymic identification of individual ectomycorrhizas synthesized between Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and isolates of two species of *Suillus*. *New Phytologist* 114: 607–616.
- Sigurdsson, B.D., Medhurst, J.L., Wallin, G., Eggertsson, O. & Linder, S. 2013. Growth of mature Norway spruce was not affected by elevated [CO₂] and/or air temperature unless nutrient availability was improved. *Tree Physiology* 33: 1192–1205.
- Siimes, F.E. & Liiri, O. 1952. Puun lujuuksutkimuksia. 1: Pienet virheettömät mäntykoekappaleet. Valtion teknillinen tutkimuslaitos. Tiedoitus No. 103. 88 s.
- Sikström, U., Almquist, C. & Jansson, G. 2010. Growth of *Pinus sylvestris* after the application of wood ash or P and K fertilizer to a peatland in southern Sweden. *Silva Fennica* 44: 411–425. dx.doi.org/10.14214/sf.139 .

- Silfverberg, K. & Hotanen, J.-P. 1989. Puuntuhkan pitkäaikaisvaikutukset ojitetulla mesotrofisella kalvakkanevalla Pohjois-Pohjanmaalla. *Folia Forestalia* 742: 1–23.
- Silfverberg, K. & Issakainen, J., 1991. Effects of ash fertilisation on forest berries. *Folia Forestalia* 769. 23 s.
- Silfverberg, K. & Moilanen, M. 2008. Long-term nutrient status of PK fertilized Scots pine stands on drained peatlands in North-Central Finland. PK-lannoituksen vaikutus männyn ravinnetilaan Pohjois-Pohjanmaan ojitusalueilla. *Suo* 59(3): 71–88.
- Silver, T., & Piri, T. 2017. Havaintoja tyvitervastaudista turvemaiden männiköissä. (Observations of Heterobasidion root rot in Scots pine stands on peatlands in southern Finland). *Suo* 68(1): 1–12.
- Silver, T. & Saarinen, M. 2001. Terveyslannoituskohteen määrittely turvemaidella. *Suo* 52: 115–120.
- Sipola, K. 1994a. Effects of forest fertilization on the ground vegetation of coniferous forests on mineral soil sites in Northern Finland. In: Effects of fertilization on forest ecosystems. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. ISBN 951-34-0231-2. S. 98-111.
- Sipola K. 1994b. Effects of forest fertilization on the nitrogen content of *Vaccinium myrtillus* L. Teoksessa: Effects of fertilization on forest ecosystems. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. ISBN 951-34-0231-2. S. 130-139.
- Smolander, A. 1990. *Frankia* in forest soils. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. ISBN 952-90-1757-X. 33 s.
- Smolander, A. & Kitunen, V. 2011. Comparison of tree species effects on microbial C and N transformations and dissolved organic matter properties in boreal forest floors. *Applied Soil Ecology* 49: 224–233.
- Smolander, A. & Kitunen, V. 2022. Soil organic matter properties and C and N cycling processes: Interactions in mixed-species stands of silver birch and conifers. *Applied Soil Ecology* 160: 103841.
- Smolander, A., Henttonen, H.M. & Martikainen, P. 2020. Hitaasti typpeä vapauttavan ureaformaldehydin vaikutuksista puuston kasvuun, maaperään ja ympäristöön. *Metsätieteen aikakauskirja* 2020: 10219. doi.org/10.14214/ma.10219
- Smolander, A., Levula, T. & Kitunen, V. 2008. Response of litter decomposition and soil C and N transformations in a Norway spruce thinning stand to removal of logging residue. *Forest Ecology and Management* 256: 1080–1086.
- Smolander, A., Martikainen, P.J. & Henttonen, H.M. 2022. Half-a-century effects of a slow-release nitrogen fertilizer, ureaformaldehyde, on stand growth and soil processes in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management* 519: 120320. doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120320

- Smolander, A., Saarsalmi, A. & Tamminen, P. 2015. Response of soil nutrient content, organic matter characteristics and growth of pine and spruce seedlings to logging residues. *Forest Ecology and Management* 357: 117–125.
- Smolander, A., Kanerva, S., Adamczyk, B. & Kitunen, V. 2012. Nitrogen transformations in boreal forest soils - does composition of plant secondary compounds give any explanations? *Plant and Soil* 350: 1–26.
- Smolander, A., Kitunen, V., Kukkola, M. & Tamminen, P. 2013. Response of soil organic layer characteristics to logging residues in three Scots pine stands. *Soil Biology Biochemistry* 86: 31–59.
- Smolander, A., Kitunen, V., Paavolainen, L. & Mälkönen, E. 1996. Decomposition of Norway spruce and Scots pine needles: Effects of liming. *Plant and Soil* 179: 1–7.
- Smolander, A., Kitunen, V., Priha, O. & Mälkönen, E. 1995. Nitrogen transformations in limed and nitrogen fertilized soil in Norway spruce stands. *Plant and Soil* 172:107–115. doi.org/10.1007/BF00020864
- Smolander, A., Kitunen, V., Priha, O. & Mälkönen, E. 1995. Nitrogen transformations in limed and nitrogen fertilized soil in Norway spruce stands. *Plant and Soil* 172: 107–115.
- Smolander, A., Kitunen, V., Tamminen, P. & Kukkola, M., 2010. Removal of logging residue in Norway spruce thinning stands: Long-term changes in organic layer properties. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 1222–1228.
- Smolander A., Kurka A., Kitunen V. & Mälkönen E. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 957–962. [doi.org/10.1016/0038-0717-\(94\)90109-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717-(94)90109-0).
- Smolander, A., Lopenen, J., Suominen, K. & Kitunen, V. 2005. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two tree species, *Betula pendula* and *Picea abies*. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1309–1318.
- Smolander, A., Törmänen, T., Kitunen, V. & Lindroos, A.-J. 2019. Dynamics of soil nitrogen cycling and losses under Norway spruce logging residues on a clear-cut. *Forest Ecology and Management* 449: 117444
- Smolander, A., Kukkola, M., Helmisaari, H.-S., Mäkipää, R. & Mälkönen, E. 2000a. Functioning of forest ecosystems under nitrogen loading. In: Mälkönen E. (toim.). *Forest condition in a changing environment – the Finnish case*. *Forestry Sciences* 65: 229–247. Kluwer Academic Publishers.
- Smolander, A., Ketola, R., Kotiaho, T., Kanerva, S. Suominen, K. & Kitunen, V. 2006. Volatile monoterpenes in soil microair under birch and conifers: Effects on soil N transformations. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 3436–3442.
- Soimakallio, S., Häkkinen, T. & Seppälä, J. 2021. Puutuotteet hiilivarastona ja uusiutumattomien materiaalien korvaajina. Puurakentamisen lisäämisen vaikutukset kasvihuonekaasutaseisiin Suomessa vuoteen 2035 mennessä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 45. 48 s.

- Sohlenius, B. & Wasilewska, L. 1984. Influence of irrigation and fertilization on the nematode community in a Swedish pine forest soil. *Journal of Applied Ecology* 21: 327–342
- Sponseller, R.A., Gundale, M., Futt, M., Ring, E., Nordin, A., Näsholm, T. & Laudon, H. 2016. Nitrogen dynamics in managed boreal forests: recent advances and future research directions. *Ambio* 45(S2): 175–187
- Straková, P., Penttilä, T., Laine, J. & Laiho, R. 2012. Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above- and belowground plant litter decomposition: Consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. *Global Change Biology* 18: 322–335.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. *Journal of Ecology* 90: 61–67.
- Su, W., Liu, C., Hu, Q., Zhao, S., Sun, Y., Wang, W., Zhu, Y., Liu, J., Kim, J. 2019. Primary and secondary sources of ambient formaldehyde in the Yangtze River Delta based on Ozone Mapping and Profiler Suite (OMPS) observations. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19: 6717–6736. doi.org/10.5194/acp-19-6717-2019
- Sutinen, S., Aphalo, P.J. & Lehto, T. 2007. Does timing of boron application affect needle and bud structure in Scots pine and Norway spruce seedlings? *Trees* 21: 661–670.
- Svantesson, T. 2002. Automated manufacture of fertilizing agglomerates from burnt wood ash. Doctoral Dissertation. Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University. 185 s.
- Tahvanainen, J., Niemelä, P. & Henttonen, H. 1991. Chemical aspects of herbivory in boreal forest feeding by small rodents, hares and cervids. Kirjassa: Palo, R.T. & Robbins, C.T. (toim.) 1991. *Plant Defences Against Mammalian Herbivory*. CRC Press. Inc. 192 s. ISBN 0-8493-6550-3. s. 115–131.
- Tahvanainen V., Miina J., Kurttila M., Salo, K. 2016. Modelling the yields of marketed mushrooms in *Picea abies* stands in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 362: 79–88. doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.040
- Tamminen, P. 1993. Pituusboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. *Folia Forestalia* 819: 1–26.
- Tamminen, P. 1998a. Maaperätekijät. Julkaisussa: Mälkönen, E. (toim.). *Ympäristömuutos ja metsien kunto Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 691: 64–75.
- Tamminen, P. 1998b Typpi- ja tuhkalannoitus punalatkan vaivaamassa männikössä. *Metsätieteen aikakauskirja – Folia Forestalia* 3/1998: 411–420.
- Tamminen, P. & Ilvesniemi, H. 2012. Maaperän hiili ja typpi luonnontilaisissa ja talousmetsissä. *Metlan työraportteja* 236 <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2012/-mwp236.htm> ISBN 978-951-40-2369-9 (PDF) ISSN 1795-150X www.metla.fi
- Tamminen, P., Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M. & Helmisaari, H. 2012. Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 263: 31–38.

- Tellnes, L.G.F. & Horn, H. 2016. English title: Economy and environmental aspects of alternative use of wood ash [report in Norwegian]. Rapport nr. 90, Norsk Treteknisk Institutt. <https://treteknisk.no/resources/bilder/rapporter/Rapport-90.pdf>.
- Terhonen, E. 2022. Havuparikkaan aiheuttamaa tautia, etelänversosurmaa, tavattiin Suomessa ensimmäisen kerran 2021. Julkaisussa: Melin, M. & Terhonen, E (toim.) 2022. Metsätuhot vuonna 2021. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 38/2022. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 21–23.
- Treseder, K.K. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO₂ in field studies. *New Phytologist* 164: 347–355. doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01159.x
- Treseder, K.K. 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: A meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters* 11: 1111–1120. doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01230.x
- Tripler, C.E., Canham, C.D., Inouye, R.S. & Schnurr, J.L. 2002. Soil nitrogen availability, plant luxury consumption, and herbivory by white-tailed deer. *Plant Animal Interactions* 133: 517–524. doi.org/10.1007/s00442-002-1046-x
- Tuimala, A. 1988. Lannoitus ja puun laatu. Metsäteknologian teemapäivä Suonenjoella 16.2.1988. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 286: 75–95.
- Törmänen, T. & Smolander A. 2022. Biological nitrogen fixation in logging residue piles of different tree species after final felling. *Journal of Environmental Management* 303: 113942
- Törmänen, T., Lindroos, A.-J., Kitunen, V. & Smolander, A. 2020. Logging residue piles of Norway spruce, Scots pine and silver birch in a clear-cut: Effects on nitrous oxide emissions and soil percolate water nitrogen. *Science of Total Environment* 738: 139743.
- Törmänen, T., Kitunen, V., Lindroos, A.-J., Heikkinen, J. & Smolander, A. 2018. How do logging residues of different tree species affect soil N cycling after final felling? *Forest Ecology and Management* 427: 182–189.
- Uri, V. 2001. The dynamics of biomass production and nutrient status of grey alder plantations on abandoned agricultural lands. Väitöskirja. Tarton yliopisto. ISBN 9985-816-12-9. 54 s.
- Uusitalo, M., Kitunen V. & Smolander A. 2008. Response of C and N transformations in birch soil to coniferous resin volatiles. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 2643–2649.
- Uusvaara, O. 1974. Wood quality in plantation-grown Scots pine. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 80(2). 105 s.
- Valinger, E. & Fridman, J. 1999. Models to assess the risk of snow and wind damage in pine, spruce and birch forests in Sweden. *Environmental Management* 24: 209–217.
- Valente, C. & Brekke, A. 2013. A framework for LCA for Sustainability: comparing different types of boreal forests. OR.10.13, Ostfoldforskning. <https://norsus.no/wp-content/uploads/1013.pdf>.

- Valmari, J 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. Acta Forestalia Fennica 20: 1–67.
- van der Linde, S., Martínez Suz, L., Orme, D., Cox, F., Andreae, H., Asi, E., Atkinson, B., Benham, S., Carroll, C., Cools, N., Dietrich, H-P., Eichhorn, J., Ferlazzo, S., Germann, J., Grebenc, T., Gweon, H.S., Hansen, K., Jacob, F., Kristöfel, F., Lech, P., Manninger, M., Martin, J., Meesenburg, H., Merilä, P., Perez, J.M., Nicolas, M., Oldenburger, J., Pavlenda, P., Rautio, P., Schaub, M., Schröck, H-W., Seidling, W., Sramek, V., Thimonier, A., Thomsen, I.M., Titeux, H., Bombin, R. J., Vanguelova, E., Verstraeten, A., Vesterdal, L., de Vos, B., Waldner, P., Wijk, S., Zhang, Y., Zlindra, D.I. & Bidartondo, M.I. 2018. Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. Nature 558: 243–248.
- Vasander, H. & Lindholm, T. 1985. Männynversosyöpätuhot Laaviosuon jatkolannoituskoealueella. (Summary: Damage caused by Pine die back (*Ascocalyx abietina*) on refertilization trial plots on Laaviosuo, Lammi, Southern Finland). Suo 36: 85–94.
- Veijalainen, H., Reinilainen, A. & Kolari, K.K. 1984. Metsäpuiden ravinneperäinen kasvuhäiriö Suomessa. Folia Forestalia 601. 41 s.
- Veijalainen, H. 2000. Metsänparannuskokeiden tuloksia Kettulan tilan ojitetuilta soilta. Kettulan retkeily 8.9.2000. Moniste, Metla, Vantaan tutkimuskeskus 2000. 62 s.
- Vestberg, M. & Timonen, S. (toim.). Rihman kiertämät – Kasvien ja sienten erottamaton elämä. ISBN 978-952-94-0793-4.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B.D., Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? Forest Ecology and Management 309: 4–18.
- Viiri, H., Annila, E., Kitunen, V. & Niemelä, P. 2001. Induced responses in stilbenes and terpenes in fertilized Norway spruce after inoculation with blue-stain fungus, *Ceratocystis polonica*. Trees 15: 112–122. doi.org/10.1007/s004680000082
- Virjamo, V., Julkunen-Tiitto, R., Henttonen, H., Hiltunen, E., Karjalainen, R., Korhonen, J. & Huitu, O. 2013. Differences in Vole Preference, Secondary Chemistry and Nutrient Levels Between Naturally Regenerated and Planted Norway Spruce Seedlings. Journal of Chemical Ecology 39(10): 1322–1334. doi.org/10.1007/s10886-013-0352-6
- Viro, P.J. 1955. Investigations on forest litter. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 45: 1–65.
- Viro, P.J. 1966. Manuring of young plantations. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 61: 1–42.
- Virtanen, A.I. 1957. Investigations on nitrogen fixation by the alder. II. Associated culture of spruce and inoculated alder without combined nitrogen. Physiologia Plantarum 10: 164–169.
- Virtanen, A.I. & Saastamoinen, S. 1936. Untersuchungen über die Stickstoffbindung bei der Erle. Biochemische Zeitschrift 284: 72–85.

- de Vries, W., Dobbertin, M.H. & Solberg, S. ym. 2014. Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather conditions on forest ecosystems in Europe: an overview. *Plant and Soil* 380: 1–45.
- Vuorenmaa, J. et al. 2018. Long-term changes (1990–2015) in the atmospheric deposition and runoff water chemistry of sulphate, inorganic nitrogen and acidity for forested catchments in Europe in relation to changes in emissions and hydrometeorological conditions. *Science of the Total Environment* 625: 1129–1145.
- Vuorinen, M., & Kurkela, T. 2000. *Lophodermella sulcigena* infection in Scots pine needles and tree nutrition. *Forestry*, 73(3): 239–246.
- Väänänen, K., Sirparanta, E., Räisänen, M. & Tahvanainen, T. 2011. The costs and profitability of using granulated wood ash as a forest fertilizer in drained peatland forests. *Biomass and Bioenergy* 35: 3335–3341. doi:10.1016/j.biombioe.2010.09.006
- Waldner, P., Marchetto, A., Thimonier, A., Schmitt, M., Rogora, M., Granke, M., Mues, V., Hansen, K., Pihl Karlsson, G., Žlindra, D., Clarke, N., Verstraeten, A., Lazdins, A., Schimming, C., Iacoban, C., Lindroos, A.-J., Vanguelova, E., Benham, S., Meesenburg, H., Nicolas, M., Kowalska, A., Apuhtin, V., Napa, U., Lachmanová, Z., Kristoefel, F., Bleeker, A., Ingerslev, M., Vesterdal, L., Molina, J., Fischer, U., Seidling, W., Jonard, M., O'Dea, P., Johnson, J., Fischer, R. & Lorenz, M. 2014. Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* 95: 363–374.
- Walker AP et al. 2020. Integrating the evidence for a terrestrial carbon sink caused by increasing atmospheric CO₂. *New Phytologist* 229: 2413–2445.
- Wall, A., 2008. Effects of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clear-cutting in a Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management* 256: 1372–1313.
- Way, D.A. & Oren, R. 2010. Differential responses to changes in growth temperature between trees from different functional groups and biomes: a review and synthesis of data. – *Tree Physiology* 30: 669–688.
- Weber, A. 1989. Isolation, characterization and evaluation of *Frankia* strains from *Alnus incana* and *Alnus glutinosa*. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. ISBN 952-90097-2-0. 42 s.
- Węgiel, A., Małek, S., Bieliniś, E., Grebner, D.L., Polowy K. & Skonieczna, J. 2018. Determination of elements removal in different harvesting scenarios of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33(3): 261–270.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21: 1218-1230. <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>.
- Westman, C.J. & Laiho, R. 2003. Nutrient dynamics of peatland forests after water-level draw-down. *Biogeochemistry* 63: 269–298.

- Wiklund, K. Nilsson, L.-O. & Jacobsson, S. 1995. Effect of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. *Canadian Journal of Botany* 73: 200–208.
- Wikner, B. 1983. Distribution and mobility of boron in forest ecosystems. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*. pp.122–130.
- Wimmer, M.A., Abreu, I., Bell, R.W., Bienert, M.D., Brown, P.H., Dell, B., Fujiwara, T., Goldbach H.E., Lehto, T., Mock, H.-P., von Wirén, N., Bassil, E. & Bienert, G.P. 2020. Boron: an essential element for vascular plants. *New Phytologist* 226: 1232–1237.
- Wu, Z., Dijkstra, P., Koch, G.W., Peñuelas, J. & Hungate, B.A. 2011: Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a metaanalysis of experimental manipulation. – *Global Change Biology* 17: 927–942.
- Wästerlund, I. 1982 Försvinner tallens mykorrhizasvampar vid gödsling? *Sv. Bot. Tidskr.* 76: 411–417.
- Yamoto, C.F., Pereira, E.I., Mattoso, L.H.C., Matsunaka, T. & Ribeiro, C. 2016. Slow release fertilizers based on urea/urea-formaldehyde polymer nanocomposites. *Chemical Engineering Journal* 287: 390–397.
- Zhang, F. 2019. Making decision adaptive to price uncertainty and risk preference: A new decision-making model for forest management. Doctoral Dissertation, Louisiana State University, LSU Doctoral Dissertations. 5091. https://digitalcommons.lsu.edu/grad-school_dissertations/5091
- Zimmermann, S. & Frey, B. 2002. Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1727–1737.
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. ja Väisänen, P. (toim.) 2019. Metsänhoidon suositukset. Tapion julkaisuja. 252 sivua.
- Økland, T., Nordbakken, J.F., Clarke, N. & Holt Hanssen, K. 2022. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation on understory vegetation in a Norway spruce forest in south-east Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 37(5–8): 320–329 doi.org/10.1080/02827581.2022.2104365
- Österbacka, J. 2001. Esikäsittelyn vaikutuksesta puu- ja turvetuhkien ominaisuuksiin ja ravinteiden liukenemiseen. *Metsätehon raportti* 109. 24 s.



**Löydät meidät
verkosta**

luke.fi

