Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 65/2021

Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteet

Arvio päästövähennysmahdollisuuksista

Luke
LUONNONVARAKESKUS

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 65/2021

Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteet

Arvio päästövähennysmahdollisuuksista

Aleksi Lehtonen, Lasse Aro, Markus Haakana, Soili Haikarainen, Jaakko Heikkinen, Saija Huuskonen, Kari Härkönen, Hannu Hökkä, Hanna Kekkonen, Terhi Koskela, Heikki Lehtonen, Jaana Luoranen, Antti Mutanen, Mika Nieminen, Paula Ollila, Taru Palosuo, Tähti Pohjanmies, Anna Repo, Pasi Rikkonen, Minna Räty, Sanna Saarnio, Aino Smolander, Helena Soinne, Anne Tolvanen, Tarja Tuomainen, Karri Uotila, Esa-Jussi Viitala, Perttu Virkajärvi, Antti Wall ja Raisa Mäkipää

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2021

Viittausohje:

Lehtonen, A., Aro, L., Haakana, M., Haikarainen, S., Heikkinen, J., Huuskonen, S., Härkönen, K., Hökkä, H., Kekkonen, H., Koskela, T., Lehtonen, H., Luoranen, J., Mutanen, A., Nieminen, M., Ollila, P., Palosuo, T., Pohjanmies, T., Repo, A., Rikkonen, P., Räty, M., Saarnio, S., Smolander, A., Soinne, H., Tolvanen, A., Tuomainen, T., Uotila, K., Viitala, E.-J., Virkajärvi, P., Wall, A. & Mäkipää, R. 2021. Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteet : Arvio päästövähennysmahdollisuuksista. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 65/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 122 s.

Aleksi Lehtonen, ORCID ID, https://orcid.org/0000-0003-1388-0388
Raisa Mäkipää, ORCID ID, https://orcid.org/0000-0003-3146-4425

Tämä julkaisu korvaa julkaisun Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 7/2021

ISBN 978-952-380-274-2 (Painettu)
ISBN 978-952-380-275-9 (Verkkojulkaisu)
ISSN 2342-7647 (Painettu)
ISSN 2342-7639 (Verkkojulkaisu)
URN http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-275-9
Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)
Kirjoittajat: Aleksi Lehtonen ym.
Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2021
Julkaisuvuosi: 2021
Kannen kuva: Erkki Oksanen
Painopaikka ja julkaisumyynti: PunaMusta Oy, http://luke.juvenesprint.fi

Tiivistelmä

Aleksi Lehtonen, Lasse Aro, Markus Haakana, Soili Haikarainen, Jaakko Heikkinen, Saija Huuskonen, Kari Härkönen, Hannu Hökkä, Hanna Kekkonen, Terhi Koskela, Heikki Lehtonen, Jaana Luoranen, Antti Mutanen, Mika Nieminen, Paula Ollila, Taru Palosuo, Tähti Pohjanmies, Anna Repo, Pasi Rikkonen, Minna Räty, Sanna Saarnio, Aino Smolander, Helena Soinne, Anne Tolvanen, Tarja Tuomainen, Karri Uotila, Esa-Jussi Viitala, Perttu Virkajärvi, Antti Wall ja Raisa Mäkipää

Luonnonvarakeskus, Latokartanonkaari 9 00790 Helsinki. etunimi.sukunimi@luke.fi

Maankäyttösektorin ilmastotoimet – arvio päästövähennysmahdollisuuksista

Hallitusohjelman (2019) mukaisia maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteitä valmistellaan sisällytettäväksi vuonna 2021 laadittavaan maankäyttösektorin ilmastosuunnitelmaan. Valmistelun tueksi tarvitaan tietoa keinoista, joilla maankäyttösektorin päästöjä voidaan vähentää, hiilivarastoja ylläpitää ja hiilinieluja vahvistaa, sekä arvioita potentiaalisten toimenpiteiden vaikutuksista lyhyellä ja pitkällä aikavälillä. Tässä tutkimuksessa on arvioitu maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden vaikutuksia nykyistä tutkimustietoa ja asiantuntija-arvioita kokoamalla sekä valmiina käytettävissä olevia mallinnusmenetelmiä soveltaen. Toimenpiteiden päästövähennys ja hiilinieluvaikutuksien arvioinnissa käytettiin kunkin toimenpiteen kohdalla parasta käytettävissä olevaa menetelmää ja toimenpiteen soveltamismahdollisuuksien laajuus perustui asiantuntija-arvioihin. Tuloksiin liittyy sekä sovelletusta menetelmästä ja siinä käytettävistä tiedoista että toimenpiteen laajuuden arvioinnista johtuvaa epävarmuutta. Tutkimus sisältää myös laadulliset arviot ilmastotoimenpiteiden vaikutuksista muihin ekosysteemipalveluihin, vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen. Lisäksi on tunnistettu vaikuttavuusarvioinnin kannalta merkittäviä kehittämis- ja tutkimustarpeita sekä tietoaukkoja. Tulokset auttavat kohdentamaan ilmastotoimenpiteet vaikutuksiltaan merkittävimpiin, joilla tuetaan Suomen tavoitetta saavuttaa hiilineutraalius vuoteen 2035 mennessä.

Maankäyttösektorilla on monia mahdollisuuksia vahvistaa hiilinieluja, ylläpitää hiilivarastoja ja vähentää kasvihuonekaasupäästöjä. Kaikkien tunnistettujen ilmastotoimenpiteiden toteuttaminen tutkimuksessa oletetussa laajuudessa vaatisi erittäin laajoja muutoksia maankäyttösektorin ohjauskeinoissa, investointeja päästöjä vähentäviin ja nieluja lisääviin toimenpiteisiin sekä mm. puutuotteiden osalta muutoksia myös maankäyttösektorin ulkopuolella metsäteollisuuden tuotantorakenteessa.

Potentiaalisesti suurimmat päästövähennykset voidaan saavuttaa muuttamalla turvemaapeltojen viljelykäytäntöjä ja jatkamalla runsasravinteisissa ojitetuissa turvemaametsissä metsänkasvatusta avohakkuiden sijaan harvennuksin ja ilman kunnostusojituksia. Turvemaapeltojen käsittelyä muuttamalla saadaan suhteellisen pienellä pinta-alalla aikaan merkittäviä päästösäästöjä hidastamalla turpeen hiilivaraston purkautumista, kun kivennäismaapeltojen vaikuttavat ilmastotoimet vaatisivat vuosittaista lisätukea lähes koko käytössä olevalle peltopinta-alalle. Osa tunnistetuista ilmastotoimenpiteistä on pitkävaikutteisia, esimerkiksi suometsässä kerran tehdyn puutuhkalannoituksen puuston hiilinielua vahvistava vaikutus kestää kymmeniä vuosia. Metsien hiilinielua kasvattaisivat merkittävästi myös uusien suojelualueiden perustaminen, säästöpuumäärän lisääminen ja metsäteollisuuden tuotantorakenteen muutos, joka kasvattaisi pitkäikäisten puutuotteiden osuutta.

Maankäyttösektorin monilla ilmastotoimenpiteillä edistetään myös luonnon monimuotoisuuden säilymistä ja vähennetään maa- ja metsätalouden haitallisia ympäristövaikutuksia.

Erityisesti turvemaiden viljely- ja metsänkasvatusmenetelmiä uudistamalla saadaan tavoitellun ilmastovaikutuksen ohella vähennettyä vesistökuormitusta. Monimuotoisuuden säilyttämistä tukisivat erityisesti suojelualueiden lisääminen, jota oletimme jatkettavan METSO-ohjelmassa toteutuneessa laajuudessa, ja säästöpuiden määrän kaksinkertaistaminen mikä lisäisi lahopuun hiilivarastoa talousmetsissä. Kivennäismaapeltojen maaperän hoito, metsänlannoitus ja turvemaametsien maaperän päästövähennystoimet voivat edistää myös tuotannon taloudellista kannattavuutta. Nykyiset maa- ja metsätalouden tuet eivät kannusta kaikkien potentiaalisesti merkittävimpien päästöjä vähentävien ilmastotoimenpiteiden käyttöönottoon.

Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden kustannustehokkuuden ja sosiaalisen hyväksyttävyyden tutkimus on rajattu tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Näiden tarkastelu jatkotutkimuksissa on välttämätöntä, jotta toimenpiteet osataan suunnata kustannustehokkaasti ja siten että maanomistajilla on mahdollisuus ja kannusteet niitä toteuttaa. Ilmastotoimenpiteiden vaikutuksia puuntuotannon ja viljelyn taloudelliseen kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja biodiversiteettiin tarkasteltiin vain laadullisesti tutkimuskirjallisuuden ja asiantuntija-arvioiden perusteella. Näiden laajempi määrällinen tarkastelu edellyttäisi lisätutkimusta ja myös laskentatyökalujen ja mallien kehitystyötä. Ilmastotoimenpiteiden vaikuttavuusarvioon liittyy paljon epävarmuuksia. Arvioita on perusteltua tarkentaa, kun tutkimustietoa kertyy lisää ja laskentamenetelmät kehittyvät.

Asiasanat: ilmastonmuutos, hiilinielu, hiilivarasto, kasvihuonekaasut, kosteikko, lahopuu, lannoitus, maankäyttö, maaperä, metsitys, metsäkato, monimuotoisuus, pelto, puutuotteet, suometsät, taimikonhoito, tuhkalannoitus, suojelualue, turvemaat, turvetuotanto, vesistökuormitus, viljelymenetelmät

Sisällysluettelo

1. Tutkimushankkeen tausta ja tavoite 8

2. Metsitys ja turvetuotantoalueiden jälkihoito 9

2.1. Taustaa ja nykytila 9

2.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 10

2.3. Metsityksen ja turvetuotantoalueiden jälkihoidon päästövähennyspotentiaali 11

2.4. Vaikutukset taloudelliseen kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 12

3. Turvemaapeltojen ilmastoviisas hoito 14

3.1. Taustaa ja nykytila 14

3.2. Päästövähennysarvion menetelmät ja tausta-aineisto 15

3.3. Turvemaapeltojen päästövähennyspotentiaali Ilmastotiekartan mukaan 16

3.4. Turvemaapeltojen päästövähennyspotentiaali määräalatarkastelulla 18

3.4.1. Yksivuotisten kasvien viljelyn vähentäminen turvemaapelloilla 19

3.4.2. Nurmiviljelyn vähentäminen turvemailla 19

3.4.3. Käytöstä pois jätetyn peltoalan vähentäminen 20

3.4.4. Kokonaisvaikutukset 21

3.5. Vaikutukset taloudelliseen kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 23

4. Kivennäismaapeltojen ilmastoviisas hoito 25

4.1. Taustaa ja nykytila 25

4.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 26

4.3. Kivennäismaapeltojen päästövähennyspotentiaali 28

4.3.1. Kirjallisuuskatsaus 28

4.3.2. Mallinnuksen tulokset 32

4.3.3. Hiilen alueellinen varastointipotentiaali – arviot multavuusluokist*a* 34

4.4. Kivennäismaapelloilla tehtävien toimenpiteiden taloudelliset vaikutukset sekä vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin 36

5. Metsäkadon välttäminen 38

5.1. Taustaa ja nykytila 38

5.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 39

5.3. Metsäkadon välttämisen päästövähennyspotentiaali 40

5.4. Metsäkadon välttämisen ohjauskeinovalikoima 41

5.5. Metsäkadon välttämisen vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 44

6. Metsänlannoitus 45
6.1. Taustaa ja nykytila 45
6.2. Päästövähennysarvion menetelmät ja tausta-aineisto 46
6.2.1. Tuhkalannoitus 46
6.2.2. Kangasmetsien kasvatuslannoitus 49
6.3. Lannoitusten potentiaalinen vaikutus puuston hiilinieluun 51
6.4. Lannoituksen vaikutukset ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 51
7. Puuston varhaiskehityksen ohjaaminen 54
7.1. Tausta ja nykytilanne 54
7.2. Menetelmät ja tausta-aineistot 54
7.3. Vaikutus metsien hiilinieluun 55
7.4. Vaikutukset kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 58
8. Kangasmaiden maaperän hiilinielun vahvistaminen 60
8.1. Taustaa ja nykytila 60
8.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 62
8.3. Päästövähennyskeinot 63
8.3.1. Metsien kiertoajan pidentäminen sekä hakkuiden vähentäminen 63
8.3.2. Hakkuutähteen korjuun vähentäminen 65
8.4. Tulosten tarkastelu 65
8.4.1. Kiertoaikojen pidennys ja hakkuista pidättäytyminen 65
8.4.2. Vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 67
9. Turvemaametsien maaperäpäästöjen vähentäminen 69
9.1. Taustaa ja nykytila 69
9.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 69
9.3. Turvemaametsien maaperän päästövähennyspotentiaali 71
9.4. Vaikutukset puuntuotantoon, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 73
10. Suojelualueiden ilmastovaikutukset 75
10.1. Taustaa ja nykytila, METSO-ohjelma 75
10.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 75
10.3. Suojelualueiden päästövähennyspotentiaali 76
10.4. Vaikutukset puuntuotantoon, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 77
11. Puutuotteiden hiilivarasto 78
11.1. Taustaa ja nykytila 78
11.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 78

11.3. Puutuotteiden hiilivaraston päästövähennyspotentiaali 79
11.4. Metsäteollisuuden tuotantorakenteen muutokset 79

12. Kosteikot 84

12.1. Taustaa ja nykytila 84
12.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 84
12.3. Turvemaiden ennallistamisen päästövähennyspotentiaali 84
12.4. Vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 86

13. Lahopuun hiilivaraston lisääminen 87

13.1. Taustaa ja nykytila 87
13.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät 87
13.3. Lahopuuston hiilivaraston kasvun päästövähennyspotentiaali 88
13.4. Vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen 88

14. Yhteenveto ja johtopäätökset 90

14.1. Maankäyttösektorin uudet toimet voivat auttaa Suomea saavuttamaan hiilineutraliustavoitteen 2035 90
14.2. Ilmastotoimenpiteillä on vaikutuksia elinkeinojen harjoittamiseen, ekosysteemipalveluihin ja luonnon monimuotoisuuteen 92
14.3. Ilmastotoimenpiteiden vaikutusarviot ovat vielä epävarmoja ja tarkentamiseen tarvitaan uutta tutkimustietoa 93

Viitteet 95

Liite 121

1. Tutkimushankkeen tausta ja tavoite

Hallitusohjelman (2019) mukaisia maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteitä valmistellaan sisällytettäväksi vuonna 2021 laadittavaan kokonaisvaltaiseen maankäyttösektorin ilmastosuunnitelmaan. Hallituspuolueet asettivat helmikuussa 2020 Suomen hiilineutraaliustavoitteen tiekartassa tavoitteeksi saada maankäyttösektorin lisätoimenpiteillä noin 3 Mt CO_2 vuosittaisen nettovaikutuksen vuoteen 2035 mennessä. Ilmastosuunnitelmaa varten on selvitettävä keinot, joilla maankäyttösektorin päästöjä vähennetään ja hiilinieluja ja varastoja ylläpidetään ja vahvistetaan lyhyellä ja pitkällä aikavälillä siten, että kestävä kehityksen tavoitteet toteutuvat.

Suomessa maankäyttösektori kokonaisuudessaan oli vuonna 2019 kasvihuonekaasuinventaarion ennakkotietojen mukaan 14,7 Mt hiilidioksidiekvivalentin suuruinen hiilinielu, mutta sektorilla on sekä päästölähteitä että hiilinieluja (Suomen virallinen tilasto: Kasvihuonekaasut 2019). Metsämaan puusto ja kivennäismaiden maaperä ovat hiilinieluja, mutta ojitettujen turvemaiden maaperä on päästölähde, joka pienentää metsien hiilinielua noin neljänneksellä. Vuonna 2019 metsämaan nettohiilinielu oli 22,9 Mt CO_2 ekvivalenttia ja puutuotteiden hiilinielu 3,4 Mt CO_2 ekv. Sen sijaan päästöjä syntyy viljelymailla (9,8 Mt CO_2 ekv. sisältäen CO_2, CH_4 ja N_2O päästöt), ruohikkoalueilla (0,7 Mt CO_2 ekv), rakennetulla maalla (0,7 Mt CO_2 ekv), turvetuotantoaloilla (2,0 Mt CO_2 ekv) ja vähäisessä määrin muilla kosteikot luokkaan kuuluvilla alueilla (0,2 Mt CO_2 ekv). Suomen kokonaispäästöt olivat vuonna 2019 yhteensä 53,1 Mt CO_2 ekv, joten hiilineutraaliustavoitteen saavuttamiseen tarvitaan kaikilta sektoreilta yhteensä lähes 40 Mt CO_2 ekv päästövähennyksiä tai lisänieluja. Maankäyttösektorilla ilmastotoimenpiteitä voidaan kohdentaa sekä päästöjen vähentämiseen että hiilinielujen vahvistamiseen.

Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden potentiaalista vaikuttavuutta on mahdollista arvioida etukäteen (ns. ”ex ante” arvio) nykyistä tutkimustietoa kokoamalla, asiantuntija-arvioilla, sekä valmiina käytettävissä olevia mallinnusmenetelmiä soveltaen. Samalla voidaan tunnistaa vaikuttavuusarvioinnin kannalta merkittäviä kehittämis- ja tutkimustarpeita sekä tietoaukkoja. Tulokset auttavat kohdentamaan ilmastotoimenpiteet vaikutuksiltaan merkittävimpiin, joilla tuetaan Suomen tavoitetta saavuttaa hiilineutraalius kustannustehokkaasti vuoteen 2035 mennessä. Vaikutusarviointia ja sen menetelmiä voidaan kehittää ja tarkentaa, kun tutkimustieto lisääntyy ja saadaan kokemuksia maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden toteuttamisesta.

Tavoite

Hankkeen tavoitteena on tuottaa etukäteisarvioita maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden vaikutuksista hiilinielujen vahvistamiseen ja kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseen vuoteen 2035 saakka. Lisäksi niille toimenpiteille, joiden laskentamenetelmä mahdollistaa pidemmän aikavälin kehityksen arvioinnin, tuotetaan arvio myös vuosille 2050 ja 2060. Hankkeessa arvioidaan hallitusohjelmassa mainittujen maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden vaikuttavuutta (ex ante arviointi) ja arvioidaan joidenkin muiden potentiaalisten toimenpiteiden vaikuttavuutta kokoamalla tiedot mittaluokista kuten kokonaispotentiaalista, teknis-taloudellisista pinta-aloista sekä tuottamalla arviot toimenpiteillä aikaansaatavista päästövähennyksistä tai nielun lisäyksistä. Tutkimukseen liitetään myös arvio ilmastotoimenpiteiden vaikutuksista muihin ekosysteemipalveluihin ja luonnon monimuotoisuuteen. Lisäksi arvioidaan vaikuttavimpien maankäyttösektorin toimenpiteiden kasvihuonekaasupäästö/-nielu vaikutusten epävarmuuksia ja määritellään epävarmuuksien pienentämiseen liittyviä tutkimustarpeita.

2. Metsitys ja turvetuotantoalueiden jälkihoito

2.1. Taustaa ja nykytila

Maatalouskäytön ulkopuolella olevien peltojen (joutoalueiden) määrä on arvioitu Tapiossa keväällä 2020 tehdyssä paikkatietoanalyysissä. Maataloustuotannon ulkopuolelle jääneiden peltojen pinta-alaksi arvioitiin noin 110 000 hehtaaria ja käytöstä poistuneiden turvetuotantoalueiden pinta-alaksi vajaa 10 000 hehtaaria eli yhteensä selvityksessä saatiin metsitettävien joutoalueiden potentiaaliksi 119 000 ha. Koska luonnon monimuotoisuus ja maisematekijät otetaan huomioon, voidaan ennakoida, että sellaisten kohteiden, joilla metsitys on käytännössä toteutettavissa, pinta-ala jää vielä tätäkin pienemmäksi. Metsitettävien kohteiden haasteellinen hoidettavuus voi myös osaltaan vähentää metsityshalukkuutta.

Tässä työssä metsitettävien joutoalueiden pinta-alaksi arvioidaan vaihtoehtoisesti 45 000 hehtaaria tai 90 000 hehtaaria vuoteen 2035 mennessä. Lisäksi kolmannessa vaihtoehdossa koko joutoalueiden teoreettinen potentiaali 119 000 ha metsitetään. Laskemme näiden maataloustuotannon ulkopuolelle jääneiden peltojen metsityksellä saavutettavat päästösäästöt ja hiilinielut.

Turvetuotannon piirissä on ollut tai on edelleen noin 120 000 ha soita (Bioenergia ry, 2019). Vuonna 2019 turvetuotannon käytössä oli noin 52 000 ha (AFRY 2020). Vuoden 2018 loppuun mennessä turvetuotannosta oli vapautunut uuteen maankäyttöön suonpohjia noin 50 000 ha, joista Bioenergia ry:n jäsenyhdistyksilleen tekemän kyselyn mukaan 75 % oli luontaisesti metsittynyt tai metsitetty (Bioenergia ry, 2019). Vuosittain suonpohjia siirtyy uuteen maankäyttöön 2 000–3 000 ha, joista arviolta 1 500–2 250 ha metsitetään (Bioenergia ry, 2019). Tuoreen selvityksen mukaan turpeennostosta poistuneita suonpohjia oli odottamassa uutta maankäyttöä vuoden 2020 alussa 9 262 ha (Lumperoinen & Hämäläinen 2020).

Suonpohjien metsityksen perusedellytys on, että metsitettävien alueiden vesitalous on hallittavissa ojituksella (esim. Aro & Hytönen 2019). Suonpohjille on tyypillistä jäännösturpeen paksuuden suuri vaihtelu (paljaista kivennäismaapinnoista yli metrin paksuisiin turvekerroksiin), alhainen pH-taso, typen suuri määrä sekä fosforin ja kaliumin niukkuus (Aro ym. 1997, Hytönen ym. 2018). Nämä ominaisuudet aiheuttavat suonpohjille puiden kasvun kannalta epätasapainoisen ravinnetilan, jonka kohentamiseksi vaaditaan usein maanmuokkaus tai lannoitus (esim. ojitusmätästys tai puutuhkalannoitus; Aro ym. 1997, Aro & Kaunisto 2003, Aro & Hytönen 2019, Hytönen ym. 2016). Jos suonpohjaturpeen paksuus on yli 30–40 cm, joudutaan usein turvautumaan jatkolannoituksiin (Aro & Kaunisto 2003). Kun turpeen paksuus on alle 20–30 cm, puut pystyvät käyttämään turpeen alla olevan pohjamaan kivennäisravinteita, joiden määrä riippuu pohjamaan koostumuksesta. Mitä enemmän pohjamaa sisältää hienoja lajitteita, sitä enemmän siinä on puiden tarvitsemia kivennäisravinteita.

Suonpohjien metsitysmenetelmät tunnetaan, samoin kuin se, että taimikoiden alkuvaiheissa tarvitaan normaalia enemmän seurantaa (Aro & Hytönen 2019). Parhaimmillaan puuntuotos voi olla varsin korkea: esim. yli 15-vuotiaiden luontaisesti syntyneiden hieskoivutiheiköiden kokonaisbiomassan keskituotos oli 4,7 Mg/ha/v (Hytönen ym. 2018) ja männiköiden runkopuun keskikasvuksi kiertoajan kuluessa on puolestaan arvioitu 7,5–9,5 m^3/ha/v (Aro ym. 2020).

2.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Jotta oli mahdollista arvioida metsityksen vaikutuksia hiilinieluihin ja KHK-päästöihin sekä kangas- että turvemailla, lisättiin Tapion metsityspotentiaaliaineistoon Luken maannostietokantaan perustuvaa maaperätyyppitietoa. Maannostietokannan vektoriaineisto vietiin R-ohjelmistoon, jossa orgaanisten maaperätyyppien polygonit valittiin.

Seuraavaksi Tapion tuottamien joutoaluepolygonien pinta-alojen orgaanisen maaperän osuus laskettiin leikkaamalla joutoaluepolygonit maannostietokannan valituilla polygoneilla. Orgaanisen maaperän osuuksien pinta-alat laskettiin ja lisättiin alkuperäiseen metsityspotentiaaliaineistoon ja laskettiin myös kivennäismaaperän pinta-aloja (polygonien kokonaispinta-alojen ja orgaanisen maaperän pinta-alojen eroina). Metsityspotentiaaliaineistossa polygoneilla on tieto, jos polygoni sijaitsee tuotannosta pois jääneellä turvetuotantoalueella. Tämän perusteella polygonin maaperä oli luokiteltu kokonaan orgaaniseksi (maannostietokannan tiedoista riippumatta) ja luotu eri sarake pinta-alatietoineen turvetuotantoalueiden inventaariota varten.

Alla olevan aluejaon mukaan laskettiin joutoaluepolygonien jakaumat maaperätyypeittäin (kivennäismaa, orgaaninen maa ilman turvetuotantoalueita, turvetuotantoalueet) Suomen osa-alueille (Etelä, Luode, Koillinen, Pohjoinen) ja koko maalle.

Alue	Maakunta
Etelä	Etelä-Karjala
Etelä	Etelä-Savo
Etelä	Kanta-Häme
Etelä	Keski-Suomi
Etelä	Kymenlaakso
Etelä	Pirkanmaa
Etelä	Päijät-Häme
Etelä	Satakunta
Etelä	Uusimaa
Etelä	Varsinais-Suomi
Etelä	Åland
Luode	Etelä-Pohjanmaa
Luode	Keski-Pohjanmaa
Luode	Pohjanmaa
Luode	Pohjois-Pohjanmaa
Koillinen	Kainuu
Koillinen	Pohjois-Karjala
Koillinen	Pohjois-Savo
Pohjoinen	Lappi

Taulukko 1. Metsityksen skenaariolaskelmissa käytetyn vuosittaisen metsityspinta-alan jakautuminen entisen maankäytön mukaan, ha/v.

	Maatalousmaa		Turvetuotanto	Yhteensä
	Kivennäismaa	Turvemaa		
Skenaario, Max	5911	1351	617	7879
Skenaario, Medium	2251	514	235	3000
Skenaario, Turvemaat 50 %	1501	1029	470	3000
Skenaario, Intensiivinen	4501	1029	470	6000

Ensimmäisessä skenaariossa oletettiin, että metsityksen vuosittainen pinta-ala on 7879 ha, jolloin metsityksen kokonaispinta-alaksi vuoteen 2035 mennessä tulisi 118 000 ha (Taulukko 1). Toisessa skenaariossa oletettiin, että metsityksen vuosittainen pinta-ala on 3000 ha, jolloin metsityksen kokonaispinta-alaksi tulisi 45 000 ha. Kolmannessa skenaariossa oletettiin, että metsityksen vuosittainen pinta-ala on 3000 ha, mutta turvemaiden osuus on 50 % metsityspinta-alasta aiemman 25 % sijaan. Neljännessä skenaariossa oletettiin, että metsityksen vuosittainen pinta-ala on 6000 ha, jolloin metsityksen kokonaispinta-alaksi tulisi 90 000 ha.

2.3. Metsityksen ja turvetuotantoalueiden jälkihoidon päästövähennyspotentiaali

Metsittämisen aikaansaama kasvihuonekaasujen (hiilidioksidi, metaani ja dityppioksidi) päästövähennys verrattuna aiemman maankäytön päästöihin perustuu kasvavan puuston sitoman hiilivaraston kasvuun ja maaperän kasvihuonekaasujen päästöjen pienenemiseen tai maaperän hiilivaraston kasvuun.

Metsityksen aikaansaama kasvihuonekaasujen päästövähennys vaihtelee laajasti (3,8–17,1 tonnia CO_2 ekv./ha/v) riippuen alueen aiemmasta maankäyttömuodosta, maalajista, puulajista ja metsityksestä kuluneesta ajasta. Maatalouskäytöstä poistuneen kivennäismaan metsitys pienentää kasvihuonekaasujen päästöjä keskimäärin 3,8 tonnia CO_2 ekv./ha/v verrattuna alkuperäiseen maankäyttöön ensimmäisen 15 vuoden aikana. Maatalouskäytöstä poistuneen turvemaan metsitys pienentää päästöjä 9,8 tonnia ja turvetuotannosta poistuneen alueen metsitys 7,8 tonnia CO_2 ekv./ha/v vastaavana aikana (Taulukko 2).

Vuosittaisen metsityspinta-alan ollessa 3000 ha seuraavien 15 vuoden ajan vuodesta 2021 alkaen kasvihuonekaasupäästöt pienenevät verrattuna aiempaan maankäyttöön keskimäärin 0,1 Mt CO_2 ekv./vuosi kun kivennäismaiden osuus metsityksen pinta-alasta on 75 % ja turvemaiden 25 % (Taulukko 3). Kun tarkastelujaksona on 45 vuotta, kasvihuonekaasujen päästöt pienenevät keskimäärin 0,2 Mt CO_2 ekv./vuosi.

Taulukko 2. Kasvihuonekaasupäästöjen pienentyminen metsittämällä verrattuna aiempaan maankäyttöön keskimäärin 15 vuoden aikajaksolla pinta-alayksikköä kohden, t CO_2 ekv/ha/v.

	Maatalousmaa		Turvetuotanto
Vuodet	Kivennäismaa	Turvemaa	
Maaperä			
2021–2035	0,8	7,9	5,1
2036–2050	0,5	9,1	6,8
2051–2065	1,0	10,2	8,0
Maaperä + puusto			
2021–2035	3,8	9,8	7,8
2036–2050	6,4	15,4	10,8
2051–2065	6,9	17,1	10,8

Taulukko 3. Kasvihuonekaasupäästöjen pienentyminen metsittämällä verrattuna aiempaan maankäyttöön keskimäärin 15 vuoden aikajaksolla eri metsityspinta-aloilla, Mt CO_2 ekv/v.

Vuodet	Maatalousmaa		Turvetuotanto	Yhteensä
	Kivennäismaa	Turvemaa		
Skenaario, Max, metsitys 7879 ha/v, yhteensä 118 181 ha				
2021–2035	0,12	0,10	0,04	0,25
2036–2050	0,19	0,20	0,07	0,46
2051–2065	0,21	0,28	0,09	0,58
Skenaario, Medium, metsitys 3000 ha/v, yhteensä 45 000 ha				
2021–2035	0,04	0,04	0,01	0,09
2036–2050	0,07	0,08	0,03	0,17
2051–2065	0,08	0,11	0,03	0,22
Skenaario, Turvemaat 50 %, metsitys 3000 ha/v, yhteensä 45 000 ha				
2021–2035	0,03	0,07	0,03	0,13
2036–2050	0,05	0,15	0,05	0,25
2051–2065	0,06	0,21	0,07	0,34
Skenaario, Intensiivinen, metsitys 6000 ha/v, yhteensä 90 000 ha				
2021–2035	0,09	0,07	0,03	0,19
2036–2050	0,14	0,15	0,05	0,35
2051–2065	0,16	0,21	0,07	0,44

2.4. Vaikutukset taloudelliseen kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Maatalouskäytössä olleiden alueiden ja turvetuotantoalueiden metsitys lisää puuntuotannossa käytettävissä olevaa pinta-alaa. Jos tuen avulla metsitettäisiin joutoalueita kaikkiaan 45 000 ha, olisi metsitettyjen alueiden puuston tilavuus 15 vuoden kuluttua 0,4 miljoonaa m^3. Kun metsityksestä on kulunut 45 vuotta, on metsitettyjen alueiden puuston tilavuus 6,6 miljoonaa m^3.

Jos metsityspinta-ala on kaikkiaan 90 000 ha, on metsitettyjen alueiden puuston tilavuus 15 vuoden kuluttua 0,8 miljoonaa m^3 ja 45 vuoden kuluttua 13,2 miljoonaa m^3.

Jos Suomessa runkopuun kokonaistilavuus olisi vuonna 2035 ilman lisämetsitystä 2 500 miljoonaa m^3, niin metsitystuella aikaansaatava puuston kokonaistilavuuden lisäys olisi 0,016 % 45 000 ha metsityspinta-alalla ja 0,032 % 90 000 ha metsityksen seurauksena.

Metsityksen suorat kustannukset yhdessä pellolle perustetun taimikon hoidon kustannusten kanssa ovat varsin korkeita ja metsitys jää heikkotuottoisena investointina tekemättä, jos taloudellisia kannustimia ei ole. Tämän seurauksena metsityskohteiksi on tarjolla paljon maatalouskäytöstä poistuneita joutilaita peltoja eikä metsitys välttämättä johda käytössä olevan peltoalan pienentymiseen.

Hieskoivubiomassan kasvatus energiapuuksi (Jylhä ym. 2015, 2019) ja männyn runkopuun kasvatus (Aro ym. 2020) voivat olla taloudellisesti kannattavia turpeennostosta vapautuneilla suonpohjilla. Hieskoivun biomassakasvatukselle on laskettu paljaan maan arvoksi parhaimmillaan 2 000–2 500 €/ha 3 %:n korkokannalla ja lähes 1 000 €/ha 5 %:n korkokannalla (Jylhä ym. 2015). Männyn kasvatuksessa paljaan maan arvo oli 1 102–3 216 €/ha, kun korkokanta oli 3 % (Aro ym. 2020).

Peltojen ja turvetuotantoalueiden metsitys voi vähentää vesistöjen ravinne- ja kiintoainekuormitusta (esim. Tolvanen ym. 2018). Turvetuotantoalueiden metsityksellä on myös positiivinen vaikutus maisemaan, monimuotoisuuteen ja alueen virkistyskäyttöön (esim. metsästys). Toisin kuin maatalouskäytöstä poistuneilla joutoalueilla, suonpohjilla pintakasvillisuuden kehitys voi olla erittäin hidasta (Salonen 1992). Suonpohjilla sekä maanparannus että metsitys lisäävät pintakasvillisuutta niin biomassan kuin lajistonkin osalta, millä on suotuisa vaikutus kasvupaikkojen monimuotoisuuteen (Huotari ym. 2011, Aro ym. 2016).

3. Turvemaapeltojen ilmastoviisas hoito

3.1. Taustaa ja nykytila

Orgaanisten viljelymaiden osuus Suomen kokonaisviljelyalasta on vain noin kymmenesosa, mutta niiltä muodostuva päästökuorma maataloudessa on merkittävä. Kansallisessa kasvihuonekaasuinventaariossa maaperän päästöiksi huomioidaan hiilidioksidi (CO_2), typpioksiduuli (N_2O) sekä metaani (CH_4). Näin menetellään myös maatalousmaiden päästöjä laskettaessa, jotka raportoidaan kahdella eri sektorilla: typpioksiduuli Maatalous-sektorilla, metaani ja hiilidioksidi Maankäyttö ja maankäytön muutos (LULUCF) -sektorilla. Niinpä orgaanisten viljelymaiden kokonaisvaikutuksen laskemiseksi tulee huomioida luvut molemmilta sektoreilta.

Viljelysmaa luokitellaan inventoinnissa kansainvälisten laskentamenetelmien mukaan orgaaniseksi silloin, kun maaperässä on ≥20 % orgaanista hiiltä, orgaaniseksi ainekseksi muutettuna siis vähintään 35 %:a orgaanista ainesta. Kansainvälisen ilmastopaneelin (IPCC) luokittelu poikkeaa Suomen kansallisesta maaperäluokituksesta, jossa viljelymaita luokitellaan hiilipitoisuuden perusteella turve- multa- ja kivennäismaihin. Kansallisessa viljavuusluokittelussa maalaji luokitellaan turvemaaksi, jos sen orgaanisen aineksen määrä on >40 %, multamaaksi kun orgaanisen aineksen määrä on 20–40 % ja kivennäismaaksi, kun orgaanisen aineksen määrä on <20 %. Niinpä osa kansallisella tasolla multamaaksi luokitelluista turvemaapelloista kuuluu IPCC:n laatimien inventointiohjeiden mukaisesti eloperäisiin eli orgaanisiin maihin. Tässä kappaleessa käsitellään siten kansallisen päästöinventaarion (IPCC:n) mukaisesti orgaanisiksi maiksi luokittuneiden maalajien päästövaikutuksia. Orgaanisten maiden ohella tässä luvussa käytetään niistä lisäksi nimitystä turvemaapellot.

Nykyhetkellä viljeltyjen turvemaapeltojen kattama ala on keskimäärin 256 000 ha, joista suurin osa on nurmiviljelyssä (n. 64 %, joko aktiivisessa tuotannossa tai kesantona). Lähes kolmanneksella viljellään yksivuotisia lajeja kuten kauraa, ohraa, vehnää tai puitavia palkokasveja (93 000 ha). Viljelykasvitieto on olennainen osa päästöjen laskentaa. Viljelyssä olevien peltojen lisäksi arviolta 67 000 ha turvemaapeltoa on jätetty pois käytöstä (Taulukko 4). Myös näiden käytöstä pois jätettyjen peltojen muodostama päästökuorma huomioidaan kansallisessa kasvihuonekaasuinventaarissa ja niiden päästöt allokoituvat osaksi Maatalous- sekä Maankäyttösektorien päästölaskentaa. Yhteenlaskettuna näiden 323 000 turvemaapeltohehtaarin kasvihuonekaasupäästöt ovat kansallisen kasvihuonekaasuinventaarion mukaan noin 8,4 Mt CO_2-ekv. v^{-1} (Tilastokeskus 2020).

Maatalouden ilmastokuormituksen vähentämispotentiaalia tarkastellessa monet maatalouden päästöistä ovat pirstaleisia lähteitä, joihin on vaikea yrittää vaikuttaa tai eri lähteisiin kohdennettujen toimenpiteiden vaikutus ei olisi kovin merkittävä laaja-alaisestikin käyttöönotettuna. Sen sijaan turvemaapellot näyttäytyvät selkeänä yksittäisenä kokonaisuutena, joille kohdennettavat toimet vähentäisivät maatalouden ja maankäyttösektorin päästöjä merkittävästi (Kärkkäinen ym. 2019, Kekkonen ym. 2019). Suurin osa viljellyistä turvemaista sijaitsee Pohjanmaan, Kainuun ja Lapin maakunnissa, jolloin myös ohjauskeinojen vaikutukset koskisivat enemmän pohjoisen ja läntisen rannikkoseudun alueiden viljelijöitä.

Turvemaapeltojen päästövähennyskeinoiksi on tunnistettu muokkauksen vähentäminen, kasvipeitteisyyden lisääminen, orgaanisen aineksen pidättäminen vedenpinnan alapuolelle säätösalaojituksen (tai muun vedenhallintajärjestelmän) avulla, turvemaiden uudisraivauksien välttäminen, heikkotuotteisten peltojen siirtäminen kosteikkoviljelyyn, niiden vettäminen, metsitys tai jättäminen pois käytöstä (VN 2017, Kärkkäinen ym. 2019, Lehtonen ym. 2020).

3.2. Päästövähennysarvion menetelmät ja tausta-aineisto

Turvemaapeltojen ilmastoviisaita viljelykeinoja sekä niiden päästövähennyspotentiaalia on tarkasteltu laajasti vuoteen 2050 saakka MTK:n ja SLC:n tilaamassa Maatalouden Ilmastotiekartassa (Lehtonen ym. 2020). Ilmastotiekartassa luotiin kolme skenaariota, WEM, WAM1 ja WAM2. Skenaarioiden taustalla toimi useiden asiantuntijoiden sekä maatalouden eri tuotantosuuntien ja sidosryhmien edustajien arviot maatalouden mahdollisista rakennemuutoksista sekä tuotteiden kulutustrendeistä kyseisen tiekartan tarkastelujaksolla (2050 saakka).

Tiekartan WEM-skenaario perustui nykypolitiikan jatkumon kaltaiseen tilanteeseen, jossa huomioitiin mahdolliset maankäytön muutokset tuotteiden kulutuksen sekä nykyistenkaltaisen maatalouden politiikkaohjauksen kautta. WAM1-skenaario sisälsi tuntuvia, mutta realistisiksi arvioituja lisätoimenpiteitä maankäyttösektorilla, joista suurimmat kasvihuonekaasujen päästövähennykset pyrittäisiin hakemaan turvemailta. WAM2-skenaario sisälsi WAM1-skenaarion lisäksi painokkaampia lisätoimenpiteitä kasvihuonekaasujen vähentämiseen. Turvemaapelloille kohdennettavia lisätoimenpiteitä pidettiin kyseisessä skenaariossa optimistisina ja osin epärealistisen suurina ottaen huomioon kirjoitushetken tietämys niiden sovellettavuudesta.

Tässä luvussa tarkastelemme erilaisten turvemaapelloille tehtävien toimenpiteiden vaikutuksia Ilmastotiekartan tuloksia hyödyntäen. Ilmastotiekarttaa varten tuotettuja laskelmia yksittäisten toimenpiteiden vaikutuksista päästöihin on tässä raportissa sovellettu siten, että on oletettu Ilmastotiekartan WAM1-skenaarion vuoteen 2050 ulottuvan kehityksen jatkuvan vuosien 2020–2050 tasaisella muutosnopeudella aina vuoteen 2065 saakka.

Ilmastotiekartan mukaisten tulosten rinnalle toteutettiin lisäksi määräalavertailut toimenpiteittäin. Määräalavertailuissa esitetään päästömuutos, kun samansuuruisen pinta-alan käyttötapaa muutetaan esimerkiksi viljanviljelystä muihin käyttötapoihin. Vertailuissa käytettiin määräaloina kahta eri määräalaa, 10 000 ja 50 000 hehtaaria. Tällä määräalavertailulla pyrittiin havainnollistamaan miten turvemaapeltojen eri maankäyttömuoto vaikuttaa turvemaapeltojen kokonaispäästöihin ilman aikajännettä pienemmässä ja suuremmassa mittakaavassa. Vertailun tulokset antavat kuvan eri toimenpiteiden vaikutuksista. Tuloksia voidaan hyödyntää esimerkiksi eri toimenpiteiden painottamiseksi eri aikajänteille. Osa toimenpiteistä voi olla mielekkäämpää tai jopa realistisempaa toteuttaa porrastetusti vuotuisen vakiopinta-alan sijaan.

Sekä Ilmastotiekartan että määräalavertailussa tehtyjen päästövähennyslaskelmien perustana on käytetty IPCC:n päästövähennyskertoimia turvemaiden eri käyttöluokissa (Taulukko 4, Kuva 1).

Taulukko 4. Laskelmien pohjana käytettiin päästöinventaarin mukaisia päästökertoimia pellon eri käyttömuodoissa (IPCC 2014 sekä käytöstä pois jätettyjen peltojen osalta Maljanen ym. 2010).

Pellonkäyttömuoto	Päästökerroin, t CO_2-ekv.
Yksivuotinen	35,1
Monivuotinen, nurmi	25,3
Jätetty pois käytöstä	15,5
Nurmi, korotettu vedenpinta	14,9
Vetetty, kosteikkoviljely	2,8
Metsitetty, alle 20 v.	18
Metsitetty, yli 20 v.	3

3.3. Turvemaapeltojen päästövähennyspotentiaali Ilmastotiekartan mukaan

Ilmastotiekartassa lasketun realistisemman arvion (WAM1) mukaan yksivuotisten kasvien viljely vähenee turvemaapelloilla erilaisten kannustimien seurauksena murto-osaan nykyisestä ja monivuotistenkin kasvien viljelyala vähenee turvemaapelloilla jonkin verran vuoteen 2050 mennessä (Lehtonen ym. 2020). Tavanomaisen hyvin kuivatettujen turvemaapeltojen viljan ja nurmen viljelyn tilalle tulee asteittain, joskin hitaasti, myös viljelyä märillä turvemaapelloilla eli osittain tai lähes maan pintaan nostetuissa vesitaso-olosuhteissa (Taulukko 5). Tämä vaatii kuitenkin uusia kannustimia. Pieni osa turvemaapelloista, joilla tuottavuus on heikko, myös metsitetään (10 000 ha) tai vetetään kokonaan viljelemättömiksi kosteikoiksi (35 000 ha), jotka saavat kehittyä lajistoltaan pitkällä aikavälillä lähemmäksi luonnontilaista suota. Lisäksi kasvava osa turvemaapelloista jätetään kaiken käytön ulkopuolelle. Näiden käytöstä pois jätettyjen turvemaapeltojen ala kasvaa tiekartan tarkastelujaksolla 2020–2050 vajaasta 70 000 hehtaarista yli 120 000 hehtaariin.

Arvio turvemaapeltojen metsityksen vähäisyydestä perustuu siihen, että turvemaapellon metsitys koetaan usein hankalaksi, epävarmaksi ja kalliiksi. Kosteikkojen perustaminen turvemaapelloille, joka johtaisi metsitystä suurempiin hehtaarikohtaisiin päästövähennyksiin, puolestaan edellyttää siihen sopivia topografisia ja hydrologisia olosuhteita. Uusien turvemaapeltojen raivauksen oletetaan Ilmastotiekartan mukaan jatkuvan viime vuosikymmenen tasoa (vajaa 2000 ha/v) selvästi vähäisempänä (800 ha/v) ja pienen osan pitkään käytössä olleista ohutturpeisista pelloista muuttuvan kivennäismaaksi vuosittain (500 ha/v). Näin turvemaapeltojen pinta-ala lisääntyisi 300 ha vuosittain. Alla olevassa laskelmassa (Taulukko 5) puolet tästä uudesta peltoalasta ohjautuu yksivuotisten kasvien viljelyyn ja puolet monivuotisten kasvien viljelyyn, koska raivaukset kohdistuvat pääosin laajentaville karjatiloille, joilla nurmiviljely on karjan rehustuksen vuoksi viljan viljelyä yleisempää. Taulukon 5 oletuksilla ja maankäytön muutoksilla päästään noin 1,9 Mt CO_2 ekv. päästövähennykseen 2050 verrattuna lähtötilanteeseen 2020. Mikäli turvemaapeltojen ala pysyy muuttumattomana vuodesta 2020 vuoteen 2050, taulukon 5 mukaisilla muilla maankäytön muutoksilla päästäisiin 0,27 Mt CO_2 ekv./vuosi suurempaan päästövähennykseen (noin 2,15 Mt CO_2 ekv./vuosi) vuoteen 2050 kuin taulukossa 5.

Taulukko 5. Laskennassa käytetyt pohjatiedot eri maankäyttötapojen pinta-aloista ja kasvihuone-kaasupäästöistä lähtötilanteessa ja likimain MTK:n ja SLC:n Ilmastotiekartan (Lehtonen ym. 2020) realistisemman kehityspolun (WAM1) mukaiset pinta-alamuutokset ja niitä vastaavat päästöt. Ilmastonmuutoksen vaikutusta päästöihin ei ole otettu huomioon.

Maankäyttötapa	Pinta-ala lähtötilanteessa, ha	Päästö lähtötilanteessa, t CO_2-ekv.	Pinta-alamuutos 2050, ha	Muutosnopeus, ha v^{-1}	Pinta-ala 2050, ha	Päästö 2050, t CO_2-ekv.
Yksivuotisten viljely	93 000	3 264 300	-73 000	-2 433	20 000	702 000
Monivuotisten viljely	162 000	4 098 600	-38 000	-1 267	124 000	3 137 200
Nurmen viljely vesitasolla -30 cm	1 000	14 900	19 000	633	20 000	298 000
Käytöstä pois jättäminen	67 000	1 038 500	57 000	1 900	124 000	1 922 000
Metsitys			10 000	333	10 000	130 000
Kosteikkoviljely			10 000	333	10 000	28 000
Vettäminen			15 000	500	15 000	42 000
Raivaus			24 000	800	24 000	720 096
Muuttuminen kivennäismaaksi			-15 000	-500	-15 000	-450 060
Yhteensä	323 000	8 416 300	9 000	300	332 000	6 529 236

Mikäli tavanomaisen viljan ja nurmen viljelylle vaihtoehtoiset maankäyttötavat toteutuisivat yksitellen ja MTK:n ja SLC:n ilmastotiekartan realistisemman arvion (WAM1) laajuudessa (Lehtonen ym. 2020) eniten päästövähennyksiä syntyisi turvemaapeltojen jättämisestä käytön ulkopuolelle (Taulukko 6). On epävarmaa, voidaanko eri toimenpiteitä toteuttaa esitetyssä laajuudessa, etenkin vuoden 2050 jälkeen. Jos se on mahdollista, taulukon 6 mukainen maankäytön muutosten yhtäaikainen jatkaminen vuodesta 2050 vuoteen 2065 tuottaisi lisää päästövähennystä noin 0,9 Mt CO_2 ekv. vuoteen 2065 taulukossa 5 esitetyn (1,9 Mt CO_2 ekv. vuoteen 2050) lisäksi. Löytyisikö tähän tarvittavaa maataloustuotannosta vapautuvaa peltoalaa edes merkittävillä kannustimilla, on kuitenkin epävarmaa. Se edellyttäisi yksivuotisten kasvien ja nurmialan (ml. tuotantonurmet ja nurmipeitteinen kesanto) vähenemistä vielä noin 50 000 ha alalla 2050-2065 sen lisäksi kuin taulukossa 5 esitetään.

Turvemaapeltojen jättämisen käytön ulkopuolelle oletettiin olevan huomattavasti suurempaa muihin käyttötapoihin nähden. Tämä on mahdollinen kehityskulku kotieläintilojen vähentyessä noin 50 % vuosikymmenessä, kun samalla myös kasvitilojen lukumäärä vähenee (Lehtonen ym. 2017). Tällöin tuotannosta luopuvilta maatiloilta vapautuu peltoa, joille ei kaikille löydy viljelijää kohtuulliselta etäisyydeltä, etenkin jos pellon kasvukunto on heikko (esim. puutteellisen ojituksen takia) ja viljely vaatisi investointeja. Tällaiset pellot tulisi tavoitteellisesti ja riittävin kannustimin ohjata päästövähennysten tuottamiseen.

Taulukko 6. Turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt (Mt. CO_2-ekv. v^{-1}) eri vuosina, jos päästövähennystoimet toteutettaisiin yksi kerrallaan ja toimenpiteen laajuus olisi sama kuin MTK:n ja SLC:n ilmastotiekartan realistisemmassa kehityspolussa olettaen, että puolet uuteen toimenpiteeseen tulevasta pinta-alasta poistuu yksivuotisten ja puolet monivuotisten lajien viljelystä. Lisäksi laskelmissa on oletettu, että turvemaapeltojen kokonaispinta-ala ei muuttuisi tulevan 45 vuoden aikana. Ilmastonmuutoksen vaikutusta päästöihin ei ole otettu huomioon.

Toimenpide/Vuosi	2020	2035	2040	2050	2065
Nurmen viljely, kun vesitaso -30 cm lisääntyy 633 ha v^{-1}	8,42	8,27 (-2 %)	8,22 (-2 %)	8,13 (-4 %)	7,98 (-5 %)
Jätetään pois käytöstä 1900 ha v^{-1}	8,42	8,00 (-5 %)	7,86 (-7 %)	7,58 (-10 %)	7,16 (-15 %)
Kosteikkoviljelyä lisätään 333 ha v^{-1}	8,42	8,28 (-2 %)	8,23 (-2 %)	8,14 (-3 %)	8,00 (-5 %)
Vettäminen luonnon kosteikoksi 500 ha v^{-1}	8,42	8,21 (-2 %)	8,14 (-3 %)	8,01 (-5 %)	7,80 (-7 %)

Peltoa voi jäädä pois viljelystä silloin kun peltolohkojen etäisyys maatilojen talouskeskuksiin kasvaa maatilojen lukumäärän vähentyessä. Tämä ns. marginaalipellon esiintyminen maatalouden voimakkaan rakennekehityksen yhteydessä on jo aiemmilta vuosikymmeniltä tunnettu ilmiö (Lehtonen ym. 2017). Jos etäällä sijaitseva turvemaapelto on huonosti tuottavaa ja sopii vain muutamien kasvien viljelyyn (turvemaat usein happamia ja soveltuvat parhaiten eräiden nurmikasvien ja kauran viljelyyn), se voi jäädä pois viljelyksestä, vaikka maataloustuet sen viljelyyn sinällään kannustaisivatkin. Näin voi käydä erityisesti alueilla, joilla myös muiden maatilojen tiheys ja lukumäärä on ennestään alhainen ja jatkaa vähenemistään. Korkeampien satojen tavoittelu lähimmiltä pelloilta ja joidenkin heikkotuottoisten kaukana olevien turvemaapeltojen jättäminen viljelemättä ilman muita toimenpiteitä voi olla tietoinen taloudellisin perustein tehty valinta.

Vaikka osa turvemaista on viljelyyn hyvin sopivia ja hyvää satoa tuottavia, heikkotuottoisten turvemaapeltojen, joita kaikkia ei tarvita maataloustuotannossa, jättäminen viljelemättä ilman muita toimenpiteitä voi olla myös valinta päästöjen vähentämiseksi. Näin erityisesti jos muut vaihtoehdot osoittautuvat kustannuksiltaan kohtuuttomiksi. Koska viljelemättä jättäminen johtaa lopulta maataloustuen menettämiseen ko. pellolta, päästövähennyksen toteutumista heikkotuottoisilla käytöstä pois jätetyillä turvemaapelloilla voisi edistää viljelijälle maksettava kannustin, esim. osittainen kertaluontoinen, tai asteittain aleneva ja määräaikainen maksu siitä, että hän luopuu maataloustuesta ko. pellolla. Jotta viljelyksestä pois jätetyltä turvemaapeltojen alalta saataisiin suuria hehtaarikohtaisia päästövähennyksiä vettämisen tai toistaiseksi hyvin vähäisen kosteikkoviljelyn keinoin, se vaatisi riittäviä kannustimia, kuten investointiavustusta tai vuotuista hoitopalkkiota. Tällöin vettäminen voisi olla käypä valinta maanomistajalle eikä tuottaisi taloudellisia menetyksiä.

3.4. Turvemaapeltojen päästövähennyspotentiaali määräalatarkastelulla

Jotta pinta-alamuutoksia turvemaapellon eri käyttötavoista toiseen sekä niistä seuraavia päästösäästöjä (tai lisäyksiä) voidaan arvioida yhteismitallisesti, esitetään kahden samansuuruisen pinta-alan (10 000 ha tai 50 000 ha) vaihdosta toiseen maankäyttötapaan muodostuvat päästömuutokset. Määräalamuutostarkastelu on perusteltu, sillä jotkin muutokset voitaisiin soveltuvilla ohjauskeinoilla saada kokonaan tai osittain aikaan nopeammassa ajanjaksossa. Määräalatarkastelulla saadaan kattava käsitys siitä, miten vaikuttavia eri toimet ovat eri pinta-aloilla, mikä mahdollistaa nopeiden päätelmien tekemisen suurempien tai pienempien alojen

vaikutuksista. Tarkasteluun valitut määräalat ovat helposti jaettavissa ja kerrottavissa realistiseksi koetuille tai tavoitelluille aloille tai päästövähennystavoitteille. Laskelmissa ei ole eritelty sitä missä määrin toimet kohdentuisivat ohut- tai paksuturpeisille turvemaapelloille.

3.4.1. Yksivuotisten kasvien viljelyn vähentäminen turvemaapelloilla

Jos yksivuotisten kasvien viljelyä vähennettäisiin turvemaapelloilla 10 000 ha (11% yksivuotisten viljelyalasta, mikä vastaisi 3 % turvemaapeltojen kokonaisalasta) ja siirrettäisiin nurmiviljelyyn, märän nurmen viljelyyn, jätettäisiin pois käytöstä, metsitettäisiin, siirretään kosteikkoviljelyyn tai vetettäisiin viljelemättömäksi kosteikoksi, turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt vähenisivät 1–4 % riippuen siitä, mitä vapautuvalle pinta-alalle tehdään (Taulukko 7).

Jos yksivuotisten kasvien viljelyä vähennettäisiin turvemaapelloilla 50 000 ha (54 % yksivuotisten viljelyalasta, vastaavasti 15 % turvemaapeltojen kokonaisalasta) ja siirrettäisiin nurmiviljelyyn, märän nurmen viljelyyn, jätettäisiin pois käytöstä, metsitettäisiin, siirretään kosteikkoviljelyyn tai vetettäisiin viljelemättömäksi kosteikoksi, turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt vähenisivät 6–19 % riippuen siitä, mitä vapautuvalle pinta-alalle tehdään.

Taulukko 7. Turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt, kun yksivuotisten kasvien viljelyä vähennetään 10 000 ha tai 50 000 ha ja vapautuva ala siirtyy nurmiviljelyyn, märän nurmen viljelyyn, kosteikkoviljelyyn, metsitetään tai jätetään pois käytöstä ja uusien turvemaapeltojen raivausnopeus ja ohutturpeisten peltojen muuttumisnopeus kivennäismaaksi ovat yhtä suuria. Ilmastonmuutoksen vaikutusta päästöihin ei ole otettu huomioon.

Päästö lähtötilanteessa: 8,416 Mt CO_2-ekv.			
Yksivuotisten viljelystä 10 000 ha	Päästö käyttömuutoksen jälkeen	Yksivuotisten viljelystä 50 000 ha	Päästö käyttömuutoksen jälkeen
Nurmelle	8,31 (-1 %)	Nurmelle	7,93 (-6 %)
Märälle nurmelle	8,21 (-2 %)	Märälle nurmelle	7,41 (-12 %)
Jätetään pois käytöstä	8,22 (-2 %)	Jätetään pois käytöstä	7,44 (-12 %)
Metsitetään*	8,18 (-3 %)	Metsitetään*	7,23 (-14 %)
Kosteikkoviljelyyn tai vettäminen kosteikoksi	8,09 (-4 %)	Kosteikkoviljelyyn tai vettäminen kosteikoksi	6,80 (-19 %)

*muutoksen oletettu tapahtuvan 45 vuoden aikana, jolloin vanhimmat metsitykset (>20 v.) ehtivät muuttua jo alempaan päästöluokkaan.

3.4.2. Nurmiviljelyn vähentäminen turvemailla

Jos nurmiviljelyä vähennettäisiin turvemaapelloilla 10 000 ha (6 % nurmialasta, 3 % turvemaapeltojen kokonaisalasta) ja vapautuva ala siirrettäisiin yksivuotisten kasvien tai märän nurmen viljelyyn, kosteikkoviljelyyn tai vetettäisiin viljelemättömäksi kosteikoksi, metsitettäisiin tai jätetään pois käytöstä, niin lopputuloksena turvemaapeltojen kasvihuonekaasupäästöt joko lisääntyisivät 1 % tai vähenevät 1–3 % riippuen siitä, mitä vapautuvalle pinta-alalle tehtäisiin (Taulukko 8). Nurmiviljelystä poistuvan alan siirtäminen viljanviljelyyn lisäisi vuotuisia päästöjä ja muut maankäyttömuutokset vähentäisivät päästöjä.

Jos nurmiviljelyä vähennettäisiin turvemaapelloilla 50 000 ha (31 % nurmialasta, 15 % turvemaapeltojen kokonaisalasta) ja vapautuva ala siirrettäisiin yksivuotisten kasvien tai märän nurmen viljelyyn, kosteikkoviljelyyn tai vetettäisiin viljelemättömäksi kosteikoksi, metsitettäisiin tai jätettäisiin pois käytöstä, niin lopputuloksena turvemaapeltojen kasvihuonekaasupäästöt joko

lisääntyisivät 6 % tai vähenevät 6–13 % riippuen siitä, mitä vapautuvalle pinta-alalle tehtäisiin. Nurmiviljelystä poistuvan alan siirtäminen viljanviljelyyn lisäisi vuotuisia päästöjä ja muut maankäyttömuutokset vähentäisivät päästöjä.

Taulukko 8. Turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt, kun nurmiviljelyä vähennetään 10 000 ha tai 50 000 ha ja vapautuva ala siirtyy yksivuotisten kasvien tai märän nurmen viljelyyn, kosteikkoviljelyyn, metsitetään tai jätetään pois käytöstä ja uusien turvemaapeltojen raivausnopeus ja ohutturpeisten peltojen muuttumisnopeus kivennäismaaksi ovat yhtä suuria. Ilmastonmuutoksen vaikutusta päästöihin ei ole otettu huomioon.

Päästö lähtötilanteessa: 8,416 Mt CO_2-ekv.			
Nurmiviljelystä 10 000 ha	Päästö käyttömuutoksen jälkeen	Nurmiviljelystä 50 000 ha	Päästö käyttömuutoksen jälkeen
Yksivuotisille	8,51 (+1 %)	Yksivuotisille	8,91 (+6 %)
Märälle nurmelle	8,31 (-1 %)	Märälle nurmelle	7,90 (-6 %)
Jätetään pois käytöstä	8,32 (-1 %)	Jätetään pois käytöstä	7,93 (-6 %)
Metsitetään*	8,28 (-2 %)	Metsitetään*	7,72 (-8 %)
Kosteikkoviljelyyn tai vettäminen kosteikoksi	8,19 (-3 %)	Kosteikkoviljelyyn tai vettäminen kosteikoksi	7,29 (-13 %)

*muutoksen oletettu tapahtuvan 45 vuoden aikana, jolloin vanhimmat metsitykset (>20 v.) ehtivät muuttua jo alempaan päästöluokkaan

3.4.3. Käytöstä pois jätetyn peltoalan vähentäminen

Jos käytöstä pois jätettyjen turvemaapeltojen pinta-alaa vähennettäisiin 10 000 ha (15 % käytöstä pois jätettyjen turvemaapeltojen alasta, 3 % turvemaapeltojen kokonaisalasta) ja vapautuva ala siirrettäisiin yksivuotisten tai monivuotisten viljelyyn, märän nurmen viljelyyn, kosteikkoviljelyyn tai vetettäisiin kosteikoksi tai metsitettäisiin, turvemaapeltojen kasvihuonekaasupäästöt lisääntyisivät tai vähenisivät 0–2 % riippuen siitä, mitä vapautuvalle pinta-alalle tehtäisiin (Taulukko 9).

Jos käytöstä pois jätettyjen turvemaapeltojen pinta-alaa vähennettäisiin 50 000 ha (75 % käytöstä pois jätettyjen turvemaapeltojen alasta, 15 % turvemaapeltojen kokonaisalasta) ja vapautuva ala siirrettäisiin yksivuotisten tai monivuotisten kasvien viljelyyn, märän nurmen viljelyyn, kosteikkoviljelyyn tai vetetään kosteikoksi tai metsitetään, niin turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt lisääntyvät 6–12 % tai vähenevät 0–8 % riippuen siitä, mitä vapautuvalle pinta-alalle tehtäisiin.

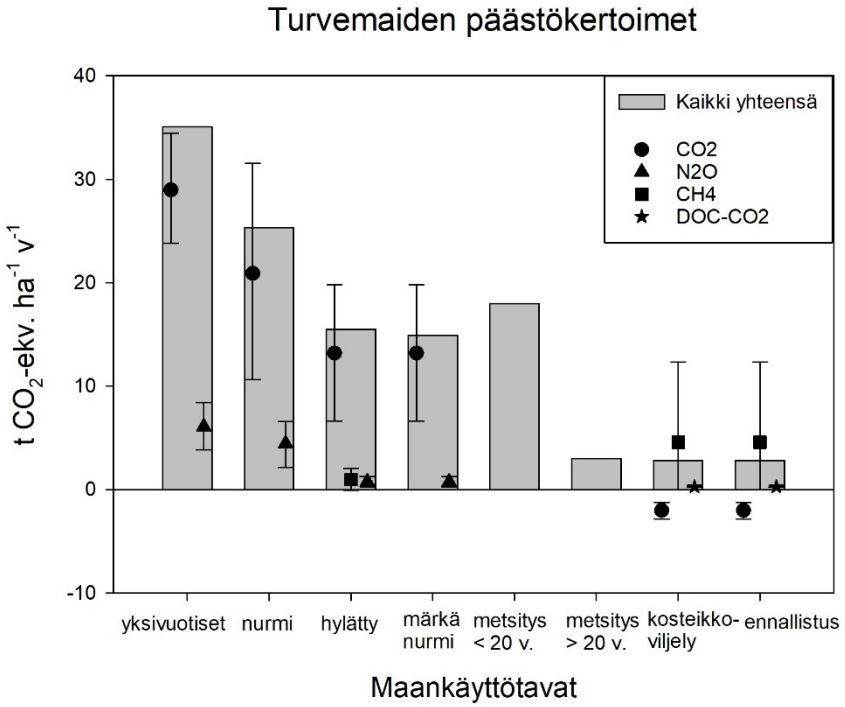
Taulukko 9. Turvepeltomaan kasvihuonekaasupäästöt, kun käytöstä pois jätettyjen turvemaapeltojen alaa vähennetään 10 000 ha tai 50 000 ha ja vapautuva ala siirtyy yksivuotisten tai monivuotisten kasvien viljelyyn, märän nurmen viljelyyn, vetetään kosteikkoviljelyyn tai kosteikoksi tai metsitetään ja uusien turvemaapeltojen raivausnopeus ja ohutturpeisten peltojen muuttumisnopeus kivennäismaaksi ovat yhtä suuria. Ilmastonmuutoksen vaikusta päästöihin ei ole otettu huomioon.

Päästö lähtötilanteessa: 8,416 Mt CO_2-ekv.			
Käytöstä pois jätetyistä pelloista 10 000 ha	Päästö käyttömuutoksen jälkeen	Käytöstä pois jätetyistä pelloista 50 000 ha	Päästö käyttömuutoksen jälkeen
Yksivuotisille	8,61 (+2 %)	Yksivuotisille	9,40 (+12 %)
Monivuotisille	8,51 (+1 %)	Monivuotisille	8,91 (+6 %)
Märälle nurmelle	8,41 (-0 %)	Märälle nurmelle	8,39 (-0 %)
Metsitetään*	8,38 (-1 %)	Metsitetään*	8,21 (-2 %)
Kosteikkoviljelyyn tai vettäminen kosteikoksi	8,29 (-2 %)	Kosteikkoviljelyyn tai vettäminen kosteikoksi	7,78 (-8 %)

*Muutoksen oletettu tapahtuvan 45 vuoden aikana, jolloin vanhimmat metsitykset (>20 v.) ehtivät muuttua jo alempaan päästöluokkaan. Huomionarvoista on se, että äskettäin käytössä olevien turvemaapeltojen metsitys on päästövaikutuksiltaan erilainen ja suurempi hehtaaria kohden kuin joutomaiden metsitys.

3.4.4. Kokonaisvaikutukset

Tavallisen hyvin ojitetun turvemaapellon viljan tai nurmen viljelyn vähentäminen vähentää kasvihuonekaasupäästöjä sitä enemmän mitä vähäpäästöisempään käyttömuotoon peltoala siirtyy (Kuva 1). Ainoastaan vaihtoehdossa, jossa viljanviljelyä siirrettäisiin minkä tahansa muun käyttömuodon alle, päästöt vähenisivät kaikissa tapauksissa. Myös siirrettäessä nurmipinta-alaa (tuotantonurmea tai nurmipeitteistä kesantoa) muuhun kuin viljanviljelyyn, päästöt vähenisivät. Otettaessa käytöstä pois jätettyjä peltoja uudelleen käyttöön päästöt kasvaisivat hieman, kun taas metsittäessä laskisivat hieman. Tehokkaimmat päästövaikutukset saataisiin kosteikkoviljelyllä tai vettämällä turvemaapeltoja kosteikoiksi mistä tahansa aiemmasta käyttömuodosta.



Kuva 1. Maatalouden turvemaapeltojen kasvihuonekaasupäästöt ja niiden epävarmuus turvemaapeltojen eri käyttömuodoissa. Metsitetyn turvemaapellon kasvi-huonekaasupäästöjen epävarmuusarvio puuttuu toistaiseksi. Viitteet: IPCC 2014 sekä käytöstä pois jätettyjen peltojen osalta Maljanen ym. 2010.

Aiemmin esitetyissä esimerkkilaskuissa käytettiin maltillista 10 000 hehtaarin muutosalaa, joka edustaa vain 3 % turvemaapeltojen kokonaisalasta. Tällä 10 000 hehtaarin käyttömuutoksella päästövähenemä jäi enimmilläänkin vain 4 % turvemaapeltojen kasvihuonekaasupäästöistä (0,32 Mt CO_2 ekv.) Suuremmalla 50 000 hehtaarin muutosalalla, joka edustaisi 15 % turvemaapeltojen kokonaisalasta päästövähenemä oli suurimmillaan 19 % (Taulukko 7; kosteikkoviljely) turvemaapeltojen kasvihuonekaasupäästöistä (1,60 Mt CO_2 ekv.). Esimerkit olivat aikaan sitomattomia määräalatarkasteluja.

Edellä esitetyssä tarkastelussa (metsityksen) pinta-alamuutos oli jaettu tasaisesti 45 vuoden ajalle olettaen, että päästökertoimet pysyvät samoina koko tämän ajan. Näin ei todellisuudessa välttämättä ole. Lisäksi on todennäköistä, että Suomen maatalous muuttuu 45 vuodessa muutoinkin viljelymenetelmiltään, tuotantolajeiltaan, maantieteelliseltä jakaumaltaan jne. Toisaalta sama muutos voidaan aikaansaada vaikka vuodessa (metsittämisvaikutusta lukuun ottamatta), jos erilaisin kannustimin saadaan viljelijät muuttamaan turvepeltomaidensa käyttötapaa 10 000 tai 50 000 hehtaarin verran.

Kaikki turvemaapellot eivät kuitenkaan sovellu kaikkien käyttötapojen alle: esimerkiksi paksuturpeisia turvemaapeltoja ei kannata metsittää korkeiden kustannusten ja epävarman onnistumisen takia (esim. puiden juuret eivät pitkään aikaan kunnolla yllä kivennäismaahan asti), ja koska maaperä vapauttaa hiiltä vielä pitkän aikaa metsityksen jälkeen. Hydrologisista tekijöistä johtuen kaikki turvemaapellot eivät vastaavasti ole vetettävissä, tai niiden pohjaveden pintaa voi olla vaikea nostaa pysyvästi. Menetelmiin voi liittyä myös taloudellisia riskejä sekä investointien tarvetta, jotka voivat laskea viljelijän mahdollisuuksia ja halukkuutta tarttua tällaisiin toimenpiteisiin. Kasvinviljelytiloilla mahdollisuudet tuottaa nurmea tai muita monivuotisia viljelykasveja voivat olla rajalliset, mikäli tuotettavalle biomassalle ei löydy käyttöä.

Turvemaapelloilla viljamonokulttuurista irti pääsemiseen tarvitaan kasvinviljelytilojen ja nurmea hyödyntävien karjatilojen välille yhteistyötä, mikä aktiivisten tilojen vähentyessä voi vaikeutua entisestään. Alueellisuuden ja turvemaapeltojen epätasaisen jakautumisen vuoksi turvemaapeltojen keinovalikoiman ja keinovalikoimaa tukevien ohjauskeinojen tulee olla riittävän monipuolisia kattamaan erilaisten tilojen ja erilaisten lohkojen tarpeet.

Toisaalta toimenpiteitä voidaan kohdentaa aikajänteittäin. Jos rakennemuutoksen seurauksena odotetaan esimerkiksi käytöstä pois jätetyn peltoalan lisääntyvän, niille pelloille kohdennettavia toimenpiteitä voi olla tehokkaampaa painottaa enenevissä määrin tulevaisuudessa. Samaan tapaan myös muiden toimenpiteiden painottamista voidaan suunnitella rakennemuutosten rinnalla.

3.5. Vaikutukset taloudelliseen kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Turvemaapeltojen kaikki käyttömuutokset eivät ole kustannuksiltaan samanlaisia (vrt. esimerkiksi säätösalaojitus, patojen rakentaminen, puiden istutus, käytöstä pois jättäminen). Näitä mahdollisia muutossuuntia, kannustimia ja kustannustarpeita on pohdittu laajemmin Maatalouden ilmastotiekartassa (Lehtonen ym. 2020). Turvemaapelloilla toteutettavien ilmastotoimenpiteiden kustannuksia on arvioitu aikaisemmissa tutkimuksissa ja esimerkiksi säätösalaojitus (9–43 €/t CO_2 ekv), metsitys (13,5 €/t CO_2 ekv) ja kosteikkometsitys (3,6–8,6 €/t CO_2 ekv) arvioitiin silloin suhteellisen kustannustehokkaiksi päästövähennyskeinoiksi (Koljonen ym. 2017).-

Ilmastopäästöjen vähennystoimenpiteillä on sekä myönteisiä että kielteisiä vaikutuksia luontoon, viljelijöiden tuloihin, julkiseen talouteen ja laajemmin yhteiskuntaan (Taulukko 10). Tarkemmat perustelut laadullisille arvioinneille löytyvät Maatalouden ilmastotiekartasta (Lehtonen ym. 2020), joka on tehty saatavilla oleva tieto hyödyntäen. Turvemaapeltojen toimenpiteitä koskevissa tiedoissa on kuitenkin puutteita, ja käytännön kokemukset eivät ole laaja-alaisia.

Toimenpiteiden toteuttamisen tavat ja tekniikan kehittyminen, tutkimuksen ja käytännön kokemusten tuottama lisätieto eri toimenpiteiden kustannuksista ja soveltuvuudesta, sekä muutokset päästökertoimissa tai politiikkaohjauksessa, voivat muuttaa merkittävästi sitä, mitä keinoja kannattaa käyttää turvemaapeltojen päästöjen vähentämisessä pyrittäessä tuntuviin ja kustannustehokkaisiin päästövähennyksiin. Taulukon 10 arviot voivat muuttua uuden tiedon ja kokemusten myötä.

Taulukko 10. Turvepeltomaiden päästövähennystoimenpiteiden muut vaikutukset.

Päästövähennys-toimenpide	Vesistö-vaikutus	Monimuotoisuus-vaikutus	Viljelijä-vaikutus	Yhteiskunta-vaikutus
Nurmen viljely osittaisella veden nostolla (vt -30 cm)*	Positiivinen tai negatiivinen	Ei vaikutusta tai negatiivinen	Positiivinen jos kannustimia, tai negatiivinen	Ei vaikutusta tai lievästi positiivinen, vaikka menoja kannustimista
Kosteikkoviljely täydellä veden nostolla (vt -5 cm)*	Negatiivinen	Positiivinen	Positiivinen jos kannustimia tai negatiivinen	Positiivinen, edullisia päästövähennyksiä, vaikka menoja kannustimista
Metsittäminen*	Aluksi negatiivinen, myöhemmin positiivinen	Negatiivinen	Negatiivinen, myöhemmin positiivinen	Negatiivinen, myöhemmin positiivinen
Vettäminen luonnon kosteikoksi*	Aluksi negatiivinen, myöhemmin positiivinen	Positiivinen	Negatiivinen, positiivinen jos kannustimia	Positiivinen, edullisia päästövähennyksiä vaikka menoja
Käytöstä pois jättäminen*	Myöhemmin positiivinen	Aluksi positiivinen, myöhemmin negatiivinen	Negatiivinen	Positiivinen, vältetyt tukimenot
Raivauksen vähentäminen	Positiivinen	Ei vaikutusta tai positiivinen	Negatiivinen	Ei vaikutusta
*sisältää yksivuotisten viljelyn vähentämistä	Positiivinen	Positiivinen	Negatiivinen	Ei vaikutusta
*sisältää monivuotisten viljelyn vähentämistä	Positiivinen ja negatiivinen	Positiivinen, negatiivinen tai ei vaikutusta	Negatiivinen	Ei vaikutusta

4. Kivennäismaapeltojen ilmastoviisas hoito

4.1. Taustaa ja nykytila

Suomen noin 2,2 miljoonasta peltohehtaarista (viljelty ala ja kesantoala yhteensä) kivennäismaapeltoja on noin 1,9 miljoonaa hehtaaria (86 % peltopinta-alasta). Niihin on pinta-alaa kohden varastoitunut hiiltä keskimäärin noin 8,4–9,8 kg C m^{-2} (Heikkinen ym. 2020), mikä on enemmän kuin esimerkiksi Keski- ja Etelä-Euroopan viljelymaissa (Jones ym. 2004, Matschullat ym. 2018, Rial ym. 2017). Tämä johtuu paitsi viileästä ja kosteasta ilmastosta myös siitä, että Suomessa pellot ovat iältään nuorempia kuin etelämpänä Euroopassa. Suomessa peltojen hiilipitoisuuteen vaikuttaa vielä peltojenraivausta edeltävä metsänvaihe. Valtakunnallisen maaperäseurannan (Valse) perusteella Suomen kivennäismaapeltojen hiilipitoisuus on laskenut lähes lineaarisesti viimeisten noin viiden vuosikymmenen aikana (Lemola ym. 2019). Laskunopeus on keskimäärin 0,4 % vuodessa lähtötasosta, mikä vastaa noin 220 kg vuosittaista hiilivaraston vähenemistä hehtaarilta (Heikkinen ym. 2013). Peltojen nuoren iän lisäksi vähenemiseen vaikuttaa myös viljelykiertojen yksipuolistuminen ja yksivuotisten kasvien viljelyn lisääntyminen sekä ilmastonmuutos. Syitä peltojen hiilivaraston muutoksille tutkitaan tarkemmin meneillään olevassa Maahinen-hankkeessa (Maan hiiltä viljelytoimin, satovarmuutta maan hiilestä).

Suomessa kivennäismaapeltojen viljelykierrot vaihtelevat alueittain. Etelä- ja Länsi-Suomessa pelloilla on pääosin käytössä yksivuotisten kasvien viljelykierrot tai monokulttuurit, joissa viljellään pääosin viljoja ja rypsiä. Itä- ja Pohjois-Suomessa on paljon säilörehunurmia ja nurmia sisältäviä kiertoja. Nurmet uusitaan säännöllisesti hyvän satotason ylläpitämiseksi. Tämän muokkauksen ja nurmikierroissa olevien yksivuotisten kasvien vuoksi valtaosa Suomen maatalousmaista lasketaan viljelysmaiksi (cropland) IPCC:n laskentaohjeiden mukaisesti (Eggleston ym. 2006). Kotieläin- ja kasvinviljelytilat ovat viime vuosikymmeninä eriytyneet toisistaan, mikä on osaltaan yksipuolistanut viljelykiertoja (Peltonen-Sainio & Jauhiainen 2019). Tuotantonurmien (yli 660 000 ha) lisäksi kivennäismaapelloilla on myös muuta nurmialaa (esim. laitumet, kesannot, luonnonhoitopellot, viherlannoitusnurmet, suojavyöhykkeet) yli 92 000 ha (Luke tietopalvelu 2020). Monivuotisia ympäristönurmia viljellään vain turvemaapelloilla (2700 ha). Viljelijät ovat siirtyneet maanmuokkauksessa perinteisestä kynnöstä kohti vähennettyä muokkausta ja suorakylvöä, mikä voi osittain olla seurausta pellon talviaikaiselle kasvipeitteisyydelle maksettavasta ympäristökorvauksesta. Vuosina 2015–2016 näiden toimenpiteiden yleisyys oli jo noin 38 % (Luke Tilastotietokanta). Talviaikaan kynnöksellä on noin 22 % koko viljelypinta-alasta loppujen ollessa sängellä, kerääjäkasvilla tai monivuotisten kasvien peittämänä. Viime vuosina kerääjäkasviala on pysytellyt noin 120 000 hehtaarissa (Känkänen 2019).

Erilaisilla viljely- ja maanparannustoimenpiteillä voidaan lisätä yhteyttämällä ilmakehästä sidotun hiilen päätymistä maahan sekä ehkäistä hävikkiä eli pyrkiä estämään liiallista orgaanisen aineksen mineralisaatiota ja minimoida eroosiota sekä liukoisen orgaanisen aineksen huuhtoutumista. Erilaiset viljely- ja maanparannustoimet vaikuttavat eri tavoin näihin avainprosesseihin ja samalla ne voivat vaikuttaa mm. maaperän N_2O-päästöihin (Lugato ym. 2018). Seuraavassa kappaleessa on tarkasteltu tämänhetkisen tiedon perusteella erilaisten toimenpiteiden mahdollisuuksia lisätä kivennäismaapeltojen maaperän hiilivarastoja Suomessa sekä toimenpiteiden vaikutukset muihin kasvihuonekaasupäästöihin.

4.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Kirjallisuuteen perustuvat arviot

Keinoina säilyttää ja lisätä orgaanisen aineksen määrää maassa on tutkittu mm muokkauksen vähentämistä, orgaanisten lannoitteiden ja lannan käytön lisäämistä ja erilaisia viljelykiertoja, joissa olisi mukana syväjuurisia kasveja. Viljelytoimenpiteiden vaikutusten suuruusluokkaa, suuntaa ja epävarmuutta tarkasteltiin kirjallisuuden ja asiantuntija-arvioiden perusteella. Kirjallisuuden osalta pyrittiin valikoimaan suomalaisiin ilmasto-olosuhteisiin ja viljelymenetelmiin soveltuvat tutkimukset sekä laajat kansainväliset kirjallisuuskatsaukset.

Mallinnukseen perustuvat arviot

Työssä arvioitiin mallinnusta apuna käyttäen valikoitujen viljelymenetelmien vaikutus maaperän hiilivaraston kehittymiseen:

- Kerääjäkasvipinta-ala lisääntyy 300 000 ha vuoteen 2050 mennessä
- Yksivuotisten kasvien sato/biomassan tuotanto lisääntyy 10 % vuoteen 2050 mennessä
- Yksivuotisten kasvien pinta-alasta korvautuu 10 % viherlannoitusnurmilla tai biokaasunurmilla vuoteen 2050 mennessä
- Nurmen hiiliviljely. Nurmien biomassan tuotos lisääntyy 10 % vuoteen 2050 mennessä. Nykyistä korkeamman niittokorkeuden myötä maahan jää enemmän kasvintähteitä. Kokonaissatotaso pysyy nykyisellään.
- Kaikki edelliset viljelytoimet samanaikaisesti

Peltojen tuottavuuden lisääminen tarkoittaa tässä yhteydessä erilaisia viljelytoimenpiteitä, mukaan lukien maan rakenteen parantaminen, tasapainoinen lannoitus ja kalkitus, sekä lajikekehitys, mitkä tähtäävät pellon biomassatuotannon/sadontuoton lisäämiseen. Nurmien osalta tuottavuuden oletettiin lisääntyvän myös kasvukauden pitenemisen seurauksena (Termonen ym. 2020). Nurmen niittokorkeuden noston vaikutus voi edesauttaa nurmen kasvuun lähtöä niiton jälkeen, ja siten biomassan tuotantoa, erityisesti poutivissa olosuhteissa. Samalla pienempi osa biomassasta korjataan satona pois pellolta, joten edullinen vaikutus kohdistuu nimenomaan hiilisyötteeseen, kun taas korjattavan sadon määrä todennäköisesti pienenee. Ilmiöstä saadaan lisätietoa lähitulevaisuudessa.

Mallinnukset tehtiin Yasso07-maaperän hiilimallin avulla. Yasso07 kuvaa orgaanisen aineen hajoamista sen kemiallisen laadun ja ilmasto-olojen perusteella. Yasso07 mallia käytetään laskettaessa maaperän hiilivarastomuutoksia kansallisessa kasvihuonekaasuinventaariossa (Tilastokeskus 2020). Toimenpiteiden vaikutukset arvioitiin vuosille 2030, 2035, 2040 ja 2050.

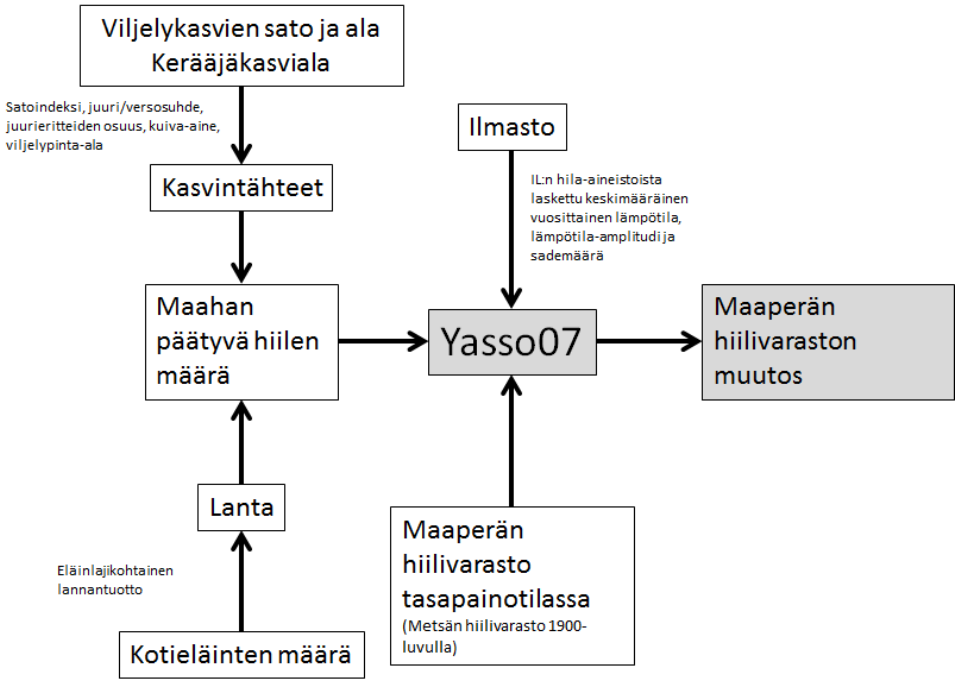
Viljelytoimenpiteiden vaikutukset pyrittiin mallintamaan mahdollisimman yhdenmukaisesti kasvihuonekaasuinventaariossa käytettyjen laskentamenetelmien kanssa (Kuva 2). Kasvintähteistä maahan päätyvän hiilen määrä arvioitiin viljelykasvien satotietojen perusteella. Muuntamisessa käytettiin viljelykasvikohtaista kuiva-aineosuutta, satoindeksiä, juuri/verso -suhdetta ja juurieritteiden osuutta. Kerääjäkasvien osalta käytettiin vakiohiilisyötettä, joka perustui Känkäsen (2019) tekemään arvioon kerääjäkasvien biomassoista. Kotieläinten lannasta peräisin oleva hiili arvioitiin kotieläinten lukumäärien ja eläinlajikohtaisen päivittäisen lannan tuoton perusteella. Viljelykasvien satotiedot ja eläinten lukumäärät otettiin kasvihuonekaasuinventaarion tapaan Luonnonvarakeskuksen tilastoista. Ilmastodatana käytettiin Ilmatieteenlaitoksen hila-aineistoa (Kuva 3).

Viljelytoimenpiteiden muutokset oletettiin tapahtuvan lineaarisesti vuosien 2020 ja 2050 välillä. Esimerkiksi kerääjäkasvien osalta oletettiin, että kerääjäkasvien pinta-ala lisääntyy nykyisestä noin 120 000 hehtaarista 420 000 hehtaariin vuoteen 2050 mennessä vuosittaisen pinta-alalisäyksen ollessa vakio.

Mallinnukset tehtiin olettaen, että ilmasto pysyy nykyisen kaltaisena (2010–2018). Ilmaston muuttumisen vaikutusta testattiin lisäksi tekemällä mallinnukset olettaen, että keskilämpötila nousee 1,5 asteella ja sademäärä 5 %:illa vuoteen 2050 mennessä, mikä vastaa kutakuinkin RCP 4.5 mukaista ilmastonmuutosskenaariota (Ruosteenoja ym. 2016).

N_2O päästöt laskettiin kasvihuonekaasuinventaariossa käytettyjen menetelmien mukaisesti. Laskennoissa huomioitiin kasvintähteistä ja orgaanisen aineen häviämisestä johtuvat suorat ja epäsuorat N_2O päästöt.

Mahtava-hankkeen (Maanparannusaineiden hiilitasevaikutusten mallintaminen) tulosten pohjalta oletettiin, että nurmen biokaasutuksella ei ole vaikutusta maaperän hiilitaseeseen verrattuna viherkesantonurmiin, joilta satoa ei korjata. Biokaasutusprosessissa menetetään osa kasvibiomassan orgaanisesta aineesta, mutta mädätyksen seurauksena jäljelle jäävä orgaaninen aines muuttuu hitaammin hajoavaksi.



Kuva 2. Maaperän hiilivarastomuutosten laskennoissa käytetty perusperiaate sekä käytetyt lähtötiedot. Kuva on muokattu Maatalouden ilmastotiekartassa esitetystä kuvasta (Lehtonen ym. 2020).

Multavuusluokkiin perustuva arvio alueellisesta hiilensidonta-potentiaalista

Luken tilastojen viljellyn alan ja kesantoalan summan sekä viljavuuslaboratorioissa analysoitujen näytteiden määrästä laskettujen multavuusluokka-prosenttien (Lemola ym. 2018, vuoden 2005–2010 välillä analysoidut viljavuusnäytteet) avulla laskettiin eri multavuusluokkiin kuuluvien peltojen pinta-alat ELY-keskuksittain. Aineiston perusteella arvioitiin hiilen kerryttämisen

kannalta potentiaalisten eli vähämultaisia ja multavia savimaita sekä vähämultaisia karkeita kivennäismaita sisältävien alueiden pinta-alat maakunnittain.

Viljelijöiden ottamat viljavuusnäytteet eivät edusta vakiopinta-alaa, vaan viljelijöitä ohjeistetaan ottamaan yksi maanäyte 2–3 peltohehtaaria kohden. Lemola ym. (2018) tarkastelivat maanäytteiden jakautumista eri maalajeihin ja multavuusluokkiin lukumäärän perusteella. Tätä raporttia varten kunkin ELY-keskuksen alueen viljavuusnäytelukumääristä lasketut jakaumat suhteutettiin alueen peltopinta-alaan (viljelyssä oleva ja kesantopinta-ala, Luken tilastot). Pinta-alojen ja multavuusluokkien perusteella arvioitiin myös pintamaan (0–15 cm) hiilivaraston suuruus ja arviota verrattiin Heikkinen ym. (2013) arvioon laskentatavan luotettavuuden arvioimiseksi. Maiden oletettiin jakautuneen multavuusluokkiin siten, että jokaista luokan sisällä olevaa hiilipitoisuutta on yhtä paljon, jolloin multavuusluokan sisällä keskimääräinen hiilipitoisuus olisi kunkin multavuusluokan keskiluku. Pienimmän multavuuden luokassa (vähämultaiset) arvioitiin keskimääräisen hiilipitoisuuden olevan kuitenkin lähempänä luokan ylärajaa ja vaihtelevan välillä 0,8–1,7 %. Pintamaan tilavuuspaino laskettiin kaavalla: BD= 1.52–0.280 * lnC %. Näin laskemalla Suomen kaikkien kivennäismaapeltojen hiilimääräksi 0–15 cm kerroksessa saatiin 130 Tg (477 Mt CO_2 ekv), mikä on jonkin verran suurempi kuin Heikkinen ym. (2013) laskema 0–15 cm kerroksen hiilimäärää eli 117 Tg.

4.3. Kivennäismaapeltojen päästövähennyspotentiaali

4.3.1. Kirjallisuuskatsaus

Pellon kasvukunnon parantaminen

Pellon kasvukunto koostuu kaikista niistä biologisia, kemiallisia ja fysikaalisia maan ominaisuuksista, jotka vaikuttavat pellon tuottavuuteen (esim. Mattila ym. 2019). Hyvin tuottava pelto lisää satoa, mutta myös maahan jäävän kasvibiomassan määrää ja siten myös maaperän hiiltä. Maaperän orgaaninen aines puolestaan parantaa maan kasvukuntoa lisäämällä esim. maan veden- ja ravinteiden pidätyskykyä. Maan kasvukuntoa voidaan parantaa esimerkiksi parantamalla pellon vesitaloutta salaojilla tai ojittamalla, kalkitsemalla, tasapainoisella lannoituksella, maanparannusaineilla tai korjaamalla pellossa olevia tiivistymiä jankkuroinnilla. Myös kerääjäkasvit ja monipuolinen viljelykierto ovat yhteydessä pellon tuottavuuteen (Peltonen-Sainio ym. 2019). Peltojen kasvukuntoa rajoittavat tekijät ovat peltolohkokohtaisia ja näin myös parannustoimilla saavutettava hiilensidonta vaihtelee peltolohkoittain.

Maanmuokkaus

Kynnön poisjättäminen ja siirtyminen suorakylvöön on maailmalla laajasti käytetty ja tehokas keino eroosion vähentämiseen (Skaalsveen ym. 2019). Sen on myös raportoitu edistävän hiilen kertymistä maahan, esim. globaalin meta-analyysin mukaan keskimäärin 0,57 +/– 0,14 t C /ha /vuosi (West & Post 2002). Tuoreen laajan kansainvälisen kirjallisuuskatsauksen mukaan suorakylvön päästövähennyspotentiaali riippuu kuitenkin maaperästä ja ilmasto-olosuhteista (Ogle ym. 2019). Tutkimuksen mukaan suorakylvö lisää hiiltä maan pintakerroksissa, mutta vaikutukset syvemmissä kerroksissa voivat olla jopa vastakkaisia. Tämän tutkimuksen arviot hiilivaraston lisäyksistä erityisesti viileän ilmaston alueille ovat edellistä merkittävästi matalampia ja kirjoittajien mukaan arvioihin liittyvät epävarmuudet kaikkiaan ovat merkittäviä (Ogle ym. 2019). Suomessa saatujen tulosten mukaan suorakylvö ei ole osoittautunut tehokkaaksi tavaksi kerryttää hiiltä maahan (Sheehy ym. 2015, Singh ym. 2015). Lisäksi sen on todettu nostavan

N_2O-päästöjä savimailla (Sheehy ym. 2013). Suorakylvön on todettu laskevan satotasoja globaalissa meta-analyysissa (Pittelkow ym. 2015) ja suomalaisissa tutkimuksissa (Känkänen ym. 2011, Uusitalo ym. 2018). Tuotoksen ja tätä kautta maaperään päätyvän kasvibiomassan väheneminen ei myöskään tue ajatusta muokkauksen vähentämisestä erityisen tehokkaana päästövähennyskeinona Suomen ilmastossa.

Kerääjäkasvit ja aluskasvit

Ympärivuotinen kasvipeitteisyys peltomailla lisää yhteyttämistä sekä hiilen sitoutumista biomassaan ja maaperään. Globaalin meta-analyysin perusteella Poeplau and Don (2015) arvioivat kerääjäkasvien ja aluskasvien (cover crops) maaperän hiilensidontapotentiaalin olevan noin 0,32 ± 0,08 Mg C ha^{-1} vuodessa. Samoin Ruotsissa raiheinällä tehdyn tutkimuksen mukaan pohjoisissa ilmasto-oloissa kerääjäkasvit lisäsivät maaperän hiilimäärää keskimäärin 0,32 ± 0,28 Mg ha^{-1} vuodessa (Poeplau ym. 2015). Abdalla ym. (2019) arvioivat kansainvälisessä kirjallisuuskatsauksen perusteella kerääjäkasvien hehtaarikohtaisen hiilensidontapotentiaalin olevan kasvilajista riippuen noin 1,97 ± 2,10 Mg CO_2-ekv. vuodessa ja N_2O-päästöjen huomioiminen, erityisesti epäsuorien N_2O päästöjen väheneminen, nostivat netto-kasvihuonekaasutasetta noin 4,5 % yhteensä 2,06 ± 2,10 Mg CO_2-ekv. vuodessa.

Tuotanto- ja ympäristönurmet

Kivennäismaapelloilla kasvavan nurmen vuotuinen hiilitase voi vaihdella negatiivisesta positiiviseen (Klumpp & Fornara 2018; Suomessa: Lind ym. 2020, Kulmala ym. 2020). Hiilen kertyminen on todennäköisempää, mikäli maaperä on lähtötilanteessa vähähiilinen (Bolinder ym. 2010). Niitto ja lannoitus lisäävät epälineaarisesti hiilen kertymistä verrattuna niittämättömään (Kätterer ym. 2012, Poeplau ym. 2020), mikä tarkoittaa, että suhteettoman korkea niittointensiteetti jo vähentää hiilen sitoutumista (Klumpp & Fornara 2018). Myös laiduntaminen on eduksi (Soussana & Lemaire 2014), joskin eri laidunsysteemeistä saatavat tulokset vaihtelevat paljon (Klumpp & Fornara 2018, Amman ym. 2020). Myös niitoksen jättäminen pellolle (Poeplau ym. 2020) ja syväjuuristen kasvien käyttö (Chen ym. 2020) voi edistää hiilen varastoitumista kivennäismaapeltoihin. Poeplaun (2020) aineistossa lisääntynyt C-kertymä suurin piirtein kumosi N-lannoituksen valmistuksesta aiheutuvat CO_2-päästöt, mutta ei enää N-lannoituksesta johtuvia suoria N_2O-päästöjä (Kätterer ym. 2012, Poeplau 2020). N-lannoituksen vaikutus hiilensidontaan riippuu voimakkaasti ekosysteemin C:N suhteesta ja esimerkiksi (Amman ym. (2020) tutkimuksessa ekstensiivisesti hoidettu nurmi purki hiilen varastoja ja siksi Klumpp & Fornara (2018) päätyivät siihen, että hiilensidonnan optimi on viljelyintensiteetin osalta keskimääräisellä (moderate) alueella. Kokonaistarkastelussa ei sovi unohtaa, että typpilannoitus lisää nurmen satoa 2-asteen funktion mukaisesti (Termonen ym. 2020). Lauhkean vyöhykkeen lämpimillä alueilla nurmen uudistaminen kyntämällä – ja myös muilla tavoilla (Rutledge ym. 2016) – voi johtaa merkittäviin CO_2- ja N_2O-päästöihin (Rutledge ym. 2014). Amman ym. (2020) tutkimuksessa Sveitsissä kyntö lähes kumosi koko edellisen monivuotisen nurmen kasvatusjakson C-kertymän peltomaahan. Kanadalaisten tutkimusten mukaan viileissä olosuhteissa kivennäismaanurmen kyntämisellä ei välttämättä ole yhtä voimakasta negatiivista vaikutusta (Angers ym. 1992, MacDonald ym. 2010). Norjassa säännöllinen kyntäminen pitkällä aikavälillä ei merkitsevästi alentanut peltomaan hiilivarantoja kyntämättömään heinämaahan verrattuna (Sturite ym. 2020). Yhteenvetona voidaan esittää, että viljelytekniikka, jolla edistetään nurmen hiilensidontaa maaperään eli "nurmen hiiliviljely", sisältää syväjuuristen kasvilajien osuuden lisäämistä, kohtuullisen typpilannoituksen tai hyvän nurmipalkokasvipitoisuuden, niittokorkeuden nostamisen, ja toistuvan muokkauksen vähentämisen. Kyseisiä nurmia voidaan tuottaa sekä rehuksi,

biokaasulaitosten raaka-aineeksi että viljelykierron välikasveina (viherlannoitusnurmi). Biokaasunurmen osalta viljelyn laajuus tulee luonnollisesti riippumaan biokaasulaitosten tarpeista.

Optimoitu lannoitus

Lannoittamalla voidaan kasvattaa satoja ja myös sadonkorjuun jälkeen maahan jäävää biomassaa. Useissa tutkimuksissa on saatu näyttöä siitä, että typpilannoituksen satoja kasvattava vaikutus johtaa myös maaperän orgaanisen aineksen määrän lisääntymiseen (Kirchmann ym. 2013, Schjønning ym. 1994, Blair ym. 2006). Kuitenkin esimerkiksi ruotsalaistutkimuksessa (Börjesson ym. 2018) viljan monokulttuuri johti hiilen kokonaismäärän laskuun sekä lannoitetussa että lannoittamattomassa pellossa. Koko maaprofiilista hiiltä menetettiin 35 vuoden aikana lannoittamattomista lohkoista 0,39–0,8 Mg C ha^{-1} ja typpilannoitusta saaneista 0,38–0,15 Mg C ha^{-1}. Runsas typpilannoitus voi toisaalta kiihdyttää mikrobien hajotustoimintaa, minkä seurauksena maan orgaanisen aineksen määrä vähenee (Khan ym. 2007, Mulvaney ym. 2009, Singh 2018). Lannoituksen vaikutus maan hiilivarastoon riippuukin todennäköisesti viljelymenetelmistä ja maan hiilipitoisuudesta lähtötilanteessa. Myös typpilannoitteiden valmistuksessa, kuljetuksessa ja levityksessä syntyy kasvihuonekaasupäästöjä, minkä lisäksi typpilannoitteet lisäävät maaperän N_2O-päästöjä (0,017 kg N_2O / 1 kg N-lannoite (Eggleston ym. 2006)), joten typpilannoituksen nettovaikutuksen arvioidaan olevan kasvihuonekaasupäästöjä lisäävä.

Optimoimalla lannoitusta maan kasvukunnon mukaan voidaan hillitä liiallista typpilannoitteiden käyttöä. Soinne ym. (2020) tutkimuksessa havaittiin, että typpilannoitteilla saadun satovasteen vaihtelu oli suurta lohkojen välillä. Vertaamalla lannoitetun ja lohkolle jätetyn lannoittamattoman alueen satoja saadaan tietoa lannoituksella saatavasta sadonlisästä ja lannoitustarpeesta (Lory ja Scharf 2003, Soinne ym. 2020). Typpilannoitteiden käytön vähentämiseen tähtäävällä lannoituksen optimoinnilla voidaan siis vähentää typpilannoitteiden valmistuksessa, kuljetuksessa ja levityksessä syntyviä kasvihuonekaasupäästöjä sekä vesistövaikutuksia.

Lanta ja maanparannusaineet

Maanparannusaineilla pyritään lisäämään maan multavuutta sekä parantamaan maan rakennetta ja veden / ravinteiden pidätystä. Maanparannusaineita ovat mm. teollisuuden sivuvirrat, biohiili, kompostit sekä erilaiset yhdyskuntalietteet ja mädätteet. Aineiden erilaisuuden vuoksi myös niiden vaikutukset maan hiilivarastoon ja ilmastoon ovat erilaisia. Kompostien hitaasti hajoavan hiilen osuus vaihtelee 20 % ja 70 % välillä (Li ja Evanylo 2013, Noirot-Cosson ym. 2016).). Metsäteollisuuden sivuvirroista vastaavasti noin 47–84 % on hitaasti hajoavaa (Heikkinen ym. käsikirjoitus). Biohiili on maassa hyvin pitkäikäistä (Wang ym. 201; Soinne ym. 2016). Lähtökohtaisesti kaikki maanparannusaineet lisäävät maaperän hiilivarastoa. Maanparannusaineiden ilmastovaikutuksia arvioitaessa täytyy kuitenkin huomioida maanparannusaineiden koko elinkaaren aikaiset päästöt (mm. päästöt prosessoinnista, kuljetuksesta ja energiakäyttöön menevistä raaka-aineista myös energiasisältö) verrattuna nykyiseen käyttöön.

Lannan osalta Maillard & Angers (2014) arvioi, että noin 12 % lannan kuiva-aineesta varastoituu maahan pitkäaikaisesti. Lannassa olevan hitaasti hajoavan hiilen osuus riippuu kuitenkin paljon eläinlajista, käytetystä kuivikkeesta ja siitä onko lanta kuiva- vai lietelantaa (Heikkinen ym. käsikirjoitus).

Viljelykierto

Monipuolisten viljelykiertojen on havaittu lisäävän maaperän hiiltä. Eri puolilta maailmaa tehtyjen tutkimusten meta-analyysin tulosten mukaan useita kasvilajeja sisältävissä viljelykierroissa

maaperän hiilipitoisuus oli keskimäärin 3,6 % korkeampi kuin yhden viljelykasvin kierroissa (McDaniel ym. 2014). Kasvit, joilla on suuret ja syvälle ulottuvat juuret (kuten nurmilajit, apilat, härkäpapu, kumina) ovat hiilen kertymisen kannalta erityisen hyviä. Sen lisäksi, että ne parantavat maan rakennetta, niiden juuribiomassa on hitaammin hajoavaa (Kätterer ym. 2011; Rasse ym. 2005) ja kerryttää näin maan hiilivarastoa paremmin kuin maanpäällinen kasvibiomassa. Erityisesti nurmen viljelyllä osana viljelykiertoa näyttää olevan hiiltä lisäävä vaikutus (King & Blesh, 2018). Monipuolisen viljelykierron, erityisesti palko- ja öljykasvien sisällyttämisen viljelykiertoon, on havaittu lisäävän myös pellon tuottavuutta (Peltonen-Sainio ym. 2019), mikä osaltaan johtaa myös maaperän hiilen määrän lisääntymiseen. Kerääjäkasvien lisäämisellä viljelykiertoon saavutetaan monipuolisen viljelykieron hyötyjä muuttamatta varsinaisten satokasvien kiertoa.

Peltometsäviljely

Peltometsäviljely on sekaviljelyä, jossa puita kasvatetaan yhdessä yksi- tai monivuotisten viljelykasvien kanssa. Termin käytössä on vaihtelua. Esimerkiksi joissain tarkasteluissa peltometsäviljelyn piiriin on laskettu myös hakamaita ja porojen laidunalueita (den Herder ym. 2017), jolloin Suomessakin peltometsäviljelyä olisi yhteensä noin 158 000 hehtaarilla. Peltometsäviljelyn vaikutukset riippuvat ilmastosta ja puulajirakenteesta (Ma ym. 2020). Suomessa peltometsäviljelyn vaikutusta maaperän hiileen ei ole tutkittu, ja peltometsäviljelyn hyödyt todennäköisesti jäävät Suomen olosuhteissa pienemmiksi kuin maissa, joissa kärsitään kuivuudesta ja auringonpaahteesta. Suomessa peltometsäviljely soveltuu todennäköisesti parhaiten hedelmäpuutiloille, joiden pienen pinta-alan johdosta peltometsäviljelyn ilmastohyödyt jäävät pieniksi.

Luomu

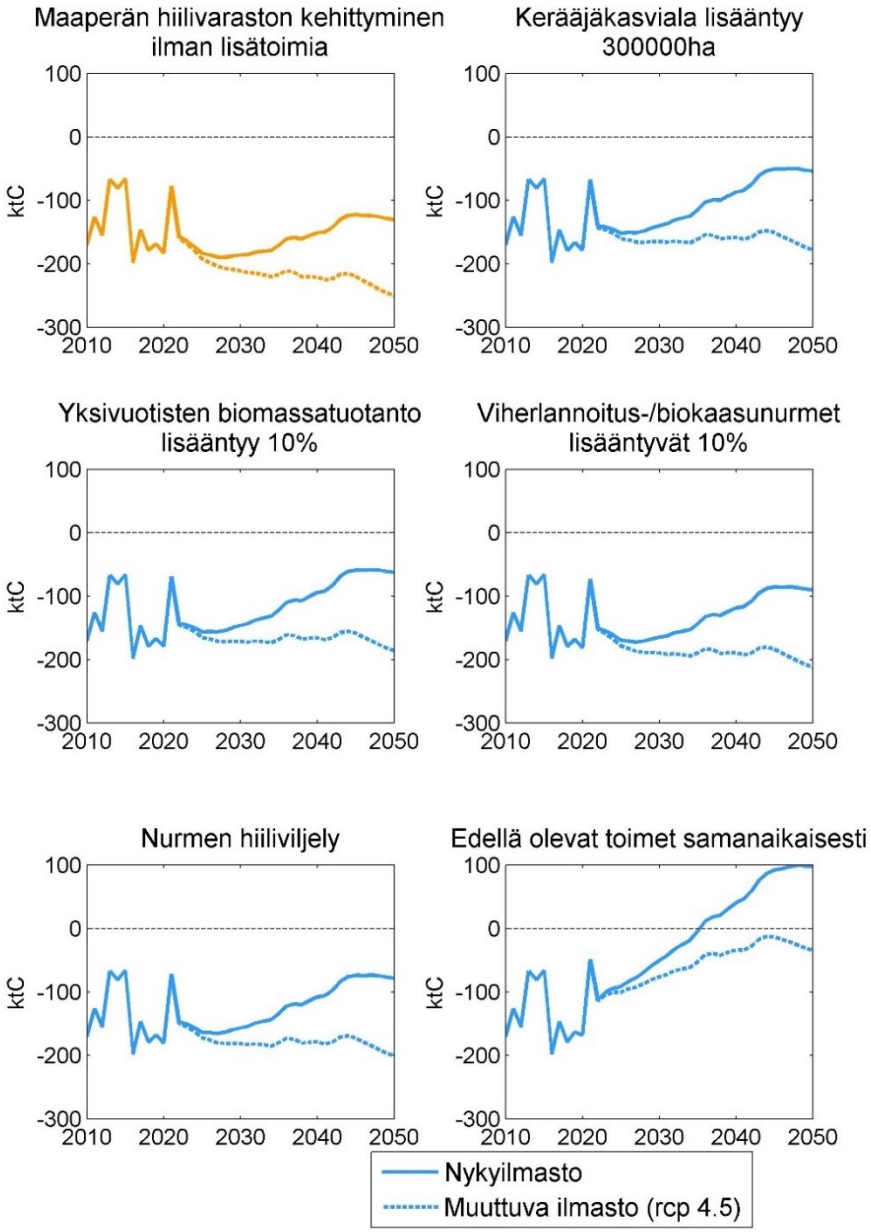
Luomu- eli luonnonmukaisessa käytetään useita viljelytoimenpiteitä, joilla pyritään ylläpitämään ja parantamaan luonnon monimuotoisuutta ja maaperän biologista aktiivisuutta hyödyntämällä luonnollisia biologisia kiertoja. Luomutuotannossa vältetään väkilannoitteiden, kasvinsuojeluaineiden ja torjunta-aineiden käyttöä. Luomussa on yleensä pidemmät ja monimuotoisemmat viljelykierrot (Barbieri ym. 2017). Kasvintähteet viherlannoituksesta, lanta sekä muut orgaaniset lannoitteet lisäävät maaperään päätyvää hiilisyötettä tavanomaiseen tuotantoon verrattuna (Hu ym. 2018a). Luomupeltojen juuribiomassan on myös havaittu olevan suurempi kuin tavanomaisesti viljeltyjen peltojen juuribiomassan (Hirte ym. 2020, Hu ym. 2018b), jota on selitetty mm. suuremmalla rikkakasvien juuribiomassalla sekä alhaisemmalla mineraalitypen saatavuudella (Hirte ym. 2020). Juuribiomassasta muodostuu todennäköisemmin stabiilimpia hitaasti hajoavaa orgaanista ainesta kuin maanpäällisestä biomassasta (Kätterer ym. 2011, Fan ym. 2019). Maassa mineraalipartikkelien pinnoilla oleva stabiili ja hitaasti hajoava orgaaninen aines koostuu suurelta osin typpirikkaista proteiineista ja muista mikrobiperäisistä yhdisteistä (Dümig ym. 2012, Kopittke ym. 2020). Luomutuotannossa maaperän mikrobisto on todettu monimuotoisemmaksi ja elinvoimaisemmaksi kuin tavanomaisessa tuotannossa (Lori ym. 2017). Raportoidut maaperän hiilivarastot luomussa ovat vertailututkimuksissa pääosin olleet korkeampia kuin tavanomaisessa tuotannossa (Gattinger ym. 2012; Hu ym. 2018a; Manninen ym. 2018; Marriott and Wander, 2006; Tuomisto ym. 2012).

Luomutuotannossakin on kuitenkin N_2O-päästöjen riski (Hansen ym. 2019; Syväsalo ym. 2006). Kaikkiaan luomutuotannon pinta-alaa kohden laskettu kuormitus ympäristöön ja ilmastoon on vähäisempää kuin tavanomaisen tuotannon, mutta vaikutukset tuotettua satomäärää kohden ovat samalla tasolla tavanomaisen tuotannon kanssa alhaisempien satotasojen vuoksi (Tuomisto ym. 2012). Sama on todettu myös N_2O-päästöjen osalta (Skinner ym. 2014).

4.3.2. Mallinnuksen tulokset

Ilman lisätoimenpiteitä, satotasojen pysyessä nykyisellä tasolla, kivennäismaapeltojen hiilivaraston väheneminen jatkuu nykyisen suuruisena (Kuva 3). Koko maan tasolla päästöjä syntyisi noin 0,63 Mt CO_2 ekv vuonna 2035 ja 0,48 Mt CO_2 ekv vuonna 2050. Ilmastonmuutos kiihdyttää maaperän hiilivaraston pienenemistä kasvattaen vuosittaiset päästöt 0,92 Mt CO_2 ekv vuoteen 2035 mennessä ja 0,80 Mt CO_2 ekv vuoteen 2050 mennessä.

Mallinnetut lisätoimet; kerääjäkasvialan lisääntyminen, peltojen tuottavuuden kasvu, nurmen hiiliviljely ja viherkesanto-/biokaasunurmien lisäys, hidastavat hiilivaraston vähenemistä ja suuruusluokaltaan toimenpiteiden vaikutukset ovat kutakuinkin yhtä suuria (Kuva 3).



Kuva 3. Maaperän hiilivaraston muutos ilman lisätoimenpiteitä, sekä valikoitujen viljelytoimenpiteiden vaikutus kehitykseen. Oikealla alhaalla on esitetty lisäksi hiilivaraston muutos, jos kaikki neljä lisätoimenpidettä otetaan käyttöön samanaikaisesti (100 kt C = 0,367 Mt CO_2 ekv).

Taulukossa 11 on annettu tarkemmat arviot vaikutuksista koko maan tasolla. Kun kaikki valitut toimet otetaan käyttöön samanaikaisesti, voidaan maaperän hiilivaraston väheneminen saada pysäytetyksi tai käännettyä jopa pieneksi hiilinieluksi. Tässäkin on hyvä huomioida, että ilmaston muuttumisella on merkittävä vaikutus päästökehitykselle.

Valtaosa viljelyn ilmastovaikutuksista liittyy CO_2 päästöjen kehitykseen. Vaikutukset N_2O päästöihin ovat pieniä (Taulukko 12).

Taulukko 11. Malliin perustuvat arviot valittujen viljelytoimenpiteiden vaikutuksista vuosittaisiin maaperäpäästöihin (Mt CO_2) verrattuna päästökehitykseen ilman lisätoimenpiteitä. Päästöissä on huomioitu maaperän CO_2-päästöt sekä kasvintähteistä ja maaperästä tulevat N_2O-päästöt.

		Vaikutus päästöihin (Mt CO_2 ekv./vuosi)			
Viljelytoimenpiteen kehitys vuoteen 2050 mennessä	**Pinta-ala (milj. ha) vuonna 2050**	**2030**	**2035**	**2040**	**2050**
Kerääjäkasviala lisääntyy 300 000 ha nykyisestä	0,30	-0,17	-0,20	-0,22	-0,25
Yksivuotisten biomassatuotanto lisääntyy 10 %	1,16	-0,16	-0,19	-0,22	-0,26
Yksivuotisten alasta 10 % korvautuu viherlannoitusnurmilla	0,12	-0,08	-0,09	-0,11	-0,13
Yksivuotisten alasta 10 % korvautuu biokaasunurmilla	0,12	-0,08	-0,09	-0,11	-0,13
Nurmen hiiliviljely (tuottavuuden kasvu 10 % ja niittokorkeuden nosto)	0,67	-0,11	-0,13	-0,15	-0,18
*Edellä olevat toimet samanaikaisesti	1,83	-0,58	-0,69	-0,77	-0,86

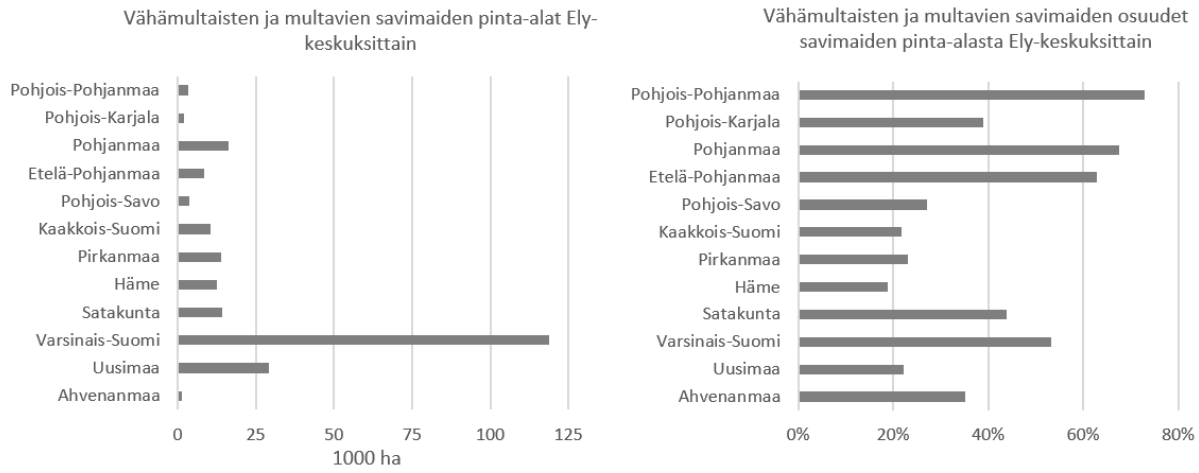
*Päästövaikutus ei ole sama kuin yksittäisten toimenpiteiden vaikutusten summa johtuen N_2O päästöistä (vuodet 2040 ja 2050). Maaperän orgaanisen aineen hajoamisesta johtuvia N_2O päästöjä syntyy vain silloin kuin orgaanista ainetta häviää (ks. kuva 4). Lisäksi pientä eroa (0.01-0.02 Mt CO_2 ekv./vuosi) tulee siitä, että lopputuloksia on tasoitettu käyttämällä viiden vuoden liukuvaa keskiarvoa.

Taulukko 12. Toimenpiteiden vaikutukset eriteltynä tarkemmin vuodelle 2035 (Mt CO_2 vuodessa). N_2O-päästöt sisältävät kasvintähteistä ja maaperästä aiheutuvat päästöt. Kokonaisvaikutukset vastaavat taulukossa 4 esitettyjä arvoja.

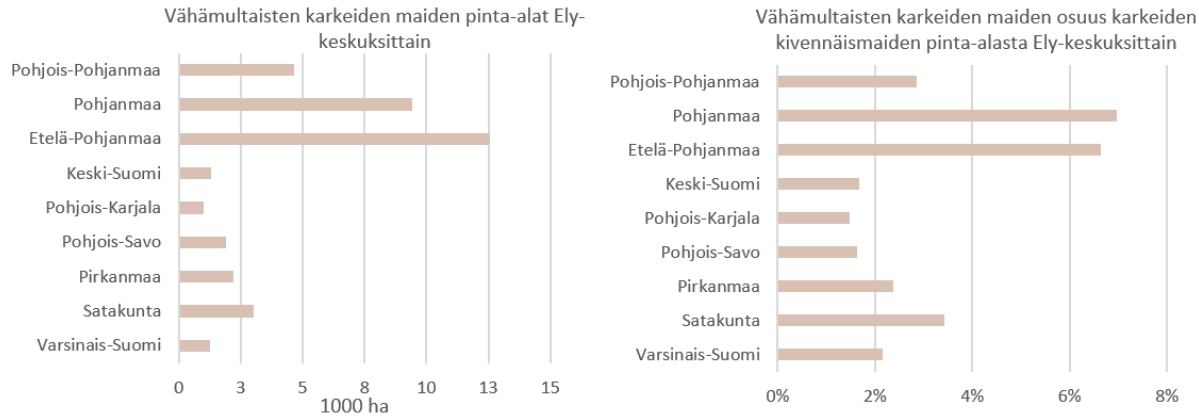
Viljelytoimen kehitys vuoteen 2050 mennessä	Keskimääräinen vaikutus hiilivarastoon (kg C/ha/vuosi)	Vaikutus CO_2 päästöihin (Mt CO_2)	Vaikutus N_2O päästöihin (Mt CO_2 ekvivalenttia)	Vaikutus kokonaispäästöihin (Mt CO_2 ekvivalenttia)
Kerääjäkasviala lisääntyy 300 000 ha nykyisestä	50	-0,21	0,01	-0,20
Yksivuotisten biomassatuotanto lisääntyy 10 %	6	-0,18	-0,01	-0,19
Yksivuotisten alasta 10 % korvautuu viherlannoitusnurmilla	61	-0,10	0,01	-0,09
Yksivuotisten alasta 10 % korvautuu biokaasunurmilla	61	-0,10	0,01	-0,09
Nurmen hiiliviljely (tuottavuuden kasvu 10 % ja niittokorkeuden nosto)	7	-0,14	0,00	-0,13
Edellä olevat toimet samanaikaisesti	12	-0,71	0,02	-0,69

4.3.3. Hiilen alueellinen varastointipotentiaali – arviot multavuusluokist*a*

Joidenkin tutkimusten mukaan maaperän hiilivarasto voi saavuttaa saturaatiotilan, jonka jälkeen hiilen kerryttäminen on hitaampaa tai ei enää onnistu (Six ym. 2002; Stewart ym. 2007, Francaviglia ym. 2019). Maan hiilensidontapotentiaali on sitä suurempi, mitä kauempana maa on tästä saturaatiotilasta (Hassink, 1996; Stewart ym. 2008). Tällä perusteella vähämultaiset savimaat, ja todennäköisesti myös multavat savimaat olisivat hiilen kerryttämisen kannalta potentiaalisia kohteita, joissa orgaanisen aineksen määrän kasvamisen myötä parantuisi todennäköisesti myös maan rakenne (Soinne ym. 2016, Prout ym. 2020) sekä tuottokyky (Soinne ym. 2016). Karkeiden maalajien osalta vähämultaisiin maihin voidaan todennäköisesti vielä kerryttää hiiltä hajotusta kestävään muotoon. Pinta-alojen perusteella suurin hiilenkerryttämispotentiaali on savimaiden osalta Varsinais-Suomessa ja Uudellamaalla (Kuva 4) ja karkeiden maalajien osalta Pohjanmaalla (Kuva 5). Yhteensä vähämultaisten ja multavien savimaiden pinta-ala Suomessa on noin 225 000 hehtaaria ja vähämultaisten karkeiden kivennäismaiden noin 40 000 hehtaaria. Jos näihin hiilensidonnan kannalta potentiaalisiin (vm ja m savimaat, vm karkeat maat) peltomaihin saataisiin kerrytettyä hiiltä 200 kg/ha/vuosi nykyistä enemmän, se vastaisi 0,19 Mt /CO_2-ekv. vuosittaista nielua.



Kuva 4. Vähämultaisten ja multavien savimaiden pinta-alat (1 000 ha) (vas.) ja vähämultaisten ja multavien savimaiden osuudet savimaiden kokonaispinta-alasta (oik.) ELY-keskuksittain, jos pinta-ala ylittää 1 000 ha.



Kuva 5. Vähämultaisten karkeiden kivennäismaapeltojen pinta-alat (1 000 ha) ja vähämultaisten karkeiden maiden osuudet karkeiden maiden kokonaispinta-alasta (vas.) (oik.) ELY-keskuksittain, jos pinta-ala ylittää 1 000 ha.

Yhteenveto kivennäismaapeltojen päästövähennyspotentiaalista

Selvityksen perusteella hiilen hävikkiä kivennäismaapelloilta voidaan hidastaa muuttamalla viljelymenetelmiä. Tämänhetkinen maaperän hiilen väheneminen on mahdollista kääntää jopa hiilinieluksi, mutta tämä vaatii useiden hiiltä sitovien toimenpiteiden laaja-alaista käyttöönottoa. Tässä selvityksessä ilmastonmuutoksen hillinnän kannalta lupaavimmiksi menetelmiksi tunnistettiin kerääjäkasvipinta-alan lisääminen, laajempi viherlannoitus- ja biokaasunurmien käyttöönotto osana viljelykiertoa sekä peltojen tuottavuuden lisääminen yhdessä parannettujen nurmenhoitokäytäntöjen kanssa. Kivennäismaapeltojen osalta tarkasteltujen toimenpiteiden yhteenlaskettu päästövähennyspotentiaali on jopa 0,69 Mt CO_2 ekv. vuodessa vuoteen 2035 mennessä, mutta kyseisen potentiaalin saavuttaminen vaatii merkittäviä muutoksia tuotantoon.

Päästövähennyksiin tarvittavat viljelypinta-alat ovat niin suuret, että pelkästään maataloustuilla niihin on vaikea päästä. Käytännössä tavoitteiden toteutuminen vaatii sitä, että viljelijät näkisivät maaperän orgaanisen aineen lisäämisen parantavan pellon tuottavuutta, ja sitä kautta

taloudellisesti kannattavana. Maatalouden ilmastotiekarttaan (Lehtonen ym. 2020) verrattuna mallinnetut toimenpiteet ovat kunnianhimoisempia kuin ilmastotiekartan perusura (WEM), mutta astetta maltillisempia kuin ilmastotiekartan lisätoimiskenaario (WAM1). Lisätoimiskenaariossa oletettiin, että kerääjäkasviala lisääntyisi 250 000 hehtaarilla ja nurmien biomassatuotos 10 %:lla jo vuoteen 2035 mennessä, kun tässä työssä samaa suuruusluokkaa oleva muutos oletettiin tapahtuvan vuoteen 2050 mennessä.

Ilmaston muuttuminen tulee kiihdyttämään maaperän orgaanisen aineen hajoamista. Suuruusluokaltaan ilmaston muuttumisen vaikutus on suurempi kuin tässä työssä tarkasteltujen yksittäisten viljelymenetelmien hiiltä kerryttävä vaikutus.

Tuloksia arvioitaessa on hyvä huomioida, että tässä raportissa tarkastellaan nimenomaan maaperän päästövähennyspotentiaalia eikä arvioida ruoantuotannon kokonaisilmastovaikutusta, jossa olisi mukana tuotteiden koko elinkaaren aikaiset päästöt. Esimerkiksi lihan- ja maidontuotannossa syntyy suuria päästöjä tuotantoketjun muissa vaiheissa (Saarinen ym. 2019). Vastaavasti esimerkiksi keinolannoitteiden käytön kokonaisilmastovaikutukseen tulee huomioida lannoitteen valmistuksesta ja kuljetuksesta syntyvät päästöt samoin kuin lannoituksen avulla saatu sadonlisä, joka puolestaan pienentää elinkaarista hiilijalanjälkeä.

Erilaisten maaperään hiiltä lisäävien toimenpiteiden nettovaikutus maan hiilivarastoon riippuu maan hiilimäärästä lähtötilanteessa. Todennäköisimmin hiilivarastoa saadaan kasvatettua alueilla, joissa orgaanisen aineksen määrä maassa on vähentynyt ihmistoiminnan seurauksena (Körschens ym. 2013). Toimenpiteiden kohdentamisessa vajaatuottoisille pelloille, joissa on vähän orgaanista ainetta, pitää kuitenkin puntaroida sitäkin, että saavutettaisiinko esimerkiksi näiden peltojen metsittämisellä suurempi ilmastohyöty.

Peltojen tuottavuuden lisääminen nostaa satoja, mutta myös maahan päätyvää hiilen määrää ja tätä kautta myös maaperän hiilivarastoa. Hyvin tuottava pelto on siis maaperän hiilivaraston kannalta edullinen. Vastaavasti maan orgaanisen aineen lisääminen on edullista varsinkin, jos samanaikaisesti maan kasvukunto kohoaa ja sadon määrä ja laatu paranee. Satotasojen nosto mahdollistaa myös sen, että osa pelloista voidaan siirtää ekstensiivisemmän viljelyn pariin ja osaa peltoalasta voitaisiin pitää kesantonurmella, mikä monipuolistaisi viljelykiertoa ja ylläpitäisi maan kasvukuntoa.

4.4. Kivennäismaapelloilla tehtävien toimenpiteiden taloudelliset vaikutukset sekä vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin

Viljelymenetelmät vaikuttavat myös maanalaiseen biodiversiteettiin (Thiele-Bruhn ym. 2012). Useimmat ehdotetuista toimenpiteistä (kuten kerääjäkasvien lisääminen, viljelykierron monipuolistaminen, laajempi viherlannoitusnurmien käyttö) todennäköisesti lisäävät sekä maanpäällistä että maaperän lajiston runsautta (Tiainen ym. 2020).

Paljon orgaanista ainesta sisältävissä maissa on kestävämpi mururakenne, kuin vähämultaisissa ja kerryttämällä maahan orgaanista ainesta voidaan ehkäistä eroosiota ja maa-aineksen kulkeutumista vesistöihin (Soinne ym. 2016). Samoin kasvipeitteisyydellä on eroosiota ehkäisevä vaikutus, jolloin kerääjäkasvit ja monivuotiset nurmet vähentävät kiintoaineksen mukana vesistöihin päätyvää fosforikuormitusta (Puustinen ym. 2019). Toisaalta kerääjäkasvista riippuen talviaikaiset sulamis- ja jäätymissyklit voivat lisätä liukoisen fosforin (mm. Liu et al. 2019) ja mahdollisesti myös hiilen huuhtoutumista. Kerääjäkasvien on havaittu vaikuttavan maatalouden

vesistökuormitukseen erityisesti typpikuormituksen pienentymisenä (Valkama ym. 2015, Abdalla ym. 2019), mutta myös tässä kasvilajilla voi olla vaikutusta (Valkama ym. 2015, Aronsson ym. 2016). Orgaanisen aineksen määrän kasvattaminen lisää myös riskiä sen huuhtoutumiselle (Manninen ym. 2018). Vesistöihin päätyvä orgaaninen aines lisää tuotantoa vesistöissä ja voi vaikuttaa vastaanottavan vesistön ekologiseen tilaan. Vesistökuormituksen kannalta maan orgaanisen aineen lisäämiseen tähtäävien toimenpiteiden vaikutukset riippuvatkin todennäköisesti myös maalajista ja hydrologiasta.

Tarkasteltujen toimenpiteiden kustannusvaikutukset vaihtelevat. MYTTEHO-raportin (Hyvönen ym. 2020) mukaan yhteiskunnan näkökulmasta ilmastovaikutuksiltaan kustannustehokkaimpia toimenpiteitä ovat monivuotiset ympäristönurmet, ravinteiden tasapainoinen käyttö, luonnonhoitopeltonurmet sekä lietelannan sijoittaminen peltoon. Raportin mukaan monivuotiset ympäristönurmet ja ravinteiden tasapainoinen käyttö peltokasveilla olivat nettokustannuksiltaan samaa suuruusluokkaa (67 ja 64 €/ha), kerääjäkasvien nettokustannukset ovat 96 €/ha ja viherlannoitusnurmien 105 €/ha. Esimerkiksi kerääjäkasvien kustannukset hiilidioksiditonnia kohti olisivat näiden lukujen ja taulukon 12 hehtaarikohtaisten päästövaikutusten perusteella noin 550 € / t CO_2 ekv. Maatalouden ilmastotiekartan (Lehtonen ym. 2020) mukaan kivennäismaapeltojen hiilensidonnan lisäämiseksi Suomessa tukia tulisi kohdentaa erityisesti kerääjäkasvien ja viherlannoitusnurmien viljelyyn. Osa tarkastelluista toimenpiteistä, kuten pellon kasvukunnon parantaminen ja viljelykierron monipuolistaminen, lisäävät pellon tuottavuutta ja voivat näin olla viljelijälle taloudellisesti kannattavia.

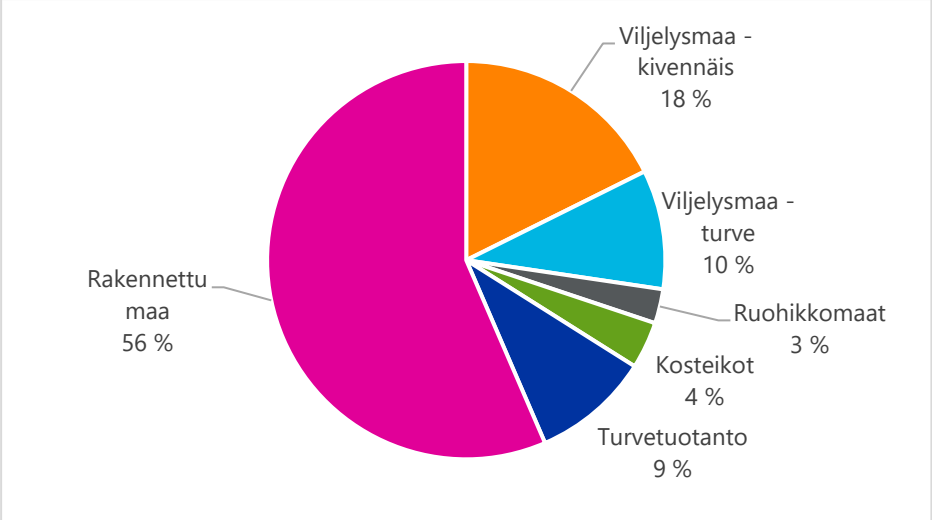
5. Metsäkadon välttäminen

5.1. Taustaa ja nykytila

Metsäkato eli metsien raivaaminen muuhun maankäyttöön on nykyään suhteellisen vähäistä, mutta sen vaikutukset kasvihuonepäästöihin ja samalla Suomen ilmastotavoitteiden saavuttamiseen ovat merkittävät. Erityisesti laajenevat eläintilat tarvitsevat edelleen lisää peltoa, ellei muita ratkaisuja peltoviljelyyn, esimerkiksi rehuntuotannon ja lannankäsittelyn järjestämiseksi ole tarjolla. Lisäksi metsiä häviää teiden ja taajama-alueiden rakentamisen vuoksi tuhansia hehtaareja vuodessa.

Tässä luvussa esitetään arviot merkittävimmistä metsäkatoon johtavista maankäyttömuodoista sekä niitä koskien päästövaikutukset. Tämän perusteella arvioidaan, mitkä metsäkadon vähentämistoimet tuottaisivat suurimmat ilmastolliset hyödyt, mitä edellytyksiä toimenpiteiden sosiaalinen hyväksyttävyys asettaa paikallisella tasolla, ja millä näistä toimenpiteistä on siten potentiaalia toteutua.

Eniten metsää raivataan vuosittain rakennettujen alueiden tieltä, noin 56 % kaikesta raivausalasta. Noin kolmannes raivausalasta on puolestaan maatalouteen liittyvää (Kuva 6) (Tilastokeskus 2020). Metsäkatoala oli suurimmillaan 2000-luvun ensimmäisellä vuosikymmenellä ylittäen 20 000 hehtaarin vuosittaisen pinta-alan, jonka jälkeen se on selvästi vähentynyt. Kasvihuonekaasuinventaarion mukaan vuosittainen metsäkatoala on ollut viime vuosina alle 10 000 hehtaaria. Viimeisimpien vuosien tiedot ovat kuitenkin selvästi vanhempia tietoja epävarmempia, koska vanhemmille vuosille on käytettävissä enemmän päivitettyjä aineistoja.



Kuva 6. Eri maankäyttömuotojen osuudet metsän raivauksen pinta-alasta keskimäärin vuosina 2009–2018 kasvihuonekaasuinventaarion (Tilastokeskus 2020) mukaan.

Päästöjä tarkasteltaessa tilanne on kuitenkin päinvastainen kuin pinta-alojen tapauksessa, rakennettu maa vastaa reilusta kolmanneksesta päästöistä, kun taas maatalouteen liittyvän raivauksen päästöt ovat 54 % kaikista metsäkadon päästöistä keskimäärin vuosina 2009–2018 kasvihuonekaasuinventaarion ilmastosopimuksen mukaisessa raportoinnissa (Tilastokeskus 2020). Kasvihuonekaasupäästöt ja -poistumat lasketaan 20 vuoden muutosajalla muutosluokan kumulatiiviselle pinta-alalle, mikä tarkoittaa, että tämän päivän päästöissä ovat mukana myös 2000-luvun alun muutosalat. Metsäkadon päästöjen tarkastelu 20 vuoden muutosaloille on

perusteltua, koska ne sisällytetään LULUCF-sektorin velvoitteeseen 2021–2030 vastaavalla tavalla laskettuna (EU 2018).

5.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Päästövähennysarvioinnin tausta-aineistona käytettiin Maankäyttösektorin toimien mahdollisuudet ilmastotavoitteiden saavuttamiseksi (MISA) (Kärkkäinen ym. 2019) -hankkeen skenaarioita. Metsästä maatalous- tai rakennetuiksi maiksi raivatuille alueille laskettiin kolme uutta vaihtoehtoista skenaariota:

1. Skenaario ILMAVA 2035: Vuotuiset raivausalat puolitettiin v. 2021–2035 verrattuna MISA-hankkeen pinta-aloihin.
2. Skenaario ILMAVA 2050: Vuotuiset raivausalat puolitettiin v. 2021–2050 verrattuna MISA-hankkeen pinta-aloihin.
3. Skenaario ILMAVA turve 2050: Vuotuiset raivausalat puolitettiin v. 2021–2050 verrattuna MISA-hankkeen pinta-aloihin siten, että maatalousmailla turvemaiden raivaus väheni 75 %, mutta kokonaisala pysyi samana kuin skenaariossa 2.

Vaikutukset laskettiin kaikissa vaihtoehdoissa vuoteen 2050 asti. Ensimmäisessä laskentavaihtoehdossa haluttiin tarkastella määräaikaisen ohjauskeinon vaikutusta kasvihuonekaasutaseisiin, toisessa taas jatkuvan ohjauskeinon vaikutusta, ja kolmas vaihtoehto kuvaa erityisesti turvemaiden pellonraivausta hillitsevän ohjauskeinon vaikutusta. Vuosittaiset maankäytön muutospinta-alat on esitetty taulukossa 13.

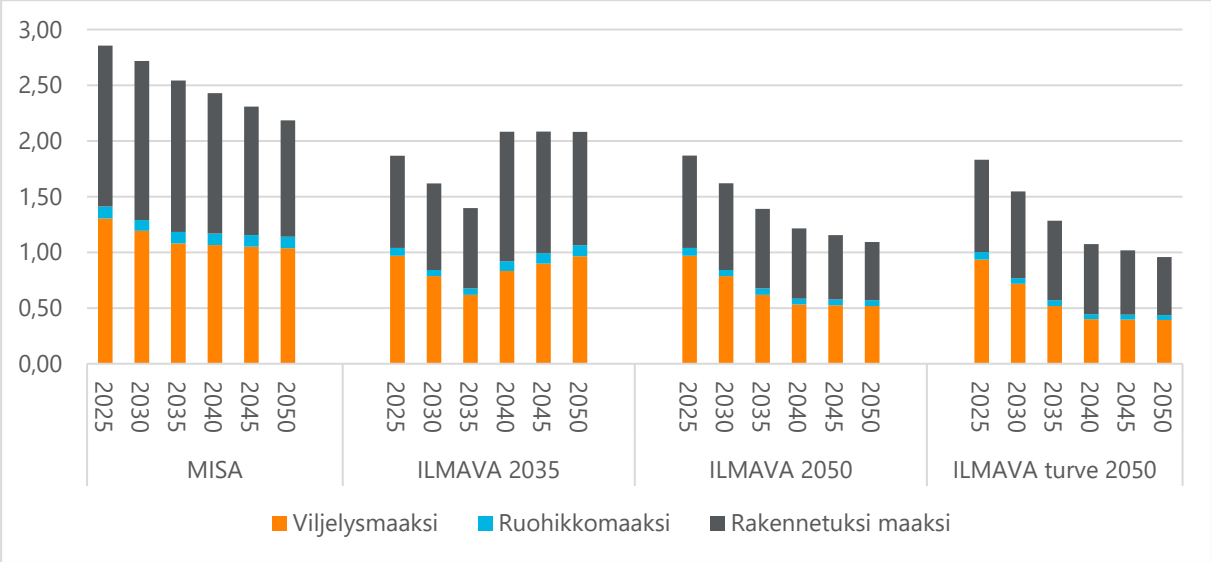
Taulukko 13. Vuosittaiset metsäkatopinta-alat (ha) eri laskentavaihtoehdoissa.

		2025	2035	2040	2050
MISA	Maatalousmaaksi, turve	1 281	1 181	1 181	1 181
	Maatalousmaaksi, kivennäismaa	2 445	2 245	2 245	2 245
	Rakennetuksi maaksi	10 073	9 396	8 615	7 060
ILMAVA 2035	Maatalousmaaksi, turve	641	591	1 181	1 181
	Maatalousmaaksi, kivennäismaa	1 223	1 123	2 245	2 245
	Rakennetuksi maaksi	5 037	4 698	8 615	7 060
ILMAVA 2050	Maatalousmaaksi, turve	641	591	591	591
	Maatalousmaaksi, kivennäismaa	1 223	1 123	1 123	1 123
	Rakennetuksi maaksi	5 037	4 698	4 308	3 530
ILMAVA turve 2050	Maatalousmaaksi, turve	320	295	295	295
	Maatalousmaaksi, kivennäismaa	1 543	1 418	1 418	1 418
	Rakennetuksi maaksi	5 037	4 698	4 308	3 530

Päästövähennystä arvioidessa tulee lisäksi ottaa huomioon raivaamatta jäävän metsän nielu, mikä lisää päästövähennysvaikutusta. Metsän nielu laskettiin kasvihuonekaasuinventaarion (Tilastokeskus 2020) vuosien 2014–2018 keskimääräisenä metsän hehtaarikohtaisena nieluna. Keskimääräisen nielun käyttö on perusteltua, koska esimerkiksi metsänhoidon intensiteetti vaikuttaa nieluun merkittävästi, eikä siitä ole tehty oletuksia.

5.3. Metsäkadon välttämisen päästövähennyspotentiaali

Kuva 7 esittää metsäkadon päästöt eri laskentavaihtoehdoissa. MISA-hankkeen vertailuskenaariossa on korkeimmat päästöluvut. ILMAVA 2035-skenaariossa päästöt pienenevät selvästi verrattuna vertailuskenaarioon, mutta nousevat nopeasti lähes entiselle tasolle ohjauskeinon vaikutuksen loputtua v. 2035 jälkeen. ILMAVA 2050-skenaariossa päästöt taas jatkavat laskuaan saman suuntaisesti, mutta koko ajan pienemmällä tasolla kuin vertailuskenaariossa. ILMAVA turve 2050-skenaarion päästöt ovat lähellä ILMAVA 2050-skenaarion päästöjä, mutta erityisesti viljelysmaaksi raivauksen päästö on tässä skenaariossa pienempi.



Kuva 7. Metsäkadon vuotuiset päästöt 20 vuoden muutosajalla MISA-hankkeessa sekä eri laskentavaihtoehdoissa (Mt CO_2 ekv.)

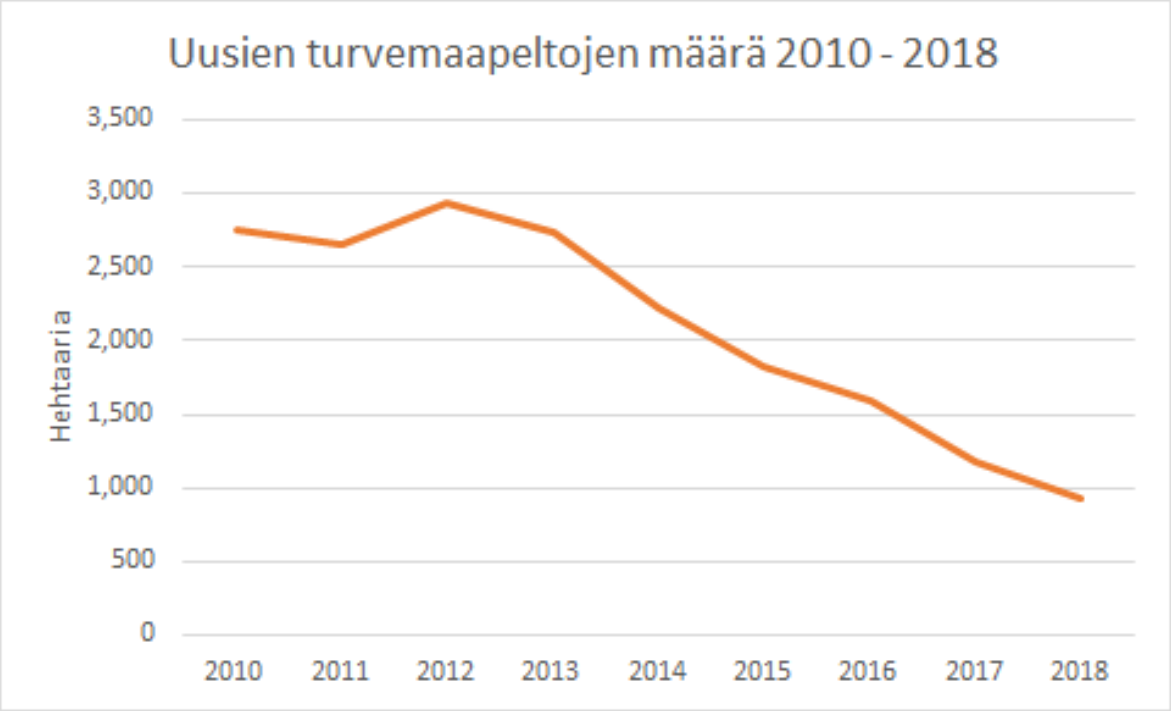
Päästövähennyspotentiaali (Taulukko 14) on laskettu MISA-vertailuskenaarion ja uusien laskentojen erotuksena sekä huomioiden metsänraivaukselta säästyvän metsän nieluvaikutus. Päästövähennyspotentiaali on merkittävin vaihtoehdossa, jossa turvemaiden raivaus vähenee eniten (turve 2050), mutta ero on suhteellisen pieni verrattuna skenaarioon, jossa turvemaiden ja kivennäismaiden raivaus vähenee yhtä paljon. Tähän vaikuttaa osaltaan se, että rakennetun maan päästöt ovat samat molemmissa, ja toisaalta kokonaisraivauspinta-alat ovat samat. Metsäkadossa merkittävä päästö tulee raivaushetkellä poistetusta puustosta, jolloin tämä päästö pysyy ennallaan.

Taulukko 14. Päästövähennyspotentiaali per vuosi (Mt CO_2 ekv.) eri laskentavaihtoehdoissa.

	2025	2030	2035	2040	2045	2050
ILMAVA 2035	-1,03	-1,18	-1,26	-0,46	-0,34	-0,22
ILMAVA 2050	-1,03	-1,18	-1,27	-1,36	-1,33	-1,30
ILMAVA turve 2050	-1,06	-1,25	-1,37	-1,50	-1,47	-1,44

5.4. Metsäkadon välttämisen ohjauskeinovalikoima

Maatalouskäyttöön raivattavan metsäalan päästövaikutus metsäkadossa oli KHK-inventaariossa vuosina 2009–2018 keskimäärin 54 % kaikista metsäkadon päästöistä. Siten kaikki toimet, joilla edesautetaan ruoantuotantoa ilman tarvetta metsien raivaamiseen pelloksi, tarkoittavat lisäpäästöjen syntymisen ehkäisemistä. 2010-luvun aikana metsäkato on hidastunut ja on nykyisin noin 10 000 ha vuodessa. Myös suometsien raivaaminen turvemaapelloiksi on vähentynyt (kuva 8). Myös koska esimerkiksi rehun ja lannan levitysalan tarve ovat karjatiloilla keskeisiä lisäpellon tarvetta ohjaavia tekijöitä, on raivaustahtiin todennäköisesti myötävaikuttanut maidon tuottajahinnan alentuminen vuodesta 2014, mikä on osaltaan heikentänyt maitotilojen investointien kannattavuutta.



Kuva 8. Uusien turvemaista raivattujen peltomaiden pinta-ala (ha) 2010–2018. Lähde: Kasvihuonekaasuinventaario (Tilastokeskus 2020).

Maatalouden rakennekehitys on ollut EU-aikana nopeaa ja tilakoon kasvaessa erityisesti maidontuotannossa on ollut tarve lisäpellolle. EU-jäsenyyden myötä aktiivimaatilojen keskipeltoala onkin kasvanut, mutta kasvukehitys on perustunut vuokraukseen ja hajallaan oleviin pieniin lohkoihin, jolloin yhtenäisten lohkojen koko on noussut hitaasti. Laajentavat tilat ovat myös raivanneet uutta peltoa läheltä tilakeskusta. Pellonraivauksen tarpeen loppuminen ei rakennekehityksen näkökulmasta näytä realistiselta lyhyellä tähtäimellä. Lisäksi maatilojen tilusrakenne on pirstoutunut yhä enemmän, sillä tuotannosta luopuvat tilat yleensä vuokraavat peltonsa jatkaville tiloille. Suomessa maa- ja metsätalouden kiinteistörakenne on keskeisiin kilpailijamaihin verrattuna epäedullinen. Ruotsissa maatalousmaan peruslohkojen keskikoko on 10 hehtaaria, Virossa 6 hehtaaria, mutta Suomessa vain 2,55 hehtaaria (Kankare 2020).

Keskeinen keino välttää raivausta on saada aktiiviviljelijät ja pellonomistajat yhdessä jatkuvasti kehittämään tilusrakennettaan muuttavassa toimintaympäristössä ja maanomistajarakenteessa. Tärkeimpinä keinoina tässä ovat viljelijälähtöiset tilusjärjestelyt, viljelijöiden väliset tilusvaihdot, pitkäaikaisemmat vuokrasopimukset sekä pelto- ja laajemmin maamarkkinoiden aktivoimiskeinot. Laajasti toteutuessaan nämä edistäisivät pellonkäytön optimoimista ja raivauksen

tarpeen vähenemistä aktiiviviljelyssä. Sulosen (2014) mukaan tilusjärjestelyissä mukana olleista vuokranantajista 23–40 % myi peltonsa tilusjärjestelyn aikana. Vuokranantajien myyntihalukkuutta voidaan nostaa erityisesti tilusjärjestelyjen yhteydessä, sillä aktiiviviljelijöiden vähentyessä pellon omistajuus ja sen viljely ovat eriytyneet toisistaan; yli 400 000 pellonomistajaa ei viljele peltojaan itse. Myynnin sijaan he usein vuokraavat ne aktiiviviljelijöille. Nykyään peltoalasta hieman yli kolmannes on vuokrapeltoa (37 % vuonna 2018; Niemi & Väre 2019).

Potkan (2016) mukaan tilusjärjestelyssä lohkokoko oli keskimäärin kaksinkertaistunut, eikä ollut 15 vuodessa heikentynyt, vaan kasvanut keskimäärin 6 %. Vaikutus on siten pysyväluonteinen. Valtiolla on tärkeä aktivoiva rooli maanvälitystoiminnalla (ns. maapankilla) tilusjärjestelytilanteissa (Hiironen ja Ettanen 2013). Vuokrapeltojen suuri osuus, maanomistajakunnan murros ja edelleen jatkuva tilakoon kasvu luovat edelleen hyvän pohjan peltomarkkinoiden aktivoimistoimien onnistumiselle. Tällä on myös myönteinen vaikutus pellon raivauksen välttämiselle.

Kiinteistörakenteen parantamisella saadaan myös monia hyötyjä ilmasto- ja energianäkökulmasta. Pelto- ja metsämaan vaihdot, lohkokoon kasvu ja keskittyminen tilakeskuksen läheisyyteen sekä tilusteiden parannukset järkevöittävät maatilojen liikennöintiä. Tämä vähentää polttoaine- ja konekuluja, säästää työaikaa sekä osaltaan parantaa liikenneturvallisuutta. Lisäksi tilusjärjestelyjen yhteydessä voitaisiin tuotannon kannalta vähämerkityksellisiä, kaukana sijaitsevia pieniä peltotilkkuja ohjata viljelyn jatkamisen sijasta metsitykseen. Maanviljelyn ulkopuolelle jääville peltolohkoille on mahdollista hakea joutoalueiden metsitystuesta.

Metsäkadon vähentäminen erityisesti turvemailla on ilmaston kannalta pääsääntöisesti hyödyllisempää kuin peltojen metsittäminen (Kärkkäinen ym. 2019). Metsitys voi olla kannattavaa erityisesti maan pohjoisosan paksuturpeisilla alueilla. Näillä alueilla metsityksen taloudellinen ilmastohyöty, laskettuna metsittämisen aikaansaaman päästövähennyksen vuotuisena arvona, vastaa peltojen keskimääräistä tilastoitua vuokratasoa. Pellon raivauksen hillitsemiseksi on ohjauskeinona esitetty myös erilaisia maksuja (Kärkkäinen ym. 2019). Tällaisia ovat esimerkiksi maankäytön muutokseen kohdistuva maksu tai peltomaalle asetettavat kasvihuone-kaasupäästöihin perustuvat hiilimaksut. Myös näiden yhdistelmä on mahdollinen. Maankäytön muutokseen kohdistuva maksu voitaisiin kohdistaa metsien kaikenlaiseen raivaukseen, siis myös metsämaan raivaamiseen yhdyskuntarakentamisen tarpeeseen. Kertyneet maksut olisi mahdollista käyttää rahoittamaan tehokasta kasvihuonekaasupäästöjen vähennystoimintaa, kuten metsitystä.

Metsäkadon välttämisen pääpaino tulisi olla paikallisen tason tilusrakenteen kehittämismahdollisuuksien edistämisessä. Kehittämismahdollisuudet liittyvät välittömien maatalousvaikutusten lisäksi vahvasti toimenpiteiden koettuun sosiaaliseen hyväksyttävyyteen, sekä aktiiviviljelijöiden että maanomistajien, mutta myös laajemmin alkutuotannon ympärillä toimivien yritysten (kuten urakoitsijat) ja paikallisten toimijoiden väliseen vuorovaikutukseen ja luottamukseen. Ovaska ja Rikkonen (2019) ehdottivat laajempaa mittaristoa arvioitaessa tilusjärjestelyiden pitkäaikaisia vaikutuksia. Mittaristossa arvioidaan ensinnäkin vaikutuksia paikallistalouteen mm. urakointiin, rakennusinvestointeihin, alueen työllisyyteen ja työpaikkoihin ja rakennekehityksen kiihtymiseen. Toiseksi arvioidaan vaikutuksia ympäristöön mm. maaseutumaisemaan, ravinnehuuhtoumiin, mahdollisiin päästövähennyksiin tai -lisäyksiin viljelystä (mm. raivaus), energian ja polttoaineen säästöön sekä monimuotoisuuteen. Monimuotoisuusvaikutuksissa huomioidaan mm. lohkojen yhdistämisen, suurentamisen ja pientareiden vähenemisen vaikutukset. Kolmanneksi arvioidaan sosiaalisia vaikutuksia maaseutuyhteisössä mm. osallistumisen, vuorovaikutuksen, muuttoliikkeen, kunnan ikäjakauman, verkostojen lisääntymisen, elinvoimaisuuden ja liikennöinnin paranemisen suhteen. Mittaristotarkastelun avulla voidaan arvioida myös paikallista valmiutta tilusrakenteen edistämistoimenpiteiden käytännön toteutukseen.

Ilmastotavoitteet tulevat olemaan aiempaa vahvemmin mukana kuntien kaikessa toiminnassa. Muun muassa rakentamisratkaisuja ja liikennejärjestelyjä suunnitellessa päästöjen vähentämisen ohella kiinnitetään huomiota toiminnan vaikutuksiin hiilivarastoihin ja -nieluihin. Kaavoituksella ja rakennuslupapäätöksillä ohjataan asuntorakentamisen sijoittumista ja asumisen tiiviyttä. Vuoden 2019 väestöennusteen mukaan väestönkasvu tulee hidastumaan (Tilastokeskus 2019), ja jo havaittu asuntokuntien keskikoon pieneminen (Suomen virallinen tilasto (SVT): Asunnot ja asuinolot) antavat viiteitä vähenevästä uudisrakentamistarpeesta ja asumistiiviyden lisääntymisestä.

Maantieverkostoa kunnostetaan henkilö- ja rahtikuljetusten nopeampien ja turvallisempien yhteyksien turvaamiseksi, tarkoittaen yleensä tielinjausten oikaisua ja leventämistä. Kevyenliikenteen väyliä rakennetaan maanteiden oheen liikenneturvallisuuden parantamiseksi. Myös rataverkkoa kunnostetaan ja oikaistaan tavoiteltaessa kaupunkien välisiä nopeampia yhteyksiä. Vuosittainen metsäala, joka jää näiden hankkeiden alle lienee suurimmillaankin noin 1000 hehtaaria vuodessa.

Energiantuotannon ja -siirron ratkaisut voivat aiheuttaa alueellista metsäalan vähenemistä. Metsäisillä alueilla tuulivoimaloiden (tuulipuistojen) rakentaminen väistämättä edellyttää metsän raivaamista varsinaiselle tuulivoimalalle mutta myös niiden rakentamiseen ja kunnossapitoon tarvittavan tieverkoston ja energiansiirtolinjojen rakentamista.

Metsälaki (1996/1093) ei aseta uudistushakkuu jälkeen uudistamisvelvoitetta ojitetuille puuntuotannollisesti vähätuottoisille turvemaille, joissa runkopuun vuotuinen kasvu on alle kuutiometrin hehtaarilla. Siten laki koskee sekä kansallisen määritelmän kitu- tai joutomaita. Vähätuottoisia ojitettuja soita on arvioitu olevan 0,5–1 miljoonaa hehtaaria (Laiho ym. 2016). Yhdennentoista valtakunnan metsien inventoinnin (VMI11) mukaan metsätalouden piiriin kuuluvia kitumaan virheellisesti ojitettuja soita on 0,4 miljoonaa hehtaaria, jotka lähes kokonaan sijaitsevat Pohjois-Suomessa (Korhonen ym. 2017). Metsäkadon kannalta merkityksellisiä ovat ne kitumaan suot, jotka kasvihuonekaasuinventaariossa puuston latvuspeittävyyteen ja pituuteen perustuvan luokituksen mukaan ovat metsämaata. Teoreettisesti metsäkato voi kohdistua tuolle 0,4 miljoonan hehtaarin alalle. Mikä osa näistä ennallistuu hiljalleen ajan kuluessa ja mille osalle suunnataan aktiivisia toimenpiteitä jää nähtäväksi. Laihon ym. (2016) esittämä jatkokäyttö turvetuotannossa voidaan ainakin sulkea pois.

Timonen (2020) selvitti maankäytönmuutosmaksun ohjausvaikutusta hillitä metsien raivaamista rakentamiseen. Selvityksessä todetaan, että metsää tulee edelleen siirtymään rakennetuiksi alueiksi, mutta sitä tulisi välttää seuraavilla keinoilla:

- rakentaminen muualle kuin metsään aina kun se on mahdollista
- yhdyskuntarakennetta eheyttävä rakentaminen
- hiilivaraston ja hiilinielun säilyttäminen rakennuspaikalla, vaikka maankäyttö muuttuukin
- metsäalan säilyttäminen kompensoimalla metsään rakentaminen vastaavin metsänistutuksin
- mahdolliset muut kompensaatiotoimet ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi.

Timonen (2020) arvioi maankäytönmuutosmaksun maksun ohjausvaikutuksen jäävän hyvin pieneksi ja kustannustehottomaksi, kun arvioinnissa tarkastellaan maksun kohdentamiseen, maksajaan, maksun perintään, maksun saajaan, hintaan ja maksun suuruuteen liittyviä näkökohtia. Vaihtoehtoina esiin tuodaan kompensaatiomaksut, jotka voivat olla lakiin perustuva muuttamislupajärjestelmä, markkinalähtöinen haitan aiheuttajan ja kompensaation tuottajan välinen

sopimus tai lainsäädäntöön perustuva vahva ohjaus ilmastonmuutoksen hillinnän ja metsäkadon vähentämisen ottamiseksi huomioon rakentamisessa ja maankäytön suunnittelussa.

5.5. Metsäkadon välttämisen vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Metsäkatoa hillitsemällä säilytetään metsän tarjoamat ekosysteemipalvelut puuntuotannosta maisema-arvoihin ja monipuolisiin säätelypalveluihin (hiilen sidonta ja pohjaveden muodostuminen). Metsäympäristöjen säilyttäminen metsinä turvaa metsäluonnon monimuotoisuutta ja elinympäristölle tyypillisen lajiston säilymisen. Suomen maapinta-alasta valtaosa on metsää ja metsäkato ei ole merkittävimpiä lajiston uhanalaistumista aiheuttavia tekijöitä. Kuitenkin paikallisesti metsän hävittäminen voi vaarantaa uhanalaisen lajin elinympäristön ja siksi esimerkiksi liito-oravan elinympäristönä käyttämät metsät tulee säilyttää. Etenkin Etelä-Suomessa kaupunkimetsiä on tyypillisesti hoidettu jo pitkään ensisijaisesti virkistys- ja monimuotoisuustavoitteiden ohjaamina, ja ne ovat usein erityisen arvokkaita molemmista näkökulmista (Korhonen ym. 2020). Kaupunkimetsillä voi olla myös suuri merkitys elinympäristöjen kytkeytyneisyydelle.

Metsän muuttaminen pelloksi ja rakennetuksi maaksi tarkoittaa puuston poistamista ja maaperän muokkaamista tai järeämpiä maanrakennustoimenpiteitä, joilla on negatiivisia vaikutuksia vesistöihin lisääntyneen kiintoaine- ja ravinnekuormituksen vuoksi. Metsäkatoa hillitsemällä pienennetään näitä negatiivisia ympäristövaikutuksia millä voi olla paikallisesti vesistön tilaan huomattava vaikutus.

Ohjaamalla maankäyttöä siten, että metsäkato vältetään, voidaan välillisesti pienentää myös liikkumisen aiheuttamia kasvihuonekaasupäästöjä, jos uudisrakentaminen ohjataan toimivan infrastruktuurin ja joukkoliikenneyhteyksien tuntumaan ja viljelijän tarvitsemat lisäpellot järjestellään tilan lähiympäristöstä ja koneiden siirtomatkat vähenevät.

6. Metsänlannoitus

6.1. Taustaa ja nykytila

Ravinnelisäykset vaikuttavat puuston kasvuun parhaiten siellä missä muut kasvutekijät, kuten vesi ja lämpötila, eivät ole ensisijaisia kasvua rajoittavia tekijöitä. Ojitetuilla turvemailla puuston kasvua rajoittaa yleensä pääravinteiden fosforin (P) ja kaliumin (K) sekä mahdollisesti myös hivenravinteiden (B) niukkuus suhteessa typpeen (N) (Moilanen ym. 2002, Moilanen 2005, Moilanen ym. 2010). Tyypillisiä ravinne-epätasapainokohteita ovat alun perin paksuturpeiset vähäpuustoiset rämeet, joilla kasvu voi ravinnepuutoksen vuoksi taantua tasolle, joka on huomattavasti alle potentiaalisen tason. Tällaisia ojitusalueita on arvioitu olevan jopa 2 milj. ha.

Kivennäismailla puuston kasvua rajoittava ravinne on yleensä typpi. Maaperän typpi on suurimmaksi osaksi sitoutunut maan orgaaniseen ainekseen ja vain pieni osa on kasveille käyttökelpoista. Metsänkasvatuksessa parhaita lannoituskohteita kivennäismailla ovat kuivahkojen, tuoreiden ja lehtomaisten kankaiden havupuustot. Lannoitettavaksi sopivillakin kohteilla puuston kasvun vaste lannoitukseen vaihtelee paljon (Ilvesniemi & Kukkola 2017). Kun typpilannoitus tehdään oikea-aikaisesti lannoitukseen soveltuvilla kohteilla välttäen N2O päästöt, on puuston kasvunlisäyksestä johtuva hiilinielu suurempi kuin lannoitetuotannon ja käytön aiheuttamat päästöt (Routa ym. 2012).

Puutuhka on erinomainen lannoite turvemaiden metsissä, sillä se ei sisällä typpeä, mutta sisältää kaliumin ja fosforin ohella puun kasvulle tarpeellisia hivenaineita sekä kalsiumia. Kalsium vähentää maan happamuutta ja vilkastuttaa mikrobitoimintaa. Tästä syystä tuhkalla on pitkäaikainen maan ominaisuuksia parantava vaikutus. Lannoituskokeissa tuhkan käytöllä on voitu nostaa puuston kasvun tasoa 1,3–9-kertaiseksi 25–50 vuoden ajaksi (Moilanen ym. 2004, Hökkä ym. 2012). Mitä runsastyppisempi suo on ja mitä äärevämpi ravinnetilanne on typen ja muiden ravinteiden osalta, sen suurempi on lannoituksen tuottama absoluuttinen ja suhteellinen lisäkasvu (Moilanen ja Hökkä 2009). Tuhkalannoitus näyttää lisäävän rämemännikön kasvua suhteellisesti yhtä paljon niin Keski-Suomessa kuin Keski-Lapissakin (Moilanen 2005). Myös niukkatyppisillä ojitusalueilla tuhkalannoitus voi johtaa pitkäaikaiseen 1–2 m^2 ha^{-1} v^{-1} kasvun lisäykseen (Veijalainen 2000, Sikström ym. 2010).

Tuhkaa syntyy tällä hetkellä polttolaitoksissa arviolta yli 600 000 tonnia vuodessa. Jos käytetään tavallista 3–5 tonnin tuhka-annosta per ha, em. määrä riittää 200 000–120 000 ha lannoitukseen vuodessa. Vain pieni osa tuhkasta kuitenkin käytetään metsälannoitteiden valmistukseen nykyisin. Osa tuhkasta on toki laadultaan sellaista, että se ei sellaisenaan sovikaan lannoitekäyttöön. Liian suuri turpeen tuhkan osuus edellyttää kaliumin lisäystä jossain muodossa. Metsänlannoitukseen tarkoitettu tuhka on rakeistettua, mikä jonkin verran hidastaa ravinteiden vapautumista ja puuston kasvun lisäystä verrattuna irtotuhkaan, mutta samalla todennäköisesti lisää vaikutusaikaa (Hytönen ja Hökkä 2020).

Vuonna 2019 metsien terveyslannoituksia tehtiin noin 14 000 hehtaarilla ja kasvatuslannoituksia noin 46 000 hehtaarilla, ml. kivennäismaat ja turvemaat (Suomen virallinen tilasto 2020) (Taulukko 15).

Taulukko 15. Viime vuosien tilastoidut lannoituspinta-alat kivennäismailla ja turvemailla yhteensä (Suomen virallinen tilasto 2020).

Vuosi	Terveyslannoitus[a], ha	Kasvatuslannoitus[b], ha
2015	29 044	12 842
2016	13 192	33 844
2017	15 075	35 287
2018	15 384	45 824
2019	14 011	45 774

[a)] *Terveyslannoituksen* ensisijainen tarkoitus on maan ravinnetasapainon korjaaminen.
[b)] *Kasvatuslannoituksen* ensisijainen tarkoitus on puuston kasvun lisääminen.

6.2. Päästövähennysarvion menetelmät ja tausta-aineisto

6.2.1. Tuhkalannoitus

Tuhkalannoituksen potentiaalia tutkittiin havupuuvaltaisilla metsämaan ojitetuilla turvemailla. Tarkastelut tehtiin Etelä – Pohjois-Suomi -jaolla (Taulukko 16) käyttäen Valtakunnan metsien 12. inventoinnin (VMI12) aineistoa vuosilta 2014–2018. Poikkeuksena tähän oli Ylä-Lappi, mistä viimeisin inventointitieto on 11. inventoinnista (VMI11) vuosilta 2009–2013.

Taulukko 16. Aluejako tuhkalannoituslaskelmissa.

Alue	Maakunta
Etelä	Etelä-Karjala
	Etelä-Savo
	Kanta-Häme
	Keski-Suomi
	Kymenlaakso
	Pirkanmaa
	Päijät-Häme
	Satakunta
	Uusimaa
	Varsinais-Suomi
	Ahvenanmaa
	Etelä-Pohjanmaa
	Keski-Pohjanmaa
	Pohjanmaa
	Pohjois-Karjala
	Pohjois-Savo
Pohjoinen	Pohjois-Pohjanmaa
	Kainuu
	Lappi

Pinta-alat jaoteltiin turvekangastyypeittäin ja kehitysluokittain. Näille estimoitiin nykyiset keskitilavuudet ja -kasvut. Turvekangastyyppien pinta-alat laskettiin myös pääpuulajin ja turpeen paksuuden mukaisesti ohut- ja paksuturpeisiin luokiteltuna (rajana 30 cm). Turpeen paksuutta käytettiin osoittamaan sitä pinta-alaa, missä lannoitus on ensi sijassa tarpeen. Tutkimusten mukaan paksuturpeisilla soilla on puutetta kaliumista ja fosforista ja tuhkalannoitus tuottaa näillä kasvupaikoilla merkittävän lisäkasvun (Moilanen 2005). Kehitysluokittaista keskikasvua käytettiin kunkin ositteen kasvun vertailutasona ilman lannoitusta.

Tuhkalannoituksen tuottama kasvunlisä on arvioitu Etelä- ja Pohjois-Suomelle erikseen sekä koko maalle yhteensä. Tässä arviossa potentiaalinen tuhkalannoitukseen soveltuva ala on paksuturpeisten kasvupaikkojen pinta-alaosuus turvekangastyypin, pääpuulajin ja kehitysluokan mukaan jaoteltuna. Tämä ei koske karuimpia rämeitä (varpu- ja jäkäläturvekangas), jotka ovat kaikki paksuturpeisia. Niiden lannoitusalan osuudeksi on oletettu 50 % em. potentiaalisesta alasta.

Tuhkalannoituksen tuottama lisäkasvu on arvioitu sijainnin (etelä, pohjoinen), pääpuulajin, kehitysluokan, keskitilavuuden ja turvekangastyypin pohjalta perustuen tuhkalannoituskokeista saatuihin tuloksiin (Moilanen ym. 2005, Hökkä ym. 2012, Moilanen ym. 2015). Lisäkasvussa on pyritty ottamaan myös huomioon lannoittamattoman vertailukasvun nykyinen taso, joka osin on kohonnut aiempien lannoitusten tuloksena. Keskitilavuuden avulla kasvureaktion suuruutta korjattiin alaspäin tilavuudeltaan suurissa puustoissa, koska niissä reaktio jää alemmaksi. Lannoitukset kohdennettiin vain nuoriin ja varttuneisiin kasvatusmetsiin (kehitysluokat 3 ja 4). Niissä lannoitus nostaa tilavuuskasvua voimakkaimmin. Em. pinta-alaositteille (Etelä- ja Pohjois-Suomi, kasvupaikat, pääpuulaji, kehitysluokat) laskettiin kokonaiskasvu ilman tuhkalannoitusta vertailukasvuksi. Kokonaiskasvu tuhkalannoituksen jälkeen on laskettu ositteen pinta-aloittaisen referenssikasvun ja tuhkan tuottaman lisäkasvun summana. Tässä arviossa ei ole otettu huomioon referenssikasvun tason muutosta ajassa.

Lisäkasvun ajallista jakaumaa on arvioitu lähinnä lannoitteen ominaisuuksien ja kasvupaikan mukaan. Koska raetuhkan vaikutus on hidas (Hytönen & Hökkä 2020), ensimmäisellä 10-vuotiskaudella oletetaan kasvureaktion olevan 50 % arvioidusta keskimääräisestä lisäkasvusta ja vasta 10. vuoden jälkeen 100 %. Karujen rämeiden (Ptkg I – Jätkg) tiedetään reagoivan hitaammin (Hytönen & Hökkä 2020), joten ensimmäisen 10-vuotiskauden aikana reaktio on 30 %, seuraavalla 100 %.

Turpeen paksuuden ja kehitysluokkien 3 ja 4 valinnan perusteella määritetty potentiaalinen lannoituspinta-ala on 53 % (1,89 milj. ha) ojitettujen havupuuvaltaisten metsämaan soiden kokonaisalasta. Jos tässä arviossa mukana olevalla pinta-alalla kaikki lannoitukset olisi tehty, puuston lisäkasvu olisi 2,88 milj. m^3 vuodessa, mikä vuoteen 2035 mennessä tuottaisi lisää puuta 43,13 milj. m^3. Nykyisin tuhkalannoituspinta-ala on vain noin 10 000 ha vuodessa.

Tässä tutkimuksessa arvioitiin tuhkalannoituksen potentiaalista ilmastovaikutusta kolmessa vaihtoehtoisessa skenaariossa:

1. lisälannoituksia 30 000 ha/v vuodesta 2021 eteenpäin,
2. lisälannoituksia 30 0000 ha/v vuodesta 2021 vuoteen 2025 ja sen jälkeen lisälannoituksia 60 000 ha/v vuosina 2026–2035, ja
3. lisälannoituksia 30 000 ha/v vuodesta 2021 vuoteen 2025 ja sen jälkeen lisälannoituksia 100 000 ha/v vuosina 2026–2035.

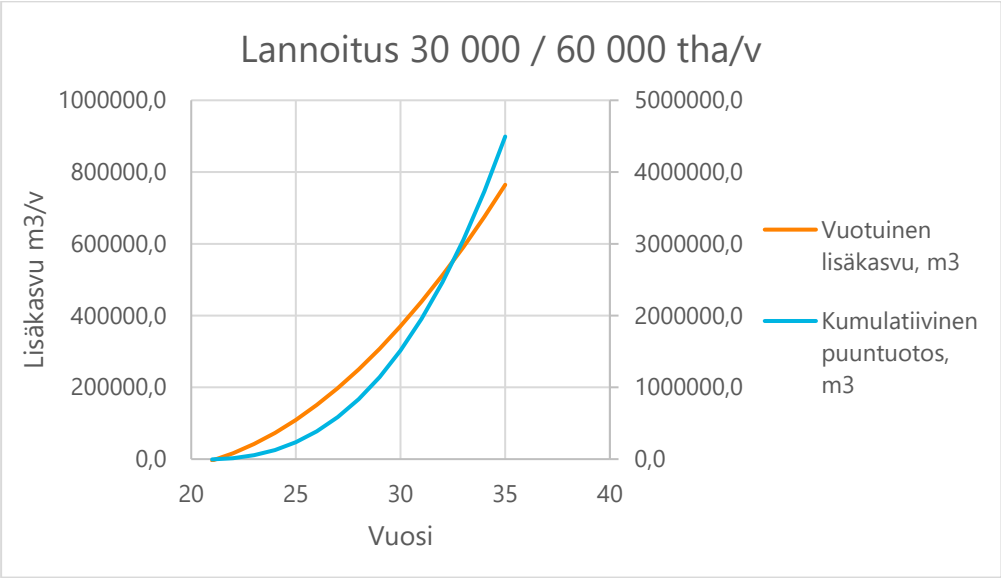
Skenaario 1 tuottaa kumulatiivisesti vuoteen 2035 mennessä noin 3,16 milj. m^3 lisää puuta, skenaario 2 noin 4,41 milj. m^3 ja skenaario 3 noin 6,08 milj. m^3 (Taulukko 17). Edellä mainittu

laskennallinen potentiaali, joka muodostuu olettamalla turvemaiden kasvatusmetsät kauttaaltaan lannoitetuiksi yli 10 vuotta sitten, on huomattavan paljon suurempi (43,13 milj. m^3). Ero selittyy pitkälti sillä, että esimerkiksi skenaarion 1 mukaisella 30 000 ha vuosittaisella lannoituspinta-alan lisäyksellä saadaan 15 vuodessa lannoitettua vasta 32 % potentiaalisesta pinta-alasta, eikä edes skenaariolla 3 päästä kuin 69 %:iin. Tuhkalannoituksen puuston hiilinielua lisäävä vaikutus arvioitiin KHK-inventaarion biomassan muuntokertoimien (Liite 1) avulla siten että lisäkasvusta noin 66 % kohdistui Etelä-Suomeen ja lisäksi oletettiin, että lisäkasvu jakaantui siten, että mäntyjen osuus oli 87 % ja kuusien 13 %.

Raetuhkalannoituksen vaikutus puuston kasvuun on kuitenkin myös hidas ja kiihtyy voimakkaasti vasta toisella 10-vuotisjaksolla (Kuva 9). Siitä syystä kaikkien skenaarioiden vaikutus ensimmäisen 5 vuoden aikana jää varsin vähäiseksi. Toinen syy on muun metsähoidon (harvennukset) mahdollinen lisävaikutus kasvuun, jota tällä tarkastelulla ei voida ottaa huomioon. Yksi syy on myös VMI:n aineistosta mitatut suopuustojen nykykasvut, jotka ovat varsin korkeita. Tällöin tuhkalannoituksella ei voida kovin merkittävästi kasvua lisätä. Todennäköisesti aiemmin toteutetut PK- ja tuhkalannoitukset näkyvät osin edelleen nykypuuston kasvussa. Tuhkalannoituksen etu on kutenkin se, että hyvälaatuisen raetuhkan vaikutus kestää 30–40 vuotta, ilman että 10 vuoden jälkeen saavutettu kasvun taso juurikaan laskee.

Taulukko 17. Vuotuisen lannoituspinta-alan lisäyksen vaikutus puuston keskimääräiseen vuotuiseen kasvuun 5-vuotisjaksoittain sekä yhteensä 15 vuoden aikana. Viimeisessä sarakkeessa vuodelle 2035 ennustettu lisäkasvu.

Lannoitusala, ha/v	Lisäkasvut m^3/v keskim. 5-vuotisjaksoilla			Lannoituksella saatu puumäärän lisäys yhteensä m^3 15 v, 2021–2035	Lisäkasvu vuonna 2035, m^3
	2021–2025	2026–2030	2031–2035		
30 000	41 986	181 836	409 132	**3 164 773**	524 000
30 / 60 000	41 986	250 025	590 969	**4 414 899**	764 000
30 / 100 000	41 986	340 943	833 417	**6 081 733**	1 070 000



Kuva 9. Skenaarion 2 (30 000 ha lisää 5 vuoden ajan, sen jälkeen 60 000 ha lisää 10 vuoden ajan) ennustettu vaikutus puuston vuotuiseen kasvuun ja kumulatiiviseen puuntuotokseen vuoteen 2035 mennessä.

6.2.2. Kangasmetsien kasvatuslannoitus

Kangasmetsien typpilannoituksen vaikutuksia puuston kasvuun ja puustoon sitoutuneen hiilen määrään tarkasteltiin puuston kehityssimulointeihin perustuvalla skenaarioanalyysillä. Simulointien lähtöaineiston muodostivat VMI12 koealat. Skenaariolaskelmat kattoivat kaikki Suomen metsät (pl. Ylä-Lappi). Skenaarioissa metsätalouden toimenpiteet kohdistettiin rajoittamattomassa puuntuotannossa oleville alueille.

Laskelmien puustokehitysennusteet toteutettiin Motti-simulointeina (Huuskonen ym. 2020). Kunkin koealan edustaman metsikön pitkän ajan kehitys ennustettiin useilla erilaisilla kasvatusvaihtoehdoilla. Vaihtoehtojen joukosta valittiin lineaarisella optimoinnilla skenaariokohtaiset optimiratkaisut maakunnittain (yksi simulointitulos kullekin koealapuustolle ja sen edustamalle kokonaispinta-alalle skenaarioittain).

Simuloiduissa kasvatusvaihtoehdoissa kangasmetsien lannoitukset kohdennettiin tuoreen kankaan männiköihin ja kuusikoihin sekä kuivahkon kankaan männiköihin. Lannoitukset ajoittuivat kunkin metsikön (VMI-koeala) kehityksen mukaisiin ajankohtiin siten, että lannoitukset tehtiin 5 vuotta harvennushakkuun jälkeen, 1–2 kertaa kiertoajalla.

Kangasmetsien lannoitustarkastelun lähtökohdaksi otettiin em. skenaariolaskelmien maakunnittaiset skenaariot, joissa metsänhoitoon sisältyi lannoituksia. Vertailupareiksi näille alkuperäisille skenaarioille laskettiin vastaavat skenaariot ilman lannoituksia. Erot puuston kasvuissa näiden ratkaisujen välillä kuvaavat lannoitusvaikutusta koko aineistossa.

Lannoitustarkastelussa arvioitiin kangasmaiden typpilannoituksen vaikutusta puuston kasvuun (hiilensidontapotentiaali), olettaen että lannoituksia lisättäisiin nykytasosta seuraavien oletusten mukaisesti:

1. lisälannoituksia 30 000 ha per vuosi, vuoteen 2035
2. lisälannoituksia 30 000 ha per vuosi (5 v.) ja 60 000 ha per vuosi (10 v.), vuoteen 2035.

Tulosten mukaan vuotuisen lannoituspinta-alan kasvattaminen 30 000 hehtaarilla tuottaisi n. 5,6 milj. m^3 lisää puuta vuoteen 2035 mennessä. Lisälannoitusalan ollessa ensimmäiset 5 vuotta 30 000 ha ja sen jälkeen 60 000 hehtaaria, saataisiin n. 9,2 milj. m^3 lisää puuta vuoteen 2035 mennessä (Taulukko 18). Tarkastelujakson lopussa ensimmäisen vaihtoehdon mukainen lisäkasvu on noin 0,27 milj. m^3 vuodessa (viimeinen 5-vuotisjakso 2031–2035 keskimäärin) ja jälkimmäisessä vaihtoehdossa noin 0,54 milj.m^3 vuodessa. Typpilannoituksen puuston hiilinielua lisäävä vaikutus arvioitiin KHK-inventaarion biomassan muuntokertoimien (Liite 1) avulla siten että lisäkasvusta keskimäärin noin 70–80 % kohdistui mäntyihin alueesta riippuen ja loput kuusiin.

Lannoituksen kasvua lisäävä vaikutus on kuusikoissa pidempi kuin männiköissä. Vaikutus on suurimmillaan ensimmäiset 5 vuotta lannoituksesta ja alentuu sen jälkeen vähitellen. Näin ollen 15 vuoden tarkastelujaksolla ensimmäisellä 5-vuotisjaksolla tehtyjen lannoitusten vaikutus tulee 15 vuoden tarkastelujaksoon mukaan kokonaisuudessaan, kun vastaavasti viimeisen 5-vuotisjakson lannoitusten vaikutus on vasta alkamassa. Vaihtelu 5-vuotisjaksojen välillä aiheutuu lannoitusten kohdentumisesta puuston kehityksen mukaisiin ajankohtiin lannoitustarkastelun taustalla olevissa skenaarioissa.

Taulukko 18. Vuotuisen lannoituspinta-alan lisäyksen kohdentuminen tuoreille- (MT) ja kuivahkoille kankaille (VT) sekä lannoituksen vaikutus puuston kasvuun VMI-aineistoon ja Motti-simulointeihin perustuvan skenaariolaskelman mukaan.

		Lisälannoitusala, ha/v			Lisäkasvu, m³/v (5 v. jaksolla)			Lannoituksella saavutettu lisäys yhteensä, m³ (15 v)
		2021–2025	2026–2030	2031–2035	2021–2025	2026–2030	2031–2035	2021–2035
Skenaario 1	MT	16 762	23 365	19 062	199 538	324 843	187 778	3 560 793
	VT	13 238	6 635	10 938	195 367	123 931	83 421	2 013 597
	Yht.	30 000	30 000	30 000	394 905	448 774	271 199	5 574 391
Skenaario 2	MT	16 762	46 730	38 124	199 538	649 686	344 637	5 969 304
	VT	13 238	13 270	21 876	195 367	247 863	197 760	3 204 951
	Yht.	30 000	60 000	60 000	394 905	897 549	542 397	9 174 255

6.3. Lannoitusten potentiaalinen vaikutus puuston hiilinieluun

Tuhkalannoituksen osalta arviotiin, että vuosittaisen lannoituspinta-alan lisääminen 30 000 hehtaarilla nykyisten pinta-alojen lisäksi vuoteen 2025 saakka ja sen jälkeen pinta-alan lisääminen edelleen 100 000 ha per vuosi toisi vuonna 2035 noin 1,07 milj. m³ lisäkasvun verrattuna tilanteeseen, jossa tuhkalannoitusta ei lisätä nykytasosta. Tuhkalannoituksen lisääminen vahvistaa metsien nielua vuonna 2035 noin 1,2 Mt CO_2.

Kangasmaiden kasvatuslannoituksilla skenaariossa, jossa tehtiin lisälannoituksia 30 000 ha per vuosi vuoteen 2025 saakka ja sen jälkeen 60 000 ha per vuosi vuoteen 2035 saakka saatiin vuoden 2035 lisäkasvuksi 0,54 milj. m³, joka lisää hiilinielua noin 0,62 Mt CO_2 vuosittain.

6.4. Lannoituksen vaikutukset ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Tuhkalannoitus

Tuhkalannoitus on vesistöjen kannalta suhteellisen haitaton toimenpide (Tulonen ym. 2002, Piirainen ym. 2013). Lentolevityksenä toteutetuissa lannoituksissa noin 3 % lannoitteista joutuu kuitenkin ojiin (Silver ja Saarinen 2007), jolloin ravinteita voi huuhtoutua vesistöihin. Lannoituksen vesiensuojelukeinoina ojitusalueilla mainitaan yleisesti, että käytetään vain hidasliukoisia lannoitteita ja jätetään lentolannoituksessa suojavyöhyke lannoitusalueen ja vesistön välille. Raetuhka täyttää hyvin edellytykset hidasliukoisen lannoitteen käytöstä. Tuhkan lentolevityksessä suojavyöhykevaatimus ei toteudu, koska ojien varrelle ei suojakaistaa voida jättää ja ojat ovat yleensä suorassa yhteydessä vesistöihin.

Tuhkalannoitus edistää maan biologista aktiivisuutta ja ravinteiden vapautumista samalla, kun se lisää puiden ravinteidenottoa edistävien sienijuurisienien määrää pintaturpeessa (Peltoniemi

ym. 2016). Tuhkalannoituksen vaikutuksia turvemaiden maaperän kasvihuonekaasupäästöihin on tutkittu eniten metsänkasvatuskelvottomilla soilla, jotka eivät ole nykyisin lannoituksen ensisijaisia kohteita. Lisätutkimus lannoituksen pitkän aikavälin vaikutuksesta turpeen hävikkiin ja siitä aiheutuviin CO_2-päästöihin on kuitenkin tarpeen erityisesti runsaspuustoisilla ja ravinteikkailla kasvupaikoilla. Lannoitus parantaa ravinteiden saatavuutta, mikä edistää puiden kasvun lisäksi myös maaperän hajottajien toimintaa (Moilanen ym. 2002, 2012, Saarsalmi ym. 2014).

Suokasvillisuuden reaktio tuhkalannoitukseen riippuu levitetyn tuhkan määrästä ja kasvupaikan alkuperäisestä ravinteikkuudesta (Huotari 2012). Metsäsammaleet sekä jäkälät kärsivät lannoituksesta, ja suora kontakti lannoitteeseen, esimerkiksi irtotuhkaan, voi tappaa ne (Huotari 2012). Ojituksen ja lannoituksen vaikutus yhdessä saattaa olla suurempi kuin kummankaan toimenpiteen vaikutus erikseen (Aapala ym. 2013), mikä voi johtua siitä, että ojituksen kuivattava vaikutus tehostaa lannoitteen vaikutusta (Heiskanen ym. 2020).

Kangasmaiden typpilannoitus

Lannoitus muuttaa maan mikrobiyhteisöä ja sen toimintoja. Kangasmaiden typpilannoitus vähentää mikrobien kokonaisbiomassaa ja muuttaa sienien osuutta suhteessa bakteerien osuuteen: erityisesti mykorritsasienet vähenevät typpilannoituksen seurauksena (Smolander ym. 1994, Treseder 2008, Bahr 2013).

Typpilannoitus lisää maan ammoniumtypen pitoisuutta ja myös typen mineralisaatiota eli ammoniumtypen vapautumista orgaanisesta ainesta. Tämän vuoksi typpilannoitus voi lisätä osalla kasvupaikoista nitrifikaatiota eli nitraattitypen tuottamista ammoniumtypestä. Kuitenkin osalla kasvupaikoista nitrifikaatio kiihtyy vasta kun happamuutta lievennetään kalkituksella tai tuhkalannoituksella (Martikainen 1984, 1985, Martikainen ym. 1989, Smolander ym. 1995). Nitraattityppi on altis huuhtoutumiselle toisin kuin maahan pidättyvä ammoniumtyppi. Kiihtynyt nitrifikaatio voi lisätä myös kaasumaisten typen oksidien (esim. N_2O) muodostumista joko sivutuotteenaan tai denitrifikaatiossa, jonka lähtöaine on nitraatti.

Joko lannoitteen oma typpi tai sen johdosta kiihtynyt nitraattitypen muodostuminen lisää siis riskiä ympäristö- ja ilmastovaikutuksille. Riski johtuu maanesteen typpipitoisuuden hetkellisestä kohoamisesta niin korkeaksi, etteivät kasvit tai mikrobit ennätä ottamaan kaikkea 'irrallista' tai maahan pidättymätöntä typpeä. Kangasmailla typpilannoituksen aiheuttamat typpihäviöt lienevät lieviä, mutta riskin torjumiseksi lannoituksen oikea kohdentaminen ja ajoittaminen on tärkeää (Smolander 2018). Riskiä pienentää myös puuston typen ottotavan huomioiva, hitaasti maanesteeseen typpeä vapauttava lannoite verrattuna nykyisiin nopealiukoisiin typpilannoitteisiin (Smolander ym. 2019).

Kangasmaiden typpilannoitusta pidetään tehokkaana keinona lisätä maan hiilivarastoa (Prescott 2010, Hedwall ym. 2014, Sponseller ym. 2016). Varaston lisääntymiseen on kaksi syytä. Ensinnäkin karikesyöttö maahan lisääntyy. Toinen tärkeä syy on hiilen hajoamisen hidastuminen, jolloin orgaanista ainetta ja hiiltä alkaa kertyä paksuuntuvaan humuskerrokseen (esim. Smolander ym. 1994, Saarsalmi ym. 2014). Muutoksen syyt lienevät moninaiset, mutta yhtenä syynä hajoamisen hidastumiseen pidetään ligniinin hajoamisen hidastumista sitä hajottavien entsyymien estyessä. Typpilannoitus aiheuttaa muitakin muutoksia karikkeen orgaanisen aineen koostumuksessa: parantuneessa ravinnetilanteessa puu sijoittaa resurssinsa kasvuun, jolloin suoja-aineiden tuotto voi vähentyä. Sekin saattaa vaikuttaa maan hiilen ja ravinteiden kiertoon (esim. Smolander ym. 2012).

Metsämaan palautumista typpilannoituksen jälkeen on tutkittu vähän ja tyypillisimmillään useiden lannoituskertojen ja/tai suurien määrien lannoitusmäärien jälkeen. Osa maan ominai-

suuksista ja maamikrobiston biodiversiteetistä näyttää vastaavan lannoittamattoman maan tilannetta 10–20 vuoden kuluttua lannoituksesta, mutta joissakin maan ominaisuuksissa ja mikrobiryhmissä lannoituksen vaikutus näkyy vielä (Högberg ym. 2011, 2014a,b). Kuitenkin tutkimustulosten perusteella Högberg ym. (2017) päättelivät katsauksessaan, että Fennoskandian typpirajoitteiset metsät palautuvat hyvin ennalleen metsänlannoituksessa käytettävistä lannoitemääristä suhteellisen lyhyessä ajassa.

Koska lannoitus kerryttää ravinteita metsäekosysteemiin, on aiheellista tarkastella tilannetta myös lannoitetun metsikön päätehakkuun jälkeen. Suomalaisessa tutkimuksessa ei havaittu viljavan kuusikon aiemmalla toistetulla typpilannoituksella selvää vaikutusta maan ominaisuuksiin tai typen huuhtoutumiseen heti avohakkuun jälkeisinä vuosina (Smolander ym. 1998, 2000). Ruotsissa sekametsikön aiempi typpilannoitus näkyi 10-vuotiaan taimikon kasvussa ja lievästi myös huuhtoutumiselle alttiin typen määrissä (From ym. 2015). Ympäristövaikutusten kannalta oleellista lienee, ettei metsikköä hakata liian pian typpilannoituksen jälkeen vaan metsikön annetaan palautua typpirajoitteiseen tilaan samalla ottaen puuston kasvunkin kannalta täysi hyöty lannoitteesta. Lisäksi päätehakkuun jälkeen alueelle on hyvä saada nopeasti elinvoimainen ja tasainen taimikko.

Typpiyhdisteitä voi joutua vesistöihin, mikäli typpi ei ole sitoutunut kasvillisuuteen tai muihin eliöihin eikä ole pidättynyt maahan. On arvioitu, ettei typpirajoitteisten kangasmetsien lannoitus kohtuullisilla lannoiteannoksilla ja kohtuullisille pinta-aloille juurikaan lisää typen valuntaa vesistöihin. Typen valunta vesistöihin voi kuitenkin moninkertaistua, mikäli on lannoitettu kerralla suuria pinta-aloja ja esim. rankkasateet kiihdyttävät valuntaa (Sponseller ym. 2016). Samoin on viitteitä, että kerralla annetut isot typpimäärät lisäävät typen huuhtoutumista enemmän kuin pienet usein annetut (Hedwall ym. 2014). Siis riski typen huuhtoutumiselle riippuu enemmän yksittäisen lannoitusannoksen suuruudesta kuin lisätyn typen määrästä sinänsä, mikä on loogista ajatellen puuston ja muun kasvillisuuden typenottoa ja typen pidätyskapasiteettia maahan. Levittämällä kohtuullinen lannoitusannos typpirajoitteiseen metsikköön riittävän monta vuotta ennen päätehakkuuta ei aiheuttane riskiä, mutta edellytyksenä on välttää jyrkkiä rinteitä ja avohakkuualojen, rantojen ja vesistöjen läheisyyttä valunnan minimoimiseksi (Smolander 2018).

Typpilannoituksen lisäksi metsämaan hiilivarastoa voi kartuttaa hyödyntämällä biologista typensidontaa (Mayer ym. 2020). Metsissämme kasvaa luontaisesti harmaa- ja tervaleppä, jotka elävät juurinystyräsymbioosissa ilmakehän typpikaasua (N_2) ammoniumtypeksi sitovan *Frankia*-bakteerin kanssa. Typpi vapautuu vähitellen lepän typpirikkaan karikkeen hajotessa eikä siten aiheuta äkillistä typpilisää maahan. Jo Prof. Peitsa Mikolan tutkimukset 1950- ja 1960-luvuilla osoittivat lepän pitkäaikaisen maata parantavan vaikutuksen (Smolander ja Saarsalmi 2015). Mikola ym. (1983) osoittivat, että lepikkoon tai lepikon jälkeen perustettu kuusikko kasvaa koko kiertoajan hyvin. Lepällä oli lisäksi edullinen vaikutus männyn kasvuun (Mikola 1966). Harmaalepän suosimisella tai sietämisellä voisi korvata kangasmetsien typpilannoituksen tarvetta ja Mikola (1966) suosittelikin leppäsekoituksen hyväksymistä havupuutaimikoissa niin kauan kunnes se nopeakasvuisena alkaa varjostuksellaan haitata pääpuulajin kasvua. Entisten kaskialueiden lepikkoja uudistettiin toisen maailman sodan jälkeen määrätietoisesti havupuille eikä harmaalepän maata parantavaan merkitykseen metsänkasvatuksessa ole kohdistunut sen jälkeenkään sanottavaa mielenkiintoa.

7. Puuston varhaiskehityksen ohjaaminen

7.1. Tausta ja nykytilanne

Metsänuudistamisen tavoitteena on saada aikaan nopeasti ja kustannustehokkaasti hyvin kasvava täystiheä taimikko. Maanmuokkauksella varmistetaan kasvatettavan puulajin hyvä kasvuun lähtö ja varhaiskehitys. Metsikön kiertoajan aikana puuston hiilivarasto on maanmuokkauksen myötä keskimäärin suurempi kuin muokkaamattomalla (Mjöfors ym. 2017). Kuitenkin maanmuokkauksella saatavat potentiaaliset puuston biomassan ja hiilivaraston lisäykset ovat lähivuosikymmenien kuluessa varsin niukat eikä vaikutuksia ole tässä tutkimuksessa tarkemmin arvioitu. Metsänuudistamisen ja maanmuokkauksen jälkeen maaperän hiilivarasto pienenee kunnes puusto on varttunut ja kasvillisuuden tuottama karikemäärä on jälleen suurempi kuin maaperän orgaanisen aineksen hajotessa vapautuva hiilimäärä.

Jalostetun siemenen käytön vaikutukset hiilensidontaan tulevat näkyviin vuosikymmenien viiveellä. Männyn laajasti käytössä olevalla ensimmäisen polven jalostetulla siemenviljelyaineistolla saatavaksi keskikasvun lisäykseksi kiertoaikana on arvioitu yli 10 % metsikkösiemenaineistoon verrattuna ja pidemmälle jalostetulla 1,5-polven aineistolla vastaava tuotoslisäys olisi yli 20 % (Haapanen ym. 2016). Kuusen ensimmäisen polven siemenviljelysaineiston keskimääräinen runkotilavuus 22–30 vuoden ikäisissä kuusen jälkeläiskokeissa on noin 20 % suurempi kuin jalostamattomilla vertailuerillä (Haapanen 2020). Jalostetun siemenen käytön vaikutukset hiilensidontaan jäävät kuitenkin ensimmäisten vuosikymmenien aikana varsin pieniksi, sillä taimikoiden hiilivaraston kasvu on alussa hyvin hidasta. Heinonen ym. (2018) ovat arvioineet jalostetulla taimiaineksella saavutettavaa kasvunlisäystä Suomessa olettaen, että jalostettua materiaalia, jolla saavutetaan 10 % kasvunlisäys käytettäisiin kivennäismaiden uudistamiskohteilla lukuun ottamatta kuivia ja sitä karumpia kasvupaikkoja, jotka uudistetaan luontaisesti. Jalostettu materiaalia käytettäisiin 30 vuoden aikana noin 4,4 miljoonalla hehtaarilla, mutta ensimmäisen 20 vuoden aikana saavutettava lisäkasvu ja puuston hiilivaraston lisäys olisi marginaalinen ja vuoteen 2050 mennessä vain noin 0,1 milj. m^3 vuodessa (Heinonen ym. 2018).

Taimikonhoidolla pyritään ohjaamaan metsikön kehitystä siten, että kasvatettavan puulajin taimikko hyödyntää kasvupaikan tuotoskyvyn tehokkaasti ainespuun tuotantoon. Nykyisin suositeltu menetelmä on hoitaa taimikot kahdessa vaiheessa, varhaisperkauksella ja taimikonharvennuksella. Tietoisella poikkeamisella nykyohjeistuksesta on jopa mahdollista kasvattaa hiilinieluja, esimerkiksi kasvattaa metsiköitä tiheämpänä. Tiheät hoitamattomat taimikot sitovat hiiltä tehokkaasti puustoon ja tuottavat runsaasti kariketta maan hiilivarastoa vahvistaen, kun puolestaan taimikonhoito tehostaa tukkipuun tuotantoa. Suurin puuntuotos saavutetaan, kun metsiä ei harvenneta (esim. Assmann 1970). Hoitamattomien taimikoiden kasvu kohdistuu suureksi osaksi kuitenkin puuaineeseen, jota ei pystytä hyödyntämään puunjalostuksessa tehokkaasti. Tämä käy ilmi tässä raportissa esitetyistä puuston tilavuuslaskelmista, jotka pohjautuvat Huuskosen ym. (2020) artikkelissa esittämään aineistoon.

7.2. Menetelmät ja tausta-aineistot

Tutkimuksen aineistona on valtakunnan metsien inventoinnista (VMI 11) kerätty poikkileikkaus taimikonhoitoon tulossa olevista taimikoista. Inventoinnissa mitatun puuston kasvu on ennustettu Motti-ohjelmistolla taimikonhoitovaiheesta eteenpäin kolmella taimikonhoitoskenaariolla: 1) taimikonhoitoa ei tehdä (EiTH), 2) varhaisperkaus ja taimikonharvennus tehdään ajallaan (TH) ja 3) taimikonhoidon toteutusmäärä vastaa nykytasoa (NYK). Muu metsänhoito ja

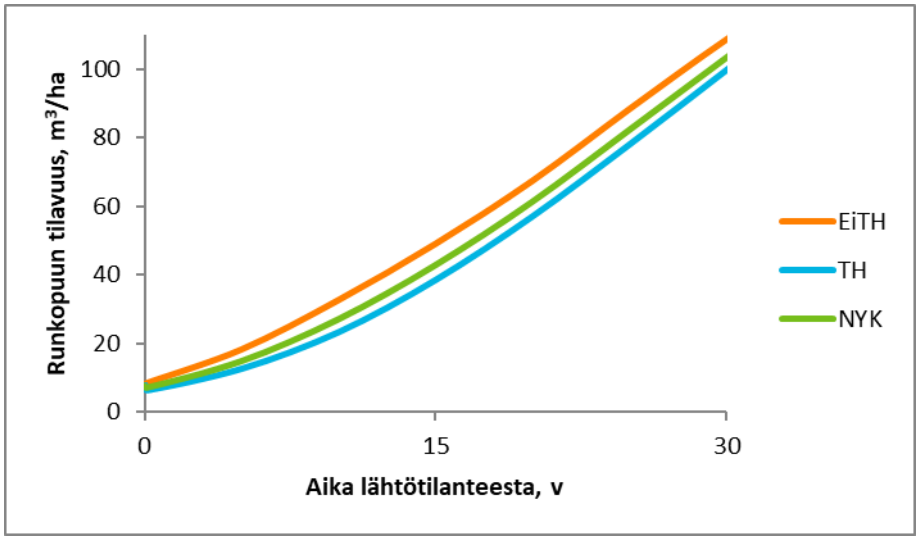
hakkuut toteutettiin metsänhoitosuositusten mukaisesti kaikissa skenaarioissa. Tarkempi kuvaus kasvun ennustamisesta ja kasvatusskenaarioista on artikkelissa Huuskonen ym. (2020).

Poikkileikkausaineistoon pohjautuvan laskelman lisäksi taimikonhoidon ajoituksen ja tavoitetiheyden vaikutuksesta puuston määrään tai hiilensidontaan tehtiin erilliset kevyet laskelmat. Nämä pohjautuvat pitkälti oletuksiin taimikonhoidon kasvuvaikutuksista.

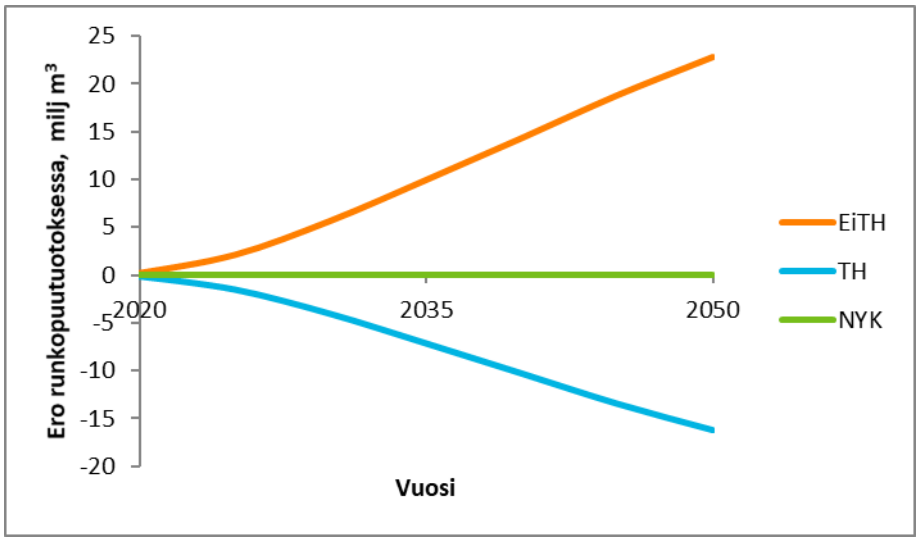
7.3. Vaikutus metsien hiilinieluun

Poikkileikkausaineistoon ja mallinnukseen pohjautuvan laskelman mukaan ainakaan lyhyellä tai keskipitkällä (0–30 vuotta) aikavälillä taimikonhoito ei lisää runkopuun tuotosta, eikä siten myöskään hiilensidontaa. Vuonna 2035, eli 15 vuoden kuluttua laskelman lähtökohdasta, skenaarioissa tarkasteltujen taimikoiden keskimääräinen tilavuus olisi EiTH-skenaariossa 49 m^3/ha, NYK-skenaariossa 43 m^3/ha ja TH-skenaariossa 38 m^3/ha. Eli metsiköissä, joita ei ole taimikkovaiheessa hoidettu, tilavuus on keskimäärin noin 11 m^3/ha korkeampi kuin taimikkovaiheessa hoidetuissa puustoissa (Kuva 10).

Jos oletetaan, että uusia taimikoita syntyisi uudistushakkuiden mukaisesti siten, että uudistushakkuiden määrä säilyisi vuosien 2009–2019 keskiarvon tasolla, 153 000 ha vuodessa, runkopuun kokonaismäärä vuonna 2035 olisi kaikissa vuodesta 2020 lähtien kasvatetuissa taimikoissa EiTH-skenaariossa 66 milj. m^3, NYK-skenaariossa 56 milj. m^3 ja TH-skenaariossa 49 milj. m^3. Nykyiseen taimikonhoidon toteutustasoon verrattuna kaikkien taimikoiden hoitaminen ajallaan johtaisi 7 milj. m^3 pienempään runkopuun varastoon vuoteen 2035 mennessä ja taimikoiden hoitamatta jättäminen 10 milj. m^3 suurempaan varastoon (Kuva 11). VMI12 mukaan puuston kokonaistilavuus Suomessa on 2 475 milj. m^3, joten taimikonhoidon toteutuksen vaikutus kokonaistilavuuteen vuoteen 2035 mennessä olisi joitain promilleja.



Kuva 10. Keskimääräisen runkopuutilavuuden kehitys taimikkovaiheesta 30 vuotta eteenpäin eri taimikonhoitoskenaarioissa.



Kuva 11. Taimikonhoitoskenaarioiden vaikutus Suomen metsien runkopuun tilavuuteen 2020–2050. Tilanne kuvaa sitä, että vuodesta 2020 eteenpäin vuosittain kasvatetaan 153 000 hehtaaria uusia taimikoita laskelmassa esitettyjen skenaarioiden mukaisesti.

Mahdollisimman varhainen taimikonharvennus maksimoi hoidetun taimikon hiilensidonnan

Taimikonhoito voi alentaa metsien hiilensidontaa. Toisaalta, jos taimikonhoito tehdään, kannattaa se tehdä mahdollisimman varhain puuston tilavuuden ja hiilensidonnan maksimoimiseksi. Suositus on harventaa taimikot 3–4 metrin pituudessa.

Jo varhaisperkausikäisissä taimikoissa perkaus parantaa tuotantopuuston läpimitan kasvua nopeasti käsittelyn jälkeen 20–30 % (Uotila & Saksa 2014). Tämä kasvu keskittyy pitkäaikaisesti kasvatettavaan puuhun, sen sijaan että se keskittyisi muutaman vuoden päästä maahan kaadettaviin puihin, joiden hiilivarasto saattaa vapautua melko nopeasti ilmaan.

Taimikonharvennuksen aikaistaminen 6 metrin pituudesta 3 metrin pituuteen nostaa männikön runkopuutilavuutta tai ainespuukertymää 10–25 % ensiharvennukseen mennessä (Varmola & Salminen 2004, Huuskonen & Hynynen 2006). Varhaisempi taimikonhoito voi vaikuttaa puuston tilavuuteen vielä enemmän, mutta sitten vesominen voi olla ongelma tai männiköiden tapauksessa puuston laatu voi heiketä huomattavasti. Vaikka yksittäisessä kohteessa taimikonhoidon ajoituksen vaikutus puun tuotokseen on merkittävä, niin taimikonhoidon toteutuneista ajoituksista ei ole tarkkaa ja kattavaa tietoa saatavilla, joten taimikonhoidon ajoituksen tehostamisen vaikutusta puun tuotokseen ei voida koko maan mittakaavassa tarkasti arvioida. Hyvin karkean arvion mukaan taimikonhoidon ajoituksen tehostamisen vaikutus runko- tai ainespuutilavuuteen voisi olla n. 1,4 milj. m^3 seuraavan 15 vuoden aikana (esimerkkilaskelma).

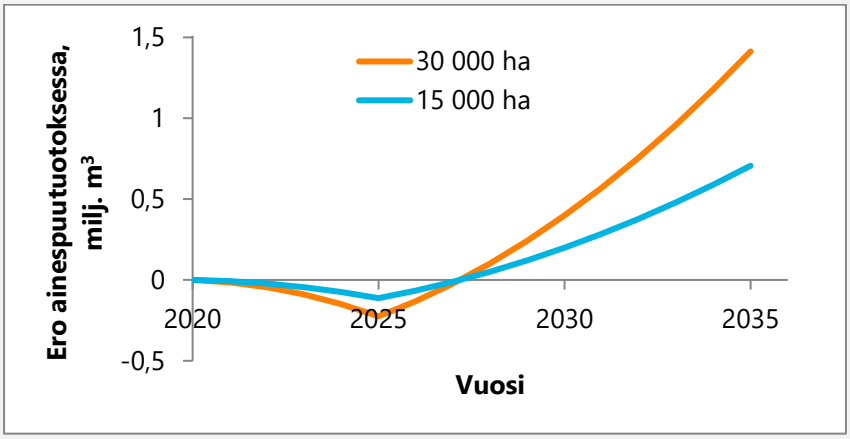
Jos taimikon hoitoa aikaistetaan 6 metrin pituudesta 3 metrin pituuteen nostaa tämä toimenpide metsikön runkopuutilavuutta tai ainespuukertymää 10–25 % ensiharvennukseen mennessä. Jos taimikon hoitoa aikaistetaan 30 000 ha pinta-alalla vuosittain johtaa tämä metsien lisääntyneeseen kasvuun Suomessa, joka on arviolta vuonna 2035 noin 0,25 milj. m^3 ja lisääntyneenä hiilinieluna tämä vastaa noin 0,31 Mt CO_2 lisäystä vuodelle 2035. Taimikonhoidon aikaistamisen puuston hiilinielua lisäävä vaikutus arvioitiin KHK-inventaarion biomassan muuntokertoimien (Liite 1) avulla siten että lisäkasvusta noin 75 % kohdistuisi mäntyihin ja jakautuisi tasaisesti Suomen yli.

Esimerkkilaskelma ajallaan hoidettujen taimikoiden määrän nostamisesta 30 000 tai 15 000 hehtaarilla vuodessa

Laskelman tavoite on karkeasti arvioida viivästyneiden taimikonhoitojen hoitamisen vaikutuksia puuston tilavuuteen Suomessa vuosina 2020–2035.

Laskelmaoletukset: Taimikonhoitoja oletetaan nykytilanteessa viivästyvän ihanteellisesta ajankohdasta 30 000 hehtaarin alalla vuosittain. Jos nämä kohteet hoidettaisiin 6 metrin pituuden sijaan 3 metrin pituudessa, metsikön tilavuus nousisi 13 m^3/ha ensiharvennukseen mennessä (Huuskonen & Hynynen 2006). Metsiköiden oletetaan saavuttavan ensiharvennuskoon 25 vuodessa ja puuston tilavuuseron oletetaan kertyvän metsiköihin lineaarisesti vuosittain laskelman lähtötilanteesta alkaen. Kuuden metrin pituudessa hoidettavassa taimikossa tilavuuskasvu on ensimmäisen viiden vuoden aikana perattavan puuston kasvun takia kuitenkin kolmessa metrissä hoidettua 0,5m^3/ha korkeampi. Sen jälkeen puuston tilavuusero palaa lineaarisen ennusteen mukaiseksi. Laskelma ei huomio taimikonhoidossa kaadettavan puuston hajoamisesta johtuvia eroja. Herkkyysanalyysissä vuosittain ajallaan hoidettujen taimikoiden määrää nostetaan vain 15 000 hehtaarilla.

Ajallaan hoidettujen taimikoiden määrän noston vaikutus ainespuutilavuuteen Suomessa vuosina 2020–2035. Laskelma perustuu pääosin oletuksiin ja on karkea arvio suuruusluokasta, joka taimikonhoidon ajoituksella voi olla metsiköiden runkopuuvarantoon 15 vuoden aikana.



Lisää hiilinielua kasvattamalla metsät tiheämpänä

Hiilinieluja on mahdollista kasvattaa poikkeamalla nykyisistä metsänhoitosuosituksista. Nykyisin taimikot kasvatetaan tyypillisesti 1 600–2 200 rungon hehtaaritiheyksillä, jolla tavoitellaan hyvää ainespuun tuotantoa ja sen kannattavuutta.

Kasvatustiheyden nostaminen männyn tai kuusen taimikoissa parantaa metsikön tilavuuskasvua (Pettersson 1992, 1993; Varmola 2004; Huuskonen & Hynynen 2006). Esimerkiksi Petterssonin (1992, 1993) mukaan taimikonhoidon tiheyden nostaminen 1 800:sta 2 500–3 500:aan nostaa metsikön runkopuutilavuutta ensiharvennukseen mennessä 3–10 % tai 7–20 m^3/ha). Huuskosen & Hynysen (2006) mukaan vaikutus on vielä suurempi; vastaava taimikonharvennustiheyden korotus nostaa ensiharvennuskertymää 25–50 m^3/ha. Huomioitavaa on myös, että riittävän aikaisin hoidettu ja tiheään jätetty puusto saattaa tuottaa suuremman ensiharvennuskertymän kuin hoitamaton taimikko.

Esimerkiksi, jos oletamme, että taimikonhoitotiheyden korotus nostaisi ensiharvennusvaiheen puustoa 15 m^3/ha, kohteita olisi 100 000 hehtaaria vuodessa, ensiharvennukseen kuluisi 25 vuotta taimikonharvennuksesta ja puusto kasvaisi tiheyden noston vaikutuksesta lineaarisesti ensiharvennukseen saakka, niin tiheyden nosto lisäisi runkopuuvarantoja 7,2 milj. m^3 15 vuoden aikana. Olettaen, että tiheyttä nostettaisiin 50 000 hehtaarilla vuosittain ja se nostaisi puuston tilavuutta ensiharvennukseen mennessä 15 m^3/ha tai 7,5 m^3/ha nousisi puuston kokonaistilavuus 15 vuoden aikana vastaavasti 3,6 milj. m^3 tai 1,8 milj. m^3. Tämä esimerkki on erittäin karkea arvio huomattavasta taimikonharvennuksen tavoitetiheyden nostosta metsien puuvarantoihin. Aiempi hoitamattomien taimikoiden kasvatusskenaario (EiTH) antanee hyvän kuvan myös taimikonharvennustiheyksien korottamisen mahdollisuuksista vaikuttaa metsiköiden hiilensidontaan (Kuva 10).

7.4. Vaikutukset kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Taimikoiden hoitamattomuus vähentää tukkipuun kertymää. Taimikonhoidon puute johtaisi nykytaimikoissa seuraavan 80 vuoden ajanjakson aikana noin 34 milj. m^3 (8 %) alhaisempaan tukkipuukertymään verrattuna nykyistä vastaavaan taimikonhoidon tasoon (Huuskonen ym. 2020). Taimikoiden hoitamattomuudella voisi olla huomattavia haittavaikutuksia metsätalouteen ja -teollisuuteen. Järeällä puulla on keskeinen merkitys hiilen varastoitumisessa pitkäkestoisiin puutuotteisiin. Taimikoiden hoitamatta jättäminen ei siten ole järkevää hiilensidonnan lisäämiseksi.

Pääsääntöisesti taimikonhoito on metsänomistajalle kannattava toimenpide metsälain vaatimusten mukaan uudistetuissa metsissä. Huuskosen ym. (2020) mukaan taimikonhoito kannattaa tehdä vielä 3–4 % korkovaatimuksella. Saksan ym. (2016) mukaan taimikonhoito on kylvömänniköissä ja istutuskuusikoissa kannattavaa vielä yli 4,5 % korkokannalla, joskin metsänhoidon kannattavuusraja kokonaisuudessaan kuusikoissa oli vain noin 4 %. Toisaalta metsänhoitoinvestointien tuotto on heikentynyt viime aikoina. Metsänomistajilla voi olla tilanteita, joissa pääoman tuottovaatimus ylittää taimikonhoidosta saatavan tuoton. Esimerkiksi vakuudettoman lainan kohdalla näin käy helposti. Myös metsätalouteen tarkoitetut vakuudelliset lainat saattavat joissain tapauksissa osoittautua kannattamattomaksi pääomaksi metsänhoitoinvestoinneissa, jollei investointeja tueta.

Taimikoiden kasvattaminen Tapion hyvän metsänhoidon suosituksia selvästi tiheämpänä heikentää yleensä ainespuun (tukki ja kuitu) tuotannon kannattavuutta, koska se hidastaa puiden järeytymistä. Hyvin tiheä kasvatusasento nostaa etenkin ensiharvennuksen kuutiokohtaisia yksikkökustannuksia ja on siten haitallista niin metsänomistajalle kuin puuta korjaavalle yritykselle. Siksi taimikoiden ja nuorten metsien laajamittaisesti nykyistä tiheämpänä kasvattaminen todennäköisesti edellyttäisi korvauksia hiilensidonnan tehostamisesta, jotta se olisi metsänomistajille taloudellisesti järkevää. Tukkipuun tuotantomäärien alenemisella voi olla myös yllättäviä haitallisia vaikutuksia puuperäisten tuotteiden hiilivaraston määrään. Taimikoiden nykyistä tiheämmät kasvatusasennot eivät ole suositeltavia ilman perusteellisia selvityksiä muutosten vaikutuksista koko puuntuotanto ja -jalostusketjussa.

Mikäli viljelyn osuus metsänuudistamisesta pysyy ennallaan, hiilensidonnan lisääminen jalostetun metsänviljelyaineiston osuutta kasvattamalla ei vaikuta metsien virkistys- ja maisema-arvoon. Poikkeus tähän on pitkälle jalostetun, hyvin nopeakasvuisen rauduskoivun viljely. Avoimien uudistusalojen koetaan usein rumentavan maisemaa (Silvennoinen 2017) ja rauduskoivun viljelyllä ne saadaan nopeasti taas puustoisiksi. Taimikoiden hoitamattomuus tai kasvatus-

tiheyden lisääminen hiilensidonnan lisäämiseksi puolestaan vähentää maisema-arvoa (Silvennoinen 2017). Taimikot ovat yleensä melko huonoja ulkoiluympäristöjä, ja mitä tiheämpi taimikko on, sitä heikommat ovat ulkoiluedellytykset. Taimikoiden tiheyden korottaminen saattaa heikentää sekametsien kasvatuksen edellytyksiä, koska lehtipuut vaativat havupuita enemmän kasvutilaa (Huuskonen ym. 2021).

8. Kangasmaiden maaperän hiilinielun vahvistaminen

8.1. Taustaa ja nykytila

Maaperän hiilivaraston koko ja sen kehitys riippuvat karikesyötteestä maaperään ja orgaanisen aineksen hajoamisnopeudesta, eroosiosta ja huuhtoutumisesta. Karikesyöte koostuu tarkastelujakson aikana kuolleista puista, hakkuutähteistä kuten oksista, neulasista, kannoista ja juurista sekä elävistä puista peräisin olevasta karikesyötteestä kuten oksista, lehdistä, neulasista ja hienojuurista. Orgaanisen aineksen hajoaminen vapauttaa hiiltä takaisin ilmakehään. Hiilitase on tarkastelujakson sitoutuneen ja vapautuneen hiilen erotus. Jos maaperän hiilivarasto kasvaa tarkastelujakson aikana, kangasmetsien maaperä toimii hiilinieluna. Metsän tuottavuus sekä maankäyttö ja käsittely vaikuttavat karikesyötteisiin sekä orgaanisen aineksen hajoamiseen ja täten myös hiilivarastojen kehittymiseen (Wiesmeier ym. 2019). Vaikutukset ovat usein tapauskohtaisia ja riippuvat esim. kasvupaikkatyypistä ja maalajista (Jandl ym. 2007; Mayer ym. 2020). Myös luonnolliset häiriöt kuten kasvitaudit, tuhohyönteiset ja myrskyt sekä ihmistoiminnan aiheuttamat häiriöt vaikuttavat maaperän hiilivarastoihin (Mayer ym. 2020).

Suomen metsistä kaksi kolmasosaa sijaitsee kangasmailla, ja kangasmaiden maaperä on merkittävä hiilivarasto. Maaperän hiilivarastomuutoksilla voi olla merkittäviä vaikutuksia metsien hiilivarastoihin ja –virtoihin, sillä boreaalisella vyöhykkeellä maaperä voi sisältää kaksi kolmasosaa kokonaishiilivarastosta. Boreaalisen alueen hiilivarastot ovat suuremmat kuin lauhkean ilmaston metsissä tai tropiikissa (Pan ym. 2011). Suomessa kangasmetsien maaperässä on hiiltä 960 Mt, mikä vastaa noin 3 500 Mt CO_2 (Liski ym. 2006). Maaperän hiilivarastojen koot vaihtelevat maantieteellisesti ja kasvupaikkatyypeittäin. Pohjois-Suomen karuilta kasvupaikkatyypeiltä mitatuissa näytteissä (orgaaninen kerros + 40 cm mineraalimaata) keskimääräinen hiilen määrä oli 2,9 kg/m^2 ja Etelä-Suomen lehtomaisilta kankailta mitattu määrä 5,7 kg/m^2. Etelä-Suomessa keskimääräinen hiilen määrä oli 4,9 kg /m^2 ja Pohjois-Suomessa 4,4 kg/m^2 (Heikkinen, 2008).

Maaperän hiilivarastot muuttuvat hitaasti. Yleisesti arviot maaperän muutoksesta vaihtelevat muutamista kymmenistä kiloista muutamaan sataan kiloon hehtaaria kohti vuodessa (Liski and Westman, 1997; Peltoniemi ym. 2004; Tamminen and Ilvesniemi, n.d.). Erityisen pysyvää hiili on syvemmissä maan kerroksissa (Liski and Westman, 1995). Viime vuosina Suomen kangasmetsien hiilivarastot ovat kasvaneet ja maaperä on toiminut hiilinieluna. Suomessa kangasmaiden ja lahopuun yhteenlaskettu nielu oli -9 Mt CO_2 evk. vuonna 2018 (EU NIR, n.d.; Tilastokeskus, 2020). Tämä nielu on suurempi kuin esim. puutuotteiden nielu.

Keskeiset keinot kasvattaa ja ylläpitää maaperän hiilivarastoa ovat 1) lisätä karisyötettä maaperään 2) estää karikesyötteen vähentyminen 3) välttää hiilihävikkiä maaperästä. Tapoja lisätä karikesyötettä maaperän ovat hakkuista pidättyminen ja kiertoaikojen muutokset. Hakkuutähteiden korjuun vähentäminen sekä maaperän häiriöiden vähentäminen voivat olla keinoja ylläpitää maaperän hiilivarastoa kangasmailla.

Hakkuumäärissä tapahtuvat muutokset vaikuttavat metsien hiilitaseisiin ja hiilivarastojen kehittymiseen paitsi poistetun puustobiomassan kautta mutta myös hakkuiden seurauksena muuttuvan karikesyötteen kannalta. Suomalaisessa simulaatiotutkimuksessa kokonaisvarastojen muutoksissa maaperän osuus oli 20 % (Sievänen ym. 2014). Kiertoaikojen pidentäminen mahdollistaa puiden kasvamisen isommiksi, jolloin karikesyöte elävästä puustosta kasvaa. Samalla

kuitenkin hakkuutähteistä muodostuva karikesyöte tulee maaperään harvemmin (Kaipainen ym. 2004; Liski ym. 2001; Repo ym. 2015).

Hakkuutähteiden ja kantojen jättäminen hakkuualoille estää karisyötteen vähenemistä ja täten ylläpitää maaperän hiilivarastoja. Hakkutähteet muodostavat merkittävän hiililisän maaperään, jolloin hakkuun jälkeen maaperän hiilivarasto hetkellisesti kasvaa. Näin ollen hakkuutähteiden korjuu bioenergiaksi vähentää hiilisyötettä maaperään ja täten pienentää maaperän hiilivarastoa verrattuna tilanteeseen, jossa hakkuutähteitä ei korjata. Kansanvälisissä meta-analyyseissä hakkuutähteen korjuun on arvioitu vähentävän 7,5 % maaperän hiilivarastoa 10–30 vuotta hakkuutähteen korjuun jälkeen (Achat ym. 2015). Orgaanisessa kerroksessa häviö on ollut suurempaa. Suomen oloissa mallinnustulokset ovat samaa suurusluokkaa (Repo ym. 2015; Repo ym. 2011).

Tutkimustulokset maanmuokkauksen vaikutuksista hiilidioksidin päästöihin ovat vaihtelevia. Koko maaprofiili eri kerroksineen sekä erilaisten pintojen osuudet vaikuttavat metsämaan hiilidioksidivuohon. Hiilidioksidipäästöt ovat olleet joillakin uudistusaloilla suuremmat äestyspalteessa ja mättäässä kuin muokkaamattomassa maassa 1–2 vuotta maamuokkauksen jälkeen, mutta joillakin kohteilla tilanne on ollut päinvastainen (Pumpanen ym. 2004, Strömgren ja Mjöfors 2012, Mjöfors ym. 2015, Strömgren ym. 2017). Vaihtelua selittänee maan kosteus- ja lämpötilaolojen vaihtelu, hakkuutähde ja sen tiiviimpi tai löyhempi asettautuminen maaprofiiliin sekä vertailtavan muokkaamattoman maan pohjakasvillisuus (Smolander ym. 2000b, Smolander ja Heiskanen 2007). Paljastuneesta kivennäismaasta tulevat hiilidioksidipäästöt ovat alhaisia. Alueen kaikki pinnat ja koko pinta-ala huomioiden äestys ei vaikuttanut ensimmäisenä vuonna maan hiilidioksidipäästöihin, mutta lisäsi niitä 10 % toisena vuonna (Strömgren ja Mjöfors 2012). Laajassa ruotsalaistutkimuksessa, jossa seurattiin maan hiilidioksidipäästöjä aurauksen ja mätästyksen jälkeen 14 uudistusalalla, muokkaus ei juurikaan vaikuttanut (vähensi lievästi) päästöjä kahtena ensimmäisenä vuonna (Strömgren ym. 2017). Kaiken kaikkiaan muokkauksen vaikutus metsämaan hiilidioksidipäästöihin lienee lievä, ja sitä säätelevät eniten maan kosteusolot ja tuoreen, helposti hajotettavan kasviaineksen määrä (Smolander ja Lindroos 2019). Kannonnosto voi lisätä hiilihävikkiä. Ruotsalaisessa tutkimuksessa kaksi vuotta kannonnoston ja äestyksen jälkeen hiilivirta maaperästä ilmakehään oli 10 % suurempi verrattuna laikutukseen. Koska vaikutukset ovat paikkasidonnaisia, joillakin kohteilla maanmuokkauksen ja häiriön vähentäminen voit olla ovat keinoja ylläpitää maaperän hiilivarastoja (Jandl ym. 2007).

Maanmuokkaus saattaa muuttaa edellytyksiä sekä metaanin (CH_4) tuottoon että sen kulutukseen, jotka molemmat voivat tapahtua samassa maaprofiilissa. Viljavan paikan kuusikon maa toimi avohakkuun jälkeen enimmäkseen metaanin nieluna ja maanmuokkauksella ei ollut vaikutusta (Saari ym. 2004). Strömgren ym. (2016) on osoittanut Ruotsissa, että kahtena vuotena mätästyksen (kaksi kohdetta) ja aurauksen (yksi kohde) jälkeen metsämaa on enimmäkseen metaanin nielu paitsi metsäkoneiden pyörien jäljet ja muut isommat veden valtaamat painaumat, joista syntyy päästöjä. Kun koko pinta-ala huomioidaan, niin metsämaa on joko metaanin nielu tai lähde kohteesta riippuen, mutta maan muokkaus ei vaikuta päästöihin (Strömgren ym. 2016).

Maanmuokkauksen vaikutuksia metsämaan hiilivarastoihin on tarkasteltu myös pitemmällä aikavälillä. Kymmenen vuoden kuluttua syväauraksesta maan ylimmän 50 cm:n ja koko metsäekosysteemin hiilivarastot eivät poikenneet merkitsevästi käsittelystä, jossa oli tehty laikutus käsin (Nordborg ym. 2006). Syväauraus oli vähentänyt 22–24 vuoden kuluttua lievästi maan ylimmän 70 cm:n hiilivarastoa kahdella kokeella Ruotsissa verrattuna käsin tehtyyn laikutukseen, mutta metsäekosysteemien kokonaishiilivarastoissa ei ollut eroa puuston paremman kasvun ansiosta (Egnell ym. 2015). Verrattaessa maan hiilivarastoja 25 vuoden kuluttua

äestyksestä, mätästyksestä ja syväaurauksesta kolmessa havupuumetsikössä Ruotsissa (Mjöfors ym. 2017) kaikki muokkaustavat lisäsivät puuston hiilivarastoa, mutta eivät vaikuttaneet maan hiilivarastoon ainakaan maaprofiilin ylimmässä 30 cm:ssä. Keskimäärin koko metsäekosysteemin hiilivarasto oli auratulla 157, mätästetyllä 152, äestetyllä 138 ja muokkaamattomalla 129 tonnia hehtaarilla. Pitemmällä aikajaksolla mahdolliset alkuaikojen hiilihäviöt maasta siis kompensoituvat muokkauksen aikaansaamalla puuston hiilivaraston kasvulla (Mjöfors 2015, Mjöfors ym. 2017).

Arvioitaessa kangasmaiden maanmuokkauksen aiheuttamaa vesistökuormitusta on pyritty erottamaan sen vaikutus avohakkuun vaikutuksesta. Tällöin on todettu, että maanmuokkaus joko lisää tai ei vaikuta merkittävästi typpi- ja fosforikuormitukseen (Ahtiainen ja Huttunen 1999, Palviainen ym. 2014). Kiintoaineen huuhtouma kasvaa, mikäli muokkausjälki syöpyy ja sillä on suora yhteys vesistöihin (Palviainen ym. 2014). Maanmuokkaus voi siis voimistaa uudistamisalan vesistökuormitusta, mutta tehtyjen mittausten perusteella maan muokkauksen vaikutukset ravinteiden huuhtoutumiseen ovat olleet kangasmailla melko pieniä ja lyhytaikaisia (Piirainen 2019).

8.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Metsien kiertoajan pidentämisen sekä hakkuiden vähentämisen vaikutusta kangasmetsien maaperän hiilinieluun kansallisella tasolla vuosina 2030, 2040 ja 2050 arvioitiin hyödyntäen laskemia, joiden avulla on määritetty Suomen metsien hiilinielun vertailutaso EU:n LULUCF asetuksen mukaisesti (Lehtonen, A. ym. 2019). Näiden skenaariolaskelmien pohjalta voitiin arvioida eri korkotasojen ja tätä kautta myös hakkuutasojen vaikutusta maaperän hiilinieluun.

Laskelmissa hyödynnettiin MELA2016-ohjelmistoa (Hirvelä ym. 2017) sekä Yasso07-maaperämallia (Tuomi ym. 2011) käyttäen lähtötietoina VMI11-aineistoa (2009–2013) (Korhonen ym. 2013, Luke 2020). MELA laskelmaoletukset on kuvattu yksityiskohtaisemmin MELA tulospalvelussa (Luke 2020). Kasvunsimuloinnissa käytetyt puun pohjapinta-alan kasvumallit oli kalibroitu vastaamaan 1984–2013 läpimitan kasvun keskitasoa (Korhonen ym. 2017). Lisäksi tilavuuskasvun arviota tarkennettiin ottamalla huomioon 1999–2017 tapahtunut lämpötilan ja hiilidioksidipitoisuuden vaikutus Matalan ym. (2005) funktioiden avulla (Luke 2020). Metsien käsittelyn oletettiin noudattavan Tapion hyvän metsänhoidon suosituksia ja käsittelyn vaihtoehtona oli myös käsittelemättä jättäminen. Kitumailla ei tehty hakkuita, ja kokonaan puuntuotannon ulkopuolelle rajatuilla alueilla ei tehty laskelmissa mitään toimenpiteitä (Luke 2020). Maaperän hiilivarastomuutosten arvioinnissa noudatettiin samaa menetelmää kuin Suomen kasvihuonekaasuraportoinnissa. MELA-ohjelmisto tuotti elävän puuston, hakkuutähteiden ja luonnonpoistuman karikesyötteen maaperään, jonka hajoamista simuloitiin Yasso07-mallilla. Maaperän hiilivaraston kokoon vaikuttavat vuotuinen kariketuotos sekä lämpötila ja sadanta. Lämpötila ja sadantatietoina käytetiin vuosien 2011–2017 30 vuoden liukuvia keskiarvoja. Kangasmaiden hiilivaraston alkuarvona käytettiin kasvihuonekaasuinventaarion arviota vuodelle 2011. Laskelmat tehtiin Etelä- ja Pohjois-Suomelle kuten myös kasvihuonekaasuinventaariossa.

Hakkuumäärien vähentämisen sekä hakkuutähteen korjuun vähentämisen potentiaalia kasvattaa tai ylläpitää maaperän hiilivarastoja kangasmailla arvioitiin myös laskemalla maaperän hiilivaraston muutos / hakkuissa runko- tai energiapuuna poistettu määrä kansallisten (Lehtonen, A., ym. 2019.; Sievänen ym. 2014) ja eurooppalaisten (A. Repo ym. 2015) skenaariolaskelmien perusteella.

8.3. Päästövähennyskeinot

8.3.1. Metsien kiertoajan pidentäminen sekä hakkuiden vähentäminen

Skenaariolaskelmissa pienemmät hakkuut johtivat suurempaan maaperän hiilinieluun tarkastelujaksolla 2021–2050 (Taulukko 20). Eri skenaarioissa hakkuut vaihtelivat välillä 70,7–94,3 milj. m^3/vuosi ja maaperän hiilinielu välillä -6,4 – -14,3 Mt CO_2/vuosi. Kaikissa skenaarioissa maaperän hiilinielu kasvoi tarkastelujakson aikana. Skenaariolaskemien perusteella kangasmaiden nielu voi olla -6,7 t CO_2 2025 mennessä, -8,1 Mt CO_2 2030 mennessä, -10,8 Mt CO_2 2040 mennessä ja -14,3 Mt CO_2 2050 mennessä. Tämä edellyttää, että hakkuutaso on noin 71–72 milj. m^3.

Hakkuista pidättäytyminen tai metsien kiertoajan pidentäminen kasvattivat pääsääntöisesti kangasmaiden maaperän hiilinielua eri tarkastelujaksoilla (Taulukko 19). Ensimmäisellä viisivuotisjaksolla 2021–2025 hakkuiden vähentäminen 16,8 milj. m^3 noin 88 milj. m^3:sta noin 71 milj. m^3:iin kasvatti maaperän hiilinielua 0,4 Mt CO_2 (Taulukko 19). Vastaavasti hakkuiden vähentäminen 83 milj. m^3:sta 71 milj. m^3:iin lisäsi maaperän hiilinielua 0,3 Mt CO_2. Neljännellä tarkastelujaksolla 2041–2050 hakkuiden vähentäminen noin 94 milj. m^3:sta noin 72 milj. m^3:iin kasvatti maaperän hiilivarastoa 6,4 Mt CO_2 ja vastaavasti hakkuiden vähentäminen 87 milj. m^3:ta noin 72 milj. m^3:oon noin 4,2 Mt CO_2 (Taulukko 20). Vastaavat muutokset muilla tarkastelujaksoilla on esitetty taulukossa 20.

Hakkumäärien muutokset näkyivät viiveellä maaperän hiilinielussa. Toisella viisivuotisjaksolla 2026–2030 hakkuiden lisääminen keskimäärin miljoonalla kuutiolla pienensi maaperän hiilinielua 0,04–0,13 Mt CO_2 riippuen skenaariosta ja verrattuna skenaarioon, jossa hakkuut olivat noin 72 milj. m^3. Vastaavasti neljännellä viisivuotisjaksolla 2036–2040 hakkuiden lisääminen 72 milj. m^3:stä pienensi maaperän hiilinielua 0,27–0,29 Mt CO_2 hakattua miljoonaa kuutiota kohti (Taulukko 20).

Skenaarioiden tuloksia tulkittaessa on syytä huomioida, että MELA-ohjelmisto hoitaa metsiä aktiivisesti, ja erityisesti ensimmäisellä simulointikaudella kangasmaiden maaperän hiilivaraston muutoksessa voi näkyä VMI-perusteisista mittauksista siirtyminen MELA skenaarioihin. Esimerkiksi hakkuiden lisäys noin 7 milj. m^3:lla 71 milj. m^3:sta kasvatti maaperän hiilinielua ensimmäisellä viisivuotisjaksolla simulaatioissa. Tämä voi johtua maaperän alkuvaraston laskennassa käytettyjen hiilisyötteiden ja MELA-pohjaisten hiilisyötteiden tasoerosta. Suurimmat syyt eroihin mitatun historian ja arvioidun tulevan kehityksen välillä liittyvät luonnonpoistuman suuruuteen, hakkuupoistuman kohdentumiseen, karikkeen laatuun sekä puuston kasvunopeuteen ja puuston määrään. Nämä kaikki edellä mainitut tekijät vaikuttavat karikesadannan määrään ja maaperän hiilivaraston muutoksiin. Lisäksi Lehtonen ym. (2019) tulosten julkistamisen jälkeen puuston biomassan nielun arviointimenetelmää on yhdenmukaistettu KHK-inventaarion kanssa. Taulukossa 19 esitetyt puuston biomassan hiilinielut perustuvat aikaisempaan menetelmään ja ovat nykyisiä arvioita suuremmat. Tässä työssä näitä laskelmia käytettiin eri hakkutasojen vaikutuksen suuruusluokan arviointiin kangasmetsien maaperän hiilivaraston muutokseen.

Taulukko 19. Puuston kasvun, hakkuiden, puuston biomassan nielun ja kangasmetsien maaperän nielun kehitys 2020–2050 perustuen nettotulojen nykyarvoihin eri laskentakoroilla (Lehtonen ym. 2019).

Korko	Muuttuja	Yksikkö	2021–2025	2026–2030	2031–2040	2041–2050
2.50 %	Puuston kasvu	milj. m³	114.9	118.3	127.8	141.3
	Hakkuut	milj. m³	70.7	72.0	71.9	71.9
	Puuston biomassan nielu	Mt CO_2	-42.7	-45.9	-58.7	-73.6
	Metsien nielu ilman puutuotteita	Mt CO_2	-45.3	-51.2	-67.9	-88.8
	Kangasmetsien maaperä, lahopuu	Mt CO_2	-0.3	-0.6	-0.8	-1.1
	Kangasmetsien maaperä, karike ja maaperä	Mt CO_2	-6.4	-7.5	-10.0	-13.2
	Kangasmetsien maaperä, yhteensä	Mt CO_2	**-6.7**	**-8.1**	**-10.8**	**-14.3**
3.00 %	Puuston kasvu	milj. m³	114.0	116.1	123.3	133.8
	Hakkuut	milj. m³	77.6	81.4	86.0	87.3
	Puuston biomassan nielu	Mt CO_2	-33.5	-32.1	-36.6	-47.2
	Metsien nielu ilman puutuotteita	Mt CO_2	-41.9	-42.5	-48.2	-60.3
	Kangasmetsien maaperä, lahopuu	Mt CO_2	-0.3	-0.6	-0.7	-0.9
	Kangasmetsien maaperä, karike ja maaperä	Mt CO_2	-6.4	-7.1	-8.1	-9.2
	Kangasmetsien maaperä, yhteensä	Mt CO_2	**-6.8**	**-7.7**	**-8.8**	**-10.1**
3.50 %	Puuston kasvu	milj. m³	113.2	114.6	120.8	130.2
	Hakkuut	milj. m³	83.1	84.9	89.6	93.3
	Puuston biomassan nielu	Mt CO_2	-26.0	-26.1	-29.3	-35.9
	Metsien nielu ilman puutuotteita	Mt CO_2	-34.8	-35.4	-39.4	-46.8
	Kangasmetsien maaperä, lahopuu	Mt CO_2	-0.4	-0.6	-0.7	-0.8
	Kangasmetsien maaperä, karike ja maaperä	Mt CO_2	-6.1	-6.1	-7.1	-7.9
	Kangasmetsien maaperä, yhteensä	Mt CO_2	**-6.5**	**-6.7**	**-7.7**	**-8.7**
4.00 %	Puuston kasvu	milj. m³	112.4	113.0	118.7	127.9
	Hakkuut	milj. m³	87.6	88.4	90.3	94.3
	Puuston biomassan nielu	Mt CO_2	-19.9	-20.3	-25.8	-31.9
	Metsien nielu ilman puutuotteita	Mt CO_2	-21.5	-22.0	-28.0	-35.5
	Kangasmetsien maaperä, lahopuu	Mt CO_2	-0.4	-0.7	-0.7	-0.7
	Kangasmetsien maaperä, karike ja maaperä	Mt CO_2	-5.9	-5.3	-5.8	-7.2
	Kangasmetsien maaperä, yhteensä	Mt CO_2	**-6.4**	**-6.0**	**-6.5**	**-7.9**

Taulukko 20. Laskentakoron ja siitä johtuvien hakkuumäärien muutosten vaikutus maaperän hiilinieluun 2021–2050.

Muutos		Yksikkö	2021-2025	2026-2030	2031-2040	2041-2050
4% -> 2,5%	Hakkuiden muutos	milj. m3	-16.8	-16.4	-18.3	-22.4
	Maaperän nielun kasvu	milj. ton. CO2	0.4	2.1	4.3	6.4
3,5% -> 2,5%	Hakkuiden muutos	milj. m3	-12.3	-12.9	-17.6	-21.5
	Maaperän nielun kasvu	milj. ton. CO2	0.3	1.3	3.1	5.6
3% ->2,5%	Hakkuiden muutos	milj. m3	-6.9	-9.3	-14.0	-15.4
	Maaperän nielun kasvu	milj. ton. CO2	-0.1	0.4	2.0	4.2

8.3.2. Hakkuutähteen korjuun vähentäminen

Hakkuutähteen korjuu hidastaa maaperän hiilivaraston kasvua ja pienentää näin maaperän hiilinielua. Skenaariolaskemien perusteella maaperän hiilivaraston muutos on 0,04–0,09 Mt C kutakin poistettua miljoona hakkuutähdekuutiota kohti (Taulukko 21). Näin ollen voidaan arvioida, että hakkuutähteen korjuun vähentäminen miljoonalla kuutiometrillä vuosittain kasvattaa maaperän nielua 0,15–0,32 Mt CO_2. Noin miljoona kuutiometriä metsähaketta kerätään vuosittain noin 15000 ha pinta-alalta, olettaen että metsähakkeen kertymä on noin 65 m^3 per ha.

Taulukko 21. Hakkuutähteen korjuun vaikutus maaperän hiilivaraston muutokseen.

Maaperän hiilivaraston muutos Mt C/ poistettu milj. m³/vuosi	aikajänne	arviointitapa	Oletukset	Viite
0.04–0.09	2000–2040	MELA & Yasso07	energiapuun korjuu 18 milj. m³/vuosi -> 25.5 milj. m³/vuosi nykyilmasto	Sievänen ym. 2014
0.07	2016–2100	G4M & Yasso07	energiapuunkorjuu 15.3 milj. m³/vuosi, SRES A1B	Repo ym. 2015

8.4. Tulosten tarkastelu

8.4.1. Kiertoaikojen pidennys ja hakkuista pidättäytyminen

Hakkuumäärien vähentämisellä ja kiertoaikojen pidentämisellä voidaan kasvattaa maaperän hiilivarastoja kangasmailla. Esitettyjen skenaariolaskemien perusteella näillä toimenpiteillä saavutettava kangasmetsien hiilinielun kasvattamisen potentiaali vaihteli välillä 0–6,4 Mt CO_2 riippuen vertailukohtana olevasta-Hiilivarastojen kokojen muutoksiin liittyy kuitenkin viiveitä, ja muutokset eivät välttämättä ole lineaarisia. Skenaariolaskemien pienimmät hakkuut (71–72 milj. m^3) johtivat suurimpaan hiilinieluun. Tämä hakkuutaso vastaa viime vuosina toteutuneita hakkuita. Hakkuutason nostaminen tästä tasosta johti skenaariolaskelmissa pienempään hiilinielun. Hakkuutasojen pitäminen nykyisellä tasolla siis kasvattaa maaperän hiilinielua suhteessa tilanteeseen, jossa hakkuita lisätään.

Avohakkuuseen päättyvän tasaikäinen metsänkasvatus pienentää maaperän hiilivarastoja tai hiilipitoisuutta erityisesti orgaanisessa kerroksessa, ja syvemmissä mineraalimaan kerroksissa

vaikutusten on arvioitu olevan vähäisempiä verrattuna tilanteeseen, jossa metsiä ei käsitellä (Johnson and Curtis, 2001; Nave ym. 2010). Vaikutuksen suuruusluokka on alle 10 % koko maaperäprofiilissa ja 30 % pintakerroksissa (Achat ym. 2015; Johnson and Curtis, 2001; Nave ym. 2010). Hakkuun vaikutus maaperän hiileen riippuu mm. häiriön intensiteetistä hakkuutavasta ja ajankohdasta, maatyypistä, pääpuulajista ja maaperän kosteudesta. Hakkuiden vaikutuksista syvempiin maaperän kerroksiin tiedetään vielä vähän ja myös vaikutuksista erilaisilla kasvupaikoilla kaivataan lisää tietoa (Mayer ym. 2020). Mallinnustulosten mukaan maaperän hiilimäärä on suurempi luonnontilaisissa metsissä kuin talousmetsissä (Mäkipää ym. 2011; Shanin ym. 2016), mutta suomalaisissa mittauksissa havaitut erot ovat olleet hyvin pieniä, koska suurta osaa metsistämme on historiassa käsitelty, kaskettu tai laidunnettu (Tamminen and Ilvesniemi, n.d.)

Kansallisella tasolla hakkuumäärien vähentäminen ja täten kiertoaikojen pidentäminen kasvatti maaperän hiilinielua, mutta vaikutuksessa voi olla eroja kuvio- ja maisematasolla. Simulaatiotutkimuksessa kuusikoissa maaperän hiilivarastot kasvoivat, kun kiertoaikoja pidennettiin 80–90 vuoteen. Tätä pidemmät kiertoajat eivät lisänneet kiertoajan yli laskettua maaperän hiilivaraston keskiarvoa (Kaipainen ym. 2004). Mäntymetsissä kiertoajan pidentäminen 60 vuodesta 110 vuoteen johti pienempään maaperän hiilivarastoon (Kaipainen ym. 2004). Vaikka isot puut tuottivat paljon kariketta, hakkuutähteitä kertyi vähemmän, mikä puolestaan pienensi kiertoajan yli laskettua keskimääräistä maaperän hiilivarastoa. Myös (Liski ym. 2001) ovat metsikkötason simulaatiotutkimuksissa havainneet, että kiertoajan lyhentäminen voi kasvattaa maaperän hiilivarastoa keskimääräistä varastoa kiertoajan yli tarkasteltuna, koska hakkuutähteitä päätyy osaksi maaperän hiilivarastoa useammin. Kiertoaikojen lyhentäminen voi väliaikaisesti kasvattaa maaperän hiilivarastoa, mutta pienentää puuston hiilivarastoa ja -nielua (Kaipainen ym. 2004; Liski ym. 2001).

Skenaariolaskemissa hakkuutähteen korjuu pienensi maaperän hiilivarastoa ja nielua. Hakkuutähteen korjuun vaikutus metsien hiilinieluun on kuitenkin pienempi kuin runkopuun hakkuiden lisäyksen vaikutus (Sievänen ym. 2014). Kansainvälisessä katsaustutkimuksessa kokopuun korjuun on havaittu pienentävän maaperän hiilen määrä tai eroa ei ole havaittuna verrattuna pelkän runkopuun korjuuseen (Clarke ym. 2015; Hume ym. 2018). Havaitut vaikutukset ovat tapauskohtaisia ja riippuvat mm. kasvupaikasta, hakkuutavasta ja maalajista (Clarke ym. 2015; Thiffault ym. 2011). Mittauksiin ja mallinnuksiin perustuvissa tutkimuksissa kantojen korjuun on havaittu pienentävän maaperän hiilivarastoa (Hyvönen ym. 2016; Kaarakka ym. 2016; Mäkipää ym. 2015; Repo ym. 2011; Strömgren ym. 2012, p. 2) tai eroa ei ole havaittu (Clarke ym. 2015). Mallinnus- ja mittaustulosten eroja selittää, että maaperässä on paljon luonnollista vaihtelua, ja eroja käsittelyiden välillä on vaikea todentaa mittauksin (Jandl ym. 2007; Liski and Westman, 1995). Näin ollen muutosten todentamiseen tarvitaan runsaasti mittauksia (Mäkipää ym. 2008). Lisäksi koejärjestelyissä voi olla tapauskohtaisia eroja esimerkiksi siinä, mitä maaperän kerrosta mitataan. Mallit puolestaan saattavat kuvata puutteellisesti jotainkin ekosysteemin prosesseja ja takaisinkytkentöjä (Thiffault ym. 2011). Vaikutukset voivat myös olla väliaikaisia eivätkä enää havaittavissa myöhempien mittausten avulla (Clarke ym. 2015).

Maaperän hiilivarastomuutosten pysyvyydestä muuttuvassa ilmastossa on keskusteltu (Smith ym. 2020). Esitetyissä kotimaississa skenaariotarkasteluissa ei ole huomioitu ilmastonmuutoksen vaikutuksia puuston kasvuun, tuhoihin tai orgaanisen aineksen hajoamisnopeuteen. Ilmastonmuutos voi lisätä puuston kasvua (Lindner ym. 2014) ja täten myös karikesadantaa elävästä puustosta. Nopeamman kasvun on osoitettu myös lisäävän kuolleisuutta (Brienen ym. 2020), mikä puolestaan voi lisätä hiilisyötettä maaperään. Ilmastonmuutos vaikuttaa maaperän hiilivarastoihin eri mekanismien kautta, ja vaikutukset ovat erisuuntaisia riippuen vaikutusmekanismista (Schils ym. 2008). Esimerkiksi CO_2-pitoisuuden kasvun aiheuttama lannoitusvaikutus voi

lisätä puuston kasvua ja tätä kautta karikesadantaa ja näin ollen myös maaperän hiilivarastoa. Rankat sateet voivat puolestaan pienentää maaperän hiilivarastoa eroosion kautta. Ilmastomuutoksen maaperän hiilivarastoihin tarkasteleva kirjallisuuskatsaus ei löytänyt vahvaa näyttöä muuttuvan ilmaston positiivisesta tai negatiivisesta vaikutuksesta maaperän hiilivarastoihin (Schils ym. 2008). Vaikutusten suuruuteen ja suuntaan liittyy paljon epävarmuuksia. Hakkuiden vähentämisellä ja kiertoaikojen pidentämisellä saavutettava hiilihyöty edellyttää myös tuhoriskien hallintaa.

8.4.2. Vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Kiertoaikojen pidentämisellä ja hakkuista pidättäytymisellä on positiivisia vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen (Felton ym. 2017; Hynynen ym. 2005; Roberge ym. 2018). Kiertoaikojen pidentäminen lisää isojen puiden määrä, lahopuun määrää ja lehtipuiden osuutta. Isojen puiden määrän lisääntyessä myös isoläpimittaista lahopuuta muodostuu enemmän. Isot puut, lahopuu ja lehtipuut ovat monimuotoisuudelle tärkeitä rakennepiirteitä (Johansson ym. 2013), joiden väheneminen on ollut yksi keskeinen syy nykyiseen uhanalaisuuskehitykseen Suomen metsissä (Hyvärinen ym. 2019).

Kiertoaikojen muutokset voivat vaikuttaa myös sieni- ja marjasatoihin. Mustikan peittävyys kasvaa metsikön iän ja pohjapohjapinta-alan kanssa tiettyyn ikään asti. Mustikka kärsii avohakkuista ja maanmuokkauksesta, joten mustikkakasvustoa on vähemmän taimikoissa ja tiheissä nuorissa metsissä (Miina ym. 2009). Puolukka puolestaan tarvitsee mustikkaa enemmän valoa (Miina ym. 2016). Simulaatiotutkimuksessa kiertoajan pidentäminen lisäsi 50-vuoden yli lasketttua mustikkasadon keskiarvoa, mutta pienensi puolukka- ja herkkutattisadon keskiarvoa Keski-Suomessa. Kuitenkin erot eri käsittelyjen välillä olivat pieniä (Peura ym. 2016). Hakkuutähteen korjuulla ei ole toistaiseksi havaittu olevan merkittäviä negatiivisia vaikutuksia marjojenpoimintaan (Ranius ym. 2018).

Hakkuutähteen korjuu lisää lahopuun poistumaa sekä isoläpimittaisen lahopuun murskaantumista (Rabinowitsch-Jokinen and Vanha-Majamaa, 2010; Ranius and Roberge, 2011; Repo ym. 2020) ja näin hankaloittaa lahopuun lisäämiseen tähtäävien tavoitteiden saavuttamista. Ruotsalaistutkimuksessa kantojen korjuu 20 %:lta päätehakkuualoja lisäsi harvinaisten spesialistilajien sukupuuttoriskiä 50 % ja kantojen kerääminen 30 %:ltä päätehakkuualoja vaikutti negatiivisesti myös yleisiin lajeihin (Johansson ym. 2016). Intensiivinen hakkuutähteen ja kantojen korjuu voi siis lisätä maisematason sukupuuttoriskiä, mutta aiheesta ei ole vielä kenttäaineistoa (Ranius ym. 2018). Kuusen oksien korjaamisella energiakäyttöön on vähäisemmät negatiiviset vaikutukset biodiversiteettiin kuin kantojen korjaamisella (de Jong ym. 2014). Jos bioenergiatavoitteet puolestaan pyritään täyttämään vain kuusen oksilla ja latvuksilla, hakkuutähteitä on korjattava laajemmilta pintaa-aloilta, mikä aiheuttaa laajemmille alueille isoläpimittaisen lahopuun murskaantumista (Repo ym. 2020).

Hakkuutähteen korjuun mukana metsäekosysteemistä poistuu hiilen ohella ravinteita. Toimenpide muuttaa metsämaan ravinnetilaa, mutta vaikutus ravinteiden kokonaismääriin arvioidaan pieneksi (Tamminen ym. 2012). Kenttäkokeissa kokopuun korjuulla on havaittu sekä negatiivisia että positiivisia lyhyen ja keskipitkän aikavälin vaikutuksia maaperän ominaisuuksiin (Ranius ym. 2018; Thiffault ym. 2011). Harvennuksilla toteutettu hakkuutähteen korjuu heikensi kasveille käyttökelpoisen typen saatavuutta humuskerroksessa pitkäaikaisesti (Smolander ym. 2010, 2013). Tämä osaltaan selittää puuston kasvun alenemaa, jota on todettu etenkin kuusella (Helmisaari ym. 2011).

Päätehakkuun yhteydessä hakkuutähteen merkitys on erilainen. Korjuuteknologiasta johtuen hakkuutähde ei ole niissäkään tasaisesti jakautunut vaan se on levittäytyneenä ajourilla ja niiden läheisyydessä. Avohakkuulla näiden hakkuutähdekasojen on todettu ensimmäisinä vuosina hakkuun jälkeen vilkastuttavan joitakin typen kierron mikrobitoimintoja liikaakin ja ne ovatkin typen kierron 'hotspotteja'. Tämän takia vajoveden typpipitoisuudet suurenevat huomattavasti maassa kasan alla ja lisäksi typpioksiduulin päästöt ovat suurempia, tosin silti pieniä kuten yleensäkin kangasmailla (Rosen ja Lundmark-Thelin 1987, Lindroos ym. 2016, Smolander ym. 2019, Törmänen ym. 2020). Nämä ravinnehäviöt vähentävät tulevalle puustolle käytettävissä olevia ravinteita ja saattavat sitä kautta vaikuttaa puuston kasvuun ja hiilitaseeseen pitkällä tähtäyksellä. Kasvupaikka vaikuttaa siihen, miten hakkuutähteen korjuu ilmenee maaperän ominaisuuksissa ja puustossa päätellen 10 vuotta korjuun jälkeen tehdyssä tutkimuksessa (Smolander ym. 2015).

Hakkuutähde, sekä korjattuna tai hakkuualalle jätettynä, aiheuttaa suuren paikallisen vaihtelun maan hiili- ja ravinnetilaan osan maata ollessa hakkuutähdekasan alla, osa paljaana. On arvioitu, että hakkuutähteen parempi levittäytyminen hakkuualalle olisi parempi ravinnehäviöiden välttämisen kannalta (Lindroos ym. 2016), jolloin ei muodostuisi ravinnekeskittymiä. Toisaalta suurten metsäkoneiden aiheuttama maan pinnan liiallinen rikkoutumisriski estänee tällaista käytäntöä kantavuudeltaan heikommilla maanpohjilla. Metsänhoitosuositusten mukaan kolmasosa hakkuutähteestä tulisi jättää hakkuualalle.

9. Turvemaametsien maaperäpäästöjen vähentäminen

9.1. Taustaa ja nykytila

Kasvihuonekaasuinventaarion mukaan ojitetut suometsät ovat kokonaisuudessaan hiilinielu, kun taas maaperä on päästölähde. Kasvihuonekaasuinventaarion mukaan vuonna 2018 ojitettujen suometsien maaperästä aiheutui yhteensä noin 6,9 milj. Mt CO_2 ekv. päästöt, joista valtaosa oli CO_2 päästöjä ja loput sekä N_2O, että CH_4 päästöjä (Tilastokeskus 2020). Suometsien puuston nielu oli vuonna 2018 noin -12,9 milj. Mt CO_2 ekv., joten suometsät kokonaisuutena toimivat hiilen nieluina (Tilastokeskus 2020). Ojitettujen suometsien maaperälaskennan menetelmä on kehityksen alla ja tulokset tulevat päivittymään lähitulevaisuudessa. Tällä hetkellä arvioidaan, että maaperäpäästön epävarmuus on noin 150 % (Tilastokeskus 2020).

Päästöjä syntyy erityisesti Etelä-Suomen rehevien kohteiden maaperästä (Ojanen ym. 2010). Hienojuurten kiertonopeuden arvioinnin epävarmuuden on tunnistettu olevan merkittävä tuloksiin vaikuttava tekijä (Ojanen ym. 2014).

Pohjavedenpinta korreloi kasvihuonekaasupäästöjen kanssa, siten että pohjavedenpinnantason ollessa syvällä erityisesti CO_2 päästöt kasvavat (Ojanen ym. 2019), kun taas CH_4 päästöt voivat olla merkittävät kohteilla, joissa veden taso on lähellä maan pintaa. N_2O päästöt riippuvat sekä vedenpinnan korkeudesta että kohteen rehevyydestä, siten että päästöt kasvavat veden ollessa syvällä ja erityisesti rehevillä kohteilla (Minkkinen ym. 2020). Pohjavedenpinnan korkeutta ojitetuissa suometsissä voidaan arvioida mallien avulla (Launiainen ym. 2019, Leppä ym. 2020a), joka mahdollistaa uudenlaisen tavan kyseisten kohteiden maaperän kasvihuonekaasuvaihdon arviointiin.

9.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Tämä laskenta on tuotettu osana SOMPA ”Uudet maatalous- ja metsämaan viljely- ja hoitomenetelmät – avain kestävään biotalouteen ja ilmastonmuutoksen hillintään” hanketta. MELA-ohjelmiston avulla (Hirvelä ym. 2017) simuloitiin puuston kehitys Suomelle maakunnittain siten että mustikkaturvekankailla ja sitä rehevimmillä ojitetuilla suometsillä metsien käsittely keinoksi sallittiin ainoastaan poimintahakkuu. Poimintahakkuiden avulla pyrittiin kuvaamaan ojitettujen suometsien käsittelyä jatkuvapeitteisesti.

Laskennan lähtöaineistona oli VMI12 aineisto, joka on mitattu vuosina 2014–2018. MELA-ohjelmiston avulla simuloitiin puuston kehitys kolmessa eri skenaariossa:

SY (Suurin Ylläpidettävä) – skenaario perustuu periaatteiltaan suurimpaan ylläpidettävissä olevaan aines- ja energiapuun hakkuukertymään (Luke 2020).

SOMPA – tässä skenaariossa pakotettiin MELA-ohjelmisto suorittamaan poimintahakkuin toteutettavaa jatkuvapeitteistä metsien kasvatusta ojitetuissa suometsissä, jotka olivat rehevyydeltään mustikkaturvekankaita vastaavia tai rehevämpiä kohteita.

JURO – tämä skenaario on yhdenmukainen SOMPA skenaarion kanssa, mutta siten että alisteisessa asemassa olleiden puiden kasvua vähennettiin 25 % ensimmäisen 5v kauden aikana yläharvennuksen toteutuksen jälkeen.

Myös SOMPA- ja JURO -skenaarioissa sallittiin tasaikäinen metsien kasvatus karuille ojitettujen suometsien kohteille. Kaikille kangasmaille sovellettiin tasaikäistä metsien kasvatusta. Rehevissä ojitetuissa suometsissä mallille sallittiin jatkuvapeitteiseen kasvatukseen siirtyminen, kun puuston pohjapinta-ala saavutti 22 m^2. Poimintahakkuut olivat ainoa sallittu metsien käsittelytapa kyseisille kohteille, joten siirtyminen jatkuvapeitteiseen kasvatukseen tapahtui näillä kohteilla ennemmin tai myöhemmin, riippuen taloudellisen optimoinnin määräämästä hakkuun ajoittumisesta. Puusto poistettiin poimintahakkuiden keinoin ja läpimittaluokittain siten, että puustoa poistettiin lähtien järeimmästä läpimittaluokasta pienempiin (Taulukko 22). Tällä pyrittiin poistamaan puita ensisijaisesti järeistä läpimittaluokista, mutta kuitenkin siten että myös yli 25 cm puita jätettiin hakkuissa uudistumisen varmistamiseksi. Ojitetuissa korvissa puustoa poistettiin siten että jäävän puuston pohjapinta-ala oli 12 m^2 Etelä-Suomessa ja 14 m^2 Pohjois-Suomessa hakkuun jälkeen. Vastaavat pohjapinta-alat olivat männiköissä 14 m^2 ja 17 m^2 Etelä- ja Pohjois-Suomessa.

Taulukko 22. SOMPA ja JURO skenaarioiden läpimittaluokittaiset jäävän puuston osuudet rehevien ojitettujen suometsien poimintahakkuissa.

Läpimittaluokka [cm]	Hakkuun intensiivisyys (jäävä PPA), kun jäävä puusto on 12–14 m^2	Hakkuun intensiivisyys (jäävä PPA), kun jäävä puusto on 15–17 m^2
dbh => 25	20 %	25 %
20 <= dbh < 25	30 %	60 %
15 <= dbh < 20	25 %	70 %
dbh < 15	25 %	85 %

Puuston biomassan kehitys perustui MELA-ohjelmiston maakuntakohtaisiin tuloksiin, puuston biomassan nielu ja poistuma arvioitiin KHK-inventaarion muuntokertoimien avulla. MELA-ohjelmisto tuotti arviot puuston kasvusta ja hakkuukertymästä 10v kausille. Tässä työssä haluttiin arviot metsien nieluista yksittäisille vuosille, joten vuosittaiset arviot puuston kasvusta, hakkuukertymästä ja biomassan nielusta saatiin interpoloimalla 10v kausien keskivuosien avulla. Maaperän hiilivaraston muutokset arviointiin KHK-inventaarion menetelmillä. Kangasmaiden maaperän hiilivaraston muutokset simuloitiin Yasso07 maaperä mallilla (Tuomi ym. 2011) kuten kasvihuonekaasuinventaariossa (Tilastokeskus 2020), mutta siten että laskenta tehtiin maakunnittain. Yasso07 mallin maakuntakohtainen maahiilen alkuvarasto perustui MELATUPA hankkeen laskentaan, jossa maakunnittain johdettiin keskimääräinen kangasmaiden karikesyöte perustuen VMI10 – VMI12 mittauksiin. Arvio tulevasta sadannan ja lämpötilan kehityksestä perustui edeltävän 30 v kauden keskimääräisiin havaintoihin kuten kasvihuonekaasuinventaariossa (Tilastokeskus 2020).

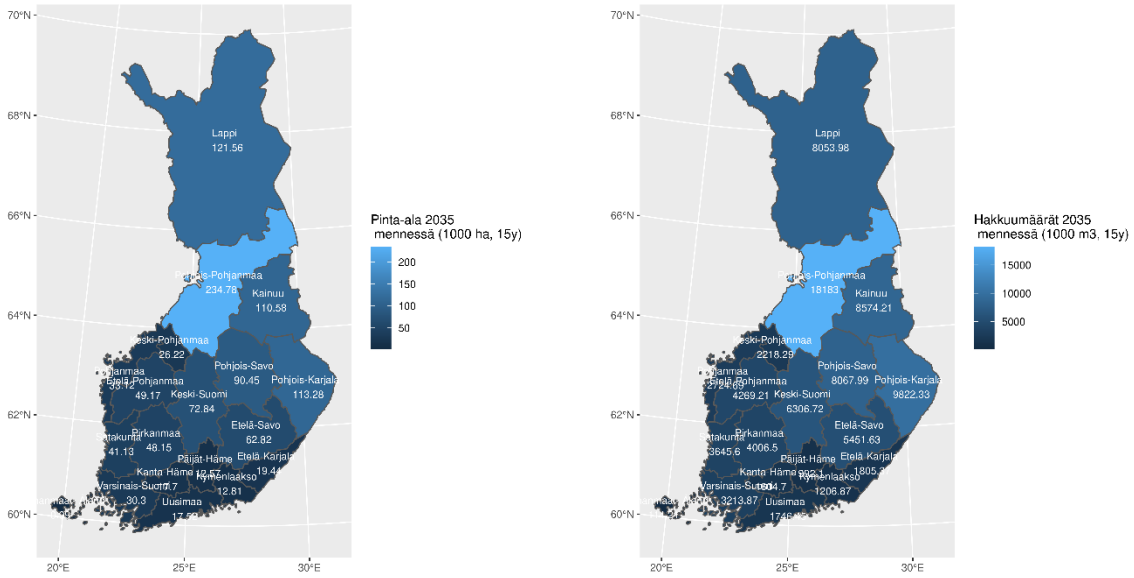
Ojitettujen suometsien maaperäpäästöt arvioitiin suurimman ylläpidettävissä olevan (SY) hakkuukertymän tapauksessa kasvihuonekaasuinventaarion menetelmää hyödyntäen. Myös SOMPA- että JURO skenaarioissa maaperäpäästöt arvioitiin kasvihuonekaasuinventaarion menetelmää hyödyntäen, mutta tämä lisäksi oletettiin päästöjen vähenevän ojitettujen suometsien kohteilla, joissa siirryttiin jatkuvapeitteiseen metsätalouteen (Ojanen ym. 2019, Haahti ym. 2020). Tätä vähennystä arvioitiin siten, että siirtyminen poimintahakkuisiin vähensi puuston pohjapinta-alaa noin 50 % (esim. 24 m^2 -> 12 m^2) ja nosti pohjavedenpinnan tasoa noin 9–15 cm riippuen maakunnasta ja kyseisen alueen keskimääräisestä sääolosuhteesta (Launiainen ym. 2019, Leppä ym. 2020b). Päästövähennysarvio pohjautui Ojanen ym. (2020) artikkeliin jossa 1 cm nousu pohjavedenpinnassa rehevillä kohteilla vastasi 12 g CO_2 m^{-2} maaperän nettopäästön vähenemistä ja vastaavasti N_2O osalta keskimäärin 2,6 g CO_2 ekv. m^{-2} nettopäästön

vähenemistä (Minkkinen ym. 2020). Laskennassa oletettiin, että vedenpinnan nosto noin 10–15 cm ei lisää CH_4 tuotantoa.

Tässä työssä ojitettujen soiden maaperäpäästöt ja -nielut on arvioitu KHK-inventaarion menetelmien avulla. Nämä menetelmät perustuvat arvioon karikesyötteen ja ojitetun suon KHK-päästöjen eroista. Uusimmat tutkimukset kuitenkin osoittavat, että pohjavedenpinnan korkeudella ja ravinteisuudella on keskeinen vaikutus maaperän KHK päästöihin. Lisäksi tiedetään, että orgaanisen aineen hajoamiseen ja KHK päästöihin vaikuttavat esim. turpeen laatu, aluskasvillisuus ja maaperän lämpötila. Tarkempi mallinnus ojitettujen soiden maaperän KHK päästöistä ja -nieluista edellyttää resurssointia kyseiseen tutkimukseen.

9.3. Turvemaametsien maaperän päästövähennyspotentiaali

MELA-ohjelmistolla tehtyjen simulointien mukaan ojitettujen soiden jatkuvapeitteiseen kasvatukseen soveltuvia kohteita on erityisesti Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Pohjois-Karjalassa (Kuva 12). Nämä kohteet ovat rehevissä ojitetuissa suometsissä ja puuston pohjapinta-ala on sellainen, että siirtyminen jatkuvapeitteiseen kasvatukseen on mahdollista poimintahakkuiden keinoin (Taulukko 22).



Kuva 12. MELA-ohjelmistolla tuotetut arviot rehevistä ojitetuista suometsistä, joissa siirrytään poimintahakkuin jatkuvapeitteiseen kasvatukseen vuoteen 2035 mennessä. Kumulatiiviset pinta-alat (1 000 ha) ja hakkuumäärät (1 000 m^3) vuoteen 2035 mennessä.

Alustavat tulokset

Sekä SOMPA, että JURO skenaarioiden hiilinielut olivat vuonna 2035 noin -10 Mt CO_2 suuremmat kuin SY skenaarion. Pakollinen jatkuvapeitteinen kasvatus rehevillä ojitetuilla turvemailla pienensi näiden kohteiden maaperäpäästöjä noin -2,8 Mt CO_2 Suomessa vuosittain. Tämän ilmastohyödyn hintana voidaan pitää sitä, että vastaavasti kangasmaiden maaperän päästöt kasvoivat 0,3–0,4 Mt CO_2 SOMPA ja JURO skenaarioissa ja hakkuukertymä oli sekä SOMPA, että JURO skenaarioissa noin 3–4 milj. m^3 pienempi kuin SY skenaariossa (Taulukko 23). SOMPA ja

JURO skenaarioissa oletettiin, että pohjavedenpinta nousee noin 15–10 cm riippuen maakunnasta vähentäen maaperäpäästöjä kohteilla, joissa siirryttiin yläharvennusten avulla jatkuvapeitteiseen kasvatukseen. Tämä vedenpinnan nousun aiheuttama päästövähennys on noin 0,3–0,4 Mt CO_2 vuosittain Suomen tasolla, joten valtaosa ojitettujen soiden maaperäpäästöjen vähentymisestä selittyy sillä, että puuston määrä ja vastaava karikesyöte on suurempi ojitetuilla soilla SOMPA ja JURO skenaarioissa verrattuna SY skenaarioon.

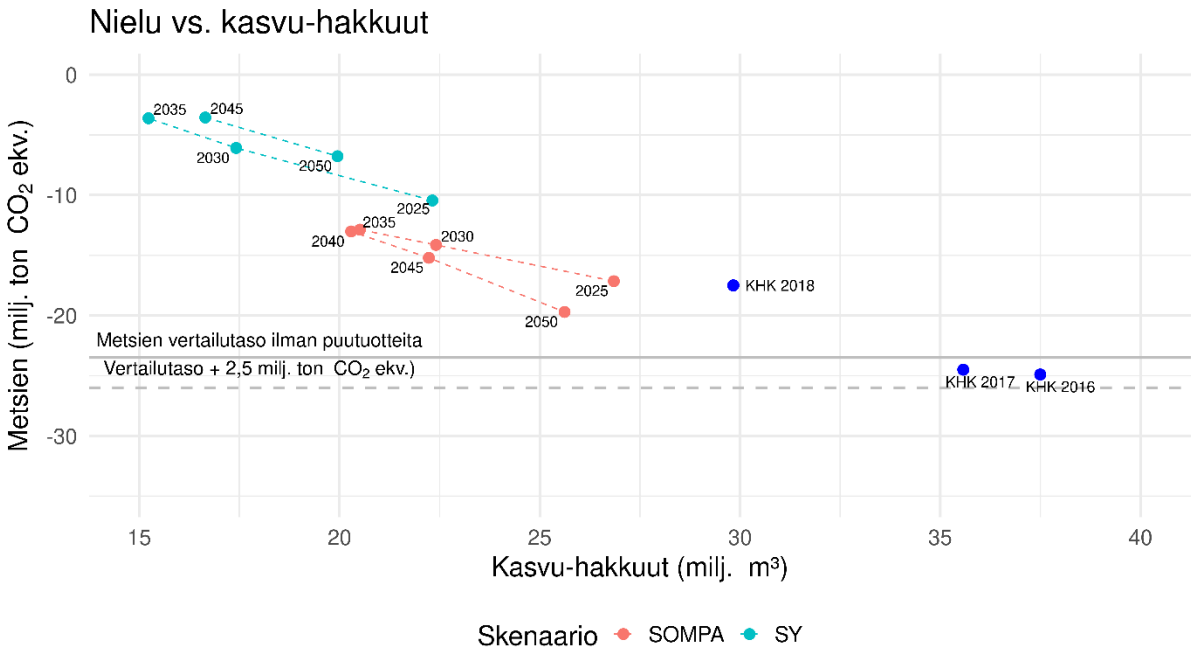
MELA-ohjelmiston arvioima puuston kasvu oli noin 1–3 milj. m³ suurempi SOMPA ja JURO skenaarioissa verrattuna SY skenaarioon vuonna 2035. Samanaikaisesti hakkuukertymä oli suurin SY skenaariossa. Puuston biomassan nielun osalta on keskeistä, se kuinka hakkuut kohdentuvat. Ojitettujen soiden kuusikoissa voi olla keskimäärin noin 10 % enemmän biomassaa yhtä rungon tilavuuskuutiometriä kohden. Hakkuiden kohdentuminen kankaille (SOMPA ja JURO) ojitettujen soiden sijaan kasvattaa metsien hiilinielua verrattuna tilanteeseen, jossa hakkuut jakautuvat ainoastaan taloudellisen optimoinnin perusteella (SY).

Suometsien biomassan arviointi perustuu malleihin, jotka on arvioitu kangasmailta kerätystä aineistosta. Tämä lisää biomassan arvioinnin epävarmuutta suometsissä ja luo selkeän tutkimustarpeen suometsien biomassamallien kehittämiselle. Tässä työssä maaperän KHK päästöjen erot eri skenaarioissa perustuivat KHK-inventaarion nykyiseen menetelmään, jota ollaan parhaillaan kehittämässä. Maaperän päästövähennysarviot SOMPA ja JURO skenaarioissa verrattuna SY skenaarioon ovat täten suuntaa antavia.

Taulukko 23. Eri skenaarioiden mukaiset kasvihuonekaasuvaihtoarviot. Negatiiviset luvut vastaavat hiilinielua ja positiiviset päästöä. Ojitettujen soiden maaperäpäästöt sisältävät myös arviot, sekä ojien että sarkojen CH_4 ja N_2O päästöistä. Puuston biomassan nielun, hakkuiden ja kasvun osalta vuosittaiset arviot perustuvat 10 v kausien kesivuosien väliseen interpolointiin.

Skenaario	Vuosi	Puuston biomassan nielu	Kangasmaat, maaperä	Ojitetut suot, maaperä	Metsien nielu	Hakkuut	Puuston kasvu
		Mt CO_2	Mt CO_2	Mt CO_2	Mt CO_2	milj. m³	milj. m³
SY	2025	-10,7	-4,2	4,5	-10,4	83	105,3
SOMPA	2025	-16,9	-4,3	4,1	-17,2	79,6	106,5
JURO	2025	-17,9	-4,3	4,1	-18	78,2	105,7
SY	2035	-3,7	-4,8	4,8	-3,6	89,1	104,3
SOMPA	2035	-10,4	-4,4	1,9	-12,9	86,2	106,7
JURO	2035	-10,1	-4,5	2	-12,6	85,2	105,5
SY	2050	-9,6	-4,8	7,7	-6,8	88,8	108,7
SOMPA	2050	-16	-4,5	0,7	-19,7	86,5	112,1
JURO	2050	-15,1	-4,2	0,9	-18,4	85,7	110,7

Samansuuruinen metsien nielu voidaan saavuttaa eri hakkuumäärillä. SOMPA skenaarion alustavissa tuloksissa on havaittu, esim. vaikka SY ja SOMPA skenaarioissa molemmissa puuston kasvun ja hakkuun erotus on noin 25 milj. m^3, on SOMPA skenaariossa metsien nielu (mukaan lukien puusto ja maaperä) noin -5 Mt CO_2 verrattuna SY skenaarioon (Kuva 13). Erosta noin puolet syntyy pienentyneistä maaperäpäästöistä, jotka aiheutuvat sekä korkeammasta vedenpinnasta että suuremmasta karikesyötteestä maaperään. Toinen puoli erotuksesta syntyy suuremmasta hiilinielusta, vaikka kasvun ja hakkuiden erotus on yhtä suuri. SOMPA skenaariossa hakkuukertymä kasvupaikan 1–3 (mustikkaturvekangas ja rehevämmät) ojitetuilta soilta on noin 5,5–6,5 milj. m^3 vuodessa ensimmäisen 20v jakson aikana, kun taas vastaavasti SY skenaariossa hakkuukertymä näiltä kohteilta on noin 9–10,5 milj. m^3 vuodessa tuon 20v jakson aikana. Hakkuiden kohdentuminen kangasmaiden ja suometsien välillä vaikuttaa sekä hiilidioksidin ja runkotilavuuden väliseen vaihtosuhteeseen[1] että puuston tulevaan rakenteeseen.



Kuva 13. Metsien hiilinielu (Mt CO_2 ekv.) sekä SOMPA (punainen), että SY (vihreä, suurin ylläpidettävä) skenaarioiden mukaan, kun x-akselilla on kasvun ja hakkuiden erotus (milj. m^3). Siniset pallot kuvaavat KHK-inventaarion tuloksia vuosille 2016–2018. Harmaa yhtenäinen viiva kuvaa metsien vertailutasoa ilman puutuotteita ja harmaa katkoviiva on vertailutaso lisättynä 2,5 Mt CO_2 mahdollisella tilinpitoon luettavalla hyödyllä.

9.4. Vaikutukset puuntuotantoon, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Toistaiseksi jatkuvapeitteisen kasvatuksen vaikutuksista puuntuotantoon ja muihin ekosysteemipalveluihin on vain vähän tietoa. Ensimmäiset tutkimukset ovat keskittyneet lähinnä hydrologiaan eli siihen, miten hyvin puuston avulla voidaan säädellä suon vedenpintaa niin, ettei

[1] **Hiilidioksidin ja runkotilavuuden välisen vaihtosuhteen avulla voidaan arvioida, että kuinka paljon hakuiiden lisääminen pienentää hiilinielua.**

toisaalta aiheuteta tarpeetonta syvien turvekerrosten hajotusta tai toisaalta pintaturpeen vettymisestä seuraavia haitallisia pelkistysreaktioita, kuten CH_4 tuotanto. Poimintahakkuutyyppisellä kasvatuksella vedenpintaa on mahdollista säädellä hyvinkin tehokkaasti (Leppä ym. 2020a,b). Alustavat tulokset kaistalehakkuuperiaatteella toteutetusta jatkuvasta kasvatuksesta kuitenkin viittaavat siihen, että puuston vaikutus hydrologiaan ei ulotu kovinkaan pitkälle hakatulle alueelle. Näin ollen kovinkaan leveitä kaistaleita tai suuria pienaukkoja ei jatkuvapeitteisessä metsätaloudessa voitane toteuttaa ilman, että pintaturpeen vettymisestä aiheutuvat kasvihuonekaasu- ja vesistöpäästöt kasvavat.

Jatkuvapeitteisen kasvatuksen vaikutuksista puuntuotantoon ja sen kannattavuuteen on olemassa vasta yksi mallinnukseen perustuva julkaisu (Juutinen ym. 2020). Siinä puuston kasvua ja kasvatuksen kannattavuutta simuloitiin useilla vaihtoehtoisilla hakkuukierroilla ja jäävän puuston määrillä sekä käyttäen erilaisia korkokantoja. Tutkimuksen mukaan poimintahakkuin toteutettu jatkuvapeitteinen kasvatus oli ojitetuissa korpikuusikoissa taloudellisesti kannattavampaa kuin jaksollinen kasvatus. Kannattavinta se oli 15 vuoden hakkuukierrolla ja jätettäessä kasvupaikalle niin paljon puustoa, että sen haihdunta oli riittävää ylläpitämään kuivatusta, eikä kunnostusojituksia siksi tarvittu. Toistaiseksi puuttuva kokeellinen tieto jatkuvapeitteisesti kasvatettujen suopuustojen uudistumisesta ja kasvusta vaikeuttaa menetelmän taloudellista arviointia. Tutkimuksessa käytetiinkin mineraalimaille tehtyä kokeellista mallia ennustamaan uudistumista. Toisaalta mallin antamat tulokset näyttivät verraten hyvin korreloivan ojitetuilla soilla kerätyn taimiaineiston kanssa.

Jatkuvapeitteisen kasvatuksen vesistövaikutuksista tai vaikutuksista kasvihuonekaasupäästöihin ei vielä ole julkaistuja tutkimustuloksia. Tehdyissä ensimmäisissä kokeissa Tammelan Lettosuolla jatkuvapeitteisesti hakatun alueen typpi- ja fosforihuuhtoumat olivat kuitenkin vain murto-osa avohakattuun alueeseen verrattuna. Kasvihuonekaasupäästöjä käsitelleissä kokeissa on havaittu, että jatkuvapeitteinen kasvatus ei lisää merkittävästi esimerkiksi metaanipäästöjä, mikäli suon vedenpinta pysyy hakkuun jälkeen syvemmällä kuin noin 30 cm maan pinnasta.

Ojitettuja soita ei perinteisesti ole pidetty monimuotoisuuden tai esimerkiksi virkistyskäytön näkökulmista tärkeintä alueina, eikä niitä siksi ole monien ekosysteemipalveluiden näkökulmasta juurikaan tutkittu. Avohakkuut ojitusmätästyksineen ja kunnostusojituksineen ovat kuitenkin intensiivisintä ja eniten maisemaa muuttavaa toimintaa metsissämme. Siksi siirtymisellä jatkuvapeitteiseen metsätalouteen voidaan olettaa olevan myönteinen vaikutus ihmisten käsityksiin metsätaloudesta. Jatkuvapeitteinen kasvatus lisää alikasvoksen määrää metsissä ja siksi sen voidaan olettaa vaikuttavan myönteisesti moniin lajeihin, kuten metsäkanalintuihin. Jatkuvapeitteinen kasvatus vähentää merkittävästi ojitustarvetta, mikä helpottaa liikkumista soilla ja tekee niistä myös virkistyskäytön näkökulmasta nykyistä houkuttelevampia kohteita.

10. Suojelualueiden ilmastovaikutukset

10.1. Taustaa ja nykytila, METSO-ohjelma

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman (METSO) 2008–2025 tavoitteena on osaltaan pysäyttää metsäisten luontotyyppien ja metsälajien taantuminen ja vakiinnuttaa luonnon monimuotoisuuden suotuisa kehitys. METSO-ohjelma perustuu valtioneuvoston periaatepäätökseen (VNP 2014). METSO-ohjelmaan osallistuminen on vapaaehtoista ja suojelusta maksetaan metsänomistajalle korvaus. Metsänomistaja voi turvata metsiensä monimuotoisuutta suojelemalla metsäänsä määräaikaisesti tai pysyvästi tai osallistumalla luonnonhoitohankkeisiin. Myös kunnat ja seurakunnat voivat tarjota kohteita METSO-ohjelmaan. METSO-ohjelman luonnontieteellisissä valintaperusteissa (Syrjänen ym. 2016) kuvataan ne monimuotoisuudelle arvokkaat metsäympäristöt, jotka soveltuvat METSO-ohjelmaan.

Ohjelmassa on tavoitteena vuoteen 2025 mennessä perustaa yksityisiksi luonnonsuojelualueiksi, hankkia valtiolle tai rauhoittaa määräajaksi yhteensä 96 000 hehtaaria maanomistajien vapaaehtoisesti tarjoamia alueita. Lisäksi tavoitteena on turvata Kestävän metsätalouden rahoituslain ympäristötuella ja luonnonhoitohankkeilla yhteensä 82 000 hehtaaria talousmetsien luontokohteita vuoteen 2025 mennessä.

Suojelualueverkostoa on kehitetty METSO-ohjelmassa 12 vuodessa (2008–2019) yhteensä noin 73 500 hehtaarin alalla. Suojelualueverkoston kehittämiselle asetetusta kokonaistavoitteesta (96 000 ha) oli vuoden 2019 loppuun mennessä toteutettu 77 prosenttia. Tähän lasketaan mukaan ELY-keskusten tekemä METSO-ohjelman toteutus vuosina 2008–2019 (noin 60 500 ha) sekä Metsähallituksen vuonna 2014 toteuttama 13 000 hehtaarin valtion maiden METSO-suojelu. Suomen metsäkeskus on tehnyt ympäristötukisopimuksia vuosina 2008–2019 yhteensä noin 42 950 hehtaarille ja toteuttanut luonnonhoitohankkeita yhteensä noin 4 850 hehtaarilla. Ympäristötukisopimuksilla ja luonnonhoitohankkeiden toteutuksella oli saavutettu kaikkiaan 58 prosenttia niille METSO-ohjelmassa asetetusta kokonaistavoitteesta (82 000 ha) vuoden 2019 lopussa. Metsähallituksen Luontopalvelut toteuttaa mm. ennallistamis- ja luonnonhoitotöitä valtion suojelualueilla sekä yksityisillä suojelualueilla. Metsähallitus Metsätalous Oy toteuttaa luonnonhoitoa valtion talousmetsissä (Koskela ym. 2020).

Aikaisemman tutkimuksen perusteella tiedetään, että metsien suojeleminen ja siirtäminen aktiivisen metsätalouden ulkopuolelle lisää hiilivarastoja ja siirtymävaiheessa talousmetsästä luonnontilaiseen metsään puusto toimii myös hiilen nieluna (Mäkipää ym. 2011). Lisäksi tutkimukset luonnontilaisista metsistä antavat viitteitä siitä, että maaperän hiilinielu on suurempi luonnontilaisissa metsissä verrattuna talousmetsiin (Tamminen ja Ilvesniemi 2012).

10.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

VMI12-aineistosta laskettiin puuston keskibiomassan määrät perustuen sekä koealoihin, joissa metsiä on käsitelty viimeisen 30 vuoden aikana, sekä koealoihin, jotka eivät ole olleet metsänhoidollisten käsittelyjen piirissä viimeisen 30 vuoden aikana. Tässä työssä oletettiin, että puuston keskibiomassan erotuksia näissä luokissa voidaan käyttää hyväksi, kun arvioidaan suojelualueiden lisäämisen vaikutusta metsien hiilivarastoihin ja hiilen sidontaan (Taulukko 24).

Taulukko 24. Puuston keskibiomassan määrät (Mg ha^{-1}) eri ikäluokissa, sekä käsitellyissä että käsittelemättömissä kohteissa, sekä keskibiomassan erotus näiden luokkien välillä (käsittelemätön – käsitelty).

	Alue	Kasvupaikka	0–20	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120
Käsitelty	Etelä-Suomi	Kuivahko	18,0	55,1	88,8	97,9	108,6	113,0
Ei-käsitelty	Etelä-Suomi	Kuivahko	23,6	63,2	91,7	117,8	124,2	129,0
Erotus	Etelä-Suomi	Kuivahko	5,6	8,1	2,9	19,9	15,6	16,0
Käsitelty	Etelä-Suomi	Tuore	22,5	81,8	118,4	148,0	166,2	171,9
Ei-käsitelty	Etelä-Suomi	Tuore	21,3	113,2	150,6	177,6	200,3	195,6
Erotus	Etelä-Suomi	Tuore	-1,2	31,4	32,2	29,6	34,1	23,7
Käsitelty	Etelä-Suomi	OMT	30,3	101,1	158,6	202,8	223,0	229,8
Ei-käsitelty	Etelä-Suomi	OMT	26,3	114,0	187,1	225,9	247,4	264,0
Erotus	Etelä-Suomi	OMT	-4,0	13,0	28,5	23,1	24,5	34,2
Käsitelty	Pohjoinen	Kuivahko	9,8	34,5	57,4	53,8	58,4	59,4
Ei-käsitelty	Pohjoinen	Kuivahko	18,6	41,0	42,7	50,5	59,6	65,4
Erotus	Pohjoinen	Kuivahko	8,8	6,5	-14,7	-3,3	1,3	6,0
Käsitelty	Pohjoinen	Tuore	12,3	54,6	76,5	82,8	87,2	84,1
Ei-käsitelty	Pohjoinen	Tuore	17,5	59,8	70,4	78,1	80,4	95,5
Erotus	Pohjoinen	Tuore	5,2	5,1	-6,0	-4,7	-6,9	11,4
Käsitelty	Pohjoinen	OMT	31,5	87,3	108,9	137,9	203,9	147,1
Ei-käsitelty	Pohjoinen	OMT	15,4	65,9	126,4	153,7	219,8	139,4
Erotus	Pohjoinen	OMT	-16,1	-21,5	17,5	15,9	15,8	-7,8

10.3. Suojelualueiden päästövähennyspotentiaali

Keskibiomassataulukosta voidaan nähdä, että ikäluokissa 61–80, 81–100 ja 101–120 keskibiomassan erotus on noin 16–20 Mg ha^{-1}, 24–34 Mg ha^{-1} ja 23–34 Mg ha^{-1} kuivahkoilla-, tuoreilla- ja lehtomaisilla kankailla käsittelemättömien ja käsiteltyjen alojen välillä Etelä-Suomessa. Tämän tiedon avulla voidaan olettaa että, varttuneen talousmetsän siirtäminen suojeluun ja metsänhoidon lopettaminen kyseisillä kohteilla lisäisi puuston biomassaa noin 30 Mg ha^{-1} (tuoreilla ja lehtomaisilla kankailla Etelä-Suomessa). Tässä laskennassa myös oletamme, että siirtyminen käsitellystä metsästä käsittelemättömän metsän tilaan kestäisi noin 30 vuotta. Nämä oletukset mahdollistavat suojelumetsien perustamisen puuston hiilinieluvaikutusten arvioinnin seuraavan 30 vuoden jaksolle. Tämä lähestymistapa ei huomio sitä, että kyseisille alueille mahdollisesti aiemmin kohdentunut puun kysyntä ohjautuu toisaalle ja lisäten hakkuita suojelualueiden ulkopuolella.

Jos suojelualueita lisättäisiin 3 000 ha, 6 000 ha tai 10 000 ha vuodessa (2021–2035), johtaisi tämä puuston osalta 0,08, 0,17 tai 0,28 Mt CO_2 lisänieluun. Lisäksi voidaan olettaa, että maaperän ja kuolleen puun hiilivarasto kasvaa suojelualueilla enemmän kuin samankaltaisissa talousmetsissä (Tamminen ja Ilvesniemi 2012).

10.4. Vaikutukset puuntuotantoon, muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Suojelualueiden lisäämistä pidetään ensisijaisen tärkeänä keinona hidastaa metsäluonnon monimuotoisuuden heikkenemistä. Esimerkiksi useissa simulaatiotutkimuksissa puuntuotannosta poistaminen eli suojelu on havaittu vaihtoehtoisiin metsänkäsittelytapoihin verrattuna parhaaksi keinoksi nostaa erilaisten monimuotoisuusindikaattorien tasoa kuten lahopuun määrää (Tikkanen ym. 2007, Triviño ym. 2017, Eyvindson ym. 2018). Suojelluissa metsissä toimiva luontainen häiriödynamiikka luo rakenteellisia piirteitä ja resursseja, jotka ovat vähentyneet hoidetuissa talousmetsissä ja jotka ovat tärkeitä monille uhanalaistuneille metsälajeille (Kuuluvainen 2002, 2009). Luonnon monimuotoisuus on perusta kaikille metsien ekosysteemipalveluiden tuotannolle ja ylläpitää ekosysteemin vastustus- ja palautumiskykyä erilaisia häiriöitä vastaan (Gauthier ym. 2015), joten monimuotoisuuden suojelu tarvittavine toimenpiteineen edesauttaa myös kaikkien ekosysteemipalveluiden turvaamista pitkällä tähtäimellä.

Monimuotoisuusvaikutusten lisäksi tutkimukset viittaavat suojelun olevan hyvä suora keino turvata monien ei-puuntuotannollisten ekosysteemipalveluiden verraten korkea taso yhtäaikaisesti (Verkerk ym. 2014, Pohjanmies ym. 2017). Suojelu voi parantaa esimerkiksi metsän virkistysarvoja verrattuna intensiivisesti hyödynnettyihin talousmetsiin. Vanhojen metsien piirteet kuten suuret puut koetaan usein esteettisesti miellyttäviksi, kun taas avohakkuut ja selvät metsänhoidollisten toimenpiteiden jäljet nähdään epämiellyttävinä (Gundersen ja Frivold 2008). Hoidetut talousmetsät ovat tärkeä metsien keruutuotteiden lähde, mutta tutkimukset ovat osoittaneet metsien suojelulla olevan myönteisiä (esim. mustikka) tai vain melko vähäisiä negatiivisia vaikutuksia (esim. puolukka) keruutuotteiden satopotentiaaliin verrattuna tavanomaiseen metsänhoitoon (Peura ym. 2016). Monimuotoisuusarvoiltaan tärkeät, suojeltavaksi suositellut metsätyypit kuten erilaiset lehdot ovat myös monien toistaiseksi vähän hyödynnettyjen mutta kasvavassa kysynnässä olevien luonnontuotteiden kuten erilaisten villiyrttien pääasiallinen elinympäristö.

Metsien suojelulla on kuitenkin välitön vaikutus puuntuotantoon: tuotannosta poistetuilta alueilta ei korjata puuta, joten maanomistajalle koituu tulonmenetyksiä eikä puuraaka-aine tule käyttöön ja myös mahdolliset korvaushyödyt jäävät saamatta. Suojelun lisääminen voi nostaa puun hintaa, mikä yhtäältä on edullista puuta edelleen myyville metsänomistajille ja toisaalta nostaa metsäteollisuuden kustannuksia (Hänninen ja Kallio 2007). Suojelun aiheuttamien tulonmenetysten kompensoimiseksi maanomistajalle maksetaan METSO-ohjelmassa korvaus metsän suojelusta. METSO-ohjelman väliarvioinnin mukaan (Hohti ym. 2019) ohjelma on onnistunut kohtuullisen hyvin luonnonsuojelutoimenpiteiden kohdentamisessa sekä niiden hyväksyttävyyden turvaamisessa. Ohjelma on kasvattanut suojelualueverkostoa verraten arvokkailla ja hyvin kytkeytyneillä kohteilla. Ekologisesti erityisen laadukkaita ovat vanhojen metsien sekä lehtojen suojelualueet. Hyvä kytkeytyneisyys korostuu etenkin Metsähallituksen valtionmailla toteuttamassa suojelussa, jossa suojelualuesuunnittelu on voitu totuttaa systemaattisesti. Valtionmaiden suojelukohteet ovat yleensä myös pinta-alaltaan huomattavasti suurempia kuin yksityismaiden kohteet, mikä on lajiston säilymisen näkökulmasta todennäköisesti suotuisampaa. Kaiken kaikkiaan METSO-kohteiden painottuminen pinta-alaltaan pieniin kokoluokkiin saattaa heikentää alueiden vaikuttavuutta, ja ohjelman puitteissa toteutetun, yhteenlasketulta pinta-alaltaankin suhteellisen pienen verkoston kokonaisvaikutus jää todennäköisesti riittämättömäksi monimuotoisuustavoitteiden saavuttamiseksi. Vapaaehtoisuuteen perustuvassa ohjelmassa kaikkein kustannustehokkaimmat ratkaisut ovat myös jääneet toteuttamatta, sillä suojelualueiden valikoituminen riippuu paitsi niiden monimuotoisuusarvoista myös maanomistajan halukkuudesta. Lisäresursointi sekä aluesuunnittelun ja kustannustehokkuuden optimoinnin entistä voimakkaampi hyödyntäminen voivat parantaa ohjelman vaikuttavuutta.

11. Puutuotteiden hiilivarasto

11.1. Taustaa ja nykytila

Puutuotteiden hiilivaraston muutoksia arvioidaan kansallisessa kasvihuonekaasuinventaariossa (Tilastokeskus 2020). Lähtötietoina käytetään kansallisia sekä FAOSTATin (FAO 2019) julkaisemia tuotanto- ja vientitilastoja. Puutuotteet ovat toimineet hiilen nieluna koko raportoidun aikasarjan vuodesta 1990 vuoteen 2018 lukuun ottamatta vuotta 2009, jolloin taloudellinen taantuma vähensi metsätalouden tuotteiden kysyntää (Metsätilastollinen vuosikirja 2010). Puutuotteiden hiilinielu seuraakin pääsääntöisesti markkinakehitystä, mutta siihen vaikuttaa myös varastosta poistuvan hiilen määrä, eli puutuotteiden vuotuinen hiilinielu muodostuu varaston kasvun ja poistuman erotuksena. Vuonna 2018 puutuotteiden hiilinielu oli 4,3 miljoonaa tonnia CO_2. Merkittävimmän osan puutuotteiden hiilinielusta muodostavat pitkäikäiset puutuotteet eli sahatavara ja puulevyt. Sahatavaran ja puulevyjen hiilinielu vuonna 2018 oli 3,4 Mt CO_2 ja paperituotteiden 1 Mt CO_2. Lyhytikäiset paperituotteet ovat erityisen herkkiä markkinoiden vaihtelulle, ja niiden hiilivarasto onkin markkinatilanteen muutosten takia myös pienentynyt laskentahistoriassa yksittäisinä vuosina, eli paperituotteet ovat toimineet hiilen lähteenä. Tuotannon rakenne, esimerkiksi pitkäikäisten puutuotteiden tuotanto suhteessa lyhytikäisiin vaikuttaakin merkittävästi puutuotteiden hiilivaraston ja -nielun kokoon.

11.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Tavoitteena oli selvittää puutuotelaskennan herkkyyttä tuotannon tuoteportfoliolle. Arvion pohjana käytettiin EU:n LULUCF-asetukseen (EU 2018) perustuvaa Suomen metsien vertailutasolaskennan mukaista skenaariota (Maa- ja metsätalousministeriö, Luonnonvarakeskus 2019). Tähän skenaarioon sisältyy vuosien 2000–2009 keskimääräinen tuoteportfolio. Tässä hankkeessa tuotettiin uusi laskentavaihtoehto vuosien 2014–2018 keskimääräisellä tuoteportfoliolla.

Puutuotteiden hiilivaraston muutokset arvioitiin kasvihuonekaasuinventaariossa käytetyllä menetelmällä (IPCC 2006, Tilastokeskus 2020). Lähestymistapana on ns. tuotantolähestymistapa, missä arvioidaan hiilivaraston muutokset kotimaisesta puusta tehdyille tuotteille. Mukana laskennassa ovat siis myös vientiin menneet tuotteet, mutta ei tuontipuuta. Laskenta tehtiin kolmelle tuoteryhmälle: sahatavara, puulevyt ja paperi- ja kartonkituotteet (massat). Laskennassa käytettiin ensimmäisen asteen hajoamisfunktiota ja oletuspuoliintumisaikoja puutuotteiden hajoamiselle. Puutuotteiden puoliintumisaika tarkoittaa sitä aikaa, jonka kuluessa puutuotteiden sisältämä hiilivarasto pienenee puoleen alkuperäisestä arvostaan. Käytetyt puoliintumisajat ovat sahatavaralle 35 vuotta, puulevyille 25 vuotta ja paperi- ja kartonkituotteille 2 vuotta. Kasvihuonekaasuinventaarion mukaisesti laskennan aloitusvuosi on 1900, jolloin varasto alkaa kertyä nollasta.

Vertailutasolaskennassa puutuotemallin syötteenä käytettiin vuodesta 2011 eteenpäin MELA-mallinnuksesta (Hirvelä ym. 2017) saatuja ainespuukertymiä. MELA:n laskentajaksoille tuottamat kertymät interpoloitiin lineaarisesti vuosien välille. Puutuotteiden tuotantosuhteet vuodesta 2011 eteenpäin määriteltiin vakioisiksi, eli vertailutasolaskennassa samoiksi kuin ne olivat keskiarvoisesti ajanjaksolla 2000–2009 kotimaisen puun osalta. Uudessa laskentavaihtoehdossa vuoteen 2018 asti käytettiin toteutuneita ja kasvihuonekaasuinventaariossa raportoituja tuotantolukuja. Vuodesta 2019 eteenpäin käytettiin MELA-mallinnuksen tuottamia ainespuu-

kertymiä vastaavalla tavalla kuin vertailutasolaskennassa, mutta tuoteportfolio oli vuosien 2014–2018 mukainen.

Energiapuuksi korjattu puu ja kaatopaikoilla olevat puutuotteet on laskettu välittömän hajoamismenetelmän perusteella.

11.3. Puutuotteiden hiilivaraston päästövähennyspotentiaali

Päästövähennyspotentiaali laskettiin vertailutasolaskelman ja uuden laskelman erotuksena (Taulukko 25). Päästövähennyspotentiaali kuvaa sitä, kuinka paljon puutuotteiden hiilinielua voitaisiin kasvattaa, mikäli tuoteportfolio olisi samankaltainen kuin vuosina 2000–2009 (Vertailutaso) eli tuotettaisiin suhteessa hakkuisiin enemmän pitkäikäisiä puutuotteita kuin vuosina 2014–2018 (ILMAVA nykytaso). Päästövähennyspotentiaali on aluksi suurempi, mutta tasoittuu ajan kuluessa, kun enemmän pitkäikäisiä puutuotteita tuottavassa vertailutasolaskennassa myös hajoavien pitkäikäisten tuotteiden osuus on suurempi kuin nykytasoa kuvaavassa skenaariossa.

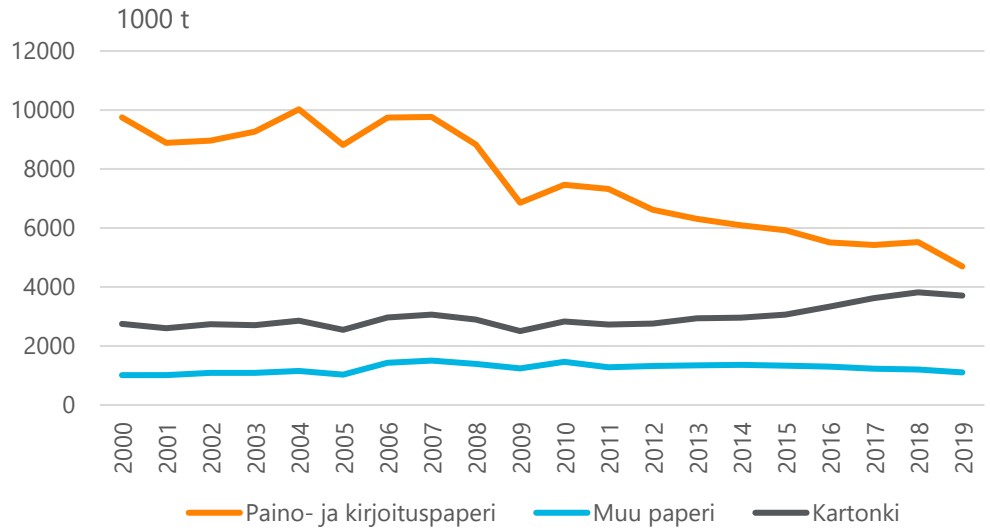
Taulukko 25. Puutuotteiden vuosittainen hiilinielu eri laskentavaihtoehdoissa sekä päästövähennyspotentiaali (Mt CO_2).

	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
ILMAVA nykytaso	-4,1	-4,5	-5,1	-5,4	-5,3	-5,2	-4,5
Vertailutaso	-6,4	-6,1	-6,6	-6,9	-6,7	-6,6	-5,8
Päästövähennyspotentiaali	-2,3	-1,5	-1,5	-1,5	-1,4	-1,4	-1,2

Lisäksi tehtiin laskelma, jossa hakkuita ja puutuotteiden tuotantoa kasvatettiin tässä hankkeessa lasketun lannoituksen tuoman lisäkasvun verran, mutta vaikutus puutuotteiden hiilitaseeseen oli hyvin pieni, esimerkiksi vain 0,1 Mt CO_2 vuonna 2035, vaikka kaikki lisäkasvu ohjattiin puutuotteisiin.

11.4. Metsäteollisuuden tuotantorakenteen muutokset

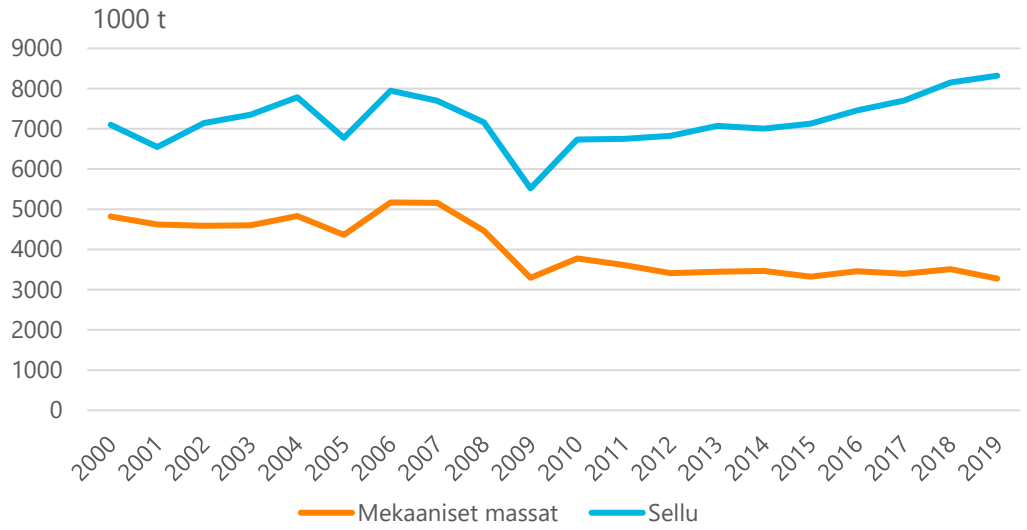
Suomen metsäteollisuuden merkittävin tuotantorakenteen muutos on 2000-luvulla tapahtunut massa- ja paperiteollisuudessa, jossa paperin tuotanto on laskenut voimakkaasti vuoden 2007 jälkeen. Vuonna 2019 paperia tuotettiin 5,8 miljoonaa tonnia, mikä oli 45 prosenttia vähemmän kuin keskimäärin vuosina 2000–2008 (syvän globaalin taloustaantuman vuosi 2009 on poikkeuksellisuutensa vuoksi jätetty tarkastelun ulkopuolelle). Lasku on kohdistunut paino- ja kirjoituspaperiin muiden paperien tuotannon pysyessä suhteellisen vakaana (Kuva 14). Muita papereita ovat esimerkiksi pehmo-, tarra-, laminaatti- ja pakkauspaperit. Kartonkien tuotanto sen sijaan on kasvanut selvästi vuodesta 2015 alkaen.



Kuva 14. Paperin ja kartongin tuotannon kehitys Suomessa 2000–2019. Lähde: Luonnonvarakeskus 2020.

Paperin tuotannon lasku ja kartongin tuotannon nousu jatkuvat myös lähivuosina. UPM sulki loppuvuonna 2019 aikakauslehtipaperikoneen Raumalla ja Stora Enso vuonna 2020 kaksi hienopaperikonetta Oulussa. Lisäksi UPM sulkee Kaipolan paperitehtaan vuoden 2020 loppuun mennessä. Vuosien 2019 ja 2020 paperikoneiden sulkemiset leikkaavat paperin tuotantokapasiteettia yhteensä yli kaksi miljoonaa tonnia. Tämän seurauksena vuonna 2021 Suomen paperin tuotannon odotetaan painuvan 3,5 miljoonaan tonniin. Samalla kartongin tuotanto kasvaa, kun Storan Enson uusi investointi Oulussa valmistuu vuoden 2020 loppuun mennessä. Vuonna 2021 on tapahtumassa historiallinen muutos, kun kartongin ennakoidaan nousevan paperin ohi tuotanto- ja vientimäärissä sekä viennin arvossa (Viitanen ym. 2020).

Paperin tuotannon väheneminen on heijastunut erityisesti mekaanisten massojen tuotantoon. Vuonna 2019 Suomessa tuotettiin mekaanisia massoja 3,3 miljoonaa tonnia, joka oli noin 30 prosenttia alhaisempi kuin keskimäärin vuosina 2000–2008 (Kuva 15). Mekaanisesta massasta yli 90 prosenttia kulutetaan paperin ja kartongin raaka-aineena kotimaassa. Sen sijaan sellun tuotanto on viime vuosina kasvanut voimakkaasti, ja vuoden 2019 tuotanto, 8,3 miljoonaa tonnia, oli Suomen kaikkien aikojen ennätys. Kehityksen taustalla ovat investoinnit markkinasellun tuotantoon: entistä suurempi osa sellusta viedään jalostettavaksi Suomen rajojen ulkopuolelle, erityisesti Kiinaan. Vuonna 2019 viennin osuus oli jo yli puolet kaikesta Suomessa tuotetusta sellusta. Kartongin tuotannon kasvu on toisaalta ylläpitänyt sellun kysyntää kotimaassa: 2010-luvulla sellun kulutus Suomessa on pysynyt vakaana.

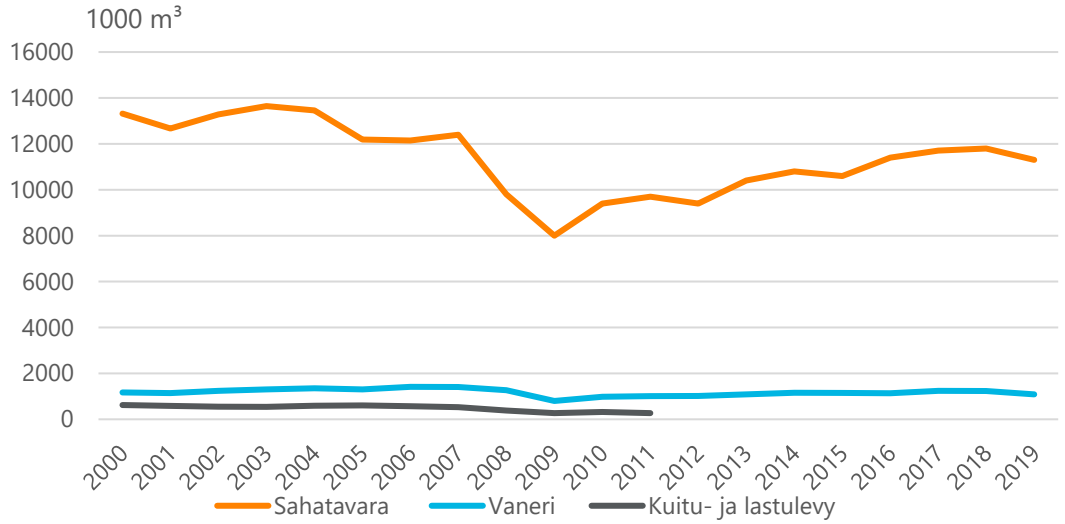


Kuva 15. Mekaanisten massojen ja sellun tuotanto Suomessa 2000–2019. Lähde: Luonnonvarakeskus 2020.

Puutuoteteollisuudessa merkittävin muutos 2000-luvulla on ollut sahatavaran tuotantomäärien notkahdus kansainvälisen finanssikriisin vuosina 2008 ja 2009. Vaikka sahatavaran tuotantomäärät ovat elpyneet vuodesta 2010, eivät ne ole yltäneet 2000-luvun alkuvuosien tasolle (Kuva 16). Sahatavaran vientimäärä sen sijaan nousi vuonna 2017 kaikkien aikojen ennätykseen, lähes 9,4 miljoonaan kuutiometriin, kansainvälisen huippusuhdanteen vetämänä.

Sahatavaran tuotannon ja viennin kehitykseen ovat vaikuttaneet erityisesti sahatavaran kysynnän hiipuminen kotimaassa sekä Venäjän raakapuun vientitullit ja maan oman sahatavaran tuotannon kasvu. Vuosina 2000–2008 sahatavaraa kulutettiin Suomessa keskimäärin runsaat 5 miljoonaa kuutiometriä vuodessa, kun viime vuosina kulutus on ollut noin 3 miljoonaa kuutiometriä. Kotimaan kulutuksen laskuun on vaikuttanut etenkin omakotirakentamisen väheneminen. Ennen kesäkuussa 2007 voimaan tullutta Venäjän raakapuun vientitullien korotusohjelmaa Suomessa sahattiin vuosittain myös huomattavia määriä tuontihavutukkia. Huippuvuonna 2004 sahateollisuus käytti 3,7 miljoonaa kuutiometriä tuontipuuta, kun viime vuosina tuontipuun käyttö on jäänyt alle 300 000 kuutiometriin. Sahatavaran tuotannon kasvu ja kilpailun kiristyminen Euroopassa on pakottanut suomalaisia sahoja etsimään markkinoita Euroopan ulkopuolelta. Tämän seurauksena etenkin Aasian merkitys sahatavaran viennin kohdemarkkinana on kasvanut 2010-luvulla.

Puulevyjen tuotannossa vanerin (ml. viilupuu) merkitys on korostunut 2010-luvulla. Kuitu- ja lastulevyjen yhteenlaskettu tuotanto oli 2000-luvun alkuvuosina noin 600 000 kuutiometriä vuodessa, mutta nykyisin tuotantoa on enää yhdessä lastu- ja yhdessä kuitulevytehtaassa. Levyteollisuudessa investoinnit ovat viime vuosina kohdistuneet viilupuun tuotantoon sekä koivuviilun sorvauskapasiteettiin. Koivuviiluinvestoinneissa uusi liiketoimintamallina on viedä viilu jatkojalostettavaksi maihin, joiden kustannustaso erityisesti työvoiman osalta on Suomea alhaisempi. Kesällä 2020 perinteisen ristiliimatun vanerin tuotantokapasiteetti supistui Suomessa jälleen 100 000 kuutiomerillä, kun UPM sulki vaneritehtaansa Jyväskylässä.



Kuva 16. Sahatavaran, vanerin sekä kuitu- ja lastulevyn tuotanto Suomessa 2000–2019. Tietosuojasyistä lastulevyn tuotantomääriä ei ole julkaistu vuoden 2011 jälkeen ja kuitulevyn tuotantomääriä vuoden 2012 jälkeen. Lähde: Luonnonvarakeskus 2020.

Lyhyellä aikavälillä metsäteollisuustuotteiden tuotantomääriin vaikuttaa erityisesti vientimarkkinoiden yleinen talouskehitys, joka heijastuu eri tuotteiden kysyntään. Kotimaan talouskehityksellä on merkitystä lähinnä sahatavaran ja joidenkin puulevyjen tuotannossa. Pidemmällä aikavälillä metsäteollisuustuotteiden maailmanmarkkinakysyntään ja tuotantoon Suomessa vaikuttavat niin sanotut megatrendit, kuten väestönkasvu, elintason nousu, kaupungistuminen, ilmastonmuutos, maailmantalouden painopisteiden muuttuminen, luonnonvarojen niukkeneminen, biodiversiteetin heikkeneminen, ympäristötietoisuuden lisääntyminen ja digitalisaatio.

Useat megatrendit ovat jo heijastuneet metsäteollisuustuotteiden kilpailuasemaan. Digitalisaatio ja printtimedian korvautuminen sähköisellä viestinnällä on näkynyt paino- ja kirjoituspaperien kulutuksen globaalina vähenemisenä. Toisaalta verkkokaupan lisääntyminen ja pyrkimys lisätä uusiutuvasta raaka-aineesta valmistettujen tuotteiden käyttöä fossiilisten raaka-aineiden korvaajana on lisännyt erityisesti pehmo-, hygienia- ja erikoispaperien, kuten tarralaminaattien, sekä pakkauskartonkien kysyntää. Uusien teknologioiden kehitystyö on tuottanut Suomessa ja muualla ratkaisuja myös muovien korvaamiseen sellupohjaisilla pinnoitteilla. Kehitystyö on ollut vilkasta myös aikaisempaa ympäristöystävällisempien puupohjaisten tekstiilikuitujen parissa. Suomessa on vuosien 2019–2021 aikana käynnistynyt ja käynnistymässä pilottilaitoksia, joissa testataan tällaisten tekstiilien tuottamista suuressa mittakaavassa.

Pyrkimys ilmastonmuutoksen vaikutusten hillitsemiseen sekä terveelliseen asumiseen parantaa puun asemaa kaupunkirakentamisessa, jossa perinteisten sahatavaran ja vanerin rinnalle ovat vahvasti nousemassa modernit rakennepuutuotteet CLT ja LVL. Myös puupohjaisiin biopolttoaineisiin kohdistuu runsaasti odotuksia, joskin niihin liittyy myös useita haasteita metsäalan arvonlisän ja resurssitehokkuuden kohottamisen näkökulmista.

Suomen metsäteollisuuden tuotantorakenteen kannalta olennainen kysymys on, missä määrin Suomella on sellaisia kilpailuetuja, joiden seurauksena uusien puupohjaisten tuotteiden valmistusta koskevat investoinnit kohdistuvat Suomeen. Myös olemassa olevia tuotteita koskevat kehitysennusteet voivat vanhentua tai muuttua nopeasti. Muutama vuosi sitten valtioneuvostolle tehdyissä selvityksissä (Pöyry 2016, 2017) arvioitiin, että graafisten paperien tuotanto vähenisi Suomessa vuoteen 2035 mennessä 3,5 miljoonaan tonniin. Todellisuudessa vähennys tapahtuu

lähes 15 vuotta aikaisemmin, vuoteen 2021 mennessä. Kartongin tuotannon puolestaan arvioitiin lisääntyvän vuoteen 2035 mennessä runsaaseen neljään miljoonaan tonniin. Myös tämä muutos tulee toteutumaan jo vuonna 2021. Sellua koskevat tuotantomääräennusteet toteutunevat nekin jo yli kymmenen vuotta etuajassa. Sahatavaran tuotannon ennustettiin lisääntyvän vuoteen 2035 mennessä maltillisesti runsaaseen 12 miljoonaan kuutiometriin eli jotakuinkin samalle tasolle, jossa se oli ajanjaksolla 2000–2009. Myöskään vanerin ja muiden puulevyjen tuotantoon ei odotettu suuria muutoksia vuoteen 2035 mennessä.

Pöyryn (2016, 2017) ennusteita on käytetty lähtötietoina useissa pitkälle tulevaisuuteen suuntaavissa skenaariotarkasteluissa, kuten arvioissa Suomen kasvihuonekaasujen kokonaispäästöjen ja -poistumien kehityksestä (Koljonen ym. 2019) ja LULUCF-sektorin päästö- ja poistumakehityksestä (Aakkula ym. 2019). Muutokset metsäteollisuudessa ovat olleet viime vuosina joiltakin osin odottamattoman nopeita, mikä haastaa skenaarioiden laatijoita varsinkin siinä tapauksessa, että jotkut keskeiset ennusteet perustuvat yhden toimijan näkemyksiin.

12. Kosteikot

12.1. Taustaa ja nykytila

Kosteikkojen päästöt ja nielut sisällytetään LULUCF:n piiriin vuodesta 2026 lähtien. Tämä mahdollistaa ennallistamis- ja vettämistoimenpiteistä syntyvien kosteikkonielujen täysimääräisen hyödyntämisen Suomen kasvihuonekaasulaskennassa ja kansallisessa tilinpidossa.

Kosteikoiksi käsitetään tässä luvussa ennallistetut, aiemmin metsäojitetut suot sekä vetetyt (tai vesitetyt) turvetuotantoalueet. Kosteikkoja ovat myös maatalouden kosteikot, joita käsitellään raportin luvussa 3.3. Noin 800 000 hehtaaria, eli lähes viidennes Suomen metsäojitetuista soista on arvioitu metsätalouden kannalta kannattamattomiksi (Kojola ym. 2015). Nämä jaetaan laskelmissa ravinteisuudeltaan vähäravinteisiin ja ravinnerikkaisiin, koska ravinteisuus, pohjavesipinnan taso ja lämpötila ovat tärkeimmät metsäojitetun suon kasvihuonekaasutaseisiin vaikuttavat tekijät (Ojanen ym. 2013). Karuja turvekangastyyppejä ovat puolukka-, varpu-, ja jäkäläturvekankaat ja ravinteikkaita mustikka- ja ruohoturvekankaat. Vähäravinteisten suometsien heikko puuntuotoskyky johtuu vähäravinteisuudesta, kun taas ravinteikkaiden heikkotuottoisuus johtuu ravinne-epätasapainosta ja epäedullisesta pintaturpeen rakenteesta.

12.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Turvemaiden ennallistamisen kasvihuonekaasuvaikutusten arvioinnissa käytettiin kahta vaihtoehtoista kehitysnäkymää eli skenaariota 15 vuoden aikajaksoittain vuodesta 2021 alkaen vuoteen 2065 asti. Tässä työssä painotettiin ilmastovaikutuksia, joten ennallistaminen kohdennettiin ainoastaan ravinteikkaisiin heikkotuottoisiin suometsiin, joita on kaikkiaan 80 000 ha.

Turvetuotannossa olevien alueiden pinta-ala tieto vaihtelee arviointitavasta riippuen. Tämän raportin luvussa 2.1. todetaan, että vuonna 2019 turvetuotannon käytössä oli noin 52 000 ha (AFRY 2020). ELY-keskuksen aineiston mukaan tuotantokunnossa tai tuotannossa oli vuonna 2018 lähes 64 000 hehtaaria. Siten arvioimme tässä työssä turvetuotantoalaksi 60 000 ha, josta 20 % soveltuu aiemmin toteutuneiden toimenpiteiden perusteella kosteikoiksi.

Skenaariossa 1 oletettiin, että suometsien vuosittainen ennallistamisen pinta-ala on 5 000 ha ja turvetuotantoalojen 800 ha ensimmäisen 15 vuoden aikajaksolla. Tällöin ennallistettujen suometsien kokonaispinta-alaksi tulisi yhteensä 75 000 ja ennallistettujen turvetuotantoalojen pinta-alaksi yhteensä 12 000 ha. Ennallistamistoimenpiteiden vaikutukset laskettiin lähtötilanteesta 2021 lukien 15, 30 ja 45 vuoden ajanjaksoille.

Skenaariossa 2 oletettiin, että suometsien vuosittainen ennallistamisen pinta-ala on 2 500 ha ja turvetuotantoalojen 400 ha ensimmäisen 15 vuoden aikajaksolla. Siten pinta-alat puolittuivat verrattuna ensimmäiseen skenaarioon.

12.3. Turvemaiden ennallistamisen päästövähennyspotentiaali

Turvemaan ennallistamisen vaikutus kasvihuonekaasujen päästöihin vaihtelee riippuen kasvihuonekaasusta, alueen aiemmasta maankäyttömuodosta ja turvemaan ravinteisuudesta. Ennallistettuna ojitetun suometsän maaperä on hiilidioksidin nielu, mutta metaanin päästölähde (Taulukko 26). Vähäravinteisten ojitettujen suometsien ennallistaminen lisää kasvi-

huonekaasujen päästöjä 2,08 t CO_2 ekv./ha/v kun taas ravinnerikkaiden suometsien ennallistaminen pienentää päästöjä 4,66 t CO_2 ekv./ha/v.

Turvetuotantoalueen ennallistaminen johtaa maaperän muuttumisen CO_2-päästölähteestä hiilen nieluksi, mutta toisaalta metaanipäästöjen kasvamiseen (Taulukko 27). Ennallistamisen kokonaisvaikutus kasvihuonekaasujen päästöjen pienenemiseen on kuitenkin varsin suuri 9,40 t CO_2 ekv./ha/v.

Taulukko 26. Kasvihuonekaasujen päästöt ojitetuissa suometsissä ja ennallistetuilla soilla. Negatiivinen luku indikoi nielua ja positiivinen päästöä. Ennallistamisen vaikutus kasvihuonekaasujen taseisiin = Ennallistettu suo – ojitettu suometsä. Negatiivinen luku ilmaisee nieluvaikutuksen kasvua, eli että ennallistaminen tuottaa ilmastohyötyä.

		Puusto, CO_2, t/ha/v	CO_2, t/ha/v	CH_4, CO_2e t/ha/v	N_2O, CO_2e t/ha/v	Yhteensä t CO_2e/ha/v
Ojitettu suometsä	Vähäravinteinen	-1,3	-0,59	0,27	0,20	-1,42
	Ravinnerikas	-1,3	5,06	0,27	0,82	4,85
Ennallistettu suo	Vähäravinteinen	0	-2,96	3,62	0	0,66
	Ravinnerikas	0	-2,83	3,03	0	0,19
Ennallistamisen vaikutus	Vähäravinteinen	1,3	-2,37	3,35	-0,2	2,08
	Ravinnerikas	1,3	-7,89	2,76	-0,82	-4,66

Taulukko 27. Kasvihuonekaasujen päästöt entisillä turvetuotantoalueilla ja ennallistetuilla turvetuotantoalueilla. Negatiivinen luku indikoi kertymää ja positiivinen päästöä. Ennallistamisen vaikutus kasvihuonekaasujen taseisiin = Vetetty turvetuotantoalue – entinen turvetuotantoalue. Negatiivinen luku ilmaisee nieluvaikutuksen kasvua, eli että ennallistaminen tuottaa ilmastovaikutushyötyä.

	CO_2, t/ha/v	CH_4, CO_2ekv t/ha/v	N_2O, CO_2ekv t/ha/v	Yhteensä t CO_2ekv/ha/v
Entinen turvetuotantoalue	9,54	0,13	0,95	10,62
Vetetty turvetuotantoalue	-1,88	3,1	0	1,22
Vettämisen vaikutus	-11,42	2,97	-0,95	-9,40

Skenaariossa 1 vuosittaisen ojitettujen suometsien ennallistamisen pinta-ala on 5 000 ha ja turvetuotantoalojen 800 ha seuraavien 15 vuoden ajan vuodesta 2021 alkaen. Kasvihuonekaasupäästöt pienenevät verrattuna aiempaan maankäyttöön keskimäärin 0,24 Mt CO_2 ekv./vuosi (Taulukko 28). Skenaariossa 2 päästövähennykset ovat puolta pienempiä.

Taulukon 28 laskelmat tukevat LIFEPeatLandUse-hankkeen tuloksia, joiden perusteella karujen heikkotuottoisten suometsien on arvioitu olevan kasvihuonekaasutaseiden kannalta neutraaleja tai jopa nieluja, kun taas rehevät heikkotuottoiset suometsät ovat lähteitä johtuen niiden voimakkaasta turpeen hajoamisesta (Tolvanen ym. 2018).

Taulukko 28. Kasvihuonekaasupäästöjen väheneminen ennallistamisen jälkeen aiempaan maankäyttöön verrattuna. Luvut on laskettu kahdelle skenaariolle ja kolmelle eri pituiselle ajanjaksolle lähtövuosi 2021 mukaan lukien, yksikkö Mt CO_2 ekv.

Vuodet	Suometsät, Mt CO_2 ekv/v	Turvetuotantoalueet Mt CO_2 ekv/v	Suometsät + turvetuotantoalueet, Mt CO_2 ekv/v	Päästövähennys kauden aikana yhteensä, Mt CO_2 ekv
Skenaario 1, suometsät 5000 ha/v, turvetuotantoalueet 800 ha/v				
2021–2035	0,18	0,06	0,24	3,6
2021–2050	0,27	0,09	0,36	10,8
2021–2065	0,44	0,14	0,58	26,1
Skenaario 2, suometsät 2500 ha/v, turvetuotantoalueet 400 ha/v				
2021–2035	0,09	0,03	0,12	1,8
2021–2050	0,13	0,04	0,17	5,1
2021–2065	0,22	0,07	0,29	13,05

Karujen suometsien ennallistamisen ilmastohyödyt realisoituvat vasta kymmenien tai satojen vuosien aikajänteellä (Tolvanen ym. 2018). Tämä johtuu siitä, että metaanin tuotanto käynnistyy turpeessa, kun taas puuston hiilensidonta lakkaa ennallistamisen yhteydessä toteutetun puuston poiston seurauksena.

Turvetuotantoalueiden vettäminen johtaa välittömiin ilmastohyötyihin, koska hiilidioksidipäästöt loppuvat ja maaperä muuttuu hiilinieluksi.

12.4. Vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Heikkotuottoisten suometsien ennallistamisella on tärkeä hyöty monitavoitteisuuden kannalta. Monimuotoisuusnäkökohdasta tarkasteltuna sekä rehevät (Maanavilja ym. 2014, Laine ym. 2016) että karut suometsät (Laine ym. 2011, Haapalehto ym. 2017) hyötyvät ennallistamisesta. Malliennusteiden mukaan ennallistamalla 15 % ojitetuista soista voidaan kasvattaa 34 uhanalaisen kasvilajin levinneisyyttä 48:sta lajista (Tolvanen ym. 2020a). Vastaavasti vesistökuormituksen kannalta suurimmat ravinteiden ja orgaanisen aineksen päästöt aiheutuvat karujen soiden ennallistamisesta (Koskinen ym. 2017). Niin kauan kuin tukittujen ojien aiheuttama spatiaalinen vaihtelu suovedenpinnassa jatkuu, myös riski ravinteiden huuhtoutumiselle jatkuu (Tolvanen ym. 2020b). Siten ennallistettavia kohteita valittaessa joudutaan tasapainottelemaan monimuotoisuushyötyjen, lyhytaikaisten vesistöhaittojen sekä lyhyt- ja pitkäaikaisten ilmastohyötyjen tai -haittojen välillä.

Turvetuotantoalueiden vettämisen myötä ilmastohyötyjen lisäksi myös monimuotoisuus alkaa palautua vaikkakaan se ei välttämättä etene kohti alkuperäisen suon monimuotoisuuden rakennetta (Tolvanen ym. 2018).

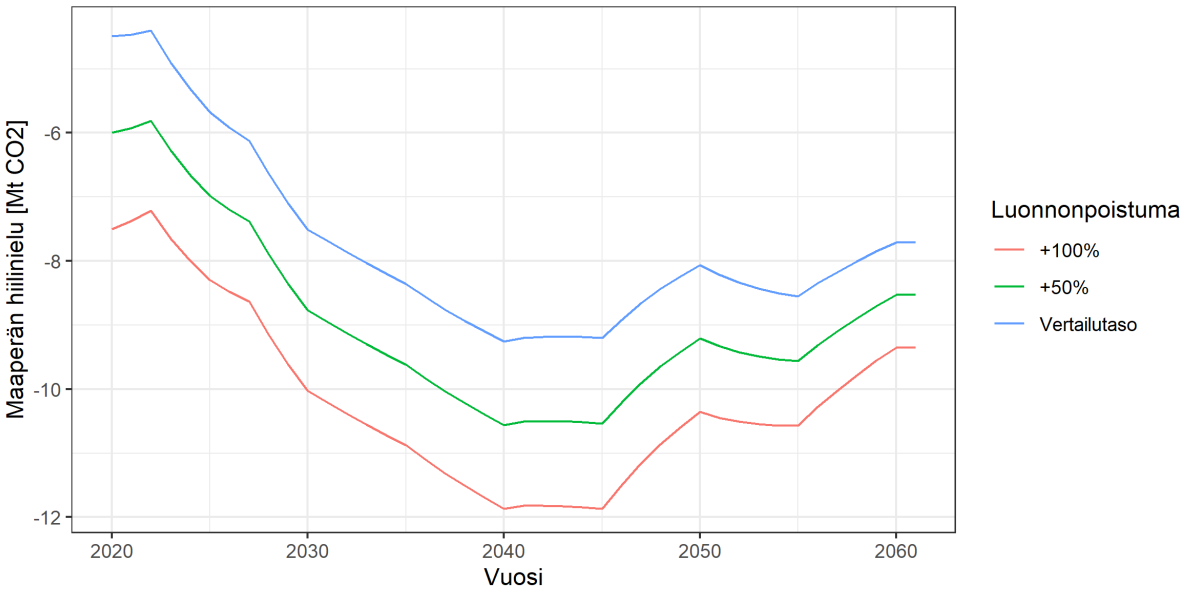
13. Lahopuun hiilivaraston lisääminen

13.1. Taustaa ja nykytila

Puustosta ja muusta kasvillisuudesta aiheutuva karikesyöte on keskeinen orgaanisen aineen lähde, joka ylläpitää maaperän ja lahopuuston hiilivarastoa. Metsään jäävä kuollut runkopuu hajoaa hitaasti ja siihen sitoutunut hiili palautuu ilmakehään vuosikymmenien kuluessa (Rinne ym. 2017). Vuosittaisen luonnonpoistuman on arvioitu olevan Suomessa noin 7 milj. m^3 (Korhonen ym. 2017). Uudet metsänhoito-ohjeet ja käytännöt kannustavat lisäämään säästö- ja jättöpuita hakkuun yhteydessä, koska säästöpuut edistävät monimuotoisuuden säilymistä (Gustafsson ym. 2012). Myös lisääntyvät metsätuhot tuottavat metsiin lahopuuta. Mittausten mukaan kuolleen puun kokonaismäärä on lisääntynyt sekä Etelä-Suomen puuntuotannon maalla, että suojelualueilla. Vastaavasti Pohjois-Suomessa kuolleen puun kokonaismäärä on vähentynyt (Korhonen ym. 2020). Luonnonpoistuman lisäys kasvattaa metsissä olevan lahopuun määrää ja sen hiilivarastoa, jos kuolleiden puiden lahoamisnopeus ei samanaikaisesti kasva.

13.2. Päästövähennysarvioinnin tausta-aineisto ja menetelmät

Tässä tutkimuksessa arvioitiin lahopuun hiilivaraston kasvun merkitystä metsien hiilinielulle. Tutkimuksessa hyödynnettiin vertailutasolaskennan MELA ja Yasso07 mallin skenaarioita, sekä puuston että maaperän hiilivaraston kehityksestä (Lehtonen ym. 2019). Lahopuun määrän kasvun vaikutusta maaperän hiilivarastoon arvioitiin siten, että oletettiin luonnonpoistuman kasvavan joko 50 % tai 100 % verrattuna vertailutasolaskennassa käytettyihin arvioihin (Kuva 17).



Kuva 17. Kangasmaiden hiilinielun kehitys vertailutasolaskennassa (sininen viiva). Ja siten että luonnonpoistumaa on lisätty joko 50 % (vihreä viiva) tai 100 % (punainen viiva). Negatiiviset luvut tarkoittavat, että hiiltä poistuu ilmakehästä maaperän hiilivarastoon.

13.3. Lahopuuston hiilivaraston kasvun päästövähennyspotentiaali

Kun luonnonpoistuma kasvoi nykytasosta noin 50 %, maaperän hiilivarasto kasvoi ja metsien vuosittainen nielu vahvistui -1,26 Mt CO_2 vuoteen 2035 mennessä. Vastaavasti jos vuosittainen luonnonpoistuma kaksinkertaistui, aiheutti tämä metsien nielun vahvistumisen noin -2,52 Mt CO_2 vuoteen 2035 mennessä (Taulukko 29).

Taulukko 29. Luonnonpoistuman lisäämisen vaikutus maaperän hiilinieluun (Mt CO_2 ekv. v^{-1}) 2035, 2050 & 2060. Vasemmalla kangasmaiden hiilinielut (vertailutaso, +50 % & +100 %). Harmaalla pohjalla on esitetty vaikutus maaperän hiilinieluun tilanteessa, jossa luonnonpoistuma kasvaa joko 50 % tai 100 % nykyiseen verrattuna.

Vuosi	Vertailutaso (kangasmaat)	Luonnonpoistuma +50 %	Luonnonpoistuma +100 %	Erotus +50 %	Erotus +100 %
2035	-8,36	-9,62	-10,88	-1,26	-2,52
2050	-8,06	-9,21	-10,35	-1,15	-2,29
2060	-7,71	-8,53	-9,35	-0,82	-1,64

13.4. Vaikutukset muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen

Lahopuun määrän lisääminen metsissä on perusteltua erityisesti luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen vuoksi. Säästöpuuston määrän kaksinkertaistaminen nykyisestä lisäisi vähitellen lahopuun määrää noin kaksi kuutiometriä hehtaarilla. Näillä keinoilla saavutettavissa oleva lahopuun määrä – noin kymmenen kuutiometriä hehtaarilla – turvaisi useimpien lahopuusta riippuvaisten lajien säilymisen talousmetsissä (Mäkipää ja Siitonen 2017). Metsäelinympäristöissä elävien lajien ensisijainen uhanalaistumisen syy on lahopuun vähäisyys. Lahopuuta elinympäristökseen tarvitsevien lajien menestymismahdollisuuksia on pyritty parantamaan suojelualueita perustamalla, talousmetsien metsänhoitosuosituksia kehittämällä ja äärimmäisessä tapauksessa uhanalaisten lajien siirtoistutuksin (Norden ym. 2020). Etelä-Suomalaisessa kuusikossa kolmannes sienilajeista vaatii elinympäristökseen lahopuuta ja ilman lahopuuta tältä lajistolta puuttuu elinmahdollisuudet (Mäkipää ym. 2017). Lahopuumäärän lisäämisellä on kiistatta positiivinen vaikutus metsäluonnon monimuotoisuuteen. Metsätalouden toimenpiteillä voidaan melko nopeastikin vaikuttaa joidenkin lahopuusta riippuvaisten lajien säilymiseen (Saaristo ym. 2010). Esimerkiksi säästöpuuhaapojen jättämisen on jo havaittu vaikuttaneen niin, että joidenkin silmälläpidettävien ja uhanalaistenkin lajien luokitusta on voitu laskea. Hakkuissa metsään jätetyt säästöpuut kuolevat aikanaan luoden metsään lahopuujatkumon, joka edistää lahopuuta elinympäristönä käyttävien lajien populaatioiden säilymisen. Metsään jätettyjen säästöpuiden lukumäärän ja tilavuuden kasvattaminen siten, että nuorissakin metsissä on eri aikoina kuolleita ja eri lahoasteita edustavia kuolleita puita parantaa huomattavasti monien kääpälajien elinmahdollisuuksia (Peltoniemi ym. 2013).

Säästöpuut heikentävät kehittyvän taimikon kasvua, mutta vaikutus on pienin ja monimuotoisuus hyödyt suurimmat silloin kun säästöpuut on jätetty ryhmiin (Palik ym. 2003, Gustafsson ym. 2012). Toisaalta säästöpuilla on positiivinen vaikutus uudistusalueen sienijuurisienten monimuotoisuuteen (Sterkenburg ym. 2019) ja taimien mykoritsoitumiseen, mikä on välttämätöntä niiden kyvylle ottaa maaperästä vettä- ja ravinteita (Korkama ym. 2006).

Lahopuumäärän lisääntyminen vaikuttaa positiivisesti pölyttäjähyönteisten elinmahdollisuuksiin mikä osaltaan parantaa marjasatoja. Lukuisat hyönteislajit tarvitsevat elinkiertonsa eri vaiheissa lahopuuta ravinnokseen, koteloitumispaikaksi ja aikuisten yksilöiden talvehtimispaikaksi. Monimuotoisen hyönteislajiston säilymisen varmistaa se, että eri puulajien eri asteista lahopuuta on metsässä sen kaikissa kehitysvaiheissa. Lahopuulla ruokailevien hyönteistoukkien ravintoa ovat puun ohella puussa kasvavat sienirihmastot, jotka ovat puuta ravinteisempaa syötävää. Lahopuulla kasvavan lakkakäävän erittämällä nesteellä on lisäksi positiivinen vaikutus sitä juovien pölyttäjähyönteisten yhdyskuntien taudinkestävyyteen (Stamets ym. 2018).

14. Yhteenveto ja johtopäätökset

14.1. Maankäyttösektorin uudet toimet voivat auttaa Suomea saavuttamaan hiilineutraliustavoitteen 2035

Maankäyttösektorin potentiaalisten ilmastotoimenpiteiden vaikutusta on arvioitu tässä tutkimuksessa nykyistä tutkimustietoa ja asiantuntija-arvioita kokoamalla sekä käytettävissä olevia valmiita mallinnusmenetelmiä soveltaen. Maankäyttösektorilla on lukuisia tunnistettuja mahdollisuuksia vahvistaa hiilinieluja ja vähentää kasvihuonekaasupäästöjä, ja potentiaalisten toimenpiteiden vuosittainen nettovaikutus vuonna 2035 olisi lähes 10 Mt CO_2 ekvivalenttia lisää hiilinielua verrattuna ilman lisätoimenpiteitä toteutuvaan (Kuva 18). **Tämä vaatisi erittäin laajoja muutoksia maankäyttösektorin ohjauskeinoissa, investointeja päästöjä vähentäviin ja nieluja lisääviin toimenpiteisiin. Puutuotteiden hiilivaraston kasvattaminen edellyttäisi muutoksia myös maankäyttösektorin ulkopuolella metsäteollisuuden tuotantorakenteessa**, mihin maankäyttösektoria koskevat ohjauskeinot eivät vaikuta**.**

Kuva 18. Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden potentiaalinen kasvihuonekaasupäästövaikutus (Mt CO_2 ekv.) vuonna 2035. Toimenpiteen pinta-ala (10^3 ha/v) kuvaa karkeasti pinta-alaa, jolla keskimäärin toimintaa tulisi muuttaa vuosittain, jotta vihreillä pylväillä kuvatut päästövähennykset voidaan saavuttaa vuoteen 2035 mennessä.

Tässä tarkastelluista toimenpiteistä suurimmat vaikutukset voidaan saavuttaa muuttamalla turvemaapeltojen viljelykäytäntöjä, hillitsemällä metsäkatoa, tuhkalannoittamalla suometsiä ja jatkamalla runsasravinteisissa ojitetuissa suometsissä metsänkasvatusta avohakkuiden sijaan poimintahakkuin (Taulukko 30). Myös säästöpuumäärän lisääminen ja metsäteollisuuden tuotantorakenteen muutos, joka lisäisi pitkäikäisten puutuotteiden osuutta, kasvattaisivat huomattavasti hiilinielua.

Suomen hiilineutraaliustavoitteen kannalta on välttämätöntä tehdä toimenpiteitä laajasti eri toimenpiteitä hyödyntäen. Maankäyttösektorilla on mahdollisuuksia tuntuviin päästövähennyksiin ja nielujen lisäämiseen ja useimpien toimenpiteiden käyttöönottoa on mahdollista edistää maa- ja metsätalouden kannustinjärjestelmiä kehittämällä. Toisaalta esimerkiksi metsäteollisuuden tuotantorakenteen nopea muutos kohti pitkäaikaisia puutuotteita on epätodennäköinen eikä sitä pystytä kovin paljon edistämään nykyisin käytössä olevilla ohjauskeinoilla.

Ilmastotoimenpiteiden kustannustehokkuudesta ei ole käytettävissä kattavaa arviota. Sen tekeminen edistäisi ilmastotoimenpiteiden suuntaamista vaikuttavimpiin ja tehokkaimpiin toimenpiteisiin.

Taulukko 30. Maankäyttösektorin ilmastotoimenpitein aikaansaatava kasvihuonekaasupäästövaikutuksen minimi- ja maksimiarviot (Mt CO_2 ekvivalenttia) vuonna 2035, jos toimenpiteen vuosittainen toteutuspinta-ala on vuodesta 2021 lähtien taulukossa esitetyn mukainen. Negatiiviset luvut tarkoittavat lisänielua eli kasvihuonekaasujen poistamista ilmakehästä.

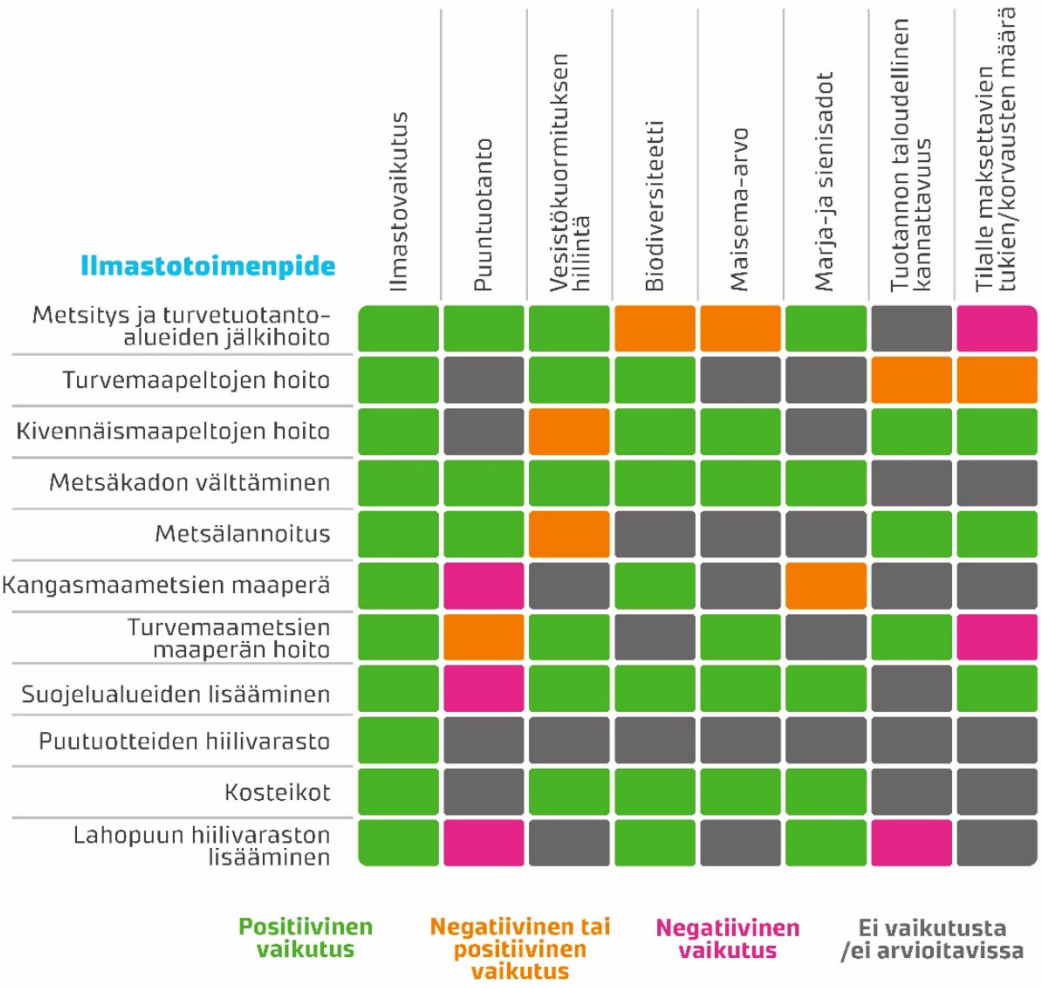
Toimenpide	Päästövähennys (Mt CO_2 ekv.)		Vuosittainen pinta-ala (1000 ha)	
	Minimi	Maksimi	Minimi	Maksimi
Metsitys	-0,09	-0,25	3	7,9
Turvemaapeltojen hoito	-0,14	-0,91	0,3	4
Kivennäismaapeltojen hoito	-0,21	-0,69	150	1000
Metsäkadon välttäminen	-1,26	-1,37	6,5	6,5
Metsien tuhkalannoitus	-0,59	-1,20	30	77
Metsien typpilannoitus	-0,31	-0,62	30	50
Taimikonhoito	-0,31	-0,31	30	30
Metsien kangasmaaperän hoito+	-0,15	-0,32	15	15
Turvemaametsien maaperän hoito	-0,3	-2,4	65	80
Suojelualueiden lisääminen	-0,08	-0,28	3	10
Puutuoteportfolion muuttaminen*	-1,5	-1,5	-	-
Kosteikot	-0,12	-0,24	2,9	5,8
Lahopuu*	-1,26	-1,26	-	-
Yhteensä	-6,32	-11,35	335,7	12 86,2

+ Metsien kangasmaaperän hoidon ilmastovaikutus perustuu 1 milj. m^3 metsähakkuun korjuun vähentämiseen.

* Puutuoteportfolion muuttaminen ja lahopuun määrän lisääminen edellyttää toimenpiteitä, jotka koskevat kaikkia Suomen metsiä ja tästä syystä pinta-alaa ei ole arvioitu.

14.2. Ilmastotoimenpiteillä on vaikutuksia elinkeinojen harjoittamiseen, ekosysteemipalveluihin ja luonnon monimuotoisuuteen

Maankäyttösektorin monilla ilmastotoimenpiteillä edistetään myös luonnon monimuotoisuuden säilymistä ja vähennetään maa- ja metsätalouden negatiivisia ympäristövaikutuksia (Kuva 19). Erityisesti turvemaiden viljely- ja metsänkasvatusmenetelmiä uudistamalla saadaan tavoitellun ilmastovaikutuksen ohella vähennettyä vesistökuormitusta. Monimuotoisuuden säilyttämistä tukisivat erityisesti suojelualueiden lisääminen, soiden ennallistaminen ja lahopuumäärän lisääminen talousmetsissä. Kivennäismaapeltojen maaperän hoito, metsälannoitus ja turvemaametsien maaperän päästövähennystoimet voivat edistää myös tuotannon taloudellista kannattavuutta. Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteisiin kannustaminen on tehokasta, jos yhteiskunnan tuet mitoitetaan oikein ja suunnataan toimenpiteisiin, jotka eniten vähentävät päästöjä maa- ja metsätaloudessa. Ohjausjärjestelmä voidaan rakentaa niin, että vähennetään maanomistajille maksettavia tukia, jos he jatkavat päästöjä lisäävää toimintaa, tai niin, että palkitaan päästöjen vähentämisestä. Myös näiden kahden ohjaustavan yhdistäminen on mahdollista.



Kuva 19. Ilmastotoimenpiteiden vaikutus muihin ekosysteemipalveluihin, monimuotoisuuteen ja elinkeinoihin. [a]Vuodesta 2021 lähtien joutoalueiden metsitykseen voi saada tukea, mikä vaikuttaa maksettavien tukien määrä positiivisesti. Sen sijaan maataloustukikelpoisten peltojen metsitys vähentää tukia.

14.3. Ilmastotoimenpiteiden vaikutusarviot ovat vielä epävarmoja ja tarkentamiseen tarvitaan uutta tutkimustietoa

Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden potentiaalista vaikuttavuutta on tässä tutkimuksessa arvioitu tutkimustiedon ja asiantuntija-arvioiden perusteella sekä soveltaen valmiina käytettävissä olevia mallinnusmenetelmiä. Työssä on samalla tunnistettu vaikuttavuusarvioinnin kannalta merkittäviä kehittämis- ja tutkimustarpeita sekä tietoaukkoja.

Kasvihuonekaasumittauksia eri maankäyttöluokkiin kuuluvilta ilmasto-, hydrologia ja ravinnetilanteeltaan erilaisilta paikoilta on hyvin rajoitetusti, mikä vaikuttaa erittäin paljon tässä tutkimuksessa esitettyjen päästökertoimiin perustuvien arvioiden luotettavuuteen. Mittauksia on suhteellisen runsaasti vain vähätuottoisilta ojitetuilta soilta. Maankäyttösektorin KHK-päästöjen hillinnän kannalta merkityksellisimmiltä uusia viljely- ja metsänkasvatusmenetelmiä testaavilta kohteilta tuloksia on vasta valmistumassa ja esimerkiksi metsityskohteista, joissa maaperän päästöjä hillittäisiin pitämällä ne märkinä, ei ole KHK-mittauksia lainkaan. Tavanomaisilta metsätalouskäytössä olevilta ojitettuilta turvemailta metsänkasvatusketjun eri vaiheista KHK-mittauksia on erittäin niukasti, mikä tekee ilmastotoimenpiteiden vaikutusten seurannan mahdottomaksi esimerkiksi KHK-inventaarion vuosittain laskettavien tulosten avulla. KHK-mittauksia tulisi viipymättä lisätä sekä KHK-inventaarion tietopohjan että ilmastotoimenpiteiden seurannan ja uusien kustannustehokkaiden päästövähennysten kehittämisen tueksi. Lisämittauksia tarvitaan ainakin kosteikkoviljelykohteilta, märistä pellonmetsitys kohteista, runsasravinteisista ojitetuista suometsistä avohakkuun ja erilaisten harvennuskäsittelyjen jälkeen sekä kosteikoista.

Osa tarkastelluista potentiaalisista päästövähennyskeinoista on toteutettavissa vain alueilla, joissa topografia ja hydrologia mahdollistavat alueen vettämisen ja viljelyn/metsänkasvatuksen märässä maaperässä. Toimenpiteitä voidaan suunnitella käytettävissä olevien mallien avulla, mutta mm. ojaverkostosta, sen kunnosta ja ojaveden korkeudenvaihtelusta tarvitaan lisää tietoa, jotta mallit tuottavat mahdollisimman realistista tietoa. Lisäksi uusista viljelymenetelmistä ja satokasveista tarvitaan lisää tutkimustietoa.

Tuhkalannoituksen vaikutukset ja tarve typpirikkailla rämeillä tunnetaan hyvin. Joissakin tutkimuksissa on saatu viitteitä, että tuhka lisää selvästi puuston kasvu myös karuilla soilla (Sikström 2010, Hytönen ja Hökkä 2020). Niukkatyppisillä soilla maaperäkin toimii hiilen nieluna (Lohila ym. 2011) eikä tuhkalannoitus siellä pienennä maaperän hiilinielua (Ojanen ym. 2019). Typpirikkailla soilla tuhkalannoitus taas usein lisää selvästi maaperän päästöä (Ojanen ym. 2019). Turvemaiden metsien ravinne- ja vesitalouden keskinäinen suhde tunnetaan edelleen varsin huonosti. Puuston kasvua lisäävä tuhkalannoitus on metsänomistajalle yhtä kannattava vaihtoehto kuin sekä tuhkalannoituksen että kunnostusojituksen toteuttaminen (Ahtikoski & Hökkä 2019).

Kasvihuonekaasuinventaariossa ojitettujen soiden maaperäpäästöt arvioidaan maanalaisen karikesyötteen ja turpeen hajoamisen päästön erotuksena (Tilastokeskus 2020). Tätä menetelmää ollaan parhaillaan kehittämässä siten että päästöarviointi perustuisi parempaan tietopohjaan. Ojitettujen soiden maaperäpäästöjä voidaan arvioida empiirisillä malleilla, joissa pohjaveden pinta selittää CO_2, N_2O ja CH_4 päästöjä (Ojanen ym. 2010, Minkkinen ym. 2020). Aikaisemman tutkimuksen perusteella tiedetään, että pohjavedenpinnan korkeuden lisäksi turpeen hajoamisnopeuteen ja maaperän kasvihuonekaasujen vaihtoon vaikuttavat esim. turpeen laatu, ravinteet ja lämpötila. Tästä syystä jatkossa tulisi panostaa resursseja malleihin, jotka kykenevät ennustamaan ojitettujen soiden KHK-taseen myös muuttuvassa ilmastossa.

Puiden allometriaan vaikuttavat tekijät tunnetaan huonosti. Turvemaiden ja kivennäismaiden puustoille käytetään samoja kivennäismailta kerättyyn aineistoon sovitettuja biomassamalleja vaikka ei tiedetä jakautuuko puiden biomassa turvemaa- ja kivennäismaametsissä samalla tavalla. Vastaavasti eri tavoilla hoidetuissa ja harvennetuissa metsissä sovelletaan samoja malleja ja metsänkäsittelyhistorian ja puiden kilpailuaseman vaikutusta allometriaan ei tunneta tarkkaan. Kun skenaariolaskennoissa johdetaan puuston biomassaestimaatit, käytetään apuna eri ajankohtien puuston rakenteen perusteella laskettuja biomassan muuntokertoimia. Jos turvemailla puiden allometria poikkeaisi kivennäismailla kasvavista puista tai uudet metsän-käsittelytavat tai jalostus olisivat muuttaneet puiden allometriaa, laskenta antaisi virheellisen tuloksen. Tähän liittyvä epävarmuus vähenee ja poistuu, jos kehitetään tarvittavat biomassamallit myös turvemaille ja tutkitaan puiden kilpailuaseman ja jalostuksen vaikutus allometriaan esimerkiksi uusien laserkeilausten tuottaman pistepilviaineiston avulla.

Maatalousmaiden päästövähennyskohteina vaikuttavimpia ovat turvemaapellot. Vedenpinnan säätelyllä voidaan saavuttaa suuria hehtaarikohtaisia päästövähennyksiä. Aihetta koskevia lisätutkimuksia on aloitettu, mutta ne vaativat pitkäjänteistä rahoitusta erityisesti tutkimusalueiden työläiden perustamistoimenpiteiden vuoksi. Lisäksi pitkäjänteisyyttä tarvitaan kattamaan vaihtelevien ilmasto- ja sääolosuhteiden kirjo. Turvemaapeltojen tutkimuksissa viljelytekniikan vaikutuksia KHK-päästöihin pitäisi tutkia yhdistettynä vesistökuormitukseen (N, P ja C) sekä pellon sadontuottoon. Kummastakin aiheesta on niukasti, jos ollenkaan, tutkimustuloksia viimeisen 25 vuoden ajalta.

Kivennäismaapeltojen hiilensidonnan todentaminen ja niiden olosuhteiden tunnistaminen, joissa sidontaa aidosti tapahtuu, on olennaista, koska kivennäismaapeltoja on pinta-alallisesti paljon ja helposti käyttöönotettavia viljelyteknisiä keinoja on useita. Tehostetun hiilensidonnan mahdollisuuksista ei vielä tiedetä tarpeeksi ja ulkomaisten tutkimusten mukaan potentiaali on merkittävä. On syytä säilyttää ne harvat pitkäaikaset kenttäkokeet tai tutkimukset, joissa hiilivarastoja on mitattu systemaattisesti ja viljelytoimet ovat hyvin dokumentoitu. Peltokasvien juuristo- ja juuriston hiilisyötetutkimus on vasta alussa. Biogeokemiallisten ja agroekologisten mallien kehittäminen maatalousmaiden KHK-päästöjen ennustamiseen on avainasemassa. Mallien kehittämiseen tarvitaan huomattavasti nykyistä laajempi mittausaineisto, joka kattaa kokonaisvaltaisemmin maa-kasvi-ilmasto -kokonaisuutta. Kokeellista tutkimusaineistoa tulisi hankkia myös viljelykiertojen osalta (pitkäaikainen), jotta nähdään viljelykierron eri vaiheiden vaikutus hiilen pysyvyyteen maassa (sidonta – vapautuminen). Luomutuotannon KHK- taseiden kotimainen selvitys pitkään luomutuotannossa olleilla pelloilla olisi tarpeellinen.

Ilmastotoimenpiteiden vaikutuksia puuntuotannon ja viljelyn taloudelliseen kannattavuuteen, muihin ekosysteemipalveluihin ja biodiversiteettiin tarkasteltiin vain laadullisesti tutkimuskirjallisuuden ja asiantuntija-arvioiden perusteella. Näiden laajempi määrällinen tarkastelu edellyttäisi lisätutkimusta ja myös laskentatyökalujen ja mallienkehitystyötä. Erityisesti niiden ilmastotoimenpiteiden osalta, joilla arvioidaan olevan negatiivisia vaikutuksia muihin ekosysteemipalveluihin ja monimuotoisuuteen (Kuva 19), tulisi jatkotyötä tehdä viipymättä.

Maankäyttösektorin ilmastotoimenpiteiden kustannustehokkuuden ja sosiaalisen hyväksyttävyyden tutkimus on rajattu tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Näiden tarkastelu jatkotutkimuksissa on välttämätöntä, jotta toimenpiteet saadaan suunnattua kustannustehokkaasti ja siten että maanomistajilla on mahdollisuus ja kannusteet niitä toteuttaa.

Viitteet

Aakkula, J., Asikainen, A., Kohl, J., Lehtonen, A., Lehtonen, H., Ollila, P., Regina, K., Salminen, O., Sievänen, R. & Tuomainen, T. 2019. Maatalous- ja LULUCF-sektorien päästö- ja nielukehitys vuoteen 2050. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 20/2019. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-650-8

Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R.M. & Smith, P. 2019. A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. Global Change Biology 25: 2530–2543. https://doi.org/10.1111/gcb.14644-

Achat, D.L.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J. & Augusto, L. 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348: 124–141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042

AFRY 2020. Selvitys turpeen energiakäytön kehityksestä Suomessa. Raportti työ- ja elinkeinoministeriölle, 8/2020. Pöyry Management Consulting Oy / AFRY Management Consulting. 69 s.

Ahtiainen, M. & Huttunen, M. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. Boreal Environment Research 4: 101–114.

Ahtikoski, A. & Hökkä, H. 2019. Intensive forest management – does it pay off financially on drained peatlands? Canadian Journal of Forest Research. 49(9): 1101–1113. https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0007

Ammann. C., Neftel, A., Jocher, M., Fuhrer, J. & Leifeld, J. 2020. Effect of management and weather variations on the greenhouse gas budget of two grasslands during a 10-year experiment. Agriculture, Ecosystems and Environment 292: 106814.

Angers, D.A, Pesant, A. & Vigneux, J. 1992. Early Cropping-Induced Changes in Soil Aggregation, Organic Matter, and Microbial Biomass. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 115–119.

Aro, L. & Hytönen, J. 2019. Suonpohjasta metsäksi. Suomen metsäkeskus. 24 s.

Aro, L. & Kaunisto, S. 2003. Jatkolannoituksen ja kasvatustiheyden vaikutus nuorten mäntymetsiköiden ravinnetilaan sekä puuston ja juuriston kehitykseen paksuturpeisella suonpohjalla. Suo 54(2): 49–68.

Aro, L., Ahtikoski, A. & Hytönen, J. 2020. Profitability of growing Scots pine on cutaway peatlands. Silva Fennica vol. 54 no. 3 article id 10273. 18 s.

Aro, L., Hotanen, J.-P. & Nousiainen, H. 2016. Suonpohjan viljavuuden arviointi turveanalyysin, kasvillisuuskuvauksen ja puuston kasvun perusteella. Suo 67(1): 7–10.

Aro, L., Kaunisto, S. & Saarinen, M. 1997. Suopohjien metsitys. Hankeraportti 1986–1995. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 634. 51 s.

Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Liu, J., Øgaard, A.F., Känkänen, H. & Ulén, B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land

in southern Scandinavia and Finland. Journal of Soil and water Conservation, 71(1). pp. 41–55.

Bahr A. 2013. Ectomycorrhizal fungí – their role in nitrogen retention and carbon sequestration in northern coniferous forests. Doctoral thesis. University of Lund.

Barbieri, P., Pellerin, S. & Nesme, T. 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. Scientific Reports 7, 13761. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6

Bioenergia ry, 2019. Turvetuotannosta poistuneet suonpohjat ovat jo hiilinieluja – metsitys tärkein jälkikäyttömuoto. Bioenergia ry, tiedote 8.3.2019.

Blair, N., Faulkner, R.D., Till, A.R. & Poulton, P.R. 2006. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility: Part I: Broadbalk experiment. Soil and Tillage Research, 91(1–2). pp. 30–38.

Bolinder, MA., Kätterer, T., Andrén, O., Ericson, L., Parent L.-E. & Kirchmann H. 2010. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63–64ºN). Agriculture, Ecosystems and Environment 138: 335–342.

Brienen, R.J.W., Caldwell, L., Duchesne, L., Voelker, S., Barichivich, J., Baliva, M., Ceccantini, G., Di Filippo, A., Helama, S., Locosselli, G.M., Lopez, L., Piovesan, G., Schöngart, J., Villalba, R. & Gloor, E. 2020. Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. Nature Communications 11, 4241. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17966-z

Börjesson, G., Bolinder, M. A., Kirchmann, H. & Kätterer, T. 2018. Organic carbon stocks in topsoil and subsoil in long-term ley and cereal monoculture rotations. Biology and Fertility of Soils, 54(4): 549–558.

Chen, J., Lærke, PE., Manevski, K. & Jørgensen, U. 2020. Biomass production and soil carbon and nitrogen content with innovative cropping systems. Teoksessa: Virkajärvi, P., Hakala, K., Hakojärvi, M., Helin, J., Herzon, I., Jokela, V., Peltonen, S., Rinne, M., Seppänen, M. & Uusi-Kämppä, J. (toim.). Grassland Science in Europe, Vol 25: 466–468. – Meeting the future demands for grassland production, Proceedings of 28th General Meeting of the European Grassland Federation, Helsinki, Finland.

Clarke, N., Gundersen, P., Jönsson-Belyazid, U., Kjønaas, O.J., Persson, T., Sigurdsson, B.D., Stupak, I. & Vesterdal, L. 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. Forest Ecology and Management 351: 9–19. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.04.034

de Jong, J., Akselsson, C., Berglund, H., Egnell, G., Gerhardt, K., Lönnberg, L., Olsson, B. & von Stedingk, H. 2014. Consequences of an increased extraction of forest biofuel in Sweden Summary of the synthesis report 38. https://doi.org/IEA Bioenergy Task 43, Report 2014:TR01

Dümig, A., Häusler, W., Steffens, M. & Kögel-Knabner, I. 2012. Clay fractions from a soil chronosequence after glacier retreat reveal the initial evolution of organo–mineral associations. Geochimica et Cosmochimica Acta, 85: 1–18.

Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (Eds.). 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories (Vol. 5). Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.

Egnell, G., Jurevics, A. & Peichl, M. 2015. Negative effects of stem and stump harvest and deep soil cultivation on the soil carbon and nitrogen pools are mitigated by enhanced tree growth. For. Ecol. Manage. 338: 57–67.

Eyvindson, K., Repo, A. & Mönkkönen, M. 2018. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. Forest Policy and Economics 92: 119–127.

EU 2018. Regulation (eu) 2018/841 of the european parliament and of the council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2018.156.01.0001.01.ENG

EU NIR, 2019. European Union. National Inventory Report (NIR). https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019 (21.1.2020).

Fan, J., McConkey, B.G., Liang, B.C., Angers, D.A., Janzen, H.H., Kröbel, R., Cerkowniak, D.D. & Smith, W.N. 2019. Increasing crop yields and root input make Canadian farmland a large carbon sink. Geoderma 336: 49–58.

FAO 2019. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistical Databases. FAOSTAT Forestry. http://www.fao.org/faostat/en/#data/FO

FAO 2018. Global soil organic carbon map (GSOCmap), technicalreport. Rome, Italy: The Food and Agriculture Organization.

Felton, A., Ranius, T., Roberge, J.M., Öhman, K., Lämnaas, T., Hynynen, J., Juutinen, A., Mönkkönen, M., Nilsson, U., Lundmark, T. & Nordin, A. 2017. Projecting biodiversity and wood production in future forest landscapes: 15 key modeling considerations. Journal of Environmental Management 197: 404–414. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.001

Francaviglia, R., Álvaro-Fuentes, J., Di Bene, C., Gai, L., Regina, K. & Turtola, E. 2019. Diversified arable cropping systems and management schemes in selected european regions have positive effects on soil organic carbon content. Agriculture, 9(12). p. 261.

From, F., Strengbom, J. & Nordin, A. 2015. Residual long-term effects of forest fertilization on tree growth and nitrogen turn-over in boreal forests. Forests 2015, 6: 1145–1156.

Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H. & Niggli, U. 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. Proceedings of the National Academy of Sciences 109, 18226–18231. https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109

Gauthier, S., Bernier, P., Kuuluvainen, T., Shvidenko, A.Z. & Schepaschenko, D.G. 2015. Boreal forest health and global change. Science 349: 819–822.

Gundersen, V.S. & Frivold, L.H. 2008. Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. Urban Forestry & Urban Greening 7: 241–258.

Gustafsson, L., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W. J., Brodie, A., Kouki, J., David, B., Lindenmayer, D.B., Lõhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A. & Franklin, J. F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. BioScience, 62: 633–645. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6

Haapalehto, T., Juutinen, R., Kareksela, S., Kuitunen, M., Tahvanainen, T., Vuori, H. & Kotiaho, J. 2017. Recovery of plant communities after ecological restoration of forestry-drained peatlands. Ecology and Evolution 7: 7848–7858. Saatavissa: https://doi.org/10.1002/ece3.3243

Hansen, S., Berland Frøseth, R., Stenberg, M., Stalenga, J., Olesen, J.E., Krauss, M., Radzikowski, P., Doltra, J., Nadeem, S., Torp, T., Pappa, V. & Watson, C.A. 2019. Reviews and syntheses: Review of causes and sources of N2O emissions and NO_3 leaching from organic arable crop rotations. Biogeosciences 16: 2795–2819. https://doi.org/10.5194/bg-16-2795-2019

Hassink, J. 1996. Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. Soil Science Society of America Journal, 60(2). pp. 487–491.

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.

Heikkinen, J., Ketoja, E., Seppänen, L., Luostarinen, S., Fritze, H., Pennanen, T., Peltoniemi, K., Velmala, S., Hanajik, P. & Regina, K. Chemical composition controls the decomposition of organic amendments and influences the microbial community structure in agricultural soils (käsikirjoitus lähetetty Carbon Management- lehteen)

Heikkinen, J. 2008. Hiilen määrän maantieteellinen ja vertikaalinen vaihtelu maaperän pintaosassa (Pro gradu). Oulun yliopisto, Geotieteiden laitos, Oulu.

Heikkinen, J., Keskinen, R., Regina, K., Honkanen, H. & Nuutinen, V. 2020. Estimation of carbon stocks in boreal cropland soils-methodological considerations. European Journal of Soil Science.

Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V. & Regina, K. 2013. Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. Global change biology, 19(5). pp. 1456–1469.

Heinonen, T., Pukkala, T., Asikainen, A. & Peltola, H. 2018. Scenario analyses on the effects of fertilization, improved regeneration material, and ditch network maintenance on timber production of Finnish forests. European Journal of Forest Research (2018) 137: 93–107. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1093-9

Heiskanen, M., Bergström, I., Kosenius A.-K., Laakso, T., Lindholm, T., Mattsson, T., Mäkipää, R., Nieminen, M., Ojanen, P., Rankinen, K., Tolvanen, A., Viitala, E.-J. & Peltoniemi, M. 2020. Suometsien hoidon tuet ja niiden ilmasto-, vesistö- ja biodiversiteettivaikutukset: Kestävän metsätalouden määräaikaisen rahoituslain (Kemeralain) mukaisten tukien tarkastelu. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 27/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 81 s.

Helmisaari, H.-S., Hansen K.H., 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.

Hiironen, J. & Ettanen, S. 2013. Peltoalueiden tilusrakenne ja sen parantamismahdollisuudet. Maanmittauslaitoksen julkaisuja nro 113. 65 s.

Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., van der Heijden, M.G. & Mayer, J. 2020. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. Science of The Total Environment 143551. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143551

Hirvelä, H., Härkönen, K., Lempinen, R. & Salminen, O. 2017. MELA2016 Reference Manual. Natural resources and bioeconomy studies 7/2017. 547 p. ISBN 978-952-326-1 (Online). ISSN 2342-7639 (Online). http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-358-1

Hohti, J., Halme, P., Hjelt, M., Horne, P., Huovari, J., Lensu, A., Mäkilä, K., Mönkkönen, M., Sajeva, M. & Kotiaho, J. 2019. Kymmenen vuotta METSOa. Väliarviointi Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman ensimmäisestä vuosikymmenestä.

Hu, T., Sørensen, P. & Olesen, J.E. 2018a. Soil carbon varies between different organic and conventional management schemes in arable agriculture. European Journal of Agronomy 94: 79–88. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.010

Hume, A.M., Chen, H.Y.H. & Taylor, A.R. 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. Journal of Applied Ecology 55: 246–255. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12942

Huotari, N. 2012. Tuhkan käyttö metsälannoitteena. METLA. Vammalan kirjapaino Oy. 47 s.

Huotari, N., Tillman-Sutela, E. & Kubin, E. 2011. Ground vegetation has a major role in element dynamics in an ash-fertilized cut-away peatland. Forest Ecology and Management 261(11): 2081–2088.

Huuskonen, S., Haikarainen, S., Sauvula-Seppälä, T., Salminen, H., Lehtonen, M., Siipilehto, J., Ahtikoski, A., Korhonen, KT. & Hynynen, J. 2020. Benefits of juvenile stand management in Finland – impacts on wood production based on scenario analysis. Forestry: An International Journal of Forest Research, Volume 93, Issue 3, April 2020, Pages 458–470. https://doi.org/10.1093/forestry/cpz075

Huuskonen, S., Domisch, T., Finér, 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. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118558.

Hynynen, J., Ahtikoski, A., Siitonen, J., Sievänen, R. & Liski, J. 2005. Applying the MOTTI simulator to analyse the effects of alternative management schedules on timber and non-timber production. Forest Ecology and Management 207: 5–18. https://doi.org/DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.015

Hytönen, J., Aro, L. & Jylhä, P. 2018. Biomass production and carbon sequestration of dense downy birch stands on cutaway peatlands. Scandinavian Journal of Forest Research 33(8): 764–771.

Hytönen, J., Aro, L., Issakainen, J. & Moilanen, M. 2016. Peat ash and biotite in fertilization of Scots pine on an afforested cutaway peatland. Suo 67(2): 53–66.

Hytönen, J. & Hökkä, H. 2020. Comparison of granulated and loose ash in fertilisation of Scots pine on peatland. Silva Fennica 54 2: 13 p.

Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. 2019. The 2019 Red List of Finnish Species. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Hyvönen, R., Kaarakka, L., Leppälammi-Kujansuu, J., Olsson, B.A., Palviainen, M., Vegerfors-Persson, B. & Helmisaari, H.-S. 2016. Effects of stump harvesting on soil C and N stocks and vegetation 8–13years after clear-cutting. Forest Ecology and Management, Stump harvesting – impact on climate and environment 371: 23–32. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.002

Hyvönen, T., Heliölä, J., Koikkalainen, K., Kuussaari, M., Lemola, R., Miettinen, A., Rankinen, K. & Turtola, E. 2020. Maatalouden ympäristötoimenpiteiden ympäristö- ja kustannustehokkuus (MYTTEHO). Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 12/2020, 76 s.

Hänninen, R. & Kallio, A. 2007. Economic impacts on the forest sector of increasing forest biodiversity conservation in Finland. Silva Fennica. 41.

Högberg, M.N., Blašco, R., Holm Bach, L., Hasselquist, N.J., Egnel, 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.

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.

Högberg, P., Johannisson, C., Yarwood, S., Callesen, I., Näsholm, T., Myrold, DD. & Högberg, MN. 2011. Recovery of ectomycorrhiza after 'nitrogen saturation' of a conifer forest. New Phytologist 189: 515–525.

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.

Hökkä, H., Repola, J. & Moilanen, M. 2012. Modelling volume growth response of young Scots pine (Pinus sylvetris) stands to N, P, and K fertilization in drained peatland sites in Finland. Canadian Journal of Forest Research 42(7): 1359–1370.

Ilvesniemi, H. & Kukkola, M. 2017. Kivennäismailla lisäkasvua typpilisäyksellä. Julkaisussa: Hynynen, J., Huuskonen, S. & Kojola, S. (toim.). Metsä 150 – Metsänkasvatuksen keinot lisätä metsien puuntuotosta kestävästi ja kannattavasti. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 16/2017. Luonnonvarakeskus, Verkkojulkaisu ISBN 978-952-326-377-2. s. 39–45.

IPCC 2006. 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. (toim.). IGES, Japan. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html.

IPCC 2014, 2013. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, TG. (toim.). https://www.ipcc.ch/publication/2013-supplement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories-wetlands/

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K. & Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137: 253–268. https://doi.org/DOI:10.1016/j.geoderma.2006.09.003 -

Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. Forest Ecology and Management 303: 98–112. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.012

Johansson, V., Felton, A. & Ranius, T. 2016. Long-term landscape scale effects of bioenergy extraction on dead wood-dependent species. Forest Ecology and Management 371: 103–113. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.046

Johnson, D.W. & Curtis, P.S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta- analysis. Forest Ecology and Management 140: 227–238. https://doi.org/DOI:10.1016/S0378-1127(00)00282-6

Jones, R.J.A., Hiederer, R., Rusco, E., Loveland, P.J. & Montanarella, L. 2004. The map of organic carbon in topsoils in Europe, Version 1.2, September 2003: Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.72 (S.P.I.04.72). European Soil Bureau Research Report No.17, EUR 21209 EN, 26pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Jurevics, A., Peichl, M., Olsson, B.A., Strömgren, M. & Egnell, G. 2016. Slash and stump harvest have no general impact on soil and tree biomass C pools after 32–39 years. For. Ecol. Manage 371: 33–41.

Juutinen, A., Shanin, V., Ahtikoski, A., Rämö, J., Mäkipää, R., Laiho, R., Sarkkola, S., Laurén, A., Penttilä, T., Hökkä, H. & Saarinen, M. 2020. Profitability of continuous cover forestry in Norway spruce-dominated peatland forest and the role of water table. Can. J. For. Res. https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0305

Jylhä, P., Ahtikoski, A., Hytönen, J. & Aro, L. 2019. Hieskoivun biomassakasvatuksen kannattavuus. 15s. Julkaistu 13.8.2019 https://www.slideshare.net/Metsakeskus/kannattavuuslaskelmat-fenix-final

Jylhä, P., Hytönen, J. & Ahtikoski, A. 2015. Profitability of short-rotation biomass production on downy birch stands on cut-away peatlands in northern Finland. Biomass and Bioenergy 75(2015): 272–281.

Kaarakka, L., Hyvonen, R., Stromgren, M., Palviainen, M., Persson, T., Olsson, B.A., Launonen, E., Vegerfors, B. & Helmisaari, H.-S. 2016. Carbon and nitrogen pools and mineralization

rates in boreal forest soil after stump harvesting. Forest Ecology and Management 377: 61–70. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.042

Kaipainen, T., Liski, J., Pussinen, A. & Karjalainen, T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. Environmental Science & Policy 7: 205–219. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2004.03.001

Kankare, K. 2020. Suomen peltojen tilusrakenne ja sen kehittyminen. Maisterintutkielma. Maataloustieteiden osasto. Helsingin yliopisto. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/321325/Kankare_Kimmo_tutkielma_2020.pdf-

Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R. & Boast, C.W.-2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. Journal of Environmental Quality 36: 1821–1832.

King, A. E. & Blesh, J. 2018. Crop rotations for increased soil carbon: perenniality as a guiding principle. Ecological applications 28(1): 249–261.

Kirchmann, H., Schön, M., Börjesson, G., Hamnér, K. & Kätterer, T. 2013. Properties of soils in the Swedish long-term fertility experiments: VII. Changes in topsoil and upper subsoil at Örja and Fors after 50 years of nitrogen fertilization and manure application. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B–Soil & Plant Science 63(1): 25–36.

Klumpp, K.& Fornara, D.A. 2018. The carbon sequestration of grassland soils – climate change and mitigation strategies. Grassland Science in Europe, Vol. 23 – Sustainable meat and milk production from grasslands 509–519.

Kojola, ym. 2015. Synthesis report on utilization of peatland forests for biomass production. Cleen Oy Research report no D 2.1.2. 52 s. ISBN 978-952-5947-79-3.

Koljonen, T., Soimakallio, S., Asikainen, A., Lanki, T., Anttila, P., Hildén, M., Honkatukia, J., Karvosenoja, N., Lehtilä, A., Lehtonen, H., Lindroos, T.J., Regina, K., Salminen, O., Savolahti, M., Siljander, R. & Tiittanen, P. 2017. Energia- ja ilmastostrategian vaikutusarviot: Yhteenvetoraportti. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 21/2017. 107 s. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-355-2

Koljonen, T., Soimakallio, S., Lehtilä, A., Similä, L., Honkatukia, J., Hildén, M., Rehunen, A., Saikku, L., Salo, M., Savolahti, M., Tuominen, P. & Vainio, T. 2019. Pitkän aikavälin kokonaispäästökehitys. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 24/2019. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-656-0

Kopittke, P. M., Dalal, R. C., Hoeschen, C., Li, C., Menzies, N. W. & Mueller, C. W. 2020. Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio. Geoderma 357, 113974.

Korhonen, A., Siitonen, J., Kotze, D.J., Immonen, A. & Hamberg, L. 2020. Stand characteristics and dead wood in urban forests: Potential biodiversity hotspots in managed boreal landscapes. Landscape and Urban Planning 201, 103855.

Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O. & Syrjänen, K. 2020. Metsien monimuotoisuudelle merkittävien rakennepiirteiden muutokset Suomessa vuosina 1980–2015. Metsätieteen aikakauskirja vuosikerta 2020 artikkeli id 10198. https://doi.org/10.14214/ma.10198

Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Henttonen, H. M., Hotanen, J. P., ... & Viiri, H. 2017. Suomen metsät 2009–2013 ja niiden kehitys 1921–2013.

Korhonen, K., Ihalainen, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Henttonen, H.M., Hotanen, J-P., Nevalainen, S., Pitkänen, J., Stranström, M. & Viiri, H. 2017. Suomen metsät 2009–2013 ja niiden kehitys 1921–2013. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 59/2017. Liitetaulukot. Luonnonvarakeskus, Helsinki 2017. https://jukuri.luke.fi/handle/10024/540537-

Korkama, T., Pakkanen, A. & Pennanen, T. 2006. Ectomycorrhizal community structure varies among Norway spruce (Picea abies) clones. New Phytologist, 171: 815–824. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01786.x

Koskela, T., Anttila, S., Simkin, J., Aapala, K. & Syrjänen, K. (toim.). 2020. METSO-tilannekatsaus 2019 : EteläSuomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2025. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 36/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 46 s.

Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M.W., Lauren, A., Sallantaus, T., Marttila, H., Ronkanen, A-K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H. & Nieminen, M. 2017. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. Science of the Total Environment 586: 858–869.

Kulmala, L., Lohila, A., Heimsch, L., Vekuri, H., Nevalainen, O., Fer, I., Viskari, T., Vira, J., Joki-Tokola, E., Liimatainen, M., Aalto, T., Laurila, T. & Liski J.l. 2020. The CO_2 exchange dynamics and carbon sequestration on two contrasting grasslands in Finland. Proceedings of 28th General Meeting of the European Grassland Federation Helsinki, Finland 2020. Grassland Science in Europe, Vol. 25. 397–399.

Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36.

Kuuluvainen, T. 2009. Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. Ambio 38: 309–315.

Känkänen, H. 2019. Kerääjäkasvitoimenpiteen laadullinen toteutuminen tiloilla. Julkaisussa: Yli-Viikari, A. (toim.). 2019. Maaseutuohjelman (2014–2020) ympäristöarviointi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 63/2019. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 46–67.

Känkänen, H., Alakukku, L., Salo, Y. & Pitkänen, T. 2011. Growth and yield of spring cereals during transition to zero tillage on clay soils. European Journal of Agronomy 34: 35–45. https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.10.002

Kärkkäinen, L., Haakana, M., Heikkinen, J., Helin, J., Hirvelä, H., Jauhiainen, L., Laturi, J., Lehtonen, H., Lintunen, J., Niskanen, O., Ollila, P., Peltonen-Sainio, P., Regina, K., Salminen, O., Tuomainen, T., Uusivuori, J., Wall, A. & Packalen, T. 2019. Maankäyttösektorin toimien mahdollisuudet ilmastotavoitteiden saavuttamiseksi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 67/2018. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-618-8

Kässi, P., Niskanen, O. & Lehtonen, H. 2015. Pellonhankinnan vaihtoehdot, kustannukset ja peltomarkkinoiden toimivuus. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 30/2015. 37 p. ISBN: 978-952-326-034-4 (Verkkojulkaisu) ISSN 2342-7647 (Verkkojulkaisu). http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-034-4

Kätterer, T., Bolinder, M.A., Berglund, K. & Kirchmann, H. 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. Acta Agriculturae Scandinavica Section A – Animal Science 62(4): 181–198.

Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H. & Menichetti, L. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture, Ecosystems & Environment 141: 184–192.

Körschens, M., Albert, E., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Behle-Schalk, L., Bischoff, R., Čergan, Z., Ellmer, F., Herbst, F., Hoffmann, S., Hofmann, B., Kismanyoky, T., Kubat, J., Kunzova, E., Lopez-Fando, C., Merbach, I., Merbach, W., Pardor, M., Rogasik, J., Rühlmann, J., Spiegel, H., Schulz, E., Tajnsek, A., Toth, Z., Wegener, H. & Zorn, W. 2013. Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. Archives of Agronomy and Soil Science 59(8): 1017–1040.

Laiho, R., Tuominen, S., Kojola, S., Penttilä, T., Saarinen, M. & Ihalainen, A. 2016. Heikkotuottoiset ojitetut suometsät – missä ja paljonko niitä on? Metsätieteen aikakauskirja 2/2016: 73–93.

Laine, A., Mehtätalo, L., Tolvanen, A., Frolking, S. & Tuittila, E.-S. 2019. Impacts of drainage, restoration and warming on boreal wetland greenhouse gas fluxes. Science of the Total Environment 647: 169–181. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.390

Laine, A.M., Tolvanen, A., Mehtätalo, L. & Tuittila, E.-S. 2016. Vegetation structure and photosynthesis respond rapidly to restoration in young coastal fens. Ecology and Evolution https://doi.org/10.1002/ece3.2348

Launiainen, S., Guan, M., Salmivaara, A. & Kieloaho, A.-J. 2019. Modeling boreal forest evapotranspiration and water balance at stand and catchment scales: a spatial approach, Hydrol. Earth Syst. Sci., 23: 3457–3480, https://doi.org/10.5194/hess-23-3457-2019

Lehtonen, A., Salminen, O., Sievänen, R., Tuomainen, T., Ollila, P., Packalen, T., Asikainen, A., Thessler, S., Ahtikoski, A., Uotila, E. & Mäkipää, R. 2019. Suomen metsien hiilinielun vertailutason arviointi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 20/2019. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 32 s.

Lehtonen, H., Saarnio, S., Rantala, J., Luostarinen, S., Maanavilja, L., Heikkinen, J, Soini, K., Aakkula, J., Jallinoja, M., Rasi, S. & Niemi, J. 2020. Maatalouden ilmastotiekartta – Tiekartta kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseen Suomen maataloudessa. Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto MTK ry. Helsinki. https://www.mtk.fi/ilmastotiekartta

Lehtonen, H., Niskanen, O., Karhula, T. & Jansik, C. 2017. Maatalouden rakennekehitys ja investointitarve vuoteen 2030. Markkinaskenaarioiden vaikutus maatalouden tuotantorakenteeseen (an English abstract: ” Structural change and investment needs

in Finnish agriculture by 2030"). Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 19/2017. 59 s. ISSN 2342-7639 (Verkkojulkaisu). URN: http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-383-3

Lehtonen, H., Saarnio, S., Rantala, J., Luostarinen, S., Maanavilja, L., Heikkinen, J., Soini, K., Aakkula, J., Jallinoja, M., Rasi, S. & Niemi, J. 2020. Maatalouden ilmastotiekartta.

Lemola, R., Heikkinen, J., Ketoja, E. & Nuutinen, V. 2019. Maaseutuohjelman vaikutus ympäristön tilaan: Maaperä. Julkaisussa: Yli-Viikari, A. (toim.). 2019. Maaseutuohjelman (2014–2020) ympäristöarviointi. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 63/2019. Luonnonvarakeskus. Helsinki. s. 179–183.

Lemola, R., Uusitalo, R., Hyväluoma, J., Sarvi, M. & Turtola, E. 2018. Suomen peltojen maalajit, multavuus ja fosforipitoisuus. Vuodet 1996-2000 ja 2005-2009. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 17/2018.

Leppä, K., Hökkä, H., Laiho, R., Launiainen, S., Lehtonen, A., Mäkipää, R., Peltoniemi, M., Saarinen, M., Sarkkola, S. & Nieminen, M. 2020a. Selection Cuttings as a Tool to Control Water Table Level in Boreal Drained Peatland Forests. Front. Earth Sci. 8: 576510. https://doi.org/10.3389/feart.2020.576510

Leppä, K., Korkiakoski, M., Nieminen, M., Laiho, R., Hotanen, J.-P., Kieloaho, A.-J., Korpela, L., Laurila, T., Lohila, A., Minkkinen, K., Mäkipää, R., Ojanen, P., Pearson, M., Penttilä, T., Tuovinen, J.-P. & Launiainen, S. 2020b. Vegetation controls of water and energy balance of a drained peatland forest: Responses to alternative harvesting practices. Agricultural and Forest Meteorology, 295: 108198. 17 s. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108198.

Li, J. & Evanylo, G.K. 2013. The Effects of Long-term Application of Organic Amendments on Soil Organic Carbon Accumulation. Soil Sci. Soc. Am. J. 77: 964–973.

Lind, S.E., Virkajärvi, P., Hyvönen, N.P., Maljanen, M., Kivimäenpää, M., Jokinen, S., Antikainen, S., Latva, M., Räty, M., Martikainen, PJ. & Shurpali, NJ. 2020. Carbon dioxide and methane exchange of a perennial grassland on a boreal mineral soil. Boreal Environment Research 25: 1–17.

Lindner, M., Fitzgerald, J.B., Zimmermann, N.E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhaas, M.-J., Lasch, P., Eggers, J., van der Maaten-Theunissen, M., Suckow, F., Psomas, A., Poulter, B. & Hanewinkel, M. 2014. Climate change and European forests: what do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? J. Environ. Manage. 146: 69–83. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.030

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. Bor. Environ. Res. 21: 134–148.

Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P. & Mäkipää, R. 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004 – an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. Annals of Forest Science 63: 687–697. https://doi.org/10.1051/forest:2006049

Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R. & Karjalainen, T. 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration? Canadian Journal of Forest Research 31: 2004–2013. https://doi.org/10.1139/cjfr-31-11-2004

Liski, J. & Westman, C. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. Biogeochemistry 29: 183–197. https://doi.org/10.1007/BF02186047

Liski, J. & Westman, C.J. 1997. Carbon storage in forest soil of Finland. Biogeochemistry 36: 239–260. https://doi.org/10.1023/A:1005711024022

Liu, J., Macrae, M. L., Elliott, J. A., Baulch, H. M., Wilson, H. F. & Kleinman, P. J. 2019. Impacts of cover crops and crop residues on phosphorus losses in cold climates: A review. Journal of environmental quality, 48(4): 850–868.

Lohila, A-L., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J-P., Penttilä, T. Ojanen, P. & Laurila, T. 2011. Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink, Biogeosciences, 8: 3203–3218, https://doi.org/10.5194/bg-8-3203-2011

Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., Deyn, G.D. & Gattinger, A. 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity – A meta-analysis and meta-regression. PLOS ONE 12, e0180442. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180442

Lory, J. A. & Scharf, P. C. 2003. Yield goal versus delta yield for predicting fertilizer nitrogen need in corn. Agronomy Journal 95: 994–999.

Lugato, E., Leip, A. & Jones, A. 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N 2 O emissions. Nature Climate Change 8: 219–223. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0087-z

Luke 2020. MELA Tulospalvelu, VMI12 (mittausvuodet 2014–2018) (viitattu 20.11.2020). Saantitapa: http://www.luke.fi/mela-metsalaskelmat/

Lumperoinen, M. & Hämäläinen, M. 2020. Metsitys kestävästi – paikkatietoanalyysi joutoalueiden metsityspotentiaalista Suomessa vuonna 2020. Tapio Oy, 23.4.2020, 15 s.

Luonnonvarakeskus 2020. Metsätilastot. Saatavilla: https://stat.luke.fi/metsa

Ma, Z., Chen, H. Y., Bork, E. W., Carlyle, C. N. & Chang, S. X. 2020. Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis. Global Ecology and Biogeography, 29(10): 1817–1828.

Maa- ja metsätalousministeriö, Luonnonvarakeskus 2019. National Forestry Accounting Plan for Finland 2019. Submission of updated National Forestry Accounting Plan including forest reference level (2021–2025) for Finland (20 December 2019) https://www.luke.fi/wp-content/uploads/2019/12/NFAP-for-Finland-20-December-2019.pdf-

Maanavilja, L., Aapala, K., Haapalehto, T., Kotiaho, J. & Tuittila, E-S. 2014. Impact of drainage and hydrological restoration on vegetation structure in boreal spruce swamp forests. Forest Ecology and Management 330: 115–125. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.004

Maillard, É. & Angers, D. A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. Global Change Biology 20(2): 666–679.

Maljanen, M., Sigurdsson, BD., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, JT. & Martikainen PJ. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. Biogeosciences 7: 2711–2738.

Manninen, N., Soinne, H., Lemola, R., Hoikkala, L. & Turtola, E. 2018. Effects of agricultural land use on dissolved organic carbon and nitrogen in surface runoff and subsurface drainage. Science of The Total Environment 618: 1519–1528. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.319

Marriott, E.E. & Wander, M.M. 2006. Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. Soil Science Society of America Journal 70: 950–959. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0241

Martikainen, P.J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. Soil Biology and Biochemistry 16: 577–582.

Martikainen, P.J. 1985. 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., 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 114: 99–106.

Matala, J., Ojansuu, R., Peltola, H., Sievänen, R. & Kellomäki, S. 2005. Introducing effects of temperature and CO2 elevation on tree growth into a statistical growth and yield model. Ecological Modelling, 181(2–3): 173–190. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.06.030

Matschullat, J., Reimann, C., Birke, M., dos Santos Carvalho, D., Albanese, S., Anderson, M., Baritz, R., Batista, M.J., Bel-Ian, A., Cicchella, D. & Demetriades, A. 2018. GEMAS: CNS concentrations and C/N ratios in European agricultural soil. Science of the Total Environment 627, pp. 975–984.

Mattila, T. J., Rajala, J. & Mynttinen, R. 2019). Peltohavaintoja – aistinvarainen tarkastelu maan kasvukunnon mittarina.

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. & Vesterdal, L. 2020. Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management 466, 118127. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127

McDaniel, M.D., Tiemann, L.K. & Grandy, A.S. 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. Ecological Applications 24: 560–570.

Metsätilastollinen vuosikirja 2010. Suomen Virallinen Tilasto (SVT). Metsäntutkimuslaitos. http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2265-4

Meurer, K. H., Haddaway, N. R., Bolinder, M. A. & Kätterer, T. 2018. Tillage intensity affects total SOC stocks in boreo-temperate regions only in the topsoil – A systematic review using an ESM approach. Earth-Science Reviews 177: 613–622.

Miina, J., Hotanen, J.-P. & Salo, K. 2009. Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (Vaccinium myrtillus L.) in Finnish mineral soil forests. Silva Fennica 43. https://doi.org/10.14214/sf.181

Miina, J., Pukkala, T. & Kurttila, M. 2016. Optimal multi-product management of stands producing timber and wild berries.

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 s.

Mikola, P., Uomala, P. & Mälkönen, E. 1983. Application of biological nitrogen fixation in European silviculture. Teoksessa: Gordon, J.E. & Wheeler, C.T. (Toim.) Biological nitrogen fixation in forest ecosystems. Foundations and applications, s. 279–294. Martinus Nijhof / Junk.

Minkkinen, K., Ojanen, P., Koskinen, M. & Penttilä, T. 2020. Nitrous oxide emissions of undrained, forestry-drained, and rewetted boreal peatlands. Forest Ecology and Management 478, 118494.

Mjöfors, K. 2015. Effects of site preparation and stump harvest on carbon dynamics in forest soils. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences.

Mjöfors, K., Strömgren, M., Nohrstedt, H.-Ö., Johansson, M.-B. & Gärdenes, A.I. 2017. Indications that site preparation increases forest ecosystem carbon stocks in the long-term. Scandinavian Journal of Forest research 32: 717–725.

Mjöfors, K., Strömgren, M., Nohrstedt, H.-Ö. & Gärdenes, A.I. 2015. Impact of site-preparation on soil-surface CO_2 fluxes and litter decomposition in a clear-cut in Sweden. Silva Fennica 49: 1–20.

Moilanen, M. 2005. Suometsien lannoitus. Julkaisussa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M., Murtovaara, I. (toim.). Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä kasvatus ja käyttö. Tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 947: 134–166.

Moilanen, M. & Hökkä, H. 2009. PK-lannoituksella aikaansaadun kasvureaktion suuruus riippuu ojitusaluemännikön ravinnetilasta. Suo 60(3–4): 111–120.

Moilanen, M., Hytönen, J., Hökkä, H. & 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: 18 p.

Moilanen, M., Hytönen, J. & Leppälä, M. 2012. Application of wood ash accelerates soil respiration and tree growth on drained peatland. Eur. J. Soil Sci. 63: 467–475. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01467.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(4): 583–601.

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., SIlfverberg, K., Hökkä, H. & Issakainen, J. 2005. Wood ash as a fertilizer on drained mires – growth and foliar nutrients of Scots pine. Canadian Journal of Forest Research 35(11): 2734–2742.

Moilanen, M., Silfverberg, K. & Hokkanen, T. 2002. Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. For. Ecol. Manage. 171: 321–338.

Mulvaney, R. L., Khan, S. A. & Ellsworth, T. R. 2009. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. Journal of environmental quality 38(6): 2295–2314.

Mäkipää, R., Häkkinen, M., Muukkonen, P. & Peltoniemi, M. 2008. The costs of monitoring changes in forest soil carbon stocks. Boreal Environment Research 13: 120–130 SUPB.

Mäkipää, R., Linkosalo, T., Komarov, A. & Mäkelä, A. 2015. Mitigation of climate change with biomass harvesting in Norway spruce stands: are harvesting practices carbon neutral? Canadian Journal of Forest Research 45: 217–225. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0120

Mäkipää, R., Linkosalo, T., Niinimaki, S., Komarov, A., Bykhovets, S., Tahvonen, O. & Makela, A. 2011. How Forest Management and Climate Change Affect the Carbon Sequestration of a Norway Spruce Stand? Multipurpose Forest Management). Journal of Forest Planning 16: 107–120. https://doi.org/10.20659/jfp.16.Special_Issue_107

Mäkipää, R., Rajala, T., Schigel, D., Rinne, K.T., Pennanen, T., Abrego, N. & Ovaskainen, O. 2017. Interaction between soil- and dead wood-inhabiting fungi of an unmanaged Norway spruce stand. ISME Journal. 11 (9): 1964–1974. http://doi.org/10.1038/ismej.2017.57.

Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W. & Curtis, P.S. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. Forest Ecology and Management 259: 857–866. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009

Niemi, J. & Väre, M. (toim.). 2019. Suomen maa- ja elintarviketalous 2019. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 36/2019. 105 s.

Nohrstedt, H.-Ö. 2000. Effects of soil scarification and previous N fertilization on pools of inorganic N in soil after clear-felling of a P. sylvestris (L.) stand. Silva Fennica 34: 195–204.

Noirot-Cosson, P.E., Vaudour, E., Gilliot, J.M., Gabrielle, B. & Houot, S. 2016. Modelling the long-term effect of urban waste compost applications on carbon and nitrogen dynamics in temperate cropland. Soil Biology & Biochemistry 94: 138–153.

Nordborg, F., Nilsson, U., Gemmel, P. & Örlander, G. 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. Scandinavian Journal of Forest research 21: 356–363.

Nordén, J., Abrego, N., Boddy, L., Bässler, C., Dahlberg, A., Halme, P., Hällfors, M., Sundy, M., Menkis, A., Miettinen, O., Mäkipää, R., Ovaskainen, O., Penttilä, R., Saine,S., Snäll, T. & Junninen, K. 2020. Ten principles for conservation translocations of threatened wood-inhabiting fungi. Fungal Ecology https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100919

Ogle, S.M., Alsaker, C., Baldock, J., Bernoux, M., Breidt, F.J., McConkey, B., Regina, K. & Vazquez-Amabile, G.G., 2019. Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. Scientific reports, 9(1), pp.1–8.

Ojanen, P., Lehtonen, A., Heikkinen, J., Penttilä, T. & Minkkinen, K. 2014. Soil CO_2 balance and its uncertainty in forestry-drained peatlands in Finland. Forest Ecology and Management 325: 60–73.

Ojanen, P., Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. Forest Ecology and management 289: 201–208.

Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. 2010. Soil–atmosphere CO_2, CH_4 and N_2O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. Forest Ecology and Management 260(3): 411–421.

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 Volume 432: 786–798. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.015

Ovaska, S. & Rikkonen, P. 2019. Tilusrakenteen parantamistoimien yhteiskunnallisten vaikutusten arviointi : Esiselvitys ja indikaattorikokoelma kokonaisvaltaisempaan arviointiin. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 45/2019. 42 s.

Palik, B., Mitchell, R.J., Pecot, S., Battaglia, M. & Pu, M. 2003. Spatial distribution of overstory retention influences resources and growth of longleaf pine seedlings. Ecological Applications, 13: 674–686.

Palviainen, M., Finér, L., Laurén, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T. & Starr, M. 2014. Nitrogen, phosphorus, carbon, and suspended solids loads from forest clear-cutting and site preparation: Long-term paired catchment studies from Eastern Finland. Ambio 43: 218–233. https://doi.org/10.1007/s13280-013-0439-x.

Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. & Hayes, D. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the Worldâ€TMs Forests. Science 333, 988–993. https://doi.org/10.1126/science.1201609

Peltonen-Sainio, P. & Jauhiainen, L. 2019. Unexploited potential to diversify monotonous crop sequencing at high latitudes. Agricultural Systems 174: 73–82. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.04.011

Peltonen-Sainio, P., Jauhiainen, L., Honkavaara, E., Wittke, S., Karjalainen, M. & Puttonen, E. 2019. Pre-crop values from satellite images for various previous and subsequent crop combinations. Frontiers in plant science 10, 462.

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.

Peltoniemi, M., Makipaa, R., Liski, J., Tamminen, P., Mäkipää, R., Liski, J. & Tamminen, P. 2004. Changes in soil carbon with stand age – An evaluation of a modelling method with empirical data. Global Change Biology 10: 2078–2091. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00881.x

Peltoniemi, M., Penttilä, R. & Mäkipää, R. 2013. Temporal variation of polypore diversity based on modelled dead wood dynamics in managed and natural Norway spruce forests. Forest Ecology and Management 310: 523–530. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.053

Peura, M., Triviño, M., Mazziotta, A., Podkopaev, D., Juutinen, A. & Mönkkönen, M. 2016. Managing boreal forests for the simultaneous production of collectable goods and timber revenues. Silva Fennica. 50. https://doi.org/10.14214/sf.1672

Piirainen, S. 2019. Maanmuokkauksen vaikutus vesistöihin. Julkaisussa: Laine, T., Luoranen, J. & Ilvesniemi, H. (toim.). Maanmuokkaus metsissä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58: 50–54.

Piirainen, S., Domisch, T., Moilanen, M. & Nieminen, M. 2013. Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forests. Forest Ecology and Management 287: 53– 66.

Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T. & van Kessel, C. 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. Field Crops Research 183: 156–168. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020

Poeplau, C. 2020. Grassland soil organic carbon stocks as affected by management intensity and climate change. Teoksessa: Virkajärvi, P., Hakala, K., Hakojärvi, M., Helin, J., Herzon, I., Jokela, V., Peltonen, S., Rinne, M., Seppänen, M. & Uusi-Kämppä, J. (toim.). Grassland Science in Europe, Vol 25: 375–383. – Meeting the future demands for grassland production, Proceedings of 28th General Meeting of the European Grassland Federation Helsinki, Finland.

Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å. & Kätterer, T. 2015. Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. Geoderma Regional 4: 126–133. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.01.004

Poeplau, C. & Don, A. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 200: 33–41. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024

Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Salminen, H. & Mönkkönen, M. 2017. Conflicting objectives in production forests pose a challenge for forest management. Ecosystem Services 28: 298–310.

Potka, T. 2016. Tilusjärjestelytoiminnan kehittäminen. Selvitysraportti. https://docplayer.fi/17873307-Tilusjarjestelytoiminnan-kehittaminen.html-

Prescott, C.E. 2010. Litter decomposition: what controls is and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? Biogeochemistry 101: 133–149.

Prout, J. M., Shepherd, K. D., McGrath, S. P., Kirk, G. J. D. & Haefele, S. M. 2020. What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio. European Journal of Soil Science.

Pumpanen, J., Westman C.J. & Ilvesniemi, H. 2004. Soil CO_2 efflux from podzolic forest soil before and after forest clear-cutting and site preparation. Boreal Environ. Res. 9: 199–212.

Pumpanen, J., Westman, C.J. & Ilvesniemi, H. 2004. Soil CO_2 efflux from a podzolic forest soil before and after forest clear-cutting and site preparation. Boreal Environment Research 9: 199–212.

Puustinen, M., Tattari, S., Väisänen, S., Virkajärvi, P., Räty, M., Järvenranta, K., Koskiaho, J., Röman, E., Sammalkorpi, I., Uusitalo, R., Lemola, R., Uusi-Kämppä, J., Lepistö, A., Hjerppe, T., Riihimäki, J. & Ruuhijärvi, J. 2019. Ravinteiden kierrätys alkutuotannossa ja sen vaikutukset vesien tilaan. KiertoVesi. KiertoVesi-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 22/2019. 142 p. (in Finnish). http://hdl.handle.net/10138/304956

Pöyry Management Consulting Oy. 2016. Suomen metsäteollisuus 2015–2035. Selvitys työ- ja elinkeinoministeriölle. Loppuraportti.

Pöyry Management Consulting Oy. 2017. Metsäbiomassan kustannustehokas käyttö. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 23/2017. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-356-9

Rabinowitsch-Jokinen, R. & Vanha-Majamaa, I. 2010. Immediate Effects of Logging, Mounding and Removal of Logging Residues and Stumps on Coarse Woody Debris in Managed Boreal Norway Spruce Stands. Silva Fennica 44: 51–62.

Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendahl, J., Rudolphi, J., Sténs, A. & Felton, A. 2018. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. Journal of Environmental Management 209: 409–425. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.048

Ranius, T. & Roberge, J.-M. 2011. Effects of intensified forestry on the landscape-scale extinction risk of dead wood dependent species. Biodiversity and Conservation 20: 2867–2882. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0143-8

Rasse, D. P., Rumpel, C. & Dignac, M. F. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant and Soil 269: 341–356.

Repo, A., Böttcher, H., Kindermann, G., Liski, J. 2015. Sustainability of forest bioenergy in Europe: Land-use-related carbon dioxide emissions of forest harvest residues. GCB Bioenergy 7. https://doi.org/10.1111/gcbb.12179

Repo, A., Eyvindson, K., Halme, P., Mönkkönen, M. 2020. Forest bioenergy harvesting changes carbon balance and risks biodiversity in boreal forest landscapes. Canadian Journal of Forest Research. https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0284

Repo, A., Tuomi, M., Liski, J. 2011. Indirect carbon dioxide emissions from producing bioenergy from forest harvest residues. GCB Bioenergy 3: 107–115. https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01065.x

Repo, A., Tuovinen, J.-P.J.-P., Liski, J. 2015. Can we produce carbon and climate neutral forest bioenergy? Global Change Biology Bioenergy 7: 253–262. https://doi.org/doi: 10.1111/gcbb.12134

Rial, M., Cortizas, AM. & Rodríguez-Lado, L. 2017. Understanding the spatial distribution of factors controlling topsoil organic carbon content in European soils. Science of the Total Environment. 2017 Dec 31;609: 1411–22

Rinne, K.T., 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. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12734

Roberge, J.-M., Öhman, K., Lämås, T., Felton, A., Ranius, T., Lundmark, T. & Nordin, A. 2018. Modified forest rotation lengths: Long-term effects on landscape-scale habitat availability for specialized species. Journal of Environmental Management 210: 1–9. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.022

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.

Routa, J., Kellomaki, S. & Peltola, H. 2012. Impacts of intensive management and landscape structure on timber and energy wood production and net CO_2 emissions from energy wood use of Norway spruce. BioEnergy Research 5: 106–123.

Ruosteenoja, K., Jylhä, K. & Kämäräinen, M. 2016. Climate projections for Finland under the RCP forcing scenarios. Geophysica, 51.

Rutledge, S., Mudge, P.L., Wallace, D.F., Campbell, D.I., Woodward, S.L., Wall, A.M., Röman, E., Sammalkorpi, I., Uusitalo, R., Lemola, R., Uusi-Kämppä, J., Lepistö, A., Hjerppe, T., Riihimäki, J. & Ruuhijärvi, J. 2019. Ravinteiden kierrätys alkutuotannossa ja sen vaikutukset vesien tilaan. KiertoVesi-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 22.

Rutledge, S., Wall, A.M., Mudge, P.L., Troughton, B., Campbell, D.I., Pronger, J., Joshi, C. & Schipper, L.A. 2017b. The carbon balance of temperate grasslands part II: the impact of pasture renewal via direct drilling. Agric. Ecosyst. Environ. 239: 132–142

Saari, A., Smolander, A. & Martikainen, P.J. 2004. Methane consumption in a frequently nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting. Soil Use and Management 20: 65–73.

Saarinen, M., Kaljonen, M., Niemi, J., Antikainen, R., Hakala, K., Hartikainen, H., Heikkinen, J., Joensuu, K., Lehtonen, H., Mattila, T. & Nisonen, S. 2019. Ruokavaliomuutoksen vaikutukset ja muutosta tukevat politiikkayhdistelmät: RuokaMinimi-hankkeen loppuraportti.

Saaristo, L., Mannerkoski, I. & Kaipiainen-Väre, H. 2010. Metsätalous ja uhanalaiset lajit. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion pdf-opas. 20 s.

Saarsalmi, A. & Mälkönen, E. 2001. Forest fertilization research in Finland: A literature review. Scandinavian Journal of Forest research 16: 514–416.

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, no 1 article id 980. 19 p.

Saarsalmi, A., Smolander, A., Moilanen, M. & Kukkola, M. 2014. Wood ash in boreal, lowproductive pine stands on upland and peatland sites: long-term effects on stand growth and soil properties. For. Ecol. Manage. 327: 86–95. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.031

Saksa, T., Miina, J. & Uotila, K. 2016. Taimikonhoito – tavoitteet, menetelmät ja kustannukset. Metsäkustannus Oy. Jelgeva Printing House, Latvia.

Salonen, V. 1992. Plant colonization of harvested peat surfaces. Biological research reports from the University of Jyväskylä, No. 29. 29 p.

Schils, R., Kuikman, P., Liski, J., Van Oijen, M., Smith, P., Webb, J., Alm, J., Somogyi, Z., Van den Akker, J., Billett, M., Emmett, B., Evans, C., Lindner, M., Palosuo, T., Bellamy, P., Jandl, R. & Hiederer, R. 2008. Review of existing information on the interrelations between soil and climate change. (ClimSoil). Final report. https://doi.org/10.2779/12723

Schils, R., Kuikman, P., Liski, J., Van Oijen, M., Smith, P., Webb, J., Alm, J., Somogyi, Z., Van den Akker, J., Billett, M., Emmett, B., Evans, C., Lindner, M., Palosuo, T., Bellamy, P., Jandl, R. & Hiederer, R. 2008. Review of existing information on the interrelations between soil and climate change. (ClimSoil). Final report. https://doi.org/10.2779/12723

Schipper, L.A. 2014. CO_2 emissions following cultivation of a temperate permanent pasture. Agric. Ecosyst. Environ. 184: 21–33.

Schjønning, P., Christensen, B. T. & Carstensen, B. 1994. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. European Journal of Soil Science 45(3): 257–268.

Shanin, V., Valkonen, S., Grabarnik, P. & Mäkipää, R. 2016. Using forest ecosystem simulation model EFIMOD in planning uneven-aged forest management. Forest Ecology and Management 378: 193–205. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.041

Sheehy, J., Regina, K., Alakukku, L. & Six, J. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. Soil and Tillage Research 150: 107–113. https://doi.org/10.1016/j.still.2015.01.015

Sheehy, J., Six, J., Alakukku, L. & Regina, K. 2013. Fluxes of nitrous oxide in tilled and no-tilled boreal arable soils. Agriculture, Ecosystems & Environment 164: 190–199. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.007

Sievänen, R., Salminen, O., Lehtonen, A., Ojanen, P., Liski, J., Ruosteenoja, K. & Tuomi, M. 2014. Carbon stock changes of forest land in Finland under different levels of wood use and climate change.

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(3): 411–425.

Silver, T. & Saarinen, M. 2007. Lentolevityksen tarkkuus ojitusalueiden terveyslannoituksissa. Suo 58(2): 63–70.

Singh, B. 2018. Are nitrogen fertilizers deleterious to soil health? Agronomy 8(4), 48.

Singh, P., Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V., Palojärvi, A., Sheehy, J., ... & Regina, K. 2015. Tillage and crop residue management methods had minor effects on the stock and stabilization of topsoil carbon in a 30-year field experiment. Science of the Total Environment 518: 337–344.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. & Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant and soil 241(2). pp. 155–176.

Skaalsveen, K., Ingram, J. & Clarke, L.E. 2019. The effect of no-till farming on the soil functions of water purification and retention in north-western Europe: A literature review. Soil and Tillage Research 189: 98–109. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.004

Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R. & Niggli, U. 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. Science of The Total Environment 468–469: 553–563. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098

Smith, P., Soussana, J.-F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D.P., Batjes, N.H., Egmond, F. van, McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J.E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Álvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A. & Klumpp, K. 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. Global Change Biology 26: 219–241. https://doi.org/10.1111/gcb.14815

Smolander, A. & Lindroos, A.-J. 2019. Maan ravinnetalous ja hiilitase kangasmailla. Julkaisussa: Laine T., Luoranen J. & Ilvesniemi H. (toim.). Maanmuokkaus metsissä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58: 44–49.

Smolander, A. & Heiskanen, J. 2007. Soil C and N transformations in two forest clear-cuts during three years after mounding and inverting. Can. J. Soil Sci. 87: 251–258.

Smolander, A. & Saarsalmi, A. 2015. Lepän typensidontasymbioosi ja lehtipuiden suotuisa vaikutus metsämaahan. Peitsa Mikolan tutkimuksia ja niiden innoittamia jatkotöitä. Teoksessa: Kauppi, P. & Kotilehto, J. (toim.) Vuosisadan metsäbiologi. Peitsa Mikolan juhlakirja. Bidrag till kännedom av Finlands natur och folk 197. 237 s. Suomen Tiedeseura. s. 86–96.

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., Kukkola, M., Helmisaari, H.-S., Mäkipää, R. & Mälkönen, E. 2000. Functioning of forest ecosystems under nitrogen loading. Teoksessa: Mälkönen, E. (toim.). Forest condition in a changing environment – the Finnish case. Forestry Sciences, Vol. 65. Kluwer Academic Publishers. S. 229–247.

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.

Smolander, A., Paavolainen, L. & Mälkönen, E. 2000b. C and N transformations in forest soil after mounding for regeneration. Forest Ecology and Management 134: 17–28.

Smolander, A. 2018. Typpilannoitus metsämaan viljavuuden parantajana – kestävyysnäkökohtia maan ja ympäristön kannalta. Metsätieteen aikakauskirja. https://doi.org/10.14214/ma.10080

Smolander, A., Henttonen, H.M. & Martikainen, P.J. 2020. Hitaasti typpeä vapauttavan ureaformaldehydin vaikutuksista puuston kasvuun, maaperään ja ympäristöön. Metsätieteen aikakauskirja 2020–10219. Katsaus 17 s.

Smolander, A., Kanerva, S., Adamczyk, B. & Kitunen, V. 2012. Nitrogen transformations in boreal forest soils – does composition of plant secondary compounds give any explanations? Marschner review. 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 thinning stands. Soil Biology & Biochemistry 66: 51–59.

Smolander, A., Kukkola, M., Helmisaari, H.-S., Mäkipää, R. & Mälkönen, E. 2000a. Functioning of forest ecosystems under nitrogen loading. In: Mälkönen, E. (ed.). Forest condition in a changing environment – the Finnish case. Forestry Sciences, Vol. 65. Kluwer Academic Publishers. p. 229–247.

Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J. & Mälkönen, E. 1998. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. Soil Biology and Biochemistry 30: 477–490.

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., 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 (2019) 117444.

Soinne, H., Keskinen, R., Räty, M., Kanerva, S., Turtola, E., Kaseva, J., Nuutinen, V., Simojoki, A. & Salo, T. 2020. Soil organic carbon and clay content as deciding factors for net nitrogen mineralization and cereal yields in boreal mineral soils. European Journal of Soil Science 1–16.

Soinne, H., Hyväluoma, J., Ketoja, E. & Turtola, E. 2016. Relative importance of organic carbon, land use and moisture conditions for the aggregate stability of post-glacial clay soils. Soil and Tillage Research 158: 1–9.

Soussana, J.-F. & Lemaire, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 190: 9–17.

Sponseller, R.A., Gundale, M., Futter, M., Ring, E., Nordin, A., Näsholm, T. & Laudon, H. 2016. Nitrogen dynamics in managed boreal forests: Recent advances and future research directions. Ambio 45: 175–187.

Stamets, Paul E., Naeger, Nicholas L., Evans, Jay D., Han, Jennifer O., Hopkins, Brandon K., Lopez, Dawn., Moershel, Henry M., Nally, Regan., Sumerlin, David., Taylor, AlexW., Carris, Lori M. & Sheppard, Walter S. 2018. Extracts of Polypore Mushroom Mycelia Reduce Viruses in Honeybees. Scientific Reports 8, 13936.

Sterkenburg, E, Clemmensen, KE, Lindahl, BD, Dahlberg, A. The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. J Appl Ecol. 2019; 56: 1367– 1378. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13363

Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F. & Six, J. 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. Biogeochemistry 86(1): 19–31.

Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F. & Six, J. 2008. Soil carbon saturation: evaluation and corroboration by long-term incubations. Soil Biology and Biochemistry 40(7): 1741–1750.

Strömgren, M., Hedwall, P.-O. & Olsson, B.A. 2012 Effects of stump harvest on N_2O and CH_4 emissions from boreal forest soils after clear-cutting. For. Ecol. Manage. 371: 15–22.

Strömgren, M. & Mjöfors, K. 2012. Soil-CO_2 flux after patch scarification, harrowing and stump harvest in a hemi-boreal forest. Scandinavian Journal of Forest research 27: 754–761.

Strömgren, M., Mjöfors, K. & Olsson, B.A. 2017. Soil-surface CO_2 flux during the first 2 years after stump harvesting and site preparation in 14 Swedish forests. Scandinavian Journal of Forest research 32: 213–221.

Strömgren, M. & Mjöfors, K. 2012. Soil-CO_2flux after patch scarification, harrowing and stump harvest in a hemi-boreal forest. Scandinavian Journal of Forest Research 27: 754–761. https://doi.org/10.1080/02827581.2012.723741

Strömgren, M., Mjöfors, K., Holmström, B. & Grelle, A. 2012. Soil CO_2 Flux During the First Years After Stump Harvesting in Two Swedish Forests. Silva Fennica 46: 67–79. https://doi.org/10.14214/sf.66

Sturite, I., Barcena, TG., Moni, C., Opstad, S. & Riley, H. 2020. Carbon storage in long- and short-term grasslands in Norway. Teoksessa: Virkajärvi, P., Hakala, K., Hakojärvi, M., Helin, J., Herzon, I., Jokela, V., Peltonen, S., Rinne, M., Seppänen, M. & Uusi-Kämppä, J. (toim.). Grassland Science in Europe, Vol 25: 403–405. – Meeting the future demands for grassland production, Proceedings of 28th General Meeting of the European Grassland Federation Helsinki, Finland.

Suomen virallinen tilasto (SVT): Asunnot ja asuinolot (verkkojulkaisu). ISSN=1798-6745. 2019, Liitetaulukko 1. Asuntokunnat koon mukaan ja asuntokuntien keskikoko 1960–2019. Helsinki: Tilastokeskus (viitattu: 30.11.2020). Saantitapa: http://www.stat.fi/til/asas/2019/asas_2019_2020-05-20_tau_001_fi.html

Suomen virallinen tilasto (SVT): Metsänhoito- ja metsänparannustyöt (verkkojulkaisu). Helsinki: Luonnonvarakeskus (viitattu: 13.11.2020). Saantitapa: http://stat.luke.fi/metsanhoito-ja-metsanparannustyot

Suomen virallinen tilasto (SVT): Kasvihuonekaasut (verkkojulkaisu). 2019. ISSN=1797-6049. Helsinki: Tilastokeskus (viitattu: 20.1.2021). Saantitapa: http://www.stat.fi/til/khki/2019/khki_2019_2020-12-21_tie_001_fi.ht

Syrjänen, K., Hakalisto, S., Mikkola, J., Musta, I., Nissinen, M., Savolainen, R., Seppälä, J., Seppälä, M., Siitonen, J. & Valkeapää, A. 2016. Monimuotoisuudelle arvokkaiden metsäympäristöjen tunnistaminen. METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet 2016–2025.

Syväsalo, E., Regina, K., Turtola, E., Lemola, R. & Esala, M. 2006. Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland. Agriculture, Ecosystems & Environment 113: 342–348. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.10.013

Tamminen P., Saarsalmi A., Smolander A., Kukkola M. & Helmisaari H.-S. 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.

Tamminen, P. & Ilvesniemi, H. 2012. Maaperän hiili ja typpi luonnontilaisissa ja talousmetsissä. Metlan työraportteja, Metla working papers 39 2012, 16.

Termonen, M., Korhonen, P., Kykkänen, S., Kärkönen, A., Toivakka, M., Kauppila, R. & Virkajärvi, P. 2020. Effects of nitrogen application rate on productivity, nutritive value and winter tolerance of timothy and meadow fescue cultivars. Grass and Forage Science 75 1: 111–126.

Thiele-Bruhn, S., Bloem, J., de Vries, F. T., Kalbitz, K. & Wagg, C. 2012. Linking soil biodiversity and agricultural soil management. Current Opinion in Environmental Sustainability 4(5): 523–528.

Thiffault, E., Hannam, K.D., Paré, D., Titus, B.D., Hazlett, P.W., Maynard, D.G. & Brais, S. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests – A review. Environ. Rev. 19: 278–309.

Tiainen, J., Hyvönen, T., Hagner, M., Huusela-Veistola, E., Louhi, P., Miettinen, A., Nieminen, T.M, Palojärvi, A., Seimola, T., Taimisto, P. & Virkajärvi, P. 2020. Biodiversity in intensive and extensive grasslands in Finland: the impacts of spatial and temporal changes of agricultural land use. Agricultural and Food Science 29: 68–97.

Tikkanen, O.-P., Heinonen, T., Kouki, J. & Matero, J. 2007. Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: Cost-effective measures for multi-species conservation. Biological Conservation 140: 359–372.

Tilastokeskus 2019. Väestöennuste 2019–2050. Väestö- ja oikeustilastot. Suomen virallinen tilasto. Helsinki 30.9.2019. https://www.stat.fi/til/vaenn/2019/vaenn_2019_2019-09-30_fi.pdf

Tilastokeskus 2020. Greenhouse gas emissions in Finland 1990 to 2018. National Inventory Report under the UNFCCC and the Kyoto Protocol. 9 April 2020. http://www.stat.fi/static/media/uploads/tup/khkinv/fi_nir_un_2018_2020_04_09.pdf

Timonen, R. 2020. Selvitys rakentamisen maankäyttömuutosmaksusta. Ympäristöministeriön julkaisuja 2020: 11. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-204-4

Tolvanen, A., Saarimaa, M., Tuominen, S. & Aapala, K. 2020a. Is 15% restoration sufficient to safeguard the habitats of boreal red-listed mire plant species? Global Ecology and Conservation 23 (2020) e01160. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01160

Tolvanen, A., Tarvainen, O. & Laine, A. 2020b. Soil and water nutrients in stem only and whole tree harvest treatments in restored boreal peatlands. Restoration Ecology 28: 1357-1364.

Tolvanen, A., Saarimaa, M., Ahtikoski, A., Haara, A., Hotanen, J.-P., Juutinen, A., Kojola, S., Kurttila, M., Nieminen, M., Nousiainen, H., Parkkari, M., Penttilä, T., Sarkkola, S., Tarvainen, O., Minkkinen, K., Ojanen, P., Hjort, J., Kotavaara, O., Rusanen, J., Sormunen, H., Aapala, K., Heikkinen, K., Karppinen, A., Martinmäki-Aulaskari, K., Sallantaus, T., Tuominen, S., Vilmi, A., Kuokkanen, P., Rehell, S., Ala-Fossi, A. & Huotari, N. 2018. Metsätalouskäyttöön soveltumattomien ojitettujen soiden jatkokäyttö. LIFEPeatLandUse (LIFE12 ENV/FI/000150) 2013–2018 Layman's report. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 48/2018. Luonnonvarakeskus. 16 s.

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 (2020) 139743.

Treseder, K.K. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO_2 in field studies. New Phytol. 164: 347–355.

Triviño, M., Pohjanmies, T., Mazziotta, A., Juutinen, A., Podkopaev, D., Le Tortorec, E. & Mönkkönen, M. 2017. Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. J Appl Ecol 54: 61–70.

Tulonen, T., Arvola, L. & Ollila, S. 2002. Limnological effects of wood ash application to the subcatchments of boreal, humic lakes. Journal of Environmental Quality 31: 946–953.

Tuomi, M., Rasinmäki, J., Repo, A., Vanhala, P. & Liski, J. 2011. Soil carbon model Yasso07 graphical user interface. Environmental Modelling & Software, 26(11): 1358–1362.

Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P. & Macdonald, D.W. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. Journal of Environmental Management 112: 309–320. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018

Uusitalo, R., Lemola, R. & Turtola, E., 2018. Surface and Subsurface Phosphorus Discharge from a Clay Soil in a Nine-Year Study Comparing No-Till and Plowing. Journal of Environmental Quality 47: 1478–1486. https://doi.org/10.2134/jeq2018.06.0242

Valkama, E., Lemola, R., Känkänen, H. & Turtola, E. 2015. Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leaching loss and grain yields in the Nordic countries. Agriculture, Ecosystems & Environment 203: 93–101.

Valtioneuvosto 2014. Valtioneuvoston periaatepäätös Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman jatkamisesta 2014–2025. Valtioneuvosto. 18 s.

Veijalainen, H. 2000. Metsänparannuskokeiden tuloksia Kettulan tilan ojitetuilta soilta. Kettulan retkeily 8.9.2000. Moniste, Metla, Vantaan tutkimuskeskus. 62 s.

Verkerk, P.J., Mavsar, R., Giergiczny, M., Lindner, M., Edwards, D. & Schelhaas, M.J. 2014. Assessing impacts of intensified biomass production and biodiversity protection on ecosystem services provided by European forests. Ecosystem Services 9: 155–165.

Viitanen, J. Mutanen, A. & Karvinen, S. (toim.). 2020. Metsäsektorin suhdannekatsaus 2020–2021. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 71/2020. Luonnonvarakeskus. http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-060-1

VN 2017. Valtioneuvoston selonteko. Valtioneuvosteon selonteko keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelmasta vuoteen 2030. Kohti ilmastoviisasta arkea. Ympäristöministeriön raportteja 21/2017. Ympäristöministeriö, Helsinki. 2017.

Walmsley, J.D. & Godbold, D.L. 2010. Stump Harvesting for Bioenergy – A Review of the Environmental Impacts. Forestry 83: 17–38. https://doi.org/10.1093/forestry/cpp028

Wang, J., Xiong, Z. & Kuzyakov, Y. 2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of 819 decomposition and priming effects. GCB Bioenergy 8: 512–523.

West, T. O. & Post, W. M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. Soil Science Society of America Journal 66(6): 1930–1946.

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J. & Kögel-Knabner, I. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma 333: 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J. & Kögel-Knabner, I. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma 333: 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026

Ympäristöministeriön raportteja 17/2016. 75 s. Saatavissa: http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/74890

Liite

Liite 1. Biomassan estimointi runkotilavuuksien perusteella

Puustobiomassan hiilivaraston muutoksen laskenta on tehty ns. kasvun – poistuma -menetelmällä, johon tarvitaan sekä puustobiomassan kasvu että elävästä puustosta poistuva biomassa. Biomassat on saatu muuntamalla tilavuuskasvu, hakkuukertymä ja luonnonpoistuma (m3) biomassaksi kasvihuonekaasuinventaariossa käytetyillä kertoimilla (Tilastokeskus 2020). Kertoimet on laskettu valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) aineistoista.

Tässä raportissa esitettyihin laskelmiin on käytetty VMI11:ssa (2009–2013) ja VMI12:ssa (2014–2018) mitatuista puista laskettuja kertoimia (Taulukko L1). Koepuille on laskettu puun maanpäällinen ja maanalainen biomassa mittaushetkellä ja kasvutietojen avulla viisi vuotta sitten, ja näiden erotus on biomassankasvu, sekä tilavuuskasvu vastaaville ajankohdille (Tilastokeskus 2020). Kerroin on biomassan kasvun ja tilavuuskasvun suhde. Kertoimet on laskettu puulajiryhmille mänty, kuusi ja lehtipuut, erikseen kivennäismaille ja turvemaille, Etelä- ja Pohjois-Suomelle. Kertomalla vastaavan ositteen tilavuuskasvu koepuista johdetulla kertoimella, saadaan ositteen biomassan kokonaiskasvu. Summaamalla ositteiden biomassakasvut saadaan metsämaan puustobiomassan kokonaiskasvu. Hakkuukertymälle ja luonnonpoistumalle kertoimet on laskettu VMI10 ja VMI11 välillä kuolleista ja hakkuissa poistetuista pysyvien koealojen puista samoissa ositteissa kuin kasvun laskennassa. Kertomalla ositteiden hakkuu- ja luonnonpoistumat ko. ositteen muuntokertoimella ja laskemalla ne yhteen, saadaan biomassan kokonaispoistuma.

Taulukko L1. Muuntokertoimet tilavuuskasvun, hakkuupoistuman ja luonnonpoistuman muuntamiseksi biomassaksi Etelä-Suomelle (alue 1) ja Pohjois-Suomelle (alue 2) erikseen kivennäismaille (maaperä 1) ja turvemaille (maaperä 2). Puulajiryhmät ovat mänty (1), kuusi (2) ja lehtipuut (3).

	Alue	Maaperä	Puulajiryhmä	Kerroin (Mg m^{-3})
Kasvu	1	1	1	0,570
Kasvu	1	1	2	0,687
Kasvu	1	1	3	0,786
Kasvu	1	2	1	0,572
Kasvu	1	2	2	0,715
Kasvu	1	2	3	0,780
Kasvu	2	1	1	0,601
Kasvu	2	1	2	0,801
Kasvu	2	1	3	0,832
Kasvu	2	2	1	0,594
Kasvu	2	2	2	0,820
Kasvu	2	2	3	0,827
Hakkuupoistuma	1	1	1	0,622
Hakkuupoistuma	1	1	2	0,729
Hakkuupoistuma	1	1	3	0,845
Hakkuupoistuma	1	2	1	0,629
Hakkuupoistuma	1	2	2	0,777
Hakkuupoistuma	1	2	3	0,876
Hakkuupoistuma	2	1	1	0,633
Hakkuupoistuma	2	1	2	0,811
Hakkuupoistuma	2	1	3	0,907
Hakkuupoistuma	2	2	1	0,644
Hakkuupoistuma	2	2	2	0,851
Hakkuupoistuma	2	2	3	0,857
Luonnonpoistuma	1	1	1	0,644
Luonnonpoistuma	1	1	2	0,784
Luonnonpoistuma	1	1	3	0,915
Luonnonpoistuma	1	2	1	0,616
Luonnonpoistuma	1	2	2	0,871
Luonnonpoistuma	1	2	3	0,957
Luonnonpoistuma	2	1	1	0,624
Luonnonpoistuma	2	1	2	0,879
Luonnonpoistuma	2	1	3	0,913
Luonnonpoistuma	2	2	1	0,672
Luonnonpoistuma	2	2	2	1,005
Luonnonpoistuma	2	2	3	0,877

luke.fi

Luonnonvarakeskus
Latokartanonkaari 9
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000