



SUOMEN
LUONTO
PANEELI

SOIDEN ENNALLISTAMISEN SUOLUONTO-, VESISTÖ- JA ILMASTOVAIKUTUKSET

Vertaisarvioitu raportti

Santtu Kareksela^{1,2}, Paavo Ojanen³, Kaisu Aapala⁴, Tuomas Haapalehto¹, Jari Ilmonen¹, Markku Koskinen³, Raija Laiho⁵, Anna Laine⁶, Liisa Maanavilja⁵, Hannu Marttila⁷, Kari Minkkinen³, Mika Nieminen⁵, Anna-Kaisa Ronkanen⁷, Tapani Sallantaus⁴, Sakari Sarkkola⁵, Anne Tolvanen⁵, Eeva-Stiina Tuittila⁸, Harri Vasander³

¹Metsähallitus, Luontopalvelut; ²JYU.WISDOM; ³Helsingin yliopisto; ⁴Suomen ympäristökeskus (SYKE);
⁵Luonnonvarakeskus (Luke); ⁶Geologian tutkimuskeskus GTK; ⁷Oulun yliopisto; ⁸Itä-Suomen yliopisto

SUOMEN LUONTOPANEELIN JULKAISUJA 3B/2021
RAPORTTI



© Suomen Luontopaneeli



Suomen Luontopaneelin julkaisu 3b/2021
Raportti

Soiden ennallistamisen suoluonto-, vesistö-, ja ilmastovaikutukset. Vertaisarvioitu raportti.

Tekijät:

Santtu Kareksela (Metsähallitus, Luontopalvelut; JYU.WISDOM), Paavo Ojanen (Helsingin yliopisto), Kaisu Aapala (Suomen ympäristökeskus), Tuomas Haapalehto (Metsähallitus, Luontopalvelut), Jari Ilmonen (Metsähallitus, Luontopalvelut), Markku Koskinen (Helsingin yliopisto), Raija Laiho (Luonnonvarakeskus), Anna Laine (Geologian tutkimuskeskus GTK), Liisa Maanavilja (Luonnonvarakeskus), Hannu Marttila (Oulun yliopisto), Kari Minkkinen (Helsingin yliopisto), Mika Nieminen (Luonnonvarakeskus), Anna-Kaisa Ronkanen (Oulun yliopisto), Tapani Sallantaus (Suomen ympäristökeskus), Sakari Sarkkola (Luonnonvarakeskus), Anne Tolvanen (Luonnonvarakeskus), Eeva-Stiina Tuittila (Itä-Suomen yliopisto), Harri Vasander (Helsingin yliopisto)

Toimitussihteeri: Sanna Autere

ISSN: 2737-0062


DOI: <https://doi.org/10.17011/jyx/SLJ/2021/3b>

Viittausohje:

Kareksela, S., Ojanen, P., Aapala, K., Haapalehto, T., Ilmonen, J., Koskinen, M., Laiho, R., Laine, A., Maanavilja, L., Marttila, H., Minkkinen, K., Nieminen, M., Ronkanen, A.-K., Sallantaus, T., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tuittila, E.-S. ja Vasander, H. 2021. Soiden ennallistamisen suoluonto-, vesistö-, ja ilmastovaikutukset. Vertaisarvioitu raportti. Suomen Luontopaneelin julkaisu 3b/2021.

Suomen Luontopaneeli on riippumaton asiantuntijaelin, joka tukee luontopolitiikan suunnittelua ja päätöksentekoa. Luontopaneelin kannanotot ja raportit perustuvat tieteelliseen näyttöön ja monialaiseen asiantuntemukseen.

www.luontopaneeli.fi

 @luontopaneeli



SISÄLLYS

1. Johdanto	5
1.1 Soiden ennallistamisen menetelmät ja tilanne Suomessa	5
1.2. Selvityksen tavoite ja rajaus.....	6
Suon tilat: luonnontilainen, ojittamaton, kuivahtanut, ojitettu, vetetty, ennallistettu, ennallistunut	8
Soilla tapahtuvat muutokset ajassa ja tilassa.....	9
2. Ekologinen ennallistaminen	10
2.1. Ekologisen ennallistamisen teoria	10
2.2. Ekologisen ennallistamisen tavoitteet ja kansainväliset sitoumukset	11
3. Suot	15
3.1 Monimuotoiset suomme	15
3.1.1 Maankäytön aiheuttamat muutokset	16
3.2. Suoluontotyyppien ja suolajiston tila	17
3.3. Soiden erityispiirteenä hydrologiset kokonaisuudet	17
3.4. Suot ja ilmasto	19
Ennallistamisen ilmastovaikutus.....	20
4. Soiden ennallistamisen suoluontovaikutukset	23
4.1. Monimuotoisuus (elinympäristöt ja lajit).....	23
4.1.1 Lajiston palautuminen	23
4.1.2 Lajiston palautumiseen vaikuttavia tekijöitä	25
4.1.3 Luontotyyppien monimuotoisuuden palauttaminen.....	28
4.2. Monimuotoisuusvaikutusten maksimoiminen suunnittelun avulla	29
4.3. Hankalasti huomioitavia tekijöitä monimuotoisuuden palauttamisessa	30
4.4. Ekosysteemien rakenteen ja toiminnan palautuminen	31
4.5. Yhteenveto ennallistamisen monimuotoisuusvaikutuksista.....	33
5. Soiden ennallistamisen vesistövaikutukset	35
5.1. Ennallistamisen lähtötilanne: metsäojitettujen soiden ravinnekuormitus	35
5.2. Kohteen sisäisen hydrologian (suoveden laadun) palautuminen	37
5.2.1 Suoalueen hydrologian palautuminen ennallistamisen jälkeen	37
5.2.2. Suoveden laadun palautuminen ennallistamisen jälkeen	38
5.3 Vaikutukset vesistökuormitukseen ennallistettavan kohteen ulkopuolella.....	40
5.3.1 Ennallistamisen tavoitteet ja haasteet vesistökuormituksen kannalta.....	40
5.3.2. Ennallistamisen aiheuttama vesistökuormitus: fosfori.....	42
5.3.3 Typpi ja orgaaninen aines.....	46
5.3.4 Vaikutukset vesistöissä	48
5.3.5 Haittojen ennustettavuus.....	48
5.3.6 Luonnontilaisen suon nielut ennallistamisen tavoitteena	49



5.4 Yhteenveto soiden ojituksen ja ennallistamisen vesistövaikutuksista	51
6. Soiden ennallistamisen ilmastovaikutukset	52
6.1 Luonnontilaiset suot ja ojitetut suot	52
6.2 Metsäojitettujen soiden ennallistaminen	56
6.3 Peltojen ja turpeennostoalueiden ennallistaminen	57
6.4 Puuston merkitys hiilidioksiditaseessa	58
6.5 Ojituksen ja ennallistamisen paikalliset ja alueelliset ilmastovaikutukset	59
6.6 Ennallistamisen aiheuttama säteilypakote ja päästökertoimet Suomessa	60
6.7 Soiden ennallistaminen maailmanlaajuisesti	67
6.8 Pohdintaa – mitä ennallistamisella voidaan saavuttaa ilmaston kannalta?	69
7. Soiden ekosysteemipalvelut ja ennallistaminen.....	71
8. Soiden ennallistamisen kustannukset ja työllisyysvaikutukset.....	73
8.1 Ennallistamismenetelmäkohtaiset kustannukset	73
8.2 Ennallistamisen työllisyys- ja aluetaloudelliset sekä muut yhteis-kunnalliset vaikutukset	74
9. Soiden ennallistaminen ja ekologinen kompensaatio	75
10. Selvityksessä esille nousseet tietotarpeet ja käynnissä olevia tutkimuksia	75
11. Suunnittelun ja priorisoinnin rooli	77
12. Suosituksia päätöksentekijöille	79
12.1 Johtopäätöksiä selvityksen tuloksista yhteiskunnallisen päätöksenteon tueksi.....	79
12.2 Pohdintaa.....	80
12.3 Käytännön ohjeita selvityksen tuloksien perusteella	81
LÄHTEET	82
LIITTEET	103
Liite 1. Luonnontilaisten, ojitettujen ja ennallistettujen soiden ilmastovaikutuksiin liittyvät aineistot ja nielujen ja päästöjen laskennassa käytetyt menetelmät	103



Työssä tarkastellut päävaikutukset vesistöön, ilmastoon ja suoluontoon vaihtelevat suuruudeltaan ja merkittävyydeltään ajassa ja tilassa. Eri vaikutusten spatiaaliset ja temporaaaliset mittakaavaerot tekevät kokonaisuuden hahmottamisesta haasteellista, erityisesti yhteiskunnallisten suositusten ja toimien priorisoinnin näkökulmasta. Selvityksen johtopäätöksissä pohditaan soiden ennallistamisen mahdollisten paikallisten, kansallisten ja globaalien sekä lyhyen ja pitkän aikavälin hyötyjen ja haittojen vertailua ja yhteensovittamista päätöksenteon kannalta. Tässä varsinaisessa selvityksessä ei kuitenkaan laadita määrällisiä suosituksia tai suosituksia eri näkökulmien (monimuotoisuus, ilmasto, vedet) painoarvoille päätöksenteossa, vaan eri osa-alueiden päähavainnot ja suositukset niiden huomioimiseksi ovat itsenäisiä toisistaan.

Aineistohauissa on käytetty muun muassa hakutermin ”peatland”, ”mire”, ”restoration” ja ”rewetting” yhdistelmiä. Vaikka kyseessä ei ole varsinainen systemaattinen kirjallisuuskatsaus, pohjautuu jokainen luku kattavasti alan tuoreimpaan kirjallisuuteen, siten että kysymysten kannalta tuorein tieto tuodaan esille. Selvityksessä tarkastellut aineistot vaihtelevat jonkin verran vesistö-, ilmasto- ja suoluontonäkökulmien välillä. Sekä ilmasto- että vesistövaikutusten kohdalla selvityksessä käsitellään kirjallisuuden ohella myös toistaiseksi julkaisemattomia tuloksia. Tämä näkyy jonkin verran osioiden välisinä eroina kirjoitustyyliä ja kuvauksen yksityiskohtaisuudessa.

Kuten tämän raportin 3. luvussa todetaan, soiden ominaisuudet vaihtelevat laajasti suoekosysteemin tyypistä ja ominaisuuksista riippuen. Suoekosysteemien ominaisuudet puolestaan vaihtelevat alueellisesti. Tarkastelussa keskitytään soiden ennallistamistutkimuksiin, joiden aineisto on kerätty Suomesta, mutta tulosten ja johtopäätösten tueksi on nostettu esiin jonkin verran tutkimuksia myös muulta Euroopasta (mm. Saksasta) ja boreaalisen vyöhykkeen soilta Pohjois-Amerikasta.

Vaikka selvityksessä onkin pyritty tarkastelemaan soiden ennallistamisen vaikutuksiin liittyvää kirjallisuutta mahdollisimman laajasti, sisältyy selvitykseen ja siinä tarkasteltuihin tutkimuksiin normaaleita virhelähteitä. Ennallistamiskologisessa kirjallisuudessa saattavat onnistuneet tai poikkeuksellisen äärevät tapaukset painottua ja toisaalta yleisemällä tasolla luonnon monimuotoisuuden palauttamiseen tähtäävien toimenpiteiden onnistumisen arvioimiseen liittyy huomattavaa tulkintavaikeutta, esimerkiksi palautumisen täydellisyyden ja ajallisen keston suhteen (Wortely ym. 2013).



Suon tilat: luonnontilainen, ojittamaton, kuivahtanut, ojitettu, vetetty, ennallistettu, ennallistunut

Tässä raportissa on käytetty seuraavaa tulkintaa soiden tilaluokista:

Luonnontilainen suo viittaa tässä työssä kaikkiin ojittamattomiin soihin (tai suon ojittamattomiin osiin), jotka vastaavat märkydeltään ja eliöyhteisöltään jotain luonnontilaista suotyyppeä.

Ojittamaton suo tarkoittaa kirjaimellisesti suota tai suon osaa, jolle ei ole kaivettu oja. Ojittamaton suo (tai suon ojittamaton osa) ei välttämättä ole luonnontilainen, vaan se saattaa olla vesitaloudeltaan ja eliöyhteisöltään muuttunut ympärysalueiden ojituksen seurauksena, jolloin suota kutsutaan usein **kuivahtaneeksi** tai **kuivuvaksi**.

Ojitetuilla soilla tarkoitetaan kirjaimellisesti kaikkia soita tai suon osia, joille on kaivettu yksi tai useampi oja. Ojituksen vaikutus suon tilaan (luonnontilainen tai eri asteisesti muuttunut) vaihtelee suon ominaisuuksien ja toisaalta ojituksen intensiteetin ja onnistumisen suhteen. Tämän selvityksen ilmasto-osion laskelmissa ojitetulla suolla viitataan erityisesti soihin, jotka ihminen on ojittamalla kuivahtanut niin kuivaksi, etteivät ne enää märkydeltään ja eliöyhteisöltään vastaa mitään luonnontilaista suotyyppeä.

Vetetyllä suolla tai turvemaalla tarkoitetaan turvema-alaa, jonka vedenpinta on nostettu (esimerkiksi ojat tukkimalla tai muuten ohjaamalla vettä takaisin kuivuvalle suolle), tavoitteena joko ennallistettu suo tai jokin muu maankäyttö, kuten kosteikkoviljely, jossa märkyttä suosivia tai sietäviä tuotantokasveja viljellään korkean vedenpinnan olosuhteissa.

Ennallistetulla suolla tarkoitetaan suota, johon on kohdistettu ennallistamistoimia, eli vedenpinnan nostamista ja tarpeen mukaan puuston poistamista. Ennallistamisen tarkoituksena on (osin tilanteesta riippuen) mahdollistaa käynnistää ja nopeuttaa palautumisprosessia kohti luonnontilaista suota. Periaatteellisena tavoitteena on sanan mukaisesti ojitusta edeltäneen suotyypin palautuminen (tai minkälaiseksi suo olisi ilman ojitusta kehittynyt), mutta käytännössä täydellinen palautuminen on epätodennäköistä.

Ennallistuneella suolla tarkoitetaan käytännön tasolla suota, joka on ojitusilanteen tai muun häiriön jälkeen palautunut märkydeltään, eliöyhteisöltään ja suolle tyypillisen ekosysteemin toiminnan (kuten turpeen muodostumisen) osalta luonnontilaisen suon kaltaiseksi. Ennallistuminen voi olla seurausta joko ennallistamistoimista (ennallistaminen) tai ekosysteemin luontaisesta sukkessiosta ja palautumiskyvystä (resilienssi) kohti luonnontilaista. Onnistuneelle ennallistumiselle ei ole tarkkoja kriteereitä. Esimerkiksi tämän selvityksen ilmasto-osion laskelmissa ennallistuneella suolla tarkoitetaan kaikkia vetettyjä soita, jotka märkydeltään ovat luonnontilaisen kaltaisia ja niiden lajisto kostuu pääosin luonnontilaisille soille tyypillisistä lajeista. Toisaalta monimuotoisuuden kannalta pohditaan ennallistumisen onnistumista myös harvinaisempien lajien ja suoluontotyyppien palautumisen kautta.



Soilla tapahtuvat muutokset ajassa ja tilassa

Verraten nopeiden maankäytön aiheuttamien muutosten lisäksi myös täysin luonnontilaiset suot ovat jatkuvassa, joskin moniin muihin ekosysteemeihin verrattuna hyvin hitaassa muutoksessa.

Soilla tapahtuvissa muutoksissa onkin hyvin erilaiset ajalliset mittakaavat. Suomen soiden kehittyminen on kestänyt sadoista tuhansiin vuosiin ja jatkuu edelleen.

Maankohoamisrannikon suot ovat vielä melko nuoria verrattuna vanhimpiin soihimme, joiden kehitys on alkanut jo pian jääkauden loputtua. Toisaalta suon sisäisen kehittymisen lisäksi ympäristössä tapahtuvat muutokset voivat esimerkiksi hydrologian ja lämpösumman kautta aiheuttaa suhteellisen nopeitakin muutoksia myös suon rakenteeseen ja toimintaan.

Soiden luontaiseen sukkessioon eli lajiston vähittäiseen muutokseen verrattuna ojituksen ja ennallistamisen vaikutukset ovat hyvin nopeita ja niitä mitataan vuosissa ja vuosikymmenissä.

Varsinaiset ennallistamistoimenpiteet (ojien tukkiminen ja patoaminen ja puuston poisto tai harventaminen) ovat lyhytkestoisia (1–2 vuoden ajanjaksolla) ja suolla kestää tyypillisesti 1–10 vuotta palautua ennallistamistoimenpiteiden erilaisista suorista vaikutuksista (palautumisaika vaihtelee vaikutuksittain ja kohteittain). Palautumisnopeuteen vaikuttaa toimenpiteiden voimakkuus ja alueellinen laajuus. Ekosysteemin muokkaustoimenpiteiden negatiiviset vaikutukset voivat vähentyä hyvinkin nopeasti, mutta toisaalta esimerkiksi joidenkin negatiivisten vaikutusten kompensoituminen, eli kokonaisvaikutuksen muuttuminen nettopositiiviseksi voi kestää vuosikymmeniä, jopa vuosisatoja.

Ekosysteemin varsinainen ennallistuminen kestää ennallistamistoimin nopeutettunakin useita vuosia tai vuosikymmeniä, suon ominaisuuksista ja ojituksen aiheuttaman muutoksen määrästä riippuen.

Muutoksella määrää kuvaillaan usein muutoksen voimakkuudella suhteessa luonnontilaiseen. Metsäojituksesta seuranneita muutoksia suon lähtötilaan (luonnontila) kuvataan yleensä asteikolla **ojikko** (ojitettu, mutta ei merkittäviä muutoksia eliöstössä), **muuttuma** (selviä muutoksia eliöstössä, yleensä kohti ”metsälajistoa”) ja **turvekangas** (suuria muutoksia lajistossa: koostuu suurimmaksi osin kangasmetsien lajeista).

Ennallistamisen ajallinen ja paikallinen vaikutus on ainakin teoriassa riippuvainen suon kuivatuksen aiheuttaman muutoksen määrästä. Ojituksen aikaansaaman muutoksen määrä todennäköisesti vaikuttaa myös suon ennallistumisen määrään, mutta myös nopeuteen ja mahdollisesti lopulliseen tulokseen. Mitä muuttuneempi suo ojituksen aikaan on, sitä isomman muutoksen ennallistaminen onnistuessaan voi ekosysteemitasolla saada aikaan. Toisaalta isompien muutosten tapahtuminen voi viedä enemmän aikaa ja pidemmälle muuttuneiden soiden palautuminen on epävarmempaa kuin vähemmän muuttuneiden.



2. EKOLOGINEN ENNALLISTAMINEN

2.1. Ekologisen ennallistamisen teoria

Ekologisella ennallistamisella tarkoitetaan laajasti ottaen elinympäristön palauttamista aiempaan tilaan, yleensä tilanteessa, jossa elinympäristölaikun ekologiset ominaisuudet ovat muuttuneet ihmistoiminnan seurauksena (esim. SER 2004). Ennallistamisen teoreettisena tavoitteena on heikentyneen ekosysteemin edustamaa luonnontilaista ekosysteemiä vastaavan tilan saavuttaminen, joskin sekä teoreettiset tarkastelut että empiiriset tutkimukset tukevat oletusta, että täsmälleen alkuperäisen kaltaisen systeemin palauttaminen ei välttämättä ole mahdollista. Ennallistamisköologian alan empiirinen tutkimus onkin pitkälti painottunut selvittämään, missä määrin ennallistetut elinympäristöt vastaavat luonnontilaisia referenssisysteemejä ja kuinka kauan palautuminen tiettyyn samankaltaisuuden tasoon kestää.

Ennallistamisen onnistumisen tulkinnan kannalta keskeisiä havaintoja ovat, että ennallistuminen (ennallistamistoimien käynnistämä prosessi) vie aikaa (esim. Moreno-Mateos ym. 2017), palautuminen voi olla vaiheittaista tai hyppäyksellistä (Suding ja Hobbs 2009), eikä ekosysteemi välttämättä asetu samalle suksessio-linjalle kuin luonnontilaiset verrokkinsa (Suding ym. 2004). Eri vaiheet voivat olla myös tavoitteiden kannalta eriarvoisia: esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta on merkitystä sillä, ovatko ennallistamiskohteelle palautuneet lajit yleisiä ja runsaita vai harvinaisia tai peräti uhanalaisia. Mikäli uhanalaisemmat ja usein vaateliaammat lajit palaavat vasta ekosysteemin ennallistumisen loppuvaiheissa, tällaisten täydellisemmin ennallistuneiden kohteiden merkitys luonnon monimuotoisuuden kannalta on merkittävä ja toisaalta ”viimeisen” vaiheen palautumisen merkitys suurempi kuin sitä edeltävien vaiheiden. Käytännössä tämä tarkoittaa, että voisi olla vaikuttavampaa ennallistaa vähemmän muuttuneita kohteita, joissa vaateliaampia lajeja saattaa olla vielä jäljellä ja elinympäristön ominaisuuksien palautuminen on todennäköisempää, kuin pidemmälle muuttuneissa kohteissa, joissa ekosysteemin palautumisen kokonaisu-määrä voi sinänsä olla suurempi (Haapalehto ym. 2015).

Ennallistamisköologian juuret pohjautuvat vahvasti ekosysteemiökologiaan ja yhteisöökologiaan. Eliöyhteisön palautumista on pitkään käytetty mittarina ennallistamisen onnistumiselle (Wheeler ja Shaw 1995, Dobson ym. 1997, Ehrenfeld ja Toth 1997, Heikkilä ja Lindholm 1997, Palmer ym. 1997). Ennallistamisen vaikutusten tarkastelu ekosysteemitasolla antaa puolestaan kokonaisvaltaisemman kuvan ennallistamisen kohteena olevan ekosysteemin toiminnan palautumisesta (Ehrenfeld ja Toth 1997, Ehrenfeld 2000, Wheeler ja Shaw 1995). Yhteiskunnan kannalta ekosysteemin eliöyhteisön (rakenteen) ja toiminnan suhde on keskiössä esimerkiksi pohdittaessa, kuinka ekosysteemien heikentynyt luonnontila – tai sen palauttaminen ennallistamalla – vaikuttaa elintärkeisiin ekosysteemipalveluihin. Nykyisin ennallistamisköologian kirjallisuudessa ekologisen ennallistamisen tavoitteeksi nimetäänkin usein ekosysteemin rakenteen ja toiminnan palauttaminen (Hobbs ja Cramer 2008, Benayas ym. 2009, Aerts ja Honnay 2011, Bullock ym. 2011, Suding 2011), vaikka rakenteen ja toiminnan välinen suhde onkin osittain epäselvä esimerkiksi sen osalta, kuinka suuri osa ekosysteemin alkuperäisestä lajistosta tarvitaan ekosysteemin toiminnan takaamiseksi (esim. Cardinale 2012). Myös soiden ennallistamisen kohdalla voimme kysyä: kuinka täydellisesti suon lajistolliset rakennepiirteet tulee palauttaa ekosysteemipalveluiden palauttamiseksi luonnontilaista suota vastaaviksi?

Ennallistaminen käsitteenä sisältää myös ainakin osin ratkaisemattomia filosofisia kysymyksiä siitä, pystytäänkö luontoa palauttamaan tai pitääkö luonnontilan palauttamisen (sisältäen luonnollisen muutoksen) olla tavoitteenakaan (Hilderbrand ym. 2005, Jackson ja Hobbs 2009, Perring ym. 2014). Esimerkiksi interventioökologinen ajattelu (ennallistaminen yhtenä interventiona) korostaa ihmisen toiminnan muuttamien ekosysteemien tilan ”parantamista” ilman ajatusta, että lopputulos olisi välttämättä tarkalleen alkuperäistä ekosysteemiä vastaava (Hobbs ym. 2011). Interventioökologiassa tavoitteena ei siis automaattisesti ole niin sanottu historiallinen tavoitetila (englanniksi ”historical target”, tila ennen ihmisen vaikutusta) vaan pikemminkin yhteiskunnan ja luonnon kannalta hyvä kokonaisratkaisu (Jackson ja Hobbs 2009, Hobbs ym. 2011). Ekologisen ennallistamisen (tai intervention) periaatteellisen (filosofisen) tavoitetilan ja siihen liittyvien ekologisten elementtien määrittely on ennen kaikkea yhteiskunnallinen kysymys (Wilhere 2008), ja se määrittelee pitkälti myös ekologisen ennallistamisen ja ekosysteemien tilan parantamisen kustannusvaikuttavuuden reunaehdoja (esim. Tolvanen ym. 2013b, Kotiaho ym. 2015).



2.2. Ekologisen ennallistamisen tavoitteet ja kansainväliset sitoumukset

Ennallistamisen tavoitteet on yleisesti määritelty osin epämääräisesti (Komonen ja Halme 2014), jopa kansainvälisissä sopimuksissa (Kotiaho ym. 2015). Kansainvälisten sitoumuksien ja laajamittakaavaisten ennallistamistavoitteiden kohdalla on ymmärrettävää, että sopimusteksteihin halutaan jättää liikkumavaraa (Maxwell ym. 2015). Toisaalta tarkempien ennallistamistavoitteiden määrittelyä ja asettamista vaikeuttaa ennallistamisen lopputuloksen monimutkainen määrällinen ja laadullinen arviointi ja onnistumisen tulkinta: mitä ja milloin pitäisi mitata (Wortley ym. 2013), kuka määrittelee kokonaistavoitteet ja millä perusteilla (Wilhere 2008). Mitattavien yksityiskohtaisempien alatavoitteiden määrittely siis vaihtelee sen mukaan, onko laajempina tavoitteena ekosysteemin peruslajistoon todennäköisesti sidonnaisen toiminnan ja rakenteen palautuminen vai esimerkiksi elinympäristöjen muodostuminen erityisesti vaateliaammalle lajistolle. Tavoitteiden välillä voi myös olla ristiriitoja. Toiminnan palautumisen kannalta toivotun peruslajiston nopea palautuminen voi estää vaateliaamman lajiston palautumista (Mälson ym. 2010, Maanvilja ym. 2014). Toisaalta osittainen ennallistuminen saattaa joidenkin ekosysteemipalveluiden osalta olla sosioekonomisesti parempi lopputulos kuin täysin luonnontilaiseksi palautunut ekosysteemi.

Jos ennallistaminen nähdään interventioina (Hobbs ym. 2011), ekosysteemien tilan parantamisen tavoitteena ei tarvitse olla kyseisellä paikalla ollut ”alkuperäinen ekosysteemi”. Tällöin voidaan ajatella toiminnan tavoitteena olevan joko muutos kohti tavoitteena olevaa alkuperäistä referenssitilaa (esimerkiksi maksimoiden positiivisen muutoksen määrää suhteessa käytettyihin resursseihin, Kotiaho ym. 2015, ELITE-työryhmän mietintö, kuva 2.1, s. 12) tai vaihtoehtoisesti kustannusvaikuttavasti saavutettavissa oleva uusekosysteemi (englanniksi novel ecosystems, Hobbs ym. 2006), jossa tietyt, toivotut piirteet ovat runsaasti edustettuina. Yleensä ajatus uusekosysteemistä liitetään tilanteeseen, jossa ekosysteemi on maankäytön ja ennallistamistoimien jälkeenkin ajautunut luonnontilaisesta poikkeavaan, itseään ylläpitävään resistenttiin tilaan ja sen ennallistaminen takaisin luonnontilaisen kaltaiseksi olisi huomattavan kallista (Hobbs ym. 2006). Ekologisesti puutteellisen ennallistamistuloksen ja uusekosysteemin välinen raja voi olla vaikeaa, mutta se on oleellista muun muassa tämän selvityksen johtopäätösten ja tulosten soveltamiselle. On siis oleellista määrittellä, tavoittelemmeko ennallistamistoimilla mahdollisimman luonnontilaisia systeemejä (ja toteamme epäonnistuneemme, jos emme sellaista saavuta), vai tyydyimmekö ekosysteemin pääpiirteittäiseen palautumiseen? Vai tavoittelemmeko tiettyjen ekosysteemipalvelujen kustannustehokasta maksimoitumista, esimerkiksi jonkinasteisen uusekosysteemin muodossa? Laajemmin yhteiskunnan tasolla ennallistamisen määrälliset ja laadulliset tavoitteet eli se, kuinka paljon ja kuinka tarkasti ekosysteemejä tulisi ennallistaa, ja mitä kutsumme ennallistamiseksi ovat yhteiskunnallisia kysymyksiä. Tässä selvityksessä pyrimme ensisijaisesti tuottamaan koottua tietoa ja johtopäätöksiä näihin kysymyksiin liittyvän yhteiskunnallisen päätöksenteon tueksi.

Kansainvälisen luontopaneelin IPBES:n (International Panel for Biodiversity and Ecosystem Services) Global Assessment -raportissa (IPBES 2019, Diaz ym. 2019) ennallistamista lähestytään – kuten jo tätä ennen ELITE-työssä Suomessa – ekosysteemin muutoksen vertailutason kautta niin, että vertailutasona on tila ennen muutosta, toisin sanoen ekosysteemin luonnontila. Toisaalta esimerkiksi YK:n lanseeraama ”ennallistamisen vuosikymmen” (englanniksi UN Decade on Ecosystem Restoration 2020–2030) esittelee ennallistamisen mahdollisuuksia nimenomaan ekosysteemipalvelujen kautta, kasvihuonekaasujen vähentäminen yhtenä päätavoitteena (UN Environment 2019).

Vaikka eri sopimusten tavoitteiden sanoittaminen eroaa, niitä kuitenkin pääsääntöisesti yhdistää ekosysteeminäkökulma. Tavoitteita ei ole asetettu yksittäisille hyödyllisille ekosysteemin toiminnolle (esimerkiksi ekosysteemipalveluille kuten hiilensidonta tai puhdas juomavesi), vaan tarkasteluissa painotetaan luonnontilaisten ekosysteemien merkitystä kokonaisuutena eri ekosysteemipalveluiden vakaan tarjonnan takaamisessa.



Kuva 2.1. Ylemmässä kuvassa on ennallistamista odottava korpi, jonka luonnontilainen verrokki ja eräänlainen tavoitetila alemman kuvan kohde on. Kohteet ovat osa Metsähallituksen hallinnoimaa soiden ennallistamisen seurantaverkoston. (Kuvat: Santtu Kareksela).

Globaaleista suojelutavoitteista yksi merkittävimmistä on YK:n alaisessa Convention on Biological Diversity -tapaamisessa sovitut monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttäminen (englanniksi halting biodiversity loss, CBD 2010a) ja ennallistamiseen erityisesti liittyvä Nagoyan sopimuksen 15 prosentin ennallistamistavoite (CBD 2010b). Muun muassa EU ja Suomi ovat sitoutuneet näihin tavoitteisiin. Yleisen ennallistamistavoitteen tarkoituksena on taata toimivien ekosysteemien säilyminen maapallolla. Tavoitetta ei sinänsä ole määritetty tiettyjen ekosysteemipalvelujen määrään liittyen tai niiden maksimoitumista optimoiden.



Esimerkiksi Suomessa soiden ennallistamisen tavoitteita on linjattu jo muun muassa ennallistamistyöryhmän mietinnössä 2003: ”Soiden ennallistamisessa ekosysteemilähestymistapa on luonteva ja pitkällä aikavälillä ainoa ekologisesti kestävä vaihtoehto. Erityisesti minerotrofisilla soilla, joilla valuma-alueelta tulevan veden laatu ja määrä määrittävät suurelta osin suon ominaisuudet, on vesien valuntasuhteiden palauttaminen koko ekosysteemin ennallistumisen kannalta keskeistä. Kaikilla soilla on tavoitteena niiden palauttaminen turvetta kerryttäväksi ekosysteemeiksi, mikä edellyttää korkealla olevaa pohjavedenpinnan tasoa. Metsien ja puustoisten soiden ennallistamisessa ekosysteemitason tavoitteina on metsän luontaisten puustorakenteiden ja prosessien palauttaminen.”

Soiden ennallistamista on Suomessa yleensä tarkasteltu, suunniteltu ja myös seurattu ekosysteemi-perspektiivistä, ekosysteemin rakenteen ja toiminnan palautumisen kautta (Rassi 2003, Aapala ym. 2008, 2013, Haapalehto 2014, Maanavilja 2015). Rakenteen palautumista on yleensä tarkasteltu kasviyhteisön muutoksena (esim. Haapalehto ym. 2013, Maanavilja ym. 2014, Haapalehto ym. 2017). Yhteisöekologialla onkin pitkät juuret ennallistamistoimien vaikutusten ja onnistumisen mittaamisessa (Wheeler ja Shaw 1995, Dobson ym. 1997, Ehrenfeld ja Toth 1997, Heikkilä ja Lindholm 1997, Palmer ym. 1997). Suomessa ekologisen ennallistamisen tavoitteet ovatkin laajasti nivoutuneet soiden ekosysteemi- ja yhteisöekologiseen teoriakehykseen.

Soiden ennallistamisen tavoitteet ovat ajan kuluessa tarkentuneet ja hioutuneet muun muassa kansallisen suostrategian, soiden ennallistamisoppaan, soiden suojelun täydennysehdotuksen ja ELITE-työryhmän työn yhteydessä. Esimerkiksi ELITE-työryhmän (Kotiaho ym. 2015) ekosysteemien tilan kustannustehokkaan edistämisen määrittelyssä ekosysteeminäkökulma yhdistettiin interventioekologiasta johdettuun ”ekosysteemin tilan edistäminen” -ajatteluun. Tavoitteena ei enää ollut esimerkiksi suon ennallistaminen sinänsä (hinnalla millä hyvänsä), vaan kustannustehokkaat kompromissit nähtiin hyväksyttävänä vaihtoehtona kokonaisvaikuttavuuden maksimoimisessa (kuva 2.2 alla).



Kuva 2.2. Elinympäristöjen tilan edistämisen operatiivinen malli ELITE-työryhmän mukaan (Lähde: Kotiaho ym. 2015).



Ennallistamisen tavoitteet vaihtelevat myös ajassa ja tilassa. Esimerkiksi suoekosysteemien palautuminen ja sen monimuotoisuusvaikutusten tavoite on meillä sekä kansallinen (Rassi ym. 2003) että globaali (CBD 2010b: AICHI targets, Diaz 2019: IPBES-raportin tiivistelmä). Ilmastotavoitteet puolestaan heijastelevat ennen kaikkea kansainvälisiä sopimuksia ja globaaleja ilmastotoimia ja -vaikutuksia. Toisaalta esimerkiksi ilmaston muutoksen vaikutus luonnontilaisiin, ojitettuihin ja ennallistettuihin soihin tuo uusia, vielä osin tuntemattomia haasteita, jotka todennäköisesti tulevat muokkaamaan myös ainakin ennallistamisen määrällisiä tavoitteita (Diaz ym. 2019, Aapala ym. 2020, Helbig ym. 2020).



3. SUOT

3.1 Monimuotoiset suomme

Suot ovat hyvin monimuotoinen joukko elinympäristöjä. Niille on yhteistä oikeastaan vain suhteellinen märkyys (verrattuna useimpiin kivennäismaaekosysteemeihin) sekä turvemaa, vaillinaisesti hajonneista suokasvien jäänteistä vedenpinnan alapuolelle hapettomiin olosuhteisiin kerrostunut orgaaninen eli eloperäinen maalaji. Minkään muun ominaisuuden osalta ei juurikaan pystytä sanomaan yksinkertaisesti ”suot ovat tällaisia” tai ”suot toimivat näin”, vaan mukaan täytyy ottaa selittäjäksi jokin muu suon ominaisuus.

Soiden monimuotoisuutta jäsennetään eritasoisilla luokitteluilta. Luokittelujen taustalla on jako kahteen pääryhmään sen mukaan, mistä suo saa vetensä ja ravinteensa. Ombrotrofiset suot tai suon osat saavat vettä ja ravinteita ainoastaan sateista sekä kuivalaskeumasta. Minerotrofiset suot tai suon osat saavat lisäksi vettä ja sen mukana ravinteita suota ympäröivältä valuma-alueelta. Ombrotrofiset suot ovat pintaosiltaan hyvin niukkaravinteisia ja happamia. Minerotrofisten soiden ravinteisuus ja toisaalta ravinteiden saatavuus kasveille vaihtelevat laajasti ravinteiden (ja muiden mineraalien) lähteen ja suon happamuuden mukaan. Lopputulos riippuu siitä, minkä kokoinen ja muotoinen suon valuma-alue on ja millaisia maalajeja sen valuma-alueella on, eli millaiseksi valuma-alueelta suolle tulevan veden määrä ja mineraalipitoisuus ja toisaalta vastaanottavan suon pH muodostuvat.

Kokonaisten suoalaiden tasolla suot luokitellaan suoyhdistymätyypeiksi (ks. esim. Kaakinen ym. 2018a), joita ovat muun muassa koho- eli keidassuot, aapasuot ja palsasuot. Niiden muodostumiseen vaikuttavat pitkän aikavälin ilmasto-olosuhteet. Etelä-Suomessa ovat yleisiä kohosuot ja Pohjois-Suomessa aapasuot. Karkeasti jaotellen kohosoilla on minerotrofiset reuna-alueet eli laitteet ja ombrotrofisen keskusosa, kun taas aapasoilla reunat ja usein koko suo ovat minerotrofisia, mutta suolle voi muodostua myös ombrotrofisia osia. Tunturi-Lapissa esiintyviä palsasuoyhdistymiä luonnehtivat palsat, eli ikiroudan synnyttämät, ytimeltään jäässä olevat mättäät. Palsoja on yleensä ryhminä suon märissä ja paksuturpeisissa osissa ja tavallisesti ne peittävät vain pienen osan suoyhdistymästä. Boreaaliset piensuot ovat puolestaan nimensä mukaisesti pieniä suoyhdistymiä, joiden kehitykseen ja ominaispiirteisiin paikalliset olosuhteet (esimerkiksi topografia, hydrologia, kallio- ja maaperä sekä sijainti vesistöihin nähden) vaikuttavat enemmän kuin suurilmasto. Tyypillisiä ovat esimerkiksi pienialaiset puustoiset suot, kalliopainanteiden suot, suppasuot tai rantasuot.

Suoalaiden sisällä voi esiintyä suurta vaihtelua suon ominaisuuksissa, mikä näkyy hyvin kasvillisuuden vaihteluna. Suoalaiden sisällä tehtävä tarkempi suon osien luokittelu eri suotyyppeihin perustuukin kasvillisuuden koostumukseen sekä suon pinnan pienmuotojen esiintymiseen. Soiden ominaisuudet riippuvat erityisesti märkydestä (vedenpinnan taso sekä sen vuodenaikavaihtelut) ja ravinteisuudesta (johon pH vaikuttaa). Nämä kaksi vaihtelusuuntaa ovat itsenäisiä, eli sekä mätät että kuivat suot voivat olla sekä runsas- että niukkaravinteisia. Mätät suot ovat yleensä avosoita ja kuivat suot metsäisiä, mutta joitakin poikkeuksiakin on. Runsaravinteisimmat avosuot ovat lettoja, joilla esiintyy ruskosammalia sekä vaateliaita rahkasammal- ja putkilokasvilajeja. Keskiravinteiset minerotrofiset nevat ovat yleensä sarojen vallitsemia. Niukkaravinteiset ombrotrofiset nevat ovat rahkasammalten valtakuntaa. Runsaravinteiset kuivat suot ovat yleensä joko kuusen tai lehtipuiden (hieskoivu, tervaleppä) vallitsemia korpia, kun taas niukkaravinteiset kuivat suot ovat männyn ja suovarpujen vallitsemia rämeitä. Näiden päätyyppien sisällä on vielä runsaasti vaihtelua, jota kuvataan tarkemmilla suotyypeillä (Eurola ym. 1996, Laine ym. 2018, Kaakinen ym. 2018a).

Soilla kerrostuvan turpeen kerrostumistapa ja ominaisuudet riippuvat myös suon märkydestä ja ravinteisuudesta. Turvelajin eli sen, minkä kasvien jäänteistä turve koostuu, määrää kasvillisuuden koostumus. Sammalten vallitsemilla avosoilla turvetta muodostuu lähinnä sammalten jäänteistä eli vanhemmista versonosista, jotka jäävät uuden kasvun alle varjoon ja hautautuvat jatkuvan kasvun myötä vähitellen yhä syvemmälle. Tällaisen turpeen kasvinjäännösten ikä kasvaa melko systemaattisesti syvemmälle mentäessä. Sammalturvetta voi muodostua sekä rahkasammalten (rahkaturve) että ruskosammalten jäänteistä (ruskosammalturve). Sarojen vallitsemilla soilla turvetta muodostuu lähinnä sarojen juuristoista (saraturve), ja sen muodostumismekanismi on hyvin erilainen kuin sammalturpeen. Valtaosa sarojen juurista kasvaa suon pintakerroksissa, mutta osa voi kasvaa syvälle hapettomaan turpeeseen (Saarinen 1996). Sarojen juuria ja juurikariketta tulee siksi joka vuosi hyvin laajaan turvekerrokseen, ja yhdessä kerroksessa olevien kasvin-



jäänteiden iässä voi olla satojen, jopa tuhansien vuosien vaihteluväli. Metsäisillä soilla turvetta muodostuu puiden juurakoista ja rungoista sekä muista puiden ja varpujen karikkeista, minkä lisäksi suuri osuus turpeesta voi myös olla sammalten jäännöksiä.

Turpeen ominaisuudet riippuvat hyvin pitkälle sen kasvinjäännöskoostumuksesta ja maatuneisuusasteesta eli siitä, kuinka pitkälle turpeen kasvinjäännökset ovat hajonneet. Eri karikelajien (kasvilaji, kasvinosa) kemiallinen koostumus vaihtelee laajasti (Straková ym. 2010), ja säätelee erittäin voimakkaasti sitä, miten helposti hajotettavaa karike on eli kuinka nopeasti se voi hajota (Straková ym. 2011, 2012). Turpeen maatuneisuusasteeseen vaikuttaa lisäksi se, kuinka kauan kasvinjäännökset ennättävät olla suon pintakerroksissa hapellisen hajotuksen piirissä ennen päätymistään suon syvempiin kerroksiin hapettoman hajoamisen piiriin. Tämän ajan pituus riippuu suon märkyydestä, siitä, mihin kerrokseen karike muodostuu sekä siitä, kuinka nopeaa suon korkeuskasvu on. Suon kehityshistoria ja erityisesti mahdolliset häiriöt (kuten ojitus ja ennallistaminen) vaikuttavat puolestaan siihen, minkälaista kasvimassaa (mitä lajeja eri ominaisuuksineen) erilaisiin märkyy- ja hapellisuusolosuhteisiin päätyy ja kuinka pitkäksi aikaa. Tämän seurauksena suon pintakerroksen (kasvillisuuden) kasvun ja turpeen kertymisen suhde ovat luonnontilaisilla, ojitetuilla ja ennallistetuilla soilla erilaisia.

Monipuoliset ja elinympäristöinä monella tapaa erikoiset suomme tarjoavat elinympäristöjä rahkasammalkirjon, märkiin oloihin sopeutuneen putkilokasvilajiston ja monipuolisen linnuston lisäksi myös monille muille erikoistuneille eliölajeille, kuoriameeboista (Daza Secco ym. 2016) vaativiin sammaleisiin (Tahvanainen 2013) ja kiehtoviin vaaksiaisiin (Salmela 2013). Soiden ennallistamisoppaassa (Aapala ym. 2013) on lukuisin tietolaatikoin kuvattu soiden eliöryhmien erilaisia elinympäristövaatimuksia. Eliölajien kirjo seuraa suoyhdistymien ja suoluontotyyppien vaihtelua, ja suuri joukko eliölajeja on erikoistunut juuri tiettyntyyppisille soille. Esimerkiksi suohämähäkkiyhteisöjen koostumuksen on havaittu vaihtelevan Etelä-Suomen keidassoiden, pohjoisempien aapasoiden ja edelleen Tunturi-Lapin palsasoiden välillä (Koponen ym. 2001, Koponen 2002). Toisaalta esimerkiksi Turun seudun Pomponrahka-Isosuon alueelta on havaittu jopa 230 Suomen 650 hämähäkkilajista (Koponen ym. 2013). Suomen monimuotoisella suoluonnolla on myös muun muassa linnustonsa osalta esitetty olevan tärkeä rooli biodiversiteetin säilymisen kannalta Euroopan mittakaavassa (Lehikoinen ym. 2019).

3.1.1 Maankäytön aiheuttamat muutokset

Suon märkyys ja ravinteisuus vaikuttavat voimakkaasti siihen, kuinka paljon ja kuinka nopeasti suon kasvillisuus ja turpeen ominaisuudet muuttuvat metsäojituksen jälkeen (esim. Laine ym. 1995a, 1995b, Laiho ym. 1999). Ojituksen myötä hapekkaan pintakerroksen paksuus kasvaa ja pintakerros muuttuu kuivemmaksi. Kasvillisuuden muutos märempiin olosuhteisiin erikoistuneista lajeista kuivempien olosuhteiden lajeihin ja suolajeista metsälajeihin on pääsääntöisesti sitä nopeampaa ja voimakkaampaa, mitä märempi ja ravinteikkaampi suo on alun perin ollut (Laine ym. 1995a). Runsasravinteisilla kasvupaikoilla kasvamaan pystyvien kasvilajien määrä on suurempi kuin niukkaravinteisilla. Puuston kasvaessa lisääntyvä varjostus vaikuttaa ajan myötä voimakkaasti pintakasvillisuuden koostumukseen.

Märissä oloissa kerrostuneen, kasvinjäännöskoostumukseltaan helposti hajotettavan turpeen hajoaminen kiihtyy ojituksen jälkeen enemmän kuin kuivissa oloissa kerrostuneen, kasvinjäännöskoostumukseltaan vaikeasti hajotettavan turpeen. Erityisesti saraturpeen hajoaminen voi olla nopeaa, kun taas mätäsrahkasammaleista kerrostuneen turpeen hajoaminen ei juuri lisääny (Jaatinen ym. 2007, Ojanen ym. 2019). Tämä vaihtelu vaikuttaa paitsi turpeen kasvihuonekaasutaseiden muutoksiin (Ojanen ym. 2013, 2019), myös esimerkiksi turpeen tiheyden ja vedenpidätysominaisuuksien muutoksiin (Weiss ym. 1998). Kaikkien näiden muutosten voimakkuudella on vaikutusta myös siihen, kuinka helppoa suon ennallistaminen luonnontilaisen kaltaiseksi ekosysteemiksi on, tai minkälaisia ekosysteemitason vaikutuksia ennallistamisella on, kuten tämänkin selvityksen eri osioista käy ilmi.

Maatalouskäyttöön ja turpeennostoon ojitetut suot muuttuvat käytön myötä voimakkaammin kuin metsäojitetut suot, koska niiltä poistetaan alkuperäinen kasvillisuus ja kuivatus on keskimäärin tehokkaampaa. Maatalouskäytössä olevien soiden pintakerrosta muuttavat paitsi maanmuokkaus myös lannoitus, kalkitus, viljellyt kasvilajit ja mineraalimaan lisäys kyntökerrokseen. Niiden pintaturve on siksi yleensä pitkälle maatonut, tiivistynyttä ja sisältää mineraalimaata sekä runsaasti ravinteita, mikä vaikuttanee voimakkaasti kasvillisuuden sukkessioon sekä mm. vesistökuormitukseen ennallistamisen jälkeen. Turpeenoton jälkeen



jäljelle jää tuhansia vuosia vanha turvekerros, jonka ominaisuudet (huokoisuus, vedenläpäisevyys jne.) ja ravinneolot poikkeavat luonnollisten prosessien seurauksena selkeästi luonnontilaisen suon pintakerroksista.

3.2. Suoluontotyyppien ja suolajiston tila

Suoluonnon vallitsevaa tilaa on käsitelty laajasti muun muassa ennallistamistyöryhmän mietinnössä (Rassi ym. 2003), suostrategian taustaraportissa (MMM 2011), soiden ennallistamisoppaassa (Aapala ym. 2013a) sekä luontotyyppien ja lajien uhanalaisuusarvioinneissa (Kaakinen ym. 2018b, Hyvärinen ym. 2019). Samoin jatkuvasti päivittyviä ennallistamismääriä ja -menetelmiä on käsitelty syvällisesti useammassa näistä tarkasteluista sekä elinympäristöjen tilan parantamisen työryhmän (ELITE-työryhmä) työssä (Kotiaho ym. 2015, Haapalehto ym. 2015).

Suomen tämänhetkisestä soiden kokonaispinta-alasta alle puolet on säilynyt ojittamattomana, ja Etelä-Suomessa ojittamattomia soita on kauttaaltaan vain noin neljäsosa suoalasta (Kaakinen ym. 2018b). Suojeltuna on noin 1,3 miljoonaa hehtaaria eli 15 prosenttia soiden kokonaispinta-alasta. Lisäksi huomattavan moniin itsessään ojittamattomiin suoalueisiin kohdistuu kuivattavaa vaikutusta niiden vierusalueiden ojituksen takia (Sallinen ym. 2019). Yli puolet suoluontotyypeistä arvioitiinkin tuoreessa luontotyyppien uhanalaisuus-tarkastelussa uhanalaisiksi ja lisäksi noin viidennes silmälläpidettäväksi (Kaakinen ym. 2018b). Euroopan luontotyyppien (habitaattien) uhanalaisuusarvioinnissa suot nousevat esiin Euroopan uhanalaisimpana elinympäristöryhmänä (Tahvanainen 2017).

Eri suoluontotyyppien harvinaisuus ja runsaus vaihtelevat suuresti: joitakin on jäljellä moninkertaisesti verrattuna toisiin. Tästä johtuen ennallistamisella saavutettava suhteellinen muutos suoluontokokonaisuuden ekologisessa edustavuudessa (suoluonnon monimuotoisuus kokonaisuutena) koko valtakunnan tasolla riippuu muun muassa siitä, millaisia suoluontotyyppejä ennallistetaan. Suoluontotyyppien uhanalaisuutta ja harvinaisuutta sekä uhanalaisten lajien esiintymiä huomioimalla voidaan todennäköisesti lisätä ennallistamistoimien vaikuttavuutta (Aapala ym. 2013c, Kareksela ym. 2019, ks. luvut 5.2 ja 12). Tämä vaihtelu tulee ottaa huomioon huolella myös arvioitaessa ilmasto-vesistö-monimuotoisuus-kokonaisvaikutuksia.

Elinympäristöjen tilan heikentyminen heijastuu myös suolajien uhanalaistumiseen. Vuosien 2000 (Rassi ym. 2001) ja 2010 (Rassi ym. 2010) lajien uhanalaisuuden arvioiden välillä 30 ensisijaisesti soilla elävän lajin tilanteen todettiin aidosti heikentyneen ja vain neljän lajin tilanteen parantuneen. Suolajiston uhanalaistuminen on jatkunut ja viimeisen 10 vuoden aikana suoelinympäristöjen lajistossa on tapahtunut 39 kielteistä ja 8 myönteistä aitoa muutosta (Hyvärinen ym. 2019). Tällä hetkellä ensisijaisesti soilla elävistä lajeista 120 on uhanalaisia (vähintään vaarantuneita, VU). Näistä vajaa puolet on lettojen lajeja ja loput jakautuvat melko tasaisesti korprien, rämeiden, nevojen ja vähemmän erikoistuneiden suolajien välillä. Huomionarvoista on, että soiden uhanalaisista lajeista noin 2/3 on märkien avosoiden, lettojen ja nevojen lajeja. Apasoiden uhanalaisilla lajeilla tehdyt elinympäristömallitarkastelut osoittavat, että kymmenistä ympäristömuuttujista yleisin lajien esiintymistä selittävä tekijä on suon ojitustilanne (Saarimaa ym. 2019).

3.3. Soiden erityispiirteinä hydrologiset kokonaisuudet

Soiden olemassaolo ja erilaisten soiden ominaispiirteet (ks. luku 3.1) ovat seurausta suoaltaan ja sen eri osien vesitaloudesta. Vesitalouden merkityksen vuoksi suoekosysteemejä ja niissä tapahtuvia luontaisia ja ihmisen toiminnasta seuraavia muutoksia tarkasteltaessa tulee kiinnittää huomiota suon valuma-alueen tarkasteluun ja suohon ekohydrologisena kokonaisuutena.

Luonnontilaiset suot saavat vettä suoraan sadannasta, mutta myös välillisesti pintavaluntana ja maa- ja pohjavesivaluntana soita ympäröiviltä alueilta (Hare ym. 2017). Paikalliseen vesitalouteen vaikuttaa myös maaperän kapillaarisuudesta johtuva huokosten täyttyminen vedellä varsinaisen pohjavesipinnan yläpuolisissa kerroksissa. Etenkin turvelaji ja maatuneisuus vaikuttavat kapillaari-ilmion voimakkuuteen sekä maaveden virtausnopeuteen turvehuokosissa. Mitä maatuneempaa turve on, sitä enemmän turvekerroksessa on erittäin pieniä huokosia, joissa kapillaarivoimat ovat merkittäviä. Näillä ominaisuuksilla on vaikutusta suokasvillisuuden, kuten sammalien, vedensaatavuuteen. Suon turvekerrokset voidaan jakaa rakenteeltaan kahteen osaan, jossa ylempänä on huokoinen pintaturvekerros ja alapuolella tiiviimpi sekä maatuneempi turvekerros. Yleisesti pintaturve, joka on vain heikosti maatunut, on vettä johtava ja osallistuu aktiivisesti suon



vesitalouden ylläpitoon. Sen sijaan maatuneempi pohjaturve on yleensä ominaisuuksiltaan heikosti vettä läpäisevä, jolloin myös veden liikkuminen on hyvin hidasta tässä kerroksessa. Myös poikkeuksia kerrosten vedenläpäisevyydessä voi olla, liittyen suon kehityshistoriaan ja kerrokset muodostaneisiin kasvillisuusvaiheisiin. Turpeessa olevat makrohuokokset, jotka voivat syntyä esimerkiksi puunjuurista ja lieoista tai turvekerrokseen tulevista halkeamista, voivat myös olla merkittäviä vedenjohtavuutta lisääviä tekijöitä turpeessa. Suon maaperän vettä pidättävä rakenne (turpeen suuri vedenpidätyskyky, heikosti vettä läpäisevät alemmat turvekerrokset, tasainen topografia jne.) vakauttaa alueellista vesitaloutta ja mahdollistaa märät olosuhteet myös kuivina kausina.

Suoympäristöille on ominaista vedenpinnan pysyminen maan pinnan tuntumassa tai vesipinnan ajoittainen nouseminen kasvukerroksen yläpuolelle. Suhteellisen korkealla pysyttelevä vesipinta mahdollistaa suokasvillisuuden palautumisen sekä turpeen uudelleen muodostumisen. Soiden ennallistamisen onnistumisen kriteerinä on suoluonnon vaatiman vesitasapainon palauttaminen suoympäristöön (Haapalehto ym. 2011). Tämän soiden sisäisen hydrologian palautumisen määrittää suon erityispiirteet (kuten turpeen ominaisuudet ja suon pintamuodostumat), historiallinen maankäyttö sekä suon yhteys sitä ympäröivään valuma-alueeseen. Etenkin pohjavesiyhteyden palauttaminen on oleellista aapasoiden suoluontotyypeillä, jotka ovat riippuvaisia pohjaveden määrästä ja sen mukanaan tuomista ravinteista. Pohjavesivaikutteiset rehevät suot pitävät sisällään myös uhanalaisimpia suoelinympäristöjä, sillä näitä on ojitettu niiden ravinteikkuuden vuoksi usein esimerkiksi maatalouden tarpeisiin (Vasander ym. 2003, Van Diggelen ym. 2009). Veden alkuperä ja virtausreitit tyypillisesti määrittävätkin suoveden kemiallisia ominaisuuksia kuten happamuutta ja ravinteikkuutta (Kemmers ja Jansen 1988, Kharanzhevskaya ym. 2020,). Näin ollen suota ympäröivältä valuma-alueelta tulevaan veteen on virtausreiteistä, alueen geologisista ominaisuuksista (maa- ja kallionperän laatu ja ominaisuudet) ja veden viipymästä riippuen liennut ravinteita, muita mineraaleja, orgaanisia aineita sekä hiilidioksidia. Yleisesti suokasvillisuus on herkkä vedenlaadun muutoksille (Sjörs 1950). Riippuen ennallistettavan suon tavoitetilasta on ennallistamistoimenpiteissä huolehdittava myös, että suon yhteys ympäröivään maa-alueeseen muodostuu, jolloin maa- ja pohjaveden mukana tuoman veden määrä ja laatu tukevat tavoitteiden saavuttamista. Sadevesi sitä vastoin sisältää niukasti liuenneita aineita ja on hieman hapanta. Sadevesistä vetensä saavat erilaiset keidassuot ovatkin tyypillisesti happamia ja karuja. Näiden soiden ennallistamistoimissa oleellista on veden pidättäminen ja haihdunnan vähentäminen alueella.

Maankäyttö turvemaalla vaikuttaa suuresti siihen kuinka paljon suoluonto ja suon luonnolliset prosessit ovat muuttuneet. Ensisijainen muutos lähtee kuivatustoimenpiteistä, joiden yhteydessä kosteus- ja happiolosuhteet suolla muuttuvat ratkaisevasti. Tämä käynnistää pintaturpeen fysikaalisten ominaisuuksien muutosprosessin, joka muuttaa suon vesi- ja lämpötiloutta (Holden ym. 2004, Wells ym. 1996). Kuivatuksen seurauksena turvekerrokset tiivistyvät ja turpeen hajoaminen nopeutuu hapettumisen seurauksena. Tutkimuksissa on havaittu etenkin turpeen hydraulisen johtavuuden ja vedenpidätyskyvyn muuttuvan (Holden ym. 2004, Postila ym. 2014). Pitkään jatkuneen maankäytön ja turpeen hajoamisen seurauksena kuivatetun suoalueen turvekerroksista on voinut hävitä turvetta merkittäviä määriä. Tämä yhdessä turvekerrosten tiivistymisen kanssa on voinut muuttaa koko suoalueen topografiaa ja siten myös pintavalunnan reittejä. Kuivatustoimenpiteet vaikuttavat myös monesti ympäröiviltä alueilta tulevan maa- ja pohjaveden virtausreiteihin ja purkautumiskohtiin merkittävästi (Rossi ym. 2012). Näiden lisäksi uusi kasvillisuuskerros sekä sen juuristo muokkaavat turpeen pintakerroksen rakennetta ja ominaisuuksia. Samalla kun turpeen vedenjohtavuus heikkenee, syntyy uusia virtausreittejä puiden sekä kasvien juuristojen avulla, jotka muuttavat veden virtausreittejä sekä suon yhteyttä ympäröivään valuma-alueeseen. Sen sijaan maatalous- ja turvetuotantokäytössä suota muokataan voimakkaasti poistamalla turvekerroksia sekä rikkomalla pintaturpeen rakennetta. Maataloudessa muokkauskerrokseen lisätään usein mineraalimaata viljelyominaisuuksien parantamiseksi, joka myös muuttaa pintakerroksen vedenläpäisevyyttä ja vedenvarastoisuutta. Maatalousmailla, kuten myös metsätaloudessa, turvemaita on voitu myös lannoittaa. Tämän seurauksena turpeeseen on voinut kertynyt suuriakin määriä ravinteita ja muita alkuaineita, jotka aiheuttavat riskin ravinnekuormituksen lisääntymiseen suon ennallistamisen jälkeen.



Mikä merkitys soiden sisäisellä vesitaloudella on ennallistamisessa?



Kuva 3.1. Luonnontilainen suokokonaisuus tasapainottaa alueellista vesitaloutta ja luo hydrologiset edellytykset monimuotoiselle suoelinympäristökokonaisuudelle, tarjoten samalla alueelle arvokkaita ekosysteemipalveluita. (Kuvat: Anna-Kaisa Ronkanen ja Hannu Marttila).

3.4. Suot ja ilmasto

Soiden turpeeseen on varastoitunut suuri määrä hiiltä. Luonnontilaiset suot kerryttävät turvetta ja pitävät sen tallessa korkean pohjaveden pinnan takia. Happi kulkeutuu veden kyllästämään maahan niin hitaasti, että vedenpinnan alapuolelle muodostuu hapettomat olosuhteet. Maahan päätyneet orgaaninen aines, lähinnä kuolleet kasvinosat, hajoaa hapettomissa olosuhteissa vain osittain: vaikeimmin hajotettavat yhdisteet kertyvät turpeeksi, jonka kuivamassasta noin puolet on hiiltä. Tämän hiilen suon kasvit ovat sitoneet ilmakehän hiilidioksidista (CO₂). Ojittamaton suo on siten hiilidioksidinielu.

Kun suo ojitetaan, vedenpinta laskee ja maan hapellinen pintakerros ulottuu aiempaa syvemmälle. Tämä nopeuttaa orgaanisen aineksen hajotusta ja suo voi turpeen kerryttämisen sijaan alkaa menettää turvetta. Turpeen hajotessa siihen sitoutunut hiili vapautuu hiilidioksidina takaisin ilmakehään. Koska turpeessa on usein myös runsaasti typpeä, turpeen hajoamisesta voi seurata lisäksi toisen kasvihuonekaasun typpioksiduulin (N₂O) päästöjä. Nämä hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt lämmittävät ilmastoa.

Suon ennallistamisessa keskeisenä toimenpiteenä on vettäminen, eli suon vedenpinnan nostaminen takaisin sille etäisyydelle maanpinnasta, jolla se oli ennen ojitusta. Onnistuessaan ennallistaminen voisi siten lopettaa ojituksen aiheuttamat hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt ja palauttaa suon turvetta kerryttäväksi ekosysteemiksi. Näin suon ennallistamisella voitaisiin torjua ilmastomuutosta.



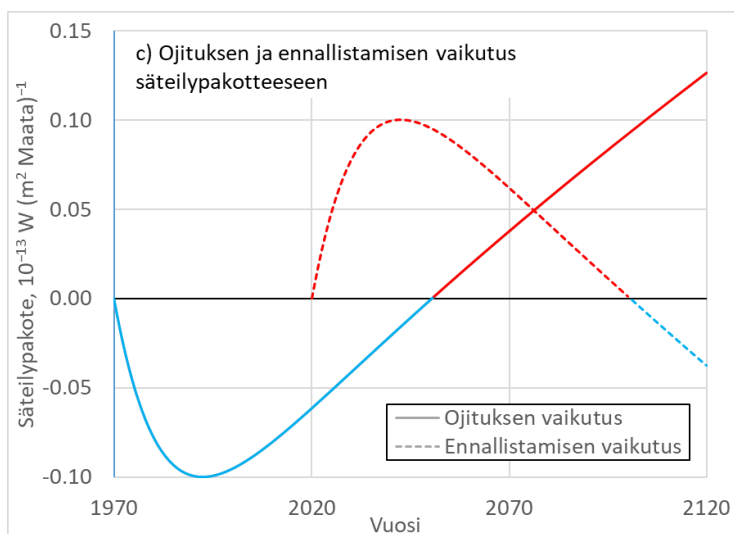
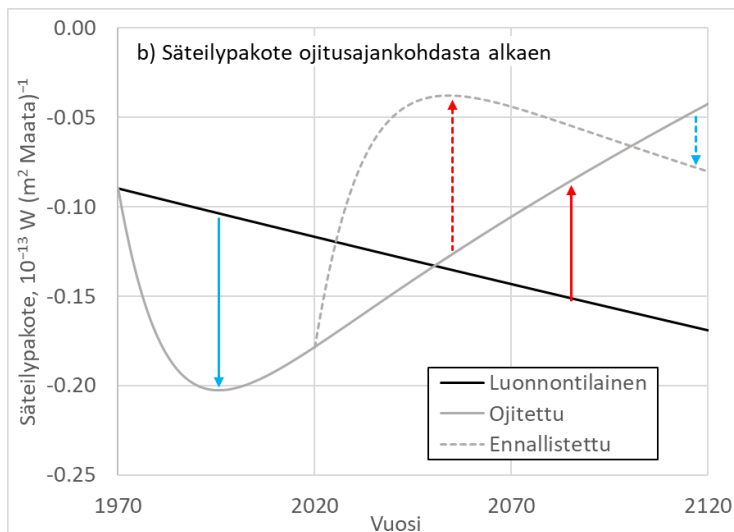
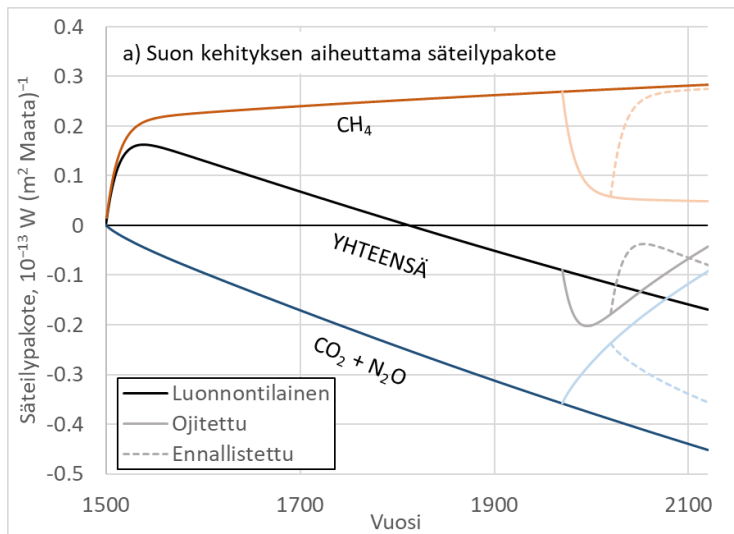
Luonnontilaiselta suolta ilmakehään vapautuvilla kaasuilla on kuitenkin myös ilmastoa lämmittävä vaikutus. Maaperän hapettomuuden takia suon maaperässä tapahtuu hapetonta hajotusta. Sen yhtenä lopputuotteena ilmakehään pääsee kasvihuonekaasu metaania (CH₄). Ojittaminen vähentää tehokkaasti metaanipäästöä. Vastaavasti onnistunut ennallistaminen voi palauttaa suon metaanipäästön.

Maaperän kaasupäästöjen lisäksi ojitus ja ennallistaminen vaikuttavat puuston hiilivarastoon. Pellonraivauksen ja turpeennoston seurauksena suolla mahdollisesti kasvanut puusto poistetaan. Metsäojitus (sopivilla kohteilla toteutettuna) sen sijaan vauhdittaa huomattavasti puuston kasvua, kun puiden kasvuolosuhteet paranevat vedenpinnan laskiessa. Ennallistaminen vastaavasti yleensä huonontaa puiden kasvuolosuhteita. Muutokset puuston ja puusta valmistettavien tuotteiden hiilivarastossa näkyvät hiilidioksidineluna tai -lähteenä ilmakehään.

Ilmaston kannalta suon ennallistuminen tarkoittaa ojitetun suon maaperän ja puuston kasvihuonekaasutaseiden korvaamista ennallistetun suon maaperän ja puuston kasvihuonekaasutaseilla. Koska taseisiin kuuluu lämmitysteholtaan ja eliniältään erilaisia kaasuja, eri kaasujen ilmastoa lämmittävä vaikutus täytyy yhteismitallistaa. Tämä voidaan tehdä muuttamalla metaani- ja typpioksiduulitaseet hiilidioksidiekvivalenteiksi, eli sellaiseksi hiilidioksiditaseeksi, jolla olisi tarkastellun ajanjakson (tyypillisesti 100 vuoden) aikana keskimäärin vastaava ilmastoa lämmittävä vaikutus. Tällöin voidaan laskea luonnontilaisille, ojitetuille ja ennallistetuille soille päästökertoimia, joita voidaan suhteellisen helposti soveltaa eri maankäyttömuotojen ilmasto-vaikutusten vertailuun. Jos kuitenkin halutaan tarkastella ennallistamisen ilmasto-vaikutuksen kehittymistä ennallistamisesta kuluvan ajan myötä, voidaan laskea yhteen eri kaasujen aiheuttama säteilypakote. Säteilypakote kertoo sen tehon, jolla ennallistamisen aiheuttama muutos kasvihuonekaasutaseessa kullakin ajanhetkellä lämmittää (positiivinen säteilypakote) tai viilentää (negatiivinen säteilypakote) ilmakehää.

Ennallistamisen ilmasto-vaikutus

Ennallistamisen ilmasto-vaikutus syntyy siitä, että ennallistamistoimenpiteen jälkeen ojitetun suon tilalla on ennallistettu suo. Ennallistaminen tarkoittaa siis ilmaston näkökulmasta sitä, että ojitetun suon kasvihuonekaasupäästöt korvautuvat ennallistetun suon päästöillä. Ennallistamistoimenpiteen jälkeen vaikutus lasketaan ennallistetun ja ojitetun suon päästöjen erotuksena, koska ilman ennallistamista ojitetun suon päästöt olisivat jatkuneet. Ennen ennallistamista tapahtuneisiin päästöihin ennallistamisella ei ole vaikutusta. Ennallistaminen siis muuttaa ilmakehään päätyvien kasvihuonekaasujen määrää. Nämä päästömuutokset voivat joko lämmittää tai viilentää ilmastoa ja ilmasto-vaikutus vaihtelee päästömuutosten suuruuden sekä tarkasteluajankohdan mukaan.



Kuvissa 3.2 (a, b ja c) on esimerkki luonnontilaisen suon maaperän kasviuonekaasupäästöjen sekä suon ojituksen ja ennallistamisen aiheuttamien päästömuutosten ilmastovaikutuksesta (positiivinen säteilypakote = ilmastoa lämmittävä vaikutus, negatiivinen pakote = viilentävä vaikutus). Säteilypakotteen laskemiseen käytetyt päästöt ovat realistisia arvoja



borealiselle luonnontilaiselle, metsäojitetulle ja ennallistetulle suolle. Ne on valittu ilmiön havainnollistamiseksi, eivätkä ne edusta mitään tiettyä suo- tai turvekangastyyppeä. Luonnontilainen ja ennallistettu suo: -130 (CO_2), $+7$ (CH_4), and $+0.1$ (N_2O) g kaasua/vuosi/ m^2 , ojitettu suo: $+130$ (CO_2), ± 0 (CH_4) ja $+0.2$ (N_2O) g kaasua/vuosi/ m^2 . Kuva on muokattu Ojanen & Minkinen (2020) kuvasta.

Kuva 3.2 a) Luonnontilaisen suon maaperän hiilidioksidin (CO_2), metaanin (CH_4) ja typpioksiduulin (N_2O) päästön ilmastovaikutus. Suo syntyy vuonna 1500 ja päästöt jatkuvat 620 vuotta. Vaihtoehtoisesti suo ojitetaan vuonna 1970 ja ennallistetaan vuonna 2020.

Kuva 3.2 b) Suurennettu kuva vuosille 1970–2120. Ojituksen ja ennallistamisen ilmastoa viilentävä vaikutus on merkitty sinisillä nuolilla ja ilmastoa lämmittävä vaikutus on merkitty punaisilla nuolilla.

Kuva 3.2 c) Ojituksen (ojitetun suon päästöt – luonnontilaisen suon päästöt) ja ennallistamisen (ennallistetun suon päästöt – ojitetun suon päästöt) ilmastovaikutus. Sinisellä on merkitty ajanjaksot, joiden aikana vaikutus on viilentävä, ja punaisella on merkitty ajanjaksot, joiden aikana vaikutus on lämmittävä.



4. SOIDEN ENNALLISTAMISEN SUOLUONTOVAIKUTUKSET

4.1. Monimuotoisuus (elinympäristöt ja lajit)

4.1.1 Lajiston palautuminen

Lajistollista monimuotoisuutta ja sen muutoksia voidaan tarkastella useilla eri tasoilla ja eri mittakaavoissa (Magurran 2004). Useimmin tutkimuksissa tarkastellaan kohdekohtaista eli niin sanottua α -diversiteettiä (tutkimusalakohtainen lajimäärä tai indeksi). Useiden kohteiden muodostamaa kokonaisuutta tarkasteltaessa voidaan puolestaan mitata koko kokonaisuuden diversiteettiä eli gamma-diversiteettiä (eräänlainen kohteiden α -diversiteettien summa) tai kohteiden välistä vaihtelua eli beta-diversiteettiä. Perinteisesti ennallistamisen lajistovaikutuksia tarkastelevan tutkimuksen mittakaavana on ollut kohdekohtainen vaikuttavuus, jota on tarkasteltu usean kohteen otantana. Ennallistamisen lajistovaikutusten laajempi tarkastelu, esimerkiksi kohdekohtaisia tuloksia laajemmin yleistäen ja valtakunnan tasoisia malleja laatien, on Suomen suoluonnon kohdalla perusteellisesti yli useiden eliöryhmien toteuttaen vasta alussa (esim. Hyvärinen ym. 2019, Tolvanen ym. 2020b).

Useassa tutkimuksessa on havaittu, etteivät suon ojitus tai ennallistaminen oleellisesti vaikuta kohdekohtaiseen diversiteettiin (α -diversiteetti), kun mittarina on ollut diversiteetti-indeksi tai lajimäärä (Laine ym. 1995, Maanavilja ym. 2014, Elo ym. 2016, Alsila ym. 2020). Kasvilajiston diversiteetti saattaa esimerkiksi diversiteetti-indeksillä mitattuna olla luonnontilaista referenssiä korkeampi (Vasander 1984, Poulin ym. 2013, Maanavilja ym. 2014), johtuen esimerkiksi indeksissä painottuvasta lajien välisten dominanssisuhteiden muutoksista (Maanavilja ym. 2014). Ojitettujen ja ennallistettujen soiden lajisto sisältää pitkään häiriön jälkeen sekä metsä- että suolajistoa ja erityisesti kasvilajien runsaudet saattavat häiriön jälkeen olla tasaisemmin jakautuneet, koska yksittäiset lajit eivät vielä ole saavuttaneet dominanssiasemaa yhteisössä. Kohdekohtaisen lajistollisen monimuotoisuuden palautuminen ei kuitenkaan vielä kerro luonnontilaisen suon tyyppilajiston palautumisesta (Elo ym. 2016, Haapalehto ym. 2017).

Ojituksen onkin todettu muuttavan eri suoalueita keskenään lajistoltaan samankaltaisemmiksi luonnontilaisiin verrattuna ja näin vähentävän alueellista monimuotoisuutta (mm. Laine ym. 1995, Elo ym. 2016). Tämänkaltaisen lajistollisen yhdenmukaistumisen estäminen toimii yhtenä ennallistamisen motiivina, mutta se myös hankaloittaa ennallistamisen onnistumista lajistollisen palautumisen näkökulmasta, koska vaateliaimmat lajit ovat maisemasolla harvinaistuneet, niiden palautuminen ennallistettujen soiden lajistoon on vaikeutunut. Kuten luvussa 3.2 todetaan, on lajien uhanalaisuusarvioita (Rassi ym. 2010 ja Hyvärinen ym. 2019) vertailtaessa havaittu 39 suoelinympäristön lajin uhanalaistuneen lisää 10 vuoden ajanjaksolla ja vain kahdeksan lajin tilanteen muuttuneen vähemmän uhanalaiseksi. Tämä kertoo paitsi suoekosysteemien suojelun ja ennallistamisen tarpeesta myös sen haasteista.

Lajien uhanalaistumiskehityksen hidastamista ja jopa kääntämistä voidaan pitää yhtenä ennallistamisen tavoitteena. Se ei kuitenkaan ole automaattisesti ennallistamisen vaikutus, koska uhanalaisten lajien ennallistetuille kohteelle palautumisen varmuudesta tai määrästä, tai ennallistamisen positiivisesta vaikutuksesta Suomen uhanalaiseen suolajistoon kokonaisuutena ei ole tieteellistä näyttöä. Pääinvastoin liki neljännes vuosisadan ennallistamisurakan jälkeen suolajiston tila heikkenee yhä (Hyvärinen ym. 2019). Tämä ei sinänsä kerro ennallistamisen epäonnistumisesta. Ennallistamisen pinta-alat ovat yksinkertaisesti vielä hyvin pieniä sekä suhteessa luonnontilaisten soiden määrään, että suhteessa ojittamalla heikentyneiden elinympäristöjen pinta-alaan. Toisaalta emme myöskään tarkalleen tiedä mikä lajiston tilanne olisi ilman ennallistamistoimia: harvinaisimpien ja biodiversiteettiarvoiltaan tärkeimpien suoelinympäristöjen pinta-alaan voidaan saada suhteellista parannusta aikaiseksi jo melko pienilläkin ennallistamis- ja suojelumäärillä (Kareksela ym. 2020), eli priorisoinnin rooli on keskeinen ennallistamisen vaikuttavuuden kannalta. Silti uusimmat ennustemallit osoittavat, että vaikka suurin osa punaisen listan lajeista hyötyy ennallistamisesta, lajiston merkittävä leviäminen edellyttää kuitenkin huomattavia ennallistamis-pinta-aloja suhteessa käytännön toteuttamismahdollisuuksiin (Tolvanen ym. 2020b).

Kuitenkin laajemmin suon lajiyhteisön muutosten kannalta tarkasteltuna soiden ennallistaminen (ekohydrologian ja avoimuuden palauttaminen) vaikuttaisi lähes kaikkien tutkimuksissa tarkastelujen eliöryhmien



kohdalla käynnistävän palautumiskehityksen ojitetun suon lajistosta ja yhteisörakenteesta kohti luonnon-tilaista. Sekä korvissa (Maanavilja ym. 2014), erilaisilla rämeillä (Laine ym. 2011, Punntila ym. 2016, Haapalehto ym. 2017), letoilla (Mälson ym. 2010, Hedberg ym. 2012) ja esimerkiksi maankohoamisrannikon nevoilla (Laine ym. 2016) tyypillisen kasvilajiston palautuminen käynnistyy tai nopeutuu ennallistamistoimien seurauksena.



Kuva 4.1. Ennallistettu korpi Pirkanmaalla. Vaikka kohdetta selvästi hallitsee soille tyypillinen lajisto, ei ennallistamisen vaikutusta kasvilajistoon kuitenkaan voida tästä kuvasta päätellä tuntematta kohteen lajiston tilaa ennen ennallistamista. (Kuva: Santtu Kareksela).

Samoin hyönteiset näyttäisivät eri tutkimuksissa osoittavan lähinnä positiivista vastetta perinteiseen ennallistamiseen (ojien täyttö, patoaminen ja puuston harvennus ennen ojitettua tilaa vastaavaksi). Esimerkiksi suon päiväperhoset (Hiltula ym. 2005, Komonen ym. 2013, Noreika ym. 2016) sekä mikroperhoset, maakiitäjäiset ja vaaksiaiset (Noreika ym. 2015) hyötyvät ennallistamisesta, samoin kuin soilla elävät sudenkorennot (Elo ym. 2015, Krieger ym. 2019, Strobl ym. 2019). Tutkimuksissa on myös havaittu positiivisia mutta verraten heikkoja ojitetuille soilla sijaitsevien lähteiden pohjaeläinyhteisöjen vasteita ennallistamiseen noin kymmenen vuoden aikajännteellä, vaikka ojituksen onkin osoitettu heikentäneen lajistoa (Ilmonen ym. 2012, 2013, Lehosmaa ym. 2017). Vaikka ennallistamisen vaikutuksista selkärangattomien lajistoon kokonaisuutena alkaakin jo olla tietoa, on tutkimustuloksia tarkemmista eliöryhmäkohtaisista vasteista ennallistamistoimiin vielä verraten vähän. Suolle tyypillisistä hyönteisistä ja selkärangattomista ennallistamisen vaikutuksia käsitteleviä tutkimuksia on hyvin vähän muurahaisista (esim. Punntila ym. 2016), hämähäkeistä (Koponen ym. 2013 aiheen pohdintaa, Noreika ym. 2015) ja kaksisiipisistä (Autio 2008 Pro Gradu vaaksiaisista, jonka tulokset julkaissut Noreika ym. 2015), mutta näissäkin ryhmissä harvat tutkimustulokset tukevat käsitystä palautumisen käynnistymisestä.

Ennallistamisella on usein ajateltu olevan positiivinen vaikutus soiden lintulajistoon, erityisesti vesilintuihin ja kahlaajiin, mutta myös metsäkanalintuihin kuten riekkoon. Lintulajit pystyvät reagoimaan uuden habitaaan ilmaantumiseen suhteellisen nopeasti, koska ne liikkuvat pitkiä matkoja, eivätkä usein ole erityisen vaateliaita ekosysteemin ominaisuuksien palautumisen suhteen: soiden tyyppilinnuston päähabitaattivaatimukset ovat avoimuus ja märkyys (Järvinen ja Sammalisto 1976, Väisänen ym. 1998, Fraixedas ym. 2017). Koska vain hyvin pieni osa ojituksen muuttamasta pinta-alasta on mahdollista ennallistaa, on kuitenkin epäilty linnustovaikutusten jäävän hyvin paikalliseksi (Rajasärkkä 2013). Jos siis suolinnuston yksilömäärien väheneminen (Lehikoinen ym. 2019) on seurausta laajamittaisesta ojituksesta, on epärealistista odottaa suhteessa pienenalaisen ennallistamisen tuovan kovin suurta vaikutusta tähän. Esimerkiksi monille suolinnuille pesimämenestyksen kannalta tärkeiden erityisen märkien soiden määrällisen vähenemisen mittakaava on niin suuri, ettei sen vaikutusta pystytä kumoamaan samalla lailla kuin harvinaisempiin ja harvalukuisempiin vaate-
liaampien lajien elinympäristöihin kohdistunutta heikentymistä (esimerkiksi lettoja ja reheviä korpia priorisoiden). Linnustoon vaikuttaminen onkin laadulliseen priorisointiin verrattuna enemmän ja selkeämmin määrällinen haaste. Paikallistakin soiden ennallistamisen linnustovaikutuksista on kuitenkin tutkimustuloksia



vain vähän, eivätkä tulokset yksiselitteisesti tue oletusta ennallistamisen positiivisista vaikutuksista (Alsila ym. 2020), vaikka esimerkiksi riekon palautumisesta ennallistetuille karuille rämeille on radiolähetinseurantojen avulla saatu rohkaisevia tuloksia (Putala 2013). Suomella on kuitenkin erityisesti suolinnuston osalta merkittävä rooli Euroopan biodiversiteetin kannalta: huomattava määrä suolinnuston pesimäalueista on Suomessa ja toisaalta näiden lintujen kannat ovat taantuneet, mahdollisesti esimerkiksi soiden ojitustilanteesta johtuen (Lehikoinen ym. 2019). Siksi tulisikin arvioida huolella, voidaanko linnustoon vaikuttaa tehokkaasti esimerkiksi ennallistamistoimien huolellisen kohdentamisen avulla. Linnuston moniin muihin lajeihin verrattuna vähäiset elinympäristövaatimukset ja toisaalta hyvä levittäytymiskyky vähentävät kuitenkin mahdollisuuksia parantaa ennallistamisen tehokkuutta esimerkiksi kytkeytyvyyden tai elinympäristön laadun suhteen kohteita priorisoimalla.

Positiivisista vaikutuksista huolimatta yhdessäkin tarkastelluista lajistoon keskittyneistä ennallistamistutkimuksista ei lajiston todettu seuranta-ajanjaksona palanneen täydellisesti luonnontilaisista vastaavaksi (Pohjoismaissa esim. Haapalehto ym. 2010, 2017, Laine ym. 2011, 2016, Mälson ym. 2010, Soini ym. 2010, Hedberg ym. 2012, Ilmonen ym. 2012, Kareksela ym. 2015, Noreika ym. 2016, Puntila ym. 2016, Alsila ym. 2020). Suurin osa tutkimusten aikajännteistä ennallistamisen jälkeen on kuitenkin varsin lyhyitä (1–10 vuotta ennallistamisesta). Palautumisen viive kuitenkin on havaittu yleisesti, elinympäristötyypistä ja sijainnista riippumatta (esim. Moreno-Mateos ym. 2017). Boreaalisten soiden kohdalla puuttuvan lajiston katsottiin useimmiten olevan vaateliaampaa erityisiin olosuhteisiin sopeutunutta lajistoa. Tämänhetkiset tulokset viittaavatkin siihen, että vielä ainakin 10–20 vuotta ennallistamisen jälkeen ennallistamisen vaikutukset biodiversiteettiin ja erityisesti harvinaisempaan ja vaateliaampaan lajistoon ovat huomattavan puutteelliset suhteessa luonnonsuojellisiin tavoitteisiin. Ennallistamisen kohdekohtaisia lajistollisia vaikutuksia väitöskirjansa katsauksessa käsittelevä Strobl (2019) vetääkin yhteen, että ennallistettujen soiden suolajiston monimuotoisuuden palautuminen luonnontilaisia soita vastaavaksi kestää yli 20 vuotta ennallistamisen jälkeen, johon pisimmälle ennallistamisen jälkeen ulottuneet tutkimukset ulottuivat.

4.1.2 Lajiston palautumiseen vaikuttavia tekijöitä

Harvinaisempien ja vaateliaampien lajien hitaampi palautuminen voi johtua useasta tekijästä: 1) harvinaiset lajit eivät saavuta ennallistettua kohdetta kovin helposti, 2) elinympäristö ei ole palautunut niiden vaatimusten mukaiseksi, 3) muu, yleensä yleinen ja dominoiva lajisto estää vaateliaamman lajiston palautumista peittämällä suotuisat kasvualustat, koska ovat paikalla ensimmäisenä ja/tai ovat tehokkaampia kilpailijoita. Todennäköisesti useat päällekkäiset syyt yhdessä aiheuttavat lajiston puutteellisen palautumisen. Lajiston puutteellinen tai vaihteellinen palautuminen vastaakin hyvin eliöyhteisöjen muutoksen ekologista teoriaa (esim. Chave 2004, Elo ym. 2016). Esimerkiksi eliöyhteisöjen kehityksen neutraaliteorian mukaan yleisemmät lajit säilyvät yhteisössä tai palautuvat yhteisöön helpommin, harvinaisempien tai yksilömääriltään harvalukuisempien lajien hävitessä yhteisöstä helpommin ja niiden palautumisen ollessa hitaampaa ja vaikeampaa ja siksi epävarmempaa (Chave 2004, Vellend 2010). Yksinkertaisimmillaan kyse on ajallisesta viiveestä: kestää oman aikansa ennen kuin erityisesti maiseman lajipoolissa harvinaisemmat lajit onnistuvat kolonisoimaan uuden habitaaatin, ja että eliöyhteisö järjestäytyy uudelleen. Tätä sinänsä yksinkertaista oletusta tukevat myös useimmat soiden ennallistamisen lajistovaikutuksia käsittelevät tutkimustulokset. Tämän stokastisen palautumisprosessin lisäksi lajien palautumiseen ehkä ilmeisimmin vaikuttava tekijä on suotuisten olosuhteiden palauttamisen onnistuminen.

Keskeisten olosuhteiden palautuminen

Perinteisesti ennallistamisen keskeisenä mekanismina lajistotavoitteiden saavuttamiseksi on pidetty elinympäristön olosuhteiden palauttamista, johon ekosysteemilähtökohtaisen ennallistamisen toimenpiteet tähtäävät (esim. Rassi ym. 2003, luvut 2.2 ja 3.3). Lajien takaisin siirtämisen tai esimerkiksi konkreettisesti lajistolliseen kytkeytyneisyyteen vaikuttamisen sijaan keskitytään siis suotuisan elinympäristön palauttamiseen ja ainakin jollain tasolla luotetaan niin sanottuun ”Unelmien kenttä” -hypoteesin mukaiseen ajatukseen lajiston palaamisesta olosuhteiden palautumisen myötä (”Field of Dreams” -hypoteesi, Palmer ym. 1997). Boreaalisten soiden kohdalla päätekijöinä olosuhteissa ovat suolle luontaisten ekohydrologian ja puuston rakenteen palautuminen. Ekohydrologian kohdalla oleellista on veden pinnan taso, sen vaihtelun määrä, pH ja ravinteiden saatavuus, jotka muokkaavat erityisesti kasviyhteisöä (Rydin ja Jeglum 2006).



Eri ekolokeroihin erilaistuneet lajit vaativat erilaiset olosuhteet, joiden palautumisen helppoudessa ja nopeudessa on eroja. Kasveista useimmille rakkasammalleille riittää sopiva märkyys ja oikea veden ravinteisuus. Useimmat soiden sarat taas ovat herkkiä varjostukselle, eli ne tarvitsevat riittävän puuston poiston. Näin ollen perinteiset ennallistamismenetelmät ovat usein riittäviä käynnistämään ja turvaamaan suon tyyppillisen kasvilajiston palautumisen (Maanavilja ym. 2014, Laine ym. 2016, Puntila ym. 2016, Haapalehto ym. 2017), jonka sukkessiota suon perusominaisuudet melko voimakkaasti ohjaavat (Rydin ja Jeglum 2006). Rakkasammalten, muiden suon lehtisammalten, ruohojen, heinien ja sarojen on kaikkien havaittu reagoivan positiivisesti perusennallistamismenetelmistä sekä vettämiseen että puuston poistoon, osan (kuten sarat) vaatiessa molempia (Hedberg ym. 2012). Etenkin ravinteikkaiden soiden, kuten lettojen, erikoistunut lajisto saattaa kuitenkin vaatia myös monipuolisempia ennallistamismenetelmiä: useiden lajien (esimerkiksi *Eleocharis quinqueflora*, *Carex viridula* ja *Rhynchospora fusca*) leviäminen vaatii vapaata kasvutilaa kuten paljasta turvepintaa, jonka määrää esimerkiksi lajien välinen kilpailu rajoittaa. Ruotsissa tehtyjen ennallistamiskokeiden perusteella vaativampien lettolaajien kirjon palautumista voidaan nopeuttaa vaikuttamalla lajien dominanssisuhteisiin, poistamalla osa nopeimmin levittäytyneistä lajeista (Mälson ym. 2010, Hedberg ym. 2012, Sundberg 2012). Erityisesti suon vaativammalle sammallajistolle suon oikea happamuus takaa sopivan ravinteiden saannin. Esimerkiksi Tahvanaisen (2013) esittämien mittaustulosten pohjalta näyttäisi, että lajien, joiden havaintopaikkojen keskimääräinen pH on verraten alhainen tai korkea, myös havaintopaikkojen välinen vaihtelu happamuudessa on vähäisempää kuin keskitason pH:n ympäristöissä esiintyvillä lajeilla. Toisin sanoen erityisen alhaisen tai korkean happamuuden ympäristöissä esiintyvät lajit ovat useammin tällaisen ympäristön specialisteja kuin keskimääräisessä happamuuden olosuhteissa esiintyvät lajit. Erityisesti vaativamman lajiston elinympäristöjen palautumisen kannalta suon ekohydrologian palautuminen luonnontilaiseksi onkin huomattavan tärkeää. Myös rakkasammalten itiöiden itävyyden on todettu olevan ainakin osittain riippuvaista avoimen tilan lisäksi sopivasta ravinteiden lähteestä, kuten sopivan laatuudesta karikkeesta (Sundberg ja Rydin 2008).

Monille eri eliöryhmien ja erilaisten soiden yleisille tyyppilajeille elinympäristövaatimukset vaikuttavat olevan kuitenkin melko väljiä, kuten märkyyden tai rimpisyyden palautuminen (monet rakkasammalet ja märkien avosoiden lintulajit), avoin turvepinta ja valoisuus (osa kasvilajeista) tai sopiva valon ja suojaisuuden suhde (muurahaiset, perhoset), lahoppu ja puuston synnyttämät mikrohabitaatit (korpikovuoriaiset ja -käävät) tai avoitetiset allikot ja pienvesielinympäristöt (vesihyönteiset).

Vedenpinnan taso vaikuttaa myös syntyvien tai ennallistuvien pienvesielinympäristöjen saatavuuteen, millä on merkitystä vesihyönteisille. Sudenkorennoilla ja muilla vesihyönteisillä palautuminen riippuu pitkälti siitä, minkälaisia muutoksia suon pienvesielinympäristöissä tapahtuu ennallistamisen seurauksena, kuinka vaateliaita ne ovat elinympäristönsä suhteen, ja kuinka hyviä ne ovat levittäytymään uusiin elinympäristöihin. Soiden ennallistamisen yhteydessä syntyy usein uusia tai kunnostuu vanhoja, pienialaisia allikoita ja lampia, joihin sudenkorennot ja useat muut aikuisena lentokykyiset generalistivesihyönteiset voivat levitä verraten nopeasti (Ilmonen ym. 2013, Elo ym. 2015, Brown ym. 2016, Krieger ym. 2019, Strobl ym. 2019). Esimerkiksi Elo ym. (2015) toteavatkin, että ojituksesta kärsineet sudenkorennot pystyvät hyvinä kolonisoijina usein verraten nopeasti hyödyntämään ennallistamisen seurauksena syntyviä allikoita. Toisaalta lähteet muodostavat suoelinympäristöissä poikkeuksen, joka on huomioitava ennallistamisen toteutuksessa. Lähteistä jatkuvasti purkautuva pohjavesi puskuroi ojituksen hydrologisia vaikutuksia, ja usein ojitetuissakin lähteiköissä esiintyy vaateliasta lähdelajistoa. Tämän lajiston kannalta ennallistamisen aiheuttama voimakas hydrologinen muutos on uusi häiriötekijä, josta toipumiseen voi mennä vähintään vuosikymmen (Ilmonen ym. 2013).

Puuston määrä vaikuttaa lajistoon mikroilmaston (esimerkiksi suojaisuuden ja valoisuuden) kautta (Laine ym. 1995, Noreika ym. 2015, Puntila ym. 2016) sekä toisaalta erityisesti korvissa oletettavasti lahoppulajien mikrohabitaattien kautta. Noreika ym. (2015) toteavat suoekosysteemeille tyyppillisten maakiittäjäisten, hämähäkkien ja vaaksiaisten lajien määrän korreloivan positiivisesti rakkasammalten palautumisen sekä luonnontilaisille rämeille tyyppillisen harvarakenteisen puuston kanssa ja näiden eliöryhmien palautumisen olevan nopeaa ennallistamisen jälkeisten olosuhteiden (rakkasammalpinna ja harvennettu puusto) palautumisen myötä. Mikroperhosten huomattiin puolestaan reagoivan positiivisesti erityisesti harvennettuun puustorakenteeseen (Noreika ym. 2015). Samoin sähkölinjojen vuoksi avoimena pidetyillä suoikohteilla on havaittu puuston poiston positiivinen vaikutus päiväperhosiin sekä tyyppillisten suolajien että ei-suolajien kohdalla (Hiltula ym. 2005, Komonen ym. 2013). Toisaalta soiden yhden keskeisen hyönteisryhmän,



muurahaisten, yhteisörakenteen vaste ennallistetun suon rakennepiirteisiin vaikuttaa monimutkaisemmalta kuin muiden hyönteisten (Punttila ym. 2016) ja vaikutusten tarkastelua esimerkiksi suhteessa moniin muihin hyönteisiin vaikeuttaa muurahaiskolonioiden monivuotisuus. Ennallistamistoimien tarkempia vaikutuksia (kuten suolle jätettyjen hakkuutähteiden vaikutus muurahaislajien yhteisöön) on summattu Soiden ennallistamisoppaassa (Punttila ym. 2013).

Vaikka esimerkiksi Noreikan ym. (2015) tulokset ovat hyvin positiivisia monen selkärangatonryhmän osalta, on huomattava, että kyseessä ei ole varsinainen ennen-jälkeen -tutkimus ja kirjoittajien mukaan aikanaan huonosti kuivuneiden (eli normaalia vähemmän muuttuneiden) ojituskohteiden päätyminen koeasetelman ennallistamiskohteiksi on voinut vaikuttaa tuloksiin. Tämä on yleinen epävarmuustekijä monissa ennallistamistutkimusten koeasetelmissa (ks. kuva 4.2 alla).



Kuva 4.2. Monet soiden ennallistamiseen liittyvät tutkimusasetelmat koostuvat luonnontilaisesta, ojitetusta sekä erikäisistä ennallistetuista kohteista (kuva: Kareksela ym. 2015). Tämä asettaa haasteita ennallistamiskohteiden lähtötilannetta vastaavien kontrollikohteiden valinnalle, varsinkin tilanteessa, jossa ennallistaminen on toteutettu vuosia ennen koeasetelman perustamista. (Kuvat: Santtu Kareksela).

Suo-olosuhteiden (märkyys, oikea avoimuus/puustoisuus, pH, elintila) palauttaminen myös vaativammalle lajistolle ei välttämättä ole vaikeaa, mutta sen tarve korostaa ennallistamista nimenomaan alkuperäisten olosuhteiden palauttamisena (tai palautumisen nopeuttamisena). Erialaisten ekosysteemin toiminnan optimoimiseksi suunniteltavien ekosysteemin muokkausten tai parantamistoimien kohdalla tuleekin miettiä, tingitäänkö niissä jostain suon vaativammalle lajistolle oleellisesta elementistä. Esimerkkinä: ennallistumaan jättäminen (passiivinen hidas ennallistuminen) voi olla toimiva ilmastoystävällisenä keinona, mutta sen vaikutukset varsin monen suolajin vaatimiin kosteusolosuhteisiin ovat huonosti tunnetut ja uhanalaisten suokasvilajien esiintymätietojen pohjalta laadittujen ennustemallien (Tolvanen ym. 2018, 2020b) valossa heikot. Toisaalta monissa tapauksissa kannattamattomat ojitusalueet saattavat olla valmiiksi melko märkiä ja



vähäpuustoisia (suhteellisen lähellä luonnontilaa), jolloin lopullista ennallistumista nopeuttavia toimia ei lajistonkaan suhteen välttämättä tarvita. Tällaisten tilanteiden tunnistaminen ja niiden määrän selvittäminen on keskeistä laajemman, kannattamattomien ojitusalueiden ennallistamista koskevan strategian laatimiseksi.

Maiseman lajipooli ja ennallistetun kohteen uudelleen kolonisointi

Olosuhteiden palautumisen lisäksi lajistolähteiden läheisyyden merkitys ennallistettavalle elinympäristölle on todennäköisesti keskeinen, varsinkin Etelä-Suomen laaja-alaisten ojitusten muuttamassa suomaisemassa. Erityisesti harvinaisemman lajiston paikalle löytäminen tai vaativamman lajiston osuminen kohteelle siihen aikaan ja paikkaan, jossa ekolokero on saatavilla, on haasteellista. Ennallistamiskohteen sijainnin ja lähialueiden lajipoolin merkitys ennallistamisen jälkeiselle lajien palaamiselle on tunnettu ilmiö (esim. Bell ym. 1997, Tilman ym. 1997, George ja Zack 2001), jota on pystytty osoittamaan sekä mallintamalla (Tilman 1997) että kokeellisesti (Huxel ja Hastings 1999). Suomen soiden lajiston kohdalla kytkeytyvyyden ja lajipoolin merkitys on pystytty osoittamaan esimerkiksi Karjalan korvissa. Vertailtaessa korprien lahoppuusta riippuvaista lajistoa Suomen ja Venäjän puolilla Karjalassa, havaittiin lajiston korreloivan negatiivisesti Suomen puolella metsätalouden jäljiltä vähäisempään korprien määrään maisemassa (Laaksonen ym. 2008). Myös Punttila ym. (2013) summaavat soiden ennallistamisoppaassa soille erikoistuneiden muurahaislajien suhteellisen heikon levittäytymiskyvyn todennäköisesti rajoittavan niiden palaamista ennallistetuille soille tai suon osille.

Oletettavasti ennallistamisen onnistumiseen ja vaikuttavuuteen lajiston palautumisen kannalta voidaan siis vaikuttaa maiseman lajipoolin suhteen otollisten ennallistamiskohteiden valinnalla: onnistumistodennäköisyyden voidaan olettaa kasvavan lajistolähteiden ollessa kohteen välittömässä läheisyydessä (tai jäljellä ennallistettavalla kohteella), mikä lisää ennallistamisalalle kohdistuvaa suolajien kolonisaatiopainetta. Ennallistamisen priorisointia biodiversiteettiarvojen jäljellä olemisen tai lajien ja elinympäristöjen kytkeytyvyyden suhteen on ehdotettu muun muassa soiden ennallistamisoppaassa (Aapala ym. 2013c) ja sovellettu Suomessa esimerkiksi soidensuojelun täydennysehdotuksen priorisointianalyseissä (Kareksela ym. 2020). Myös uhanalaisten lajien elinympäristöjen mallinnukseen esimerkiksi ennallistamiskohteiden valinnan tueksi on kehitetty työkaluja (mm. Saarimaa ym. 2019). Laajempaa kokeelliseen tutkimukseen pohjautuvaa näyttöä maisematason lajipoolin määrällisestä vaikutuksesta soiden ennallistamisen lajistolliseen lopputulokseen ei kuitenkaan ole.

4.1.3 Luontotyyppien monimuotoisuuden palauttaminen

Luontotyyppien tasolla ennallistamisen onnistuminen on pitkälti määrittelykysymys ja yllä esitetyt tulokset eri elinympäristöihin erikoistuneen lajiston osalta jättävät tulkinnan jonkinlaiseen ”lasi puoliksi tyhjä vai täynnä” -tilanteeseen: palautuminen käynnistyy nopeasti, mutta valmista tulee hitaasti. Kuten tämän raportin myöhemmissä luvuissa todetaan, saadaan ekosysteemin yleinen rakenne ja toiminta (luku 4.4) sekä useimmissa tapauksissa vesitalous (luku 5.1) kuitenkin suhteellisen hyvin palautettua. Tämä on lupaavaa myös eri suoelinympäristöjen ja suoluontotyyppien kirjon palautumisen kannalta. Toisaalta määritettyjen luonnontilaisten suotyyppien runsas kirjo on seurausta vuosituhansia hitaasti kehittyneistä melko tarkoista ekohydrologisista ja lajiyhteisöllisistä ominaisuuksista, ja erot ennallistettujen suoluontotyyppien välillä saavat ainakin joksikin aikaa pienentyä ojitus- ja ennallistamishäiriöiden seurauksena. Tässä selvityksessä esitettyjen rakenteen ja toiminnan sekä lajiston ja hydrologian palautumisen lisäksi tutkittua tietoa eri ennallistumisen onnistumistodennäköisyydestä ei useiden luontotyyppien osalta varsinaisesti ole (Aapala ym. 2013c). Kuitenkin esimerkiksi soiden ennallistamisoppaassa on pohdittu eri uhanalaisten suotyyppien ennallistamiseen liittyviä mahdollisuuksia ja haasteita (Aapala ym. 2013c). Erityisesti korvissa luonnontilaista vastaavan puustorakenteen palauttaminen voi olla haasteellista, veden pinnan nousun aiheuttaessa vaikeammin hallittavaa puuston kuolemista. Toisaalta ravinteikkaampien kohteiden tyyppilajiston tarvitsema veden laadun palautuminen sisältää epävarmuutta ja suunnitteluhaasteita (luku 5.1, Aapala ym. 2013c).

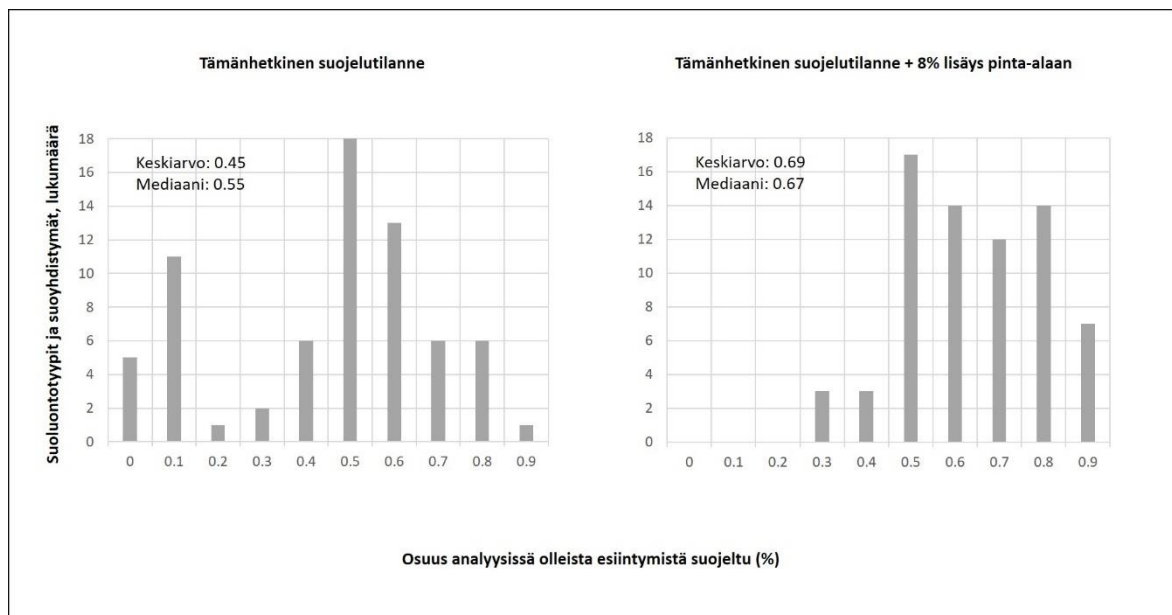
Seuraten ajatusta ennallistamisen ja toisaalta luontokäsitemme filosofisista haasteista (ks. luvut 2.1 ja 2.2), ei myöskään ole itsestään selvää, missä määrin luonnontilaisten soiden pikkutarkkaa luokittelua kannattaa käyttää referenssinä laajempaa suoluonnon ennallistamisen onnistumista pohdittaessa. Jos esimerkiksi uhanalaisten lajien kannalta oleelliset ekosysteemin ominaisuudet saadaan palautettua ja uhanalaisempia suotyyppejäkin on vielä jäljellä, niin ennallistamisen jälkeen syntyvä mahdollisesti hiukan uudenlainen suotyyppi myös lisää suoluonnon monimuotoisuutta (jos eliöyhteisöjen erilaisuuden katsotaan lisäävän



luonnon monimuotoisuutta). Ennallistamisen vaikutukset suotyyppien tasolla ovat siis osittain tulkinnanvaraisia. Suoluontotyyppit voivat kuitenkin olla luonnonsuojelun suunnittelussa käytännöllisiä erilaisia suolajiston ryhmittymiä kuvaavia yksiköitä (esim. Kareksela ym. 2013, 2020). Niiden avulla voidaan myös ennallistamiskohteita valittaessa lisätä ennallistamisen vaikuttavuutta suoluonnon monimuotoisuuden kannalta, esimerkiksi tunnistamalla ja priorisoimalla uhanalaisia ja harvinaisia suoluontotyyppisiä sisältäviä kohteita (Aapala ym. 2013c, Kareksela ym. 2020, kuva 4.3 alla).

4.2. Monimuotoisuusvaikutusten maksimoiminen suunnittelun avulla

Ennallistamisella on yksittäisten kohteiden monimuotoisuuden lisäksi vaikutus kansallisen tason monimuotoisuuteen, tai vielä laajemmin, Suomen soiden kohdalla boreaalisen vyöhykkeen biodiversiteettiin ja suoluontotyyppien edustavuuteen ja tilaan EU:n alueella. Tällöin ennallistamisen kokonaisvaikuttavuus riippuu voimakkaasti ennallistamisen kohteena olevan luontotyyppin tai lajiston uhanalaisuudesta, harvinaisuudesta sekä palautumistasosta ja -todennäköisyydestä. Mitä uhanalaisempi ja harvinaisempi elinympäristö on kysymyksessä, sitä suurempi suhteellinen luonnonsuojelullinen kokonaishyöty ennallistamistoimilla voidaan saavuttaa. Tätä logiikkaa on noudatettu esimerkiksi priorisoitaessa soita suojelua varten (Kareksela ym. 2013, 2020). Toisaalta harvinaisempien elinympäristöjen tyyppilajiston tai uhanalaisten lajien palautuminen on epävarmempaa (harvinaisempia maiseman lajipoolissa) ja saattaa onnistuakseen vaatia kalliimpia toimenpiteitä.



Kuva 4.3. Soiden suojelun täydennyskehdotuksen kohdevalinnassa pystyttiin priorisoimalla vaikuttamaan erityisesti nykyisessä suojeluverkostossa heikoimmin edustettuna olevien suoluontotyyppien ja suoyhdistymien esiintymiseen suojelualueverkostossa. Kuvassa x-akselilla on suoluontotyyppien ja suoyhdistymien luokiteltu suojelupinta-alaosuus (osuus suotyyppin pinta-alasta suojeltu, analysissa olleista kohteista) ja y-akselilla suoluontotyyppien ja suoyhdistymien määrä eri suojelupinta-alaosuusluokissa. Ennen lisäsuojelua analysissa olleista suoluontotyypeistä ja -yhdistymistä viittä ($y = 5$) ei ollut suojelualueilta tunnistettu ollenkaan ($x = 0$) ja 11 suoluontotyyppin ja -yhdistymän suojeluosuus oli vain 10 prosenttia ($x = 0.1$) niiden analysissa olleesta pinta-alasta. Priorisoinnin tuloksena pystyttiin 17 kaikkein heikoimman suojelutason piirteen (alle 30 prosenttia suojeltu analysissa olleista pinta-aloista) suojelutaso nostamaan vähintään 30 prosenttiin. Muokattu Kareksela ym. (2020) pohjalta.

Intuitiivisesti ennallistamista parempi vaihtoehto olisi soiden tilan heikentymisen estäminen eli lähinnä uusien ojitusten estäminen. Lajiston palautumiseen liittyvästä epävarmuudesta huolimatta ennallistaminen on ainoa keino tuottaa nykyiseen nähden lisää elinympäristöä uhanalaisille lajeille ja näin vähentää niiden lajien määrää, joille nykyinen elinympäristön määrä ei ole riittävä lajin säilymisen kannalta (Hanski 2000, Kuussaari ym. 2009, Kotiaho ja Mönkkönen 2017). Monien harvinaisimpien ja uhanalaisimpien elinympäristöjen edustavuutta ei



enää käytännössä pystytä turvaamaan pelkästään uusia suojelualueita perustamalla tai uusien ojitusten välttämällä, koska potentiaalisia suojelukohteita ei esimerkiksi vapaaehtoisen suojelun keinoin pystytä riittävän tehokkaasti toteuttamaan. Tällöin, joissain tapauksissa, näiden elinympäristöjen tilannetta voidaan käytännössä auttaa ainoastaan heikentyneitä kohteita ennallistamalla, joko suojelualueilla tai niiden ulkopuolella. Resurssien käyttöön liittyvä valinta heikentymisen estämisen (uusien suojelualueiden hankinta) ja esimerkiksi jo suojelujen kohteiden ennallistamisen välillä on yleisesti luonnonsuojelussa tunnettu optimointiongelma (Possingham ym. 2015), jota on Suomessa tarkasteltu lähinnä ELITE-työryhmän työssä (Kotiaho ym. 2015) sekä LIFEPEATLANDUSE-hankkeessa (Tolvanen ym. 2018, Juutinen ym. 2020).

Laajemmin suojelualueiden ulkopuolella biodiversiteetin kannalta kustannusvaikuttavat suokohteet olisivat siis uhattuna olevia suoelinympäristötyyppejä ja lajeja sisältävät kohteet, eli yleensä rehevämät suot, joiden ennallistamiskustannukset ovat suhteellisen pienet esimerkiksi muiden maankäyttömuotojen kannattamattomuuden vuoksi (kannattamattomista ojitusalueista rehevämät kohteet). Suomessa on arvioitu olevan lähes miljoona hehtaaria kannattamattomia ojitusalueita (Kojola ym. 2015, Laiho ym. 2016), joista rehevyytensä puolesta biodiversiteettivaikutusten kannalta potentiaalisia voidaan (karkeasti) arvioida olevan noin 200 000 hehtaaria (Kojola ym. 2015).

Artikkelissa Kareksela ym. (2020) kuvatulla soidensuojelun täydennysehdotukseen liittyvällä spatiaalisella analyysillä on suoluontopiirteitä priorisoimalla saatu lisättyä suojelun kustannusvaikuttavuutta. Priorisoimalla voidaan lisätä myös ennallistamisen vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuden kannalta, keskittämällä toimet harvinaisempiin ja uhanalaisempiin elinympäristöihin. Toisaalta ennallistamisen vaikuttavuutta voidaan lisätä spatiaalisen priorisoinnin avulla, keskittämällä ennallistamistoimia ojituksen heikentämien, mutta muuten luontoarvoiltaan merkittävien suoalueiden yhteyteen, kuten soiden suojelun täydennysehdotuksen kohdevalinnassa toimittiin. Tällöin priorisointianalyysin keinoin valittujen kohteiden ennallistettavat osat tukevat arvokkaaksi todettuja suoalueita, kunnossa olevien suonosien toimiessa lajistolähteinä ennallistettavalle osalle (Aapala ym. 2013, Kareksela ym. 2020).

Ennallistamiskohteiden valinnan ja niiden välisen priorisoinnin lisätessä toimien vaikuttavuutta (esimerkiksi vaikutukset suojelualueverkostoon kokonaisuutena, puutteita paikaten) voidaan ennallistamisen kustannustehokkuuteen vaikuttaa ennallistamismenetelmien kautta. Yhdeksi merkittävimmäksi suoelinympäristöjen tilan parantamismenetelmäksi on ELITE-raportissa (Haapalehto ym. 2015) nostettu niin sanottu vesien palautus eli vesien ohjaaminen takaisin kuivuvalle aapasuo-osalle ympärysalueiden kunnostusojitusten yhteydessä (esim. Autio ym. 2018). Vesien ohjaaminen kohteen vieressä toteutettavien kunnostustöiden yhteydessä on suhteellisen halpaa ja toimien vaikutusalue toimenpiteisiin nähden suuri, melko pienen toimenpiteen yhdistäessä laajojakin suoalueita hydrologisesti takaisin niiden valuma-alueisiin, mahdollistaen näin myös lajiston ja rakenteen ja toiminnan elpymisen. Lisäksi menetelmää tukee ajatus, että kasviyhteisön uudelleen muodostumisen sijaan pystyttäisiin estämään tai ainakin hidastamaan kuivumiskehitystä, minkä puolestaan pitäisi tuoda varmuutta lajistovaikutuksille: lajit, joihin positiivisesti vaikutetaan ovat jo (vielä) kohteella. Ulkopuolisten ojitusalueiden vesien suodattamisen vaikutuksia suon kasvillisuuteen ei kuitenkaan vielä kunnolla tunneta ja esimerkit luonnontilaisten soiden käyttämisestä pintavalutuskenttänä suosittelavat varovaisuutta, koska suolle huuhtoutuvat ravinteet ja kiintoainekset ainakin joissain tapauksissa muuttavat suon kasvillisuutta (Hynninen ym. 2011, Maljanen ym. 2018). Suuresta kustannusvaikuttavuuspotentiaalista johtuen vesien palauttaminen on kuitenkin erittäin mielenkiintoinen menetelmä perinteisen ennallistamisen rinnalle, niin lajistollisesta kuin vesistö- ja ilmastönäkökulmistakin (vesien suodatus ja hiilivaraston turvaaminen kuivumiselta). Ennallistamisen kustannustehokkuutta voidaan myös kehittää tarkastelemalla eri ennallistamismenetelmiä prosessin tasolla: Nilsson ym. (2016) tarkastelivat ennallistamista prosessina, jossa kunkin päävaiheen (suunnittelu, toteutus ja seuranta) vaikutuksia ja kustannustehokkuutta voidaan tarkastella sekä vaiheiden sisällä että niiden välillä. Näin kustannustehokkuutta parantavia toimenpiteitä voidaan kohdistaa juuri sinne, missä se kulloinkin on tarpeellista.

4.3. Hankalasti huomioitavia tekijöitä monimuotoisuuden palauttamisessa

Ilmastonmuutos tulee vaikuttamaan sekä luonnontilaisiin että ojitettuihin soihin (Aapala 2020). Tuoreiden arvioiden mukaan (Gong ym. 2012, Aapala ym. 2020, Helbig ym. 2020) suoelinympäristöt tulevat todennäköisesti jossain määrin muuttamaan kuivemmiksi ilmastonmuutoksen myötä. Soiden ennallistamisen



tarve korostuu siis myös varautumisessa ilmastonmuutoksen vaikutuksiin. Muuttuvien sääolojen vuoksi tarvitaan kuitenkin uusia ja kevyempiä ennallistamismenetelmiä ja nykyisten menetelmien sopeuttamista (Aapala ym. 2018). Yksittäisenä esimerkkinä reagoinnin hankaluudesta on palsojen sulaminen lämpötilan nousun myötä. Palsasoiden tilanne on EU:n tasolla tunnistettu vakava uhka suoluontotyyppien monimuotoisuudelle, mutta realistisia paikallistason keinoja pysäyttää palsojen (suon pinnan alla olevan routamuodostuman) sulamista tai ennallistaa sulaneita palsoja ei tunneta.

Jo ennallistamistyöryhmän mietinnössä (Rassi 2003) on nostettu esiin geneettisen monimuotoisuuden merkitys. Monimuotoisuuden onnistunut säilyttäminen pitkällä aikavälillä vaatinee tarkastelumittakaavan ulottamisen suoyhdistymien, suotyyppien ja suolajiston populaatioiden lisäksi myös hankalammin hahmotettavalle tasolle geneettiseen monimuotoisuuteen. Ennallistettaessa ainakin harvinaisten lajien kohdalla kohteen kolonisoiva lähtöpopulaatio voi olla huomattavan pieni ja ns. perustajaefekti vastaavasti suuri. Geneettinen homogeenisyys asettaa yhä suuremmat haasteet ennallistamisen lopputuloksen onnistumiselle pitkällä aikavälillä (Montalvo ym. 1997). Tällä hetkellä tähän ilmiöön ja geneettisen monimuotoisuuden säilyttämisen haasteeseen on kuitenkin soiden ennallistamisessa hankala tarttua, tiedon ollessa puutteellista ja toisaalta geneettisen monimuotoisuuden tarkkailumenetelmien ollessa vielä pitkälti mahdollisuuksien ulkopuolella.

4.4. Ekosysteemien rakenteen ja toiminnan palautuminen

Ennallistamiskologinen teoria on klassisesti tarkastellut ekosysteemien palautumista ekosysteemin rakenteen ja toiminnan kautta (esim. Bradshaw 1996). Rakenteella tarkoitetaan usein esimerkiksi ekosysteemin kasvivyhteisöä tai muuten rajattua eliöyhteisöä, usein melko staattisesti tarkasteluna (yhteisön rakenne tietyllä ajan hetkellä), ja toiminnalla erilaisia ekosysteemin toiminnallisia prosesseja, kuten esimerkiksi biomassan kasvu tai hiilen sidonta. Lajikirjon puutteellinen palautuminen eri eliöryhmissä (ks. luku 4.1), suhteessa luonnontilaisiin yhteisöihin (Haapalehto ym. 2011, 2017, Mälson ym. 2010, Soini ym. 2010, Hedberg ym. 2012, Kareksela ym. 2015, Noreika ym. 2016, Punttila ym. 2016), on kuitenkin nostanut esiin huolen mahdollisesta rakenteen ja toiminnan puutteellisesta palautumisesta. Suolajiston puutteellisen palautumisen vaikutuksia ekosysteemin toiminnan ja toisaalta moninaisten ekosysteemipalvelujen lopulliseen palautumiseen ei kunnolla tunneta. Lajiston paikallistason vähenemisen vaikutukset ekosysteemin toiminnallisuuteen voivat pitkällä aikavälillä tai olosuhteiden muutosten myötä olla yhteiskunnallisestikin merkittäviä (Loreau ym. 2001, Hector ja Bachi 2007, Hooper ym. 2012, Naeem ym. 2012), vaikka yhteyttä ei nyt välttämättä havaittaisikaan. Emme vielä kunnolla tiedä eri suolajien merkitystä esimerkiksi monipuolisen ekosysteemipalvelujen kokonaisuuden säilymisen kannalta muuttuvassa ilmastossa.

Vaikka ekosysteemin rakenteella ja toiminnalla onkin selkeä suhde toisiinsa, eivät monet ekosysteemin toiminnot kuitenkaan tämänhetkisen tiedon valossa näyttäisi edellyttävän tietynlaista ekosysteemin rakennetta (esim. Haapalehto ym. 2013, Kareksela ym. 2015) ja ennallistuva suo voi alkaa kerryttää itseensä ilmakehän hiiltä, vaikka kasvillisuuden rakenteeltaan on vielä kaukana luonnontilaisesta (Tuittila 2000, Komulainen ym. 1999, Kareksela ym. 2015, Laine ym. 2019). Toisaalta esimerkiksi näennäisesti palautunut rakenne ei välttämättä tarkoita suoekosysteemin kaikkien rakenteiden tai toimintojen palautumista (esim. Soro ym. 1999).

Ennallistamisen positiivisia vaikutuksia suoekosysteemien rakenteen ja sen kautta toiminnan palautumiseen on raportoitu jo ainakin kahden vuosikymmenen ajan (Komulainen ym. 1999, Tuittila ym. 1999, 2000a, 2000b, Tarvainen ym. 2013, Laine ym. 2011, 2016, 2019, Strobl ym. 2019, Tolvanen ym. 2020a). Näyttääkin siltä, että ainakin suon kahden keskeisen toiminnan – turpeen pintakerroksen kasvun ja hiilivaraston ylläpidon – kannalta oleellinen eliöyhteisön rakenne saadaan palautettua melko suurella varmuudella ja palautuminen on suhteellisen nopeaa. Erityyppisten soiden (ks. luku 3.1) välillä on kuitenkin todennäköisesti eroja niiden rakenteen ja toiminnan palautumisnopeudessa. Esimerkiksi kahden suon vertailussa Komulainen ym. (1999) huomasivat rehevämmän kohteen kasvillisuuden rakenteen palautuvan ennallistamisen jälkeen karua nopeammin samalla tavalla kuin metsäojituksen jälkeisissä muutoksissa: myös kuivatussukessio on nopeampaa rehevillä soilla kuin karulla (Laine ym. 1995, Elo ym. 2016). Karuilla soilla ojituksen ja ennallistamisen aiheuttama suhteellinen muutos suon kasvillisuudessa voi kokonaisuudessaan olla reheviä soita vähäisempää: Kangasjärvi (2006) havaitsi, että vaikka karulla suolla palautuminen oli hitaampaa, karu suo oli



kuitenkin 10 vuotta ennallistamisen jälkeen kasvillisuudeltaan lähempänä luonnontilaista suota kuin rehevä suo.



Kuva 4.4. Ennallistamisen jälkeen tämän suon ojituksen aikainen ojalinja kasvaa voimakkaasti luonnontilaiselle suolle tyypillisiä rahkasammaleita ja tupasvillaa. (Kuva: Santtu Kareksela).

Sekä minerotrofisten korprien (Maanavilja ym. 2014) että ombrotrofisten ja minerotrofisten rämeiden kohdalla (Laine ym. 2011, Kareksela ym. 2015, Punttila ym. 2016, Haapalehto ym. 2017) näyttää siltä, että turvetta muodostava kasvilajisto, erityisesti rahkasammalet, palautuvat suolle jo noin 5–10 vuodessa ennallistamisen jälkeen. Samoin esimerkiksi maankohoamisrannikon nuorten nevojen kasvillisuuden todettiin palautuvan nopeasti ennallistamisen seurauksena (Laine ym. 2016). Samoilla koealoilla tehdyt tutkimukset ovat osoittaneet, että kasvilajiston palautumisen myötä myös esimerkiksi suon hajotustoiminta ja mineralisaatio (Tarvainen ym. 2013, Tolvanen ym. 2020b) sekä kaasujen vaihto ja putkilokasvien lehtipinta-ala (Leaf Area Index LAI) (Laine ym. 2019) palasivat tutkituilla soilla ennallistamisen jälkeen suhteellisen nopeasti (muutamassa vuodessa) luonnontilaista vastaavalle tasolle. Toisaalta onnistunut kasvillisuuden ennallistuminen saattaa joissain erityistapauksissa johtaa myös luonnontilasta poikkeaviin toimintoihin, kuten luonnontilaisia soita selvästi suurempiin (Koskinen ym. 2016) tai pienempiin (Juottonen ym. 2012) metaanipäästöihin.

Kasviyhteisön palautumisen onnistuneen käynnistymisen lisäksi myös soille erikoistuneiden selkärangattomien lajiyhteisöjen palautumisen on monien lajiryhmien osalta havaittu käynnistyvän ennallistamistoimien myötä (esim. Noreika ym. 2015, 2016, Punttila ym. 2016, Strobl ym. 2019). Tutkimustuloksia tietyn tyyppisten soiden spesifien selkärangatonyhteisöjen rakenteen palautumisesta on kuitenkin vielä varsin vähän ja yleisesti selkärangatonlajiston palautumisen merkitystä suoekosysteemien rakenteen ja toiminnan ennallistumisen kannalta ei ole borealisilla soilla tutkittu (tai tällaisia tutkimuksia ei tämän selvityksen puitteissa löydetty).

Samoin maan mikrobiyhteisön palautuminen käynnistyy ennallistamisen seurauksena, mutta vielä reilu 10 vuotta ennallistamisen jälkeen erityisesti metaania tuottavia mikrobeja saattaa olla selvästi luonnontilaista vähemmän (Juottonen ym. 2012). Metaania tuottavien ja erityisesti metaania hapettavien mikrobiyhteisöiden palautumisen on havaittu olevan voimakkaasti sidoksissa rahkasammalten runsastumiseen ennallistetulla alalla (Putkinen ym. 2018). Toisaalta esimerkiksi soiden kuoriameebayhteisöjen on puolestaan havaittu



ennallistamisen jälkeen palautuvan suhteellisen nopeasti (suon kasvillisuutta nopeammin), eikä kuoriameeba- ja kasviyhteisön välinen suhde palautumisen onnistumisessa ollut selvä (Daza Secco ym. 2016).

Suot ovat eliölajien kannalta suhteellisen vaativia elinympäristöjä olosuhteidensa (kuten kosteuden ja pH:n) suhteen. Selkeät ja suhteellisen helposti palautettavat olosuhteet (eli riittävä märkyys, ks. luvut 3.1 ja 6.1) ohjaavat voimakkaasti myös kasvilajiston palautumista (esim. Laine ym. 2016), mikä selittää suhteellisen nopeaa ja selväsuuntaista yhteisörakenteen muutosta metsälajistosta takaisin kohti suolajistoa. Rakenteen palautuminen on nopeampaa, jos suolajistoa on säilynyt kohteella ojitusaikana (Laine ym. 2011). Näin on usein erityisesti keskemmällä sarkaa (ojien välinen alue), missä muutokset ovat yleensä vähäisempiä kuin ojien lähellä (Haapalehto ym. 2017). Suomalaisia, pääasiassa metsäojitettujen soiden ennallistamistuloksia tukevia havaintoja on myös saatu esimerkiksi Pohjois-Amerikasta. Siellä entisten turvetuotantoalueiden ennallistaminen on antanut nopeita vasteita yleisen yhteisörakenteen palautumisena tilanteessa, jossa lajikoostumusta on kontrolloitu siirtämällä suokasvillisuutta (lähinnä rahkasammalia mutta myös muiden kasvilajien leviäimiä, joita sammalkerroksen joukossa on) turpeenoston jälkeen tasoitetulle turvepinnalle (esim. Rochefort ym. 1997, Andersen ym. 2010, Nugent ym. 2018, Gonzales ja Rochefort 2019). Tämä tukee oletusta, että sopivat olosuhteet suolle tyypilliselle lajistorakenteelle saadaan usein palautettua veden pinnan tason onnistuneen säätelyn (nosto) myötä.

Ojitus ja ennallistaminen häiriönä vaikuttaisivat lisäävän myös pienimittakaavaista elinympäristön heterogeenisyyttä (Minkkinen ja Laine 2006, Haapalehto ym. 2017) eli suhteellisen pienellä alueella havaittavia eroja ekosysteemilaikun rakenteessa ja toiminnassa. Tämä johtuu erityisesti ojalinjien gradienttimaisesta vaikutuksesta vedenpinnan korkeuteen: vedenpinta on alentunut enemmän ojalinjan välittömässä läheisyydessä ja vedenpinta nousee siirryttäessä keskemmälle sarkaa, ja tämä vaikutus näkyy vuosien ajan myös ennallistamisen jälkeen (Haapalehto ym. 2014, 2017). Vedenpinnan tason vaihtelu ja kaivinkoneen aiheuttamat fyysiset muutokset aiheuttavat myös rakenteen ja toiminnan vaihtelua ennallistamiskohteen sisällä (mm. Komulainen 1999): ojalinjaan kehittyä sekä ojituksen jälkeen että ennallistettaessa erilainen (märemmän suon) kasvillisuus (Haapalehto ym. 2017), ja toisaalta esimerkiksi kasvihuonekaasupäästöt ovat ojalinjassa erilaisia (Minkkinen ja Laine 2006). Esimerkiksi ennallistetuilla turvekentillä pyritään usein palauttamaan suolle tyypillistä pienmuotorakennetta muokkaamalla turvekentän pintaa ennallistamistöiden yhteydessä (Pouliot ym. 2012) tai luomalla allikoita (Mazeriolla ym. 2006). Tämänkaltaisen heterogeenisyys ei luonnontilasta poiketessaankaan ole välttämättä esimerkiksi monimuotoisuustavoitteiden vastainen lopputulos: erityyppisten kosteusolojen mosaikkimainen vaihtelu on toisaalta tyypillistä myös monille luonnontilaisille soille ja ennallistamisen jälkeisessä muodossaan se saattaa muun muassa lisätä suon vastustus- ja palautumiskykyä (englanniksi ”resistence” ja ”resilience”) esimerkiksi ilmaston lämpenemisen aiheuttamille muutoksille (spekuloitu mm. Haapalehto ym. 2017).

4.5. Yhteenveto ennallistamisen monimuotoisuusvaikutuksista

Tämän selvityksen tulokset ennallistamisen monimuotoisuusvaikutuksista tukevat aihetta laajasti käsittelevän soiden ennallistamisoppaan (Aapala ym. 2013) havaintoja. Ekosysteemin lajiston perustan, yleisten lajien ja toisaalta soiden kohdalla rahkasammalten palautumisen tai runsastumisen käynnistyminen on varsin nopeaa. Monet suolinympäristöihin tai niihin liittyviin akvaattisiin elinympäristöihin erikoistuneet lajit kykenevät palautumaan ennallistetuille kohteille ja/tai runsastumaan suhteellisen nopeasti muutamasta vuodesta kymmeneen vuoteen ennallistamisen jälkeen. Kuitenkin palautumisen lopullinen tulos ja erityisesti vaativimpien lajien palautuminen ennallistamiskohteelle voi viedä kymmeniä vuosia ja niiden osalta lopputulos on epävarma. Niinpä esimerkiksi johtopäätökset ennallistamisen vaikutuksista uhanalaisten lajien suojelutoimena ovat epävarmempia kuin esimerkiksi jo olemassa olevia esiintymiä sisältävien alueiden suojelu ja suojaaminen uhkatekijöiltä.

Perinteisistä ennallistamistoimista (ojien täyttö ja puuston poisto/harventaminen) seuraavien märkyyden ja veden laadun muutosten (pH, ravinteet) sekä toisaalta valoisuuden todetaan monessa tutkimuksessa toimivan vaikuttavina tekijöinä soiden tyypilajiston palautumiselle. Tarkasteltavasta lajista riippuen tarvittava, ennallistamistoimin palautettava olosuhde voi olla joko veden palautuminen, valoisuus tai molemmat yhdessä. Vaikutukset myös kertautuvat ennallistamisen edetessä: kasvilajiston kehitys toimii muiden olosuhteiden ohella keskeisenä muuttujana esimerkiksi selkärangattomien lajiston palautumiselle. Kuitenkin elin-



ympäristönsä suhteen vaateliaammat lajit (erityisesti vaateliaammat lettolajit) saattavat palautuakseen tarvita perinteisiä ennallistamismenetelmiä tarkempia toimia, kuten nopeammin levittäytyvän, yleisemmän lajiston poistoa ja/tai turvepinnan muokkausta – jopa siirtoistutuksia.

Lajiston hidas palautuminen viittaa epäsuorasti tarpeeseen sijoittaa ennallistamiskohteita lajistolähteiden lähelle, jos tavoitteena on vaikuttavuus uhanalaisten ja harvinaisten lajien populaatioihin. Suomalaisen pirstaloitumisen on osoitettu vaikuttavan lajistoon esimerkiksi tilaltaan edustavissa luonnontilaisissa korvissa. Jos maisemallinen eristyneisyys näkyy aineistoissa lajiston häviämisenä luonnontilaisilla soilla, voidaan olettaa sen näkyvän myös hitaana tai puutteellisena palautumisena kohteilla, joilta lajit ovat muutosten vuoksi hävinneet.

Suomen mittakaavassa ennallistamisen vaikuttavuutta esimerkiksi lajien uhanalaisuuteen ja uhanalaisten lajien määrään rajoittaa paitsi viive toimenpiteiden paikallisissa vaikutuksissa, myös ennallistettujen soiden toistaiseksi varsin pieni kokonaispinta-ala suhteessa ojitettujen tai luonnontilaisten soiden määrään. Yksittäisen suon suhteellinen vaikuttavuus olisi siis ilman palautumisen viivettäkin verraten pieni. Saarimaa ym. (2019) pohjalta laadittujen ennustemallien mukaan 15 prosentin suoalan ennallistaminen vaikuttaisi positiivisesti pääosaan (71 prosenttiin) arvioituista 48:sta punaisen listan kasvilajista (Tolvanen ym. 2020b). Näille lajeille sopivan elinympäristön määrä kasvaisi kuitenkin vain 9 prosenttia. Synnä on, että uhanalaisten lajien levinneisyyttä rajoittavat monet muutkin kuin ojitukseen liittyvät tekijät (Tolvanen ym. 2020b).

Puutteellisesta lajistollisesta palautumisesta huolimatta ennallistettujen soiden perusrakenne ja -toiminta näyttäisivät palautuvan kohti luonnontilaista suhteellisen nopeasti, suotyypistä riippumatta. Tällöin myös erityyppisiä soita ja siten elinympäristöjen monimuotoisuutta voidaan saada ennallistamisen keinoin tehokkaasti palautettua. Ennallistamisen vaikuttavuutta luonnon monimuotoisuuden suhteen voidaankin tehostaa erityisesti priorisoimalla toimien kohdistamista uhanalaisiin ja harvinaisiin elinympäristöihin. Lajiston tehokkaan palautumisen kannalta uhanalaisten lajien elinympäristöjen priorisointi on epävarmempaa, johtuen esimerkiksi maisemassa harvinaisempien lajien palautumisen epävarmuudesta.



5. SOIDEN ENNALLISTAMISEN VESISTÖVAIKUTUKSET

Ennallistamisen käsitteellisen mallin (ks. luku 2.1) ja toisaalta soiden ennallistamisen ekosysteemilähtökohdan (ks. luku 2.2) mukaisesti yksi ennallistamisen tavoitelluista ekosysteemitason vaikutuksista on ekosysteemin prosessien palauttaminen luonnontilaista vastaaviksi.

Hydrologisessa mielessä lähtötilanteita ennallistettavilla soilla on karkeasti kahden tyyppisiä. Esimerkiksi kansallispuistoissa soita on laajalti ehditty ojittaa kokonaan ennen suojelupäätöksiä. Nämä usein kokonaankin ojitettut suot on päätetty palauttaa mahdollisimman luonnonmukaiseen tilaan (ks. luku 3.5). Toisaalta esimerkiksi soidensuojelualueilla suon ydinosa on yleensä ojittamaton, mutta suon reuna-alueilla on ollut ojituksia, joiden ennallistaminen saattaa oleellisesti ennallistaa myös ojittamatta jääneen suonosan vesitaloutta ja ekosysteemiä. Suojelualueiden vesitaloutta muuttavien reuna-alueiden ennallistamista tai ojituksen muualle ohjaamien vesien palauttamista suojeltaville soille on siksi pidetty erityisen tärkeänä ennallistamismuotona (Haapanen ym. 1977, Heikkilä ym. 2002, Rassi ym. 2003, Aapala ym. 2008, Rehell ym. 2013).

Reuna-alueiden soiden ennallistamista saattaa vaikeuttaa tai estää ennallistamistoimien vesiä nostava vaikutus myös suojelualan ulkopuolella, ja monesti suoaluetta kuivaavat ojitukset myös sijaitsevat suojelualan ulkopuolella. Käynnistynyt Helmi-ohjelma pyrkii edesauttamaan näiden ongelmien ratkaisua. Toimintamalleja on jo aiemmin kehitelty (Autio ym. 2018).

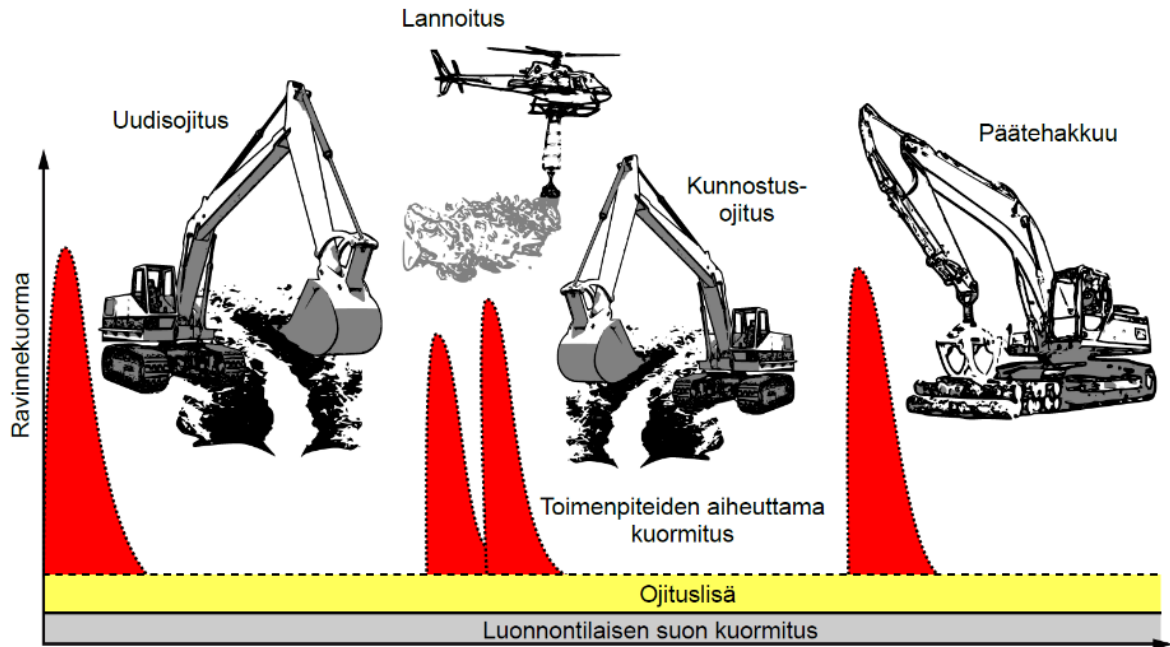
Suon veden laadun palautumista tarkastellaan yleensä kahdesta näkökulmasta. Ekosysteemin palautumisen kannalta on tärkeää pystyä palauttamaan suon sisäinen veden määrä ja laatu. Toisaalta ennallistettavaa suota ympäröivien vesistöjen kannalta mielenkiinnon kohteena ovat ennallistamisesta seuraavat muutokset suolta pois valuvan veden ominaisuuksissa, kuten typen ja fosforin määrissä ja näiden vaikutuksissa ympäröivien vesistöjen veden laatuun ja sitä kautta eliöstöön.

5.1. Ennallistamisen lähtötilanne: metsäojitettujen soiden ravinnekuormitus

Viime vuosina on julkaistu useita tutkimuksia, joiden mukaan metsäojitettujen soiden ravinnekuormitus on huomattavasti suurempaa kuin on aiemmin arvioitu (Nieminen ym. 2017, 2018, Marttila ym. 2018, Finér ym. 2020). Aiemmin ajateltiin, että metsäojituksen vesistövaikutukset ovat lyhytaikaisia ja kuormitukset palautuvat takaisin luonnontilaisten soiden tasolle 10–20 vuodessa (Finér ym. 2010). Nykyisin kuitenkin tiedetään, että ravinnekuormitus ojitetuilla soilla on pysyvästi suurempaa kuin luonnontilaisilla soilla (Nieminen ym. 2017).

Ojituksen aiheuttamaa pysyvää, luonnontilaisten soiden kuormitusta suurempaa vesistökuormitusta on eri yhteyksissä kutsuttu ”vanhojen ojitusten kuormitukseksi”, ”kertaalleen ojitettujen soiden kuormitukseksi” tai ”ojitettujen soiden taustakuormitukseksi”. Nieminen ym. (2020) käyttävät kyseisestä kuormituksesta nimitystä ”ojituslisä”, joka ehkä parhaiten kuvaa sitä, että on kyse luonnontilaisen suon ojittamisen käynnistämästä jatkuvasta prosessista. Siinä kuormitusta syntyy silloinkin, kun ojittamisen lisäksi suolla ei ole tehty mitään muita kuormitusta synnyttäviä metsätaloustoimenpiteitä (kuva 5.1, s. 36). Ojituslisän lisäksi metsätalous ojitetuilla soilla kuormittaa vesistöjä aina kun oja kunnostetaan (Joensuu ym. 2002, Nieminen ym. 2010), kasvupaikka lannoitetaan (Nieminen ja Ahti 1993, Piirainen ym. 2013) tai tehdään hakkuita ja niihin liittyviä maanmuokkauksia (Nieminen 2003, 2004, Kaila ym. 2014, 2015, Nieminen ym. 2015).

Syytä ojituslisän syntyyn ei tarkasti tunneta. Vaikuttaa siltä, että uudisojitus muuttaa veden kulkureittejä, valuntaoloja ja ravinnekiertoa niin, ettei kuormitus ojituksen jälkeen enää palaa luonnontilaisten soiden kuormituksen tasolle. Erityisesti minerotrofisilla soilla tärkeä merkitys voi olla sillä, että luonnontilaisina ne pidättävät kivennäisravinteita yläpuolisilta alueilta valuvista vesistä, kun taas ojituksen jälkeen nämä vedet valuvat oja pitkin vesistöihin ilman merkittävää kontaktia suokasvillisuuden tai turpeen kanssa (Sallantaus 1988, Laine ym. 1995).



Kuva 5.1. Nykykäsitys vesistökuormituksen synnystä ojitusalueilla. Luonnontilaisten soiden kuormitusta suurempaa kuormitusta aiheuttaa pysyvä ojituslisä sekä metsätaloustoimien, kuten kunnostusojituksen, lannoituksen ja hakkuiden synnyttämä kuormitus. Niemisen ym. (2017, 2018) mukaan vesistökuormitusta synnyttää myös se, että ojituslisä kasvaa, kun ojituksesta on kulunut yhä kauemmin aikaa.

On myös mahdollista, että kuormitus uudisojituksen jälkeen ensin palaa lähelle luonnontilaisten soiden tasoa, mutta alkaa myöhemmin kasvaa. Tämä kasvu voi selittyä esimerkiksi sillä, että eri metsätaloustoimenpiteiden kuormitusvaikutukset vähitellen kumuloituvat niin, että kuormitus metsätaloustoimien jälkeen aina jää hieman aiempaa korkeammalle tasolle. Syynä voi myös olla, että turpeen hajoitus kiihtyy ojituksesta kuluneen ajan funktiona esimerkiksi siksi, että syviinkin turvekerroksiin virtaa happea puuston ja samalla sen haihdunnan kasvaessa ja suon vedenpinnan tällöin laskiessa (Sarkkola ym. 2010, Ojanen ja Minkkinen 2019). On myös mahdollista, että ilmaston lämpeneminen on kiihdyttänyt orgaanisen aineen hajoitusta ja sitä kautta ravinteiden vapautumista erityisesti ojitetuilla soilla. Turpeen hävikki ojitetuilla soilla on sitä nopeampaa, mitä lämpimämpi on ilmasto (Hiraishi ym. 2014).

Nieminen ym. (2020) arvioivat metsäojitettujen soiden vesistökuormitusta ojituslisä huomioon otettuna. Heidän arvionsa metsäojitettujen soiden aiheuttamasta valtakunnallisesta typpikuormituksesta oli noin 8 500 Mg a⁻¹ ja fosforikuormitus oli noin 590 Mg a⁻¹. Kun ojituslisä otetaan huomioon, valtakunnallinen typpikuormitus on noin 18-kertainen ja fosforikuormitus on 6–7-kertainen verrattuna aiempiin vain metsätalouden toimenpiteiden (kunnostusojitus, lannoitus ja hakkuut) vaikutukset huomioonottaviin kuormituslaskelmiin (Finér ym. 2010). Aiemmissa arvioissa metsäojituksen osuus kaikesta ihmisperäisestä fosforikuormituksesta oli vain 3 prosenttia ja typpikuormituksesta alle prosentin, kun Niemisen ym. (2020) arvioiden mukaan metsäojituksen osuus fosforikuormituksesta olisi noin 20 prosenttia ja typpikuormituksesta noin 15 prosenttia.



5.2. Kohteen sisäisen hydrologian (suoveden laadun) palautuminen

5.2.1 Suoalueen hydrologian palautuminen ennallistamisen jälkeen

Soiden ennallistamisella pyritään hydrologian kannalta etenkin palauttamaan suoalueen vaatima vedenpinnan taso ja sen vaihtelu sekä suolle tulevan veden määrä ja kemiallinen koostumus. Suon vedenpinnan tason on havaittu palautuvan nopeasti ennallistamistoimenpiteiden jälkeen ja vedenpinnan tason vaihtelun tasoittuvan vastaamaan luonnontilaisen suon vedenpinnan käyttäytymistä (Bruland ym. 2003, Menberu ym. 2016). Yleensä toimenpiteiden vaikutus suoalueen hydrologiaan havaitaan jo ensimmäisenä vuotena ennallistamisen jälkeen, kun suon kyky pidättää sadantaa ja valuntaa on lisätty muun muassa ojia tukkimalla ja ojalinjoihin patoamalla. Hydrologista palautumista parannetaan myös tehostamalla ja lisäämällä suolle tulevan veden määrää esimerkiksi ohjaamalla pintavaluntaa ympäröivältä valuma-alueelta ennallistetulle alueelle. Samalla usein vähennetään kasvien kautta tapahtuvaa haihduntaa (transpiraatio) poistamalla puustoa alueelta. Kokonaisuudessaan ennallistamistoimenpiteiden seurauksena kuivatuksen aiheuttama kuivavara (osa veden varastointikapasiteettia) suolla pienenee ja palautuu lähemmäs luonnontilaisen suon tilannetta, jossa vesivarasto tyypillisesti on lähellä täyttä ja vaihtelee vain vähän. Tämä on usein maastossa silminnähden havaittavissa, mutta on myös havaittu tutkimuksissa, joissa vedenpinnan tason muutosta ennallistamisen seurauksena on verrattu ennallistettuja suoalueita käsittelemättömiin kontrollialueisiin (Haapalehto ym. 2014) sekä tarkastelemalla vedenpinnankorkeusaineistoja ennen ja jälkeen ennallistamisen (Haapalehto ym. 2011, Menberu ym. 2016, Menberu ym. 2017). Yleisesti ottaen suon vedenpinnan korkeuden on todettu palautuneen noin kahden vuoden kuluessa varsinaisista ennallistamistoimenpiteistä luonnontilaisesta vastaavaksi. Näiden aineistojen perusteella ei kuitenkaan voida erottaa, mistä suolle varastoitunut vesi on peräisin, sillä on vaikeata todentaa, mikä osa suovedestä tulee pinta- ja maavesivaluntana ympäröiviltä alueilta ja minkälaisia virtausreittejä pitkin alueellista pohjavettä valuu ennallistetulle alueelle. Pohjaveden purkautumiskohdat suolla voivat olla hyvinkin kaukana suoalueen reunasta (Isokangas ym. 2017). Virtausreittien palautuminen liittyy kuitenkin kiinteästi veden laatuun ja ravinteikkuteen, joka vuorostaan on keskeisessä roolissa suon ravinnetaloudessa ja soiden maaveden happamuuden (rehevyytasossa) määrittämisessä. Etenkin pohjaveden purkautumisreitit voivat olla merkittävästi muuttuneet kuivatustoimenpiteiden seurauksena ja ennallistamisen jälkeenkin veden virtausreitit voivat keskittyä täytetyille ojalinjolle tai uusille pohjaveden purkautumispaikoille. Tällöin paikallisesti sarojen keskiosien vedenpinnankorkeudet voivat jäädä tavoitettua alemmaksi ja liian kuivaksi kasvillisuuden palautumista varten. Valumaveden ominaisuudet, tai ennallistamisen tavoitteiden kannalta laatu, voivat myös poiketa merkittävästi niistä ominaisuuksista, jotka ovat edellytyksenä joidenkin suoalueiden erityispiirteille.

Hydrologiseen ennallistamiseen sisältyy suoveden tason palauttamisen lisäksi vedenpinnan vaihtelun vähentäminen (Menberu ym. 2016). Vedenpinnan vaihtelu on ratkaiseva suoalueen palautumiselle, sillä monet soiden kasvilajeista eivät siedä liian suurta vedenpintojen vaihtelua (Holden ym. 2004). Liian pitkät kuivat jaksot ja vastavuoroisesti liian korkea vedenpinta hidastavat tavoitellun suokasvillisuuden palautumista. Eri suotyypeille ja rehevyytasolle on arvioitu vedenpinnan tason vaihtelun rajoiksi noin 3 cm maanpinnan yläpuolella ja 26 cm maanpinnan alapuolella (Holden ym. 2004, Menberu ym. 2016). Ennallistamisella on tyypillisesti päästy hyvin näihin vaihteluväleihin eri suoalueiden tyypeillä. Kuitenkin joillakin korpikohteilla on havaittu ennallistamisen jälkeen vedenpinnan tason nousseen liian korkealle, jolloin osalle korpilajeista suotuisat olosuhteet ovat kärsineet (Menberu ym. 2016). Näissä tapauksissa, joissa on havaittu liiallista vettymistä, on myös havaittu vettymisestä johtuvaa ravinteiden runsaampaa huuhtoutumista.

Suon hydrologiseen palautumiseen vaikuttaa keskeisesti sitä edeltäneen kuivatuksen intensiivisyys ja taso (Holden ym. 2008). Ojitusta seurannut vedenpinnan lasku voi olla etenkin aapasoilla vähäinen, sillä määrimpiä aapasoita on useissa tapauksissa suhteellisen vaikeata kuivattaa tehokkaasti. Tällöin suovedenpinta on melko korkealla jo ennen ennallistamista tai vedenpinta nousee ajoittain lähelle suon luonnollista tasoa, kuten aikaisemmissa tutkimuksissa on todettu olleen. Korkea vedenpinta ylläpitää suon yhteyttä alueen hydrologiaan ja hidastaa turpeen hajoamista. Tällöin turvekerros voi säilyttää sille luontaisen hyvän vedenjohtavuuden, joka edesauttaa nopeaa hydrologista palautumista. Aikaisempien tutkimusten perusteella näyttäisikin, että aapasoilla suovedenpinnan vaihtelu ja sen taso palautuvat helposti vastaamaan aapasuolle tyypillisten lajien vaatimuksia (Menberu ym. 2016). Kohteissa, joissa vedenpinnan taso on säilynyt ojituksesta huolimatta



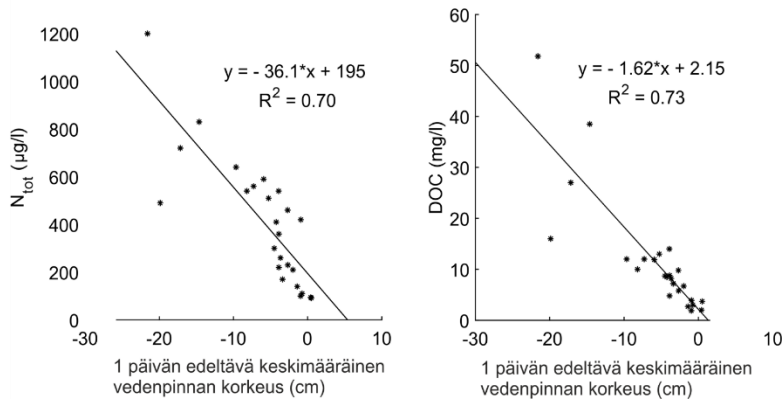
suhteellisen lähellä luonnontilaista tasoa, tulisi ennallistaminen keskittää toimenpiteisiin suon laidoilla (esimerkiksi kuivattavien niskaojien tukkiminen). Lisäksi tulisi mahdollisuuksien mukaan välttää mittavia koko ojitusalueeseen kohdistuvia ennallistamistoimenpiteitä, sillä ne tyypillisesti aiheuttavat häiriötä ja pintakerrosten rikkoontumista, joka näkyy ravinne-, kiintoaine ja orgaanisen aineen kuormituksena alueilta. Soiden reuna-alueet ja rehevämmät suoalueet ovat monesti intensiivisemmin hyödynnetty eri maankäytön tarpeisiin (kuten metsätalous) ja kuivatuksen vaikutus on näillä reuna-alueilla suurempi. Näissä kohteissa hydrologian palautumisen haasteena ovat etenkin voimakkaasti muuttuneet turpeen fysikaaliset ominaisuudet sekä alueelliset vedenvirtaukset. Aapasoilla niskaojien tukkimisella on lähtökohtaisesti suurempi merkitys kuin keidassoilla, koska ne voivat kuivattaa merkittävästi satojen metrien päähän ojittamatontakin suota (Sallinen ym. 2019).

5.2.2. Suoveden laadun palautuminen ennallistamisen jälkeen

Suon vesitalouden ja turvehuokosissa olevan suoveden laadun palautuminen ovat vuorovaikutuksessa toisiinsa (Höll ym. 2009, Menberu ym. 2017). Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu ojituksen muuttavan suoveden kemiallista koostumusta, etenkin orgaanisen aineksen, kaliumin, magnesiumin ja typen pitoisuuksien kasvua metsätalouksikäyttöön kuivatettujen soiden pintaturpeessa (Haapalehto ym. 2014, Menberu ym. 2017). Suon ojitusta seurannut turvekerroksen hapettuminen voimistaa typen hajoamista ja fosforin mineralisaatiota, jos fosfori on pidähtänyt rautaan (Venterink ym. 2002). Aikaisemmin on havaittu että typpi- ja fosforipitoisuudet turpeessa kasvavat etenkin oligo-ombrotrofisilla kohteilla mutta vähemmän meso-oligotrofisilla ojituskohteilla (Laiho ja Laine 1993, Laiho ym. 1999). Etenkin typpi on kasveille helpommin käytettävissä muodossa (Martin ym. 1997).

Ennallistamisen jälkeen, kun suon vedenpinta nousee, muuttuvat myös veden virtausreitit ja kuivatettujen turvekerrosten happiolosuhteet. Vesi estää tehokkaasti hapen kulkeutumisen ilmakehästä pintaturpeeseen, mikä tekee olosuhteista pelkistävät. Suoveden kemiallisten ominaisuuksien on havaittu karuilla rämeillä muuttuvan kohti luonnontilaisten soiden suoveden kemiallista koostumusta 5–10 vuotta ennallistamisen jälkeen (Haapalehto ym. 2014, Tolvanen ym. 2020a). Toisaalta ylempiin turvekerroksiin pidähtyneet ravinteet ja mineraalit voivat liueta ja huuhtoutua valumaveden mukana. Erityisesti fosfori on herkkää lähtemään liikkeelle heti ennallistamisen jälkeen, sillä olosuhteiden muuttuminen pelkistäviksi vaikuttaa rautaan sitoutuneeseen fosforiin muuttaen sen takaisin liuenneeseen muotoon (Kaila ym. 2016, Koskinen ym. 2017, Nieminen ym. 2020). Tästä voi aiheutua merkittävää alapuolisia vesistöjä kuormittavaa ravinnehuuhtoumaa etenkin turvemaidilla, joita on lannoitettu joko maatalouden tai metsätalouden tehostamiseksi. Aikaisempien tutkimusten tulokset tukevat tätä ja niissä on havaittu suoveden fosforipitoisuuksien kasvua (mm. Menberu ym. 2017) muuttuneiden olosuhteiden takia. Erityisesti kahden ensimmäisen ennallistamisen jälkeisen vuoden aikana suoveden fosforipitoisuudet ovat korkeat, mutta sen jälkeen niiden on havaittu systemaattisesti laskevan lähemmäs luonnontilaisen suon fosforipitoisuuksia.

Myös typen mineralisaatioprosessit suolla hidastuvat vedenpinnan nousun myötä, jolloin typpi on kasveille vähemmän käyttökelpoisessa muodossa (Tarvainen ym. 2013). Tämä auttaa etenkin karujen soiden ennallistamisessa, jolloin ravinneolosuhteet suosivat karun suon kasvillisuutta. Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu, että suon vedenpinnan taso kontrolloi etenkin suoveden typen ja liuenneen hiilen pitoisuutta siten, että pitoisuudet kasvavat vedenpinnan laskiessa (Menberu ym. 2017). Näin ollen ennallistamisen seurauksena suoveden typpipitoisuudet ovat laskeneet etenkin avosoilla ja rämeillä. Seuranta-aineistojen perusteella voidaan kuitenkin todeta, että pitoisuudet eivät ole vielä viiden vuoden kuluessa saavuttaneet täysin luonnontilaista tasoa.



Kuva 5.2. Suoveden korkeudella turvekerroksissa on suora vaikutus huokosveden kokonaistypen (N_{tot}) ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuksiin (Menberu ym. 2017).

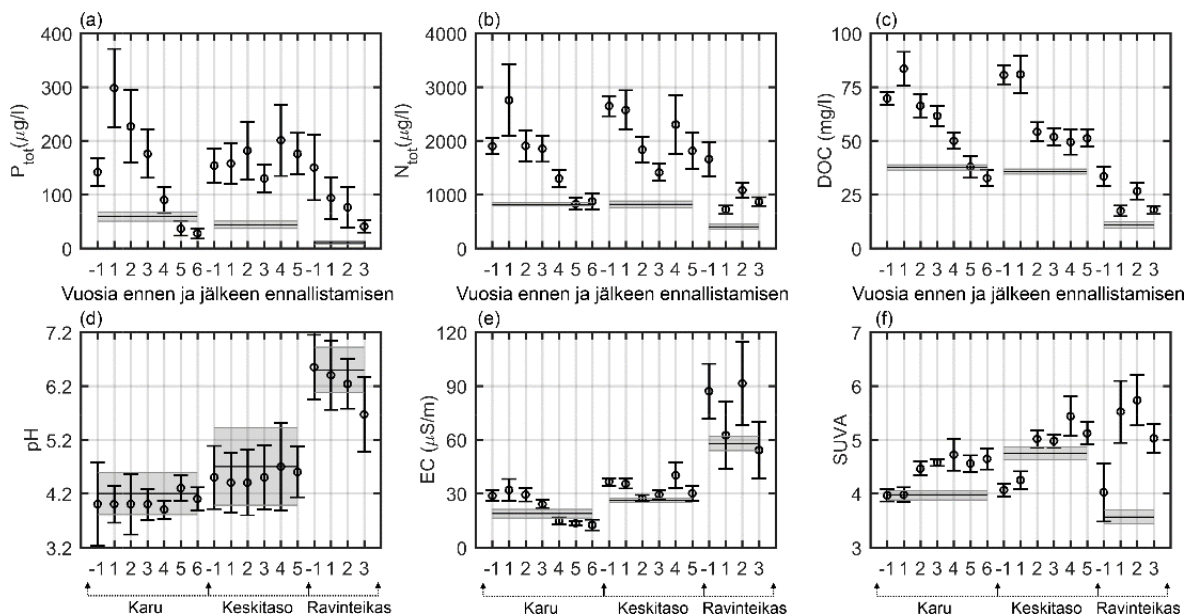
Ennallistamisen jälkeen suoveden vedenlaadun muutoksiin vaikuttaa etenkin se, kuinka paljon turve on muuttunut ojituksen ja sitä seuraavan maankäytön myötä. Muuttuneisuutta kuvaavat maatumisaste, huokoisuus, orgaanisen aineksen määrä ja aikaisemman maankäytön lannoitusjäämät. Myös turpeen alkuperäinen kemiallinen koostumus ja turvetyyppi vaikuttavat suoveden kemialliseen koostumukseen ja ravinteiden saatavuuteen (Lucas ja Davis 1961). Yleisesti suoveden ravinnepitoisuuksien muutoksissa ennallistamisen jälkeen on sekä lyhyen että pitkän aikavälin muutoksia. Ravinne- ja hiilipitoisuudet kohoavat heti ennallistamistoimenpiteiden seurauksena, mutta niiden on havaittu pienenevän muutamien vuoden kuluttua ennallistamisesta ja palautuvan selvästi lähemmäksi luonnontilaista keskimäärin viiden vuoden kuluessa toimenpiteistä (Menberu ym. 2017, Haapalehto ym. 2014). Suomessa ennallistamistoimenpiteitä on tehty pääosin karuilla metsätalouksikäyttöön kuivatetuilla suoalueilla, joilla suoveden pitoisuuksien on havaittu palautuvan nopeasti. Kuitenkin tapauskohtaisesti on havaittu korkeita suoveden pitoisuuksia myös useiden vuosien jälkeen toimenpiteistä (Menberu ym. 2017). Voidaan olettaa, että etenkin rehevämmissä korvissa sekä lannoitetuilla alueilla suoveden pitoisuudet voivat pysyä korkeina suhteellisen pitkään. Indikaatiota joidenkin ennallistettujen korpikohteiden luonnontilaiseen verrattuna kohonneista suoveden typpi- ja fosforipitoisuuksista on saatu ensimmäisten vuosien ajalta tutkimalla kohteiden valumavesiä (esim. Koskinen ym. 2011, luku 5.3). Sen sijaan avosoilla suoveden ravinnepitoisuudet ovat ennallistamisen jälkeen jo viiden vuoden kuluessa tasoittuneet lähelle luonnontilaisten soiden pitoisuuksia. Kosteikko- ja pintavalutuskenttä-tarkoituksiin perustettujen suoalueutkimusten perusteella on havaittu maankäytön ja lannoitushistorian vaikuttavan merkittävästi suoveden ominaisuuksiin vesitetyillä turvealueilla (Heikkinen ym. 2018). Etenkin aikaisemman maankäytön lannoitus voi vaikuttaa merkittävästi turpeen huokosveden ravinnepitoisuuksiin, mikä lisää riskiä kohonneeseen ravinteiden huuhtoumaan ennallistamisen yhteydessä. Tarvitaankin lisää pitkän ajan seurantaa, jotta ymmärretään soiden ennallistamisen kokonaisvaikutus ja tarvittava aika, jolloin voidaan katsoa suovesien pitoisuuksien palautuneen vastaavien luonnontilaisten soiden tasolle.

Suoluontotyyppien ekohydrologiset ominaisuudet määräytyvät pitkälti sen perusteella, mistä suo saa vetensä: veden lähde vaikuttaa veden happamuuteen, joka puolestaan säätelee suon ravinteikkuutta, vaikuttamalla ravinteiden saatavuuteen kasveille (eri suotyyppien lajistovaikutuksista tarkemmin kappaleissa 3.1 ja 4.1). Rehevillä soilla pH on tyypillisesti korkea ja kasvit voivat paremmin käyttää ravinteita hyväksi (Sparling 1966). Sen sijaan karuilla soilla pH on tyypillisesti noin 4, jolloin typpi ja fosfori ovat kasveille hankalammin hyödynnettävissä orgaanisessa muodossa. Näin ollen ravinteet pysyvät suovedessä, minkä vuoksi karujen soiden huokosvedessä on tyypillisesti enemmän typpeä ja fosforia kuin ravinteikkaiden soiden huokosvedessä (Menberu ym. 2017, kuva 5.3, s. 40). Vedenpinnan nousun myötä pelkistys-hapetusprosessit muuttuvat turpeessa ja on havaittu, että myös alkujaan rehevien soiden ennallistamisen jälkeen niiden suoveden pH voi laskea, jolloin happamuus voi olla liian alhainen tukemaan rehevän suoluonnon palautumista. Yleisesti on esitetty optimaalisen pH:n olevan noin 5,0 rakkaturvevaltaisilla soilla ja 5,5–5,8 saravaltaisilla soilla (Lucas ja Davis, 1961). Happamuuden ja vallitsevan kasvillisuuden välinen yhteys ei kuitenkaan todennäköisesti ole näin



suoraviivainen ja erilaisia hankalasti tulkittavia yhdysvaikutuksia liittyy esimerkiksi happamuuden, ravinteiden ja lajien kilpailun väliisiin vuorovaikutuksiin.

Metsähallituksen hoitoseurannoissa on myös seurattu soiden ennallistamiskohteiden vettymistä ennallistamistoimien seurauksena subjektiivisiin ennallistamiskohteelta tehtyihin havaintoihin perustuen (Haapalehto 2013). Vedenpinnan korkeuden oli arvioitu palautuneen tavoitetasolle 83 prosentissa kohteista, liian matalalle jäänyt vedenpinta raportoitiin 16 prosentissa kohteista ja liian korkea yhdessä prosentissa kohteista. Veden leviäminen oli arvioitu onnistuneeksi ainoastaan 65 prosentissa kohteista. Suurimpina ongelmina tavoitettiin nähden olivat veden epätasainen jakautuminen ojalinjojen ja sarkojen välillä (ojien väliset sarat jääneet tavoitetta kuivemmiksi 24 prosentissa kohteista) sekä erilaiset veden levittäytymistä estävät yksittäiset – mutta usein isot tai merkittävät – rakenteelliset ongelmakohdat (11 prosentissa kohteista). Ongelmien määrä oli selvästi suurempi kohteissa, missä vedenpinta oli nostettu patoamalla (ongelmia 65 prosentissa kohteista) kuin ojat tukkimalla (25 prosentissa). Patojen on havaittu ylläpitävän huonommin paikallista vedenpinnan korkeutta johtuen alueellisen pintavirtauksen jakautumisesta ja ohivirtauksista.



Kuva 5.3. Ennallistamistoimien vaikutus suoveden laatuun ennallistamisen jälkeisinä vuosina eri ravinnepitoisissa suotyypeissä (Menberu ym. 2017).

5.3 Vaikutukset vesistökuormitukseen ennallistettavan kohteen ulkopuolella

5.3.1 Ennallistamisen tavoitteet ja haasteet vesistökuormituksen kannalta

Suoekosysteemin sisäisen palautumisen lisäksi ennallistamisen hydrologiset tavoitteet kohdistuvat usein myös kohteen ulkopuolisten vesistöjen laatuun ja ojituksesta seuranneen vesistökuormituksen poistumiseen. Kokonaan ojitetun suoalueen vedet purkautuvat yleensä ojustoa myöten suoraan vesistöön, jolloin huuhtouma lähtötilanteessa (ennen ennallistamista) on luonnontilaisen suon huuhtoutuma lisättyä ojitustilalla. Ojitustilalla on sitä kuormitusta, jonka ojitus pysyvästi aiheuttaa, vaikka alueella ei tehtäisi mitään muita toimenpiteitä (Nieminen ym. 2020, luku 5.1). Suojelualueilla ei yleensä ole tehty kuormitusta aiheuttavia toimenpiteitä moniin vuosiin. Niemisen (2020) mukainen ojitustilalla fosforille on Suomessa keskimäärin 0,08 kg/ha vuodessa ja typelle 1,4 kg/ha vuodessa, ojitettua suoalaa kohti laskettuna.



Ennallistettavien soiden lähtötila vaikuttaa oleellisesti myös valumavesien laadun lähtötilanteeseen ja odotettavissa oleviin vaikutuksiin. Fosforin luonnonhuuhtouma Suomessa on noin 0,045 kg/ha vuodessa, typen luonnonhuuhtouma 1,5 kg/ha vuodessa (Finér ym. 2020). Luonnonhuuhtouma on aiemmin ilmoitettu vain valuma-alueiden kokonaisalaa kohden, suon osuutta ei ole eritelty. Finér ym. (2020) pyrkivät tarkentamaan arvioita. Heidän mukaansa fosforin luonnonhuuhtouma soilta on huomattavasti pienempi kuin kivennäismailta, alle puolet, kun tyypellä taas huuhtouma soilta on parikymmentä prosenttia suurempi kuin kankailta.

Ennallistamisen vesistövaikutuksia ja niihin kohdistuvia tavoitteita tarkasteltaessa on tärkeää huomioida, että myös ennallistaminen on häiriö, tässä tapauksessa ojituksen muuttamalle ekosysteemille. Vettyminen hävittää hapellisia oloja vaativaa kasvillisuutta ja suuri määrä kuolevaa orgaanista ainesta alkaa hajota osin hapellisissa, osin hapettomissa oloissa. Voimakkaasti metsittyneillä ennallistamiskohteilla puustoa saatetaan poistaa lähes päätehakkuuta vastaavia määriä. Hapettomat olot vaikuttavat voimakkaasti maaperän kemiallisiin prosesseihin ja ravinteiden liikkuvuuteen. Olosuhteet ratkaisevat, missä määrin hajotustoiminnan vapauttamat ravinteet pääsevät vesistöön.

Ojittamaton suo pystyy pidättämään sinne tulevaa hiukkasmaista ja liukoista kuormitusta (Fischer ja Acreman 2004, Sallantaus 1988, Laine ym. 1995b, Sallantaus 2013a). Ennallistamistoimien lisäävä vaikutus vesistöjen ravinnepitoisuuksiin jääneekin hyvin vähäiseksi tapauksissa, joissa ennallistettavan metsäojitusalueen vedet purkautuvat ojittamattomalle suolle tai ne saadaan palautettua sinne ennallistettaessa. Myös ojituslisää saataneen vähennettyä tai kokonaan poistettua, jos aiemmin suoraan vesistöön johdetut vedet käännetään ennallistamisen yhteydessä purkautumaan ojittamattomalle suolle. Suurilla soilla reuna-alueiden ojitusvedet päätyvät usein luonnontilaiselle suolle, eikä ojituslisä lähtötilanteessakaan vaikuta vesistöihin asti (ks. kuva 5.4, s. 42), pienillä soilla vesien kierrättäminen suon ohi ojituksen yhteydessä on tavallista.

Soiden ominaispiirteet, maiseman soisuus, soiden maankäyttö ja toisaalta ennallistamistoimet ovat paljolti maakohtaisia, mikä osin vaikeuttaa ennallistamisen vaikutusten tarkastelua kansainväliseen tieteelliseen kirjallisuuteen tukeutuen. Suojelualueilla tapahtuvan ennallistamisen vaikutuksista valumavesien laatuun on kuitenkin tuloksia Suomesta lähes 20 tutkimusalueelta, jotka sijoittuvat kymmenelle eri suojelualueelle tai erilliselle maantieteelliselle alueelle, kuvastaen hyvin erilaisia olosuhteita. Näiden lisäksi on kokemuksia lukuisista tapauksista, joissa vesiä on johdettu erilaisille soille, luonnontilaisille ja ojitetuille, jotta suo pidättäisi valumavesistä metsätalouden tai turpeennoston päästämiä haitallisia aineita. Ennallistamisen tavoitteiden täyttymisen seuraamiseksi perustetun seurantaverkoston (Aapala ym. 2007) pohjavesiseurantojen vedenlaatutulokset täydentävät valumavesiseurantoja (ks. luku 5.1). Ojittamattomien suojelusoiden vesitalouden ennallistamisen eli ojitusten ohi suojelusoon ohjaamien vesien palauttamisen vaikutuksista on sen sijaan niukalti tietoa, mutta sitä tullaan kartuttamaan esimerkiksi Helmi-ohjelmassa ja siihen liittyvissä muissa projekteissa.



Kuva 5.4. Suhteellisen suuri, yli 100 hehtaarin ennallistettu ojitusalue Kälvsvaaran kupeessa kuvan etelälaidassa (ojalinjojen raidoittama alue) purkautuu Olvassuolle (kuvan yläpuolen puolisko). Olvassuon luonnontilainen osa on suodattanut vesiä jo nyttemmin ennallistetun alueen ollessa vielä ojitettuna. Lähin vesistö on 3–4 km vesien kulkusuuntaan pohjoisessa. (Kuva: Maanmittauslaitoksen Karttapaikka).

5.3.2. Ennallistamisen aiheuttama vesistökuormitus: fosfori

Fosfori karuilta rämeiltä

Eri maankäyttömuotojen tai toimenpiteiden kuormia verrataan yleensä ns. ominaiskuormien avulla: toimenpide, kuten päätehakkuu, kunnostusojitus tai ennallistaminen, lisää huuhtoutumaa ja tämä valuma-aluemittakaavassa mitattu lisäys kohdennetaan laskennallisesti kyseisen toimenpiteen alaa kohden. Ominaiskuorma voidaan ilmaista vuotta kohden, mutta kertaluonteisilla toimenpiteillä usein koko toimenpiteen vaikutusaikaa kohden summattuna. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutusaikana on usein käytetty 10 vuotta (Finér ym. 2010).

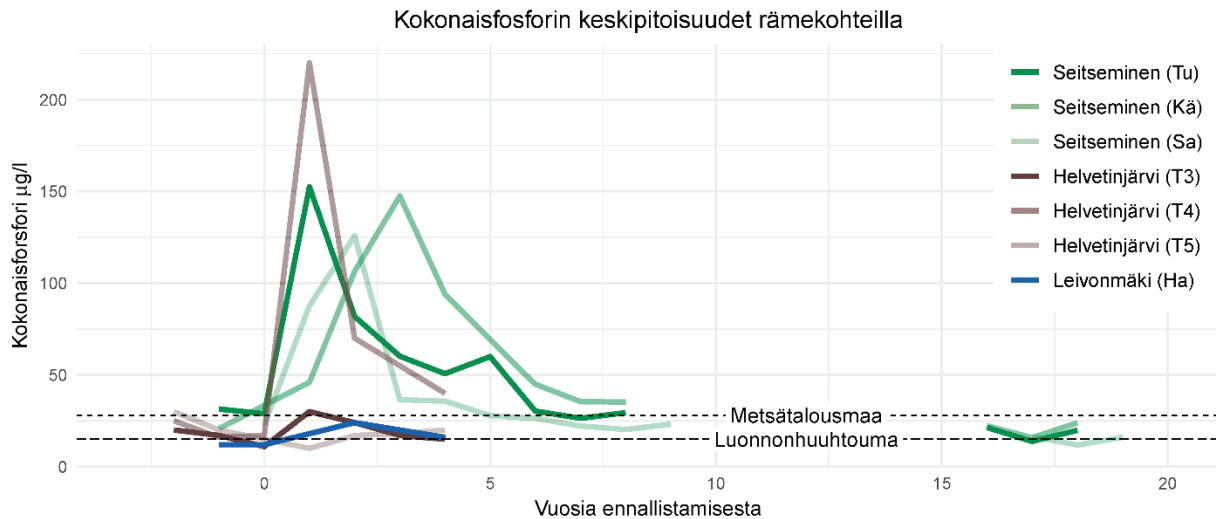
Tässä osiossa tarkastellaan havainnollisuuden vuoksi aluksi myös ennallistamisen aiheuttamia pitoisuusmuutoksia karujen soiden valumavesissä. Mielekkääksi sen tekee varsin yhtenevä toimenpidealueen osuus, noin kolmannes, seuratuista valuma-alueista.

Ennallistettujen karujen rämeiden ja nevojen hydrologian seurantakohteita on Seitsemisessä viisi aluetta, Helvetinjärvellä kolme ja Leivonmäen Haapasuolla yksi (Sallantaus 2004, Koskinen ym. 2011, 2017, Haapalehto ja Sallantaus 2013b). Ennallistamisen seurauksena alkuvaiheessa huuhtoutuva liukoinen fosfori osoittautui jo



varhaisissa seurannoissa vakavimmaksi ennallistamisen aiheuttamaksi vesistökuormitustekijäksi (Sallantaus ja Ahlroth 2000, Sallantaus 2004). Samaan tapaan on usein todettu käyvän ennallistettaessa soita tarkoituksena torjua metsätalouden vesistökuormitusta (Sallantaus ym. 1998, Vasander ym. 2003, Nieminen ym. 2015, 2020).

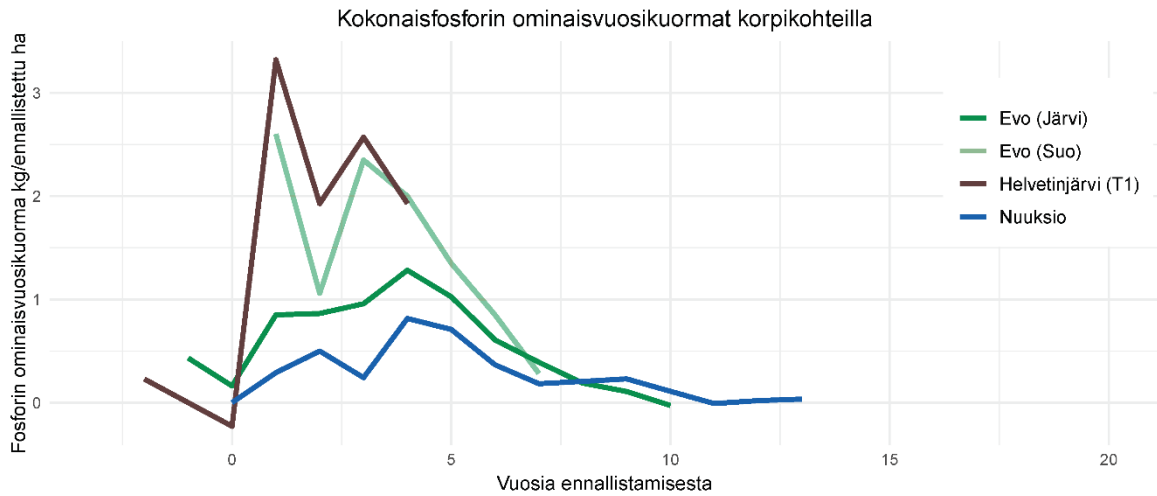
Kaikissa Seitsemisen kohteissa kokonaisfosforin pitoisuus nousi ennallistamisen seurauksena ja varsin yhdenmukaisesti sekä kolmella valumavesihavaintopaikalla (ks. kuva 5.5 alla) että kahdessa järvikohteessa. Helvetinjärven kohteista yksi (T4, kuva 5.5) käyttäytyi samaan tapaan kuin Seitsemisen alueet, kahdessa muussa pitoisuuden nousu oli vähäistä, samoin kuin aiemmin jo kertaalleen käsipadoin ennallistetulla Leivonmäen Haapasuolla. Ennallistamisen ominaiskuormitus, eli ennallistamisen aiheuttama ylimäärä-huuhtouma ennallistetun alueen pinta-alalle kohdistettuna ja summattuna seurantajaksolle tai 10 vuodelle oli karuilla kohteilla keskimäärin 1,7 kg/ha 4–10 vuodessa (taulukko 5.1, s. 47). Kohteen T4 kuorma on neljän vuoden summa. Seitsemisen kohteilla lukema tarkoittaa kokonaiskuormitusta 10 vuodessa ennallistamisen jälkeen: siinä ajassa saavutettiin lähtötaso (ennen ennallistamista) eli ennallistamistoimista seurannut kuormitus poistui. Luonnonhuuhtouman taso saavutettiin likimain seurannan lopussa, vajaat 20 vuotta ennallistamisesta, jolloin siis myös ojituksesta aiheutunut kuormitus eli ojituslisä oli saatu poistettua.



Kuva 5.5. Kokonaisfosforin valumapainotetun vuosikeskipitoisuuden käyttäytyminen ennallistettaessa karuissa räme- tai nevakohteissa. 31–41 prosenttia valuma-alueen pinta-alasta ennallistettiin, Haapasuolla yli puolet. 0 = viimeinen vuosi ennen ennallistamista. Tu, Kä ja Sa ovat Seitsemisen kohteita (Koskinen ym. 2011), T3–T5 Helvetinjärven (Koskinen ym. 2017) ja Ha Leivonmäen Haapasuon (Haapalehto ja Sallantaus 2013) kohteita. Kuvaajan alareunassa oleva katkoviiva on metsätalouden keskipitoisuus Pirkanmaan pohjoisosissa, kun kolmannes alasta on ojitettua suota. Sen alla on luonnonhuuhtoumapitoisuus (Nieminen ym. 2020).

Korpikohteet ongelmallisia fosforin suhteen?

Ennallistettuja korpia on seurattu Nuuksiossa, Evolla ja Helvetinjärvellä sekä suojelualueiden ulkopuolisessa kohteessa Ruotsinkylässä (Koskinen ym. 2011, 2017). Kaikilla alueilla oli runsas puusto ennen ennallistamista (158–300 m³/ha), eikä puustoa poistettu ennallistamisen yhteydessä. Poikkeuksena oli Ruotsinkylän kohde, T2 (Koskinen ym. 2017), jossa tehtiin pätehdäköön ennen oijen tukkimista.



Kuva 5.6. Ennallistamisen ominaiskuormia fosforin osalta korpikohteissa. Helvetinjärven Helv T1 on Koskisen ym. (2017) kuvaama kohde. Nuuksion kohde on Mustakorpi (Koskisen ym. 2011). Evo (järvi) ja Evo (suo) tarkoittavat samaa ennallistamiskohdetta, jonka kuorma on laskettu joko järven (Vähä Ruuhijärvi) pitoisuuksien perusteella tai ennallistamisalueelta järveen valuvien pitoisuuksien avulla (Sallantaus 2013). Kuvan ominaiskuormat laskettiin yhdenmukaisuuden vuoksi käyttäen havaittuja valumapainotettuja keskipitoisuuksia ja keskimääräistä valuntaa, ja kuormat saattavat täten poiketa julkaisuissa esitetyistä arvoista.

Korpikohteiden ennallistamistoimenpiteiden jälkeen mitatut ominaiskuormat vaihtelevat Nuuksion Mustakorven 3,1 kg/ha 13 vuodessa lähes 10 kg/ha lukemiin Helvetinjärvellä (neljässä vuodessa) ja Evolla (10 vuodessa). Kuvasta puuttuvan Ruotsinkylän kohteen (Koskisen ym. 2017) pitoisuudet viittaavat Helvetinjärven ja Evon kaltaisiin ominaiskuormiin. Korpikohteissa kuormitus oli jonkin verran (Nuuskio) tai selvästi (Helvetinjärvi, Evo) rämeitä ja nevoja suurempaa (kuva 5.6, s. 43). Rämeiden lailla korprien fosforihuuhtoutumien palautuminen ennallistamista edeltäneelle lähtötasolle näyttäisi kestävän noin 10 vuotta.

Perniön Punassuolla ennallistettiin entistä turpeenottoaluetta, jolla turpeen nosto oli aloitettu jo yli 100 vuotta sitten ja lopetettu 1960-luvun alussa. Alue oli ennen ennallistamista metsittynyt karuilla osillaan rämemäiseksi, kosteilla ohutturpeisilla osilla korpimaiseksi. Fosforin huuhtoutumislisäys oli korprien ja rämeiden välimaastossa, 3,7 kg/ha 10 vuoden summana. Karun ja rehevän suon osan ennallistamisen vaikutusta pyrittiin erottelemaan. Karun osan forforin ominaiskuorma oli 1,9 kg/ha kuudessa vuodessa, rehevän osan 7,3 kg/ha kuudessa vuodessa (Sallantaus 2017).

Aapasuot ja letot heikosti dokumentoituja

Suoverkosto-LIFE -hankkeen loppuraportti (<https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1964>) esittelee raakatuloksia myös pohjoisilta valuma-alueilta. Syötteen kohteen, Marjasuon, ennallistaminen ei aiheuttanut suuria muutoksia valumaveden laatuun. Fosfori pysyi erityisen alhaisissa lukemissa. Lehtelä (2005) esittelee tuloksia Litokairan alueen aapasuomaiselta ennallistamiskohteelta, eikä valumavesien fosforipitoisuuksissa ollut havaittavissa nousua. Räinen (2010) toteaa Suuripään letolta purkautuvan veden kokonaisfosforin pitoisuuden olleen ennallistamisen jälkeen noin 40 prosenttia lähtötasoa korkeampi. Ero oli tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,005$), mutta sääolojen vaikutusta ei täysin voitu sulkea pois. Ennallistamisen aiheuttama kuormitus on suuruusluokkaa 0,3 kg/ha viidessä vuodessa.

Huppionvuoren letolta Orivedellä on vain niukalti näytteitä, mutta fosforin huuhtoutuminen vaikuttaa selkeästi lisääntyneen (Sallantaus ja Vasander 2013). Ravinteiden lisääntynyt käyttökelpoisuus tai muut veden laadun muutokset näyttäivät estävän lettolaajiston kolonisaatiota vielä 20 vuotta ennallistamisesta.



Kuva 5.7. Ennallistetun korven hydrologinen seurantapiste Pirkanmaalla. Kuvassa näkyvä patorakenne mahdollistaa standardoidun vesinäytteenoton, jonka avulla voidaan seurata ja vertailla usealta ennallistamiskohteelta ja niiden kautta valuvan veden ravinnepitoisuuksia. Kuvan vasemmassa alareunassa näkyy vedenpinnan tason muutoksia mittaavan dataloggerin sijoitusputki. (Kuva: Santtu Kareksela).

Fosforin kuormitukseen vaikuttavat tekijät

Vedenpinnan noususta johtuva pintaturvekerroksen päätyminen anaerobiseen tilaan on ennallistamisesta johtuvan fosforin vapautumisen päämekanismi, sekä biologisten että niihin kytkeytyvien kemiallisten prosessien kautta. Kuivatuksen vuoksi suolle on tullut kasvillisuutta, joka ei kestä hapettomuutta. Pinnanalainen biomassa, puiden ja muun kasvillisuuden juuristo, aerobiset hajottajat ynnä muut alkavat mädäntyä, kuoleva biomassa tuottaa runsaasti kariketta ja hajotusprosessit vapauttavat fosforia. Hapettomuuden kehittyminen vaatii lämpimiä olosuhteita, joten pitoisuuksien nousussa on havaittu selkeää viivettä. Syksyllä toteutetuissa ennallistamisissa pitoisuuksien nousu ajoittui seuraavan vuoden loppukesään tai jopa useita vuosia myöhemmäksikin, jos olosuhteet olivat hyvin kuivat.

Kohdekohtaiset erot kuormituksessa voivat johtua useista tekijöistä. Rämekohteissa on yleisesti tehty lannoituksia fosforilla etenkin 1970-luvun alkupuolella ja niiden katsotaan lisänneen huuhtoutumisriskiä. Pohjoisista kohteista näyttäisi huuhtoutuneen vähemmän fosforia ennallistamisen seurauksena kuin eteläisistä. Korvet ovat karuja soita suurempia lähteitä ominaiskuormien perusteella, mutta korpikohteet ovat toisaalta pääsääntöisesti pienialaisia. Puuston määrän ja käsittelyn merkityksestä on epäselvyyttä. Suojelualueverkoston ulkopuolisen, ennen ennallistamista päätehakatun korven valumavesien pitoisuudet olivat selvästi seuranta-aineiston suurimmat. Hakkuutähteiden korjuun on arveltu vähentävän huuhtoutumisriskiä. Kuitenkin karujen soiden kategoriassa Helvetinjärven nevaisen kohteen (T4) ominaiskuorma on suurimpien joukossa, vaikka niukka puusto, noin 20 m³/ha, korjattiin pois, samoin kuin hakkuutähteet. Myöskään Tolvanen ym. (2020a) eivät havainneet huuhtoutumiseroja tavanomaisten hakkuukohteiden ja kokopuukorjuukohteiden välillä karuilla ennallistetuilla vähäpuustoisilla rämeillä.



Raudalla tiedetään olevan suuri merkitys fosforin huuhtoutumisen säätelyssä. Ennallistamisen yhteydessä raudan on katsottu sekä hillitsevän että edistävän fosforin vapautumista (esim. Zak ym. 2010, Forsman ja Kjaergaard 2014, Koskinen ym. 2017, Nieminen ym. 2020). Koska fosfori esiintyy hapellisissa oloissa yhdisteinä raudan kanssa, raudan määrä turpeessa korreloi usein sen kanssa, kuinka paljon potentiaalisesti liukenevaa fosforia siellä on. Toisaalta, jos raudan määrä suhteessa fosforin määrään on riittävän suuri (yli 10:1, Zak ym. 2010), se hillitsee fosforin liukenemista pelkistävässä oloissa, todennäköisesti sitomalla yhdisteistä irtoavaa fosforia uudelleen. Fosforin liuetessa rautayhdisteistä myös rautaa liukenee valumaveteen. Raudan ja fosforin huuhtoutumiskäyttäytymisessä on yhteneväisyyksiä, mutta ei lainkaan systemaattisesti etenäkään räme-kohteissa, joissa raudan pitoisuus ei usein muutu lainkaan tai jopa laskee. Suomen oloissa pelkistymisherkän raudan määrä turpeessa on korreloinut positiivisesti liukenevan orgaanisen hiilen kanssa (Kaila ym. 2016). Myös fosforista on osa orgaanisessa muodossa. Raudan rooli fosforin vapautumisessa näillä eurooppalaisittain niukkaravinteisilla soilla ei ole täysin selvä. Raudan lisäksi alumiinin pidätystehokkuus fosforille on myös merkittävä, eikä alumiini kyky pidättää fosforia heikkene samalla tavoin hapettomissa oloissa kuin raudan.

Keskimääräistä voimakkaampi vettyminen on ollut selkeä fosforikuormitusta lisäävä tekijä (ks. luku 5.2). Suomalaisten ennallistamisen periaatteiden mukaan ojien vaikutus tulee ennallistettaessa eliminoida kokonaan. Ojat yleensä täytetään ja lisäksi vesien leviäminen suolle mahdollisimman alkuperäisen kaltaisesti mahdollistetaan padoilla ja niihin liittyvillä pintavalleilla. Turpeen epätasaisen painumisen vuoksi syntyy myös ympäristönsä voimakkaammin vettyviä paikkoja. Lisäksi ojitusta edeltäneet uomat ovat saattaneet tukkeutua ojamaiden ja kasvustojen vuoksi. Etenkin korpikohteissa on luonnontilassa usein ollut uomia, joita ennallistamisen yhteydessä tulisi paikantaa ja ennallistaa. Liiallisen vettyminen välttäminen johtaa kuitenkin helposti epätäydelliseen hydrologian palautumiseen ja on siksi ongelmallista.

Vertailuna fosforikuormat metsätaloudesta ja turvepelloilta

Suometsien fosforilannoituksen ominaiskuormitus oli 1980-luvun lopun lannoitteilla jopa 10 kg/ha (Kenttämies 2006, Ahti ja Paarlahti 1988, Saura ym. 1995). Uudisojituksen vaikutus huuhtoutumiseen 10 vuodessa on ollut samaa luokkaa kuin karujen soiden ennallistamisen, 1,6 kg/ha (Ahtiainen ja Huttunen 1999, Kenttämies 2006), kunnostusojituksen noin puolet tästä (Finér ym. 2010). Suometsien uudistushakkuun ominaiskuormituksena Finér ym. (2010) käyttivät 0,64 kg/ha, ääritilanteessa (hakkuu ja voimakas maaperän käsittely tai ojitus) kuormitus on ollut 6,3 kg/ha 12 vuoden summana (Ahtiainen ja Huttunen 1999).

Metsäojituksen aiheuttama pysyvä ojituslisä, noin 0,08 kg/ojitus-ha vuodessa, on nykyisin metsätalouden yli-voimaisesti suurin fosforikuormitusta aiheuttava tekijä, yli 80 prosenttia kokonaiskuormituksesta. Luonnonhuuhtouma mukaan lukien ojitetun suon ominaishuuhtouma on luokkaa 0,13 kg/ha vuodessa (Nieminen ym. 2020).

Saraturpeisen pellon pitkäaikainen fosforihuuhtoutuma on ollut 0,9 kg/ha vuodessa (Myllys 2019), joka on samaa luokkaa kuin kivennäismaiden pelloilla, mutta suopellon huuhtouma on liukoista, tehokkaammin rehevöittävä fosforia kuin kivennäismaapeltojen.

Voimallinen, osin luonnollinen vettymistä aiheuttava tekijä on majava. Esimerkiksi Evolla majava asutti ennallistamisesta jo toipuneen Vähä Ruuhijärven aiheuttaen fosforipitoisuuden nelinkertaistumisen.

5.3.3 Typpi ja orgaaninen aines

Fosforin ohella myös typen ja orgaanisen hiilen pitoisuudet ja huuhtoumat ovat kasvaneet ennallistamisen seurauksena. Räme- ja neva-kohteissa pitoisuuden vuosikeskiarvot olivat enimmillään noin 70 prosenttia korkeammat kuin lähtötasolla (noin kolmannes alasta ennallistettua) ja tasaantuivat fosforia hitaammin. Typpi saavutti likimain lähtötason noin 10 vuodessa, orgaaninen hiili näytti jäävän hieman lähtötasoa korkeammiksi. Karuissa kohteissa yleensä vain alle 10 prosenttia tyydestä oli epäorgaanista, välittömästi rehevöittävä tyyppiä, ja se palautui pääosin likimain lähtötasolle muutamassa vuodessa. Typen ominaiskuormat vaihtelivat 0,6–16 kg/ha 4–10 vuoden summana, orgaanisen hiilen 0–920 kg/ha 4–19 vuoden summana (ks. taulukko 5.1, s. 47).

Korpikohteissa sekä kokonaistypen että orgaanisen hiilen pitoisuudet kasvoivat keskimäärin selvästi enemmän kuin karuilla soilla. Typpi palasi likimain lähtötasolle 10 vuodessa, orgaaninen hiili jäi hieman koholle vielä 18–19 vuotta ennallistamisesta. Orgaanisen hiilen pitoisuuden nousu lähtötilaan nähden on pitkällä aikavälillä sekä



karuilla soilla että korvissa kuitenkin samaa luokkaa kuin orgaanisen hiilen nousu yleisestikin tällä alueella happaman laskeuman vähenemisen vuoksi (Monteith 2007).

Ominaiskuormat korvissa vaihtelivat tyypellä 29–50 kg/ha 4–10 vuodessa, orgaanisella hiilellä 730–1500 kg/ha 4–10 vuoden summana (ks. taulukko 5.1, s. 47). Huomattava osa – jopa yli 30 prosenttia – tyypestä oli epäorgaanista, rehevöittävää tyyppiä. Myös pohjoisilla soilla tyyden ja hiilen pitoisuuksissa oli nousua, mutta määrälliset muutokset ovat joko epätarkkoja (Suuripää) tai suuntaa antavia (Litokaira, Syöte).

Taulukko 5.1. Ennallistamisen ominaiskuormia seuratuissa kohteissa. Ominaiskuormien synnyn kokonaiskestoksi on metsätaloudessa arvioitu 10 vuotta ja tässä vertailuna ennallistamisen ominaiskuormille käytetään 10 vuoden summaa luonnonhuuhtoumalle sekä 100 % ojitetulle suolle Pohjois-Pirkanmaan oloissa (lämpösumma 1250, Nieminen ym. 2020). Pirkanmaalla ja naapurimaakunnissa on yli puolet ennallistamisen vaikutusten seurantojen toimenpidealueista (11 kpl). Epätarkkoja tuloksia on kursivoilla. Lähteet: ks. leipäteksti.

Alue	Tot. P kg/ha	Tot. N kg/ha	TOC kg/ha	Kohteiden määrä	Mittausvuosia ennen + jälkeen
Ominaiskuormat, ennallistetut rämeet ja nevat					
Seitseminen	2,5	16	920	3	1-2 + 18-19
Seitsemisen järvet	3,5	11	400	2	1-2 + 11
Helvetinjärvi	1	2	-	3	3 + 4
Leivonmäki	0,1	0,6	30	1	
Ominaiskuormat, ennallistetut korvet					
Nuukio	3,1	29	1500	1 (3)	1 + 13
Evo	9	43	730	1	0 + 6
Evo järvi	6	11	340	1 (sama)	1 + 10
Helvetinjärvi	10	50	1000	1	3 + 4
Teijo karu + rehevä	3,7	31	310	1	3 + 9
Ominaiskuormat, aapasuot					
Suuripää	0,3	50	500	1	1+5
Litokaira	-	<i>pieni</i>	-	1	1+ 3
Syöte	<i>pieni</i>	-	-	1	
Tausta-arvot, luonnonhuuhtouma P-Pirkanmaa 10 v summa					
-	0,5	17	1000	11	
Tausta-arvot, luonnonhuuhtouma + ojituslisä 100 % ojitettu suo 10 v summa					
-	1,5	35	-	10	

Vertailuna tyyden ja orgaanisen hiilen kuormitukset metsätaloudesta ja turvellidoilta

Metsälannoitusta tyypellä tehdään lähinnä vain kivennäismailla. Ominaiskuormituksen määräksi on saatu 15 kg/ha 10 vuodessa (Finér ym 2010). Uudisojituksen välitön vaikutus Ahtiaiseen ja Huttuseen (1995) perustuen on ollut 21 kg/ha 10 vuodessa, pysyvä ojituslisä Niemisen ym. (2020) mukaan on keskimäärin Suomessa 17 kg/ojitus-ha 10 vuodessa. Kivennäismaiden hakkuun tyyppikuormitukseksi Finér ym. (2010) saivat 5 kg/ha 10 vuodessa, turvemaiden hakkuun kuormitukseksi 26 kg/ha 10 vuodessa. Turvellidoilta huuhtoutuu 180 kg/ha tyyppiä 10 vuodessa (Myllys 2019).



Orgaanisen hiilen huuhtoumalisäyksiä on raportoitu ravinteita harvemmin metsätaloustoimenpiteiden yhteydessä, ja muutokset ovat jääneet myös happaman laskeuman aiheuttamien muutosten (Monteith ym. 2007) alle. Nieminen ym. (2015a) raportoivat kuitenkin ennallistamisen kanssa samansuuntaisia vaikutuksia turvemaiden päätehakkuissa: yli 200 kg/ha lisäys päätehakkuun jälkeen orgaanisen hiilen huuhtoutumassa karuilla soilla, yli 400 kg/ha rehevissä korvissa kolmen vuoden summana.

5.3.4 Vaikutukset vesistöissä

Valumavesiseurannan tukena on ollut kolme järvikohdetta, joista kaksi Seitsemisessä ja yksi korpikohteessa Evolla (ks. taulukko 5.1, s. 47). Pitoisuudet mitattiin joko järven luusuasta tai pintavedestä täyskiertojen aikaan ja huuhtouma laskettiin näiden pitoisuuksien keskiarvon ja vuosivalunnan avulla. Pitoisuudet noin viisinkertaistuivat ennallistamisen jälkeen (20–30 prosenttia valuma-alueesta ennallistettiin) ja ovat yhteneväisiä järveltömien kohteiden huuhtoutumien kanssa (Sallantaus 2013b, 2014).

Vastaanottavan vesistön ominaisuudet säätelevät kuormituksen vaikutuksia vesistöissä. Karussa Seitsemisessä ja viljavalla Evon seudulla järvien biologiset prosessit reagoivat täysin eri tavoin ennallistamiseen. Seitsemisessä korkeat fosforipitoisuudet, yli 100 µg/l, eivät saaneet aikaan voimakasta levänkasvua tai happitilanteen merkittävää heikkenemistä. Epäorgaanisen typen niukkuudesta johtuen fosfori käyttäytyi kuin biologisesti inaktiivinen aine, poistuen valunnan mukana systeemistä veden vaihtumisen tahdissa. Evolla vastaava fosforin nousu seuratussa järvessä aiheutti voimakkaita rehevöitymishaittoja (Sallantaus 2013b). Klorofylli-a-pitoisuudet nousivat hypertrofisiin arvoihin ja järvivesi meni ajoittain hapettomaksi aivan pintakerroksia lukuun ottamatta, myös kesällä. Majavan toiminta on saattanut hieman kärjistää kuormitusta: lähtötaso oli majavan ansiosta koholla (taulukko 5.1). Majava ei seuranta-aikana enää vaikuttanut järvessä.

Soiden ennallistamisen vaikutuksia alapuolisten vesistöjen lajistoon on tutkittu niukasti, ja näitä vaikutuksia voi olla vaikea erottaa muusta kuormituksesta. Voidaan kuitenkin olettaa, että pitkällä aikavälillä kuormituksen väheneminen ja hydrologian tasaantuminen vaikuttaa vesistöissä niiden eliöyhteisöihin positiivisesti. Latvavesillä, missä ennallistamisen suora vaikutus on suurin, eliöyhteisöjen vasteet voivat olla suhteellisen nopeita ja selviä (Ramchunder ym. 2012).

5.3.5 Haittojen ennustettavuus

Vaikuttavan toimenpiteen tai maankäyttömuodon osuus valuma-alueesta on ratkaisevassa asemassa haittojen synnyn kannalta. Ennallistamistoimenpiteiden kuormittavien vaikutusten kesto on melko lyhyt. Fosfori on avaintekijä haitallisten vaikutusten kannalta. Usein jopa kolmannes koko fosforikuormituksesta tulee yhden vuoden aikana (kuvat 5.5 ja 5.6, s. 43–44). Jos lähtötilanne on Pirkanmaan pohjoisosan metsäalue, josta kolmannes on ojitettu, on fosforipitoisuus valumavesissä noin 30 µg/l. Jos kolmannesta ominaiskuormasta käytetään laskennan perusteena yhdelle vuodelle, keskimäärin 15 prosenttia ennallistettua suota valuma-alueella riittää kaksinkertaistamaan vesistöihin purkautuvan veden fosforipitoisuuden karujen soiden kyseessä ollessa, korpikohteissa 3,4 prosenttia valuma-alueesta (1,7 ja 7,4 kg/ha ominaiskuormina). Tämä riittäisi nostamaan fosforipitoisuuden lyhytviipymäisessä järvessä käyttökelpoisuusluokka hyvän yläpitoisuusarvosta luokkaan välttävä (pitoisuusalue 50–100 µg/l).

Sekä karuilla että rehevillä soilla on ravinteiden vapautumisessa ja sitoutumisessa suurta vaihtelua, jonka selittämiseen tulisi pyrkiä, hyödyntäen myös pohjavesiseurantoja sekä vesiensuojelutarkoituksessa tehtyjä vettämistapauksia. Jos ongelmakohteet voidaan tunnistaa, voidaan myös välttää näitä kohteita ja sopeuttaa toimet vastaanottavien vesien ekologisen tilan ja kantokyvyn mukaan.

Esitettyjen tulosten valossa ennallistamisen vesistövaikutusten kannalta oleelliset ratkaisuja vaativat käytännön kysymykset ovat:

- 1) Pystytäänkö hankalat kohteet ja tilanteet tunnistamaan (ennallistettava alue suhteessa alapuoliseen vesistöön: herkkyyks ja ennallistamiskohteen osuus valuma-alueesta)?
- 2) Pystytäänkö ongelmallisiin tilanteisiin reagoimaan – voidaanko haittoja minimoida tarkalla suunnittelulla ja hyvillä (erityis)menetelmillä?
- 3) Kompensoivatko aika ja mittakaava ”yksittäiset” ja lyhyen aikavälin haitalliset vaikutukset?



Samat asiat heijastuvat myös mittakaavalliseen tarkasteluun.

5.3.6 Luonnontilaisen suon nielut ennallistamisen tavoitteena

Aapasoilla ja niiden kaltaisilla soilla suon valuma-alue on suon saamien vesien ja veden kuljettamien ravinteiden ja muiden epäorgaanisten aineiden lähde (ks. luvut 3.1. ja 3.3). Näiden aineiden pidättäminen on osa soiden tuottamia hyötyjä eli vedenlaadullisia ekosysteemipalveluita. Suot siis toimivat monien eri aineiden, kuten ravinteiden, nieluina.

Nieluvaikutuksien suuruudesta Suomen oloissa on toistaiseksi vain vähän dokumentoitua tietoa, mutta asian selvittämiseen on saatu rahoitusta esimerkiksi juuri käynnistyneen Helmi-ohjelman kautta. Nieluvaikutuksen vesiensuojelulliset sovellukset kertovat ilmiön merkityksestä (esim. Ronkanen ja Klöve 2009, Nieminen ym. 2015). Metsävesihanke (Finér ym. 2020) eritteli luonnontilaisen suon, ojitetun suon ja kangasmaiden vaikutuksia fosforin huuhtoutumaan ja aapasuovyöhykkeen fosforin ominaishuuhtoumat luonnontilaiselle suolle jäivät äärimmäisen pieniksi, alle viidenteen osaan ojitetun suon ominaishuuhtoutumasta ja alle puoleen kangasmetsien huuhtoutumasta.

Valuma-alueen eri osien suot ovat eri asemassa nieluvaikutusten suhteen. Laitinen ym. (2007) jakavat aapasuoaluma-alueen luovuttajaosiin sekä vastaanottajaosiin. Soiden ohutturpeiset reunaosat ovat kankaiden ohella luovuttajaoisia ja saattavat mobilisoida esimerkiksi fosforia hapettomuuden ansiosta tehokkaammin kuin kangasmetsät. Luovuttajaoiset syöttävät ravinteita suoaltaan keskiosiin ja turvetta kerryttävien vastaanottajaoisien fosforihuuhtoumat saattavat jäädä negatiivisiksi. Alustavia havaintoja tästä on esitelty (esim. Sallantaus 2013a). Negatiiviset huuhtoumat osalla suoalasta selittäisivät myös aapasuoalueen pieniä ominaishuuhtoumia luonnontilaisilla soilla.

Ojitettaessa suon yhteydet suota ruokkivaan valuma-alueeseen pääsääntöisesti katkeavat ja nieluvaikutukset menetetään (Sallantaus 1988, Laine ym. 1995b). Näin tapahtuu usein jo tilanteessa, jossa suon märkä, vähäpuustoinen keskiosa jätetään ojittamatta, mutta ympäröidään ojilla, jotka kierrättävät valumavedet suon ohi. Tällaisissa tilanteissa suovesien palauttaminen kuivahtaneille soille on tarpeen luontoarvojen palauttamiseksi ja samalla palautetaan myös suon nieluja ja soiden vesikemiallisia ekosysteemipalveluita.

Suon vedenlaadullisten ekosysteemipalveluiden palauttaminen on merkittävä lisätekijä ennallistamisen tarpeita ja mahdollisuuksia punnittaessa (esim. Sallantaus 2013a). Ojituksen aiheuttama suonielijujen menetys on käytännössä pysyvä, ellei ojasto lakkaa kokonaan toimimasta. Alustavien tasetarkastelujen perusteella nielijujen menetys voi selittää suuren osan esille tulleista metsäojituksen aiempia arvioita suuremmista ravinnekuormituksista. Luonteva ajankohta palauttaa vesiä kuivahtaneille suonosille on samalla, kun suolla tehdään metsätaloudellisia toimenpiteitä kuten kunnostusojitusta (Sallantaus 2013a, Sallantaus ym. 2014, Haapalehto ym. 2015, Autio ym. 2018).

Vesien palauttamisen potentiaalista Suomessa

Nieluvaikutuksen ennallistamisen vesiensuojelulliset näkökulmat ovat tärkeitä myös harkittaessa ennallistamisen mahdollisuuksia suojelualueiden ulkopuolella. Soidensuojelun täydentämisehdotuksen alueen kattavalle osalle Suomea tehtiin selvitys ojittamattomien suoaikkujen määrästä ja tilasta (SYKE, BK, Seppo Tuominen). Keski-borealisella vyöhykkeellä ja siitä etelään oli suota ilman ojia 1,26 miljoonaa hehtaaria, kun ojittamattomaksi laskettiin ala, joka on yli 50 metriä lähimmästä ojasta. Soista oli ojitettu 76 prosenttia. Lisäksi yli 50 hehtaarin suuruisen ojittamattomien suoaikkujen tila analysoitiin GIS-analysillä, jonka lähteenä oli kartta- ja ilmakuva-aineistoja sekä korkeusmalleja (Sallinen ym. 2019). Valtaosa ojittamattomasta suoalasta (68 prosenttia) oli aapasoita tai omasi aapasuomaisia piirteitä.

Näiden valuma-alueen syöttämistä vesistä riippuvaisten suokuvioiden hydrologinen tila oli laajasti kärsinyt. Keski-borealisella vyöhykkeellä ja siitä etelään suoaluma-alueiden ojittamattomasta pinta-alasta noin 40 prosenttia oli hydrologisesti häiriytynyttä vesien kulkua katkaisevien ojien vuoksi. Pohjoisborealisen vyöhykkeen eteläosassa näitä soita on myös (Sallinen ym. 2019). Tulosten perusteella on arvioitavissa, että kaikkiaan runsaat 0,7 miljoonaa hehtaaria aapasuota tai aapasuomaisia piirteitä omaavaa ojittamatonta suoalaa on vaihtelevassa määrin menettänyt yhteyden vesilähteeseensä, valuma-alueeseen.

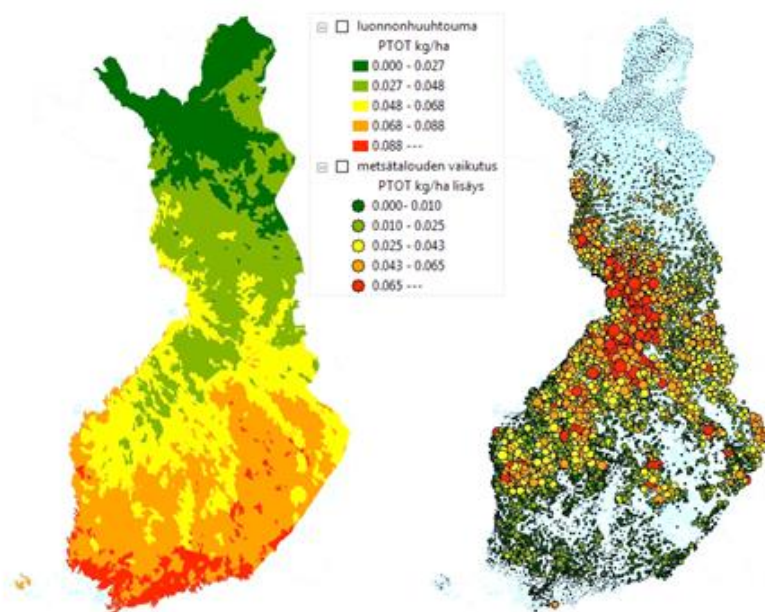


Tulkintana kuivahtavien aapasoiden GIS-analyysistä voidaan todeta, että huomattavalla osalla ojittamattomia aapasuokuvioita on yläpuolisten ojitusten vuoksi meneillään suoluonnon muutos aapasuosta varpuiseen, rahkasammaloituvaan, alkuperäistä karumpaan, osin keidassuomaisempaan suuntaan (Tahvanainen 2011). Tällöin kyseisillä suolakuilla myös monimuotoisuus vähenee ja ravinteikkaammille ja märemmille soille tyypillisiä ekosysteemipalveluita menetetään (toisaalta esimerkiksi hiilensidonta voi kasvaa ja metaanipäästö vähetä). Ojittamattomasta aapasuoalasta keskiborealisella vyöhykkeellä yli viidennes tarvitsee ennallistamista – toisin sanoen vesitaloutta elvyttäviä toimia – ja siitä etelään kaikkiaan lähes puolet, jos ravinneyteluvaikutukset ja alkuperäisen suon kaltainen ekosysteemi halutaan palauttaa.

Veden puutteessa muuttuvien aapasoiden auttaminen vesitaloutta korjaavin toimin on potentiaalisesti kustannustehokkaimpia tapoja saada ennallistamalla konkreettisia tuloksia sekä monimuotoisuuden turvaamisen että ekosysteemipalveluiden palauttamisen kannalta (Haapalehto ym. 2015).

Ojittamattomien aapasuokuvioiden lisäksi selkeitä potentiaalisia ennallistamiskohteita ovat heikkotuottoiset metsäojitetut suot. Niitä on Suomessa määrätystavasta riippuen 0,5–1 miljoonaa hehtaaria (Laiho ym. 2016). Näiden tulevaisuudesta ei ole selkeää kuvaa. Ennallistaminen tai ennallistumaan jättäminen ovat mahdollisia vaihtoehtoja. Vesiensuojelliset näkökulmat ovat olleet jarruttamassa ennallistamisen laajentamista. Karuilla soilla ennallistamisen veden laatuvaikutukset ovat kuitenkin usein vähäisiä (Koskinen ym. 2017). Ennallistamisen vedenlaadulliset haittavaikutukset rehevillä korpisoilla ovat saaneet päähuomion ennallistamisen mielekkyyttä arvioitaessa. Karuilla soilla veden laatu palaa lyhyessä ajassa metsätalousmaan ravinnepitoisuuksien tasolle ja vaikuttaa siltä, että nieluvaikutus on palautettavissa alkuperäiselle tasolle, esimerkkinä Seitsemisen suot. Heikkotuottoisten soiden pinta-alasta noin puolet on aapasoille ominaisia, vähäpuustoisia, niukkaravinteisia suotyyppisiä Pohjois-Suomessa (Laiho ym. 2016 ja tausta-aineisto).

Sekä ojittamatta jääneillä aapasoiden keskiosilla että aapasuolähtöisillä heikkotuottoisilla ojitusalueilla on usein ollut suuri valuma-alue soiden alkuperäisen märkyden perusteella arvioiden. Suon nieluun palauttamisen koko potentiaali koskee siis kaikkiaan usean miljoonan hehtaarin alaa, suon ja sitä syöttävän metsätalousmaan alaa, etupäässä Etelä-, Keski- ja Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa sekä Etelä-Lapissa. Tällä alueella metsätalouden merkitys vesien kuormittajana on suurimmillaan ja merkityksellistä myös Itämeren kuormituksen kannalta (kuva 5.8 alla, Finér ym. 2020).



Kuva 5.8. Metsätalouden maalta tuleva fosforin luonnonhuuhtouma ja metsätalouden aiheuttama kuormitus. Metsätalouden vaikutus -osakuvassa symbolien koko on suhteutettu alueen ojitusprosenttiin. Kuormitus on skaalattu eri tavoin luonnonhuuhtoumalle ja metsätalouden aiheuttamalle kuormitukselle. Kuva/lähde: Finér ym. 2020.



5.4 Yhteenveto soiden ojituksen ja ennallistamisen vesistövaikutuksista

Soiden ojitus on aiheuttanut merkittäviä suorja (pienvesien tuhoutuminen ojituksen yhteydessä) ja epäsuoria (ravinnekuormitus) negatiivisia vaikutuksia soiden läheisiin vesiekosysteemeihin ja niiden veden laatuun. Myös valtakunnallisesti metsäojituksella on merkittäviä pitkäaikaisvaikutuksia. Se vastaa pääosasta metsätalouden vesistökuormituksesta ja on kaksinkertaistanut pääravinteiden, fosforin ja typen, huuhtouman soilta ojittamattomaan tilaan verrattuna.

Yksi ennallistamisen oletettu ekosysteemipalveluhyöty on ojituksesta ja metsätaloustoimista seuraavan pitkäaikaisen ravinnekuormituslisän (ojituslisä) poistaminen ja siitä seuraava pitkän aikavälin positiivinen vaikutus suon alapuolisiin vesiekosysteemeihin.

Kuitenkin ennallistamistoimet aiheuttavat lyhyellä aikavälillä myös negatiivisia vaikutuksia lähivesistöjen veden laatuun. Negatiivisten vaikutusten luonne ja määrä vaihtelevat merkittävästi suotyyppin, kohteen ja satunnaisempien ennallistamistoimiin liittyvien tekijöiden suhteen. Kohteesta riippuen kuormitus voi olla merkittävän suuri, mikä tulisi huomioida suunniteltaessa ennallistamistoimia ja niiden laajuutta (esimerkiksi kuinka suuri osuus vesistön valuma-alueen soista ennallistetaan kerralla). Herkempiä kohteita lukuun ottamatta ennallistamisen lyhyen aikavälin negatiiviset vesistövaikutukset kuitenkin kompensoituvat pitkän aikavälin ojituslisän poistuessa ennallistamisen myötä.

Ennallistetun suon vesitalous alkaa palautua kohti luonnontilaista suhteellisen nopeasti: suon ennallistuessa ja ennallistamistoimien aiheuttaman kuormituspiikin vähentyessä ennallistetun suon sisäinen ravinnetase ja suolta ulos valuvan veden ravinne määrät alkavat lähestyä luonnontilaisen suon vastaavia.

Ennallistetun suon sisäisen vesitalouden ja ravinnetasapainon palautuminen kestää noin 5–10 vuotta – karuilla rämeillä ja avosoilla vähemmän kuin esimerkiksi ohutturpeisissa, ravinteikkaissa korvissa. Samoin valumavesien ravinnepitoisuudet palautuvat useimmissa tapauksissa ennen ennallistamista vallinneelle tasolle noin 10 ennallistamisen jälkeisen vuoden aikana, ja suolta valuvan veden ravinnepitoisuudet jatkavat muuttumista kohti luonnontilaista tasoa.

Suon yläpuolisella valuma-alueella tehtävien ennallistamistoimien ei katsota aiheuttavan ravinne päästöjä, jos ennallistamalla palautetaan ojituksen muualle ohjaamat vedet takaisin suoalueelle. Jo soidensuojelun perusohjelman valmisteluvaiheessa (Haapanen ym. 1977) tämänkaltaisen ennallistaminen suojeleusoilla katsottiin tärkeäksi. Hydrologialtaan muuttuneilla suojelealueilla olisi ensisijaisesti pyrittävä kestävä ennallistamisratkaisut mahdollistaviin suojele- ja ennallistamistoimien spatiaalisiin rajauksiin. Mikäli tämä on mahdotonta, vesiä voidaan pyrkiä palauttamaan luonnontilaisella tavalla suojelealueelle suon reunaosilla tehtävien ohjaustoimenpitein. Suo saadaan monissa tapauksissa suhteellisen pienin ekosysteemiin kohdistuvien toimien kytkettyä takaisin valuma-alueeseensa. Samalla saadaan palautettua suolle luontaisia toimintoja – esimerkiksi vesien suodatusta – tavalla, jolla on myös vesiensuojelullista merkitystä.

Vesien palauttamisen potentiaalinen toteutuminen (yksittäisten kohteiden vaikutus sekä toteuttamiskelpoisten kohteiden kokonaismäärä) on toistaiseksi huonosti tunnettu. Helmi-ohjelman kautta rahoitetaan useampia vesien palautuksen vaikutuksia ja määrällisiä mahdollisuuksia selvittäviä projekteja.



6. SOIDEN ENNALLISTAMISEN ILMASTOVAIKUTUKSET

6.1 Luonnontilaiset suot ja ojitetut suot

Ilmasto-osion tarkastelussa ja malleissa soita tarkastellaan luokiteltuina ryhminä. Luonnontilaiset suot on luokiteltu suotyypin mukaan, pääasiassa suotyyppiryhmittäin (Eurola ym. 1996, Laine ym. 2018). Ryhmät jakavat suotyypit märkyydeltään ja ravinteisuudeltaan erilaisiin luokkiin. Kaikkein märimmät suot ovat avosoita (letot ja nevat) ja kaikkein kuivimmat suot aitoja puustoisia soita (korvet ja rämeet). Avosoiden ja aitojen puustoisten soiden väliin märkyydeltään sijoittuvat sekatyypin suot. Niiden märät välipinnat muistuttavat avosoita ja kuivat mätäspinnat aitoja puustoisia soita.

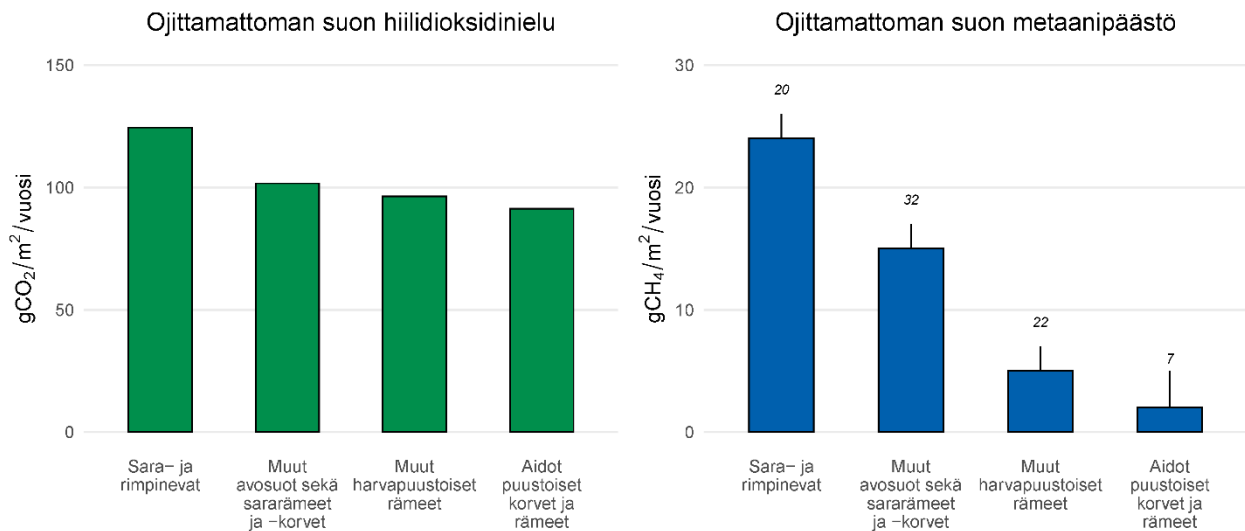
Metsäojitetut suot, eli suot, jotka on ojitettu metsänkasvatusta varten, on luokiteltu turvekangastyypin ja kuivatusasteen mukaan (Laine ym. 2018). Turvekangastyypit kuvaavat ojitetun suon ravinteisuustasoa ja vastaavat kivennäismaiden luokitteluun käytettäviä metsätyppejä. Turvekangastyypit rehevimmästä karuimpaan ovat: ruohoturvekangas (Rhtkg), mustikkaturvekangas (Mtkg), puolukkaturvekangas (Ptkg), varputurvekangas (Vatkg) ja jäkäläturvekangas (Jätkg). Kaikkien kuivatusasteiden (ks. s. 9) suot on luokiteltu ravinteisuustason mukaan turvekangastyyppihin, vaikka ne eivät olisi turvekangasasteella. Esimerkiksi mustikkaturvekangas-ojikko tarkoittaa suota, joka on ojituksen jälkeen jäänyt ojikkoasteelle, mutta joka turvekangasasteella edustaisi mustikkaturvekangas-tyyppiä.

Luonnontilaiset suot ovat hiilidioksidin nieluja turpeen kertymisen takia (kuva 6.1, s. 53). Turpeen kertyminen vaihtelee suotyypin mukaan: karut kuivat suot kerryttävät turvetta ja hiiltä noin kolmanneksen nopeammin kuin rehevät märät suot (liite 1, Turunen ym. 2002). Luonnontilaisen suon metaanipäästö vaihtelee voimakkaasti suon märkyden ja ravinteisuuden mukaan (Minkkinen ja Ojanen 2013, s. 81). Eniten metaania päästävien vetisten saraisten avosoiden päästöt ovat yli kymmenkertaiset verrattuna kuivempien aitojen korpien ja rämeiden päästöihin (ks. kuva 6.1).

Luonnontilaiset suot ovat hyvin pieniä typpioksiduulin lähteitä (Martikainen ym. 1993, Regina ym. 1996, Leppelt ym. 2014, Minkkinen ym. 2020). Vaikka erityisesti märillä ja rehevillä soilla turpeessa on paljon tyypeä, hapettomat olosuhteet estävät tehokkaasti typpioksiduulin muodostumista ja päästö jää pieneksi. Minerotrofisilla soilla (metsäojitetuina ruoho-, mustikka- ja puolukkaturvekankaiksi kehittyvillä) päästö on $0,11 \pm 0,01 \text{ g/m}^2/\text{vuosi}$ ja oligo-ombrotrofisilla soilla (metsäojitetuina varpu- ja jäkäläturvekankaiksi kehittyvillä) päästö on $0,08 \pm 0,03 \text{ g/m}^2/\text{vuosi}$ (Minkkinen ym. 2020).

Metaanipäästön takia luonnontilaiset suot ovat lämmittäneet ilmakehää kehityksensä alussa (Frolking ym. 2006, Frolking ja Roulet 2007, Mathijssen ym. 2014, 2017). Tämä johtuu siitä, että nuoret suot päästävät runsaasti metaania, joka on paljon hiilidioksidia voimakkaampi kasvihuonekaasu. Kehityksen alkuvaiheissa suot ovat minerotrofisia, usein märkiä ja sara- ja ruohokasvillisuuden vallitsevia kasvupaikkoja, jotka tuottavat ja päästävät runsaasti metaania ilmakehään. Suon kasvaessa paksuutta kasvupaikka muuttuu karummaksi, sarakasvit vähenevät ja metaanipäästö pienenee. Suot ovat kuitenkin levinneet kehityksensä ensimmäisinä vuosisatoina ja -tuhansina viereisille alueille. Vaikka suon keskiosat karuntuessaan kehittyvät pienipäästöisemmiksi suotyypeiksi, suon laiteille syntyy leviämisen myötä uutta runsaspäästöistä alaa.

Koska metaani hajoaa nopeasti ilmakehässä, sen lämmittävä vaikutus tasaantuu muutamassa kymmenessä vuodessa, kun metaanipäästö ei enää muutu. Hiilidioksidinielun vaikutus taas kasvaa koko ajan suuremmaksi, koska hiilidioksidi ei hajoa ilmakehässä. Biologiset ja geologiset prosessit poistavat sitä hitaasti ilmakehästä. Vähitellen turvetta kertyy suohon niin paljon, että hiilidioksidinielun viilentävä vaikutus kasvaa metaanilähteen lämmittävää vaikutusta suuremmaksi. Vanha suo on siten kehityksensä aikana viilentänyt ilmasto (Frolking ym. 2006, Frolking ja Roulet 2007, Mathijssen ym. 2014), mutta joskus viilentävän vaikutuksen alkuun on voinut kulua jopa useita tuhansia vuosia (Mathijssen ym. 2017).



Kuva 6.1. Luonnontilaisen suon keskimääräinen maaperän hiilidioksidinielu ja metaanipäästö (\pm keskivirhe). Luvut pylväiden alaosassa tarkoittavat koalojen määriä. Lukuarvot ja laskentamenetelmät, ks. liite 1.

Suon ojittaminen vähentää metaanipäästöä, mutta lisää hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöä (kuva 6.2 s. 55). Metaanipäästöä tulee maaperästä lähinnä sellaisilta metsäojitetuilta soilta, jotka ovat jääneet melko märäksi ojikoiksi tai muuttumiksi. Peltojen ja entisten peltojen metaanipäästö johtuu suuripäästöisistä avo-ojista. Turvesoilla metaanipäästö johtuu siitä, että metaanilähteenä toimivia ojia on tiheässä.

Hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästö kulkevat käsi kädessä, koska ne molemmat ovat seurausta turpeen hajotustoiminnasta: maaperän mikrobien hajottaessa turvetta siihen sitoutunut hiili vapautuu mikrobien hengityksessä hiilidioksidina ilmakehään. Turpeeseen sitoutunutta typpeä vapautuu hajotuksessa maaperään erilaisina typpiyhdisteinä. Maaperän mikrobit hapettavat ja pelkistävät näitä yhdisteitä, jolloin osa tuestä vapautuu typpioksiduulina ilmakehään.

Turpeen hävikki on sitä nopeampaa, mitä paremmat olosuhteet hajottajamikrobeilla on maaperässä. Hajottajien toimintaa edistävät sopiva kosteus, ravinteiden ja hapen hyvä saatavuus sekä vähäinen happamuus. Tämä selittää, miksi tehokkaasti ojitetuilla ja säännöllisesti muokatuilla, lannoitetuilla ja kalkituilla pelloilla turpeen hävikki on monin verroin nopeampaa kuin metsäojitetuilla soilla.

Kun arvioidaan ennallistamisen vaikutusta maaperän päästöihin, täytyy verrata ennallistetun suon tulevia päästöjä ojitetun suon tuleviin päästöihin. Jos ojitetun suon käyttö jatkuu ennallaan, eli kuivatusta ylläpidetään, ja metsätalous, maatalous tai turpeenotto jatkuu, päästöjen voi olettaa pysyvän samalla tasolla niin pitkään kuin turvetta riittää. Ilmaston lämpeneminen voi kuitenkin kiihdyttää turpeen hajoamista ja lisätä ojitetun suon maaperän hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöä. Hajottajamikrobien toiminta on voimakkaasti riippuvainen lämpötilasta, ja lisäksi ilmaston lämpenemisen on ennustettu alentavan soiden vedenpintaa kasvavan haihdunnan seurauksena (Aapala ym. 2020, Helbig ym. 2020), mikä altistaisi yhä syvempiä turvekerroksia hapelliselle hajotukselle. Ojitetun suon päästöt ovat tyypillisesti sitä suuremmat, mitä lämpimämpi ilmasto on (Hiraishi ym. 2014). Lisäksi ilmastonmuutos voi lisätä kesien kuivuutta, mikä kasvattaa turvepalojen riskiä. Boreaalisen vyöhykkeen kuivakesäisillä mantereisilla alueilla turvepalot ovat tavanomaisia (Sirin ym. 2018, Turetsky ym. 2004).

Metsäojitettujen soiden hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt ovat sitä suuremmat, mitä syvemmällä vedenpinta on (kuva 6.3, s. 56). Rehevillä soilla päästöt lisääntyvät kuivatuksen tehostuessa voimakkaammin kuin karuilla soilla. Metaanipäästö pysyy hyvin pienenä niin kauan kuin vedenpinta on vähintään 20 cm syvyydessä. Voidaan siis päätellä, että jos kuivatuksen ylläpito lopetetaan ja suo vettyy vähitellen, hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt pienenevät ajan myötä ja lopulta metaanipäästö alkaa kasvaa, kun lähestytään luonnontilaisen suon kosteusoloja.



Tutkittua tietoa siitä, kuinka nopeasti metsäojitettu suo vettyy, kun kuivatusta ei ylläpidetä, on hyvin niukasti (Koivisto ja Lampela 2008). Asiantuntijahavaintojen mukaan erityisesti paksuturpeisten ja karujen soiden sarkaojat, joissa ei ole voimakasta virtausta, tukkeutuvat ja kasvavat umpeen vuosikymmenien mittaan. Koska suon pinta on ojien ympärillä painunut sarkojen keskiosaa alemmas, tukkeutunut ojalinjakin toimii kuitenkin veden kulkureittinä ja kuivattaa suon pintaa (ks. Aapala ym. 2013). Niinpä ojien tukkeutumisen voisi ajatella johtavan kuivimpien luonnontilaisten soiden, eli aitojen korpien ja rämeiden, kaltaisiin ekosysteemeihin. Ennallistumisen ilmastovaikutusta laskettaessa näin oletetaan käyvän.

Ohutturpeisten rehevien soiden ojat tai ojat, joissa on voimakas virtaus, voivat olla toimintakuntoisia monen vuosikymmenen jälkeenkin (Koivisto ja Lampela 2008). Tällaisilla paikoilla metsäojituksen kuivattava vaikutus voi jatkua hyvin pitkään. Ojien madaltumista ja osittaista tukkeutumista myös kompensoi se, että ojitetulle suolle kehittynyt runsas puusto pitää haihdutuksellaan ja latvuspidännällään vedenpintaa syvällä kasvukauden aikana (Sarkkola ym. 2010).

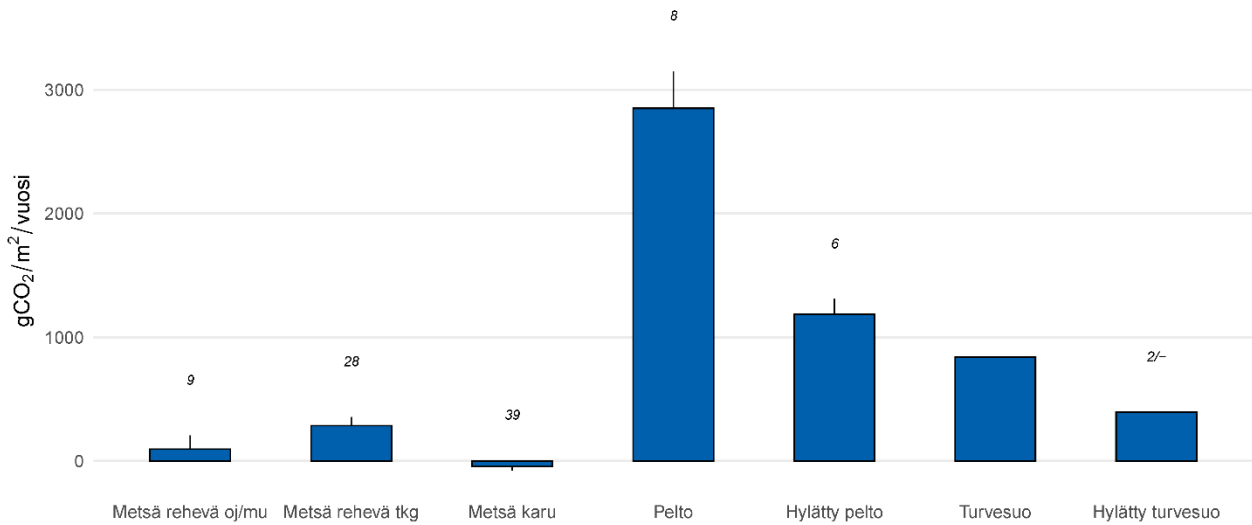
Pelloksi raivatun suon jäädessä pois maatalouskäytöstä se metsitetään tai hylätään. Hylätty pelto metsittyy itsestään tai jää joskus puuttomaksi ruohikkoalueeksi (Mäkiranta ym. 2007, Maljanen ym. 2013). Vaikka hylättyjen ja metsitettyjen peltojen päästöt ovat pienemmät kuin käytössä olevien, ne ovat vuosikymmeniä huomattavasti suuremmat kuin metsäojitettujen soiden (kuva 6.2, s. 55). Peltojen tehokkaan ojituksen ja maanparannuksen vaikutukset näkyvät vielä pitkään maatalouskäytön loputtua.

Entiset turpeenottoalueet on tähän mennessä useimmiten metsitetty (75 prosenttia) tai muutettu viljelymaaksi (20 prosenttia) (Salo 2020). Tällöin niiden päästöt lienevät metsäojitetun suon tai turvemaan pellon kaltaiset, kunnes turpeenoton jälkeen jäljelle jäänyt turvekerros on hävinnyt. Kosteikoiksi on muutettu viisi prosenttia alueista (Salo 2020). Jos turpeenottoalue jää vaille aktiivista jälkikäyttöä, kehitys riippuu siitä, pysyykö alue kuivana. Kuivana pysyvät turvekentät kasvittuvat ja metsittyvät itsestään hyvin heikosti ja turpeen hävikki jatkuu (Aro ym. 1997, Tuittila 2000, Huotari ym. 2008, Silvan ja Hytönen 2016). Hylätyn turpeenostoalueen hiilidioksidipäästö voi jäädä noin puoleen käytössä olevan turpeenostoalueen päästöstä (kuva 6.2, s. 55), jos jäljellä on vain vähän turvetta tai ojituksen teho ajan myötä hiipuu (Shurpali ym. 2008, Tuittila ym. 1999). Toisaalta, jos kenttä vettyy itsestään, sinne palautuu vuosikymmenen mittaan saranevan tyyppinen suoekosysteemi (Tuittila 2000, Silvan 2013).

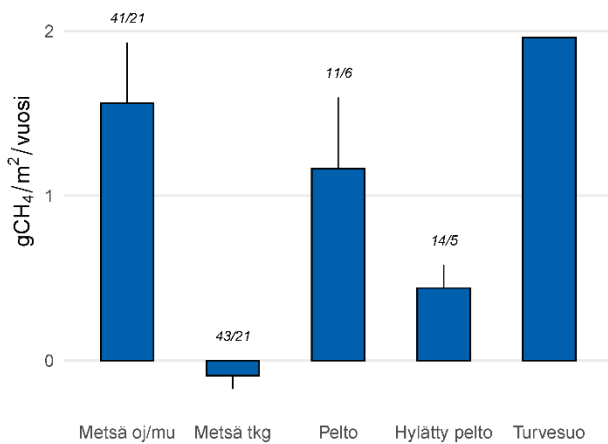
Luonnontilaisten ja ojitettujen soiden maaperän päästöjen laskenta ja käytetyt lähteet on kuvattu liitteessä 1.



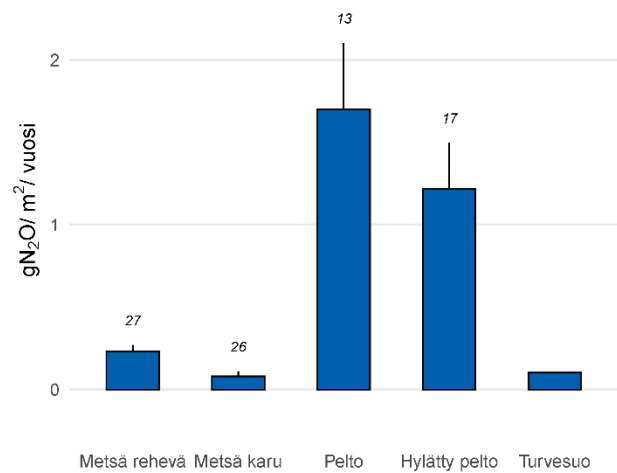
Maaperän hiilidioksidipäästö



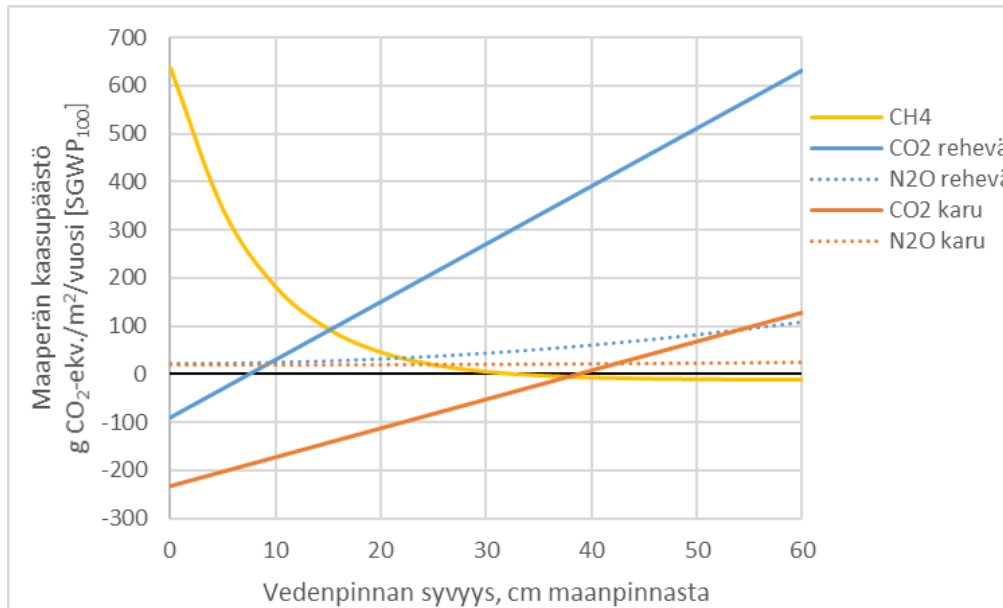
Maaperän metaanipäästö



Maaperän typpioksiduulipäästö



Kuva 6.2. Eri tarkoituksiin ojitettujen soiden maaperän keskimääräiset hiilidioksidi-, typpioksiduuli- ja metaanipäästöt (\pm keskivirhe). Lukuarvot ovat turvesoita sekä peltojen ja entisten peltojen ojaia lukuun ottamatta kaikki peräisin Suomessa tehdyistä tutkimuksista. Numero palkin kohdalla kertoo havaintojen määrän (sarka/oja), jos se on yksiselitteisesti laskettavissa. Metsä = metsäojitettu suo, pelto = viljan tai nurmen viljely, turvesuo (turpeenottoalue) = sarat + sarkaojat, oj/mu = ojikko/muuttuma, tkg = turvekangas, rehevä = ruoho- ja mustikkaturvekankaat, karu = puolukka-, varpu- ja jäkäläturvekankaat. Hylättyihin peltoihin kuuluvat sekä ruohikkoalueiksi jääneet, että metsittyneet ja metsitetyt entiset pellot. Hylätyt turvesuot (entiset turpeenottoalueet) ovat alueita, jotka turpeenoton loputtua eivät ole vettyneet tai siirtyneet pelloiksi tai metsiksi. Lukuarvot ja lähteet on esitetty liitteessä 1.



Kuva 6.3. Rehevien ja karujen metsäojitettujen soiden maaperän kasvihuonekaasupäästöjen riippuvuus lumettoman ajan (touko-lokakuu) keskimääräisestä vedenpinnan syvyydestä. Laskettu Ojanen ym. (2010), Ojanen ja Minkkinen (2019) ja Minkkinen ym. (2020) yhtälöiden mukaan ja yhteismitallistettu hiilidioksidiekvivalenteiksi SGWP100-kertoimilla (ks. taulukko L.4, Liite 1).

6.2 Metsäojitettujen soiden ennallistaminen

Eri ilmastovyöhykkeillä ja maankäyttömuodoilla tehdyt tutkimukset osoittavat, että ojituksen aiheuttamien maaperän päästömuutosten suuruus riippuu siitä, kuinka syvällä vedenpinta ojitetulla suolla on (Ojanen ja Minkkinen 2019, Ojanen ym. 2010, Minkkinen ym. 2020, Couwenberg ym. 2010, 2011, Tiemeyer ym. 2016, Hooijer ym. 2010, 2012). Mitä pienempi on ojituksen aiheuttama vedenpinnan lasku, sitä lähempänä päästöt ovat ojittamattoman suon päästöjä. Niinpä voidaan olettaa, että vedenpinnan nosto takaisin ojittamattoman suon tasolle palauttaa päästötkin ojittamattoman suon tasolle. Boreaalisten ja temperaattisten soiden ennallistamista käsittelevässä katsausartikkelissaan Wilson ym. (2016) havaitsivatkin, että ennallistettujen ja ojittamattomien soiden hiilidioksidi- ja metaanipäästöt ovat hyvin lähellä toisiaan, kun vedenpinta on samalla syvyydellä.

Metsäojitettuja soita ennallistamalla on saatu aikaiseksi vallitsevien kosteus- ja ravinteisuusolojen mukaisen tyyppillisen suokasvillisuuden vallitsemia, pintaturvetta kerryttäviä ekosysteemejä. Niinpä voidaan olettaa, että ennallistaminen palauttaisi myös maaperän kasvihuonepäästöt luonnontilaisen suon päästöjen kaltaisiksi.

Metsäojitetuista soista ennallistetuilla soilla tehdyt kaasunvaihtotutkimukset tukevat oletusta kasvihuonekaasupäästöjen palautumisesta luonnontilaisen suon kaltaiselle, vedenpinnan ja ravinteisuuden määrittämälle tasolle. Typpioksiduulipäästö on heti ennallistamisen jälkeen luonnontilaisen suon tasolla tai jopa pienempi ja pysyy alhaisella tasolla – myös päästö täytetyistä ojista on samalla alhaisella tasolla (Minkkinen ym. 2020).

Metsäojitetuista soista ennallistetuilla soilla näyttää esiintyvän samankaltaista metaanipäästön vaihtelua kuin ojittamattomilla soilla. Metaanipäästöstä on tuloksia lähinnä karuilta oligo- ja ombrotrofisilta nevoilta ja rämeiltä (Heikkinen ym. 2016, Juottonen ym. 2012, Komulainen ym. 1998, Ojanen ym. 2018b, Urbanová ym. 2013). Päästö on niillä jäänyt melko vähäiseksi ja täytetyt ojapinnatkin huomioon ottaen enintään vastaavan ojittamattoman suon tasolle. Päästö vaihtelee vedenpinnan syvyyden mukaan, eikä näytä kasvavan ajan myötä 20 vuoden kuluessa ennallistamisesta (Ojanen ym. 2018b). Reheviltä meso- ja eutrofisilta soilta on vain yksittäisiä havaintoja (Ojanen ym. 2018b, Koskinen ym. 2016). Muuten päästö on jäänyt niilläkin melko vähäiseksi (Ojanen ym. 2018a), mutta Koskisen ym. (2016) tutkimuksessa ennallistetun korven metaanipäästö oli moninkertainen ojittamattomaan suohon verrattuna. Tämä johtui todennäköisesti siitä, että ennallistaminen nosti suon vedenpinnan ojittamattomaan suota korkeammalle, jopa maanpinnan yläpuolelle. Samoin



Ojanen ym. (2018b) havaitsivat märeksi rimpipinnaksi ennallistetulta koelalalta ojittamatonta rimpistä suota vastaavan suuren metaanipäästön.

Metsäojitetuista soista ennallistettujen soiden vuotuisista maaperän hiilidioksidipäästöistä ei ole tutkittua tietoa, mutta muu tutkimustieto viittaa siihen, että päästöt ovat ojittamattoman suon kaltaisia. Kasvukauden aikainen hiilidioksidinvaihto näyttää ennallistetuilla olevan melko samankaltaista kuin ojittamattomilla soilla (Laine ym. 2019, Purre ym. 2019). Lisäksi ennallistaminen näyttää pienentävän merkittävästi karujen oligo- ja ombrotrofisten soiden maaperästä hajotuksessa vapautuvan hiilidioksidin määrää (Komulainen ym. 1999, Ojanen ym. 2018a) samalle tasolle kuin ojittamattomilla soilla (Ojanen ym. 2018a). Lisäksi tiedetään, että ennallistaminen palauttaa rahkasammalen tuotoksen ja pintaturpeen kertymisen ojittamattoman suon kaltaiseksi (Kareksela ym. 2015, Maanavilja ym. 2015).

6.3 Peltojen ja turpeenstoalueiden ennallistaminen

Pelloista tai turpeenottoalueista ennallistettujen soiden maaperän kaasutaseiden ei voi suoraviivaisesti olettaa palautuvan ennen ojitusta vallinneen suotyyppin kaltaisiksi. Nämä alueet ovat muuttuneet niin paljon maaperän ominaisuuksiltaan ja korkeussuhteiltaan, että vedenpinnan noston jälkeen kehittyvä suo ei useinkaan muistuta paikalla ennen ojitusta ollutta suota. Suomessa on ennallistettu luonnonsuojelutarkoituksessa muutamia entisiä peltoja (Eisto ja Kondelin 2013), jotka olivat ehtineet jo metsittyä itsestään viljelykäytön jälkeen. Lisäksi peltoja on vetetty vesilintujen elinympäristöiksi (Suomen riistakeskus 2019). Tähän mennessä käytöstä poistuneista turvetuotantoalueista 5 prosenttia on vetetty tai vettynyt kosteikoiksi ja soiksi (Salo 2020).

Peltojen ennallistamisella soiksi, tai laajemmin vettämisellä, on useita mahdollisia päämääriä. Luonnonsuojelun ja vesilintujen elinympäristöjen lisäksi paksuturpeisia maatalousmaita voisi ilmastoyleistä vettä kosteikkoviljelyyn (Valtioneuvosto 2019), jolloin niillä kasvatettaisiin esimerkiksi pajua, kihokkia, ruokoa tai marjoja (Kløve ym. 2017, Kekkonen ym. 2019). Rajoittavana tekijänä on toistaiseksi ollut tuotteiden kysynnän puute (Kekkonen ym. 2019).

Vettyjen peltojen kaasutaseita ei ole tutkittu Suomessa. Keski-Euroopassa maatalousmaita on vetetty merkittäviä määriä ja vettämisestä vaikutuksia tutkittu. Siellä tavoite on usein nurmi- tai niittyekosysteemi, joka on riippuvainen biomassan poistosta laidunnuksessa tai niittämällä (Klimkowska ym. 2010). Ekosysteemi on todennäköisesti kasvihuonekaasutaseiden kannalta erilainen kuin vetetyt pellot Suomessa olisivat. Keskieurooppalaisten tutkimusten perusteella voidaan kuitenkin karkealla tasolla arvioida, miten vettäminen Suomessa vaikuttaisi peltojen kasvihuonekaasutaseisiin.

Peltojen ennallistaminen soiksi on vaikeampaa kuin metsäojitetettujen soiden. Peltojen maaperä on ravinteikasta ja peltokasvien siemenpankki on suuri. Suokasvit eivät pääse leviämään itsestään, joten ne on viljeltävä joko istuttaen tai kylväen tai kasvullisesti lisääntyvien kasvien osista (rahkasammalet). Vedenpinta on nostettava korkealle, kun halutaan edistää suokasvien menestymistä ja estää peltokasvien kasvu. Ojituksen aikana turve myös tiivistyy ja sen vedenjohtokyky alenee (Mustamo ym. 2016), mikä altistaa vetettyjä peltoja tulvimiselle. Tulvaolosuhteet, suuri ravinteiden määrä ja samanaikainen helposti hajotettavan orgaanisen aineksen tarjonta voivat aiheuttaa merkittävän metaanipäästön (Best ja Jacobs 1997, Hahn-Schöfl ym. 2011, Hemes ym. 2018, Kandel ym. 2019). Metaanipäästöä voi syntyä, vaikka vedenpinnan taso olisi alempanakin, koska tiiviiseen turpeeseen muodostuu hapettomia kohtia (Hendriks ym. 2007). Keskimäärin, jos tulviminen on vältetty, metaanipäästö on kuitenkin jäänyt luonnontilaisten rehevien avosoiden ja sekatyypin soiden tasolle (Wilson ym. 2016).

Peltojen vettäminen vähentää yleensä tehokkaasti hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöjä (Wilson ym. 2016). Vetetty pelto on usein hiilidioksidin nielu (Hendriks ym. 2007, Beetz ym. 2013, Herbst ym. 2013, Schrier-Uijl ym. 2014), mutta myös hiilidioksidilähteestä on havaintoja (Beetz ym. 2013, Kandel ym. 2019). Vetettyjen peltojen typpioksiduulipäästö on usein erittäin pieni (Hendriks ym. 2007, Hemes ym. 2019): veden kyllästämisestä pintaturpeesta ei tule päästöä (Martikainen ym. 1993). Vedenpinnan vaihtelu voi kuitenkin joskus aiheuttaa suuren typpioksiduulipäästön (Groffman ym. 2009, Drösler ym. 2013, Taft ym. 2018, Kandel ym. 2019).



Pellolla ylin 30 cm turvekerros on tiivistyneintä ja sisältää suurimman osan ravinteista ja peltokasvien siemenistä. Peltokasvien kilpailun, metaanipäästöjen ja ravinnehuuhtoumien vähentämiseksi onkin ehdotettu pintamaakerroksen poistamista. Se on havaittu toimivaksi tekniikaksi: ravinnehuuhtoumat vähenevät ja metaanipäästöt pysyvät kurissa (Harpenslager ym. 2015, Zak ym. 2016). Samalla ennallistamisen kustannukset saattavat tosin kasvaa huomattavasti. Myös pois viedyn turvekerroksen päästöt pitäisi ottaa huomioon: pois viety turvekerros hajoaa vähitellen ja siihen sitoutunut hiili vapautuu hiilidioksidina ilmakehään (Harpenslager ym. 2015).

Pitkällä aikavälillä on odotettavissa, että vetetty pelto muuttuu turvetta kerryttäväksi suoekosysteemiksi ja sitä myötä pitkäaikaiseksi hiilivarastoksi. Alkuvaiheen tulvimista ja paikoittain luonnontilaista suota suurempia metaanipäästöjä voi pitää välttämättömänä välivaiheena, joka luo turpeen kertymisen käynnistymiselle otolliset olosuhteet (Hemes ym. 2019, Kieckbusch ja Schrautzer 2007).

Turpeennostoalueiden ennallistamista soiksi on tutkittu sekä Suomessa että muualla useissa tutkimuksissa. Jos vedenpinta saadaan nostettua ojittamattoman suon tasolle ja suokasvillisuus palautuu tai palautetaan, turpeen hävikki loppuu ja alue muuttuu jopa ojittamatonta suota suuremmaksi hiilidioksidinieluksi muutamassa vuodessa (Waddington ym. 2010, Tuittila ym. 2004, Kivimäki ym. 2008, Soini ym. 2010, Tuittila 1999, Wilson ym. 2013). Pitempään, vuosikymmeniä ennallistettuina tai itsestään ennallistuneina olleita alueita tutkittaessa on havaittu, että hiilidioksidinielu voi ennallistetun alueen pysyessä märkänä olla ojittamattoman suon kaltainen (Nugent ym. 2018, Beyer ja Höper 2015) tai hyvin lähellä nolaa (Yli-Petäys ym. 2007, Vanselow-Algan ym. 2015). Huonosti vettyneet alueet voivat säilyä hiilidioksidin lähteinä pitkäänkin (Beyer ja Höper 2015).

Ennallistettujen turpeennostoalueiden metaanipäästö vaihtelee huomattavasti. Useimmiten on havaittu suhteellisen alhaisia, ojittamattomien puustoisten tai sekatyypin soiden tasoisia päästöjä (Tuittila ym. 2000, Wilson ym. 2009, 2013, Waddington ja Day 2007, Nugent ym. 2018). Toisaalta on myös havaintoja saranevojen tasoisista tai suuremmistakin päästöistä, erityisesti jos ennallistettu alue on vettynyt tyyppillistä suota märemmäksi, jopa matalan vesistön kaltaiseksi (Yli-Petäys ym. 2007, Wilson ym. 2009, Vanselow-Algan ym. 2015, Beyer ja Höper 2015). Typpioksiduulipäästö on jäänyt yleensä hyvin pieneksi, mutta siitä on niukasti tutkimuksia (Beyer ja Höper 2015, Vanselow-Algan ym. 2015, Wilson ym. 2013, Wilson ym. 2016).

6.4 Puuston merkitys hiilidioksiditaseessa

Puuston ja puutuotteiden hiilivarasto vaikuttaa merkittävästi metsäojitetun suon kasvihuonekaasutaseeseen. Metsäojitetulla suolla ojitus lisää puuston kasvua, ja kasvava puusto ja teollisuuden valmistamat puutuotteet ovat hiilidioksidin nielu (Minkkinen ym. 2001). Ensimmäisen ojituksen jälkeisen kiertoajan metsäojituksen vaikutus on yleensä ilmastoa viilentävä, koska vähentynyt metaanipäästö ja kasvavan puuston hiilidioksidinielu viilentävät ilmastoa enemmän kuin turpeen hajoamisesta syntyvät hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästö lämmittävät (Minkkinen ym. 2002, Lohila ym. 2010, Ojanen ym. 2013, Uri ym. 2017, Minkkinen ym. 2018, Hommeltenberg ym. 2014).

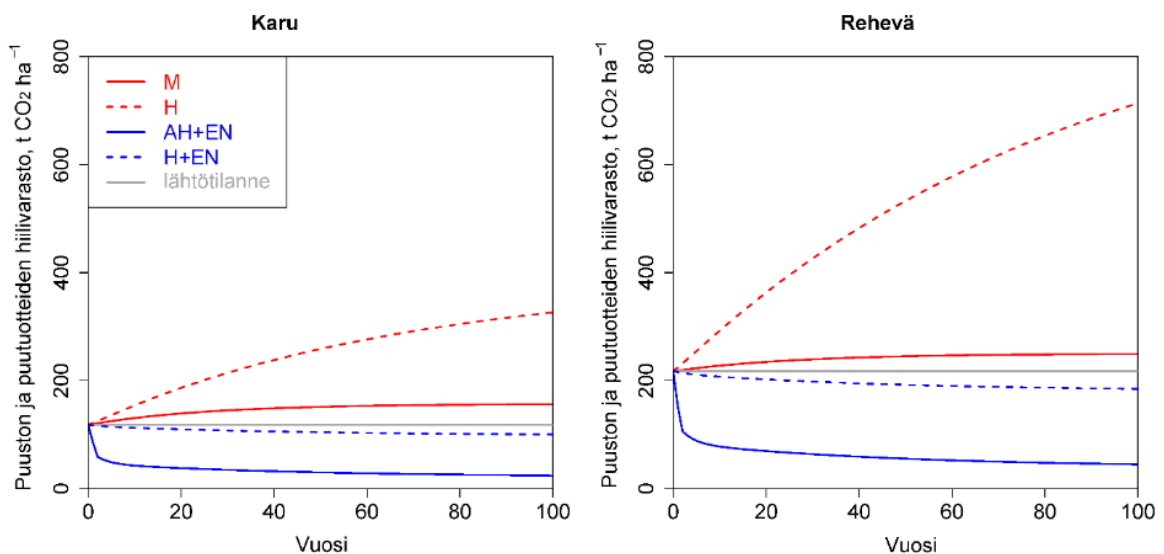
Puustoon sitoutuneesta hiilestä suurin osa kuitenkin vapautuu muutamassa vuodessa päätehakuun jälkeen hiilidioksidina takaisin ilmakehään. Niinpä, jos turvetta hajoaa vähitellen paksu kerros, metsäojituksen vaikutus on vääjäämättä ilmastoa lämmittävä turpeen hävikkiä seuraavien hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöjen takia. Puuston hiilivarasto voi korvata vain ohuen turvekerroksen hiilivaraston: 10 cm turvekerroksessa on arviolta hehtaarilla yhtä paljon hiiltä kuin runkotilavuudeltaan noin 100 m³ puuston biomassassa.

Kun metsäojitettu suo ennallistetaan, vaikutus puuston ja puutuotteiden keskimääräiseen hiilivarastoon vaihtelee merkittävästi puuston käsittelystä ja vertailutilanteesta riippuen (kuva 6.4, s. 59, Ojanen ja Minkkinen 2020a, b). Jos suo ennallistetaan avosuoksi ja puusto korjataan ja käytetään puutuotteiksi, suurin osa maanpäällisestä biomassasta vapautuu teollisuuden prosesseissa ja puutuotteista muutamassa vuodessa. Tällöin puuston ja puutuotteiden hiilivarasto pienenee merkittävästi verrattuna siihen, että metsätaloutta jatkettaisiin.



Suomen metsäojitettujen soiden puuston keskimääräinen tilavuus on jo lähellä kiertoajan keskimääräistä tilavuutta. Niinpä hiilivarasto suurenee vain maltillisesti tämänhetkisestä, jos metsätaloutta jatketaan tavanomaisilla menetelmillä (kuva 6.4 alla).

Koska metsätalous rajoittaa puuston tilavuuden kasvua huomattavasti, puuston tilavuus ja hiilivarasto voivat kasvaa huomattavasti nykyisestä, jos puuston annetaan kasvaa ilman hakkuita ja suon ennallistamista (kuva 6.4 alla). Tällöin metsä käytännössä suojeltaisiin, mutta suota ei ennallistettaisi. Tähän verrattuna perinteinen ennallistaminen pienentää puuston hiilivarastoa huomattavasti. Tämä johtuu siitä, että ennallistamisen jälkeen puuston ei keskimäärin voi nykyisestä, luonnontilaista huomattavasti suuremmasta tilavuudesta (Hökkä ym. 2008, Seppälä 1969) enää olettaa kasvavan. Toisaalta ennallistamisen vaikutus pysyy maltillisena, jos puusto pystytään jättämään suolle ennallistettaessa (olettaen, että tällöin puuston biomassa pysyy keskimäärin nykyisellä tasolla).



Kuva 6.4. Suomen metsäojitettujen soiden keskimääräinen puuston ja puutuotteiden hiilivarasto hiilidioksidiksi muutettuna rehevillä (ruoho- ja mustikkaturvekankaat) ja karuilla (puolukka-, varpu- ja jäkäläturvekankaat) kasvupaikoilla erilaisilla metsänkäsittelyvaihtoehdoilla. M = metsätalous jatkuu, H = puusto jätetään kasvamaan ilman hakkuita, mutta suota ei ennallisteta, AH+EN = puusto avohakataan ja suo ennallistetaan (maanpäällinen biomassa käytetään teollisuudessa, maanalainen biomassa jää suolle), H+EN = puusto jätetään suolle ja suo ennallistetaan (puuston nykyinen biomassa säilyy). Lähde: Ojanen ja Minkkinen (2020a, b).

6.5 Ojituksen ja ennallistamisen paikalliset ja alueelliset ilmastovaikutukset

Kasvihuonekaasujen aiheuttaman maailmanlaajuisen kasvihuoneilmaston lisäksi soiden käytöllä on ilmastoon myös muita vaikutuksia, jotka ovat luonteeltaan paikallisia tai alueellisia. Aihetta on tutkittu metsäojituksen osalta.

Märän suon muuttuessa kuivaksi metsäksi säteily- ja vesitase muuttuvat (Lohila ym. 2010, Gao ym. 2014). Metsä pidättää auringosta saapuvaa säteilyä erityisesti keväisin paremmin kuin avoin suo (ojitus pienentää albedoa eli heijastuskykyä). Kun metsässä puiden latvukset ovat jo lumesta paljaat, suota peittää vielä lumi, joka heijastaa tehokkaasti auringon säteilyä. Tämä albedon pieneneminen on aiheuttanut lumipeitteen sulamisen aikaistumisen (viisi päivää) ja huhtikuun keskimääräisen ilman lämpötilan nousun (+0,5 °C) Pohjanmaalla, missä metsäojitettujen soiden osuus pinta-alasta on erityisen suuri (Gao ym. 2014). Albedomuutoksen aiheuttama lämmittävä vaikutus on samaa kokoluokkaa kuin puuston hiilinielun kasvamisen viilentävä vaikutus (Lohila ym. 2010). Kesällä taas ilman lämpötila on jäänyt Pohjanmaalla hivenen



alhaisemmaksi (-0,1 °C), koska metsät haihduttavat soita enemmän vettä, mikä kuluttaa energiaa ja siten viilentää ilmaa (Gao ym. 2014).

Kun suo raivataan pelloksi tai turpeennostoalueeksi, siellä mahdollisesti kasvanut puusto poistetaan. Tämä suurentaa lumisen ajan albedoa, millä on ilmastoa viilentävä vaikutus. Toisaalta kasviton turvekenttä tai pelto on hyvin tumma, mikä voi pienentää lumettoman ajan albedoa. Albedon merkityksestä ojituksen tai ennallistamisen ilmastovaikutukselle ei kuitenkaan ole peltojen tai turpeennostoalueiden osalta tutkimustietoa, joten sitä ei myöskään tässä työssä pystytä arvioimaan.

Kasvit ja maaperä myös päästävät ilmakehään haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC = volatile organic compounds, Mäki 2019). Ilmakehässä niistä syntyy aerosolihiukkasia (pieniä, ilmassa leijailuvia hiukkasia), jotka edistävät pilvien muodostumista toimimalla vesihöyryn tiivistymisytiminä. Pilvet viilentävät ilmastoa. Metsien osalta on näyttöä siitä, että tällä on merkittävä vaikutus ilmastoon (Teuling ym. 2017, Tunved ym. 2006). Ojittamattomat suot eroavat metsistä ja pelloista haihtuvien orgaanisten yhdisteiden määrässä ja laadussa (Faubert ym. 2010a, 2010b, Hanson ym. 1999, Hellén ym. 2006, Tiiva ym. 2007). Metsäojitettujen soiden, suopeltojen ja turpeennostoalueiden VOC-päästöistä ei kuitenkaan ole mittaustietoa. Vaatisi lisää päästömittauksia sekä ilmakehän toiminnan nykyistä parempaa ymmärtämistä, jotta ojituksen ja ennallistamisen vaikutusta haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöihin ja sitä kautta ilmastoon voisi arvioida.

Metsäojitukseen liittyviä albedomuutoksia lukuun ottamatta muista paikallisista ja alueellisista ilmasto-vaikutuksista ei ole kvantitatiivista tietoa saatavilla.

6.6 Ennallistamisen aiheuttama säteilypakote ja päästökertoimet Suomessa

Ennallistamisen ilmastoa viilentävä vaikutus on sitä nopeampi ja suurempi, mitä suuremmat ojitetun suon hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt ovat. Sekä säteilypakotteiden (kuva 6.5, s. 62) että päästökertoimien (taulukko 6.1, s. 61) perusteella ennallistamalla soita suopelloista ja turvesoista voidaan saada merkittäviä ilmastoa viilentäviä vaikutuksia jo ensimmäisinä vuosikymmeninä ennallistamisen jälkeen, verrattuna siihen, että ne jätetään ilman toimia (huom. ennallistaminen ei kuitenkaan kompensoi ojituksen aikaista ilmastoa lämmittävää vaikutusta, vaan viilentävä vaikutus johtuu siitä, että ennallistaminen estää turpeen lisähävikin).

Metsäojitettuja soita ennallistettaessa (taulukot 6.1 ja 6.2, s. 61–62, kuva 6.6, s. 63) nopea viilentävä vaikutus voidaan saada, kun ennallistetaan suuripäästöisiä reheviä ojitettuja turvemaita vähän metaania päästäviksi aidoiksi puustoisiksi soiksi. Vaikutusta heikentää se, että metsätalouden jatkuessa puuston ja puutuotteiden hiilivarasto voi vielä kasvaa jonkun verran (kuva 6.7, s. 64). Karuja metsäojitettuja soita ennallistamalla ei saada merkittäviä ilmastoa viilentäviä vaikutuksia pitkälläkään aikavälillä (taulukko 6.1, kuva 6.6), koska hiilensidonta maahan ei parane merkittävästi, puuston nielu menetetään ja metaanipäästö kasvaa.

Kun verrataan ennallistamista metsätalouden jatkamiseen, puustomuutosten vaikutus säteilypakotteeseen on melko samankaltainen riippumatta siitä, säästetäänkö vai hakataanko puusto ennallistamisen yhteydessä (kuva 6.6, s.63). Tämä johtuu siitä, että puuston poistaminen lisää takaisin avaruuteen heijastuvan auringon säteilyn osuutta (albedo kasvaa) vaikka hiilivarasto samalla pieneneekin. Kun verrataan ennallistamista metsän jättämiseen kasvamaan ilman ennallistamista, ennallistamisen ilmastohyöty suhteessa vaihtoehtoon vähenee, koska puuston hiilivarasto voi kasvaa nykyisestä vielä huomattavasti, jos hakkuita ei tehdä (taulukko 6.2, s.62 ja kuva 6.7, s. 64).

Kuvassa 6.8 (s. 65) on esitetty metsäojitetun suon vedenpinnan vaikutus ennallistamisen aiheuttamaan maaperän päästöistä johtuvaan säteilypakotteeseen. Kun arvioidaan ennallistettavan metsäojitetun suon vedenpinnan merkitystä ennallistamisen maaperävaikutukselle, voidaan yleisesti todeta, että ennallistamalla saadaan sitä parempi ilmastovaikutus, mitä kuivempi ojitusalue ennallistetaan (kuva 6.8) – tällöin ennallistaminen estää kaikkein tehokkaimmin hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöjä. Kaikkein märimpiä ojitettuja soita (ojitettunakin märäksi jääneitä) ennallistettaessa metaanipäästö kuitenkin kasvaa vähemmän kuin kuivempia soita ennallistettaessa – tällöin ensimmäisten vuosikymmenten lämmittävä vaikutus on monissa tapauksissa pienempi. Näissä tapauksissa kuitenkin estetyt hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt jäävät niin pieniksi, ettei merkittävää viilentävää vaikutusta synny.



Kuvassa 6.9 (s. 66) verrataan metsäojitetun suon aktiivisen ennallistamisen vaikutusta siihen, että suon oletetaan vettyvän itsestään aidon puustoisien suon kaltaiseksi. Aidon puustoisien suon aktiivisesta ennallistamisesta itsestään ennallistuminen eroaa niin, että itsestään ennallistumisessa päästömuutos tapahtuu vähitellen. Avosuon tai sekatyypin suon aktiivisesta ennallistamisesta itseksennallistaminen eroaa lisäksi siinä, että itsestään ennallistuvan suon metaanipäästö jää laskelmassa pysyvästi aktiivisesti ennallistettavan suon metaanipäästöä pienemmäksi. Laskelmassa on otettu huomioon maaperän päästömuutokset.

Itsestään ennallistumisen ja aktiivisen ennallistamisen aiheuttaman säteilypakotteen ero on tapauskohtainen (kuva 6.9, s. 66). Rehevän metsäojitetun suon itsestään ennallistumisen vaikutus on ilmastoa lämmittävämpi kuin aktiivisen aidoksi puustoiseksi suoksi ennallistamisen. Tämä johtuu siitä, että ojitetun suon turpeen hävikki vähenee hitaammin suon ennallistuessa itsestään ja aktiivinen ennallistaminenkaan ei aiheuta kovin suurta metaanipäästöä (liitetaulukko L.6, s. 108). Toisaalta, jos rehevä ojitettu suo ennallistetaan aktiivisin toimin enemmän metaania päästäväksi märäksi avosuoksi tai sekatyypin suoksi (suon alkuperäinen suotyyppi), itsestään hiukan kuivemmaksi suoksi hitaasti ennallistumisen vaikutus on parempi, koska metaanipäästö jää pysyvästi pienemmäksi.

Karuilla soilla aktiivisella ennallistamisella ei saavuteta merkittävää hyötyä itsestään ennallistumiseen verrattuna (kuva 6.9, s. 66). Ojitetun suon turpeen hävikki, joka aktiivisesti ennallistamalla loppuisi nopeammin, on hyvin vähäistä tai olematonta. Pitkällä aikavälillä itsestään ennallistumisen ilmastovaikutus on samanlainen kuin kuivahkaksi suoksi aktiivisesti ennallistamisen vaikutus. Jos itsestään ennallistunut suo jää aktiivisesti ennallistettua suota kuivemmaksi ja päästää siten vähemmän metaania, itsestään ennallistumisen ilmastovaikutus on pitkälläkin aikavälillä ennallistamisen vaikutusta viilentävämpi.

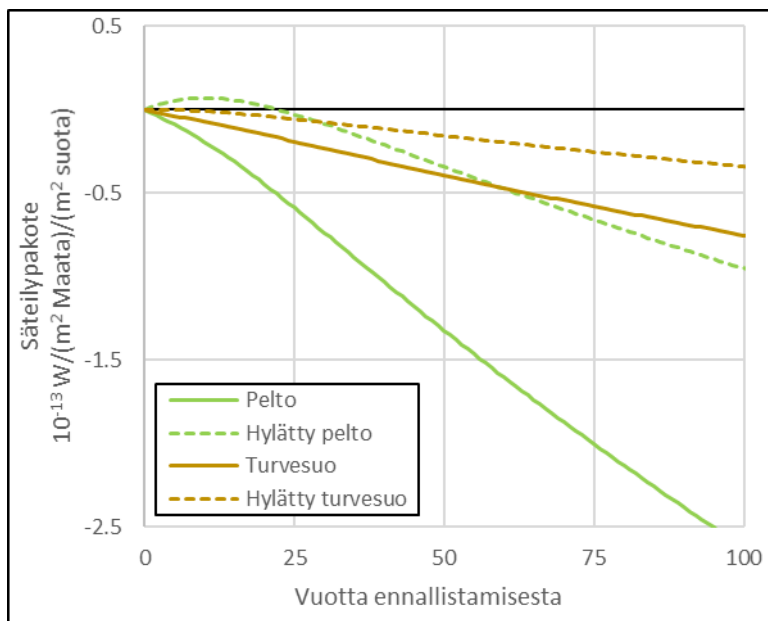
Taulukko 6.1. Soiden ennallistamisen keskimääräiset maaperän päästökertoimet (g CO₂-ekv./m²/vuosi) eri ajanjaksoille (SGWP: 20, 50, 100 ja 500 vuotta) laskettuina. Vertailun vuoksi on laskettu myös päästöjen raportoinnissa käytettävät päästökertoimet (GWP100). Päästökertoimiin vaikuttaa se, millainen suo ennallistetaan, ja metsäojitetuilla soilla myös se, kuinka märkää suotyyppiä ennallistettu suo muistuttaa (märkyys kasvaa: puustoinen -> sekatyypin -> avosuon). Tapaukset, joissa saadaan ajanjakson aikana keskimäärin ilmastoa viilentävä vaikutus, on merkitty keltaisella. Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus. Metsäojitetut suot on jaettu eri ravinteisuustasoja vastaaviin turvekangastyyppeihin (rehevimmästä karuimpaan: Rhtkg, Mtkg, Ptkg, Vatkg, Jätkg) ja kuivatusasteisiin (oj/mu = ojikko/muuttuma-aste, tkg = turvekangasaste). Hylättyihin peltoihin kuuluvat sekä ruohostoiksi jääneet että metsittyneet ja metsitetyt entiset pellot. Hylätyt turvesuot ovat alueita, jotka eivät ole turpeenoton loputtua vettyneet tai siirtyneet pelloiksi tai metsiksi. Ojitetujen ja ennallistettujen soiden maaperän päästöt ovat taulukon L.5 (Liite 1) mukaiset.

Ojitettu suo	Ennallistettu suo	SGWP20				SGWP50				SGWP100				SGWP500				GWP100			
		CO ₂	N ₂ O	CH ₄	YHT	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	YHT	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	YHT	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	YHT	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	YHT
Metsäojitettu																					
Rhtkg/Mtkg oj/mu	puustoinen	-186	-30	50	-166	-186	-32	35	-183	-186	-32	24	-195	-186	-22	8	-199	-186	-36	15	-207
Rhtkg/Mtkg oj/mu	avo/seka	-197	-30	1519	1292	-197	-32	1075	846	-197	-32	726	496	-197	-22	255	37	-197	-36	457	224
Rhtkg/Mtkg tkg	puustoinen	-376	-30	236	-170	-376	-32	167	-241	-376	-32	113	-296	-376	-22	40	-358	-376	-36	71	-341
Rhtkg/Mtkg tkg	avo/seka	-387	-30	1705	1288	-387	-32	1207	788	-387	-32	815	395	-387	-22	287	-122	-387	-36	513	90
Ptkg oj/mu	puustoinen	-46	0	50	4	-46	0	35	-11	-46	0	24	-22	-46	0	8	-38	-46	0	15	-31
Ptkg oj/mu	seka	-57	0	1519	1462	-57	0	1075	1018	-57	0	726	669	-57	0	255	198	-57	0	457	400
Ptkg oj/mu	avo	-79	0	2536	2457	-79	0	1795	1716	-79	0	1212	1133	-79	0	426	347	-79	0	763	684
Ptkg tkg	puustoinen	-46	0	236	190	-46	0	167	121	-46	0	113	67	-46	0	40	-6	-46	0	71	25
Ptkg tkg	seka	-57	0	1705	1648	-57	0	1207	1150	-57	0	815	758	-57	0	287	230	-57	0	513	456
Ptkg tkg	avo	-79	0	2722	2643	-79	0	1927	1848	-79	0	1301	1222	-79	0	458	379	-79	0	819	740
Vatkg/Jätkg oj/mu	puustoinen/seka	-51	0	389	338	-51	0	275	224	-51	0	186	135	-51	0	65	14	-51	0	117	66
Vatkg/Jätkg oj/mu	avo	-57	0	1519	1462	-57	0	1075	1018	-57	0	726	669	-57	0	255	198	-57	0	457	400
Vatkg/Jätkg tkg	puustoinen/seka	-51	0	575	524	-51	0	407	356	-51	0	275	224	-51	0	97	46	-51	0	173	122
Vatkg/Jätkg tkg	avo	-57	0	1705	1648	-57	0	1207	1150	-57	0	815	758	-57	0	287	230	-57	0	513	456
Pelto		-3026	-398	1930	-1493	-3026	-426	1366	-2086	-3026	-429	922	-2533	-3026	-288	325	-2989	-3026	-474	581	-2919
Hylätty pelto		-1363	-278	2013	372	-1363	-297	1425	-236	-1363	-300	962	-701	-1363	-201	338	-1226	-1363	-331	606	-1088
Turvesuo		-938	0	396	-543	-938	0	280	-658	-938	0	189	-749	-938	0	67	-872	-938	0	119	-819
Hylätty turvesuo		-493	0	396	-98	-493	0	280	-213	-493	0	189	-304	-493	0	67	-427	-493	0	119	-374

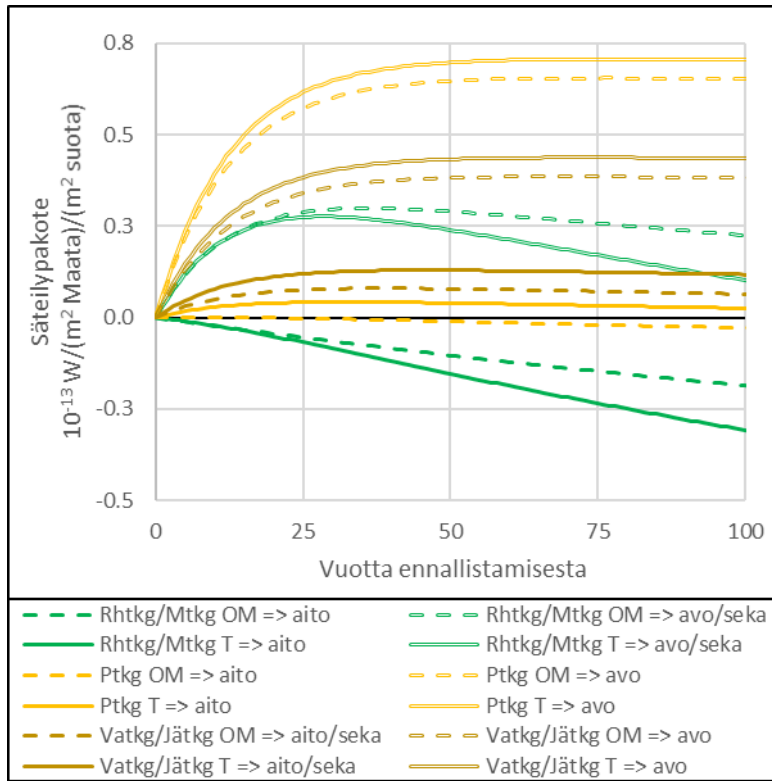


Taulukko 6.2. Puuston ja puutuotteiden keskimääräisen hiilivaraston muutoksen aiheuttamaan säteilypakotteen muutosta vastaavat jatkuvan päästön päästökertoimet (SGWP, g CO₂-ekv./m²/vuosi) 20, 50 ja 100 vuodelle. Laskelmassa ennallistaminen tehdään joko puusto jättämällä tai avohakkaamalla ja sitä verrataan metsätalouteen tai puuston hylkäämiseen. Kaikissa tapauksissa ennallistamisesta koituu positiivinen säteilypakote, mikä johtuu pääasiassa puuston kasvun loppumisesta, kun vesi nousee (puusto jätetään) tai puuston maanpäällisen hiilivaraston vapautumisesta puun käytössä (avohakataan), verrattuna metsätalouteen tai puuston hylkäämiseen. Laskettu Ojasen ja Minkkisen (2020a, 2020b) tulosten perusteella.

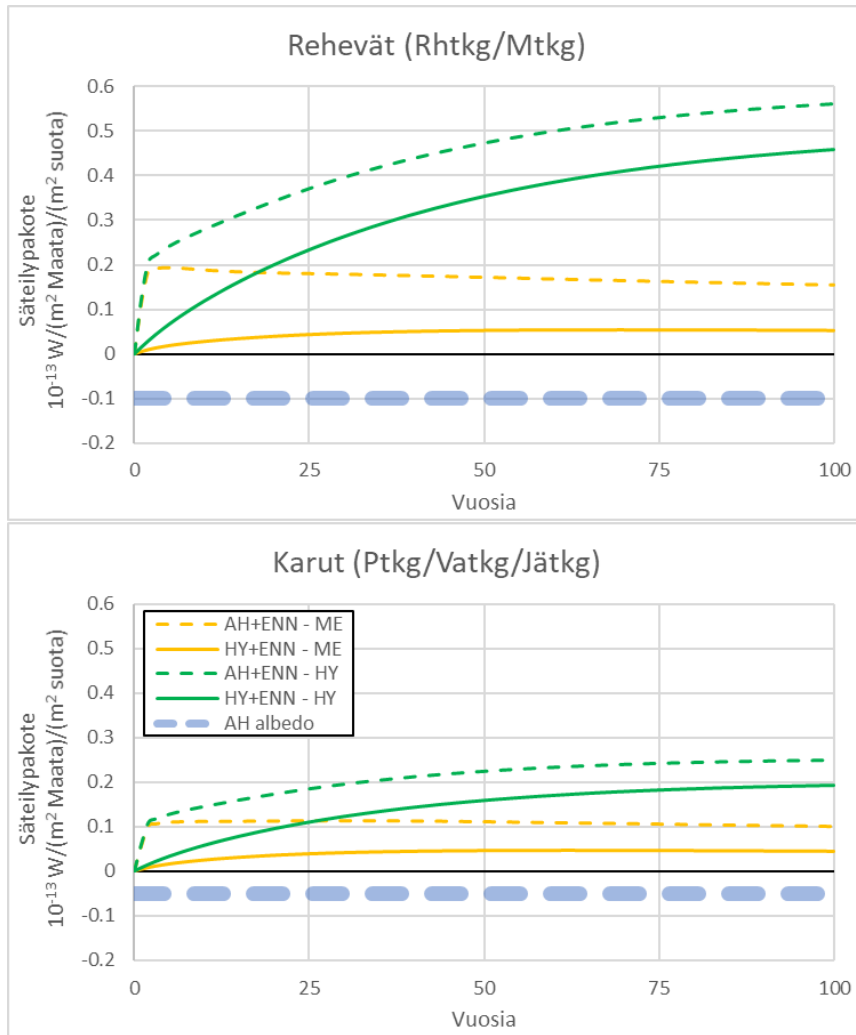
Ojitettu suo	Ennallistettu suo	SGWP20	SGWP50	SGWP100
Rhtkg – Mtkg metsätalous	puusto jätetään	194	134	90
Rhtkg – Mtkg metsätalous	avohakataan	1348	613	333
Rhtkg – Mtkg hylkäys	puusto jätetään	866	751	620
Rhtkg – Mtkg hylkäys	avohakataan	2019	1230	864
Ptkg – Jätkg metsätalous	puusto jätetään	175	120	79
Ptkg - Jätkg metsätalous	avohakataan	795	379	211
Ptkg – Jätkg hylkäys	puusto jätetään	419	349	275
Ptkg – Jätkg hylkäys	avohakataan	1039	608	407



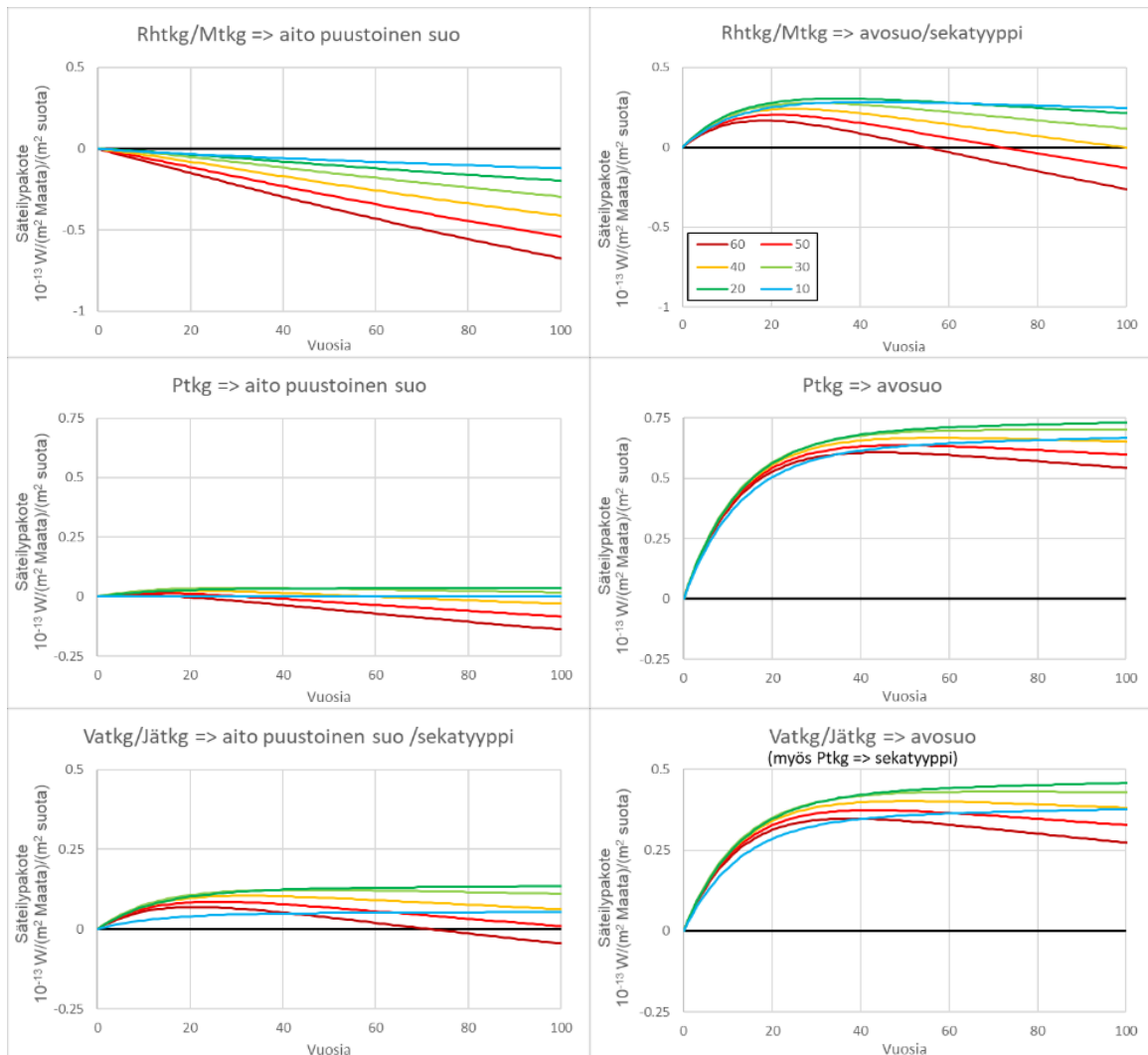
Kuva 6.5. Peltojen ja turvesoiden (turpeenottoalueiden) sekä hylättyjen peltojen ja turvesoiden ennallistamisen maaperän keskimääräisistä päästömuutoksista aiheutuvan säteilypakotteen kehittyminen ennallistamisesta kuluvaan aikaan myötä. Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus. Hylättyihin peltoihin kuuluvat sekä ruohostoiksi jääneet että metsittyneet ja metsitetyt entiset pellot. Hylätyt turvesuot ovat alueita, jotka eivät ole turpeenoton loputtua vettyneet tai siirtyneet pelloiksi tai metsiksi. Ojitettujen ja ennallistettujen soiden päästöt ovat taulukon L.5 (Liite 1) mukaiset.



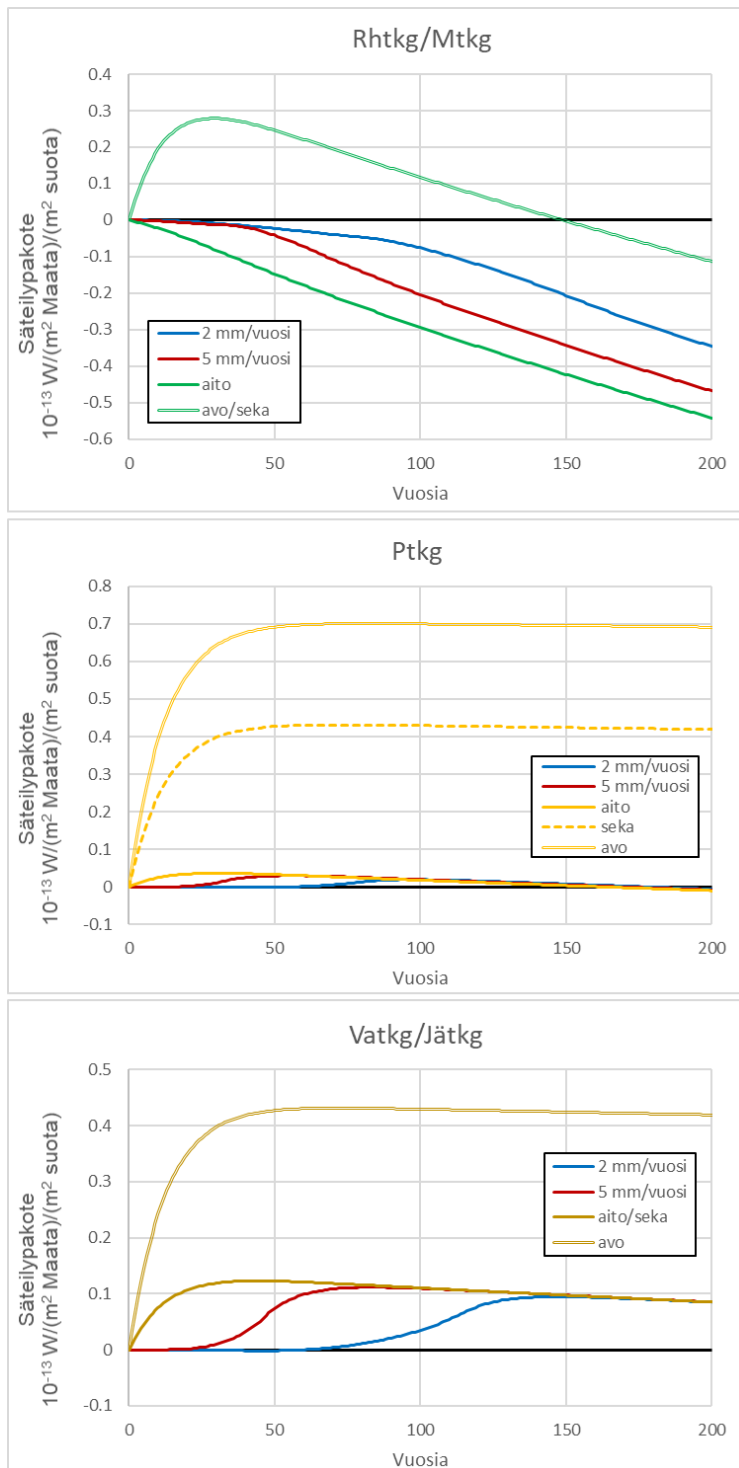
Kuva 6.6. Metsäojitettujen soiden ennallistamisen aiheuttamista keskimääräisistä maaperän päästömuutoksista johtuvan säteilypakotteen kehittyminen ennallistamisesta kuluvan ajan myötä. Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus. Säteilypakotteeseen vaikuttavat ojitetun suon turvekangastyyppi (ravinteisuustaso): ruohoturvekangas (Rhtkg), mustikkaturvekangas (Mtkg), puolukkaturvekangas (Ptkg), varputurvekangas (Vatkg), jäkäläturvekangas (Jätkg); ojitetun suon kuivatusaste: ojikko- tai muuttuma-aste (OM), turvekangasaste (T); sekä ennallistetaanko suo aidoksi puustoiseksi suoksi (aito), sekatyypin suoksi (seka) vai avosuoksi (avo). PtkgT => seka olisi samanlainen kuin Vatkg/JätkgT => avo ja PtkgOM => seka samanlainen kuin ja Vatkg/JätkgOM => avo, eivätkä ne siksi näy kuvassa. Ojitettujen ja ennallistettujen soiden päästöt ovat taulukon L.5 (Liite 1) mukaiset.



Kuva 6.7. Ennallistamisen keskimääräinen säteilypakote puuston ja puutuotteiden hiilivaraston muutoksen takia rehevällä (ruoho- ja mustikkaturvekankaat) ja karulla (puolukka-, varpu- ja jäkäläturvekankaat) metsäojitetulla suolla Ojasen ja Minkkisen (2020a, 2020b) mukaan. Keltaiset käyrät vertaavat ennallistamista metsätalouden jatkamiseen (ME) ja vihreät käyrät puuston jättämiseen kasvamaan ilman hakkuita (HY). Yhtenäiset viivat kuvaavat tilannetta, jossa puusto jätetään suolle ennallistamisen yhteydessä (HY+ENN, ennallistamishetken puuston hiilivarasto pysyy). Katkoviivat kuvaavat tilannetta, jossa suo ennallistetaan avosuoksi eli puusto avohakataan (AH+ENN, vain puuston alkuperäinen maanalainen hiilivarasto pysyy). Sininen katkoviiva kuvaa lisäksi karkeasti albedon kasvamisen viilentävää vaikutusta (Lohilan ym. 2010 mukaan), kun puusto ennallistettaessa avohakataan (AH albedo). Albedovaikutus ei ole mukana muissa käyryissä. Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus.



Kuva 6.8. Metsäojitetun suon ennallistamisen maaperävaikutuksen säteilypakotteen riippuvuus ojitettun suon vedenpinnan syvyydestä (cm, eriväriset käyrät). Eri kuvat ovat ravinteisuudeltaan (rivit) ja ennallistetun suon märkydeltä (vasen/oikea) erilaiset taulukossa 1 esitellyt tapaukset. Huomaa, että y-akselin skaala on erilainen eri riveillä. Ennallistetun suon päästöt ovat taulukon L.5 (Liite 1) mukaiset ja ojitettun suon päästöt ovat taulukon L.6 (Liite 1) mukaiset. Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus. Turvekangastyyppien lyhenteet, ks. kuva 6.6, s. 63.



Kuva 6.9. Maaperän päästömuutosten ilmastovaikutus, kun suo ennallistuu itseksen aidon puustoisien suon kaltaiseksi (ojat tukkeutuvat vähitellen niin, että vedenpinta nousee 2 tai 5 mm vuodessa). Vertailun vuoksi on esitetty aidoksi puustoiseksi suoksi (aito), sekatyypin suoksi (seka) ja avosuoksi (avo) ennallistamisen vaikutukset. Kaikissa tapauksissa lähtökohhta on ojitettu suo, jonka vedenpinta on 30 cm maanpinnan alla. Eri tapausten päästöt, ks. taulukko L.6 (Liite 1). Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus. Turvekangastyyppien lyhenteet, ks. kuva 6.6.



6.7 Soiden ennallistaminen maailmanlaajuisesti

Soiden ojitettamisen ilmastovaikutus ei vesistö- ja monimuotoisuusvaikutusten tai monien muiden ekosysteemipalvelujen tavoin ole luonteeltaan paikallinen (tai edes kansallinen) ilmiö, vaan osa globaalia ilmastovaikutusta ja ilmastonmuutosta. Tällöin eri vaikutuksia tarkasteltaessa ja yhteensovitettaessa on hyödyllistä tarkastella boreaalisten soiden ennallistamisen ilmastovaikutusta osana globaalia kokonaisuutta, esimerkiksi suhteessa muiden kasvillisuusvyöhykkeiden soihin ja niiden ennallistamisen vaikutukseen.

Ojitetut suot ovat maailmanlaajuisesti merkittävä kasvihuonekaasupäästöjen lähde. Ojitettujen soiden pinta-ala, 33–50 miljoonaa hehtaaria, on suhteellisen pieni, vain noin 0,2 prosenttia maapallon maapinta-alasta. Ojitettujen soiden turpeen hävikkiin liittyvien päästöt (noin 1–2 Gt CO₂-ekv./vuosi; Joosten 2010, Leifeld ja Menichetti 2018, Ojanen ja Minkkinen 2020a) ovat kuitenkin noin 25–50 prosenttia kaikista maankäytön päästöistä (noin 4 Gt CO₂-ekv./vuosi, johon sisältyy osa ojitettujen soiden päästöistä; Olivier ym. 2017).

Ojitettujen soiden suurten päästöjen takia ennallistamista pidetään merkittävänä keinona vähentää kasvihuonekaasupäästöjä (Joosten ym. 2012, Gunther ym. 2020). Tämä on hyvin perusteltua. Samoin kuin Suomen ojitetuilla soilla, ennallistamisella (vettämisellä) voidaan muuallakin tehokkaasti estää turpeen hävikkiä (Wilson ym. 2016). Samoin kuin Suomessa, ennallistamisen ilmastoa viilentävä vaikutus on globaalisti sitä suurempi ja nopeampi, mitä suuremmat ojitettujen suon päästöt ovat.

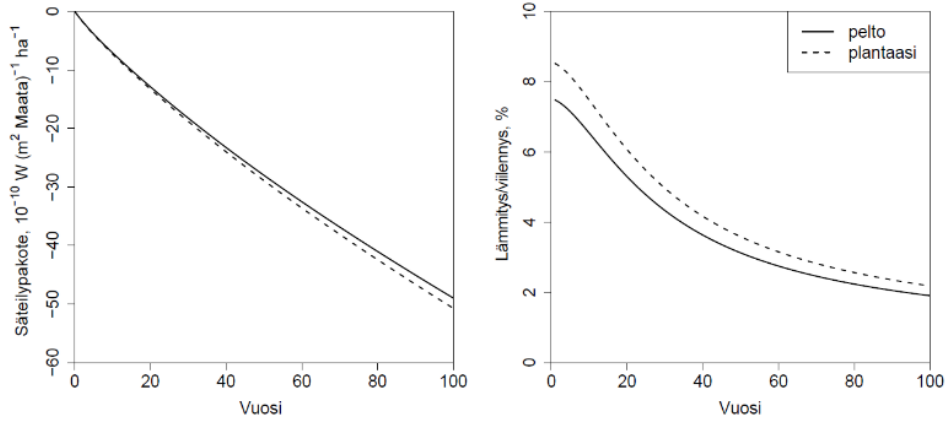
Ojitettujen trooppisten soiden maaperän päästöt ovat niin suuret (noin kaksinkertaiset pohjoisten temperaattisen ja boreaalisen vyöhykkeen suopeltojen päästöihin verrattuna), että niitä ennallistamalla saadaan voimakkain viilentävä vaikutus (kuva 6.10, s. 68). Pohjoisia maatalousmaita ennallistamalla saadaan yleensä voimakas ja nopea vaikutus (suomalaiset pellot kuuluvat boreaalinen pelto -kategoriaan ja entiset pellot boreaalinen ruohosto -kategoriaan). Kuitenkin märimmillä rehevillä ruohostoilla ennallistamisen vaikutus on alkuun ilmastoa lämmittävä, koska turpeen hävikki on melko hidasta ja ennallistetun suon metaanipäästö on suuri. Metsäojitetuilla soilla turpeen hävikki on selvästi maatalousmaita hitaampaa, ja ennallistamisen vaikutus on usein aluksi lämmittävä, vaikka ennallistetun suon metaanipäästöt eivät kohoa luonnontilaista korkeammaksi.

Jos kaikki ojitetut suot ennallistettaisiin, saataisiin selvä ja välitön ilmastoa viilentävä vaikutus (kuva 6.11, s. 69). Trooppisia ojitettuja soita, pohjoisia maatalouteen ojitettuja soita ja pohjoisia metsäojitettuja soita on ojitettujen soiden pinta-alasta suunnilleen yhtä suuri osuus. Viilentävästä vaikutuksesta kuitenkin kaksi kolmannesta tulee troopiikista ja yksi kolmannes maatalouteen ojitetuilta soilta. Metsäojitettujen soiden osuus soiden ennallistamisen ilmastovaikutuksesta on hyvin pieni.

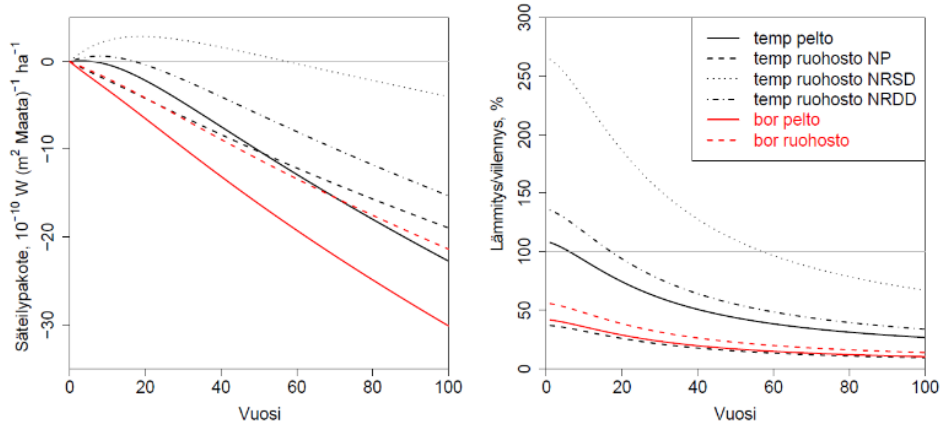
Trooppisten soiden ja maatalouteen ojitettujen pohjoisten soiden ennallistaminen on hyvin perusteltua, kun etsitään nopeita ja tehokkaita keinoja viilentää ilmastoa. Sen takia niiden pitäisi olla ojitetuista soista ensisijaisia kohteita, kun ilmastonmuutoksen torjuntaan käytettäviä resursseja suunnataan. Metsäojitettujen soidenkin ennallistaminen tai ennallistumaan jättäminen on pitkän aikavälin (satoja/tuhansia vuosia) ilmastoa viilentävien vaikutusten takia perusteltua, mutta suuria nopeita viilentäviä vaikutuksia on vaikea saada aikaan. Tämä ei tarkoita, että metsäojitettujen soiden päästöt olisivat merkityksettömiä, mutta ennallistaminen ei ole muutaman vuosikymmenen aikaskaalassa tehokas keino vähentää niitä.



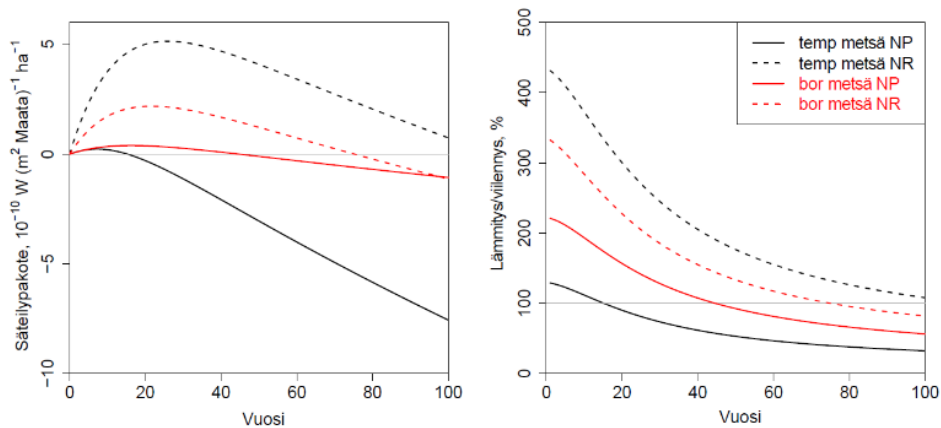
Trooppiset ojitetut suot



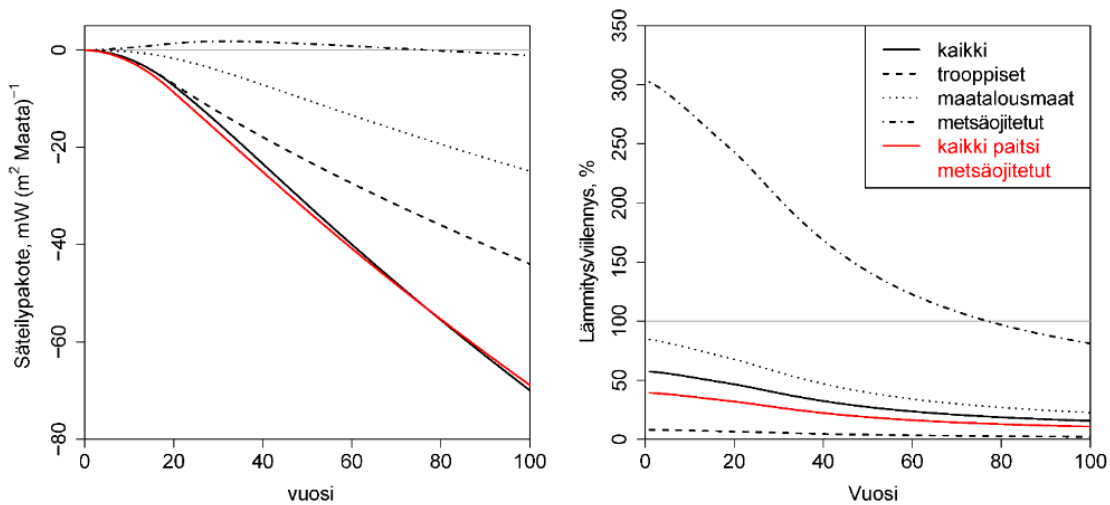
Pohjoiset maatalousmaat



Pohjoiset metsäojitetut suot



Kuva 6.10. Trooppisten ojitetujen soiden (ylhäällä), pohjoisten maatalousmaan soiden (keskellä) ja pohjoisten metsäojitetujen soiden (alhaalla) ennallistamisen aiheuttamien maaperän päästömuutosten aiheuttama säteilypakote (kuvat vasemmalla). Positiiviset arvot = lämmittävä vaikutus, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus. Oikeanpuoleisissa kuvissa näytetään, kuinka suuren osan (%) metaanipäästön lisääntymisen lämmittävä vaikutus kumoo hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöjen vähenemisen viilentävästä vaikutuksesta. temp = temperaattinen, bor = boreaalinen, ruuhosto = pysyvä ruuhosto (laidun tms.), NP = karu, NR = rehevä, SD/DD = matala/syvä ojitus. Lähde: Ojanen ja Minkkinen (2020a, b).



Kuva 6.11. Ennallistamisen aiheuttama säteilypakote (vasemmalla, negatiiviset arvot = viilentävä vaikutus) ja lämmittävän ja viilentävän vaikutuksen suhde (oikealla), kun oletetaan että kaikki maailman ojitetut suot ennallistetaan seuraavan 20 vuoden aikana. Punainen viiva kuvaa vaihtoehtoa, jossa kaikki paitsi metsäojitetut suot ennallistetaan. trooppiset = trooppiset ojitetut suot (9 milj. ha), maatalous = pohjoiset maatalouteen ojitetut suot (13 milj. ha), metsäojitetut = pohjoiset metsäojitetut suot (11 milj. ha). Lähde: Ojanen ja Minkkinen (2020a).

6.8 Pohdintaa – mitä ennallistamisella voidaan saavuttaa ilmaston kannalta?

Ojitettuja soita ennallistamalla voidaan palauttaa luonnontilaisen suon kaltaiset maaperän kasvihuonekaasutaseet: ennallistaminen pienentää hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöjä ja parhaassa tapauksessa muuttaa suon hiilidioksidinieluksi ja palauttaa typpioksiduulipäästön luonnontilaisen suon alhaiselle tasolle. Toisaalta ennallistettu suo voi luonnontilaisen suon tapaan olla merkittävä metaanilähde. Päästövähennykskeinona ennallistaminen on sitä tehokkaampi, mitä nopeampaa ojitetun suon turpeen hävikki on: suopeltoja takaisin soiksi ennallistamalla saadaan suurimmat päästövähennykset, mutta karuja metsäojitettuja soita takaisin soiksi ennallistamalla päästöt jopa kasvavat ja vaikutus on ilmastoa lämmittävä vuosikymmenien tai jopa vuosisatojen ajan. Kun ennallistetaan metsäojitettuja soita, joilla maaperän hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöt ovat suhteellisen pienet, ennallistetun suon metaanipäästö ja puuston kohtalo ovat keskeisiä ilmastoa viilentävän vaikutuksen aikaansaamiseksi.

Ojitetulla suolla pohjaveden pinnan yläpuolella oleva turve yleensä vähitellen hajoaa ja sen hiili vapautuu hiilidioksidina ja osa tyyppistä typpioksiduulina ilmakehään. Siten pitkän aikavälin (satoja ja tuhansia vuosia) ilmastonsuojelun kannalta turpeen suuren hiilivaraston säilyttäminen on keskeistä. Esimerkiksi 100 m³/ha puuston hiilivarasto vastaa vain noin 10 cm paksuisen turvekerroksen hiilivarastoa. Turpeen hiilivaraston säilyttämiseen suon ennallistaminen on paras keino, koska turve säilyy sitä varmemmin, mitä märempi suo on. Ainoastaan karuilla metsäojitetuilla, maltillisesti kuivatetuilla soilla turpeen säilyttäminen ojitetulla suolla voi olla mahdollista. Turpeen säilyttämisen kannalta ojitetun suon ennallistaminen on sitä merkittävämpi teko, mitä paksumpi turvekerros suossa on. Turvekerros vaihtelee olemattomasta useisiin metreihin. Sekä metsäojitetuilta että pelloksi raivatuilta soilta löytyy merkittäviä määriä niin ohut- kuin paksuturpeisia maita (Korhonen ym. 2017, Kekkonen ym. 2019).

Metsäojitettuja soita ennallistamalla on useimmissa tapauksissa vaikea saada aikaan nopeita ilmastoa viilentäviä vaikutuksia. Metsäojitetut suot ovat kuitenkin helpoimpia ennallistettavia ja etenkin karuja metsäojitettuja on runsaasti saatavilla ennallistettaviksi. Metsäojitetun suon ennallistamista voi ilmasto-vaikutusten kannalta pitää hyödyllisenä toimenpiteenä lyhyellä aikavälillä vain rehevillä soilla, silloin kun ennallistamisen lopputulos on vähän metaania päästävä, aitojen puustoisten soiden kaltainen. Myös sellaisten



metsäojitetuiksi luokiteltujen soiden, jotka ovat metsittyneitä tai metsitettyjä peltoja, ennallistamisella voidaan saada lyhyellä aikavälillä viilentäviä vaikutuksia, jos metaanipäästö jää laskelmassa käytettyä melko suurta arvoa pienemmäksi. Ennallistamisella voidaan myös vähentää ilmastonmuutoksen aiheuttamia riskejä, koska ilmaston lämpeneminen todennäköisesti kasvattaa turvepalojen riskiä ja nopeuttaa muutenkin turpeen hävikkiä ojitetuilla soilla.

Vaikka metsäojitettujen soiden ennallistaminen ei usein ole tehokas keino torjua ilmastonmuutosta lähivuosikymmeninä, tilanne tarjoaa myös muita, ilmastonmuutoksen torjunnan kannalta mielenkiintoisia mahdollisuuksia. Koska jo tehty ojitus altistaa vain suon ylimmän turvekerroksen hajotukselle, suuri osa paksuturpeisen suon turpeen hiilivarastosta voitaisiin säilyttää yksinkertaisesti jättämällä metsäojitettu suo ennallistumaan itsekseen (Ojanen 2018). Tämä mahdollistaisi myös puuston hiilinielun hyödyntämisen lähivuosikymmeninä, koska puustoisien suon itsestään vettyminen ei ole nopeaa.

Ennallistamisen ilmastovaikutus voitaisiin myös saada mahdollisimman positiiviseksi ennallistettavien soiden ja ennallistamismenetelmien valinnalla. Esimerkiksi suurta metsäojitettua suokokonaisuutta ennallistettaessa voitaisiin niillä suon osilla, joilla se on monimuotoisuuden tai vesistövaikutusten takia tärkeää, ennallistaa suo märeksi avosuoksi. Muilla suon osilla voitaisiin mahdollisuuksien mukaan pitää vedenpinnan nousu sen verran maltillisena, että metaanipäästö jää kohtuullisen alhaiseksi ja puusto parhaassa tapauksessa jatkaa kasvuaan. Ennallistamisen vaikutuksiin liittyvien kompromissien systemaattinen tarkastelu ja niiden mukainen priorisointi, niin että otetaan huomioon monimuotoisuus, ilmasto- ja vesistönäkökulmat, onkin ensiarvoisen tärkeää, erityisesti jos soiden ennallistaminen lisääntyä merkittävästi.

Samoin voitaisiin esimerkiksi valita ennallistettavaksi mahdollisimman kuivia ja tehokkaasti lannoitettuja ja kalkittuja peltoja ja pyrkiä pitämään ennallistettu suo sen verran kuivana, että kaikkein suurimmat metaanipäästöt vältetään. Tällä on varmasti huomattava vaikutus ennallistamisen ilmastovaikutukseen, vaikka tämänhetkinen tutkimustieto ei mahdollistaisikaan tarkkojen lukuarvojen laskemista kuin metsäojitetuille soille. Eri maankäytöissä olevien soiden ennallistamisen ilmastovaikutusta vertailtaessa pitää huomata, että metsäojitettujen soiden jakautuminen paljon useampaan kategoriaan kuin peltojen tai turvesoiden johtuu osin siitä, että metsäojitetuista soista on paljon enemmän tutkimustietoa kuin pelloista ja turvesoista.

Ojitetuilla soillamme on ristiriitainen tilanne. Mitä suuremmat kasvihuonekaasupäästöt ojitetulla suolla on, sitä rehevämpi ja ihmisen kannalta käyttökelpoisempi suo on, mutta ilmastonmuutoksen torjumiseksi juuri sellaiset suot pitäisi ennallistaa. Karuja ja vähäpäästöisiä soita voisi taas ennallistaa helposti ja paljon, mutta niiden ennallistamisen vaikutus ilmastoon jää vähäiseksi. On oltava ennakkoluuloton, rohkea ja avoin uusille ajatuksille, kuten kosteikkoviljelylle (Vasander 2020). Ainakin uusia tapoja käyttää soita pitäisi monipuolisesti kokeilla ja tutkia. Tempora mutantur, nos et mutamur in illis.



7. SOIDEN EKOSYSTEEMIPALVELUT JA ENNALLISTAMINEN

Suot tuottavat monia eri ekosysteemipalveluita, joihin ojitus ja siten myös ennallistaminen merkittävästi vaikuttavat. Puuntuotannon ja jo aiemmissa luvuissa mainitun hiilen sitomisen ohella soiden tuottamia potentiaalisia ekosysteemipalveluita ovat esimerkiksi tulvasuojelu, virkistyskäyttö (Zedler and Kercher 2005) sekä erilaiset sosiokulttuuriset hyödyt kuten maisema ja hiljaisuus (Bonn ym. 2016).

Ennallistamisen vaikutuksesta soiden ekosysteemipalveluihin on toistaiseksi melko vähän tietoa, joten vaikutuksia joudutaan yleensä päättämään luonnontilaisten soiden tuottamien ekosysteemipalveluiden pohjalta. Ihmisten ekosysteemipalveluihin liittyvät preferenssit vaihtelevat voimakkaasti, mikä samalla vaikuttaa siihen, kuinka ennallistamiseen ja sen tuottamiin ekosysteemipalveluihin yleisesti asennoidutaan (Tolvanen ym. 2016).

Soiden merkitystä tulvasuojelun kannalta ei ole Suomessa tutkittu. Evans ym. (2014) tarkastelivat asiaa tutkimuskirjallisuuden perusteella ja päättelivät, että tasaisilla alavilla alueilla sijaitsevat suot (vrt. Suomen aapasuot) voivat varastoida suuriakin määriä vettä, kun taas yläköaluiden peittosuot ovat enemmän tulvaveden lähteitä kuin puskuroijia. Rahkasammalen lisääntymisen ennallistamisen jälkeen arveltiin heikentävän tulvapiikkejä. Nämä tulokset viittaavat siis siihen, että ennallistamisella voi olla tulvia puskuroivaa vaikutusta.

Suot ovat tärkeä virkistysympäristö ja niitä käytetään muun muassa marjastukseen, retkeilyyn, lintujen tarkkailuun metsästykseseen ja hiihtämiseen (Ojala ym. 2013, Tolvanen ym. 2013a). Erityyppiset suot soveltuvat virkistyskäyttöön virkistysmuodosta ja vuodenajasta riippuen ja siksi myös ennallistamisen vaikutukset soiden virkistysarvoihin vaihtelevat. Marjastajien kannalta ihanteellisia soita ovat erityisesti puustoiset suot ja rämeet, kun taas lintuharrastajat suosivat avoimia ja märkiä ympäristöjä, joissa pesii alueelle tyypillisiä lajeja (Ojala ym. 2013). Vaikka erityisesti soiden marjastus- ja retkeilykäyttö on usein paikallista ja asutuksen lähialueella tapahtuvaa, laajojen maineikkaiden suoalueiden ennallistaminen voi vaikuttaa myös matkailua edistävästi. Riistalinnuista erityisesti riekko on kärsinyt ojituksen jälkeisestä puustottumisesta, joten soita ja kosteikkoja ennallistetaan riekon ja muiden metsäkanalintujen sekä metsähanhien elinympäristöjen parantamiseksi sekä valtion että yksityisillä mailla.

Julkaistu tutkimustieto siitä, palautuvatko soiden marjasadot (hilla, karpalo) ja riistalinnusto, kuten ennallistamisen osalta on oletettu (Anderson ym. 2016) ja missä ajassa se tapahtuu, puuttuu kuitenkin toistaiseksi. Metsäojitettujen soiden ennallistamisella on todettu olevan vaikutusta hillan peittävyteen (Haapalehto ym. 2011), ja suonpohjilla karpalon peittävyys on todettu kasvavan ennallistamisen jälkeen (Poulin ym. 2013), mutta näissäkään tutkimuksissa ei varsinaisista marjasadoista ollut mainintaa. Suonpohjia on aktiivisesti käytetty suomarjojen viljelyyn esimerkiksi Kanadassa ja Suomessa (Theroux ym. 2009) ja Virossa (Vahejoe ym. 2010), mutta suoviljelyn aihepiiriä ei tässä raportissa tämän tarkemmin tarkastella.

Soilla on myös suuri merkitys kulttuuristen ekosysteemipalveluiden, kuten maiseman kauneuden, hiljaisuuden ja luontokokemusten lähteenä (Waylen ym. 2016). Metsäojitettujen ennallistettujen soiden maisemaa voivat aluksi heikentää ennallistamistöiden näkyminen maastossa sekä vasta tukittujen oijen vaikeakulkuisuus. Tätä voivat kuitenkin parantaa alueelle varta vasten perustetut retkeilyrakenteet ja opasteet, jotka toimivat luontokasvatuksen välineenä ja koulutusmateriaalina (Elämyksiä ennallistamisesta 2006). Ennen pitkää ennallistettu suomaisema muuttuu luonnontilaisen suon kaltaiseksi ja sen virkistysarvot ja kulkukelpoisuus palautuvat. Koska virkistyskäyttöpotentiaali riippuu paljolti suon saavutettavuudesta, monien virkistyskäyttäjien mielestä ennallistaminen on toivottua erityisesti asutuksen läheisyydessä (Ojala ym. 2013). Luonnontilaisten soiden tuotteita on Britanniassa hyödynnetty myös taiteen ja käsitöiden lähteenä esimerkiksi sarojen ja pajujen kudonnan muodossa, ja Suomessa vastaavanlaista toimintaa on käynnistetty ennallistettuihin suonpohjiin liittyen osana Iin Taidebiennaalia (<https://artii.fi/fi/news-articles/biennaali-kesakuussa/>, mapd.fi 2020).

Soiden merkitys poron laidunalueille perustuu siihen, että vasat saavuttavat teuraspainonsa pääosin soilta saatavasta ravinnosta (Nyström ym. 2013). Luonnontilaisilla soilla eläviä poroja ei tarvitse myöskään kesällä ruokkia, paimentaa eikä tarhata. Luonnontilaiset rehevät suot ovatkin poron tärkein kesälaidunalue, jonka määrää ja laatua ojitukset ja turvetuotanto ovat merkittävästi heikentäneet.



Porojen tärkeät ravintokasvit keväällä ja kesällä ovat esimerkiksi tupasvilla ja raate (Nyström ym. 2013), jotka palautuvat ennallistetulle alueelle nopeasti. Erityisesti rehevien metsäojitettujen soiden ennallistaminen voi palauttaa poron kesälaidunalueita, ja siitä syystä ennallistaminen katsottiin poronhoitajien mielestä suositummaksi soiden käyttövaihtoehdoksi Pohjois-Pohjanmaalla tehdyssä haastattelututkimuksessa (Nyström ym. 2013). Ennallistamisen hyötynä on myös maiseman yhtenäistyminen, sillä ojat ja tiheä puusto vaikeuttavat kulkemista ja porotokkien kuljettamista erotusaitoihin.

Myös suonpohjien jälkikäytöllä on suuri merkitys poroelinkeinolle. Paras jälkikäyttömuoto on poronhoitajien mielestä soiden vesitys, eli kosteikon ja lintujärven rakentaminen tai soistaminen, koska toimenpiteiden jälkeen suolle alkaa ilmaantua porolle mieluisaa kasvillisuutta (Nyström ym. 2013). Suonpohjien vesityksen on todettu palauttavan porot takaisin alueelle niin hyvin, että ennallistetuille alueille on alettu rakentaa kesämerkkupaikkoja. Uusin keino parantaa suonpohjien merkitystä poronhoidolle on lisätä poron ravintokasvien aktiivisen kylvön ja istutuksen keinoin (Tarvainen ym. 2018).



8. SOIDEN ENNALLISTAMISEN KUSTANNUKSET JA TYÖLLISYYSVAIKUTUKSET

Soiden ennallistamiselle on yhteiskunnallisessa keskustelussa esitetty erilaisia määrällisiä ja laadullisia tavoitteita. Samoin erilaisissa projekteissa sekä työryhmien toimesta on laskettu ja arvioitu ennallistamisen kustannuksia (Tolvanen ym. 2013b, Kotiaho ym. 2015).

8.1 Ennallistamismenetelmäkohtaiset kustannukset

Yksi ennallistamisen tavoitteista on kustannusvaikuttava ekosysteemien tilan parantaminen. Erilaisten ennallistamismenetelmien välillä on isoja eroja kustannuksissa. Yleensä niin, että kyseessä olevalla kohteella vaikuttavamman lopputuloksen aikaan saaminen tarkoittaa suurempia kustannuksia, joko tarkemman suunnittelun tai sitten monimutkaisempien toimenpiteiden muodossa (esim. Mälson ym. 2010, ELITE-raportti). Päämenetelmittäin ennallistamisen kustannukset vaihtelevat: vesien palauttaminen noin 300 €/ha, varsinainen ennallistaminen puutuloja hyödyntäen noin 500 €/ha, varsinainen ennallistaminen ilman puutuloja noin 1000 €/ha ja tarkemmat toimenpiteet ja/tai pienialaisemmat kohteet > 1000 €/ha. Tarkempia lukuja on arvioitu esimerkiksi soiden ennallistamisoppaassa (Tolvanen ym. 2013b) ja ELITE-raportissa (Kotiaho ym. 2015).

Usein normaalimenetelmin toteutettavan suon ennallistamisen kustannukseksi on Suomessa arvioitu karkeasti noin 1000 euroa/hehtaari. Tällä hinnalla kannattamattomien ojitusaluiden rehevempien kohteiden, noin 200 000 hehtaaria, kokonaishintalapuksi tulisi 200 miljoonaa euroa, ja kaikkien kannattamattomien ojitusaluiden kokonaishinnaksi 1 000 miljoonaa euroa. Nämä luvut ovat vain karkeita arvioita, mutta antavat kuvan rahallisten kustannusten suuruusluokasta. Toisaalta yhdenkin kriittisen ojan tukkimisella voidaan saavuttaa kymmenien hehtaarien vettämisaikutus etenkin aapasoilla. Tällöin hehtaarikohtaiset kustannukset jäävät muutamiiin kymmeniin euroihin. Jos ennallistamista toteutetaan kannattamattomien ojitusaluiden ulkopuolella, vaihtelevat kustannukset merkittävästi sen mukaan, korvataanko ennallistamisesta syntyvät tulon menetykset esimerkiksi maanostoilla. Esimerkkinä tästä on soiden suojelun täydennysehdotus, jossa suojeluun halutut kohteet oli rajattu niin, että ne sisälsivät ojittamattomien osien ympärillä olevat, ojittamattomiin osiin hydrologisesti kytkeytyneet metsäojitetut suoalueet. Tällöin tuleviksi ennallistamiskohteiksi priorisoitui alueita, joiden hinta on lopulta noin kaksinkertainen pelkkiin ennallistamiskustannuksiin nähden (keskimääräinen maanostohinta oli noin 1 000 euroa/hehtaari). On kuitenkin syytä huomata, että kohderajaukseen sisällytetyt metsäojitetut alueet oli asiantuntijoiden puolesta katsottu olevan tärkeitä ennallistaa suon ojittamattomien osien säilymisen kannalta. Tällöin näiden alueiden vaikuttavuus, eivät pelkästään kustannukset, ovat suuremmat kuin hydrologisesti (ja lajistollisestikin) vähemmän kytkeytyneiden alueiden kohdalla (Kareksela ym. 2019). Varsinaista kustannusvaikuttavuutta laskiessa euro/hehtaari ei siis ole riittävä mittari, vaan tarvitaan myös tieto kyseessä olevan alueen ekologisesta vaikuttavuudesta arvioituna esimerkiksi Suomen tai Euroopan boreaalisen vyöhykkeen laajuisen suoluonnon kannalta. Tällaisessa arvioissa keskeistä on ennallistamistoimien todellinen vaikutusalue sekä vaikutusalueella olevien suoelinympäristöjen harvinaisuus ja uhanalaisuus. Tällä hetkellä esimerkiksi vesien palauttamisen vaikutusalueen laajuutta selvitetään osana Helmi-ohjelmaa Etelä-Pohjanmaan ELY-keskuksen johdolla. Myöskään ojien tukkimisen vaikutusalueen laajuutta erilaisissa tapauksissa ei ole kunnolla raportoitu.

Yllä mainituissa kustannuksissa ja kustannusvaikuttavuuslaskelmissa ei ole huomioitu toimenpiteiden mahdollisia ekosysteemipalveluhyötyjä (luku 8), eikä toisaalta mahdollisista negatiivisista vaikutuksista seuraavia yhteiskunnallisia kustannuksia. Esimerkiksi ilmasto vaikutusten kohdalla ennallistettavan suo-ekosysteemin ominaisuudet vaikuttavat huomattavasti tähän laskelmaan (luku 7). ELITE-työssä (Kotiaho ym. 2015) huomioitiin keskeiset ekosysteemipalveluvaikutukset toimenpiteiden ja elinympäristöluokkien välisessä priorisaatiossa, vaikka taloudellista merkitystä ei kunnolla pystyttykään arvioimaan. Tämän asiantuntija-analyysin perusteella soiden ennallistamisella oli lähinnä positiivisia pitkän aikavälin ekosysteemi-palveluvaikutuksia esimerkiksi riistan, vesistö- ja hiilivarastonäkökulmien kautta (Haapalehto ym. 2015).



8.2 Ennallistamisen työllisyys- ja aluetaloudelliset sekä muut yhteiskunnalliset vaikutukset

Ennallistamisen työllisyysvaikutukset (karkea arvio Suoverkosto LIFE -projektissa) ovat noin 10 henkilötyövuotta 1 000 ennallistamishehtaaria kohti. Tämä luku pitää sisällään työn suunnittelun ja toteutuksen. Esimerkiksi kannattamattomien ojitusalueiden rehevimpien kohteiden (noin 200 000 hehtaaria) ennallistaminen tarkoittaa tällöin noin 2 000 henkilötyövuoden työllistävää vaikutusta. Ennallistamisella voidaan näin arvioida olevan suhteellisen merkittäväkin työllistävä vaikutus etenkin syrjäseuduilla, joilla ennallistamiskohteet suurelta osin sijaitsevat. On kuitenkin huomioitava, että näin suuri osaavan työvoiman tarve voi myös muodostua pullonkaulaksi toteutukselle.

Ennallistamistoimilla on vaikutusta aluetalouteen myös ennallistamisesta syntyvien rahavirtojen kautta. Metsähallituksen arvion perusteella 6,7 miljoonan euron Suoverkosto-LIFE-hankkeen aluetaloudelliset vaikutukset olivat yhteensä 17,5 miljoonaa euroa. Tämä koostui lähinnä ennallistamistoimenpiteiden suorista vaikutuksista esimerkiksi kaivinkoneyrittäjille sekä epäsuorista vaikutuksista, jotka syntyivät hankkeen rahoitusta saaneiden yritysten ja hanketyöntekijöiden ostoista paikallisilta yrittäjiltä.

Soiden ennallistamisella voi olla merkitystä myös laajemmin monimuotoisuuden ja ekosysteemipalvelujen turvaamisen kannalta, esimerkiksi niin sanotun sosiaalisen kapasiteetin rakentamisen kautta. Tällöin pienilläkin kohteilla ja töillä voi olla kokoaan isompi vaikutus niiden toimiessa konkreettisenä linkkinä yksittäisten ihmisten ja luonnon välillä. Esimerkiksi patotalkoot (Aalto & Aalto 2018) tarjoavat yhteisöllisyyttä, yksittäisten kansalaisten osallistumista ympäristön hoitoon ja ympäristökasvatusta uudelle sukupolvelle. Lisäksi esimerkiksi Hydrologia LIFE -projektissa (www.metsa.fi/hydrologialife) on havaittu yhtiöiden olevan erittäin kiinnostuneita osallistumaan ojien tukkimiseen osana työhyvinvointitoimintaa. Ennallistaminen toimii myös luontevana keinona kytkeä yhteiskunnan eri osa-alueita luontoon paikallistason toiminnan kautta, mikä on ollut osaltaan kantavana ajatuksena muun muassa Lumimuutos-osuuskunnan toiminnassa.



9. SOIDEN ENNALLISTAMINEN JA EKOLOGINEN KOMPENSAATIO

Yksi viimeaikaista soiden ennallistamiskeskustelua yhdistänyt teema on soiden ennallistaminen ekologisen kompensaation keinona. Karkeasti kompensaatiot voidaan jakaa kokonaisvaltaisesti ekosysteemejä huomioiviin ja jotain tiettyä ekosysteemin elementtiä tai toimintoa korvaaviin. Ilmastovaikutusten kompensointi lienee yleisin yhteen ekosysteemin toimintoon tai ominaisuuteen keskittyvä kompensointityyppi, näin myös soilla.

Suomessa kokonaan tai osittain ekosysteemipalveluiden näkökulmasta soita ennallistavia toimijoita ovat esimerkiksi Hiilipörssi-osakeyhtiö ja Lumimuutos-osuuskunta. Ilmastovaikutusten kompensaatioon liittyen suot ovat kuitenkin kompleksinen elinympäristötyyppi, kuten tämänkin selvityksen ilmastovaikutusosiosta käy ilmi. Soita ennallistettaessa vapautuva metaani tekee lyhyen aikavälin ”ilmasto/hiilikompensaatioista” useissa tapauksissa toimimattomia, ainakin lähivuosikymmenten (pisimmillään kuitenkin vuosisatojen) ajallisella mittakaavalla tarkasteltuna (luku 6).

Kokonaisvaltaisemman ekologisen kompensaation näkökulmasta selvityksen tulokset tukevat soiden soveltumista kompensaatiokohteiksi: tarvittavat ennallistamismenetelmät ovat suhteellisen yksinkertaisia, varmoja ja kustannustehokkaita, ja ekosysteemin palautuminen sekä rakenteen että toiminnan suhteen alkaa melko nopeasti ennallistamistoimenpiteiden jälkeen (esim. Kareksela ym. 2015, Maanavilja ym. 2014, 2015). Yhtenä epävarmuustekijänä suoekosysteemin kokonaisvaltaisemmassa kompensaatioissa on kuitenkin vaateliaamman lajiston palautuminen. Uhanalaista tai harvinaista lajistoa sisältävän kohteen lajistollinen kompensaatio ei kokonaisuudessaan näytä toteutuvan ainakaan noin 20 ennallistamista seuraavan vuoden aikana (suhteessa luonnontilaiseen referenssiin), mikä oli tässä selvityksessä löydettyissä tutkimuksissa pisin tarkasteltu aikaväli. Erityisesti rehevämpien ja lajistoltaan runsaampien soiden ekologinen kompensaatio vaikuttaisi lajiston palautumisen näkökulmasta epävarmemmalta toimenpiteeltä kuin karumpien ja yleisempiä lajeja sisältävien suoekosysteemien kohdalla. Karumpien soiden kohdalla ekologinen kompensaatio voikin toimia suhteellisen hyvin myös lajistollisesta näkökulmasta. Puutteellisten tutkimustiedon ja kokemusten vuoksi lajiston siirtoistutusten toimivuutta ennallistamisen vaikuttavuuden tai kompensaatioiden kokonaisvaltaisuuden lisäämiseksi ei voitu tässä selvityksessä käsitellä.

10. SELVITYKSESSÄ ESILLE NOUSSEET TIETOTARPEET JA KÄYNNISSÄ OLEVIA TUTKIMUKSIA

Biodiversiteettivaikutusten osalta on epäselvää, onko epätäydellinen palautuminen tyypillistä tietyille lajeille vai suhteellisen satunnaista harvinaisempien ja ennallistamisen hetkellä kohteelta puuttuvien lajien välillä. Tähän pystytään ainakin osittain vastaamaan Metsähallituksen koordinoimalla ennallistamisen seuranta-verkostolla sekä toisaalta mahdollisuuksien mukaan tarkastelemalla aiempien tutkimusten lajiston palautumista yhtenä kokonaisuutena. On myös edelleen epäselvää, kuinka kauan lajiston palautuminen luonnontilaista vastaavaksi kestää tai tapahtuuko se ollenkaan. Jälkimmäisessä tapauksessa olisi syytä selvittää lajiston takaisin siirtojen tarve, mahdollisuudet ja kustannukset. Toisaalta palautuvia harvinaisempia lajeja voi olla vaikeampi havaita ennallistetuilta soilta kuin luonnontilaisilta, ennallistamisen jälkeen palautuvien populaatioiden ollessa harvalukuisempia ja hajanaisempia. Lajistollisen ennallistamisen tulokinnassa pätevät yleiset biodiversiteetin suojeluun liittyvät tiedolliset haasteet: puutteellinen tieto siitä, mitä lajeja luonnontilaisella vastaavalla suolla kaikkien esiintyisi, sekä puutteellinen kyky havaita kaikkia ennallistetun kohteen lajeja (siellä ojituksen aikana säilyneitä tai sinne palanneita). On myös hyvä huomioida, ettei esimerkiksi soiden ennallistamisen seurantaverkoston tavoitteena ole havainnoida kaikkia seuranta-kohteilla ennallistamisen eri vaiheissa esiintyviä lajeja vaan se keskittyy pääasiassa suoekosysteemien ja niiden kasviyhteisöjen palautumisen seuraamiseen kokonaisuutena.

Vesistövaikutuspuolella selkeimmäksi tietotarpeeksi nousevat vesien palauttamisen (ohjaaminen kuivahtaneen aapasuon keskelle) vaikutukset. Toimenpiteen vaikutusalue kasvillisuuden kannalta ja toisaalta ravinteiden pidätyskyvyn palautuminen ovat vielä puutteellisesti tunnettuja, vaikka kyseinen menetelmä onkin nostettu esiin kustannustehokkaimpana soiden ennallistamismenetelmänä ELITE-raportissa. Tällä hetkellä kuitenkin juuri käynnistyneessä Helmi-ohjelmassa rahoitetaan useita vesien palautuksen vaikutuksia ja



mahdollisuuksia selvittäviä projekteja, joten tieto vesien palautuksen toimivuudesta täydentynee lähitulevaisuudessa.

Erikoistapauksena soiden ennallistamisen vesistövaikutusten tietotarpeesta voidaan mainita alueet, joilta on riski happamalle huuhtoumalle kuten happamat sulfaattimaat tai mustaliuskealueet. Näiden riskimaa-alueiden ennallistamisen vaikutuksista ei ole tutkittua tietoa, joten niitä ei ole tässä raportissa käsitelty. Joitain alustavia veden laadun kannalta positiivisia havaintoja on kuitenkin raportoitu (Tossavainen 2018, 2020). Näillä alueilla ennallistaminen ei välttämättä ole ongelmallista, vaan ennallistaminen voi oikein toteutettuna myös auttaa ongelmallisten maa-aineisten "vakauttamisessa". Ennallistamistoimista happamilla sulfaattimailla ja mustaliuskealueilla tarvitaan kuitenkin vielä lisätietoa ja näillä alueilla ennallistamistoimissa pitää noudattaa erityistä varovaisuutta.

Kannattamattomien metsäojitusalueiden spatiaaliset tiedot ovat puutteelliset. Tässä selvityksessä esiteltyihin tuloksiin ja havaintoihin pohjaten erityisesti ravinteikkaampien kannattamattomien ojitusalueiden spatiaalinen tunnistaminen olisi oleellista ennallistamisresurssien laajamittaisen kustannusvaikuttavan kohdentamisen kannalta. Samalla tulisi tarkastella, minkälaisissa suokokonaisuuksissa nämä ravinteikkaammat osat sijaitsevat, eli minkälaisia ennallistamiskokonaisuuksia niistä muodostuu. Niin ikään juuri käynnistynyt laaja "lettoselvitys" vastannee osaltaan tähän tietotarpeeseen.

Metsähallituksen soiden ennallistamisen seurantaverkoston tulokset kasvillisuuden ja suon hydrologian muutoksista saavuttavat "10-vuotta ennallistamisesta" -rajapyykin noin vuonna 2023. Tällöin voidaan analysoida ennallistamisen jälkeisen ensimmäisen 10 vuoden vaikutuksia maailmanlaajuisestikin ainutlaatuisella noin 160 tutkimussuon asetelmalla.

Ennallistamisen ilmastovaikutuksia laskettaessa on oletettu, että ennallistetun suon maaperän kaasupäästöt ovat luonnontilaisen suon maaperän kaasupäästöjen kaltaiset. Tässä työssä tehdyn kirjallisuuskatsauksen perusteella oletus pitää yleisesti ottaen paikkansa ja tulokset antavat siten yleisellä tasolla luotettavaa tietoa ennallistamisen ilmastovaikutuksesta ja sen vaihtelusta erityyppisten soiden välillä. Yksittäisen suon ennallistamisen ilmastovaikutusta voidaan tulosten perusteella kuitenkin arvioida vain karkeasti, koska raportissa esitetyt tulokset koskevat tietyyppisiä soita keskimäärin. Usein ei ole selvää, mitä luonnontilaista suotyyppiä ennallistettu suo vastaa. Lisäksi laskelmissa oletetusta vakaasta luonnontilaisesta suosta poiketen ennallistetun suon hydrologia, puusto ja kasvillisuus voivat muuttua voimakkaasti ensimmäisten vuosien ja vuosikymmenien aikana ennallistamisen jälkeen. Siten sekä maaperän hiilidioksidi- ja metaanipäästöissä että puuston hiilivaraston kehityksessä voi olla sellaista vuosien välistä vaihtelua ja vähittäistä kehitystä, jota ei tällä hetkellä käytettävissä olevan tiedon pohjalta ole mahdollista ottaa huomioon. Jotta arviota ennallistamisen ilmastovaikutuksen kehityksestä ennallistamista kuluneen ajan myötä ja ilmastovaikutuksen eroista erilaisten soiden välillä voitaisiin merkittävästi tarkentaa, pitäisi mitata aikasarjoja tai poikkileikkausaineistoja maaperän metaani- ja hiilidioksidipäästöjen sekä puuston hiilivaraston kehityksestä ennallistamista seuraavien vuosikymmenien aikana. Tällaisen aineiston pitäisi kattaa hydrologialtaan, puustoltaan ja maaperän ominaisuuksiltaan erilaiset ennallistetut suot eri puolilla Suomea.

Tässäkin selvityksessä on erityisesti ilmasto-osioissa nostettu esille mahdollisuudet pyrkiä varsinaisen ennallistamisen sijaan lopputuloksena ekosysteemipalveluja luonnontilaista suota enemmän tuottaviin ratkaisuihin. Esimerkkinä suon osittainen ennallistaminen niin, että suo vettyy ojitustilanteeseen nähden, lopputulos on kyseisen kohteen ojitusta edeltänyttä suoluontotyyppiä kuivempi ja puustoisempi metaanipäästöjen ehkäisemiseksi. Tällaisten tavoitteiden välisten kompromissien ja kokonaistarkastelua tulisi tehdä enemmän, jotta kokonaisvaikutuksia ymmärrettäisiin paremmin ja erilaisia toimintavaihtoehtojen muodostamia kokonaisuuksia voitaisiin optimoida monitavoitteisesti (esim. Juutinen ym. 2019, 2020).



11. SUUNNITTELUN JA PRIORISOINNIN ROOLI

Yhteiskunnallisen päätöksenteon ja ekosysteemien eri elementtien vaikutusten tieteellisen tarkastelun välinen ero korostuu hyvin lauseessa: ”Jokainen hyvä asia minkä teemme tarkoittaa, että joku toinen hyvä asia jää tekemättä” (Gilbert 2011: ”Every good thing we do is another we don’t”). Tämä tarkoittaa, että kokonaisuuden huomioiminen, prioriteettien laatiminen ja vaikuttavuuteen - ei pelkästään tehokkuuteen - pyrkimisen tulisi olla lähtökohta. Samalla joudutaan myös ratkaisemaan hankalia kompromissitilanteita. Kokonaisvaikuttavuuden hahmottaminen tilanteessa, jossa joudutaan ynnäämään omenia ja appelsiineja, ja vertailemaan niiden vaikuttavuutta saviveistoksiin, ei ole helppoa.

Soiden monimuotoisuus, ekosysteemipalvelut ja taloudelliset tavoitteet ovat usein keskenään ristiriidassa, ja lyhyen aikavälin yksittäiset vaikutukset voivat poiketa merkittävästi pitkän aikavälin kokonaisvaikutuksista (Tolvanen ym. 2018, Juutinen ym. 2020). Ennallistamisen hyötyjen maksimointi edellyttää siten huolellista arviointia, vaikutusajanjakson huomioimista ja kompromissien tieteellistä ja yhteiskunnallista tarkastelua. Systemaattiseen kokonaisvaikutusten arviointiin tähtääviä monitavoitteellisen priorisoinnin menetelmiä on kehitetty maankäytön ja luonnonsuojelun suunnittelun tueksi useita ja niiden erityispiirteitä, mahdollisuuksia ja tällaiseen priorisointiin liittyviä haasteita on käsitelty tieteellisessä kirjallisuudessa laajasti (esim. Moilanen ym. 2009). Soiden kohdalla priorisointia on melko onnistuneesti toteutettu maankäytössä ja päätöksenteossa (Kareksela ym. 2013, 2020, Juutinen ym. 2019, 2020), mutta monimutkaisten analyysien tulosten ja niillä saavutetun käyttökelpoisen tiedon jalkauttaminen on myös itsessään haasteellista ja usein osin puutteellista (Kareksela ym. 2017). Monitavoitteinen optimointi on kuitenkin auttanut tunnistamaan soihin liittyviä maankäyttöratkaisuja, joissa mahdollisimman monet tarkastellut elementit ovat positiivisia sekä tilanteita, joissa eri muuttujien kokonaisnettoarvo on mahdollisimman positiivinen (Kareksela ym. 2013, Juutinen ym. 2019, 2020).

Priorisoinnin kohdalla on usein kyse kustannusvaikuttavuudeltaan hyvän kokonaisuuden tunnistamisesta. Soiden ennallistaminen on jo perusluonteeltaan kustannustehokasta: hehtaarikohtaiset kustannukset ovat melko pienet ja toiminta on pääosin kertaluonteista (Haapalehto ym. 2015: ELITE-raportin suo-osio). Lisäksi suot hydrologisina kokonaisuuksina mahdollistavat kustannustehokkaita menetelmiä, kuten vesien palautus tai muut strategisesti sijoitellut ennallistamisalat, joiden avulla pystytään suhteellisin pienelle alalle kohdistuvien toimenpiteiden palauttamaan suolle luontainen vesitalous huomattavan isolle alalle. Tällaisia tilanteita on kartoitettu muun muassa suojeltuja soita kuivattavien suojelun ulkopuolisten ojitusalueiden muodossa ja tällaisten kohteiden ennallistamisella olisikin huomattavan suuri kustannustehokkuus ja niitä tulisi priorisoida olosuhteiden niin salliessa.

Kustannustehokkuus ei kuitenkaan välttämättä tarkoita korkeaa kustannusvaikuttavuutta. Kuten luvussa 4.2. todetaan, esimerkiksi luonnonsuojelun - tai laajemmin luonnon monimuotoisuuden - kannalta eri suohehtaareilla on erilainen vaikutus riippuen niiden sisältämistä suotyyppien ja lajien korvaamattomuudesta ja uhanalaisuudesta. Monimuotoisuuden kannalta vaikuttava ennallistamiskohteiden joukko on kokonaisuutena monimuotoinen ja luonnontilaista suoluontoa täydentävä. Muun muassa soidensuojelun täydennys-ehdotuksen priorisointianalyysillä pystyttiin tunnistamaan sekä hydrologisesti kustannusvaikuttavia (ojittamatonta aluetta tukeva ojitettujen osien ennallistaminen) että luontoarvoiltaan suojelualueita täydentäviä kohteita, joilla ennallistamisen vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden kannalta vaikuttaisi olevan huomattavan suuri verrattuna satunnaisempaan tai opportunistisempaan (tilaisuuteen pohjautuvaan) suojelu- ja ennallistamiskohteiden valintaan (Kareksela ym. 2020).

On myös hyvä huomata, että tässä selvityksessä tarkastellut vaikutukset ja niiden lähteenä toimivat suon toiminnot ja ominaisuudet ovat keskenään erilaisia priorisoinnin kannalta. Esimerkiksi hiilensidontaa ja ilmastoa viilentäviä ratkaisuja voidaan tehdä missä vain. Sen sijaan monet suoluonnon erityispiirteet eivät ole yhtä helposti korvattavissa muualla, ja harvinaisempien ja uhanalaisempien suoluontotyyppien kohdalla tietyllä suolla tehtävä ennallistaminen voi olla ainoa keino niiden pinta-alan lisäämiseksi. Toisaalta esimerkiksi yhteiskunnallisesti tarkasteltuna vesistövaikutuksilla voi olla suuri paikallinen merkitys, kun taas ilmasto-vaikutukset ovat globaaleja ja vaikutukset suoluonnon monimuotoisuuteen puolestaan yhteiskunnallisesti varsin abstrakteja sekä paikallisella, kansallisella, että globaalilla mittakaavalla tarkasteltuina.



Prioriteetit myös määrittävät vaikutusten huomioimista. Esimerkiksi suojelualueilla ennallistaminen eli ekosysteemien palautumisen auttaminen on päämäärä ja prioriteetti sinänsä, riippumatta sen yksittäisistä vaikutuksista. Lisäksi Suomi on sitoutunut kansainvälisiin sopimuksiin (ks. luku 2.2.), jotka edellyttävät ekosysteemien ennallistamista pitkälti kokonaisuuksina. Eri käsitysten välillä voi tosin olla ristiriitoja, jotka vaikuttavat prioriteettien määräytymiseen erilaisten toimintavaihtoehtojen välillä. Natura 2000 -alueilla Suomi on sitoutunut EU:n biodiversiteettitavoitteisiin, jotka ainakin jollain tasolla velvoittavat palauttamaan kunkin Natura 2000 -alueen perustamisen perusteena olevat luontopiirteet luonnontilaa vastaavalle tasolle. Jos velvoitteellinen ennallistaminen on vaikutuksiltaan ristiriidassa esimerkiksi vesistö- tai ilmastotavoitteiden kanssa (ja ristiriitaa alueellisissa prioriteeteissa voi syntyä myös monimuotoisuustavoitteiden suhteen), tulee miettiä, voidaanko näitä ristiriitoja välttää esimerkiksi tarkemman suunnittelun tai menetelmien avulla, tai ohjaamalla tällaisiin tapauksiin lisäresursseja. Vaihtoehtoisesti kyseessä voidaan katsoa olevan välttämätön ristiriita, jossa esimerkiksi tingitään hiukan lyhyen aikavälin ilmastotavoitteista, jotta saadaan palautettua suojelualueella olevan ekosysteemin tila lähemmäs luontaista.

Erityisesti spatiaalisen priorisoinnin kannalta soiden erityispiirteenä on niiden hydrologinen kytkeytyvyys maisemassa. Suot ovat osariippuvaisia valuma-alueilta tulevasta vedestä ja siten valuma-alueilla tapahtuvasta maankäytöstä (ks. luku 3.3). Soiden maankäyttö vaikuttaa toisaalta niiden alapuolisiin vesistöihin. Ekosysteemien monimuotoisuuden ja niiden tuottamien palvelujen kustannusvaikuttavuuden arvioiminen edellyttää siksi myös soihin liittyvien muiden elinympäristöjen huomioimista. Konkreettinen esimerkki ovat purot, joiden tilaa heikentävät usein valuma-alueiden ojista valuvat ravinteet ja kiintoaines, joiden pääsy puroon voidaan ehkäistä yläpuolisten soiden ojien tukkimisella. Ennallistamisen kustannusvaikuttavuutta voidaan siis lisätä merkittävästi huomioimalla sekä suossa että alapuolisessa purossa saavutettavat hyödyt. Valuma-alueetarkastelun mukanaan tuomat haasteet ja toisaalta ravinteiden pidättämisen ekosysteemi-palveluarvon huomioiminen ovatkin keskiössä soiden ennallistamiseen ja suojeluun liittyvän systemaattisen suunnittelun ja kohteiden priorisoinnin kehittämistyössä.



12. SUOSITUKSIA PÄÄTÖKSENTEKIJÖILLE

12.1. Johtopäätöksiä selvityksen tuloksista yhteiskunnallisen päätöksen tueksi

Tämän selvityksen johtopäätökset tukevat monilta osin esimerkiksi Soiden ennallistamisoppaassa (Aapala ym. 2013) esitettyjä alustavia havaintoja ja LIFEPEATLandUse-hankkeessa (Tolvanen ym. 2018, Juutinen ym. 2019, 2020) tuotettuja tuloksia ja malliennusteita. Vaikka ekosysteemien lopullinen palautuminen (esimerkiksi lajistonsa suhteen) on todennäköisesti osin epätäydellistä ja hidasta, reagoivat suoekosysteemit kokonaisuutena varsin hyvin perinteisiin ennallistamistoiimiin. Ennallistaminen käynnistää suhteellisen nopean kehityksen kohti luonnontilaista suota kasvihuonekaasujen, suon sisäisen vesitalouden ja ulkoisten vesistövaikutusten sekä eliöyhteisöjen rakenteen osalta.

Ennallistaminen ei kuitenkaan ole ongelmaton, sillä ennallistamistoimet eli yleensä kaivin- ja metsäkonetyöt sekä ennallistamisen jälkeisen alkuvaiheen voimakkaat ekosysteemin muutokset voivat aiheuttaa yhteiskunnan ja lähiekosysteemien kannalta negatiivisia vaikutuksia, erityisesti ilmastoon ja vesistöihin.

Myös yksityiskohtaisten lajistollisten tavoitteiden saavuttaminen voi tämänhetkisinä kustannustehokkailla, mutta melko yksinkertaisilla ja karkeilla ennallistamismenetelmillä olla epätodennäköistä. Tämä näkyy vaateliaampien ja harvinaisempien lajien puutteellisena palautumisena, ainakin vielä 10–20 vuotta ennallistamisen jälkeen. Suhteellisen hitaan tai puutteellisen lajistollisen palautumisen lisäksi ennallistamisen valtakunnallisia vaikutusmahdollisuuksia luonnon monimuotoisuuden lisäämiseksi heikentää ojituksen suoelinympäristöissä aiheuttaman muutoksen valtava mittakaava. Tämänhetkiset ennallistamismenetelmät ja -resurssit sekä toiminnallinen kapasiteetti tai yhteiskunnalliset mahdollisuudet huomioiden tarvitaan huolella priorisoitua toimien kohdentamista luonnon monimuotoisuuden kannalta vaikuttavan lopputuloksen aikaansaamiseksi.

Ennallistamisen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, ilmastoon ja vesistöihin vaihtelevat suon ominaisuuksien, erityisesti ravinteikkuuden ja märkyyden mukaan. Vesistöihin kohdistuvien vaikutusten ja erityisesti ilmastovaikutusten tarkastelussa korostuvat myös lyhyen ja pitkän aikavälin vaikutusten erot ja ristiriidat. Erilaisten tavoitteiden yhteensovittamiseen on kehitetty soillekin soveltuvia päätöksentekoa tukevia monitavoiteanalyyskejä, joilla ongelmia voidaan ratkoa. Ristiriitojen ratkaisemisessa on hyvien kompromissien analyttisen tunnistamisen lisäksi pitkälti kyse ennallistamisen tavoitteiden asettelusta yhteiskunnallisesta näkökulmasta. Jos tavoite on esimerkiksi ilmastomuutoksen torjuminen pitkällä aikavälillä (satoja vuosia), laskelmien oleellinen tulos on pitkän aikavälin kokonaisvaikutus ilmastoon. Tämä vaikutus on ainakin rehevillä metsäojitetuilla ja pelloiksi tai turpeenottoalueiksi ojitetuilla soilla melko yksiselitteisesti ilmastoa viilentävä. Lyhyen aikavälin ilmastotavoitteita tarkasteltaessa erityisesti metsäojitettujen soiden ennallistamisen vaikutukset ovat puolestaan yleensä ristiriidassa muiden, pääasiassa positiivisten vaikutusten kanssa. Tällöin keskeistä olisi pystyä määrittelemään lyhyen aikavälin ilmastotavoitteet, soiden ennallistamisen osuus tästä ja yleisemmin ennallistamisen ja luonnonhoidon toivottu rooli ilmastokysymyksissä. On hyvä huomata, että suurin osa luonnonhoito- ja ennallistamistöistä (poltot, kulottaminen, raivaukset, kuusen poisto, avointen elinympäristöjen ylläpitäminen) todennäköisesti lämmittää ilmastoa.

Rehevimmät suot ovat houkuttelevimpia ennallistamiskohteita, kun otetaan huomioon sekä monimuotoisuustta ilmastonäkölmat. Rehevien soiden ennallistamisen ilmastovaikutukset ovat karuja parempia ja rehevimmät suoluontotyypit ovat myös uhanalaisuutensa ja lajistollisen monimuotoisuutensa kautta vaikuttavimpia ennallistamiskohteita. Rehevillä soilla piilee kuitenkin riski isompaan ennallistamistoimenpiteiden aiheuttamaan vesistökuormitukseen, joten vesistöriskien tunnistaminen ja tehokas minimointi on tärkeää. Ennallistamisen lyhyen aikavälin lämmittävä vaikutus olisi myös pienempi, mikäli alun perin märkiä avosoita muutetaan ojitusta edeltäneen märkyyden ja avoimuuden sijaan kuivemmiksi puustoisiksi soiksi, eli ojitusta edeltänyt hydrologia palautetaan ojien tukkimisen yhteydessä vain osittain tai suot jätetään ennallistumaan. Tämä on kuitenkin ristiriidassa monimuotoisuusvaikutusten kanssa, koska nimenomaan avoimuus ja märkyys ovat monen suolajin keskeisiä elinympäristövaatimuksia sekä monen uhanalaisen suoelinympäristön keskeisiä piirteitä. Samansuuntaiseen tulokseen on päädytty soiden maankäytön optimointimalleissa, joissa moni-



muotoisuuden ja vesistöhyötyjen painottaminen suuntaa toimenpiteitä kohti ennallistamista, mutta ilmasto-
hyödyt realisoituvat vasta hyvin pitkällä aikajaksolla (Juutinen ym. 2020).

Ristiriidoista huolimatta ennallistaminen vaikuttaa kustannustehokkaalta tavalta käynnistää palautuminen
kohti luonnontilaista suota. ”Aina roiskuu, kun rapataan” pätee kuitenkin erinomaisesti ennallistamiseen.
Relevantin aikataulun tunnistaminen roiskeiden ja pidempiaikaisen lopputuloksen puntaroimisessa onkin
merkittävässä roolissa, kun pohditaan ennallistamisen merkitystä luonnonsuojelullisena keinona ja toisaalta
yhteiskunnallisesti ekosysteemipalvelujen kautta. Pitkäkestoiset positiiviset vaikutukset voivat kumuloitua
lähes ikuisesti, mutta lyhyen aikavälin negatiiviset vaikutukset voivat kuormittaa alapuolisia vesistöjä
alkuvuosina tai lämmittää ilmastoa alkuvuosikymmeninä tai -satoina.

12.2 Pohdintaa

Yhteiskunnallisesti ennallistamisen vaikutusten tulkintaan tai tiedon soveltamiseen liittyy myös muita kuin
luonnontieteellisiä ja kvantitatiivisia ulottuvuuksia. Tällä hetkellä suurin osa soiden ennallistamisesta Suomessa
on tehty, koska osin lainsäädännöllisistä ja osin yhteiskunnallis-moraalisista syistä ekosysteemien
heikentyneen tai muuttuneen tilan palauttaminen on katsottu tarpeelliseksi ja asetettu tavoitteeksi. Näin on
erityisesti suojelualueilla, mutta myös laajemmin, vaikka ei ole itsestään selvää, että tämä sama velvoite pätsi
samalla lailla suojelualueiden ulkopuolella. Jos esimerkiksi katsotaan, että ojitettuja soita tulisi (syystä tai
toisesta) itseisarvoisesti palauttaa luonnontilaan samalla tavalla kuin käytöstä poistuneen kaivosalueen jäljet
tulisi siivota, niin ennallistamisen kustannusten ja mahdollisten alkuvaiheen negatiivisten ympäristö-
vaikutusten voidaan katsoa olevan seurausta korjaustarpeen aiheuttaneista yhteiskunnallisista päätöksistä ja
toimista. Tästä näkökulmasta ennallistamistoimien vaikutukset eivät pohjimmiltaan johdu ekosysteemin
korjaustoimista, vaan ovat kokonaisuutena niiden päätösten ja toimien vaikutus, jotka nyt aiheuttavat
yhteiskunnallisesti määritellyn tarpeen ennallistamiselle. Soiden ennallistamisen vaikutukset ovat siis tällöin
laajemmin soiden maankäytön vaikutuksia, syy-seuraus-ketjun lähtiessä ojitusten muodossa liikkeelle oman
aikansa yhteiskunnallisesta tarpeesta. Puhuessamme rajatusti ”ennallistamisen vaikutuksista”, kuten tämän
selvityksen otsikossa, osin irrotamme ennallistamisen siihen johtaneista syistä. Kuitenkin kokonais-
valtaisempien maankäyttöratkaisujen kehittämisen kannalta on ensiarvoisen tärkeää tunnistaa ja ymmärtää
ennallistamiseen liittyvät haasteet myös osana isompaa yhteiskunnallista maankäytön kokonaisuutta ja siihen
liittyvää päätöksentekoa. Toisin sanoen ennallistamisen haasteet tulisi perusteellisemmin huomioida ennen
ennallistamistarpeen syntymistä. Toisaalta ennallistamiseen liittyvien määrällisten vasteiden tarkastelusta
(kuten ilmasto-, vesistö- ja monimuotoisuusvaikutukset) ei myöskään voida suoraan vetää johtopäätöksiä siitä,
miten soiden maankäyttöön tulisi suhtautua tai kuinka paljon ja mitä soita pitäisi ennallistaa (esim. Wilhere
2008: ”The How-much-is-enough myth”). Unohtamatta tiedon merkittävää roolia järkevien lopputulosten
tunnistamisessa, kysymys ennallistamisen määrällisestä ja laadullisesta tarpeesta on lopulta pitkälti
yhteiskunnallis-moraalinen eikä tieteellinen.

Ekologisen ennallistamisen lopputuloksen tavoitteeksi kuvataan usein kyseessä olevan ekosysteemin
luonnontila (tila ilman ihmisvaikutusta) (SER 2004). Tavoitetilan määrittelykin on luonnontieteellisten ja
yhteiskunnallisten ulottuvuuksien rajapinnalla ja liittyy oleellisesti ennallistamisen ja toisaalta luonnontilan
itseisarvoisuuteen, ja jopa siihen, katsotaanko ihminen osaksi luontoa. Ekologisen ennallistamisen retoriikkaan
kuuluvat kuitenkin myös niin sanotut uusekosysteemit (esim. luku 2.2, Hobbs ym. 2006). Tällöin puhutaan
yleensä jonkin verran tai paljon luonnontilaisesta eroavasta ekosysteemistä, joka on ollut talouskäytössä ja
jäänyt luonnonhoito- tai ennallistamistoimenpiteistä huolimatta itseään ylläpitävään luonnontilasta eroavaan
tilaan (esim. Hobbs ym. 2006). Uusekosysteemit saattavat monien ominaisuuksiensa osalta vastata hyvin
useisiin yksittäisiin tavoitteisiin (kuten hiilensidonta). Samalla uusekosysteemit luonnontilaisesta erotessaan
nostavat kuitenkin esiin kysymyksen luonnontilan itseisarvoisuudesta ennallistamisen tavoitetilana. Myös
suoluontotyyppien ja suoyhdistymien uhanalaisuuden painottaminen ennallistamisen priorisoinnissa moni-
mutkaistuu, jos toimenpiteiden lopputuloksena hyväksytään eri lailla luonnontilaisesta eroavia suo-
ekosysteemejä. Tässä selvityksessä erityisesti ilmasto-osiossa on laskettu ilmastovaikutuksia myös jonkin
verran luonnontilaisesta poikkeaville lopputuloksille (esim. luku 6.6, suon ennallistaminen ojitusta edeltänyttä
luonnontilaista suotyyppiä kuivemmaksi ja puustoisemmaksi, mutta kuitenkin selvästi märemmäksi kuin
metsäojitettu suo), jotka erottuvat edukseen ilmastoa viilentävänä lopputuloksena tai lyhyemmällä



aikajaksolla vähemmän lämmittävänä kuin tarkemmin ojitusta edeltänyttä tilaa tavoitteleva ennallistaminen. Luonnontilaisesta eroavien laaja-alaisten mahdollisesti suoyhdistymätasoisten suokokonaisuuksien muodostaminen ennallistamalla (tai suota uudelleenlaiseksi kokonaisuudeksi muokkaamalla, mikäli tätä ei haluta mieltää ennallistamiseksi) tarjoaakin mahdollisuuksia optimoida toimenpiteen ilmasto-, vesistö, monimuotoisuus- ja ekosysteemipalveluvaikutuksia. Monitavoitteellista ja jonkinasteiseen usekosysteemiin tähtäävää – tai sen sallivaa – suunnittelua olisikin hyvä tarkastella vaihtoehtona erityisesti suojelualueiden ulkopuolella, missä toimintakehys mahdollistaa joustavamman tavoitteen asettelun.

12.3 Käytännön ohjeita selvityksen tuloksien perusteella

Suojelualueilla tulee pohtia ennallistamiskohteiden sijoittelun ja erityisesti ennallistamismenetelmien mahdollisuuksia edistää lajiston palautumista kohteille. Suojelualueiden ulkopuolella toimia suunniteltaessa tulisi priorisoida suojelualueisiin liittyviä ja niitä kuivattavia kohteita: niillä on suuri potentiaalinen vaikutusalue suhteessa tarvittaviin toimiin ja toimista seuraaviin myllerryksiin ja kustannuksiin.

Soidensuojelun täydennysehdotuksen (SSTE) kohteiden ennallistamista tarvitsevat osat tulee ennallistaa viipymättä, kohteiden tullessa suojeluun. Niillä ennallistettavien osien vaikutukset koskevat koko laajempaa kokonaisuutta, lajistolähteet ovat ennallistamisalueiden välittömässä läheisyydessä ja kohteet ovat valmiiksi laajassa kansallisessa tarkastelussa priorisoituja. Tässä yhdistyvät kaksi edellistä kohtaa.

SSTE-kohteiden lisäksi suojelualueiden ulkopuolella tulisi keskittyä aluksi kannattamattomiin ojitusalueisiin ja näistä ilmasto- ja monimuotoisuusvaikutuksiltaan potentiaalisimpiin rehevämpiin ennallistamista tarvitseviin alueisiin. Rehevämpiä alueita on arvion mukaan noin 200 000 hehtaaria. Nämä pitäisi alkuvaiheessa tunnistaa ja paikantaa. Kaikki niistä eivät välttämättä tarvitse ennallistamistoimia, mutta pitäisi selvittää alueet, joiden eliöstön tilannetta ennallistamistoimilla voitaisiin edistää tai toisaalta turvata esimerkiksi ilmastonmuutoksen aiheuttamia uhkia (kuivuminen) vastaan.

Olisi myös hyvä selvittää minkälaisia ennallistamiskokonaisuuksia esimerkiksi kannattamattomista ojitusalueista voidaan muodostaa. Onko esimerkiksi mahdollisuuksia ennallistaa isompien suoyhdistymien kohdalla osa kokonaisuudesta ilmastovaikutusten kannalta suotuisammiksi kuivemmiksi puustoisiksi soiksi (vedenpinnan hidas nousu ja mahdollisen puuston jättäminen kohteelle) ja osa suosta avosoiden lajiston kannalta rimpisemmäksi ja avoimmemmaksi.

Muiden kannattamattomien ojitusalueiden voidaan antaa jäädä hitaasti ennallistumaan ja niiden tilannetta voidaan tarkastella uudelleen, kun priorisoidummat kohteet (uusien ja vanhojen suojelualueiden suot ja 200 000 hehtaaria ravinteikkaampia kannattamattomia ojitusalueita) on saatu hoidettua kuntoon.

On tarpeellista tarkentaa vesistövaikutusten huomioimista: käytännössä ei ennallisteta liian isoa osaa alapuolisen vesistön valuma-alueesta kerralla. Toisaalta lisätään ”vesien palautus” -kohteiden seuranta, jotta voidaan arvioida esimerkiksi niiden ravinteiden pidätyksen sosioekonomiset hyödyt.

Vesien palautus -kohteiden mahdollisuuksiin ja toisaalta haasteisiin tulee muutenkin kiinnittää erityistä huomiota. Todellisten vaikutusten tehokas (ja mahdollisuuksien rajoissa nopea) selvittäminen on ensisijaisen tärkeää. Toisaalta tulee selvittää parhaat käytänteet ja mahdollisuudet (myös kohde- ja hehtaarimäärällisesti) suunnitella ja toteuttaa vesien palautus yhdessä yhden tai useamman maanomistajan kanssa. Erityisesti tulee kiinnittää huomioita korvauskäytäntöjen kannustavuuteen, vesien palauttamisen vaikutusten kohdistuessa osin usein myös kohdesuon viereisiin metsätalousalueisiin. Myös mahdolliset negatiiviset vaikutukset ja niihin varautuminen tulee selvittää (esim. Hynninen ym. 2011).

Tulevaa ajatellen on pohdittava mahdollisuuksia varautua ja reagoida ilmastonmuutoksen aiheuttamiin muutoksiin suoekosysteemeissä suojelualueilla ja tarkastella esimerkiksi suolle kohdistuvan valunnan lisäämismahdollisuudet. Aiheesta on käynnissä Koneen säätiön rahoittama ja Metsähallituksen koordinoima hanke, jossa SYKE ja Oulun yliopisto ovat mukana.

Yleisesti ennallistamisessa tulee pyrkiä yhteiskunnallisesti kestäviin ratkaisuihin ja tätä tulee edistää eri toimijoiden välisellä yhteistyöllä maanomistajia kannustaen. Vesien palautus ja erilaiset talkookohteet tarjoavat tähän erinomaiset mahdollisuudet.



LÄHTEET

- Aalto, M. & Aalto, A. 2018. Opas soiden ennallistamiseen käsityönä. Saatavissa: <https://www.sll.fi/app/uploads/2018/10/Opas-soiden-ennallistamiseen-kasityona.pdf>
- Aapala, K. 2020. Suot. Teoksessa: Pöyry, J. & Aapala, K. (toim.) 2020. Lajit ja luontotyypit muuttuvassa ilmastossa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2020: 87–93.
- Aapala, K., Haapalehto, T., Lindholm, T., Sallantausta, T., Salminen, P., Similä, M., Suikki, A., Tahvanainen, T. & Vesterinen, P. 2007. Ennallistettujen soiden seuranta. Teoksessa: Päivinen ja Aapala (toim.) Metsien ja soiden ennallistamisen seurantaohje. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 83.
- Aapala, K., Sallantausta, T. & Haapalehto, T. 2008. Metsäojitettujen soiden ennallistaminen. Teoksessa: Korhonen, R., Korpela, L. & Sarkkola, S. (toim.), Suomi – Suomea. Soiden ja turpeen tutkimus sekä kestävä käyttö. Suoseura & Maahenki, Helsinki. s. 243–249.
- Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.) 2013a. Soiden ennallistamisopas Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188.
- Aapala, K., Rehell, S., Similä, M. ja Haapalehto, T. 2013b. Ennallistamisen tarve ja tavoitteet. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 19–23.
- Aapala, K., Rehell, S., Kokko, A., Sallantausta, T., Lindholm, T. 2013c. Voidaanko uhanalaisten suoluontotyyppien tilaa parantaa ennallistamalla? Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 108–112.
- Aapala, K., Alanen, A., Eisto, K., Kuusela, S. & Siikamäki, P. (toim.) 2018. Ennallistaminen ja luonnonhoito muuttuvassa ilmastossa – työpajamuistio. 16 s. Saatavissa: <https://www.syke.fi/download/noname/%7B7CA85BE4-15B0-4042-AC89-D8E3AF20704B%7D/143428>.
- Aapala, K., Akujärvi, A., Heikkinen, R., Pöyry, J., Virkkala, R., Aalto, J., Forss, S., Kartano, L., Kempainen, E., Kuusela, S., Leikola, N., Mattsson, T., Mikkonen, N., Minunno, F., Piirainen, S., Punttila, P., Pykälä, J., Rajasärkkä, A., Syrjänen, K. & Turunen, M. 2020. Suojelualueverkosto muuttuvassa ilmastossa – kohti ilmastoviisasta suojelualuesuunnittelua. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2020: 1–66. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/311226>.
- Aerts, R. & Honnay, O. 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. BMC Ecology 11:29, <http://www.biomedcentral.com/1472-6785/11/29>.
- Ahti, E. & Paarlahti, K. 1988. Ravinteiden huuhtoutuminen talvella lannoitetulta metsäojitusalueelta. Suo – Mires and Peat 39. <http://www.suo.fi/article/9639>.
- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta, Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 33–50.
- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. Boreal Env. Res. 4: 101–114.
- Alsila, T., Elo, M., Hakkari, T. & Kotiaho, J.S. 2020. Effect of habitat restoration on peatland bird communities. Restoration ecology. <https://doi.org/10.1111/rec.13304>.
- Andersen, R., Poulin, M., Borcard, D., Laiho, R., Laine, J., Vasander, H. & Tuittila, E.-S. 2010. Environmental control and spatial structures in peatland vegetation. Journal of Vegetation Science 22: 879–890.
- Anderson, R., Vasander, H., Geddes, N., Laine, A., Tolvanen, A., O’Sullivan, A., Aapala, K. 2016. Afforested and forestry-drained peatland restoration. In: Bonn, Allott, Evans, Joosten, Stoneman(eds.) 2016. Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. Cambridge University Press. P 2015–235.



- Aro, L., Kaunisto, S. & Saarinen, M. 1997. Suopohjien metsitys. Hankeraportti 1986–1995. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 634: 1–51. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:951-40-1558-4>.
- Autio, O. 2008. Ennallistamisen vaikutuksia soiden vesitalouteen ja vaaksiaisten (Diptera, Nematocera) monimuotoisuuteen [English summary: Effects of mire restoration on hydrology and diversity of crane flies (Diptera, Nematocera)]. Pro Gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. [MSc thesis. University of Jyväskylä, Faculty of Science, Department of Ecological and Environmental Science], 36 pp.
- Autio, O., Jämsén, J., Rinkineva-Kantola, L. & Joensuu, S. 2018. Veden palauttaminen kuivuneille suojelusoille kunnostusajituksen yhteydessä. Etelä-Pohjanmaan ELY-Keskus, Raportteja 10/2018.
- Bell, S., Fonseca, M. & Motten, L. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* 5: 318–323.
- Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, C. & Bullock, J.M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325: 1121–1124.
- Bonn, Allott, Evans, Joosten, Stoneman (toim.). 2016. Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. Cambridge University Press.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 3–9.
- Brown, L.E., Ramchunder, S.J., Beadle, J.M. & Holden, J. 2016. Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration. *Science of the Total Environment* 569–570 (2016) 361–372.
- Bruland, G. L., Hanchey, M. F., & Richardson, C. J. 2003. Effects of agriculture and wetland restoration on hydrology, soils, and water quality of a Carolina bay complex. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 141–156. <https://doi.org/10.1023/A:1024244408577>.
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F. & Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 541–549.
- Cardinale, B. 2012. Impacts of Biodiversity Loss. *Science* 336: 552–553.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2010a. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Conference of the Parties, Nagoya. <http://www.cbd.int/sp/>.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2010b. Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020: Conference of the Parties, Nagoya. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>.
- Chave, J. 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7: 241–253.
- Couwenberg, J., Dommain, R. & Joosten, H. 2010. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biology* 16: 1715–1732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x>.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674: 67–89. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0729-x>.
- Daza Secco, E., Haapalehto, T., Haimi, J., Meissner, K. & Tahvanainen, T. 2016. Do testate amoebae communities recover in concordance with vegetation after restoration of drained peatlands? *Mires and Peat*, 18(12), 1–14.
- Diaz, S., ym. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. - Advance Unedited Version, May 6th 2019. https://ipbes.net/sites/default/files/downloads/spm_unedited_advance_for_posting_htn.pdf.
- Dobson, A., Bradshaw, A. & Baker, A. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277:515–522.



- Eeronheimo, H., Aapala, K. & Korvenperä, T., 2013. Putkilokasvien ja sammalten siirrot soiden ennallistamisen yhteydessä. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 132–134.
- Ehrenfeld, J. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8: 2–9.
- Ehrenfeld, J. & Toth, L. 1997. Restoration ecology and the ecosystem perspective. *Restoration Ecology* 5: 307–317.
- Eisto, K. & Kondelin, H. 2013. Suopellosta takaisin letoksi: Juuan Polvela Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 192–195.
- Elo, M., Kareksela, S., Haapalehto, T., Vuori, H., Kotiaho, J.S., 2016. The Mechanistic Basis of Changes in Community Assembly in Relation to Anthropogenic Disturbance and Productivity. *Ecosphere* 7: Article e01310. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1002/ecs2.1310>.
- Elo, M., Penttinen, J., Kotiaho, J.S., 2015. The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC Ecol.* 15, 11.
- Elämyksiä ennallistamisesta 2006. Lentuan luontopolun opetusmateriaali. Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos. <https://docplayer.fi/18223634-Elämyksiä-ennallistamisesta-lentuan-luontopolun-opetusmateriaali.html>.
- Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmä. 2000. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437:1–283.
- Eurola, S., Huttunen, A., Kaakinen, E., Kukko-oja, K., Saari, V., Salonen, V. 2015. Sata suotyyppiä. Opas Suomen suokasvillisuuden tuntemiseen. Thule-instituutti, Oulungan tutkimusasema, Oulun yliopisto. Juvenes Print – Oulu. 112 s.
- Faubert, P., Tiiva, P., Rinnan, A., Räsänen, J., Holopainen, J. K., Holopainen, T., Kyrö E., & Rinnan, R. 2010a. Non-methane biogenic volatile organic compound emissions from a subarctic peatland under enhanced UV-B radiation. *Ecosystems* 13: 860–873.
- Faubert, P., Tiiva, P., Rinnan, Å., Rätty, S., Holopainen, J. K., Holopainen, T., & Rinnan, R. 2010b. Effect of vegetation removal and water table drawdown on the nonmethane biogenic volatile organic compound emissions in boreal peatland microcosms. *Atmos. Environ.* 44: 4432–4439.
- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiaho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola S. & Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta (A method for calculating nitrogen, phosphorus and sediment load from forested catchments). Suomen ympäristö 10/2010. 33 s.
- Finér, L., Lepistö, A., Karlson, K., Räike, A., Tattari, S., Huttunen, M., Härkönen, L., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattson, T., Piirainen, S., Sarkkola, S., Sallantausta, S., & Ukonmaanaho, L. 2020. Metsistä ja soilta tuleva vesistökuormitus 2020 – MetsäVesi-hankkeen loppuraportti. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2020:6. <https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/162009>.
- Fisher, J. & Acreman, M.C. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 673–685.
- Forsman, D.M. & Kjaergaard, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge – Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow. *Geoderma* 223-225:21–32.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Meller, K., Lindström, Å., Keiřs, O., Kålås, J.A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M. & Lehtikoinen, A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological Conservation* 214: 223–232.



- Frolking, S., Roulet, N. & Fuglestad, J. 2006. How northern peatlands influence the Earth's radiative budget: Sustained methane emission versus sustained carbon sequestration. *Journal of Geophysical Research* 111: G01008. Saatavissa: <https://doi.org/10.1029/2005JG000091>.
- Frolking, S. & Roulet, N. 2007. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions- *Global Change Biology* 13: 1079–1088. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01339.x>.
- Gao, Y., Markkanen, T., Backman, L., Henttonen, H. M., Pietikäinen, J.-P., Mäkelä, H. M. and Laaksonen, A. Biogeophysical impacts of peatland forestation on regional climate changes in Finland. *Biogeosciences* 11: 7251–7267. doi: 10.5194/bg-11-7251-2014.
- George, T. & Zack, S. 2001. Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. *Restoration Ecology* 9: 272–279.
- Gilbert, D. 2011. Buried by bad decisions. *Nature* 474: 275–277.
- Gong, J., Wang, K., Kellomäki, S., Zhang, C., Martikainen, P. & Shurpali, N. (2012) Modeling water table changes in boreal peatlands in Finland under changing climate conditions. *Ecological Modelling* 244: 65–78.
- González, E. & Rochefort, L. 2019. Declaring success in Sphagnum peatland restoration. *Mires and Peat* 24: 1–16.
- Haapalehto, T., Kareksela, S., & Kotiaho J.S. 2013. Ekosysteemien ennallistamisen ja luonnonhoidon ekologia. Teoksessa: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B s. 24–25.
- Haapalehto, T. 2014. Restoring ecosystem structure and functions: results from Sphagnum peatlands degraded by forestry drainage. Väitöskirja. Jyväskylä studies in biological and environmental science, ISSN 1456-9701; 275.
- Haapalehto, T. & Sallantausta, T. 2013. Kasvilajiston ja hydrologian muutoksia vaiheittain ennallistetulla laajalla suoyhdistymällä: Leivonmäen kansallispuiston Haapasuo. (Esimerkkitapaus 13.14). S. 244-248 teoksessa: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Abstract: Handbook for the restoration of drained peatlands. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188. s. 277-299.
- Haapalehto, T., Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J. 2011. The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes. *Restoration Ecology* 19(5): 587–598. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x>.
- Haapalehto, T., Kotiaho, J.S., Matilainen, R. & Tahvanainen, T. 2014. The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology* 519: 1493–1505.
- Haapalehto, T., Joensuu, S. & Kaipainen, J. 2015. Suoelinympäristöt. Teoksessa: Kotiaho, J.S., Kuusela, S., Nieminen, E., & Päivinen J. 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. Suomen ympäristö. nro/2015. <https://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B7BB9F54F49-11D7-4955-98E6-E36B9FC3956D%7D/109588>.
- 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>.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P. 1977. Soidensuojelun perusohjelma. Komiteanmietintö 1977:48. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 47 s.
- Hanski 2000 Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Ann. Zool. Fenn.* 37: 271–280.
- Hanson, D. T., Swanson, S., Graham, L. E., & Sharkey, T. D. 1999. Evolutionary significance of isoprene emission from mosses. *Am. J. Bot.* 86: 634–639.



- Hare, D.K., Boutt, D.F., Clement, W.P., Hatch, C.E., Davenport, G. & Hackman A. 2017. Hydrogeological controls on spatial patterns of groundwater discharge in peatlands. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21: 6031–6048.
- Hector, A. & Bachi, R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448: 188–190.
- Hedberg, P., Kotowski, W., Saetre, P., Mälson, K., Rydin, H. & Sundberg, S. (2012). Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. *Biological Conservation*, 147, 60–67.
- Heikkilä, H. & Lindholm, T. 1997. Soiden ennallistamistutkimus vuosina 1987-1996. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A* 81: 1–75.
- Heikkilä, H., Lindholm, T. & Jaakkola, S. 2002. Soiden ennallistamisopas. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja B* 66, 123 s.
- Heikkinen, K., Karppinen, A., Karjalainen, S.M., Postila, H., Hadzic, M., Tolkkinen, M., Marttila, H., Ihme, R. & Kløve B. 2018. Long-term purification efficiency and factors affecting performance in peatland based treatment wetlands: An analysis of 28 peat extraction sites in Finland. *Ecological Engineering* 117: 153–164.
- Helbig, M., Waddington, J.M., Alekseychik, P. ym. 2020. Increasing contribution of peatlands to boreal evapotranspiration in a warming climate. *Nat. Clim. Chang.* 10: 555–560. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0763-7>.
- Hellén, H., Hakola, H., Pystynen, K.-H., Rinne, J., & Haapanala, S. 2006. C2–C10 hydrocarbon emissions from a boreal wetland and forest floor. *Biogeosciences* 3: 167–174.
- Hilderbrand R.H., Watts A.C. & Randle A.M. 2005. The Myths of Restoration Ecology. *Ecol. Soc.* 10: 19.
- Hiltula, O., Lensu, T., Kotiaho, J. S., Saari, V., & Päivinen, J. (2005). Voimajohtoaukeiden raivauksen merkitys soiden päiväperhosille ja kasvillisuudelle. *Suomen ympäristö*, 725: 1–38.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (toim.) 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland. Saatavissa: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/index.html>.
- Hobbs, R.J. & Cramer, V.A. 2008. Restoration Ecology: Interventionist Approaches for Restoring and Maintaining Ecosystem Function in the Face of Rapid Environmental Change. *Annual Review of Environment and Resources* 33: 39–61.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R. & Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 1–7.
- Hobbs R.J., Hallett L.M., Ehrlich P.R. & Mooney H.A. 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *BioScience* 61: 442–450.
- Holden, J., Chapman, P.J. & Labadz J.C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 28: 95–123. <https://doi.org/10.1191/0309133304pp403ra>.
- Holden, J., Kirkby, M.J., Lane, S.N., Milledge, D.G., Brookes, C.J., Holden, V. & McDonald, A.T. 2008. Overland flow velocity and roughness properties in peatlands. *Water Resources Research*. <https://doi.org/10.1029/2007WR006052>.
- Hommeltenberg, J., Schmid, H.P., Drösler, M. & Werle, P. 2014. Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? *Biogeosciences* 11: 3477–3493. 532 doi: 10.5194/bg-11-3477-2014.
- Hooijer, A., Page, S.E., Canadell, J.G., Silvius, M., Kwadijk, J., Wösten, H. & Jauhiainen, J. 2010. Current and future CO2 emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences*: 7: 1505–1514. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1505-2010>.



- Hooijer, A., Page, S.E., Jauhiainen, J., Lee, W.A., Lu, X.X., Idris, A. & Anshari, G. 2012. Subsidence and carbon loss in drained tropical peatlands. *Biogeosciences* 9: 1053–1071. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1053-2012>.
- Hooper D.U., Adair E.C., Cardinale B.J., Jarrett E.K.B., Hungate B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt L. & O'Connor, M.I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486: 105–108.
- Huxel, G. & Hastings, A. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology* 7: 309–315.
- Hynninen A., ym. 2011. Vegetation composition dynamics in peatlands used as buffer areas in forested catchments in southern and central Finland. *Plant Ecology* 212: 1803–1818.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U. (toim.) 2019. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. <http://hdl.handle.net/10138/299501>.
- Höll, B.S., Fiedler, S., Jungkunst, H.F., Kalbitz, K., Freibauer, A., Drösler, M., & Stahr, K. 2009. Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. *Science of the Total Environment* 408: 78–83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.046>.
- Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2012. Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: Community composition, species richness, and red-listed species. *Freshwater science* 31(2):657–667.
- Ilmonen, J., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2013. Detecting restoration impacts in inter-connected habitats: Spring invertebrate communities in a restored wetland. *Ecological Indicators* 30: 165–169.
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>. Saatavissa: <https://ipbes.net/global-assessment>.
- Isokangas, E., Rossi, P.M., Ronkanen, A.-K., Marttila, H., Rozanski, K. & Kløve, B. 2017. Quantifying spatial groundwater dependence in peatlands through a distributed isotope mass balance approach, *Water Resour. Res.* 53: 2524–2541. doi:10.1002/2016WR019661.
- Jaatinen, K., Fritze, H., Laine, J. & Laiho, R. 2007. Effects of short- and long-term water-level drawdown on the populations and activity of aerobic decomposers in a boreal peatland. *Global Change Biology* 13: 491–510. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01312.x>.
- Jackson S.T. & Hobbs R.J. 2009. Ecological Restoration in the Light of Ecological History. *Science* 325: 567–569.
- Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 238–247.
- Johansson, B. & Seuna, P. 1994: Modelling the effects of wetland restoration on high flows. *Aqua Fennica* 24: 59–68.
- Juottonen, H., Hynninen, A., Nieminen, M., Tuomivirta, T., Tuittila, E.-S., Nuosiainen, H., Kell, D., Yrjälä, K., Tervahauta, A. & Fritze, H. 2012. Methane-Cycling Microbial Communities and Methane Emission in Natural and Restored Peatlands. *Applied and Environmental Microbiology* 78(17): 6386–6389. Saatavissa: <https://doi.org/10.1128/AEM.00261-12>.
- Juutinen, A., Saarimaa, M., Ojanen, P., Sarkkola, S., Haara, A., Karhu, J., Nieminen, M., Minkkinen, K., Penttilä, T., Laatikainen, M., Tolvanen, A. 2019. Trade-offs between economic returns, biodiversity, and ecosystem services in the selection of energy peat production sites. *Ecosystem Services* 40: 10127, 14 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101027>.
- Juutinen A., Tolvanen A., Saarimaa, M., Ojanen, P., Sarkkola, S., Ahtikoski, A., Haikarainen, S., Karhu, J., Haara, A., Nieminen, M., Penttilä, T., Nousiainen, H., Hotanen, J.P., Minkkinen, K., Kurttila, M., Heikkinen, K., Sallantausta, T., Aapala, K. & Tuominen, S. 2020. Cost-effective land-use options of drained peatlands –



integrated biophysical-economic modelling approach. *Ecological Economics* 175 106704.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106704>.

Järvinen, O. & Sammalisto, L. 1976. Regional trends in avifauna of Finnish peatland bogs. *Annales Zoologici Fennici* 13: 31–43.

Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Autio, O., Eurola, S.†, Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Lindholm, T., Nousiainen, H., Rehell, S., Ruuhijärvi, R., Sallantausta, T., Salminen, P., Tahvanainen, T., Tuominen, S., Turunen, J., Vasander, H., Virtanen, K. 2018b. Suot. Julk.: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018a. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 2: luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. s. 321–474.

Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Autio, O., Eurola, S., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Lindholm, T., Nousiainen, H., Rehell, S., Ruuhijärvi, R., Sallantausta, T., Salminen, P., Tahvanainen, T., Tuominen, S., Turunen, J., Vasander, H. & Virtanen, K. 2018a. Julk.: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018b. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. s. 117–170. Saatavissa:

<http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/161233>.

Kaila, A., Laurén, A., Sarkkola, S., Koivusalo, H., Ukonmaanaho, L., Xiao, L., Asam, Z., O’Driscoll, C. & Nieminen, M. 2015. The effect of clear-felling and harvest residue removal on nitrogen and phosphorus export from drained Norway spruce mires in southern Finland. *Boreal Environment Research* 20: 693-706.

Kaila, A., Asam, Z., Koskinen, M., Uusitalo, R., Smolander, A., Kiikkilä, O., Sarkkola, S., O’Driscoll, C., Kitunen, V., Fritze, H., Nousiainen, H., Tervahauta, A., Xiao, L. & Nieminen, M. 2016. Impact of re-wetting of forestry-drained peatlands on water quality—A laboratory approach assessing the release of P, N, Fe, and dissolved organic carbon. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227: 292. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2994-9>.

Kaila, A., Sarkkola, S., Laurén, A., Ukonmaanaho, L., Koivusalo, H., Xiao, L., O’Driscoll, C., Asam, Z., Tervahauta, A. & Nieminen, M. 2014. Phosphorus export from drained Scots pine mires after clear-felling and bioenergy harvesting. *Forest Ecology and Management* 325: 99-107. doi:10.1016/j.foreco.2014.03.025.

Kangasjärvi, S. 2006: Kahden metsäojitetun suon ennallistamiskehitys kymmenen vuoden aikana. Soiden ekologian ja suometsätieteen pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos, Helsinki.

Kangasluoma, M., Nikula, A., Leskela, A., Sillanpää, J. & Kainua, K. 2013. Vapo Oy. Turvetuotantoalueiden vesistökuormituksen arviointi – Vedenlaatu- ja kuormitustarkastelu vuosien 2003–2011 tarkkailuaineistojen perusteella. Pöyry Finland Oy. 65 s. + liitteet. Saatavissa: https://www.vapo.com/filebank/1706-Poyry_Ominaiskuormitusselvitys_230413.pdf.

Kareksela, S., Moilanen, A., Tuominen, S., Kotiaho, J.S. 2013. Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biological Diversity Loss Outside Protected Areas. *Conservation Biology* 27, 1294–1303. <https://doi.org/10.1111/cobi.12146>.

Kareksela, S., Haapalehto, T., Juutinen, R., Matilainen, R., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J. 2015. Fighting carbon loss of degraded peatlands by jump-starting ecosystem functioning with ecological restoration. *Science of the Total Environment* 537: 268–276. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.094>.

Kareksela, S., Moilanen, A., Ristaniemi, O., Väliavaara, R., Kotiaho, J.S. 2017. Exposing ecological and economic costs of the research-implementation gap and compromises in decision making. *Conservation Biology* 32, 9–17. <https://doi.org/10.1111/cobi.13054>.

Kareksela, S., Aapala, K., Alanen, A., Haapalehto, T., Kotiaho, J. S., Lehtomäki, J., Leikola, N., Mikkonen, N., Moilanen, A., Nieminen, E., Tuominen, S. & Virkkala, R. 2020. Combining spatial prioritization and expert knowledge facilitates effectiveness of large-scale mire protection process in Finland. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108324>.

Kemmers, R.H. & Jansen, P.C. 1988. Hydrochemistry of rich fen and water management. *Agricultural Water Management* 14: 1–4. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(88\)90093-5](https://doi.org/10.1016/0378-3774(88)90093-5).



- Kenttämies, K. 2006. Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. Julkaisussa: Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.). Metsätalouden vesistökuormitus MESUVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816: 9–28.
- Kharanzhevskaya, Y.A., Voistinova, E.S. & Sinyutkina, A.A. 2020. Spatial and temporal variations in mire surface water chemistry as a function of geology, atmospheric circulation and zonal features in the south-eastern part of Western Siberia. *Science of The Total Environment* 733. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139343>.
- Kivimäki, S., Yli-Petäys, M. & Tuittila, E-S. 2008. Carbon sink function of sedge and Sphagnum patches in a restored cut-away peatland: increased functional diversity leads to higher production. *Journal of Applied Ecology* 45: 921–929. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01458.x>.
- Kløve, B., Sveistrup, T. & Hauge, A. 2010. Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. *Geoderma* 154: 219–232. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.022>.
- Kojola, S., Niemistö, P., Salminen, H., Lehtonen, M., Ihalainen, A., Kiljunen, N, Soikkeli, P. & Laiho, R. (toim.). Synthesis report on utilization of peatland forests for biomass production. Cleen Oy Research report no D 2.1.2. ISBN 978-952-5947-79-3. p. 5–20. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2016091523781>.
- Kondelin, H. & Eisto, K. 2010: Juuan Polvelan lettopellon ennallistaminen ja seuranta 2002– 2007. – Raportti, Metsähallituksen arkisto, Vantaa. 14 s. + liitteet.
- Komonen A., Lensu T., Kotiaho J.S. 2013 Optimal timing of power line rights-of-ways management for the conservation of butterflies. *Insect Conservation and Diversity* 6: 522–529.
- Komonen, A. & Halme, P. 2014. Luonnon ennallistaminen on käsitteenä aikansa elänyt. *Tieteessä tapahtuu* 5: 3–9.
- Komulainen, V-M., Nykänen, H., Martikainen, P. & Laine, J. 1998. Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 402–411. Saatavissa: <https://doi.org/10.1139/x98-011>.
- Komulainen, V-M., Tuittila, E-S., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO2 balance. *Journal of Applied Ecology* 36: 634–648. Saatavissa: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00430.x>.
- Koponen, S. 2002. Ground-living spiders in bogs in northern Europe. *Journal of Arachnology* 30: 262–267.
- Koponen, S., Relys, V. & Dapkus, D. 2001. Changes in structure of ground-living spider (Araneae) communities on peatbogs along a transect from Lithuania to Lapland. *Norwegian Journal of Entomology* 48: 167–174.
- Koponen, S., Fritzén, N. & Pajunen T. 2013. Hämähäkit ja soiden ennallistaminen. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 91–92.
- Koskela, T., Anttila, S., Simkin, J., Aapala, K. & Syrjänen, K. (toim.). 2020. METSO-tilannekatsaus 2019 – Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2025. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 36/2020. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 46 s.
- Koskinen, M., Sallantausta, T. & Vasander, H. 2011: Post-restoration development of organic carbon and nutrient leaching from two ecohydrologically different peatland sites. *Ecological Engineering* 37: 1008–1016.
- Koskinen, M. & Sallantausta, T. 2013. Nuuksion kansallispuiston Mustakorpi. (Esimerkkitapaus 13.9). teoksessa: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Abstract: Handbook for the restoration of drained peatlands. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188. s. 225–227.



- Koskinen, M., Maanavilja, L., Nieminen, M., Minkkinen, K. & Tuittila, E-S. 2016. High methane emissions from restored Norway spruce swamps in southern Finland over one growing season. *Mires and Peat* 17(2): 1–13. Saatavissa: <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.202>.
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M.W., Lauren, A., Sallantausta, 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.
- Kotiaho, J.S., & Mönkkönen M. 2017. From a crisis discipline towards prognostic conservation practice: an argument for setting aside degraded habitats. *Annales Zoologici Fennici*. 54:27-37.
- Kotiaho, J.S., Kuusela, S. Nieminen, E., & Päivinen J. 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. Suomen ympäristö. 8/2015. <https://www.ymp.fi/download/noname/%7BB9F54F49-11D7-4955-98E6-E36B9FC3956D%7D/109588>.
- Krieger, A., Fartmann, T. & Poniatowski, D. 2019. Restoration of raised bogs—Land-use history determines the composition of dragonfly assemblages. *Biological Conservation* 237: 291–298. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.032>.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Roda F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M. & Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 564–571.
- Laaksonen M., Peuhu E., Várkonyi G., Siitonen J. 2008. Effects of patch quality and landscape structure on saproxylic species dwelling in spruce mires. *OIKOS* 117: 1098-1110. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16620.x>.
- Laiho, R. & Laine, J. 1993. Nitrogen and phosphorus stores in Peatlands drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 251–260.
- Laiho, R., Sallantausta, T. & Laine, J. 1999. The effect of forestry drainage on vertical distributions of major plant nutrients in peat soils. *Plant and Soil* 207: 169–181. <https://doi.org/10.1023/A:1026470212735>.
- 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.M., Leppälä, M., Tarvainen, O., Päättälö, M.-L., Seppänen, R. & Tolvanen, A. 2011. Restoration of managed pine fens: effect on hydrology and vegetation. *Applied Vegetation Science* 14: 340–349.
- 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* DOI: 10.1002/ece3.2348.
- Laine, A., Mehtätalo, L., Tolvanen, A., Froelking, 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. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.390>.
- Laine, J., Vasander, H. & Laiho, R. 1995a. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology*, 32, 785–802.
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995b. Ecological effects of peatland drainage. *Environmental Reviews* 3 (3-4): 286–303.
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M., Penttilä, T., 2018. Suotyypit ja turvekankaat – kasvupaikkaopas. *Metsäkustannus Oy*. 160 s.
- Laitinen, J., Rehell, S., Huttunen, A. & Tahvanainen, T. 2007. Suomen suoekosysteemit – erityistarkastelussa aapasuot ja niiden vedenvirtauskuviointi. *Suo – Mires and Peat* 58: <http://www.suo.fi/article/9852>.
- Lehikoinen A, Jukarainen A, Mikkola-Roos M, Below A, Lehtiniemi T, Pessa J, Rajasärkkä A, Rintala J, Rusanen P, Sirkiä P, Tiainen J, Valkama J (2019) Linnut. Sivut 560-571 Teoksessa: Hyvärinen E, Juslén A, Kemppainen E,



- Uddström A, Liukko UM (eds) The 2019 Red List of Finnish Species. Ministry of the Environment & Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland.
- Lehosmaa, K., Jyväsjärvi, J., Virtanen, R., Rossi, P.M., Rados, D., Chuzhekova, T, Markkola, A., Ilmonen, J. & Muotka, T. Does habitat restoration enhance spring biodiversity and ecosystem functions? *Hydrobiologia*. 793: 161–173.
- Lehtelä, M. 2005: Hepo-ojan huuhtoumaseuranta vuonna 2005, Metsähallitus, Pohjanmaan luontopalvelut, Oulu, 19 p.
- Lohila, A., Aurela, M., Tuovinen, J-P. & Laurila, T. 2004. Annual CO₂ exchange of a peat field growing spring barley or perennial forage grass. *Journal of Geophysical Research* 109: D18116.
- Lohila, A., Laurila, T., Aro, L., Aurela, M., Tuovinen, J-P., Laine, J., Kolari, P. & Minkkinen, K. 2007. Carbon dioxide exchange above a 30-year-old Scots pine plantation established on organic-soil cropland *Boreal Environment Research* 12: 141–157.
- Lohila, A., Minkkinen, K., Laine, J., Savolainen, I., Tuovinen, J-P., Korhonen, L., Laurila, T., Tietäväinen, H. & Laaksonen, A. 2010. Forestation of boreal peatlands: Impacts of changing albedo and greenhouse gas fluxes on radiative forcing. *Journal of Geophysical Research* 115(G04011): 1–15.
<https://doi.org/10.1029/2010JG001327>.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle, D.A. 2012. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294: 804–808.
- Lucas, R. & Davis, J. 1961. Relationships between pH values of organic soils and availabilities of 12 plant nutrients. *Soil Science* 92: 177–182.
- Lukkala, O. J. 1929: Über den Aziditätsgrad der Moore und die Wirkung der Entwässerung auf denselben. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 13, pp. 1–24.
- Maanavilja, L. 2015. Restoration of ecosystem structure and function in boreal spruce swamp forests. *Dissertationes Forestales* 191. 31 s. <http://dx.doi.org/10.14214/df.191>.
- 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>.
- Maanavilja, L., Kangas, L., Mehtätalo, L. & Tuittila, E-S. 2015. Rewetting of drained boreal spruce swamp forests results in rapid recovery of Sphagnum production. *Journal of Applied Ecology* 52: 1355–1363.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12474>
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, 256s.
- Maljanen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2010. Cold-season nitrous oxide dynamics in a drained boreal peatland differ depending on land-use practice. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 565–572.
- Maljanen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2001a. Fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ on afforested boreal agricultural soils. *Plant and Soil* 231: 113–121.
- Maljanen, M., Martikainen, P.J., Walden, J. & Silvola, J. 2001b. CO₂ exchange in an organic field growing barley or grass in eastern Finland. *Global Change Biology* 7: 679–692.
- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 2003a. Methane fluxes on agricultural and forested boreal organic soils. *Soil Use and Management* 19: 73–79.
- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 2003b. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology & Biochemistry* 35(5): 689–700.



- Maljanen, M., Komulainen, V-M., Hytönen, J., Martikainen, P.J. & Laine, J. 2004. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil biology and Biochemistry* 36: 1801–1808. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.05.003>.
- Maljanen, M., Hytönen, J., Mäkiranta, P., Alm, J., Minkkinen, K., Laine, J. & Martikainen, P. 2007. Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environment Research* 12: 133–140. <http://www.borenv.net/>.
- Maljanen, M., Shurpali, N., Hytönen, J., Mäkiranta, P., Aro, L., Potila, H., Laine, J., Li, C. & Martikainen, P.J. 2012. Afforestation does not necessarily reduce nitrous oxide emissions from managed boreal peat soils. *Biogeochemistry* 108: 199–218.
- Maljanen M, Palmer P., Hynynen J., Tuittila E-S. and Ronkanen A-K. 2018. Greenhouse gas dynamics of a northern boreal peatland used for treating metal mine waste water. *Wetlands* 38: 905–917. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1040-7>.
- Marttila, H., Karjalainen, S-M., Kuoppala, M., Nieminen, M. L., Ronkanen, A-K., Kløve, B. & Hellsten, S. 2018. Elevated nutrient concentrations in headwaters affected by drained peatland. *Science of the Total Environment* 643: 1304–1313. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.278.
- Mathijssen, P., Kähkölä, N., Tuovinen, J-P., Lohila, A., Minkkinen, K., Laurila, T. & Väiliranta, M. 2017. Lateral expansion and carbon exchange of a boreal peatland in Finland resulting in 7000 years of positive radiative forcing. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122(3): 562–577. <https://doi.org/10.1002/2016JG003749>.
- Mathijssen, P., Tuovinen, J-P., Lohila, A., Aurela, M., Juutinen, S., Laurila, T., Niemelä, E., Tuittila, E-S. & Väiliranta, M. 2014. Development, carbon accumulation, and radiative forcing of a subarctic fen over the Holocene. *The Holocene* 24(9): 1156–1166. <https://doi.org/10.1177/0959683614538072>.
- Maljanen, M., Virkajärvi, P., Hytönen, J., Öquist, M., Sparrman, T. & Martikainen, P.J. 2009. Nitrous oxide production in boreal soils with variable organic matter content at low temperature – snow manipulation experiment. *Biogeosciences* 6: 2461–2473.
- Maljanen M, Palmer P., Hynynen J., Tuittila E-S. and Ronkanen A-K. 2018. Greenhouse gas dynamics of a northern boreal peatland used for treating metal mine waste water. *Wetlands* 38: 905–917. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1040-7>.
- mapd.fi 2020. Tiedote Anne Yonchan taidenäyttelystä Oulussa keväällä 2020. <https://mabd.fi/nayttely/anne-yoncha-repeat/> siteerattu 11.2.2020.
- Martin, H., Ivanoff, D., Graetz, D. & Reddy, K. 1997. Water table effects on Histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1062–1071. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.004724250026>.
- Maxwell, S.L., Milner-Gulland, E.J., Jones, J.P.G., Knight, A.T., Bunnefeld, N., Nuno, A., Bal, P., Earle, S., Watson, J.E.M. & Rhodes, J.R. 2015. Being smart about SMART environmental targets - Focus on the negotiation process, not just the end target. *SCIENCE* 347: 1075–1076.
- Mazerolle, M., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A. & Drolet, B. 2006. Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implication for restoration. *Freshwater Biology* 51: 333–350, doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01480.x.
- McDonald, T., Gann, G.D., Jonson, J. & Dixon, K. W. 2016. International standards for the practice of ecological restoration. including principles and key concepts. – Society for ecological restoration international, Washington, DC. 48 pp.
- Menberu, M.W., Tahvanainen, T., Marttila, H., Irannezhad, M., Ronkanen, A.-K., Penttinen, J. & Kløve, B. 2016. Water-table dependent hydrological changes following peatland forestry drainage and restoration: Analysis of restoration success, *Water Resour. Res.* 52: 3742– 3760. doi:10.1002/2015WR018578.



- Menberu, M.W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J.S., Hokkanen, R., Kløve, B., & Ronkanen, A.-K. 2017. Changes in pore water quality after peatland restoration: Assessment of a large-scale, replicated Before-After-Control-Impact study in Finland. *Water Resources Research* 53: 8327–8343. <https://doi.org/10.1002/2017WR020630>
- Minkkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I. & Laine, J. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1990–2100 – the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* 8: 785–799.
- Minkkinen, K. & Laine, J. 1998. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest research* 28: 1267–1275. <https://doi.org/10.1139/x98-104>.
- Minkkinen, K. & Ojanen, P. 2013. Pohjois-Pohjanmaan turvemaiden kasvihuonekaasutaseet. Metlan työraportteja 258: 75–111. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2412-2>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118494>.
- Minkkinen, K., Ojanen, P., Penttilä, T., Aurela, M., Laurila, T., Tuovinen, J-P. & Lohila, A. 2018. Persistent carbon sink at a boreal drained bog forest. *Biogeosciences* 15: 3603–3624.
- MMM. 2011. Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Työryhmämuistio MMM 2011:1. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. ISSN 1797-4011, ISBN 978-952-453-625-7.
- Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H. 2009. *Spatial Conservation Prioritization. Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press. 328 s.
- Montalvo, A., Williams, S., Rice, K., Buchmann, C., Cory, C., Handel, S., Nabhan, G., Primack, R. & Robichaux, R. 1997. Restoration biology: a population biology perspective. *Restoration Ecology* 5:277–290.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evanc, C.D., de Wit, H.A., Forsius, M., Høggåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L. Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Copacek, J. & Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450: 537–540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>.
- Moreno-Mateos, D., Barbier, E.B., Jones, P.C., Jones, H.P., Aronson, J., Lopez-Lopez, J.A., McCrackin, M.L., Meli, P., Montoya, D. & Benayas J.M.R. 2017. Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. *Nat. Commun.* 8: 14163.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., & Zhang, H. 2013a. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Teoksessa: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (toim.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Saatavissa: <http://www.climatechange2013.org>.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., & Zhang, H. 2013b. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing Supplementary Material. Teoksessa: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (toim.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Saatavissa: <http://www.climatechange2013.org>.
- Myllys, M. 2019. Turvepeltojen ravinnehuuhtoumien vähentämismahdollisuudet. *Vesitalous* 1/2019: 33–34. Saatavissa: <https://www.vesitalous.fi/>.



- Mäkiranta, P., Hytönen, J., Aro, L., Maljanen, M., Pihlatie, M., Potila, H., Shurpali, N., Laine, J., Lohila, A., Martikainen, P.J. & Minkkinen, K. 2007. Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cutaway peatlands. *Boreal Environment Research* 12: 159–175.
- Mälson, K., Sundberg, S. & Rydin, H. 2010. Peat Disturbance, Mowing, and Ditch Blocking as Tools in Rich Fen Restoration. *Restoration Ecology* 18: 469–478.
- Naeem, S., Duffy, J.E. & Zavaleta, E. 2012. The Functions of Biological Diversity in an Age of Extinction. *Science* 336: 1401–1406.
- Nieminen, M. 2003. Effects of clear-cutting and site preparation on water quality from a drained Scots pine mire in southern Finland. *Boreal Environment Research* 8: 53–59.
- Nieminen, M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica* 38: 123–132.
- Nieminen, M. & Ahti, E. 1993. Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer application on snow. *Folia Forestalia* 814: 1–22.
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S. & Laurén, A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44: 39–49.
- Nieminen, M., Koskinen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Kaila, A., Kiikkilä, O., Nieminen, T.M. & Ukonmaanaho, L. 2015a. Dissolved organic carbon export from harvested peatland forests with differing site characteristics. *Water, Air, and Soil Pollution* 226:181. doi:10.1007/s11270-015-2444-0.
- Nieminen, M., Kaila, A., Koskinen, M., Sarkkola, S., Fritze, H., Tuittila, E-S., Nousiainen, H., Koivusalo, H., Laurén, A., Ilvesniemi, H., Vasander, H. & Sallantausta, T. 2015b. Natural and Restored Wetland Buffers in Reducing Sediment and Nutrient Export from Forested Catchments: Finnish experiences. In: Vymazal, J. (ed.). *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*. P. 57-72. Springer International Publishing. DOI 10.1007/978-3-319-08177-9_5.
- Nieminen, M., Sallantausta, T., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T. M. & Sarkkola, S. 2017a. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of the Total Environment* 609: 974–981. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.210.
- Nieminen, M., Sarkkola, S. & Lauren, A. 2017b. Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and dissolved organic carbon exports from drained peatlands: A literature review, synthesis and suggestions for the future. *Forest Ecology and Management* 392: 13–20.
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Hellsten, S., Marttila, H., Piirainen, S., Sallantausta, T. & Lepistö, A. 2018. Increasing and decreasing nitrogen and phosphorus trends in runoff from drained peatland forests—Is there a legacy effect of drainage or not? *Water, Air, and Soil Pollution* 229(8). doi:10.1007/s11270-018-3945-4.
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Haahti, K., Sallantausta, T., Koskinen, M., Ojanen, P. 2020. Metsäojitetettujen soiden ravinnekuormitus. Summary: Forestry on drained peatlands as a source of surface water nitrogen and phosphorus in Finland. *Suo* 71(1): 1–13.
- Nilsson, C., Aradottir, A.L., Hagen, D., Halldórsson, G., Høegh, K., Mitchell, R.J., Raulund-Rasmussen, K., Svavarsdóttir, K., Tolvanen, A. & Wilson, S.D. 2016. Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society* 21(1):41. DOI <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08289-210141>.
- Noreika, N., Kotiaho, J.S., Penttinen, J., Punttila, P., Vuori, A., Pajunen, T., Autio, O., Loukola, O.J. & Kotze, D.J. 2015. Rapid recovery of invertebrate communities after ecological restoration of boreal mires. *Restoration Ecology* 23: 566–579.
- Noreika N., Kotze D.J., Loukola O.J., Sormunen N., Vuori A., Päivinen J., Penttinen J., Punttila P., Kotiaho J.S. 2016. Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. *Biological Conservation* 196: 103–114.



- Nugent, K., Strachan, I., Stracj, M., Roulet, N. & Rochefort, L. 2018. Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology* 24: 5751–5768.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14449>.
- Nyström, A., Heikkinen, H. & Tolvanen, A. 2013. Soiden käyttö ja merkitys poronhoidossa Kiimingin, Kollajan, Pudasjärven ja Oijärven paliskunnissa vuonna 2011. *Metlan työraportteja* 258: 190–212.
- Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2020a. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. *Global Biogeochemical Cycles* 34: e2019GB006503.
<https://doi.org/10.1029/2019GB006503>.
- Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2020b. Viilentääkö soiden ennallistaminen ilmastoa? Esitelmä. Suopäivä 31.1.2020. https://researchportal.helsinki.fi/files/131327579/Suop_iv_200131_PO.pdf.
- Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2019. The dependence of net soil CO₂ emissions on water table depth in boreal peatlands drained for forestry. *Mires and Peat* 24(27): 1–8.
<https://doi.org/10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1751>.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Alm, J. & Penttilä, T. 2010. Soil–atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management* 260: 411–421.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.036>.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Penttilä, T., 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *For. Ecol. Manage.* 289, 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.008>.
- Ojanen, P., Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2018a. Does rewetting of forestry-drained peatlands restore natural greenhouse gas dynamics? Esitelmä. Viikki Soil Science Seminar 20.3.2018.
https://researchportal.helsinki.fi/files/130623772/VSSS_PO_20180320.pdf.
- Ojanen, P., Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2018b. Ovatko ennallistetut suot suuri metaanin lähde? Esitelmä. Suopäivä 2.2.2018. https://researchportal.helsinki.fi/files/100031417/Suop_iv_180202_PO.pdf.
- Palmer, M., Ambrose, R. & Poff, N. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5:292–300.
- Perring M.P., Audet P. & Lamb D. 2014. Novel ecosystems in ecological restoration and rehabilitation: Innovative planning or lowering the bar? *Ecol. Proc.*3:8 <http://www.ecologicalprocesses.com/content/3/1/8>.
- Pihlatie, M., Rinne, J., Lohila, A., Laurila, T., Aro, L. & Vesala, T. 2004. Nitrous oxide emissions from an afforested peat field using eddy covariance and enclosure techniques. Teoksessa: Päivänen, J. (toim.): Proceedings of the 12th International Peat Congress. Volume 2. International Peat Society. s. 1010–1014.
- 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.
doi:10.1016/j.foreco.2012.09.014.
- Possingham, H.P., Bode, M. & Klein, C. 2015. Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. *PLoS Biol.* <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002052>.
- Postila, H., Saukkoriipi, J., Heikkinen, K., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Marttila, H. & Kløve, B. 2014. Can treatment wetlands be constructed on drained peatlands for efficient purification of peat extraction runoff? *Geoderma* 228: 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.008>.
- Poulin, M., Andersen, R., Rochefort, L., 2013. A new approach for tracking vegetation change after restoration: a case study with peatlands. *Restor. Ecol.* 21, 363–371.
- Pouliot, R., Rochefort, L. & Karofeld, E. 2012. Initiation of microtopography in re-vegetated cutover peatlands: evolution of plant species composition. *Applied Vegetation Science* 15: 369–382.



- Punttila, P., Vepsäläinen, K. & Väänänen, S. 2013. Muurahaiset, soiden ojittaminen ja ennallistaminen. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 86–90.
- Punttila, P., Autio, O., Kotiaho, J.S., Kotze, D.J., Loukola, O.J., Noreika, N., Vuori, A. & Vepsäläinen, K. 2016. The effects of drainage and restoration of pine mires on habitat structure, vegetation and ants. *Silva Fennica* 50, article 1462: <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1462>.
- Purre, A-H., Penttilä, T., Ojanen, P., Minkkinen, K., Aurela, M., Lohila, A. & Ilomets, M. 2019. Carbon dioxide fluxes and vegetation structure in rewetted and pristine peatlands in Finland and Estonia. *Boreal Environment Research* 24: 243–261. Saatavissa: <http://www.borenv.net/>.
- Putkinen A., Tuittila E-S., Siljanen H., Bodrossy L., Fritze H. 2018. Recovery of methane turnover and the associated microbial communities in restored cutover peatlands is strongly linked with increasing Sphagnum abundance. *Soil Biology and Biochemistry* 116: 110–119. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.005>.
- Putaala, A. 2013. Riekkosoiden ja metsäkanalintujen poikueympäristöjen ennallistaminen valtion talousmetsissä. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 36.
- Rajasärkkä, A. 2013. Soiden ennallistaminen ja linnusto. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 99–101.
- Ramberg, L. 1981: Increase in stream pH after a forest drainage. *Ambio* 10, pp. 34–35.
- Ramchunder, S.J., Brown, L.E., Holden, J., 2012. Catchment-scale peatland restoration benefits stream ecosystem biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 49, 182–191.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. <http://hdl.handle.net/10138/299463>.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.). 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. <http://hdl.handle.net/10138/299499>.
- Rassi, P., Aapala, K. & Suikki, A. (toim.) 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 618: 1–220.
- Rehell, S., Sallantausta, T. & Aapala, K. 2013. Suojelualueiden rajausten puutteet ja niiden korjaaminen. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 33–35.
- Rocheft, L., Quinty, F. & Campeau, S. 1997. Restoration of peatland vegetation: the case of damaged or completely removed acrotelm. *International Peat Journal* 7: 20–28.
- Ronkanen, A.-K. & Kløve, B. 2009. Long-term phosphorus and nitrogen removal processes and preferential flow paths in Northern constructed peatlands. *Ecological Engineering* 35: 843–855.
- Rossi, P., Ala-aho, P., Ronkanen, A. & Kløve, B. 2012. Groundwater–surface water interaction between an esker aquifer and a drained fen. *Journal of Hydrology* 432: 52–60.
- Rydin H. & Jeglum J.K. 2006. *The biology of peatlands*. Oxford University Press, Oxford.
- Räike, A., Taskinen, A. & Knuuttila, S. 2019. Nutrient export from Finnish rivers into the Baltic Sea has not decreased despite water protection measures. *Ambio* 2019. doi:10.1007/s13280-019-01217-7.
- Räinä, P. 2010: Suuripään eteläosan ennallistamiskohteen vedenlaadun ja ainevirtaamien seuranta. Loppuraportti 11.1.2010, Lapin elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Rovaniemi, 12 p. + 2 appendices.



- Saarimaa, M., Aapala, K., Tuominen, S., Karhu, J., Parkkari, M. & Tolvanen, A. 2019. Predicting hotspots for threatened plant species in boreal peatlands. *Biodiversity and Conservation* 28: 1173–1204.
<https://doi.org/10.1007/s10531-019-01717-8>.
- Sallantaus, T. 1988. Water quality of peatlands and man's influence on it. Teoksessa: Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6.-8. June 1988, vol. 2. Helsinki, the Academy of Finland. s. 80-98. The Publications of the Academy of Finland 1988, 5.
- Sallantaus, T. 1994. Response of leaching from mire ecosystems to changing climate. Teoksessa: Kanninen, M. (toim.). The Finnish research programme on climate change. Second progress report. The Academy of Finland. s. 291–296.
- Sallantaus, T. 2004. Hydrochemical impacts set constraints on mire restoration. In: Päivänen, J. (Ed.). Wise use of peatlands. Proc. 12th Int. Peat Congr., Tampere, Finland Vol. 1, s. 68–73. Int. Peat Soc., Jyväskylä.
- Sallantaus, T. 2013a. Soiden hydrologiset ekosysteemipalvelut. S. 18-19 Teoksessa: Toimiva suoluonto vesiensuojelun ja ilmastonsuojelun edellytyksenä. Ympäristöakatemia kenttäseminaari 2.-3. 9. 2013. Ympäristöakatemia, Helsinki. 40 s.
- Sallantaus, T. 2013b. Ennallistamisen vesistövaikutukset. (Tietolaatikko 28). Teoksessa: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188. s. S. 167–171.
- Sallantaus, T. 2014. The impacts of peatland restoration on water quality. In: Similä, M., Aapala, K., & Penttinen, J. (eds.). Ecological restoration in drained peatlands – best practices from Finland. Metsähallitus, Natural Heritage Services, Vantaa. s. 12–14.
- Sallantaus, T. & Ahlroth, P. 2000. Ennallistamisen ympäristövaikutukset. Teoksessa: Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla, Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437: 117–118.
- Sallantaus, T. & Koskinen, M. 2012. Impacts of peatland restoration on nutrient leaching in western and southern Finland. In: Lindholm, Tapio & Heikkilä, Raimo (eds.). Mires from pole to pole. *The Finnish Environment* 38/2012: 215–239.
- Sallantaus, T., Vasander, H. & Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. Summary: Prevention of detrimental impacts of forestry operations on water bodies using buffer zones created from drained peatlands. *Suo* Vol. 49 N:o 4 p. 125–133.
- Sallantaus, T., Kondelin, H., Lahti, T. & Tuominen, S. 2014. Potential to restore hydrological ecosystem services of peatlands, a case study. In: Tolvanen, A. & Hekkala, A-M. (Eds.). The 9th European Conference on Ecological Restoration – Abstracts p. 129.
- Sallinen, A., Tuominen, S., Kumpula, T. & Tahvanainen, T. 2019. Undrained peatland areas disturbed by surrounding drainage: a large scale GIS analysis in Finland with a special focus on aapa mires. *Mires and Peat* 24: 1–22.
- Salmela, J. 2013. Soiden vaaksiaset. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 97–98.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J. & Laine, J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1485-1496. doi:10.1139/X10-084.
- Saura, M., Sallantaus, T., Bilaltdin, Ä. & Frisk, T. 1995. Metsänlannoitteen huuhtoutuminen Kalliojärven valuma-alueelta. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö nro 2. s. 87–104.



- SER (Society for Ecological Restoration International) 2004. The SER International Primer on Ecological restoration. Saatavissa: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf.
- Seuna, P. 1981: Long term influence of forestry drainage on the hydrology of an open bog in Finland. Publications of the Water Research Institute 43, pp. 3–14.
- Seppä, H., Lindholm, T. & Vasander, H. 1993. Metsäojitettujen soiden luonnontilan palauttaminen. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A7. 80 s.
- Shurpali, N., Hyvönen, N., Huttunen, J., Biasi, C., Nykänen, H., Pekkarinen, N & Martikainen, P. 2008. Bare soil and reed canary grass ecosystem respiration in peat extraction sites in Eastern Finland. Tellus 60B: 200–209. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00325.x>.
- Silvan, N. 2013. Entisten turpeennostoalueiden uudelleensoistaminen. Teoksessa: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188. s. 39–40. Saatavissa: <https://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/show/1601>.
- Simola, H., Pitkänen, A. & Turunen, J. 2012. Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. European Journal of Soil Science 63: 798–807. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01499.x>.
- Sirin, S., Medvedeva, M., Maslov, A. & Vozbrannaya, A. 2018. Assessing the Land and Vegetation Cover of Abandoned Fire Hazardous and Rewetted Peatlands: Comparing Different Multispectral Satellite Data. Land 7: 71. Saatavissa: <https://doi.org/10.3390/land7020071>.
- Sjörs, H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. Oikos 2: 241–258. <https://doi.org/10.2307/3564795>.
- Soini, P., Riutta, T., Yli-Petäys, M. & Vasander, H. 2010. Comparison of Vegetation and CO2 Dynamics Between a Restored Cut-Away Peatland and a Pristine Fen: Evaluation of the Restoration Success. Restoration Ecology 18(6): 894–903. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00520.x>.
- Soro, A., Sundberg, S. & Rydin, H. 1999. Species diversity, niche width and species associations in harvested and undisturbed bogs. Journal of Vegetation Science, Vol. 10, s. 549–560.
- Sparling, J. 1966. Studies on the relationship between water movement and water chemistry in mires. Canadian Journal of Botany, 44: 747–758.
- Straková, P., Anttila, J., Spetz, P., Kitunen, V., Tapanila, T. & Laiho, R. 2010. Litter quality and its response to water level drawdown in boreal peatlands at plant species and community level. Plant and Soil 335: 501–520. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0447-6>.
- Straková, P., Niemi, R.M., Freeman, C., Peltoniemi, K., Toberman, H., Heiskanen, I., Fritze, H. & Laiho, R. 2011. Litter type affects the activity of aerobic decomposers in a boreal peatland more than site nutrient and water level regimes. Biogeosciences 8: 2741–2755. <https://doi.org/10.5194/bg-8-2741-2011>.
- Straková, P., Penttilä, T., Laine, J. & Laiho, R. 2012. Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above- and belowground plant litter decomposition: Consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. Global Change Biology 18: 322–335. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02503.x>.
- Strobl, K. 2019. Evaluating restoration success of rewetted peatlands: Recovery potential, temporal dynamics and comparison of monitoring approaches. Väitöskirja, Technische Universität München, 75 s.
- Strobl, K., Moning, C. & Kollmann, J. 2019. Positive trends in plant, dragonfly, and butterfly diversity of rewetted montane peatlands. Restoration Ecology 28: 796–806. <https://doi.org/10.1111/rec.12957>.
- Suding K.N. & Hobbs R.J. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. TREE 24: 271–279.



- Suding K.N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 42: 465–487.
- Suding K.N., Gross K.L. & Houseman G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *TREE* 19: 46–53.
- Suding, K.N. & Hobbs, R.J. 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *TREE* 24: 271–279.
- Sundberg, S. 2012. Quick Target Vegetation Recovery after Restorative Shrub Removal and Mowing in a Calcareous Fen. *Restoration Ecology* 20: 331–338.
- Sundberg, S. & Rydin, H. 2008. Habitat requirements for establishment of Sphagnum from spores. *Journal of Ecology* 90: 268–278. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00653.x>
- Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology* 99: 404–415.
- Tahvanainen T. 2013. Eräiden lehtisammallajien suhde suoveden pH-arvoon. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 54–55.
- Tahvanainen T. 2017. Euroopan suohabitaattien uhanalaisuusarviointi. *Suo* 68: 13–26 — Katsaukset.
- Tarvainen, O., Laine, A.M., Peltonen, M. & Tolvanen, A. 2013. Mineralization and decomposition rates in restored pine fens. *Restoration Ecology*, 21:592-599.
- Teuling, A., Taylor, C., Meriink, J., Melsen, L., Miralles, D., Heerwaarden, C., Vautard, R., Stegehuis, A., Nabuurs, G-J. & Vilà-Guerau de Arellano, J. 2017. Observational evidence for cloud cover enhancement over western European forests. *Nature Communications* 8: 14065. doi: 10.1038/ncomms14065.
- Theroux, R., Rochefort, L. & Lapointe, L. 2019. Cloudberry cultivation in cutover peatlands: hydrological and soil physical impacts on the growth of different clones and cultivars. *Mires and Peat*, Volume 5 (2009), Article 06, 1–16, <http://www.mires-and-peat.net/>.
- Tiiva P., Rinnan R., Faubert P., Räsänen J., Holopainen T., Kyrö E. & Holopainen J.K. 2007. Isoprene emission from a subarctic peatland under enhanced UV-B radiation. *New Phytologist* 176: 346–355.
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M. & Zeitz, J. 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* 22: 4134–4149. Saatavissa: <https://doi.org/10.1111/gcb.13303>.
- Tilman, D., Lehman, C. & Kareiva, P. 1997. Population dynamics in spatial habitats. Teoksessa: Tilman, D. & Kareiva, P. (toim.) *Spatial ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. s. 3–20.
- Tolvanen, A., Juutinen, A. & Svento, R. 2013a. Preferences of local people for the use of peatlands: The case of peatland-richest region in Finland. *Ecology & Society*, 18(4): 12 p. URL: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05496-180219>.
- Tolvanen, A., Ollonqvist, P., Perkiö, R., Uotila, E. 2013b: Ennallistamisen kustannustehokkuus. Teoksessa: Kaisu Aapala, Maarit Similä ja Jouni Penttinen (toim.), Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 188, s. 182–185.
- Tolvanen, A., Saarimaa, M., Ahtikoski, A., Haara, A., Hotanen, J.-P., Juutinen, A., Kojola, A., 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, K., Sallantausta, T., Tuominen, S., Vilmi, A., Kuokkanen, P., Rehell, S., Ala-Fossi, A., & N. Huotari (2018). LIFEPEATLANDUSE (LIFE12 ENV/FI/000150) 2013 – 2018 Layman’s report. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 48/2018. Luonnonvarakeskus 2018.



- Tolvanen, A., Tarvainen, O. & Laine, A. 2020a. Soil and water nutrients in stem-only and whole-tree harvest treatments in restored boreal peatlands. *Restoration Ecology*, 28:1357-1364
<https://doi.org/10.1111/rec.13261>.
- Tolvanen, A., Saarimaa, M., Tuominen, S. & Aapala, K. 2020b. Is 15% restoration sufficient to safeguard the habitats of boreal red-listed mire plant species? *Global Ecology and Conservation* 23. e01160.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01160>.
- Tossavainen, T. 2018. Jukajoen (Kontiolahti) nykytila ja alustava kunnostussuunnitelma. Karelia-ammattikorkeakoulun julkaisuja C, raportteja: 49.
https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/142943/C49_verkkoon_052018.pdf?sequence=4&isAllowed=y (luettu 25.2.2021).
- Tossavainen, T. 2020. Jukajoen vesistöalueen (Joensuu, Kontiolahti) nykytila ja eräiden siellä sijaitsevien vesiensuojeluteknisten rakenteiden toimivuus vuonna 2019. Tutkimusraportti, Karelia-ammattikorkeakoulu.
https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/333964/Jukajoki_raportti.pdf?sequence=2&isAllowed=y (luettu 25.2.2021).
- Tuittila, E. 2000. Restoring vegetation and carbon dynamics in a cut-away peatland. Väitöskirja. Helsingin yliopiston kasvitieteen julkaisuja 30: 1–38 + alkuperäiset artikkelit. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:951-45-9609-9>.
- Tuittila, E-S., Komulainen, V-M., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia* 120: 563–574. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s004420050891>.
- Tuittila, E-S., Vasander, H. & Laine, J. 2000a. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. *Applied Vegetation Science* 3: 205–212.
- Tuittila, E-S., Komulainen, V-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P., & Laine, J. 2000b. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6: 569–581.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00341.x>.
- Tuittila, E-S., Vasander, H. & Laine, J. 2004. Sensitivity of C Sequestration in Reintroduced Sphagnum to Water-Level Variation in a Cutaway Peatland. *Restoration Ecology* 12(4): 483–493.
<https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00280.x>.
- Tunved, P., Hansson, H-C., Kerminen, V-M., Ström, J., Dal Maso, M., Lihavainen, H., Viisanen, Y., Aalto, P., Komppula, M. & Kulmala, M. 2006. High Natural Aerosol Loading over Boreal Forests. *Science* 312: 261–263. doi: 10.1126/science.1123052.
- Turetsky, M., Amiro, B., Bosch, E. & Bhatti, J. 2004. Historical burn area in western Canadian peatlands and its relationship to fire weather indices. *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB4014.
<https://doi.org/10.1029/2004GB002222>.
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K. & Reinikainen, A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland-application to boreal and subarctic regions. *The Holocene* 12: 69–80.
<https://doi.org/10.1191/0959683602hl522rp>.
- UN Environment. 2019. New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change. Tiedote. Haettu osoitteesta
<https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/new-un-decade-ecosystem-restoration-offers-unparalleled-opportunity>.
- Urbanová, Z., Bárta, J. & Pícek, T. 2013. Methane Emissions and Methanogenic Archaea on Pristine, Drained and Restored Mountain Peatlands, Central Europe. *Ecosystems* 16: 664–677.
<https://doi.org/10.1007/s10021-013-9637-4>.
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G. & Karoles, K. 2017. 684 Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. *Forest Ecology and Management* 399: 82–93. doi: 10.1016/j.foreco.2017.05.023.



- Vahejoe, K., Albert, T., Noormets, M., Karp, K., Paal, T., Starast, M. & Värnik, R. 2010. Berry cultivation in cutover peatlands in Estonia: Agricultural and economical aspects. *Baltic Forestry* 16: 264–272.
- Valtioneuvosto 2012. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta. Valtioneuvosto 30.8.2012. 19 s.
- Valtioneuvosto 2013. Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Valtioneuvoston periaatepäätös Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävästä käytön strategiasta vuosiksi 2012–2020. https://www.ym.fi/fi-fi/Luonto/Luonnon_monimuotoisuus/Strategia_ja_toimintaohjelma.
- Van Diggelen, R., Middleton, B., Bakker, J., Grootjans, A. & Wassen, M. 2006. Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Appl Veg Sci* 9:157–162.
- Vanselow-Algan, M., Schmidt, S., Greven, M., Fiencke, C., Kutzbach, L. & Pfeiffer, E-M. 2015. High methane emissions dominated annual greenhouse gas balances 30 years after bog rewetting. *Biogeosciences* 12: 4361–4371. Saatavissa: <https://doi.org/10.5194/bg-12-4361-2015>.
- Vasander, H. 1984. Effect of forest amelioration on diversity in an ombrotrophic bog. *Annales Botanici Fennici* 21: 7–15.
- Vasander, H. 2020. Kosteikkoviljely ehkäisisi soiden käytön ongelmia. *Helsingin Sanomat* 16. 3. 2020. Vieraskynä. s. 5.
- Vasander, H., Tuittila, E-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M-L., & Laine, J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51–63.
- Vellend, M. 2010 Conceptual synthesis on community ecology. *The Quarterly Review of Biology* 85: 183–206.
- Venterink, H.O., Davidsson, T., Kiehl, K. & Leonardson, L. 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant Soil* 243: 119–130. <https://doi.org/10.1023/A:1019993510737>.
- Vikman, A., Sarkkola, S., Koivusalo, H., Sallantausta, T., Laine, J., Silvan, N., Nousiainen, H. & Nieminen, M. 2010. Nitrogen retention by peatland buffer areas at six forested catchments in southern and central Finland. *Hydrobiologia* 641: 171–183. DOI 10.1007/s10750-009-0079-0.
- Väisänen, R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Distribution, Numbers and Population Changes of Finnish Breeding Birds. Otava, Helsinki, Finland.
- Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M., Nousiainen, H., Sallantausta, T., Tuittila, E. & Ilvesniemi, H. 2008. Retention of phosphorus by peatland buffer zones at six forested catchments in southern Finland. *Silva Fennica* 42: 211–231.
- Waddington, J. & Day, S. 2007. Methane emissions from a peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research* 112: G03018. <https://doi.org/10.1029/2007JG000400>.
- Waddington, J., Strack, M. & Greenwood M. 2010. Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research* 115: G01008. <https://doi.org/10.1029/2009JG001090>.
- Wayler KA, van de Noort R, Blackstock KL 2016. Peatlands and cultural ecosystem services. In: Bonn, Allott, Evans, Joosten, Stoneman(eds.) 2016. Peatland restoration and ecosystem services: an introduction. Cambridge University Press. s. 114–128.
- Weiss, R., Alm, J., Laiho, R. & Laine, J. 1998. Modelling moisture retention in peat soils. *Soil Science Society of America Journal* 62: 305–313. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200020002x>.
- Wells, E. D., & Williams, B. L. 1996. Effects of drainage, tilling and PK-fertilization on bulk density, total N, P, K, Ca and Fe and net N-mineralization in two peatland forestry sites in Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management* 84: 97–108.



- Wheeler, B. & Shaw, S. 1995. A focus on fens – controls on the composition of fen vegetation in relation to restoration. Teoksessa: Wheeler, B., Shaw, S., Fojt, W. & Robertson, A. (toim.) Restoration of temperate wetlands. John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom. s. 49–72.
- Wilhere G.F. 2008. The How-Much-Is-Enough Myth. *Conserv. Biol.* 22: 514–517.
- Wilson, D., Alm, J., Byrne, K., Farrell, E. & Tuittila, E-S. 2009. Rewetting of Cutaway Peatlands: Are We Re-Creating Hot Spots of Methane Emissions? *Restoration Ecology* 17: 796–806. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00416.x>.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, D., Page, S.E., Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E-S. 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 17: 1–28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>.
- Wilson, D., Farrell, C., Mueller, C., Hepp, S. & Renou-Wilson, F. 2013. Rewetted industrial cutaway peatlands in western Ireland: a prime location for climate change mitigation? *Mires and Peat* 11: 1–22. <http://mires-and-peat.net/pages/volumes/map11/map1101.php>.
- Wilhere G.F. 2008. The How-Much-Is-Enough Myth. *Conserv. Biol.* 22: 514–517.
- Wortley L., Hero J.-M. & Howes M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restor. Ecol.* 21: 537–543.
- Yli-Petäys, M., Laine, J., Vasander, H. & Tuittila, E-S. 2007. Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment. *Boreal Environment Research* 12: 177–190. <http://www.borenv.net/>.
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J., Gelbrecht, J., 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20, 1336–1349. DOI 10.1890/08-2053.1.
- Zedler, J. B., and S. Kercher. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30:39–74. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>.



LIITTEET

Liite 1. Luonnontilaisten, ojitettujen ja ennallistettujen soiden ilmastovaikutuksiin liittyvät aineistot ja nielujen ja päästöjen laskennassa käytetyt menetelmät

Tässä työssä käytetyt luonnontilaisten ja ojitettujen soiden maaperän kaasutasetiedot on koottu Ojitettujen soiden kestävä käyttö -hankkeessa. Kokoamiseen on osallistunut Paavo Ojasen ja Kari Minkkisen lisäksi Kristiina Regina (Luonnonvarakeskus). Tässä työssä käytetyt aiemmin julkaisemattomat säteilypakotelaskelmat on tehnyt Paavo Ojanen. Kaasutasetietojen kokoamista ja säteilypakotteiden laskentaa ovat rahoittaneet Suomen Metsäsäätiö ja Suomen Luonnonsuojeluliiton Hiilipörssi.

Luonnontilaisten ja ojitettujen soiden kasvihuonekaasutase

Ojittamattomien ja ojitettujen soiden päästöjen laskentamenetelmät ja -aineistot ovat hyvin erilaiset. Koska tässä työssä käytetyissä ojittamattomilla soilla tehdyissä tutkimuksissa on määritetty maaperän pitkän aikavälin hiilitase, mutta ojitetuilla soilla tehdyissä tutkimuksissa on suoraan mitattu CO₂-vaihtoa, CO₂-päästön laskennassa on täytynyt ottaa eri komponentteja huomioon. Alla on pääpiirteissään selostettu käytetyt menetelmät.

Ojittamattomien soiden CO₂-nielun laskenta perustuu soihin jääkauden jälkeen kertyneen hiilen keskimääräiseen kertymisnopeuteen (Turunen ym. 2002). Tämä hiili on kertynyt soihin pääosin suokasvien hiilidioksidin sidonnan kautta, mutta osa hiilestä on tullut laskeumana (0,5 g C/m²/vuosi; Lindroos ym. 2007) ja osa on huuhtoutunut pois suosta veden mukana (DOC-päästö, 9,5 g C/m²/vuosi; Sallantaus 1994). Tästä DOC-päästöstä 90 prosenttia arvioidaan päätyvän CO₂-päästönä ilmakehään (Evans ym. 2015, Hiraishi ym. 2014) ja 10 prosenttia varastoituu muihin ekosysteemeihin. Lisäksi osa soihin sidotusta hiilestä vapautuu metaanina. CO₂-nielu laskettiin hiilitaseen komponenteista (taulukko L.1, s. 104) ja muunnettiin hiilidioksidiksi seuraavasti:

$$\text{CO}_2\text{-nielu} = (\text{C-nielu} + 0,1 \times \text{DOC-päästö} + \text{CH}_4\text{-C-päästö} - \text{C-laskeuma}) \times 3,664 [\text{g CO}_2/\text{g C}] \text{ (yhtälö 1)}$$

Ojittamattomilla soilla on myös suoraan mitattu nykyistä CO₂-nielua (esim. Aurela ym. 2004, 2007, Drewer ym. 2010, Roulet ym. 2007). Tulokset ovat samaa kokoluokkaa tässä työssä käytettyjen arvojen (taulukko L.1, s. 104) kanssa. Suoria mittauksia on kuitenkin vain yksittäisiltä soilta, joten ne eivät edusta tasapainoisesti erilaisia suotyypppejä. Lisäksi tuloksissa on huomattavaa, säästä johtuvaa vaihtelua yksittäisten vuosien välillä. Näistä syistä kattavista hiilitaseaineistoista (Turunen ym. 2002) saadaan vakaampia ja edustavampia arvioita CO₂-nielusta.

Ojitettujen soiden maaperän CO₂-päästöt perustuvat paikan päällä tehtyihin CO₂-mittauksiin ja niiden pohjalta tehtyihin laskelmiin. Lähteinä on käytetty tiedossa olevia kotimaisia ja yksittäisiä muita pohjoismaisia tutkimuksia, joista on voitu luotettavasti laskea nykyistä tilannetta vastaava vuotuinen CO₂-päästö. CO₂-päästöön on lisätty 90 prosenttia DOC-päästön sisältämästä hiilestä (DOC-päästö (g C/m²/vuosi): metsäojitetut 10,5 (Sallantaus 1994); pellot 15,1 (Myllys 2019); turpeenotto 13,5 (Kangasluoma ym. 2013)). Metsäojitetuilla soilla on otettu huomioon myös latvussadantana maaperään päätyvä ilmakehästä sidottu hiili (sateen latvuksista maahan huuhteleva hiili, 2,5 g C/m²/vuosi; Lindroos ym. 2007). Pelloilla on otettu huomioon, että se osa ilmakehästä sidotusta hiilestä, joka viedään pois pellolta satona, ei päädy kartuttamaan maaperän hiilivarastoa. Samoin metsäojitetuilla soilla puiden kasvaessa niihin kertyvä hiili ei kartuta maaperän hiilivarastoa.

Ojitettujen soiden hiilidioksiditasetta ei voi arvioida samalla menetelmällä kuin ojittamattomien, koska suot ovat olleet ojitettuja vain hyvin pienen osan historiastaan. Metsäojitetuilta soilta on kuitenkin olemassa ojituksen jälkeiseen maaperän hiilivaraston muutokseen perustuvia arviota maaperän hiilitaseista (Minkkinen ja Laine 1998, Minkkinen ym. 1999, Simola ym. 2012, Krüger ym. 2016). Niiden tuloksia ei ole hyödynnetty tässä työssä, koska ne eivät kuvaa tämänhetkistä tilannetta (metsäojitetut suot ovat vähitellen muuttuneet ojituksen käynnistämisen suokasveiksi) ja toisaalta tämänhetkistä tilannetta kuvaavia kaasutasetmittauksia on hyvin saatavilla. Hiilitasetutkimusten tulokset ovat kvalitatiivisesti samankaltaisia kaasutasetutkimusten



tulosten kanssa: metsäojitetuissa soissa on sekä turvetta menettäviä että turvetta kerryttäviä tapauksia. Hiilitasetutkimusten tulokset ovat kuitenkin keskenään ristiriitaisia, mikä viittaa menetelmän epävarmuuteen (Krüger ym. 2016, Laiho ja Pearson 2016): Minkkisen ja Laineen (1998) mukaan maaperän hiilinielu on vähäravinteisilla kasvupaikoilla moninkertainen verrattuna ojittamattomiin soihin. Simolan ym. (2012) mukaan taas erityisesti vähäravinteiset suot ovat menettäneet ojituksen jälkeen huomattavasti hiiltä. Kaasutasetutkimusten tulokset (Ojanen ja Minkkinen 2019) ovat realistisempia: karuilla soilla hiiltä voi kertyä, mutta ojittamatonta suota hitaammin. Toisaalta mitä rehevämpi ja kuivempi ojitettu suo on, sitä suurempi hiilen hävikki. Silti hävikki jää niilläkin intensiivisempiä maankäyttömuotoja pienemmäksi (kuva 6.2, s. 55).

CH₄- ja N₂O-päästöt on kaikissa maankäytöissä mitattu siten, että niissä on mukana maaperän lisäksi kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuuden (varvut, ruohovartistet kasvit ja sammaleet) vaikutus. Myös ojien CH₄-päästö on otettu huomioon. Metsäojitetuilla soilla oletetaan olevan ojia 2,5 prosenttia pinta-alasta (metrin levyinen oja 40 metrin välein). Pelloista suuri osa on salaojitettuja, ja ojien osuus on vain yhden prosentin pinta-alasta. (Markus Haakana / Luonnonvarakeskus, alustava arvio, otanta Valtakunnan metsien inventoinnin peltokoealoista). Turvetuotannon soilla ojia on 7 prosenttia pinta-alasta (Pohjala 2014). Metsäojitetuilla soilla ojan päästö on 6,4 g CH₄ / m² ojaa / vuosi (Ojanen ym. julkaisemattomat aineistot), pelloilla 116,5 g CH₄ / m² ojaa / vuosi ja hylätyillä pelloilla 52,7 g CH₄ / m² ojaa / vuosi (Hiraishi ym. 2014, suomalaisia tutkimuksia ei ole) ja turvesoilla 21,4 g CH₄ / m² ojaa / vuosi (Pohjala 2014).

Metsäojitetujen soiden aineistossa on mukana sekä voimakkaasti kuivuneita, aktiivisessa metsätalouksikäytössä olevia alueita, että ojituksen jälkeen märeksi jääneitä tai kuivatuksen ylläpidon puutteen takia vettyneitä alueita. Tämän ansiosta on voitu arvioida kuivatustehon (vedenpinnan syvyyden) vaikutusta maaperän CO₂-, CH₄- ja N₂O-päästöihin (kuva 6.3, s. 56). Päästöjen on oletettu riippuvan vedenpinnan syvyydestä Ojasen ym. (2010), Ojasen ja Minkkisen (2019) ja Minkkisen ym. (2020) esittämien empiirisiin aineistoihin sovitettujen tilastollisten mallien mukaisesti.

Taulukko L.1. Ojittamattoman suon hiilitaseen komponentit. Hiilinieluna (C-nielu) käytettiin Turusen ym. (2002) pitkän ajan hiilen kertymän (LORCA) soveltuvien luokkien (luokkien numerot suluissa) pinta-alalla painotettua keskiarvoa. Metaanipäästö (CH₄-päästö, suluissa keskivirhe) Minkkisen ja Ojasen (2013) mukaan ja hiileksi muutettuna (CH₄-C). C-laskeuma: Lindroos ym. 2007, DOC-päästö: Sallantaus 1994. CO₂-nielu on laskettu yhtälön 1 mukaan.

Suotyyppi	C-nielu (g C/m ² /vuosi)	CH ₄ -päästö (g CH ₄ /m ² /vuosi)	CH ₄ -C (g C/m ² /vuosi)	DOC-päästö (g C/m ² /vuosi)	C-laskeuma (g C/m ² /vuosi)	CO ₂ -nielu (g CO ₂ /m ² /vuosi)
Sara- ja rimpinevat (1)	15,5 (1)	24 (2)	18,0	9,5	0,5	124
Muut avosuot sekä sararämeet ja -korvet (2)	16,1 (2,5,6)	15 (2)	11,2			102
Muut harvapuustoiset rämeet (3)	22,1 (7,8)	5 (2)	3,7			96
Aidot puustoiset korvet ja rämeet (4)	23,0 (1,3)	2 (3)	1,5			91



Taulukko L.2. Ojitettujen soiden keskimääräiset maaperän kaasupäästöt (g kaasua/m²/vuosi) ja työssä käytetyt lähteet. n = koealojen lukumäärä (sarka/oja), kv. = keskivirhe. Metsä = metsäojitettu suo, pelto = viljan tai nurmen viljely, turvesuo = sarat + sarkaojat, oj/mu = ojikko/muuttuma, tkg = turvekangas, rehevä = ruoho- ja mustikkaturvekankaat, karu = puolukka-, varpu- ja jäkäläturvekankaat. Hylättyihin peltoihin kuuluvat sekä ruohikkoalueiksi jääneet että metsittyneet ja metsitetyt entiset pellot. Hylätyt turvesuot ovat alueita, jotka eivät ole vettyneet tai siirtyneet pelloiksi tai metsiksi.

Maankäyttö	CO ₂ -lähde	kv	n	Huom	Lähteet
Metsä rehevä oj/mu	95	110	9		Ojanen & Minkkinen 2019
Metsä rehevä tkg	285	70	28		Ojanen & Minkkinen 2019
Metsä karu	-45	30	39		Ojanen & Minkkinen 2019
Pelto	2850	300	8		Lohila ym. 2004, Maljanen ym. 2001b, 2004
Hylätty pelto	1187	122	6		Maljanen ym. 2013, Lohila ym. 2007
Turvesuo	839	-/-	-/-	ojat 7 %, sarka 93 %	Pohjala 2014
Hylätty turvesuo	394	-/-	-/-	ojat 7 %, sarka 93 %	Tuittila ym. 1999, Shurpali ym. 2008, Pohjala 2014 (ojat)
Maankäyttö	CH ₄ -lähde	kv	n	Huom	Lähteet
Metsä oj/mu	1.56	0.37	41/21	ojat 2,5 %	Ojanen ym. 2010, 2019 + julkaisemattomat
Metsä tkg	-0.09	0.08	43/21	ojat 2,5 %	Ojanen ym. 2010, 2019 + julkaisemattomat
Pelto	1	0.43	11/6	ojat 1 %	Maljanen ym. 2003a, 2004, 2010, Regina ym. 2007, Hiraishi ym. 2014 (ojat)
Hylätty pelto	0.44	0.14	14/5	ojat 1 %	Maljanen ym. 2001a, 2013, Mäkiranta ym. 2007, Kløve ym. 2010, Hiraishi ym. 2014 (ojat)
Turvesuo	1.96	-/-	-/-	ojat 7 %, sarka 93 %	Pohjala 2014
Maankäyttö	N ₂ O-lähde	kv	n	Huom	Lähteet
Metsä rehevä	0.23	0.04	27		Minkkinen ym. käsikirjoitus
Metsä karu	0.08	0.03	26		Minkkinen ym. käsikirjoitus
Pelto	1.7	0.4	13		Maljanen ym. 2003b, 2004, 2009, 2010, Regina ym. 2007
Hylätty pelto	1.2	0.3	17		Maljanen ym. 2001a, 2012, 2013, Mäkiranta ym. 2007, Pihlatie ym. 2004, Kløve ym. 2010
Turvesuo	0.1	-	-		Pohjala 2014

Ennallistettujen soiden säteilypakotteen ja päästökertoimien laskentamenetelmät

Tuloksia laskettaessa on oletettu, että maaperän kaasutase muuttuu välittömästi ennallistamisen jälkeen ojitetun suon taseesta ennallistetun suon taseeksi ja pysyy vakiona sen jälkeen. Siten ennallistamisen vaikutus maaperän kaasutaseeseen on:

$$\text{Ennallistamisen vaikutus} = \text{ennallistetun suon kaasutase} - \text{ojitetun suon kaasutase} \quad (\text{yhtälö 2}).$$

Metsäojitettujen soiden osalta on oletettu, että ennallistetun suon tase on samanlainen kuin suotyypiltään vastaavan luonnontilaisen suon tase, koska ennallistaminen näyttää muuttavan metsäojitetun suon nopeasti toiminnaltaan luonnontilaisen suon kaltaiseksi. Peltojen sekä hylättyjen ja metsitettujen peltojen osalta käytetään Wilsonin ym. (2016) katsausartikkelissaan laskemia ennallistettujen boreaalisten viljelys- (cropland, pellot) ja ruohostomaiden (grassland, hylätyt ja metsitetyt pellot) taseita, koska tarkempaa tai Suomesta mitattua tietoa ei ole olemassa. Samoin turvesoiden ja hylättyjen turvesoiden osalta käytetään Wilsonin ym. (2016) taseita, jotka kuvaavat keskimääräistä ennallistettua tilannetta. Vaikka on viitteitä siitä, että ennallistettujen turvesoiden CO₂-päästöt voivat muuttua ajan kuluessa, käytännössä joudutaan oletamaan päästöt ajassa vakioiksi. Tutkimustieto on niin hajanaista, ettei voi täsmällisesti arvioida, milloin ja kuinka paljon päästöt ennallistamisesta kuluvaan ajan myötä muuttuisivat. Laskennassa käytetyt ojitettujen ja ennallistettujen soiden maaperän kaasutaseiden komponentit on ilmoitettu taulukossa L.5 (s. 108).

Päästökertoimia ja säteilypakotetta laskettaessa on otettu huomioon eri kaasujen lämmitystekokkuudet ja eliniät ilmakehässä (taulukko L.3, s. 107). Lisäksi on otettu huomioon, että metaanin hajotessa ilmakehässä siitä syntyy hiilidioksidia, jolla on myös lämmittävä vaikutus. Taulukossa L.4 (s. 107) on esitetty SGWP-kertoimet (sustained global warming potential), joiden avulla eri kaasujen taseet on muutettu yhteismittaluisiksi CO₂-ekvivalenteiksi päästökertoimien laskemista varten.

Kun on arvioitu metsäojitetun suon vedenpinnan syvyyden vaikutusta ennallistamisen ilmastovaikutukseen, ojitetun suon maaperän päästöjen on oletettu riippuvan vedenpinnan syvyydestä Ojaseen ym. (2010), Ojaseen ja Minkkisen (2019) ja Minkkisen ym. (2020) esittämien empiirisiin aineistoihin sovitettujen tilastollisten



mallien mukaisesti. Ennallistamisen vaikutukset päästöihin ojitetun suon eri vedenpinnan syvyyksillä on esitetty taulukossa L.6 (s. 108).

Samoja vedenpintariippuvuusmalleja on käytetty myös, kun on arvioitu metsäojitetun suon itsestään ennallistumisen (veden pinnan vähittäisen nousun, kun kunnostusojituksia ei tehdä) ilmastovaikutusta. Arviossa oletetaan, että itsestään ennallistuva suo kehittyy aidon puustoisien suon kaltaiseksi. Tämä kuvaa sitä, että itsestään ennallistuva suo ei todennäköisesti vety tätä märemmäksi (ks. luku 6.1). Vedenpinnan on ajateltu nousevan keskimääräisestä ojitetun suon vedenpinnasta (30 cm maanpinnan alla) maanpintaan 60 tai 150 vuodessa, eli 2 mm tai 5 mm vuodessa. Koska ei tarkalleen tunneta, kuinka nopeasti suot itsestään ennallistuvat, tähän tulokseen pitää suhtautua karkeana kokoluokka-arviona. Kun kunkin kaasun päästö on itsestään ennallistuvalla suolla saavuttanut ennallistetun aidon puustoisien suon päästön, sen oletetaan laskelmassa pysyvän tällä tasolla (taulukko L.6).

Koska puustomuutosten aiheuttamat päästöt muuttuvat ennallistamisesta kuluvan ajan myötä, niiden päästökertoimia ei voi laskea SGWP-kertoimilla, vaan ne on laskettu ottamalla keskiarvo säteilypakotteesta kyseisellä aikavälillä ja jakamalla se vuotuisen jatkuvan yhden CO₂-päästöyksikön aiheuttamalla keskimääräisellä säteilypakotteella. Koska puustovaikutusten arvioiminen yli sadan vuoden päähän on hyvin epävarmaa, niille esitetään vain 20, 50 ja 100 vuoden päästökertoimet.

Puustomuutosten vaikutuksia CO₂-taseeseen laskettaessa on otettu huomioon puuston biomassa ja puusta tehtäviin tuotteisiin varastoitunut hiili (Ojanen ja Minkkinen 2020a, b). Vaikutus ei kuvaa yksittäistä metsikköä, vaan keskimääräistä vaikutusta kun suuri joukko soita ennallistetaan (samoin kuin maaperän päästökertoimet kuvaavat keskimääräistä suota tai suuren suojoukon keskiarvoa). Puuston käsittelyvaihtoehdot:

Ojitettu suo

Metsätalous (minimivarasto): metsätaloutta jatketaan tavanomaiseen tapaan. Puuston ja tuotteiden hiilivarasto kasvaa tämänhetkisestä (Valtakunnan metsien 11. inventointi) asymptoottisesti kohti kiertoajan keskimääräistä hiilivarastoa.

Hylkääminen (maksimivarasto): puusto jätetään kasvamaan ilman hakkuita. Puuston hiilivarasto lähestyy asymptoottisesti käsittelemättömän metsän suurinta hiilivarastoa. Tuotteiden hiilivarasto hajoaa vähitellen pois.

Ennallistettu suo

Avohakkuu (minimivarasto): puusto hakataan ja käytetään. Puuston nykyinen maanalainen hiilivarasto säilyy. Tuotteiden hiilivarasto kasvaa aluksi mutta hajoaa vähitellen pois.

Hylkääminen (maksimivarasto): puusto jätetään suolle. Puuston nykyinen hiilivarasto säilyy. Tuotteiden hiilivarasto hajoaa vähitellen pois.

Maailmanlaajuista soiden ennallistamista kuvaavat tulokset perustuvat Ojasen ja Minkkisen (2020a, 2020b) tuloksiin. Niissä on laskettu ennallistamisen aiheuttamasta maaperän päästömuutoksesta seuraava säteilypakote samalla menetelmällä kuin yllä on kuvattu Suomen soiden osalta. Maaperän päästöille on käytetty Wilsonin ym. (2016) kokoamia arvoja eri maankäyttöluokille ja ilmastovyöhykkeillä.



Taulukko L.3. Päästökertoimet ja säteilypakotteet laskettiin käyttämällä hallitustenvälisen ilmastopaneelin IPCC:n julkaisemia CO₂:n, CH₄:n ja N₂O:n lämmitystehokkuuksia (radiative efficiency, RE, 10–13 W (m² Maata)–1 (kg kaasua)–1), epäsuorien vaikutusten kertoimia (kerroin) ja eliniäitä ilmakehässä (aikavakio τ , vuosia) (Myhre ym. 2013a, b). CH₄:n lämmitystehokkuuden osalta on käytetty päivitettyä arvoa (Etminan ym. 2016). CO₂-päästö jaettiin neljään osuuteen, joiden eliniät kuvaavat hiilidioksidia ilmakehästä poistavia eri mekanismeja.

Kaasu	RE	Kerroin	Osuus	τ
CO ₂	0.0176	1	0.2173	∞
			0.2240	394.4
			0.2824	36.54
			0.2763	4.304
CH ₄	1.58	1.53	1	12.4
N ₂ O	3.85	0.93	1	121

Taulukko L.4. SGWP-kertoimet (sustained global warming potential) 20, 50, 100 ja 500 vuodelle. Niillä kertomalla voidaan CH₄:n ja N₂O:n kyseisen ajanjakson jatkuva vuotuinen päästö muuttaa keskimääräiseltä lämmitysvaikutukseltaan (säteilypakote) jatkuvaa vuotuista CO₂-päästöä vastaavaksi määräksi. Lisäksi on esitetty tavanomaiset GWP100-kertoimet. SGWP-kertoimet on laskettu taulukon L.3 parametrien perusteella. GWP100-kertoimet: Myhre ym. (2013a, b).

Kaasu	20 vuotta	50 vuotta	100 vuotta	500 vuotta	GWP ₁₀₀
CH ₄	113	80	54	19	34
N ₂ O	250	268	270	181	298



Taulukko L.5. Ennallistamisen keskimääräinen vaikutus maaperän päästöihin. * CO₂- ja CH₄-päästöt Wilsonin ym. (2016) mukaan. N₂O-päästöjen oletetaan pelloilla palautuvan luonnontilaisten rehevien soiden tasolle ja turpeennostoalueilla oletetaan, ettei ojitus ja ennallistaminen vaikuta päästöön. **ojittamattomilla, ojitetuilla ja ennallistetuilla ei ole tilastollisesti merkitsevää eroa Ptkg-, Vatkg-, Jätkg-tyypeillä, joten ennallistamisen vaikutukseksi on asetettu 0. Ennallistettujen metsäojitettujen soiden päästöt ojittamattomien soiden luokittelun mukaan (numerot sulussa, taulukko L.1).

Ojitettu	Päästöt (g/m ² /vuosi)			Ennallistettu	Päästöt (g/m ² /vuosi)			Vaikutus (g/m ² /vuosi)		
	CO ₂	N ₂ O**	CH ₄		CO ₂	N ₂ O**	CH ₄	CO ₂	N ₂ O**	CH ₄
Metsäojitettu										
Rhtkg/Mtkg oj/mu	95	0.23	1.56	aito puustoinen suo (4)	-91	0.11	2	-186	-0.12	0.44
Rhtkg/Mtkg oj/mu	95	0.23	1.56	avosuo/sekatyyppe (2)	-102	0.11	15	-197	-0.12	13.44
Rhtkg/Mtkg tkg	285	0.23	-0.09	aito puustoinen suo (4)	-91	0.11	2	-376	-0.12	2.09
Rhtkg/Mtkg tkg	285	0.23	-0.09	avosuo/sekatyyppe (2)	-102	0.11	15	-387	-0.12	15.09
Ptkg oj/mu	-45	-	1.56	aito puustoinen suo (4)	-91	-	2	-46	0	0.44
Ptkg oj/mu	-45	-	1.56	sekatyyppe (2)	-102	-	15	-57	0	13.44
Ptkg oj/mu	-45	-	1.56	avosuo (1)	-124	-	24	-79	0	22.44
Ptkg tkg	-45	-	-0.09	aito puustoinen suo (4)	-91	-	2	-46	0	2.09
Ptkg tkg	-45	-	-0.09	sekatyyppe (2)	-102	-	15	-57	0	15.09
Ptkg tkg	-45	-	-0.09	avosuo (1)	-124	-	24	-79	0	24.09
Vatkg/Jätkg oj/mu	-45	-	1.56	aito puustoinen suo / sekatyyppe (3)	-96	-	5	-51	0	3.44
Vatkg/Jätkg oj/mu	-45	-	1.56	avosuo (2)	-102	-	15	-57	0	13.44
Vatkg/Jätkg tkg	-45	-	-0.09	aito puustoinen suo / sekatyyppe (3)	-96	-	5	-51	0	5.09
Vatkg/Jätkg tkg	-45	-	-0.09	avosuo (2)	-102	-	15	-57	0	15.09
Pelto	2850	1.70	1.17	ennallistettu (boreal cropland)*	-176	0.11	18.3	-3026	-1.59	17.08
Hylätty pelto	1187	1.22	0.44	ennallistettu (boreal grassland)*	-176	0.11	18.3	-1363	-1.11	17.81
Turvesuo	839	-	1.96	ennallistettu (boreal peat extraction)*	-99	-	5.5	-938	0	3.50
Hylätty turvesuo	394	-	1.96	ennallistettu (boreal peat extraction)*	-99	-	5.5	-493	0	3.50

Taulukko L.6. Ennallistamisen vaikutus metsäojitetun suon maaperän kaasupäästöihin ojitetun suon vedenpinnan syvyydestä riippuen. Ennallistumisaika kertoo, kuinka monessa vuodessa 30 cm vedenpinnan syvyydestä itsestään aidoksi puustoiseksi suoksi ennallistuvan suon (vedenpinnan nousu 2 tai 5 mm/vuosi) ennallistumisen vaikutus päästöihin saavuttaa ennallistamisen vaikutuksen.

Ojitettu	Ennallistettu		Ennallistamisen vaikutus päästöön, g kaasua/m ² /vuosi						Ennallistumisaika, vuotta	
			60 cm	50 cm	40 cm	30 cm	20 cm	10 cm	Enn 2 mm/v	Enn 5 mm/v
Rhtkg/Mtkg	aito	CO ₂	-731	-611	-491	-371	-251	-131	156	63
		CH ₄	2.2	2.2	2.1	1.9	1.1	0.0	82	34
		N ₂ O	-0.28	-0.19	-0.11	-0.05	-0.01	0.00	67	28
	avo/seka	CO ₂	-741	-621	-501	-381	-261	-141		
		CH ₄	15.2	15.2	15.1	14.9	14.1	11.6		
		N ₂ O	-0.28	-0.19	-0.11	-0.05	-0.01	0.00		
Ptkg	aito	CO ₂	-227	-167	-107	-47	0	0	41	17
		CH ₄	2.2	2.2	2.1	1.9	1.1	0.0	82	34
		N ₂ O	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	-
	seka	CO ₂	-237	-177	-117	-57	0	0		
		CH ₄	15.2	15.2	15.1	14.9	14.1	11.6		
		N ₂ O	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	avo	CO ₂	-260	-200	-140	-80	-20	0		
		CH ₄	24.2	24.2	24.1	23.9	23.1	20.6		
		N ₂ O	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Vatkg/Jätkg	aito/seka	CO ₂	-232	-172	-112	-52	0	0	45	19
		CH ₄	5.2	5.2	5.1	4.9	4.1	1.6	117	48
		N ₂ O	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	-
	avo	CO ₂	-237	-177	-117	-57	0	0		
		CH ₄	15.2	15.2	15.1	14.9	14.1	11.6		
		N ₂ O	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		