

Biohiili ja sen käyttömahdollisuudet viherrakentamisessa

esiselvitys

20.12.2017, Anu Riikonen

Metsätiet. Its, HY

Sisällysluettelo

1.	Tiivistelmä	2
2.	Johdanto	2
2.1.	Pieni hiilisanasto	3
2.2.	Polttaminen, hiiltäminen vai pyrolyysi?	5
3.	Biohiilen ominaisuudet	6
3.1.	Rakenteelliset piirteet.....	7
3.2.	Kemialliset piirteet.....	9
3.2.1.	Kemiallinen koostumus.....	9
3.2.2.	Ravinteet ja kalkitusvaikutus	10
3.2.3.	Biohiilen sisältämät haitta-aineet	12
4.	Biohiilen elinikä.....	15
5.	Biohiilen vaikutus maaperän toimintaan ja ominaisuuksiin	17
5.1.	Vaikutukset ravinteiden pidättymiseen	17
5.2.	Vaikutukset maan eliöstöön ja ravinnekiertoon.....	18
5.3.	Vaikutukset maan rakenteeseen ja vedenpidätysominaisuuksiin.....	22
5.4.	Amazonian tummat maat (ADE)	23
5.4.1.	Mitä ADE:n muodostumisesta tiedetään?	24
5.4.2.	Miksi ADE on suotuisaa viljelylle?	25
5.4.3.	Eloperäisen aineksen laatu ja stabiilius ADE:ssa.....	26
5.5.	Muut historialliset Terra preta –tyyppiset maannokset	27
5.6.	Pyrogeeninen C maaperässä yleensä.....	28
6.	Biohiilen ympäristö- ja ilmastovaikutukset	29
6.1.	Hyödylliset ympäristö- ja ilmastovaikutukset.....	29
6.2.	Haitalliset ympäristö- ja ilmastovaikutukset.....	30
7.	Biohiili kasvintuotannossa	31
7.1.	Biohiili maataloudessa	31
7.1.1.	Biohiilen käyttömäärä	32
7.1.2.	Vaikutukset eri maalajeilla ja maantieteellisillä alueilla.....	32
7.1.3.	Erilaiset biohiilet peltoviljelyssä	33
7.1.4.	Biohiili kasvitautien torjuna	33
7.1.5.	Biohiili kompostoinnissa ja karjanrehussa	34
7.2.	Biohiilitutkimukset metsätaloudessa.....	35
8.	Biohiili haitta-aineiden kerääjänä ja päästöjen ehkäisijänä	35
8.1.	Maaperän ennallistaminen	36
8.2.	Maaperän kasvihuonekaasu- ja ravinnepäästöjen hillintä.....	37
8.3.	Biohiili hulevesisovelluksissa	38
9.	Biohiili viherrakentamisessa	39
10.	Viitteet.....	43

1. Tiivistelmä

Biohiili on eloperäisestä aineksesta pyrolyysillä valmistettua huokoista, hiilirikasta materiaalia. Se on maassa hyvin hitaasti hajoavaa kestäen satoja, jopa tuhansia vuosia. Biohiilen oma ravinteisuus on yleensä vähäinen, mutta se voi sitoa ravinteita ja muita liukoisia aineita ympäristöstään. Biohiilellä toivotaan saavutettavan yhtä aikaa sekä maanparannusvaikutuksia että ilmastomuutosta hillitseviä vaikutuksia.

Biohiilen käyttö kiinnostaa tällä hetkellä viheralan toimijoita, mutta kokemusten puute ja ristiriitaiset havainnot ja tutkimustulokset vaikeuttavat sen käyttöön ottoa. Biohiili onkin monipuolinen tuoteryhmä eikä yksittäinen tuote, ja sen sisällä ominaisuuksissa on erittäin suurta vaihtelua. Lisäksi biohiilen toimintaan vaikuttaa paljon sen maaperän ominaisuudet, johon sitä sekoitetaan. Näitä seikkoja ei vielä ymmärretä riittävästi, eikä niitä ole otettu vielä tutkimuksissa tarpeeksi huomioon. Biohiiltä käyttökohteeseen valitessa tulee arvioida eri biohiilien ominaisuuksia käyttötärpeitä vasten; valitsemalla oikea biohiili voidaan lisätä sitä todennäköisyyttä, että saadaan toivottuja tuloksia. Selkeitä ja varmoja nyrkkisääntöjä on kuitenkin olemassa vasta vähän.

Biohiilen maanparannusominaisuudet perustuvat lähinnä biohiilen kalkitusvaikutukseen ja maan fosforin ja kaliumin saatavuuden paranemiseen. Vesitaloutta se voi parantaa erityisesti karkeilla mailla. Oikein valitut biohiilet voivat edistää ravinteiden ja eri haitta-aineiden pidättymistä. Maanparannusvaikutukset riippuvat voimakkaasti sekä biohiilen laadusta että käyttökohteesta, eivätkä ole aina olleet kovin vakuuttavia etenkin boreaalisella vyöhykkeellä, missä maaperä on muutenkin runsashumuksinen ja kalkitus on yleensä kunnossa. Parhaat tulokset maataloudessa keskittyvät vahvasti trooppiselle ja subtrooppiselle vyöhykkeelle, arideille alueille, ja karkeille ja happamille maille.

Suomessa markkinoilla olevien maanparannuksen biohiilien raaka-aine on yleensä puuaines; puusta valmistetut biohiilet ovat ravinneköyhiä ja sopivat erityisesti ravinteiden ja haitta-aineiden sitomiseen. Ne ovat maassa yleensä biohiilistä pitkäikäisimpien joukossa. Ilmastomuutoksen hillinnässä biohiili toimii lähes poikkeuksetta hiilen nettositojana, jos raaka-aineiden valinnassa ja tuotantoprosessissa tähän tähdätään. Pitkäikäiset biohiilet, jotka on valmistettu muiden prosessien ohella ja muiden prosessien jäteraaka-aineista, ovat yleensä ilmastomuutoksen torjunnassa hyödyllisimpiä.

Viher- ja ympäristörakentamisessa biohiiltä halutaan käyttää kasvualustoissa ja hulevesien suodatuksessa esimerkiksi edistämässä haitta-aineiden, ravinteiden ja veden pidättymistä ja kasvien kasvua. Sitä voidaan hyvin käyttää näihin tarkoituksiin, kunhan varmistetaan, että biohiili on puhdasta haitta-aineista, eikä se päästä ravinteita ympäristöön. Tällöin ei synny oleellista haittaa ympäristölle, ja mahdolliset hyödyt vievät lopputulosta positiiviseen suuntaan. Maa-aineksen ja hulevesien puhdistus vaikuttavat lupaavammilta sovellusaloilta kuin maanparantaminen. Hyvää kasvua toivottaessa biohiilen kanssa on syytä käyttää jotakin ravinnelähdettä tai lannoitetta. Koska biohiilen käytöllä saadut puhdistus- ja kasvutulokset vaihtelevat ja niitä on vaikea ennakoida, on aina syytä harkita huolella, millaisissa kohteissa tätä varsin arvokasta materiaalia käytetään.

2. Johdanto

Biohiili on eloperäisestä aineksesta pyrolyysin avulla valmistettua C-rikasta (eli alkuainehiili-rikasta), kiinteää ja huokoista materiaalia. Se on maaperässä huomattavasti stabiilimpaa kuin turve, komposti tai vastaavat yleiset maan orgaanisen aineksen pitoisuuden kohottamiseen käytetyt maanparannusaineet, mutta siitä on maaperässä pitkälti samoja etuja kuin muistakin eloperäisistä maanparannusaineista. Perusteellista ymmärrystä biohiilen säilyvyydestä maassa ja siitä, miten säilyvyys ja vaikutukset riippuvat biohiilen laadusta, ei kuitenkaan vielä ole.

Hiilen käytöstä maanparannukseen löytyy hajanaisia tietoja länsimaissa jo ainakin 150 vuoden takaa (Lehmann ja Joseph 2012) (ks. kappale 5.5). Pitkään on tiedetty, että eräiden Amazonian alueen viljavien maannostyyppien pääasiallinen ero ympäröivään, köyhempään maaperään on ollut maan korkea C- eli alkuainehiilen pitoisuus. Kiinnostus näitä maatyyppejä (joita käsitellään kappaleissa 5.4 ja 5.5) kohtaan on kasvanut, koska ajatellaan, että hiilen lisääminen maahan riittävän suuressa mittakaavassa poistaa ilmakehästä hiilidioksidia ja hillitsee näin ilmastomuutosta. Lisäksi C-rikkaista maista toivotaan mallia ja esimerkkiä trooppisen viljelymaan tuottoisuuden palauttamiselle ja ylläpidolle. Maailmanlaajuisesti viljelysmaat ovat paljolti kuluneita ja niiden eloperäisen aineksen pitoisuus on laskenut viljelyhistorian saatossa. Maan eloperäisen aineksen pitoisuuden kasvattamisella voisi olla positiivisia vaikutuksia sekä ilmastoon että maaperän viljavuuteen.

Biohiilen kannattava ja ilmastomuutoksen kannalta hyödyllinen tuotanto on vaikea yhtälö (esim. Roberts et al. 2009, Spokas et al. 2012); maanparannusaineena tai C:n sitojana se on kallis tuote, ja siksi sille haetaan aktiivisesti lisäarvoa tuovia käyttökohteita (Spokas et al. 2012). Jo nykyisellään biohiilen tuotantoon yhdistetään yleensä muita tuotteita ja hyötyjä paremman nettohyödyn saamiseksi, mutta tällöinkään ei ole itsestään selvää, että tuotanto ja käyttö on taloudellisesti tai ilmastovaikutukseltaan kannattavaa. Muita biohiilen tuotantoon ja käyttöön yhdistettäviä asioita voivat olla ilmasto- hyötyjen ja maan viljavuuden parantamisen lisäksi, yhdessä tai erikseen edellisten kanssa, bioenergian ja biopolttoaineiden tuotanto, saasteiden immobilisaatio, ja jätehuolto (esim. Roberts et al. 2009, Lehmann ja Joseph 2012). Koska maanparannusaineena toimivan biohiilen laadulle on monia vaatimuksia, kuten korkea kationinvaihtokapasiteetti (KVK), C-pitoisuus, puhtaus haitta-aineista ja stabiilius, on sekä muiden hyötyjen että tuotetun biohiilen laadun yhtäaikaista optimointi vaativaa (Lehmann 2007). Biohiilen tuotannon ja käytön kaupallistamista ja taloudellista kannattavuutta eri mittakaavoissa ja näkökulmista ovat äskettäin analysoineet laajalti esim. Joseph et al., Sesko et al. ja Shackley et al. kirjassa Lehmann ja Joseph 2015.

Biohiileen liittyvä tutkimus on lisääntynyt räjähdysmäisesti kuluvalle vuosikymmenellä: Verheijen et al. (2014) mukaan biohiileen liittyviä tieteellisiä julkaisuja ilmestyi vuonna 2012 noin kuusi kertaa enemmän kuin neljä vuotta aiemmin. Tästä huolimatta tutkimustiedossa on vielä suuria aukkoja ja monet niistä ovat varsin keskeisiä esimerkiksi biohiilen käytön mahdollisuuksille ympäristörakentamisen kasvualustoissa ja hulevesisovelluksissa. Lisäksi tutkimusalan nuoruus ja riippuvuus soveltavan tutkimuksen rahoituslähteistä altistaa sitä vahvasti niin sanotulle julkaisuharhalle ja valikoivalle raportoinnille (engl. publication bias). Tästä johtuen sellaisia tutkimuksia, joissa biohiilellä ei ole ollut toivottuja vaikutuksia, voi olla vaikea julkaista. Tämä pyritään huomioimaan parhaissa koontiartikkeleissa tilastollisesti (esim. Biedeman 2013).

2.1. Pieni hiilisanasto

Maan eloperäisen aineksen, biohiilen ja mustan hiilen keskinäiset suhteet ja määrittelyt ovat vielä hankalia, osin koska biohiileen liittyvä terminologia ei ole vakiintunutta, ja termien käyttö on hyvin vaihtelevaa; sama ongelma koskee myös muita hiilen (C) muotoja ja yhdisteitä esimerkiksi ilmastomuutoksesta keskusteltaessa. Tässä käytetyt termit merkityksineen noudattavat pääosin IBI:n (International Biochar Initiative) ja Lehmannin ja Josephin (2012, 2015) sanastoa suomeksi käännettynä, osin yksinkertaistettuna tai/ja muista (tieteellisistä) lähteistä lisättynä ja tarkennettuna.

Hiili –sana tarkoittaa suomen kielessä sekä epätäydellisen palamisen tuottamaa, alkuaine hiiltä runsaasti sisältävää materiaalia (char), että em. alkuainetta itseään (carbon). Tässä työssä eron selventämiseksi käytetään **hiilestä alkuaineena puhuttaessa symbolia C** ja **sanalla hiili viitataan epätäydellisen palamisen hiilirikkaaseen tuotteeseen**.

Musta hiili (black carbon) on yhteisnimitys epätäydellisen palamisen tai kuumennuksen C-rikkailla tuotteilla (Lehman ja Joseph 2012). Terminä se sisältää sekä polttoprosessin kiinteän hiilituotteen että

noen ja polton tuottamat muut C-rikkaat hiukkaset. Myös biohiili on siis mustaa hiiltä, mutta kaikki musta hiili ei ole biohiiltä. Ilmakehään ja pinnoille pienhiukkasina päätyessään musta hiili on haitallista ihmisen terveydelle – se on tyypillinen hiukkasilmansaaste kaupungeissa. Uudemmat tutkimukset viittaavat siihen, että sen rooli ilmastomuutoksen aiheuttajana on keskeinen – kolmen kärkeä yhdessä hiilidioksidin ja metaanin kanssa (Bond et al. 2013).

Maan eloperäinen aines (SOM, soil organic matter) koostuu erilaisista kasvi- ja eliöperäisistä aineista erilaisissa hajoamisen vaiheissa, sekä näistä syntyneistä uusista C-rikkaista aineista ja yhdisteistä.

Maan orgaaninen C (SOC, soil organic carbon) muodostaa maan eloperäisestä aineesta noin puolet-kaksi kolmannesta. Suomalaisessa viljelymaassa (sis. turvemaat) muokkauskerroksen keskimääräinen eloperäisen C:n määrä on noin 8% ja mediaani 3,3% (Mäkelä-Kurtto ja Sippola 2002). Puistojen maaperästä on vastaavasti löydetty ylimmästä 20 cm kerroksesta noin 4% C-pitoisuuksia (Setälä et al. 2016). Maan eloperäinen C sisältää myös biohiilen ja muun mustan hiilen, vaikka tämä ei aina ole selkeää tai eksplisiittistä, sillä kemian ja biologian sanastot eroavat toisistaan. Maailmanlaajuisesti aiemmin on arvioitu, että noin 1-6% maan orgaanisesta C:sta olisi pyrogeenistä alkuperää, mutta joillain alueilla sitä voi olla paljon enemmän, jopa kymmeniä prosentteja maan orgaanisesta C:sta (Ponomarenko ja Anderson 2001, Schimdt et al. 2002). Arviot ovat vielä epävarmoja ja tulevat varmasti tarkentumaan lähivuosina; tuoreimmat arviot ovatkin jo 10-20% tietämällä (mm. Reisser et al. 2016).

Kattokäsitteenä erilaisille lämpökemiallisten prosessien tuotteena syntyneille materiaaleille, jotka sisältävät jonkin verran orgaanista C:ta, käytetään tässä käsitettä **pyrogeeninen hiili** (täsmällisemmin pyrogeeninen hiilipitoinen materiaali, pyrogenic carbonaceous material PCM). Tällä viitataan koko materiaaliin eikä pelkästään sen sisältämään alkuainehiileen (C). Vastaavasti termiä pyrogeeninen eloperäinen aines (pyrogenic organic matter, PyOM) voidaan käyttää erottelemaan maan eloperäisen aineksesta se osuus, joka on pyrogeenista. Erotuksena pyrogeeniseen hiileen, pyrogeeninen eloperäinen aines sisältää muutkin osin tai kokonaan hiiltyneeseen ainekseen jääneet ja sitoutuneet materiaalit kuin pelkän hiilen – esimerkiksi palamatta jääneen puuaineen ja hiileen sitoutuneet ravinteet.

Biohiili (biochar) on käsitteenä melko uusi (Lehman ja Joseph 2012). Biohiili tarkoittaa biomassasta pyrolyysin avulla valmistettua stabiilia C-rikasta tuotetta. Sen valmistus muistuttaa perinteistä hiilenpolttoa, mutta biohiili eroaa tavallisesta puuhiilestä (charcoal) siten, että **biohiili on valmistettu tarkoituksellisesti maanparannusta varten** tai/ja se päättyy maanparannuskäyttöön jossain elinkaarensa vaiheessa. Määritelmällisesti biohiili on myös mustaa hiiltä (mutta kaikki musta hiili ei ole biohiiltä), ja maaperään laitettuna biohiili on osa maan orgaanista ainesta ja maan orgaanista C-varastoa. Kemiallisesti biohiilelle on tyypillistä sen korkea C-pitoisuus ja aromaattiset C-yhdisteet, joissa C-atomit linkittyvät toisiinsa kuuden renkaiksi. Näissä aromaattisissa renkaissa ei ole tai on hyvin vähän happi- ja vetyatomeita, joita muutoin on eloperäisissä C-yhdisteissä runsaasti.

Kivihiili (coal) on myös syytä erottaa selkeästi bio- ja puuhiilestä, sillä se eroaa kemiallisesti ja rakenteeltaan näistä huomattavasti. **Aktiivihielellä** (activated carbon) tarkoitetaan puu-, bio- tai kivihiiltä, joka on jatkokäsitelty tuotannon jälkeen esim. reaktiopinta-alan lisäämiseksi. **Hydrohiili** (märkähiili, hydrochar) on tuotettu pyrolyysin sijaan märkähiiltämällä. Se sisältää runsaasti C:ta kuten biohiilikin, mutta se sisältää myös enemmän vetyä ja huomattavasti vähemmän aromaattisia C-yhdisteitä. Hydrohiilen ominaisuudet eroavat biohiilestä niin paljon, että sitä ei käsitellä tässä työssä.

Vakiintumattoman terminologian lisäksi ongelmia aiheuttaa se, että analyttisesti maaperän eri C-muotoja on vaikea erottaa. Perinteiset maaperän orgaanisen C:n mittaamenetelmät havaitsevat kaiken C:n, myös epäorgaanisen, esim. karbonaattimineraalien C:n, eivätkä erottele C:n eri muotoja toisistaan. Yleensä mitataan maan kokonais-C-pitoisuutta (total carbon, TC), joka puolestaan tavallisesti tulkitaan ei-pyrogeeniseksi, eliöiden ja niiden jätteiden maatumisen tuottamaksi eloperäiseksi C:ksi (erityisesti jos maaperässä ei ole karbonaattimineraaleja tai lisättyä biohiiltä). Pyrogeenista C:tä ei perinteisesti analysoida erikseen, vaan se piiloutuu osaksi maan kokonais-C:tä. Osittain tästä johtuneen, että mustan hiilen osuutta maaperän C-varastosta ei tunneta kovin hyvin. Toisaalta eri menetelmät

mustan hiilen määrän mittaamiselle voivat tuottaa monisatakertaisesti erilaisia tuloksia. Osittain tämä johtuu siitä, että mustan hiilen luonne riippuu syntyoloista ja muuttuu lisäksi ajan kuluessa, ja eri menetelmät havaitsevat erilaisia mustan hiilen muotoja eri tavoin. Puhutaankin yhden yhdisteen sijainns. pyrogeenisen C:n jatkumosta. Ikääntyneen mustan hiilen ja muiden maaperän C-yhdisteiden alkuainekoostumus eivät oleellisesti poikkea toisistaan, sillä musta hiili hapettuu ajan myötä. Niiden erottamiseksi joudutaan tarkastelemaan molekyylien rakennetta, yleensä joko tutkimalla niiden kemiallisia reaktioita tai itse molekyyleja esim. NMR-spektroskopian avulla. Mittausmenetelmien standardoinnille on tarvetta, mutta mustan hiilen tutkimus lähti toden teolla käyntiin vasta muutama vuosikymmen sitten, ja menetelmät kehittyvät koko ajan (esim. Masiello 2004, Bird 2015).

2.2. Polttaminen, hiiltäminen vai pyrolyysi?

Pyrolyysi tunnetaan suomeksi myös nimellä kuivatuslaus. Kun puhutaan bio- tai puuhiilen tuotannosta, se tarkoittaa biomassan kuumentamista vähähappisissa oloissa kiinteän C-pitoisuudeltaan korkea lopputuotteen saamiseksi; lähtöaineksen palaminen on epätäydellistä ja lopputuotteeseen jää siksi vielä paljon alkuainehiiltä (C). Käsité on voittopuolisesti kemiallisiin teollisuusprosesseihin viittaava, ja sitä käytetään muistakin vastaavista prosesseista kuin biohiilen tuottamisesta (pyrolyysi on mm. osa PVC-muovin ja monien biopolttoaineiden tuottoprosessia). **Hiiltäminen** (charring) voi myös tarkoittaa pyrolyysiä, mutta ehkä useammin muita tarkoituksia varten tai tahattomasti, esimerkiksi metsäpaloissa tapahtuneeseen hiilen syntymiseen.

Pyrolyysin olosuhteilla, sen kestolla ja käytetyllä lämpötilalla sekä happivajauksen asteella on suuri vaikutus tuotetun biohiilen laatuun (ks. kappaleet 2 ja 2.1). Yleisesti katsotaan, että hidas ja nopea pyrolyysi tuottavat varsin erilaisia biohiiliä, ja lisäksi biomassan kaasutuksen sivutuotteena syntyvä biohiili katsotaan usein vielä erilliseksi tuoteryhmäksi.

Hidas pyrolyysi vastaa karkeasti vanhanaikaista hiilimiilutuotantoa, joskin nykytekniikalla se voidaan tehdä jatkuvana tuotantona ja ympäristöhaittoja on pystytty huomattavasti hillitsemään. Hitaassa pyrolyysissä kuumennusaika voi olla useita päiviä ja lopputuotteessa dominoi hiili, kaasuja ja öljyjä syntyy vähemmän. Pyrolyysikaasut ovat pitkään samassa tilassa kiinteän lopputuotteen kanssa, ja siksi biohiilen saanto kasvaa ja biohiileen voi päätyä paljon haihtuvia yhdisteitä. Lämpötila on yleensä 300 asteen tienoilla ja se nousee prosessissa hitaasti, korkeintaan joitakin kymmeniä asteita minuutissa. Hitaan pyrolyysin biohiilillä on yleensä korkeampi KVK ja niissä on enemmän ravinteita jäljellä kuin nopean pyrolyysin biohiilissä.

Nopea pyrolyysi tuottaa suhteessa enemmän kaasuja ja öljyjä kuin hidas pyrolyysi, ja raaka-aineen on yleensä oltava varsin hienojakoista ja kuivaa. Se kestää vain muutamia sekunteja hidasta pyrolyysiä korkeammassa, tyypillisesti noin 500 asteen lämpötilassa. Pyrolyysikaasut ja kiinteä lopputuote ovat kosketuksissa toisiinsa vain lyhyen aikaa, ja siksi kaasuista kondensoituvien tuotteiden päätyminen biohiileen ja itse biohiilen saanto jää yleensä vähäisemmäksi kuin hitaassa pyrolyysissä. Biohiilen tuotantolaitokset käyttävät joko nopeaa tai hidasta pyrolyysiä, eikä tekniikkaa voi vaihtaa; jos biohiilen ohella tuotetaan muita pyrolyysituotteita, silloin käytetään yleensä nopeaa pyrolyysiä.

Polttaminen on puolestaan huonosti hiilen tuotantoa kuvaava termi, sillä toisin kuin kotiloissa, teollisessa korkean lämpötilan poltossa hiiltä ei juuri jää jäljelle, vaan vain tuhkaa. Poltettavan materiaalin C on polttoprosessissa kulunut jokseenkin kokonaan ja tuhkaan jää jäljelle lähtömassan koostumuksesta lähinnä mineraalit ja metallit, poltto-oloista riippuen mahdollisesti myös epäorgaanisia C-yhdisteitä kuten karbonaatit.

3. Biohiilen ominaisuudet

Biohiili ei ole yksi tuote, vaan tuoteryhmä, jonka sisällä ominaisuudet vaihtelevat todella paljon – biohiilten keskinäistä vaihtelua voisi verrata vaikkapa eri puulajeista ja erilaisilla käsittelyllä tuotettuihin puutuotteisiin aina painekyllästetystä terassilaudasta saunan ja muun sisustuksen haapa- ja kuusipaneelien kautta vaneriin ja raakalautaan. Ymmärrämme heti, että näitä ei voi käyttää kaikkia samaan tarkoitukseen. Sama koskee erilaisia biohiiliä.

Biohiilen ominaisuuksiin vaikuttaa keskeisimmin kolme tekijää: raaka-aine, tuotantoprosessin polttoolosuhteet ja jälkikäsittely. Lehmannin ja Josephin (2012) mukaan biohiilen saantoon ja koostumukseen vaikuttavat raaka-aineen piirteistä eniten esikäsittely, kuten kuivaus; tiheys, rakekoko, rakeiden muoto, raaka-aineen lämpökapasiteetti, lämmönjohtavuus ja –läpäisevyys sekä muut raaka-aineen luontaiset ominaisuudet. Biohiilen tuotantolaitoksen ominaisuuksista keskeisiä ovat pyrolyysilämpötila, pyrolyysikaasujen viipymäaika reaktorissa, kaasujen lämpötila, biomassan kuumenemisnopeus, sekä mekaaninen että hydrostaattinen paine, ja reaktoritilan kaasujen koostumus.

Tyypillisiä biohiilen raaka-aineita ovat mm. eri puulajien hakkeet ja hakkuutähteet, jätevesiliete, paperiteollisuuden jätteet, karjanlanta ja kuivike, viljojen akanat ja muut kasvintuotannon ja –prosessoinnin kasvijätteet ja jätteen biokaasutuksen jäännösmassa. Biohiilen laatustandardit asettavat usein rajoituksia sallituille raaka-aineille, sillä ne vaikuttavat suuresti erityisesti biohiilen lannoiteominaisuuksiin ja haitta-aineisiin sekä muihin epäpuhtauksiin.

Keskeisin tuotantoprosessiin liittyvistä tekijöistä on korkein pyrolyysiprosessin aikana saavutettu lämpötila (jatkossa HTT, highest treatment temperature). Jälkikäsittelyn osalta tärkeitä ovat tuotteen sammutus- ja jäähdytysnopeus. Lisäksi on ilmeistä (Spokas et al. 2012), että biohiilen valmistuksen jälkeiset vaiheet vaikuttavat huomattavasti biohiilen hyödyllisten ominaisuuksien kehittymiseen (ks. kappaleen 3.2.1 loppuosa). On myös syytä muistaa, että biohiili on herkästi syttyvää, erityisesti saakeana pölynä, ja joissain maissa se on luokiteltu palovaaralliseksi aineeksi.

Biohiilen C:n stabiiliudelle oleellista on aromaattisten rakenteiden synty raaka-aineen C-yhdisteistä pyrolyysiprosessissa. Biohiilen aromaattisuuden astetta määräävät yhdessä lähtömateriaali, HTT ja retentioaika (eli pitoaika) HTT:ssa. Aromaattisissa rakenteissa C-atomit liittyvät toisiinsa tasomaisiksi renkaiksi, ja C-atomien elektronit jakautuvat tasaisesti eli ns. delokalisoituvat koko renkaan alueelle kuulumatta erityisesti millekään tietylle atomille. Ne löytävät matalanergisia tiloja ja lyhyitä sidosmatkoja rengasrakenteen C-atomien limittäisten orbitaalien joukosta. Tämä tekee renkaasta hyvin kestävä rakenteen. Yleisesti ottaen yli 400 asteen HTT:n biohiilissä on alle 10% ei-aromaattisia C-yhdisteitä jäljellä (Kleber et al. 2015). Biohiilessä toisiinsa liittyneitä aromaattisia renkaita on yleensä muutamasta noin kolmeenkymmeneen per molekyyli (Pignatello et al. 2015), kun taas luonnonpalojen jäljiltä löydetään tyypillisesti pienempiä molekyylejä, jotka koostuvat korkeintaan noin kymmenestä aromaattisesta C-renkaasta.

Kun biohiilen ominaisuuksia halutaan konkreettisesti kuvata, voidaan käyttää mm. seuraavia indikaattoreita:

- käytetty raaka-aine ja pyrolyysilämpötila¹ (antaa yleiskuvan ominaisuuksista, erityisesti jos muita tarkempia tietoja puuttuu)
- H/C tai O/C suhde (kuva biohiilen odotettavissa olevaa stabiiliutta ja elinikää)
- liukoisten kasvinravinteiden pitoisuudet² (lannoitusvaikutus)
- ominaispinta-ala (kuva huokoisuutta)
- huokoskokojakauma (antaa käsityksen vaikutuksista maan vedenpidätyskykyyn)

- kalkitusvaikutus ja pH¹
- KVK eli kationinvaihtokapasiteetti (kuvaa ravinteiden pidätyskykyä)
- haitta-aineiden pitoisuudet² (erit. PAH-aineet)
- haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuus
- raekoko (vaikutta käsittelyyn ja sekoitukseen ja on tärkeä myös maan fysikaalisten ominaisuuksien kannalta)

¹ tulee ilmoittaa tuoteselosteessa ² osa tiedoista tulee ilmoittaa tuoteselosteessa (Eviran määräys 1/2016)

Tällä hetkellä Suomessa kasviperäistä biohiiltä maanparannustarkoitukseen markkinoitaessa siitä vaaditaan lannoitevalmistelain, sen asetusten ja Eviran tyyppinimiluettelon mukaisesti tuoteselosteessa ilmoitettavaksi kokonaisfosfori ja –kalium, vesiliukoinen fosfori ja kalium, pH, johtokyky, kosteus, tuhkapitoisuus, haitallisten metallien pitoisuudet, hiiltämislämpötila ja viipymä (=retentioaika), raaka-aineet ja alkuperä. Lisäksi tyyppinimivaatimuksissa todetaan, että tuote tulee olla valmistettu oloissa, jotka varmistavat haihtuvien yhdisteiden hyvän reduktion tuotteessa. Muista raaka-aineista kuin kasvibiomassasta tuotetulle maanparannushielelle ei Suomessa tällä hetkellä ole hyväksyttyjä tyyppinimiä (11/2017).

Kaikki biohiilen ominaisuudet eivät käy käsi kädessä, vaan esimerkiksi kalkitusvaikutukseltaan hyvä biohiili voi olla lannoitteena heikkoa. Siksi on ehdotettu, että kullekin tuotetulle biohiilelle voitaisiin merkitä luokitus eri ominaisuuksien suhteen: C-varastona toimiminen, lannoitusarvo, kalkitusarvo, sekä lisäksi partikkelikoko (Camps-Arbestain et al. 2015). C-varastoarvo arvioitaisiin pääasiassa kokonais-C-pitoisuudesta sekä H/C –suhteesta, jotka on suhteellisen helppo mitata. Lannoitusarvo ei huomioisi lainkaan tyyppiä, koska kasveille käyttökelpoista tyyppiä on joka tapauksessa biohiilessä yleensä vähän, eikä kalsiumia, jota yleensä on aina paljon (Camps-Arbestain et al. 2015). Sen sijaan se huomioisi biosaatavan S, P, K ja Mg-pitoisuudet. Kalkitusarvo on C-varastoarvon tapaan kohtalaisen yksinkertainen mitata, ja tarkoittaisi kalkitusvaikutuksen ilmoittamista CaCO₃-ekvivalentteina, kuten jo nyt on tapana maatalouden kalkitusaineiden ja lannoitteiden osalta. Partikkelikooltaan isompi biohiili on yleensä aina parempi maan ilmanvaihdon ja kuivatuksen parantajana kuin hienoksi jauhettu, ja siksi myös partikkelikoko on tärkeä ilmoittaa tuotetiedoissa.

Karkeasti voidaan sanoa, että alle 400 asteen HTT:ssä tuotetun biohiilen ominaispinta-ala jää alhaiseksi, jolloin myös sen KVK on suhteellisen heikko (tosin tuoreena voi olla parempi kuin korkean HTT:n biohiilillä ennen pinnan hapettumista) ja lisäksi se hajoaa maassa korkeammassa HTT:ssä tuotettuja biohiiliä nopeammin. Näin ollen joidenkin lähteiden mukaan sitä ei pidetä lainkaan sopivana maanparannusaineeksi tai ilmastomuutoksen torjuntaan (esim. Lehmann 2007), mutta toisaalta alhaisen HTT:n hiilen sorptio-ominaisuudet voivat sopia tiettyihin tarkoituksiin (ks. kappale 8). Polttolämpötilan noustessa ja samalla biohiilen saannon pienetessä sen mineraalipitoisuus pääsääntöisesti kasvaa ja pH nousee (esim. Fletcher et al. 2014).

3.1. Rakenteelliset piirteet

Biohiilen fysikaalisia ominaisuuksia ilmaistaan yleensä tietyillä tunnusluvuilla. Biohiilen **tilavuuspaino** (apparent density, bulk density) kuvaa huokosista ja kiintoaineesta koostuvan rakennekokonaisuuden painoa jaettuna sen tilavuudella. Jos rakenteessa on paljon tyhjättilaa, on tilavuuspaino alhainen. Biohiilen tilavuuspaino sellaisenaan sisältää sekä hiilipartikkelien sisäisen huokostilan että hiilipartikkelien väliin jäävän tyhjättilan, joten sangollinen hienoksi jauhettua biohiiltä painaa hivenen enemmän kuin sangollinen samaa biohiiltä suurempina kappaleina. Puusta valmistetun biohiilen tilavuuspaino liikkuu tyypillisesti 0,3-0,45 g⁻¹ cm⁻³ (eli 300-450 kg⁻¹ m⁻³) tietämillä. **Kiintotiheys** puoles-

taan mittaa vain biohiilisangollisen kiintoaineen tilavuutta, toisin sanoen mitään huokosia ei oteta lukuun. Kiintotiheys nousee yleensä HTT:n noustessa, sillä biohiilestä poistuu kevyempiä haihtuvia aineita ja C-atomit järjestyvät tiiviimpään rakenteeseen. Biohiilen kiintotiheys on tyypillisesti luokkaa $1,5 \text{ g}^{-1} \text{ cm}^{-3}$, mutta koska se on jo kohtalaisen työläs mitata, ei sitä useinkaan ilmoiteta. Biohiilen mekaaninen lujuus on ilmeisesti yleensä hieman lähtömateriaalin lujuutta korkeampi, mutta asiaa ei ole juurikaan tutkittu.

Tärkein biohiilen fysikaalisten ominaisuuksien kuvaaja lienee **ominaispinta-ala** (specific surface area, SSA, yksikkönä m^{-2} , tai harvemmin cm^{-2} , per g^{-1} kuivaa maata). Se kuvaa kiinteän aineksen kokonaispinta-alaa per painoyksikkö biohiiltä. Perinteisissä maa-aineksissa korkein ominaispinta-ala on hienojakoisimmilla, partikkelikooltaan pienimmillä aineksilla kuten saveksella ja humuksella (kymmeniä satoja $\text{m}^{-2} \text{ g}^{-1}$), ja suurin karkeilla, isorakeisilla materiaaleilla kuten hiekalla (alle $0.1 \text{ m}^{-2} \text{ g}^{-1}$). Koska maan kationinvaihtoreaktiot, vedenpidätys ja mikrobien toiminta tapahtuvat pinnoilla tai vuorovaikutuksessa niiden kanssa, ominaispinta-ala kuvaa maaperän toiminnallisia valmiuksia varsin hyvin. Biohiilen ominaispinta-ala on tyypillisesti varsin korkea, ja se syntyy biohiilen huokoisuuden tuloksena.

Maan ja maanparannusaineiden huokokset jaetaan tyypillisesti kolmeen eri kokoluokkaan: yli $10 \mu\text{m}$ halkaisijaltaan olevat **karkeahuokokset**, $10\text{--}0,2 \mu\text{m}$ kokoiset **keskihuokokset** ja alle $0,2 \mu\text{m}$ **hienohuokokset**. Karkeahuokokset ovat tärkeitä maaperän kaasunvaihdolle, keskihuokokset kasville käyttökelpoisen veden pidättäjinä, ja hienohuokokset pääasiassa kemiallisissa prosesseissa. Hienohuokosten vesi on kasvin ulottumattomissa ns. kasville käyttökeltomana vetenä, joka on niin tiukasti maamatriisissa kiinni, että kasvi ei pysty sitä ottamaan. Biohiilen huokostosta ja vedenpidätysominaisuuksista kerrotaan tarkemmin kappaleessa 5.3.

Saavutettu HTT on tärkein biohiilen rakenteeseen vaikuttava pyrolyysiprosessin tekijä. Toiseksi tärkeimpinä pidetään lämpötilan nostonopeutta ja prosessin painetta, sillä ne vaikuttavat haihtuvien aineiden poistumiseen biomassasta. Parhaan biohiilen rakenteen tuottava pyrolyysiprosessi riippuu käytettävästä raaka-aineesta, joten jokaiselle raaka-aineelle on löydettävä oma ”reseptinsä”. Pyrolyysin aikana raaka-aineena olevasta biomassasta poistuu vetyä, happea ja typpeä, ja jäljelle jäävä C-rikas aines kutistuu. Raaka-aine säilyttää karkeat rakennepiirteensä ja huokoisuutensa, joten esimerkiksi puuaineksen solukkorakenteet jäävät hyvin näkyviin biohiilipartikkeleihin muodostaen sen **makrorakenteen**. Raaka-aineena käytetyn puulajin voi usein tunnistaaakin kohtalaisen helposti. Myös biohiilen tilavuuspaino riippuu hyvin selvästi lähtömateriaalin tilavuuspainosta, vaikka onkin säännönmukaisesti alempi. Jälkikäsitteily esimerkiksi pelletöimällä tai jauhamalla ja seulomalla vaikuttaa myös rakenteeseen karkeimmalla tasolla.

Biohiilen molekyyli rakenne muodostuu keskenään eri päin asettuneista pienienpienistä grafeenimaisista C-levyistä (Chia et al. 2015). Nämä syntyvät aromaattisista C-yhdisteistä ja muodostavat yhdessä amorfisen (ei kiteisen), eri suuntiin ristiinlinkittyneen massan. Tämän C-rakenteen sisällä ja joukossa on pyrolyysissä jäljelle jääneitä hiilivetyryhmiä ja poltetun biomassan kivennäisaineita, tyhjää huokostilaa ja halkeamia. Muut alkuaineet kuin C, esimerkiksi happi ja vety, sijoittuvat ensisijaisesti grafeenilevyjen ulkoreunoihin ja muodostavat niihin kemiallisesti aktiivisia ns. funktionaalisia ryhmiä. Mitä kuumempi pyrolyysin HTT on, sitä enemmän grafeenilevyt kasvavat, järjestyvät ja dominoivat biohiilen molekyyli rakenteessa. Korkeammissa pyrolyysilämpötiloissa myös huokosrakennetta tukkimaan jääviä eloperäisiä yhdisteitä poistuu ja biohiilen huokosrakenne aukeaa ja sen huokosten jatkuvuus (eli toisiinsa liittyvien verkostojen muodostus yksittäisten taskujen sijaan) paranee.

Liian nopea kuumennus, hyvin korkea HTT, raaka-aineen suuri tuhkapitoisuus, liian korkea paine ja pitkä retentioaika HTT:ssa voivat johtaa biohiilen osittaiseen **sintrautumiseen**, jolloin partikkelit ja

niiden osat turpoavat, sulavat yhteen ja rakenteen hienoimpia piirteitä menetetään (Chia et al. 2015). Tällöin biohiilen huokoisuus ja reaktiivinen pinta-ala alenevat heikentäen biohiilen laatua. Pitkät retentioajat hyvin korkeissa lämpötiloissa voivat myös lisätä grafeenilevyjen järjestäytymisastetta ja sitä kautta alentaa huokostilavuutta. Materiaalista riippuen sintrautuminen voi alkaa 750-900 asteen HTT:n tienoilla, erityisesti jos retentioaikaa kasvatetaan.

Pyrolyysiprosessin lopussa hiili voidaan **aktivoida** aktiivihiihen tuottamiseksi, ja puuhiilen kyseessä ollessa ehkä tavallisin käytetty tekniikka tähän on ns. fyysinen aktivointi (physical activation), sillä se on kemiallista aktivointia halvempi. Yksinkertaisimmillaan se on pyrolyysiprosessin jälkeen toinen kuumennusaskel noin 600-1100 asteessa esim. vesihöyryssä, vesihöyryn ja typen seoksessa, ilmassa tai hiilidioksidissa. Tämä polttaa pois osan hiilen massasta ("burn-off") ja avaa sen huokosrakennetta laajemmaksi. Kuten itse pyrolyysissä, tässäkin vaiheessa sopiva käsittelyaika ja -lämpötila vaihtelee lähtöbiomassan mukaan.

Kemiallinen aktivointi voidaan tehdä pyrolyysin yhteydessä, mikä yksinkertaistaa prosessia, mutta käytetyt kemikaalit voivat jättää epäpuhtauksia biohiileen ja menetelmä on yleensä myös fyysistä aktivointia kalliimpi. Aktivointi voi joka tapauksessa nostaa tuotetun hiilen hinnan niin korkeaksi, että sitä ei todennäköisesti käytetä maanparannukseen. Lisäksi se nostaa myös tuotantoon tarvittavan ulkoisen energian määrää, mikä helposti johtaa siihen, että sen tuotannon ilmastovaikutus muuttuu ilmastomuutosta edistäväksi (Alhashimi ja Aktas 2017). Kuitenkin biohiilen ominaisuuksiin havaittavasti vaikuttava aktivaatio voi tapahtua ilman lisäkustannuksia, jo pelkästään hiilen päätyessä kuumana kosketuksiin ilmakehän ilman kanssa tai jäädytettäessä tuotetta vettä käyttäen (Spokas et al. 2012). Näitä halpoja, tuotantoprosessiin helposti integroitavia menetelmiä kehitetään nyt hyvin aktiivisesti.

3.2. Kemialliset piirteet

Biohiilen vaikutus maaperän ravinnetalouteen on kaksijakoinen. Toisaalta se itse voi sisältää kasveille käyttökelpoisia ravinteita, toisaalta se voi parantaa niiden pidättymistä maassa. Ensimmäistä osaa käsitellään kappaleessa 3.2.2 ja toista kappaleessa 5.1. Biohiiltä tulee tarkastella myös haitta-aineiden suhteen sekä niitä sisältävänä materiaalina (kappale 3.2.3) että niiden potentiaalisena pidättäjänä ja inaktivoijana (kappale 8).

3.2.1. Kemiallinen koostumus

Biohiiltä voidaan valmistaa hyvin erilaisista materiaaleista ja erilaisilla pyrolyysiprosesseilla. Molemmat vaikuttavat vahvasti syntyvän tuotteen kemialliseen luonteeseen. Saavutettu korkein pyrolyysilämpötila (HTT, highest treatment temperature) määrää varsin vahvasti sitä, mitä aineita pyrolyysissä syntyy ja poistuu lopputuotteesta, ja mitä siihen jää. Alhaisimmissa pyrolyysilämpötiloissa alle noin 300 asteessa tärkein lähtöainetta muuttava prosessi on veden poistuminen ja kaasujen ja biohiilen muodostuminen. Kun HTT nousee noin 300-600 asteen tienoille, tervan osuus lopputuotteesta nousee ja biohiilen vähenee jonkin verran. Noin 330 asteen HTT näyttää olevan vaadittava minimilämpötila biohiilen kannalta tärkeiden aromaattisten rengasrakenteiden runsaalle synnylle. Alle 500 asteen HTT:ssa osa syntyneistä kaasuista ja muista haihtuvista aineista jää yleensä biohiilen huokosiin. HTT:n ollessa yli kuusisataa astetta kaasuuntuminen dominoi pyrolyysiprosessissa ja tervaa syntyy hyvin vähän. Hiiltä lukuun ottamatta muut aineet poistuvat raakamateriaalista tehokkaasti ja saadaan C-pitoisuudeltaan korkea lopputuote. Tuotetun biohiilen määrä suhteessa käytettyyn raaka-aineeseen on yleensä suurimmillaan kun HTT on alhainen, lämmitys tapahtuu hitaasti, ja raaka-aine on runsaasti ligniiniä sisältävää.

Biohiilen raaka-aine vaikuttaa sekä lopputuotteen kemialliseen koostumukseen, rakenteeseen että stabiiliuteen; kemiallisten piirteiden osalta eri lähtömateriaalien heijastuminen ominaisuuksiin kuitenkin heikkenee HTT:n noustessa, kun kasviperäiset C-yhdisteet muuttuvat lisääntyvässä määrin aromaattisiksi. Suurin osa käytetyistä raaka-aineista, esimerkiksi lähes kaikki kasvibiomassat, sisältää karkeasti puolet kuivapainostaan C:tä, ja yleisimmän biomassan komponentin, selluloosan, H/C suhde on noin 1,7. Pyrolyysissä muita aineita poistuu ja lopputuotteen C-pitoisuus kasvaa, sillä biohiilelle tyypilliseen aromaattisten molekyylien syntyyn liittyy hapen (O), vedyn (H) ja typen (N) poistuminen lähtömateriaalista. Usein biohiilen määrittelyssä käytettyä H/C suhdetta $\leq 0,5$ ei ehkä kuitenkaan pidä pitää kiveen hakattuna rajana. Alhaisen tuotantolämpötilan biohiilen H/C suhde jää suuremmaksi, tyypillisesti 0,5 saavutetaan yleisillä raaka-aineilla 400-500 asteen HTT:n tienoilla. Erityisesti karjanlannasta ja ruohokasveista, kuten oljesta tai riisinakanoista tuotettu biohiili voi silti jäädä H/C suhteeltaan korkeammaksi.

H/C-suhteen aleneminen biohiilessä johtuu aromaattisten rakenteiden yleistymisestä materiaalissa, ja yhteys näyttää hyvin toimivalta tavalla päätellä tuoreen, juuri tuotetun biohiilen aromaattisten rakenteiden runsautta, biohiilen stabiiliutta ja sorptio-ominaisuuksia (eli pinnan kiinnittymisominaisuuksia) (Kleber et al. 2015, Xiao et al. 2016). Biohiilen varastoinnin aikana ja sen ikääntyessä tämä H/C suhteen riippuvuus HTT:sta kuitenkin heikkenee (Colosky 2017) varsin ilmeisesti pinnan hapettumisesta ja funktionaalisten ryhmien lisääntymisestä johtuen.

Erityisesti biohiilet, joiden C/N suhde on yli 30, voivat monien lähteiden mukaan aluksi aiheuttaa typen sitoutumista mikrobibiomassaan ja vähentää sen saatavuutta kasveille (ks. myös kappale 5.2). Sama koskee muitakin C/N suhteeltaan korkeita eloperäisiä maanparannusaineita. Biohiilen osalta kuitenkin suurin osa C:stä on niin heikosti hajoavaa, että typen immobilisaatio ei johtune niinkään C/N suhteesta, vaan siitä, että tuoreen biohiilen pinnoilla on aluksi myös pyrolyysissä reagoimatta jääneitä tai vaillinaisesti reagoineita, helposti hajoavia C-yhdisteitä. Mikrobisto alkaa käyttää näitä ravintonaan ja lisääntyessään sitoo biomassansa typpeä, joka kuitenkin vapautuu, kun helposti hajoava C on käytetty. Näin ollen vaikutus on ohimenevä ja liittyy erityisesti biohiilityyppeihin, jossa on jäljellä runsaasti pyrolysoitumatonta hiiltä (esim. Nelson et al. 2011, Tammeorg 2014), tyypillisesti matalissa lämpötiloissa tuotettuihin biohiiliin.

Biohiileen jää pyrolyysissä myös runsaasti C:tä sisältäviä, haihtuvia yhdisteitä (volatile matter, VM), joiden roolista biohiilen toiminnassa tiedetään melko vähän. Haihtuvia orgaanisia aineita jää erityisesti matalissa lämpötiloissa tuotettuihin biohiiliin, joiden tuotantoprosessissa pyrolyysikaasut ovat pitkään kosketuksissa biohiilen kanssa. Näiden usein negatiivisista vaikutuksista eliöstöön ja kasveihin kerrotaan lyhyesti kappaleessa 5.2.

3.2.2. Ravinteet ja kalkitusvaikutus

Vastavalmistetun biohiilen sisältämät mineraalit (esim. kasvinravinteet ja raskasmetallit) ovat peräisin sen raaka-aineesta, ellei niitä ole keinotekoisesti lisätty, joten raaka-aine antaa yleiskuvan biohiilen mineraalisällöstä. Myös HTT täytyy kuitenkin huomioida jo alkuarviossa, koska se määrää suuresti ravinteiden hävikkiä pyrolyysissä. Koska raaka-aineet ovat yleensä ottaen hyvin vaihtelevia, on biohiilten ravinnepitoisuuksista vaikea sanoa mitään yleispätevää. Yleisesti kuitenkin katsotaan, että kasvintuotannon kannalta biohiilen itsessään sisältämät ravinteet ovat vähämerkityksisiä verrattuna biohiilen rooliin maan ravinteidenpidätyskyvyn parantajana (Lehmann ja Joseph 2012); biohiilen oma **lannoitusvaikutus on pieni**. Lisäksi biohiilen ravinnekoostumus ei ole samalla tavalla tasapainoinen kuin useimpien muiden eloperäisten aineiden, esimerkiksi kompostin, sillä pyrolyysissä menetetään enemmän niitä yhdisteitä ja alkuaineita, joiden kiehumispiste on alhainen.

Puubiomassasta valmistetuissa biohiilissä on tyypillisesti hyvin vähän mineraaleja, lannasta valmistetuissa selvästi enemmän. Puubiohiilten N, K ja P-pitoisuus on tyypillisesti alle 10 g/kg, kun lanta- ja jätevesiliete-biohiilissä vastaavasti voi olla kymmeniä grammoja typpeä, kaliumia ja fosforia per kilo. Typpeä, rikkiä, kaliumia ja klooria poistuu pyrolyysiprosessissa vaihtelevassa määrin, toisaalta lähtömateriaalin fosfori, mangaani ja kalsium säilyvät biohiilen tuotannossa hyvin. Tyyppistä noin puolet on hävinnyt jo 400 asteessa, kaliumista yleensä noin 600 asteeseen tultaessa, ja rikistä ennen 500 asteen lämpötilaa. Mitä korkeampi HTT on, sitä enemmän ravinteita menetetään, ja tältä kannalta alemmat tuotantolämpötilat olisivat edullisimpia. Tyypillisesti biohiilissä on suhteessa kasvien ravinnetarpeeseen selvästi enemmän liukoista fosforia ja kaliumia kuin typpeä, mutta tämä vaihtelee raaka-aineesta riippuen huomattavasti (Ippolito et al. 2015).

Tuotannossa tapahtuvan hävikin lisäksi kaikki biohiileen jäävät mineraalit eivät nekään ole kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Biohiileen jäävät typpi ja rikki voivat olla lähes täysin immobilisoituneita, eli muuttuneet sellaisiin kemiallisiin muotoihin, jotka eivät ole vesiliukoisia ja/tai kasville käyttökelpoisia. Fosfori säilyy pyrolyysissä hyvin, jopa jokseenkin täysin, mutta siitäkin huomattava osa immobilisoituu. Oletetaan, että biohiilen immobilisoituneet ravinteet tulevat kasvien käyttöön erittäin hitaasti, sillä se vaatii biohiilen itsensä hajoamista, mutta asiasta ei ole juuri tutkimustietoa. Kaikkiaan tietyn ravinteen kokonaispitoisuus ja kasveille käyttökelpoinen pitoisuus korreloivat biohiilessä hyvin heikosti, eräiden ravinteiden kuten fosforin osalta ei havaita minkäänlaista riippuvuutta. Näin ollen biohiilen **lannoitusvaikutuksen** arvioimista varten on keskeistä, että siitä **ilmoitetaan** paitsi kokonaisravinteet, myös erityisesti **liukoisten ravinteiden osuus**.

Raaka-aineista riippuen biohiilessä voi olla myös runsaasti karbonaatteja. Karbonaattirikas biohiili voi nostaa maan pH:ta kalkitusaineen tapaan, ennestään emäksisessä maassa jopa haitallisen paljon (Mukherjee ja Lal 2014). Yleensäkin biohiilen **kalkitusvaikutus on merkittävä osa sen hyötyjä** happamissa maissa, monissa tapauksissa tärkein hyöty. Jefferyn ja muiden (2015) meta-analyysissä parhaat sadonlisäykset biohiilen käytöstä (tyypillisesti yli 20%) saatiin maan lähtö-pH:n ollessa alle 5,5, kun taas pH-alueella 5,6-8 biohiilen käytön tuottama sadonlisäys oli yleensä 0-10% eikä aina tilastollisesti merkitsevä. Biohiili on kuitenkin pelkäsi kalkitusaineeksi teholtaan heikko ja erittäin kallis, joskaan ei ole vielä tietoa, olisiko kalkitusvaikutus pitkäikäisempi kuin kalkkikivijauheen. Varsin tavallisesti havaittu **fosforin saatavuuden paraneminen** kasveille biohiiltä käytettäessä johtunee sekä siitä, että fosfori säilyy biohiilen tuotannossa melko hyvin ja siksi biohiilessä voi olla lähtömateriaalista riippuen runsaastikin fosforia, mutta lisäksi myös siitä, että fosforin käyttökelpoisuus kasveille lisääntyy pH:n noustessa. Toisaalta on havaintoja siitäkin, että typen tapaan myös fosfori saattaa immobilisoitua erityisesti KVK:ltaan korkeita, mutta fosforipitoisuudeltaan suhteellisen alhaisia, usein puuainesperäisiä biohiiliä lisättäessä (Mukherjee ja Lal 2014). Myös **kaliumin saatavuus on yleensä parantunut** biohiiltä käytettäessä (Biederman ja Harpole 2013). Toinen biohiilen aiheuttamaan pH:n nousuun liittyvä keskeinen tekijä on kasveille toksisen alumiinin immobilisaatio, joka on yksi kalkituksen suurimmista hyödyistä hyvin happamilla mailla.

Biohiilen ravinnerikastamista on tutkittu erityisesti typen osalta, ja se on teknisesti mahdollista. Rikastaminen saattaa onnistua myös erilaisten teollisuusprosessien sivutuotteena, esimerkiksi biohiiltä typpipäästösuodattimena käytettäessä. Aihetta joudutaan kuitenkin tutkimaan vielä lisää, sillä myös ympäristömyrkyt rikastuvat helposti biohiileen tällaisissa prosesseissa ja voivat aiheuttaa ongelmia maaperässä. Lisäksi rikastamiseen on usein käytetty väkilannoitteita, joka ei ole kokonaisuuden kannalta hyvä vaihtoehto.

3.2.3. Biohiilen sisältämät haitta-aineet

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet) ovat yksi epätäydellisessä palamisessa syntyvä C-yhdistetyyppi. Eräät näistä yhdisteistä ovat syöpää aiheuttavia ja siksi haitallisia. PAH:it muodostuvat yleensä muutamasta – noin puolesta tusinasta aromaattisesta C-renkaasta tasomaisina levyinä, samoin kuin biohiilelle tyypilliset, yleensä suuremmasta määrästä bentseenirenkaita muodostuvat grafeenilevytkin. PAH-yhdisteitä syntyy biomassan pyrolyysissä melko helposti, ja niitä syntyy myös luonnonprosesseissa. Koska ne ovat ympäristössä pitkäikäisiä, on niitä lähes kaikkialla taustapitoisuutena läsnä. Myös muissa eloperäisissä maanparannusaineissa, kuten komposteissa, on yleensä jossain määrin ympäristöstä kertyneitä haitta-aineita (esim. Brädli et al. 2007).

Terveydelle haitallisimpien PAH-yhdisteiden yhteissummalle on asetettu liukoisuus- ja pitoisuusrajoja erilaisia tuotteita koskevissa säädöksissä ja ympäristölainsäädännössä, esim. Valtioneuvoston asetus eräiden jätteiden hyödyntämisestä maanrakentamisessa (591/2006), ja Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnille (214/2007). Jälkimmäisen ohjearvojen (Taulukko 1) soveltamisesta lakiteksti sanoo, että alueella, jota käytetään muuna kuin teollisuus-, varastotai liikennealueena taikka muuna vastaavana alueena, maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, mikäli pitoisuus ylittää alemman ohjearvon. Ylempää ohjearvoa sovelletaan edellä listattuihin teollisuusym. alueisiin vastaavalla tavalla. Ohjearvot on annettu erikseen seitsemälle PAH-yhdisteelle ja lisäksi ns. 16 EPA PAH-yhdisteen summalle.

Taulukko 1. PAH-pitoisuuksien rajoja eri laatumäärittelyissä (Lähde: Meyer et al. 2017, IBI 2015, Finlex).

Laki tai sertifikaatti	PAH-pitoisuuden raja-arvot (mg/kg kuiva-ainetta)
The Biochar Standard of the International Biochar Initiative (IBI-BS)	≤300
European biochar certificate (EBC)	basic grade: <12, premium grade: <4
British biochar quality mandate	<20
Kansallinen lannoitelainsäädäntö: Itävalta, Sveitsi, Italia	<6
Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007	alempi ohjearvo: 30 ylempi ohjearvo: 100

Arvioidaan, että kaikki biokaasun ja biohiilen tuotantolaitosten tekniset ratkaisut eivät välttämättä pysty tuottamaan tiukimpia raja-arvoja alittavia biohiiliä (Meyer et al. 2017); vuonna 2015 arvioitiin, että kaikista kirjallisuudessa raportoiduista biohiilen PAH-arvoista (218 kpl) noin 20% oli liian korkeita EBC:n basic gradeen (Bucheli et al. 2015). PAH-pitoisuuksien mittauksessa ja analytiikassa esikäsittely ja uuttomenetelmän (liuottimen, lämpötilan, paineen, sonikaation ja näiden keston) valinta vaikuttaa havaittuun PAH-pitoisuuteen erittäin voimakkaasti. IBI on määritellyt IBI-BS:ään kelvollisen analyysimenetelmän (IBI 2015), mutta on vielä epäselvää mitä menetelmää esimerkiksi mahdollisesti tulossa oleva EU-tason lainsäädäntö tulee vaatimaan.

Tuotetun biohiilen PAH-pitoisuus riippuu vahvemmin sen tuotannossa käytetystä pyrolyysitekniikasta kuin raaka-aineista, mutta raaka-aineellakin on havaittu vaikutuksia niin, että puu näyttäisi tuottavan alempia PAH-pitoisuuksia kuin olki (Buss et al. 2016). Monia fysikaalisia ominaisuuksia vahvasti määräävä HTT ei juurikaan vaikuta biohiilen PAH-pitoisuuteen (Buss et al. 2016), vaikka niiden syntymekanismi on erilainen korkeissa ja matalissa lämpötiloissa (Bucheli et al. 2015). Pyrolyysilaitoksen tyypillä on hyvin voimakas vaikutus PAH-pitoisuuksiin biohiileissä; korkeimmat pitoisuudet näyttävät liittyvän vaikeammin kontrolloitaviin prosessiolosuhteisiin perinteisissä miiluissa ja liikuteltavissa laitteistoissa ja tekniikoissa (Bucheli et al. 2015). Myös kaasutusjärjestelmien biosaattavuus näyttäisi olevan muita tuotantotapoja suurempi korkeiden PAH-pitoisuuksien riski (Hale et al. 2012, Bucheli et al. 2015). Kantokaasun, ja erityisesti suuren kantokaasuvirtauksen käyttö pyrolyysissä näyttää vähentävän PAH:ien kertymistä biohiileen (Madej et al. 2016); PAH-aineet pyrkivät biohiilen sijaan kertymään kaasufaasiin, jonka kantokaasun virtaus kuljettaa nopeasti pois. Niissä tuotantojärjestelmissä, joissa pyrolyysikaasut ja –terva pääsevät kondensoitumaan takaisin biohiileen, PAH-pitoisuudet näyttivät kohoavan korkeimmiksi (Bucheli et al. 2015, Buss et al. 2016). PAH:ien poistamiseen biohiilestä ei ole toistaiseksi jälkikäsittelyä, mutta asiaa tutkitaan aktiivisesti (Bucheli et al. 2015).

Biohiilen tuotannossa syntyy joidenkin tutkimusten mukaan pääasiassa molekyyli­massaltaan pienempiä PAH:eja (Hale et al. 2012), joita myös poistuu pyrolyysissä raskaita PAH:eja enemmän tervaan ja kaasufaasiin. Pienimolekyyliset PAH:it (esim. 2-renkainen naftaleeni, jota voi olla 40-50% kaikista biohiilen 16 US EPA PAH:eista) ovat vesiliukoisempia kuin suurempimolekyyliset PAH:it, jotka puolestaan ovat varsin huonosti vesiliukoisia.

Biohiilen PAH:ien biosaattavuutta eli niiden siirtymistä biohiilestä ravintoketjuun ei ole tutkittu vielä kovinkaan paljon (Hale et al. 2012). Todennäköisesti analyysitekniikkojen kehittyessä biosaattavien PAH:ien määrä tulee olemaan ympäristöanalytiikassa tärkeä, mutta toistaiseksi säädökset ja laatuvaatimukset kuvaavat kokonaiskonsentraatiota. PAH:ien biosaattavuutta biohiilestä on tutkittu pääasiassa suurimolekyylisten PAH:ien osalta, joiden huono vesiliukoisuus ennustaa myös huonoa biosaata-

16 EPA PAHs

Sekä suuressa osin Suomen lainsäädäntöä että monissa muissakin yhteyksissä käytettyyn 16 EPA PAH-yhdisteen summaan kuuluvat: antraseeni, asenaftteeni, asenaftyleeni, bentso(a)antraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, dibentso(a,h)antraseeni, fenantreeni, fluoranteeni, fluoreeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni, naftaleeni, pyreeni ja kryseeni.

Lista perustuu Yhdysvaltain Environmental Protection Agencyn eli EPA:n v. 1976 julkaisemaan kuudentoista tärkeimmän PAH:in listaan (16 US EPA PAHs), mutta nykyään tiedetään, että se ei sisällä läheskään kaikkia eikä myöskään eniten haitallisia PAH- ja PAC (polycyclic aromatic compounds) -yhdisteitä (esim. Andersson ja Achten 2015). Listasta on kuitenkin tullut PAH-analytiikan kulmakivi.

vuotta. Pienimolekyyllisiä PAH:eja ei vielä ole juuri tutkittu, mutta alustavasti näyttää siltä, että niiden biosaatavuus on todellakin raskaita parempi. Kaikkiaan vaikuttaa siltä, että PAH:ien biosaatavuus biohiilestä on joka tapauksessa heikko (Hilber et al. 2017). Tällä hetkellä epävarmuutta aiheuttaa kuitenkin lisäksi biohiilen itsensä säilymisaika maassa ja kulkeutuminen ekosysteemeissä, sillä biohiilen sisältämät PAH:it ja muut saasteet vapautuisivat ympäristöön joka tapauksessa biohiilen itsensä hajotessa.

Klooririkkaista raaka-aineista voi syntyä PAH:ien lisäksi pyrolyysin sivutuotteina PCB-yhdisteitä eli polykloorattuja bifenyylejä, dioksiineja ja furaaneja. Tavallisimmin käytettyjen kasviperäisten raaka-aineiden osalta näiden korkeita pitoisuuksia tuotetussa biohiilessä ei pidetä todennäköisenä (Bucheli et al. 2015), mutta asiaa ei ole vielä tutkittu kovin paljon, ja sekä ympäristölainsäädäntö että erilaiset laatusertifikaatit asettavat myös näille raja-arvot. Esimerkiksi keittiöjätteen korkea klooripitoisuus (osin peräisin ruokasuolasta, NaCl) verrattuna kasvijätteeseen näyttää tuottavan myös korkeampia dioksiinipitoisuuksia siitä tuotettuun biohiileen (Hale et al. 2012).

Jos biohiilen tuotannossa käytetyssä lähtömassassa on raskasmetalleja, ne rikastuvat biohiileen, sillä sen tuotantoprosessissa raaka-aineen massa pienenee, mutta raskasmetalleja ei poistu juuri lainkaan. Tästä syystä biohiilessä voi olla enemmän raskasmetalleja kuin maassa, johon sitä lisätään (Beesley et al. 2015). Kiinassa, missä tarve polttaa jätevesilietettä ja muuta yhdyskuntajätettä on suuri, on tutkittu joitakin prosessiteknisii keinoja ajaa raskasmetalleja kaasufaasiin biohiiltä tuottaessa (esim. Luan et al. 2013, Dong et al. 2015), mutta raskasmetallit pitäisi myös saada kerättyä talteen kaasufaasista ympäristöhaittojen hillitsemiseksi. Aktiivihiiltä tuottaessa kemialliseen aktivointiin voidaan käyttää kemikaaleja, kuten sinkkisuoloja, joista voi jäädä jäämiä biohiileen.

Suomessa kasviperäistä kasvualustahiiltä koskevat MMM:n asetuksen lannoitevalmisteista 24/11 määräämät raja-arvot arseenin (As), sinkin (Zn) ja raskasmetallien Hg, Cd, Cr, Cu, Pb, ja Ni pitoisuuksille, jotka tulee ilmoittaa tuoteselosteessa. Myös Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnille (214/2007) asettaa raja-arvoja monille haitta-aineille. Samaa tapaan kuin PAHeissa, on mahdollista, että tulevaisuudessa siirrytään riskiperusteiseen järjestelmään, jossa tarkastellaan enisisjaisesti biosaatavuutta ja kulkeutumisriskiä, mutta tällä hetkellä lainsäädännön raja-arvot koskevat kokonaispitoisuutta.

Biohiilen hajoamisen indikaattorit

Biohiilen häviämisen tarkastelussa käytetään yleensä eksponentiaaliseen hajoamiseen liittyvää sanastoa. Aineen A hajoamista kuvaavassa yhtälössä $[A_t = A_0 \times e^{-kt}]$ A viittaa tarkasteltavan aineen määrään (A_t tarkasteluhetkellä ja A_0 alkuhetkellä), t kuluneeseen aikaan, ja k on **hajoamisvakio**. Se riippuu ympäristöoloista, joten hajoamisvakio pitäisi määrittää tarkasteltavissa olosuhteissa aina tapauskohtaisesti. **Keskimääräinen viipymäaika (MRT)** on k :n käänteisluku $1/k$. **Puoliintumisaika** tarkoittaa sitä aikaa, jonka kulutta puolet aineesta A on hajonnut. Tämä voidaan ratkaista laskemalla keskimääräinen viipymäaika $\times \ln(2)$.

Tällöin esim. jos ainetta A on v. 2006 10 kg ja 2016 9,80 kg, niin tästä estimoitu hajoamisvakion k arvo on noin $0,002 \text{ v}^{-1}$, keskimääräinen viipymäaika on noin 500 vuotta ja puoliintumisaika noin 350 vuotta. Sadan vuoden jälkeen jäljellä olisi noin 8,2 kiloa ja tuhannen vuoden jälkeen 1,4 kg. Toisinaan k :n arvo ilmaistaan kirjallisuudessa myös hajoamisnopeutena (% per aikayksikkö), edellisessä esimerkissä tämä olisi $0,002\% \text{ v}^{-1}$.

Todellisuudessa biohiilen hajoamista ei kuvata yleensä vain yhdellä yhtälöllä, vaan biohiilen nopeasti ja hitaasti hajoavia komponentteja mallinnetaan yleensä vähintäänkin kahtena eri nopeudella hajoavana poolina. Tämä on yleinen käytäntö muunkin maan orgaanisen aineen hajoamisen mallintamisessa, esimerkiksi tietyiltä osin Suomen kasvihuonekaasulaskennassa (Yasso-malli). Tällöin hitaimmin hajoavan poolin keskimääräinen viipymäaika kuvaa pitkäikäisimmän biohiilen fraktion elinikää maassa.

4. Biohiilen elinikä

Biohiilen elinikä ja säilyminen maaperässä on kriittinen kysymys sekä sen ilmastovaikutusten että maanparannuskäytön kannalta. Se on vaikea aihe tutkia riittävän nopeasti, jotta saataisiin tämänhetkisiä tarpeita tyydyttävää tietoa. Myös biohiilen säilymiseen liittyvä terminologia on osaltaan monimutkaista, sillä jossain määrin käytetään radioaktiivisten aineiden käyttäytymisestä tuttua termiä puoliintumisaika (half-life), toisaalta **keskimääräinen viipymäaika** (engl. mean residence time, **MRT**) ja hajoamisnopeus (decay rate) ovat biologiasta tuttuja termejä tässä yhteydessä. Näiden termien merkitykset ja keskinäiset suhteet käyvät ilmi tietolaatikosta seuraavalla sivulla. Kuitenkin on selvää, että biohiili ei ole ikuista, vaan se hajoaa ajan saatossa ja biohiilen C vapautuu takaisin ilmakehän hiilidioksidiksi (Lehmann et al. 2012, Wang et al. 2016). Niin biohiilen kuin maan muunkin orgaanisen aineksen hajotuksessa maan mikrobien toiminta on keskeistä, sillä eloperäiset C-yhdisteet ovat niille keskeinen ravinnon lähde. Biohiili on kuitenkin vaikeasti hajotettavaa.

Vaikka vanhoja biohiilipitoisia maita tunnetaan (ks. kappaleet 5.4 ja 5.5), ei tiedetä, paljonko biohiiltä on alun perin niissä ollut, ja uudemmat biohiilikokeet ovat parhaillaankin vasta kymmenkunta vuotta vanhoja. Pitkäaikaisimmat ja parhaat biohiilen elinikä tutkimukset ovat antaneet 10-1300 vuoden MRT-arvoja (Lehmann et al. 2015). Joka tapauksessa biohiili on pitkäikäisempää kuin vastaavan kasvimassan C suoraan maahan lisättynä (Lehmann et al. 2012); mittaukset osoittavat, että pyrogeeninen C on yleensä maan C-poolissa vanhinta. **Pyrogeeninen hiili on maassa noin 1,5 kertaluokkaa hitaammin hajoavaa kuin vastaava biomassa hiiltämättömänä** (Lehmann et al. 2015).

Historialliseen pyrogeeniseen hiileen perustuvat keskimääräisen viipymäajan arviot liikkuvat hieman alle tuhannesta noin kymmeneen tuhanteen vuoteen, ollen yleisimmin noin 1300-2600 vuoden tienoil-la (Lehmann et al. 2008, 2015). Toisaalta sellaisiakin arvioita on, että säilymisäika olisi alle sata (Bird et al. 1999) tai alle tuhat vuotta (Hammes et al. 2008). Kiinan riisinviljelyssä harjoitetun akanoiden hiiltämisen tuottaman hiilen MRT-arviot liikkuvat noin 100-1000 vuoden haarukassa (Lehmann et al. 2015). Arviot ovat vaikeita tehdä eikä niissä voida juuri huomioida erilaisia ilmasto-oloja tai lähtömateriaaleja. Skandinavian boreaalisista metsistä, joiden palotaajuutta voidaan tutkia dendrokronologisista aineistoista, on määritetty maan pyrogeenisen hiilen keskimääräiseksi iäksi yhdessä tutkimuksessa noin 650 vuotta (Ohlson et al 2009) ja toisessa ikähaarukaksi 630-2930 vuotta (keski-ikä 1490 v) (Ohlson et al. 2013); samalla huomattiin, että pyrogeenistä hiiltä löytyy noin kaksi kertaa enemmän järvisedimenteistä kuin metsämaasta.

Biohiili on melko **eroosioherkkää**, joten tyypillisesti tuuli ja sade vievät biohiiltä mukanaan. On vaikeata selvittää, onko biohiilen vähenemisessä kyseessä pääasiassa kulkeutuminen maaprofiilissa alaspäin, vai kulkeutuuko biohiili pois paikalta, ja hajoaako tällainen kulkeutumaan lähtenyt biohiili nopeammin kuin maaperään paikalleen jäänyt. Biohiilen helppo liikkuminen maaperässä hankaloittaa sen säilymisajan tutkimista, erityisesti koska perinteisesti on tarkasteltu vain maaprofiilin ylintä muutaman kymmenen sentin syvyistä kerrosta. Tiedetään kuitenkin, että pyrogeeninen C rikastuu syvempiin maakerrokseen voimakkaammin kuin muu maan eloperäinen C. On epäselvää, miten nopeaa kulkeutuminen erilaisissa maa-aineksissa on, mutta joissain tapauksissa pienet biohiilipartikkelit ovat kulkeutuneet jopa useita senttejä vuodessa maaprofiilissa alaspäin (Rumpel et al. 2015). Mahdollisesti kyse on pääasiassa vesiliukoisista ja veden mukana kulkevista biohiilen komponenteista, mutta myös suurempia partikkeleita liikkuu maaprofiilissa alas esim. pedoturbaation avulla. Keskimääräinen kulkeutumisnopeus lienee muutaman millimetrin luokkaa vuodessa.

Biohiilikappaleet hajoavat maassa pienemmiksi palasiksi sekä sääolojen että maaperäeliöstön toiminnan vaikutuksesta. Tämä nopeuttaa biohiilen hajoamista edelleen ja altistaa sitä veden mukana kul-

keutumiselle (Spokas et al. 2014). On jotain havaintoja siitä, että erityisesti korkealigniiset biomasat tuottavat helposti murenevaa biohiiltä, kun taas korkeaseluloosaisesta lähtömassasta tuotettu biohiili murenisi vähemmän (Colosky 2017).

Biohiilen kulkeutumisherkkyyteen vaikuttaa myös sen pinnan varaukset ja hydrofobisuus tai –fiilisyy, joten erilaiset biohiilet käyttäytyvät tässä suhteessa eri tavoin. On viitteitä siitä, että nopean pyrolyysin biohiilet ovat eroosioherkempiä kuin hitaan (Rumpel et al. 2015). Hydrofobiset biohiilet ovat arkoja erityisesti vesieroosiolle. Biohiilen eroosioherkkyys seuraa suunnilleen samoja ympäristötekijöitä kuin muunkin maaperän ja sen orgaanisen aineksen eroosioherkkyys, mutta on suhteessa vielä suurempaa. Näin ollen biohiilen kulkeutumista estetään samoilla keinoin kuin esim. lannoitteiden ja muiden maanparannusaineiden.

Biohiilen hajotusta on tutkittu varsin paljon laboratorioinkubaatioissa, jossa voidaan välttää eroosion tai muun biohiilen pois kulkeutumisen vaikutus säilymisaikaan, ja isotooppimarkkereiden avulla. Niissä voidaan myös erotella biohiilen alkuvaiheen nopeasti hajoavat ainekset ja niiden hajottua hitaammin hajoamista jatkava fraktio. Tällaisten tutkimusten perusteella on päätelty (Wang et al. 2016), että biohiilen hitaasti hajoavan fraktion suuruus olisi keskimäärin noin 97 paino-% ja sen keskimääräinen viipymäaika maassa olisi noin 560 vuotta.

Biohiilen hajoamiseen vaikuttavat tekijät tunnetaan jo varsin hyvin ja ne voidaan jaotella biohiileen itseensä liittyviin, sekä siihen ympäristöön liittyviin, johon biohiili päätyy (Wang et al. 2016). Biohiilen itsensä ominaisuuksista keskeisimmät ovat raaka-aine, pyrolyysilämpötila ja pyrolyysin nopeus. Biohiilen hajoamista määrittäviä ympäristötekijöitä ovat lämpötila, kosteus, maalaji, ja maan muun orgaanisen aineksen pitoisuus. Lisäksi maan ja kasvuston käsittely, kuten kyntäminen, kulotus ja muut palot, sekä eliöstö vaikuttavat biohiilen hajoamisvauhtiin. Yleisesti kuitenkin arvioidaan, että vaikka mikrobit ovat ensisijaisesti vastuussa biohiilen hajotuksesta, niin maan muuhun orgaaniseen ainekseen verrattuna abioottisten (eli ympäristön elottomien kemiallisten ja fysikaalisten) prosessien rooli biohiilen hajoamisessa on verrattain suuri (Cheng et al. 2006, Wang et al. 2016). Hapettuminen näyttää olevan keskeistä; toisaalta se hajottaa biohiiltä, toisaalta lisää biohiilen pinnan kemiallista aktiivisuutta, joten vaikutus on sekä eduksi biohiilen ominaisuuksille että haitaksi sen säilymiselle maassa. Lämpötila ja toisena kosteus ovat keskeiset hapettumisnopeuteen vaikuttavat tekijät; kosteus tulee tärkeäksi hyvin märissä maissa, kuten riisipelloilla, missä hapenpuute maassa suojaa biohiiltä hapettumiselta. Hajotusprosessin herkkyyttä lämpötilalle kuvataan usein Q_{10} -arvolla, joka tarkoittaa hajotusnopeuden nousua 10 asteen lämpötilan nousua kohti. Pyrogeenisen hiilen Q_{10} -arvo on tyypillisesti melko korkea, kuten on tyypillistä huonosti hajoaville orgaanisille C-yhdisteille.

Laboratoriossa tehdyissä inkubaatiokokeissa on pääosin saatu sen suuntaisia tuloksia, että **puuperäinen biohiili on maassa pidempään säilyvää** kuin useimmista muista materiaaleista valmistettu (Spokas 2010, Spokas et al. 2012, Wang et al. 2016). Syynä lienee pääasiassa puun suhteellisen korkea ligniinipitoisuus ja puuhiilen vähäinen tuhkapitoisuus. Toisaalta näiden biohiiltien arvo ravinteiden lähteenä on yleensä heikoin. Vaikuttaa siltä, että mitä korkeammassa HTT:ssa ja hitaammalla pyrolyysillä biohiili on tuotettu, ja mitä korkeampi sen C-pitoisuus on, sitä paremmin se säilyy maassa.

Arvioidaan, että biohiilen hajotuksesta maassa vastaisivat lähinnä kantasieniin kuuluvat valkolahottajat, joiden tiedetään pystyvän hapettamaan aromaattisia molekyylejä erittämiensä entsyymien avulla; tiedetään esimerkiksi, että monien valkolahottajien erittämä lakkaasi-entsyymi voi periaatteessa hajottaa biohiiltä (Wang et al. 2016). Varmuutta valkolahottajien roolin keskeisyydestä ei kuitenkaan ole, ja tiedetään, että myös gram-positiiviset bakteerit osallistuvat biohiilen hajotukseen (Wang et al. 2016). Koska pyrogeeninen hiili on historiallisesti ollut yleistä myös luonnossa ilman ihmisen väliin-

tuloa, on todennäköistä, että evoluution myötä monet eliöt ovat kehittyneet käyttämään sitä ravinnokseen.

Vaikuttaa siltä, että biohiilen ollessa maaperässä pitkiä aikoja sen huokosisto osittain tukkiutuu adsorboituvista partikkeleista, mikrobeista jne., ja sen ominaispinta-ala laskee (Hammes ja Schmidt 2012). Toisaalta biohiilen pinnan jatkuva hapettuminen (kappale 4) voi luoda uusia funktionaalisia ryhmiä partikkelien pinnoille, ja biohiileen voi kiinnittyä muita eloperäisiä molekyylejä, jolloin biohiilen kemiallinen aktiivisuus lisääntyy. Maaperäeliöt myös syövät jatkuvasti sen pinnalle ja huokosiin kertyvää ainetta. On epäselvää, mikä näitä prosesseja määrää ja mikä niiden lopputulos on. Biohiili voi myös kiinnittyä maaperän mineraaliaineksen hienoiimpiin fraktioihin, lähinnä silttiin, mikä suojaa biohiilen pintoja ja hidastaa sen hajoamista (Glaser ja Amelung 2003, Hammes ja Schmidt 2012, Wang et al. 2016). Samoin biohiilen pinnalle kiinnittyy usein metallihydroksideja, alumiini- ja rautakationeja sekä silikaatteja, joilla uskotaan olevan hajoamiselta suojaava merkitys.

Biohiili voi muodostaa omaa hajoamistaan hidastavia aggregaatteja ja murusia muidenkin maaperän hiukkasten kanssa. Tämä aggregaatio voi suojata biohiiltä myös eroosiolta ja huuhtoutumiselta, mutta vielä ei ymmärretä, mitkä biohiilen ominaisuudet selittävät sen aggregaatiotaipumuksen eroja eri tyyppisten biohiilten välillä. Mururakenteen muodostumiseen vaikuttavat lisäksi huomattavasti sen maaperän ominaisuudet, johon biohiiltä sekoitetaan. Mielenkiintoista kyllä, biohiili ei näytä aina kiinnittyvän savihiukkasiin kovinkaan hyvin; ei tiedetä johtuuko tämä siitä, että saveskokoluokan biohiilihiukkaset hajoavat ja katoavat, vai siitä, että se muodostaa aggregaatteja ensisijaisesti suurempien maahiukkasten kanssa (Lehmann et al. 2012). On joitain viitteitä siitä, että biohiilipartikkelin ulkopinnan suojaava vaikutus on sen säilymiselle keskeistä, jolloin ensimmäinen selitys voisi pitää paikkansa.

5. Biohiilen vaikutus maaperän toimintaan ja ominaisuuksiin

5.1. Vaikutukset ravinteiden pidättymiseen

Biohiilen pinnan ominaisuudet ovat muiden ominaisuuksien tapaan ja samoista syistä vaihtelevia. Pinta voi olla niin hapan kuin emäksinenkin ja niin vettä hylkivä kuin vettä suosivakin. Runsaasti mineraaleja sisältävästä lähtöaineesta tuotetun biohiilen pinnan kemialliset reaktiot voivat olla varsin monipuolisia. Biohiilen pinnan ominaisuudet määräävät pitkälti sen aktiivisuutta ja toimintoja maassa, joten biohiilen vaikutusten arviointiin vaaditaan biohiilikohtaista tietoa joko suoraan näistä ominaisuuksista tai vähintäänkin biohiilen raaka-aineista ja HTT:sta. Kationinvaihtokapasiteetti (KVK) on yleinen maaperän ravinteiden pidätyskyvyn mittari: se kertoo miten paljon positiivisesti varattuja ioneja eli kationeja maahiukkasten pinnoille voi pidätyä. Ne pidätyvät kationinvaihtopaikoille sen verran heikosti, että ionit vapautuvat helposti takaisin maaveteen kun kyseisen ionin pitoisuus maavedessä alenee – siksi puhutaan vaihtuvista kationeista ja kationinvaihdosta. Maan eloperäisen aineksen, ja myös biohiilen, KVK on suurelta osin pH-riippuvainen. Tämä johtuu siitä, että sen KVK:sta vastaavat ns. funktionaaliset ryhmät ovat pääosin heikkoja happoja, jotka dissosioituvat pH:n noustessa.

Perinteisissä maa-aineksissa kationinvaihtokapasiteetti perustuu pitkälti maa-aineksen ominaispinta-alaan; tavallisista maaperän komponenteista saveksella ja orgaanisella aineella on sekä korkein KVK että ominaispinta-ala. Biohiilen KVK on perinteisiin maa-aineksiin verrattuna pienimmilläänkin varsin korkea, yleensä vähintään yhtä hyvä kuin saveksen, joka tosin tilavuuspainoltaan paljon suurempana häviää jo siksin, että KVK määritetään yleensä maan painoyksikköä kohti. Suuren ominaispinta-alan synty ei kuitenkaan biohiilessä tarkoita aina korkeaa KVK:ta; tyypillisesti matalan lämpötilan biohiilten KVK on tuoreena parempi, vaikka niiden ominaispinta-ala on pienempi. Tuoreen korkean

HTT:n biohiilen KVK on usein jopa selvästi alempi kuin esimerkiksi kompostiperäisen maanparannusaineen (Lehmann 2007, Lehmann ja Joseph 2012). Yleisesti ottaen hidas pyrolyysi ja alle 600 asteen lämpötilat tuottavat korkean KVK:n.

Tuoreen korkean HTT:n biohiilen pinnan varaukset ovat ilman erillistä jälkikäsitteilyä enimmäkseen heikkoja ja lähinnä positiivisia, jolloin lähinnä anionit kiinnittyvät sen pintaan, mutta ylipäättään tuore biohiili on melko inerttiä. Jotta **korkean HTT:n biohiilen KVK kehittyisi, on sen pinnan hapettutava**, jolloin siihen kehittyy funktionaalisia ryhmiä, erityisesti karboksyyli-ryhmiä. Luonnonoloissa voi kestää vuosikymmeniä ja jopa –satoja, että biohiilen pinta hapettuu kationien sitoutumista suosivaksi. Karboksyyli-ryhmien synty biohiilen pinnoille voidaan havaita biohiilen happi- ja vetypitoisuuden nousuna sen ikääntyessä.

Hapen ja veden läsnäolo ja lämpö nopeuttavat biohiilen pääasiassa abioottista hapettumisprosessia, mutta mahdollisesti mikrobeilla on siinä edistävä ja mahdollisesti loppuvaiheessa tärkeäkin rooli (Hammes ja Schmidt 2012). Noin 30-70 C lämpötilassa pinnan hapettumisen tuoma KVK:n kehittyminen vie muutamia kuukausia (Cheng et al. 2006), ja korkeampi KVK saatiin korkeammassa näistä kahdesta testatusta lämpötilasta. Koska biohiilen pintakemian ja –rakenteen kehittyminen pyrolyysin jälkeen on sen ominaisuuksille lähes yhtä tärkeää kuin raaka-aine ja itse pyrolyysi, on tuotannon jälkeiseen käsitteilyyn ja säilytykseen kiinnitettävä entistä enemmän huomiota (Spokas et al. 2012). Joidenkin tutkimusten mukaan (esim. Steiner et al. 2015) biohiilen käyttö kompostoinnissa apuaineena voi tarjota lisäpalveluna biohiilen pinnan KVK:lle suotuisan kehityksen.

Biohiilen pitkäaikaiset vaikutukset maaperän ravinnevaroihin nojaavat varsin ilmeisesti suurelta osin biohiilen KVK:ta parantavaan vaikutukseen, sillä biohiilen oma ravinnepitoisuus on yleensä varsin pieni. Ravinteista ainoastaan tyypeä sidotaan maaekosysteemiin ilmakehästä, muut kasvintuotannossa kasvien mukana poistuvat ravinteet joudutaan korvaamaan lannoitteilla. Maatalouden biohiilitutkimuksissa on laajalti toivottu, että biohiili parantaisi lannoitteiden tehoa estämällä niiden valumia ja pitämällä ne paremmin peltoekosysteemin sisäisessä kierrossa. Kokeet lienevät vielä kuitenkin liian lyhytaikaisia, jotta tästä olisi edes voitu saada vakuuttavia tuloksia. Päätelmä KVK:n nousun ja sen hyötyjen osalta nojaakin pitkälti historiallisiin pyrogeenistä hiiltä sisältäviin maihin (ks. kappaleet 4, 5.4).

5.2. Vaikutukset maan eliöstöön ja ravinnekiertoon

Biohiilellä on vaikutuksia maaperän eliöstöön, sekä sen määrään että lajivalikoimaan, mutta aihetta on tutkittu vasta varsin vähän ja lyhyen ajanjakson yli. Eloperäiset maanparannusaineet ovat yleensä maaperän biologista toimintaa vahvistavia, koska ne tuovat maahan ravinteita ja hajotettavaa eloperäistä ainesta, josta mikrobisto saa energiansa. Biohiili on tässä mielessä poikkeava, sillä siitä ei pitäisi juuri irrota helposti hajotettavaa ainesta muutoin kuin aivan alkuvaiheessa. Biohiilen vaikutusten maan eliöstöön uskotaan syntyvän enemmänkin sitä kautta, että se muuttaa maaperän fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia, kuten vedenpidätyskykyä, lämpötilaa ja happamuutta, ja toimii mikrobien elinympäristönä. Ympäristön jatkuva ja tasainen kosteus on yleensä ottaen hyödyksi maan mikrobistolle, kunhan myös maan kaasunvaihto toimii eikä hapettomia oloja synny liian laajalti. Biohiilen huokoskokojakauma onkin tärkeä sen mikrobiologisen toimivuuden määrittäjä. Koska maan pH vaikuttaa voimakkaasti siihen, dominoivatko maan eliöstöä bakteerit (lähellä neutraalia pH-arvoa) vai sienet (matalassa ja korkeassa pH:ssa), on biohiilen kalkitusvaikutus myös hyvin tärkeä maan eliöstölle.

Vaikutukset mikrobilajistoon ja maahengitykseen

Biohiilen huokosrakenne on mikrobeille sopiva elinympäristö, sillä ahtaat sokkelot suojaavat niitä saalistukselta ja kuivumiselta. Mikrobit myös elävät luonnostaan pääasiassa erilaisille pinnoille asettautuneina, joten biohiilen korkea ominaispinta-ala jo sinänsä voi lisätä mikrobiologista aktiivisuutta. Mikrobien aktiivisuus puolestaan voi nopeuttaa paikallista ravinnekiertoa tehokkaamman orgaanisen aineksen mineralisaation ja ravinteiden vapauttamisen myötä, ja sitä kautta parantaa maaperän viljelyominaisuuksia (DeLuca et al. 2015). Myös maaperän mikrobiston biomassassa yleensä kasvaa biohiiltä lisättäessä, ja mahdollisia syitä on monia niistä luultavasti tärkeimmän eli biohiilen mukanaan tuoman lisäravinnon lisäksi. Kasvibiomassan tuotannon lisääntyessä maan viljavuuden noustessa kasvaa myös maan eliöstölle ruokaa tarjoavan kasvinjätteen määrä. Tämä voi olla yksi mekanismi, jolla biohiili voi pitää pitkäkestoisesti yllä maan runsasta mikrobiologista toimintaa.

Monissa tutkimuksissa on havaittu, että kun maahan lisätään biohiiltä, hiilen mineralisaatio maaperästä aluksi lisääntyy (mm. Ameloot et al. 2013, Wang et al. 2016), luultavasti pääosin siksi, että mikrobisto alkaa aktiivisesti hajottaa biohiileen pyrolyysisissä jääneitä ei-aromaattisia C-yhdisteitä. Tämä melko usein havaittava ilmiö näkyy kasvaneena maahengityksenä ja näyttäisi kestävän melko lyhyen ajan, joitakin viikkoja tai kuukausia biohiilen lisäyksen jälkeen (Maestrini et al. 2015). Muutamissa tutkimuksissa onkin havaittu, että hengityksen lisääntyminen korreloi biohiilen sisältämien labiilien C-yhdisteiden määrän kanssa (Lehmann et al. 2011). Yleensä arvioidaan, että biohiilen pinnan helposti hajotettavat C-yhdisteet ruokkivat maaeliöstöä korkeintaan muutaman vuoden (Lehmann ja Joseph 2012). Erityisesti ravinnepitoisuudeltaan korkeilla biohiilillä on havaittu olevan maahengitystä kiihdyttäviä vaikutuksia. Toisaalta on useita havaintoja siitä (Lehmann et al. 2011, Thies ja Rillig 2012), että biohiilellä parannetussa maassa mikrobiston biomassassa on suuri, mutta maahengitys siihen verrattuna suhteellisen alhainen. On epäselvää, mistä tämä johtuu.

Priming-vaikutukset

Yleensä siis biohiilen lisäyksen jälkeen lisääntynyt maasta poistuva C on peräisin biohiilestä itsestään eikä niinkään maan muusta orgaanisesta aineesta. Jos kuitenkin biohiilen lisäys maahan nopeuttaa maan muun C:n hajoamista, tätä **lisääntynyttä maan muun orgaanisen C:n hajoamista** maassa kutsutaan biohiilen **positiiviseksi priming-vaikutukseksi**. Positiivisia priming-vaikutuksia on havaittu joissain tutkimuksissa, mutta koska biohiilestä ja maan muusta eloperäisestä aineesta peräisin oleva hiilidioksidi ovat vaikeita erottaa, on usein kyseessä biohiilen helposti hajotettavien ainesosien mineralisaatio, eikä varsinainen priming. Useissa tapauksissa varsinainen priming-vaikutuskin hiipuu muutaman kuukauden tai vuoden jälkeen (Bruckman et al. 2015, Whitman et al. 2015). Sen syitä ei ymmärretä kovin hyvin, mutta primingiä tapahtuu maaperässä monenlaisiin muihinkin C-lähteisiin liittyen. Syitä voivat olla ainakin biohiilen vaikutukset mikrobien elinoloihin ja se, että biohiilen mukana tulevat helposti hajotettavat C-yhdisteet saattavat toimia ”polttoaineena” vaikeammin hajotettavan maan orgaanisen aineksen hajotukselle (ko-metabolialla) (Whitman et al. 2015).

Kontrastina edellä esitettyyn positiiviseen priming-vaikutukseen eräissä tutkimuksissa havaittu **negatiivinen priming-vaikutus** tarkoittaa sitä, että maan muun C:n hajoaminen hidastuu biohiilen lisäyksen seurauksena. On erimielisyyttä siitä, onko tämä vaikutus todellinen ja suuruudeltaan merkityksellinen; on myös arvioitu, että se kestäisi vain hetken biohiilen lisäyksen jälkeen, ja johtuisi siitä, että biohiilen mukana maahan tulee helposti hajoavaa hiiltä, jonka ollessa runsasta maamikrobit jättävät muun eloperäisen aineen hajotuksen hetkeksi vähemmälle. Jos negatiivinen priming-vaikutus olisi todellinen ja pitkäkestoinen, kuten tällä hetkellä suuri osa tutkimuksista näyttää osoittavan (Wang et

al. 2016), se tekisi biohiilen lisäyksestä maahan C-taseen kannalta entistä edullisempaa, kun maahan päätyvä muu C-pitoinen aines kuten kasvinjäte jäisi sekin maaperään entistä pidemmäksi aikaa.

Pidempikestoinen ja selvä negatiivinen priming-vaikutus näyttää liittyvän pääasiassa ravinteisuudeltaan köyhimpiin esim. puusta suhteellisen korkeassa HHT:ssä valmistettuihin biohiiliin (Zimmermann et al. 2011), ja uskotaan että ei-pyrogeenisen hiilen sorptio biohiileen on yksi keskeinen ei-pyrogeenistä hiiltä maassa säilyttävä mekanismi. Biohiili voi myös toimia mikrobien hajotustoimintaa helpottavana ja tehostavana ympäristönä, jossa ravinteet, C-yhdisteet ja hajotusketjun eri mikrobi-osakkaat sijaitsevat lähekkäin, ja raaka-aineita voidaan hyödyntää paremmalla energiasaannolla ja pienemmin kustannuksin.

Haitta-aineiden ja ravinteiden sorptio ja immobilisaatio

Joissain tapauksissa, kuten metsämaassa, jossa on paljon kasviperäisiä, itämistä ja kasvua estäviä terpeenejä, näiden aineiden adsorptio biohiileen voi parantaa maaperän olosuhteita mikrobeille ja uudelle kasvillisuudelle. Tämän on havaittu myös lisäävän nitrifikaatiota ja **nopeuttavan ja tehostavan typen kiertoa** (DeLuca et al. 2015, Gundale et al. 2015). Peltomaissa samanlaista vaikutusta ei ole nähty, vaan päinvastoin, typen, erityisesti ammoniumtypen immobilisaatio on ollut tyypillinen reaktio heti biohiilen lisäyksen jälkeen, ja varsin usein typen mineralisaatio on ylipäättään hidastunut (DeLuca et al. 2012), mikä voi haitata kasvua.

Typen alkuvaiheen immobilisaation haitat ovat vähäisiä sellaisissa maissa, joissa on runsaasti muutaakin orgaanista ainesta, ja niitä voidaan välttää lisäämällä biohiili tai rakentamalla sitä sisältävä kasvu-alusta syksyllä. Tällöin vaikutus ehtii todennäköisesti jo laantua ennen kuin kasvien kiivain ravinteiden otto alkaa. C/N suhde ei biohiilissä toimi hyvin niiden typen immobilisaatiovaikutuksen kuvaajana, vaan lannoitusvaikutusta ja mahdollista immobilisaatiota voi arvioida lähinnä raaka-aineen kautta. Koska biohiili vaikuttaa maan kosteus- ja happioloihin, on vaikea erottaa, johtuvatko muutokset typen metaboliassa ja esim. metaanin ja dityppioksidin tuotannossa maaperässä tästä, vai biohiilen vaikutuksesta maan mikrobitoimintaan (Lehmann et al. 2011).

Mykorritsat ja typensitojat

Mykorritsat eivät perusteellisen kirjallisuusselvityksen mukaan yleisesti näytä kovin selvästi reagoivan biohiilen lisäykseen (Biederman 2013), vaikka päinvastaisiakin näkemyksiä on esitetty (Thies et al. 2015); on myös katsottu, että mykorritsat hyötyisivät biohiilestä. Joissakin tutkimuksissa mykorritsojen on havaittu vähentyneen biohiiltä lisättäessä (Lehmann et al. 2011), ilmeisesti samaan tapaan kuin saattaa käydä lannoitettaessa, koska ravinteiden saatavuus maasta paranee ja mykorritsojen tarjoama hyöty kasveille vähenee. Mykorritsasienet näyttävä joka tapauksessa kolonisoivan biohiilipartikkeleita mielellään, ja biohiili olisi ympäristöystävällisempi väliaine niiden ymppäämiseen kuin yleisesti tarkoitukseen käytetty turve.

Niillä kasveilla, joilla on **symbionttisia typensitojia**, monissa tutkimuksissa niiden määrä lisääntyi, kun biohiiltä lisätään maahan, joskaan vaste ei aina jatkunut 90 g/kg ja sitä korkeammilla lisäysmäärillä (DeLuca et al. 2012). Joissakin tutkimuksissa aktiivihiiiltä käytettäessä typensitojasymbiontien määrä kuitenkin on jopa alentunut (DeLuca et al. 2015). Biohiilen aiheuttama maan pH:n nousu ja parantunut boorin, molybdeenin, muiden harvinaisten alkuaineiden ja/tai fosforin ja kaliumin saatavuus ovat kasvien typensitojasymbionteille edullisia. Vaikuttaa siltä, että biohiili voi kuitenkin joissain tapauksissa häiritä kasvin ja symbionttien välistä kommunikaatiota adsorboimalla signaalikemikaaleja. Myös maaperässä vapaana elävät typensitojat lisääntyvät yleensä biohiiltä lisättäessä (Thies ja Rillig 2012), mahdollisesti koska biohiili itse typpiköyhänä materiaalina antaa typensitojille kilpai-

luetua. Biohiilen pinnat voivat toimia näille heikoille kilpailijoille turvapaikkoina. Lisäksi biohiileen adsorboituva ammonium ja muut typpiyhdisteet pitävät maaveden typpikonsentraatiota alhaisena, mikä voi korostaa biologisen typensidonnan kasveille tuomaa kilpailuetua.

Vieraslajit ja kasvien juuret

Invasiivisten **vieraslajien** on pitkään uskottu tuottavan maaperään allelokemikaaleja, jotka joko suo-raan tai maamikrobistoa muokkaamalla estävät alkuperäislajien, mutta eivät vieraslajin itsensä, itämistä ja kasvua (osa ns. novel weapons –hypoteesia, Callaway ja Ridenour 2004). Tämä voisi olla yksi invasiivisten lajien menestymistä selittävä tekijä. Monet viimeaikaiset huolella tehdyt tutkimukset eivät kuitenkaan ole tukeneet tätä teoriaa (esim. Del Fabbro ja Prati 2015), vaikka tukeakin sille on joissain tutkimuksista saatu. Vaikuttaa siltä, että tämä mekanismi ei toimi ainakaan kaikkien invasiivisten ja alkuperäislajien välisessä vuorovaikutuksessa. Biohiiltä on testattu luontaisen kasvillisuuden itämisen edistäjänä vieraslajien poiston jälkeen, ja se kyllä edesauttaa itämistä, mutta tämä vaikutus ei riipu siitä, mitä paikalla kasvoi aiemmin (Del Fabbro et al. 2014).

Kasvien juurten on havaittu reagoivan biohiileen lähinnä positiivisesti (Lehmann et al. 2011), mikä lieenee ainakin joltakin osin yhteydessä biohiilen maan happi-, kosteus- ja ravinneoloja parantaviin ja maan lämpötilaa nostaviin ominaisuuksiin. Toinen mahdollinen mekanismi on kasvin juurille haitallisten yhdisteiden sorptio ja aktiivisuuden aleneminen biohiilen lisäyksen seurauksena. Suurilla käytösmäärillä yksi potentiaalinen haitta juuriston toiminnalle on korkeaksi nouseva maan johtoluku, kun korkean tuhkapitoisuuden biohiilestä siirtyy paljon suoloja maaveteen.

Erityisesti matalan HTT:n biohiilten sisältämällä haihtuvilla orgaanisilla yhdisteillä on havaittu sekä hyödyllisiä että haitallisia biologisia vaikutuksia esim. siementen itämiseen ja maaperäeliöihin, yleensä heti maahan lisäämisen jälkeen, mutta vaikutus näyttää heikkenevän varsin nopeasti. Matalan lämpötilan biohiilillä alkuvaiheessa usein havaitut kasveille haitalliset, esim. itämistä estävät vaikutukset (esim. Hagner et al. 2016) ovat todennäköisimmin näiden haihtuvien yhdisteiden aiheuttamia.

Erityisesti matalissa lämpötiloissa muusta kuin puuaineksesta tuotetut biohiilet voivat maahan lisättyinä aiheuttaa etyleenin tuotantoa maassa (Lehmann et al. 2011, Spokas et al. 2010). Vaikutus liittyy VM-yhdisteisiin voi olla yksi niistä mekanismeista, joiden kautta eräät matalien lämpötilojen biohiilet ovat haitallisia kasveille. Etyleni luetaan yleensä kasvihormoneihin, sillä kasvit tuottavat sitä myös itse ja sillä on voimakkaita vaikutuksia kasveihin, pääasiassa seneskenssiin ja itämiseen. Myös sienten ja mikrobien osalta sillä on jossain määrin samankaltaisia vaikutuksia.

Makrofauna

Maaperän **makrofaunan** reaktioita biohiileen on tutkittu varsin vähän. Joitakin tutkimuksia on tehty lieroista, ja tiedetään, että ainakin eräät lajit voivat syödä biohiiltä muun orgaanisen aineksen ohella ja mahdollisesti myös tarkoituksellisesti. Lierojen ravinnoksi joutuminen edistää biohiilen sekoittumista maahan, ja voi olla suuressakin roolissa sen siirtymisessä maaprofiilissa alaspäin (Lehmann et al. 2011). Meikäläisissä oloissa näyttää, että lierojen reaktiot biohiileen eivät ole kovin voimakkaita, ja liittyvät lähinnä biohiilen aiheuttamiin maan kosteusvaihteluihin (Tammeorg 2014). Toisaalta monissa tutkimuksissa maailmalla erityisesti korkean HTT:n biohiilillä on ollut voimakkaitakin haittavaikutuksia lieroihin (Mukherjee ja Lal 2014). Näiden taustalla voivat olla maan pH:n muutokset ja biohiilen sisältämät tai pH:n muutoksen aktivoimat haitta-aineet. Toisaalta haitta-aineilla kontaminoituneessa maassa biohiili voi parantaa lierojen elinoloja (Beesley et al. 2015).

5.3. Vaikutukset maan rakenteeseen ja vedenpidätysominaisuuksiin

Biohiili on runsashuokoinen, kevyt maanparannusaine, jonka yleensä arvioidaan ominaisuuksiensa perusteella parantavan maan kokonaishuokoisuutta, alentavan tilavuuspainoa ja parantavan maan vedenpidätys- ja läpäisyominaisuuksia. Tutkimuksia, jotka osoittaisivat tällaisia hyötyjä biohiilen käytöstä laboratorion ulkopuolella, on kuitenkin suhteellisen vähän (Hardie et al. 2014) eikä niiden soveltuvuutta käytännön maanviljelyyn voi useinkaan pitää hyvänä. Maan rakennetta on melko vaikea tutkia, sillä se kärsii helposti näytteiden käsittelyssä.

Biohiilen korkea ominaispinta-ala johtuu pääasiassa runsaista huokosista, jotka voidaan yleensä jakaa kolmeen toiminnalliseen kokoluokkaan (kappale 3.1); kaksi suurinta kokoluokkaa, keski- ja karkea-huokokset, ovat tärkeitä maan vedenpidätysominaisuuksille ja kuivatukselle. Biohiilen huokoston arvioidaan yleensä olevan pääosin hienohuokosia (Major et al. 2012), joista kasvit eivät pysty ottamaan vettä. Tämä painottuminen hienohuokosiin tarkoittaa, että se ei ole kovinkaan hyvä kasville käyttökelpoisen veden pidättäjä. Kuitenkin hienohuokostenkin vesi voi ajautua kaasufaasin kautta liikkumaan maassa ja tiivistymään paikkoihin, joista kasvi pystyy sitä ottamaan. Tällainen veden vapautuminen hienohuokosista on kuitenkin hidasta.

Biohiilen huokosrakenne perii osan ominaisuuksistaan raaka-aineena käytetyn kasvin solukkorakenteesta, ja siksi karkea- ja keskihuokosten kokojakauma ei useinkaan ole jatkuva, vaan kasvin varsinkin säännöllisen kokoisten johtosolukkojen ja soluseinien jäänteet muodostavat biohiilen karkean ja keskihuokoston. Joissakin tapauksissa biohiilistä on mitattu myös huomattavan suuria karkea- ja keskihuokoisuuksia (Downie et al. 2012). Suomessa tutkituissa 375 ja 475 asteen HTT:n biohiilissä, jotka oli tehty männyn kuorintajätteestä ja pajusta, huokoskoon mediaani oli 10-20 µm eli karkeahuokosten pienemmässä päässä (Hyväluoma et al. 2016).

Biohiili on tuoreena usein hydrofobista eli se hylkii vettä sen imemisen sijaan. Tämä ominaisuus heikkenee ajan kuluessa. Mitä matalammassa lämpötilassa biohiili on tuotettu, sitä hydrofobisempaa se yleensä on, kun taas korkean HTT:n biohiilet ovat vähemmän hydrofobisia. Vaikka biohiilessä olisi vedenpidätyskyvyn kannalta hyvä huokosto, hydrofobisuus voi käytännössä kumota hyvän huokoston hyödyt, sillä vesi ei imeydy huokosiin. Mitattu kokonaisvedenpidätyskyky riippuu siis sekä hydrofobisuudesta että huokostosta (Gray et al. 2014). Biohiilen mitattu kokonaisvedenpidätyskyky on parhaimmillaan karkeasti 550-650 asteen HTT:ssa (Kinney et al. 2012), joskin tämä vaihtelee materiaaleittain. Arvioidaan, että HTT:n nosto vaikuttaa vedenpidätyskykyyn voimakkaammin hydrofobisuutta vähentämällä kuin huokosten kokojakaumaa suurentamalla.

Biohiili vaikuttaa maan huokoisuuteen ja vedenpidätyskykyyn sekä oman huokostonsa kautta, että vaikuttamalla siihen, millaista huokostoa biohiilipartikkelin ja maa-aineksen välille muodostuu. Lisäksi biohiili voi vaikuttaa sekä kemiallisiin, mikrobiologisiin että fysikaalisiin keinoin maan kestävä mururakenteen muodostumiseen (esim. Soinne et al. 2014) ja sitä kautta maaperän huokostoon. Toisaalta on olemassa monia tutkimuksia, joissa biohiili ei ole parantanut maan mururakenteen kestävyyttä (Hardie et al. 2014). Lisäksi tiedetään, että vaikka biohiilellä olisi korkea vedenpidätyskyky, sen sekoittaminen maahan ei aina lisää maan vedenpidätyskykyä (Hardie et al. 2014, Masiello et al. 2015). Tämä johtunee siitä, että biohiilen huokosto voi tukkeutua puristuksen ja huokosiin päätyvien maahiukkasten ja eliöiden takia, ja samoin hienojakoisessa maassa biohiili- ja maapartikkelien väliin ei välttämättä synny huokostoa; myös biohiilen hydrofobisuus voi olla osasyynä. Kun vedenpidätyskyvyn on havaittu lisääntyvän, on lisäys usein ollut selvästi pienempi kuin laskennallisesti olisi saavutettu, jos biohiilen vedenpidätyskyky olisi maassa yhtä suuri kuin puhtaasta biohiilestä mitattuna (Kinney et al. 2012).

Kokonaisvedenpidätyskykyä paljon tärkeämpi ominaisuus kasvin kannalta on kasveille käyttökelpoisen veden pidätyskyky. Karkeilla mailla biohiili yleensä parantaa kasville käyttökelpoisen veden pidättymistä, mutta savimailla näin ei usein ole (Kammann ja Graber 2015). Karkeilla mailla kasville käyttökelpoisen veden pidätyskyky on saatu nousemaan huomattavasti jo varsin kohtuullisilla biohiilen lisäysmäärillä (Masiello et al. 2015), ja lisäys nimenomaan karkeilla mailla on monesti ollut suoraan verrannollinen käytettyyn biohiilen määrään. Arvioidaan, että kasveille käyttökelpoisen veden pidätyskyvyn lisäystä toivottaessa biohiiltä ei pidä jauhaa kovin hienoksi, sillä siten menetetään nimenomaan suurimpia huokosia. Lisäksi jos biohiilijauhe on hienompaa kuin maan oma tekstuuri, se voi tukkia maan olemassa olevia huokosia.

Biohiilen vaikutuksista maan vedenjohtavuuteen tiedetään vielä varsin vähän. Karkeilla mailla on joitain viitteitä siitä, että biohiili voisi vähentää vedenjohtavuutta, mikä parantaisi veden pidättymistä (Masiello et al. 2015). Hienojakoisilla mailla olisi vastaavasti tarvetta lisätä vedenjohtavuutta, mutta tästä ei vielä ole juuri havaintoja tai tutkimustietoa.

On epäilty, että biohiili vaikuttaa maan vedenpidätysominaisuuksien lisäksi mahdollisesti kasvin kuivuudensietokykyyn myös muiden mekanismien kautta. Kaliumin saannin paraneminen on yksi tällainen mahdollinen mekanismi, mutta muitakin mahdollisuuksia, kuten maan tiiviyyden vähenemisen mahdollistama juurtuminen syvemmälle, on esitetty (Kammann ja Graber 2015).

5.4. Amazonian tummat maat (ADE)

Kiinnostus biohiileen maanparannusaineena juontaa paljolti juurensa Etelä-Amerikan sademetsien lähtökohtaisesti köyhästä maaperästä. Amazonian alueelta tunnetaan ympäristöään huomattavasti viljavampia, tummia, syvälle ulottuvia, C-rikkaita maannoksia, jotka ovat ihmisen aikaansaamia (ADE, Amazonian dark earths). Paremminkin tunnetusta ADE-tyypistä käytetään nimitystä **Terra preta**, lyhenteenä portugalinkielisestä nimestä ”Terra preta de índio” eli ”intiaanien musta maa”. Sen voidaan katsoa saavuttaneen lähes myyttisen aseman ilmastomuutoksen ja kasvavan väestön ruokkimisen kontekstissa. Biohiiliteollisuuden ja –tutkimuksen keskeinen visio on, että biohiilen avulla voidaan nopeasti tuottaa viljelyominaisuuksiltaan Terra pretaa vastaava tuote, ns. *Terra preta nova*, ja samalla sekvestroida hiiltä ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden nousun hillitsemiseksi (Soentgen et al. 2017).

Molemmat Amazonian ADE-maannostyyppit ovat tyypillisesti varsin syvään ulottuva, tummia ja C-rikkaita. Tummempi, runsaammin artefakteja sisältävä Terra preta sisältää yleensä kasviperäisen pyrogeenisen hiilen lisäksi myös viitteitä tai/ja jäänteitä kalanruodoista, lannasta, eläimen luista, ruoantähteistä, ruukunsirpaleista ym. kotitalousjätteistä. Toinen ihmisperäinen Amazonian tumma maatyyppeä tunnetaan nimellä Terra mulata, edellistä vaaleampi ”ruskea maa”. Sitä tavataan laajemmilta alueilta ja se sisältää vähemmän artefakteja, kuten luun- ja ruukunsiruja, kuin Terra preta. Terra mulatan C-pitoisuus ei juuri eroa Terra pretasta, mutta fosforia ja kalsiumia se sisältää yleensä vähemmän. Näitä molempia maatyyppejä kutsutaan tässä yhteisnimellä ADE. ADE-kerrokset ovat tyypillisesti paksuja verrattuna esim. nykyisen peltoviljelyn muokkauskerrokseen, keskiarvon ollessa noin 40-50 senttiä mutta syvimpien ulottuessa jopa pariin metriin.

ADE-maannokset eivät ole harvinaisia Amazonian alueella – useiden neliökilometrien yhtenäisiä alueita tunnetaan, ja ne kattanevat yhdestä tuhannesosasta jopa useaan prosenttiin Amazonian noin seitsemän miljoonan neliökilometrin pinta-alasta. Vaikka eurooppalaisten tuloa edeltävän ajan siviisaatioista Etelä-Amerikassa on jäljellä vähäisesti tietoa, parhaiten tunnetut ADE-maannokset liittyvät alueen suurimpiin prekolumbiaanisiin väestökeskittymiin. Tällä hetkellä arvioidaan, että alueen väestö olisi voinut olla jopa yli 8 miljoonaa ennen eurooppalaisten tuloa (Clement et al. 2017), ja ADE-

maannoksia löytyy asutuksen merkinä laajalti myös alueilta, joiden asutushistoriaa ei tunneta kirjallisuuslähteistä.

ADE-maannosten radiohiiliajoitukset liikkuvat alueesta riippuen karkeasti haarukassa noin 500 v ennen ajanlaskun alkua – 1500 v ajanlaskun alusta (Heckenberger et al. 2003, Neves et al. 2003, Glaser ja Birk 2012). On epäselvää, miksi näitä vanhempia alueita ei ole juuri löydetty. On mahdollista, että ADE-maannoksia todella alkoi syntyä vasta noin 2500 vuotta sitten, mutta sitäkin on epäilty, että tätä vanhemmilla alueilla ADE:lle tunnusomainen hiili on jo kadonnut maaperästä (Neves et al. 2003). Toisaalta Amazoniasta ei ylipäätään juuri tunneta 2500 vuotta vanhempia arkeologisia kohteita, vaikka maanviljelystä tiedetään harjoitetun alueella jo ainakin yli 6000 vuotta sitten (Bush et al. 1988, Bush et al. 2016).

ADE:n kertyminen tunnetuilla suurilla ADE-alueilla näyttää päättyneen pääosin noin 500 vuotta sitten, mutta päättymisen syy ei sekään ole aivan kiistaton. Noin 1200-luvulla alueella tapahtui ilmeisesti suuria ilmastollisia ja/tai yhteiskunnallisia muutoksia, jotka vaikuttivat myös maanviljelyyn (esim. Bush et al. 2016), mutta eurooppalaisten tulon jälkeen Amazonian alueen väestömäärä ja kulttuurit romahtivat niin rajusti, että sitä pidetään selkeästi todennäköisimpänä syynä ADE:n muodostumisjatkumun päättymiseen. Joidenkin alkuperäiskansojen kylissä ADE:a näyttäisi kuitenkin pienialaisesti muodostuvan edelleen (Schmidt 2013).

Amazonian alue on laaja ja sen luontainen maaperä vaihteleva, mutta alueella on laajalti pitkälle rapautunutta, niukkaravinteista maaperää kuten lateriittia, josta sateisen ilmaston aiheuttama voimakas huuhtoutuminen on vienyt valtaosan ravinteista. Kosteus, stabiiloivien mineraalien puute ja korkeat lämpötilat johtavat siihen, että karike hajoaa hyvin nopeasti ja maan multavuus pysyy luonnonoloissa alhaisena (Macedo et al. 2017) – on arvioitu, että karike hajoaa jo neljässä vuodessa kokonaan (Tieszen et al. 1994). Maan rakenne on yleensä periaatteessa hyvä, mutta runsas maanmuokkaus johtaa helposti kuorettumiseen ja tiivistymiseen (Madari et al. 2011). Näin ollen maanviljelys on alueella heikkotuottoista lämpimästä ja kosteasta ilmastosta huolimatta, ellei köyhän viljelysmaan viljavuutta erityisesti hoideta.

5.4.1. Mitä ADE:n muodostumisesta tiedetään?

ADE:a lienee muodostunut sekä jossain määrin tarkoituksellisen maanparannustoiminnan seurauksena että ihmistoiminnan tahattomana sivutuotteena (Neves et al. 2003). Paras nykytieto asiasta perustuu pitkälti niukan ja hajanaisen arkeologisen ja antropologisen aineiston tulkintaan, joka ei voi olla ehdottoman varmaa. Tummemman ja ravinteikkaamman Terra pretan sisältämästä hiilestä huomattavan osan uskotaan olevan peräisin tulisijoista, joita on käytetty ruuanvalmistukseen. Terra pretan kalium- ja erityisesti fosforivarat ovat korkeita, mikä yhdessä yleisten keittoastian palasten kanssa viittaa siihen, että se muodostui usein tunkiota, tai takapihan ajoittain poltettua raivaus- ja talousjättekasaa vastaavalle paikalle. Äskettäin on myös havaittu, että ihmisen ulostetta osoittavia biomarkkereita löytyy runsaasti Terra pretasta, mutta karjan ulosteiden markkereita ei havaittu (Birk et al. 2011). Arkeologiset kaivauksetkin viittaavat siihen, että Terra pretaa löytyy nimenomaan prekolumbiaanisen ajan asutuskeskusten liepeiltä ja takapihoilta (Heckenberger et al. 1999). Terra pretaa näyttää muodostuvan ainakin jossain määrin nykyistenkin alkuperäiskansojen kylien takapihoilla ja tunkioilla (Schmidt 2013).

Terra mulataa on tutkittu vähemmän kuin Terra pretaa, ja sitä voidaan pitää Terra pretan ja ympäröivän perusmaannoksen välimuotona. Sen muodostumishistoria liittyy kylien yleisiin yhteisiin alueisiin ja niiden liepeiden peltoviljelyyn, mutta pitkään on arveltu, että maanparantaminen ei olisi ollut ainakaan aluksi tarkoituksellista (Glaser ja Birk 2012). Tämä näkemys on uudemman tiedon valossa

varsin kyseenalainen (Schmidt 2013, Soentgen et al. 2017). Toisin kuin usein uskotaan, hiilen sijasta lähinnä tuhkaa tuottava kaskiviljely (slash-and-burn) tai hiiltämällä kaskeaminen (slash-and-char) eivät liene olleet prekolumbiaanisella ajalla yleistä Amazoniassa, sillä toistuva puiden kaataminen kivityökaluin olisi ollut erittäin työlästä (Denevan 2001). Normaalisissa kaskenpoltossa ja metsäpalossa hiileksi päätyy Amazoniassa selvästi alle 5% alkuperäisestä biomassasta (Fearnside et al. 1999, Mauricio et al. 1999), joskin tämä perustuu varsin vähäiseen aineistoon ja yli 20% arvoja on mitattu muunlaisista ilmastoista (Santin et al. 2015). Lisäksi ADE:a ei näytä muodostuvan nykyisin varsin yleisesti harjoitettavassa kaskiviljelyssä tällä alueella (Woods ja McCann 1999).

Todennäköisintä on, että kerran (mahdollisesti hiiltäen polttamalla) raivattuja alueita pyrittiin viljelemään mahdollisimman pitkään. Korjuutähteen kulutus, jota harjoitetaan alueella edelleen, ja muualta tuotu hiili tai kasviaines ovat olleet mahdollisia maan hiilen lähteitä. Vaikka Terra mulatan Terra pretaa alemmat Ca- ja P-pitoisuudet viittaavat vähäisempään keittiöjätteen käyttöön, ravinnepitoisuudet ovat Terra mulatassakin kaikkiaan varsin korkeita, ja pelkkä kasvijätteen poltto näyttää epätodennäköiseltä lähteeltä tälle ravinnerikkaudelle. Lisäksi ravinteiden väliset runsaussuhteet poikkeavat kasvituhkan ravannesuhteista (Glaser ja Birk 2012). Vaikka hiili maassa estää ravinteiden huuhtoutumista ja näin edesauttaa maan ravinteiden säilymistä, ilmakehästä sidottavia tyyppiä ja C:tä lukuun ottamatta muiden lisäravinteiden on oltava peräisin pellon ulkopuolelta. Ravinteita on mahdollisesti tuotu pelloille esim. ulosteen ja lannan muodossa, ja paikoin myös jokien tulvalietteilä on voitu pitää maan ravinteisuutta yllä.

Jotkut tutkimukset (Lima et al. 2002, Macedo et al. 2017) viittaavat siihen, että ainakin lieroilla, ja mahdollisesti muullakin maaperän makrofaunalla, kuten termiiteillä ja muurahaisilla (Lehmann et al. 2007), voisi olla tärkeä rooli ADE:n muodostumisessa. ADE:n mururakenteen on epäilty olevan voimakkaasti termiittien ja muurahaisten toiminnan tuottamaa (Macedo et al. 2017). Pedoturbaation on todettu olevan voimakasta myös nykyisissä alkuperäiskansojen kylien tunkioissa (Schmidt 2013, Macedo 2017), ja tämä on todennäköisesti erittäin keskeistä ADE:lle tyyppillisten paksujen kerrosten synnystä.

5.4.2. Miksi ADE on suotuisaa viljelylle?

ADE:n koostumusta on tutkittu lähinnä Terra pretan osalta, koska se eroaa ympäristöstään Terra mulataa selvemmin. Pääasiassa Terra pretan kemiallista ja ravinteita on tutkittu, mutta muutamat tutkimukset ovat tarkastelleet myös sen rakennetta ja mikrobiologiaa.

ADE:n suotuisuutta kasvintuotannolle selittää Lehmannin (2007) mukaan voimakkaimmin korkean C-pitoisuuden luoma korkea KVK ja pH-vaikutus, joista jälkimmäinen tunnetaan myös nykyaikaisten biohiilien tutkimuksesta. ADE:a ympäröivä maaperä on yleensä hyvin hapanta, pH on neljän tienoilla. ADE-alueilla pH on korkeampi, yleensä 5-6,5. Tämä voi yksinkin selittää jo suuren osan viljavuuden paranemisesta, sillä pH:n nousu yli viiden sitoo alumiinia maavedestä ja suojaa kasveja jo huomattavasti alumiinin toksisuudelta. Lisäksi pH:n muutos tällä alueella parantaa fosforin saatavuutta huomattavasti. Pitkään on ajateltu, että fosfori on tropiikissa tyyppiä keskeisempi kasvintuotannon rajoittaja; siitä, onko asia näin, on kuitenkin esitetty monenlaisia näkemyksiä ja yleistyksiä ei kannattane tehdä. Selvää kuitenkin on, että alhainen fosforitaso estää myös symbionttista typensidontaa.

Sekä fosforin kokonaispitoisuudet että liukoisen fosforin pitoisuus on ADE:ssa ympäröivään maahan verrattuna hyvin suuria, yleensä monikymmenkertaisia. Useita muitakin kasvinravinteita on runsaasti (ainakin Ca, N, K, Mg, Fe; Glaser ja Birk 2012). Kuten biohiilessäkin, niin ADE:n kaikki ravinteet eivät välttämättä ole liukoisessa muodossa, ja huomattavan hyvä ravinnetila koskee tyyppisesti lähinnä fosforia ja kalsiumia. Toisaalta kaliumin (K) saatavuus ADE:ssa voi olla rajoittava sitä runsaas-

ti vaativille kasveille, sillä liukoinen K ei ole ADE:ssa yhtä runsas kuin muut pääravinteet (Falcao et al. 2009). Ravinteiden lähteistä ADE:ssa ei ole tarkkaa tietoa ja niiden uskotaan myös vaihdelleen, mutta ilmeistä on, että pääasialliset ravinnelähteet poltetun kasvimateriaalin oman varsin vaatimattoman ravinnesisällön lisäksi ovat erilaiset ihmistoiminnan jätteet. Melko varmaa on, että P ja Ca ovat paljolti peräisin luista ja kalanperkeistä, sillä luunsiruja löytyy Terra pretasta paljon (Macedo et al. 2017). Mielenkiintoista on, että K on yleensä puuperäisessä biohiilessä kohtalaisen runsas ja liukoisuudeltaan hyvä (Ippolito et al. 2015), mutta sen niukkuus ADE:ssa voi johtua osaltaan myös sen kulumisesta pitkän viljelyhistorian aikana. Toisaalta ravinteiden kulumisen huomioiminen saattaisi muuttaa muitakin nykyiseen ravinnekoostumukseen perustuvia ADE:n ravinteiden alkuperäarvioita.

Paikallisten maiden luontainen kationinvaihtokapasiteetti (KVK) on yleensä kohtalaisen alhainen, joka tapauksessa selvästi alle 12 cmol/kg (Glaser ja Birk 2012). ADE:n KVK on tyypillisesti ainakin kaksinkertainen, jopa kymmenkertainen ympäröivään maahan verrattuna. Lisäksi ADE:n orgaaninen aines on laadultaan ympäröivien metsämaiden orgaanisesta aineksesta poikkeavaa ja tuottaa 2-3 kertaa paremman KVK:n määräänsä nähden (Sombroek et al. 1993). Se johtunee pääasiassa ADE:n ikääntyneen pyrogeenisen hiilen muuta humusta runsaammista funktionaalisista karboksyyli- ja fenoliryhmistä.

Runsaan hiilen rooli on selvä ADE-maannosten havaitsemisessa maastossa – niiden tunnistus perustuu siihen. Maaperä, joka olisi muutoin ADE:n kaltaista, mutta siinä ei olisi hiilen tuomaa tummaa väriä, jäisi huomaamatta. Siksi ei ole yllättävää että hiili on saanut suuren roolin ADE:n ominaisuuksien selittämisessä. Viime aikoina on kuitenkin esitetty ajatuksia, että hiili ei yksin selittäisi ADE:n viljavuutta (Colosky 2017); aiheesta on epäilemättä tulossa uusia tutkimuksia nopeaan tahtiin. Aihe on erittäin kiinnostava, sillä tutkimustulokset biohiilen vaikutuksista maaperän ominaisuuksiin ja kasvin tuotantoon eivät ole olleet kaikkiaan tavattoman vakuuttavia (esim. Biederman ja Harpole 2013); on syytä epäillä, että ainakaan pelkällä biohiilellä ei pystytä tuottamaan ”*Terra preta novaa*” olosuhteissa kuin olosuhteissa.

5.4.3. Eloperäisen aineksen laatu ja stabiilius ADE:ssa

Tropiikissa maahan päätyvä karikke hajoaa nopeasti eikä pohjoisilla leveysasteillamme tyypillistä hitaasti mineralisoituvaa orgaanisen C:n ja typen poolia luontaisesti juuri muodostu maahan. Glaserin ja muiden (2001) mukaan pyrogeeniseksi tunnistettavan C:n pitoisuus Terra pretassa on keskimäärin luokkaa viitisen kiloa per neliömetri (1 metrin syvyyteen asti tarkasteluna) ja kokonais-C-pitoisuus on luokkaa 25 kiloa neliö, kun keskimäärin alueella maaperässä on kaikkiaan 5-10 kiloa C per neliömetri. Jotkut uudemmat kemialliset analyysit Terra preta-näytteistä viittaavat siihen, että jopa lähes 90% maan C:sta olisi pyrogeenista (Mao et al. 2012), mutta pyrogeenisen C:n tunnistaminen analyttisesti on varsin vaativaa ja epävarmaa. Joka tapauksessa eräissä tutkimuksissa on päätelty, että ADE:n pyrogeeninen C edesauttaa muunkin orgaanisen C:n kertymistä maaperään (mm. Glaser et al. 2001, Wang et al. 2016). ADE:n pyrogeeninen C on pääasiassa hyvin pieninä, saves- ja hiesukokoluokan partikkeleina (alle 20 µm), ja noin puolet pyrogeenisesta materiaalista on kiinnittynyt mineraaliainekseen. Lisäksi ADE:n hyvä mururakenne suojaa eloperäistä ainesta maapartikkelien sisään, ja maan rauta- ja alumiinioksidit stabiloivat orgaanista ainesta kemiallisesti.

Amazonian alueen maannoksissa on runsaasti rautaa, erityisesti hematiittia ja götiittia. Tiettyjen raudan muotojen tiedetään parantavan eloperäisen aineksen säilymistä maassa. ADE:n rautamineraalien keskinäiset määrasuhteet poikkeavat ympäröivästä köyhemmästä maasta (Colosky 2017, Macedo et al. 2017), ja on esitetty, että eloperäisen C:n interaktiot raudan kanssa olisivat yksi keskeinen tekijä hiilen säilymisessä (Colosky 2017). On kuitenkin täysin epäselvää, mikä selittää rautamineraalien määrasuhteiden eroja, mikä on redox-olojen ja pH:n rooli, ja miten suuri raudan ja muiden mineraalien potenti-

aalinen vaikutus C:n säilymiseen on. Kaikkiaan ADE:n C:n koostumus ja säilymisen syyt ovat edelleen epäselviä ja niistä tarvittaisiin lisää analyyseja, jotka olisivat vertailukelpoisia tunnettuihin referensseihin. Pyrogeenisen hiilen osuus ja se, onko muutakin eloperäistä hiiltä kertynyt tavallista runsaammin, on erittäin keskeinen kysymys biohiilen käytön potentiaalisille hyödyille maataloudessa.

Laboratoriokokeissa on todettu, että ADE sisältää runsaasti sekä hyvin nopeasti hajoavaa (labiilia) että hyvin hitaasti hajoavaa ja vakaata eli stabiilia orgaanista ainesta. Runsasta labiilin eloperäisen aineen määrää selittää todennäköisesti se, että nämä maat viljavina tuottavat paljon kasvibiomassaa, jota siis tulee maaperäänkin tästä syystä paljon. ADE:n mikrobisto on ympäröivästä maaperästä poikkeava, mutta eri ADE-alueilla melko samanlainen; ADE:n lajisto vaikuttaa monipuoliselta ja mikrobien määrä suurelta, mutta mikrobiaktiivisuus (maahengityksenä mitattuna) on melko alhainen (Thies ja Rillig 2012).

5.5. Muut historialliset Terra preta –tyyppiset maannokset

Kaski- ja kytöviljely ja kulottaminen ovat olleet historiassa tavallisia maanviljelyn menetelmiä monilla maailman seuduilla. Sekä poltossa vapautuvat biomassan ravinteet että mahdollisesti syntyvä hiili ovat voineet parantaa viljavuutta, mutta selkeitä maanviljelyyn liittyviä, ihmistoiminnasta syntyneitä C-rikkaita Terra mulatan kaltaisia maannoksia ei juuri tunneta, vaikka historiankirjoitus kertoo tällaisista käytännöistä mm. Suomessa, Irlannissa, Espanjassa, Kiinassa ja Japanissa. Kaskiviljelystä tiedetään, että se ei jätä jälkeensä suurta määrää pyrogeenistä hiiltä, koska suurin osa biomassasta palaa (Wiedner ja Glaser 2015).

Kiinassa ja erityisesti Japanissa on pitkään ollut tapana polttaa tai hiiltää riisin akanat, sekoittaa mukaan lantaa, ja levittää riisipeltoon. Iso-Britanniassa on 1800-luvulla suositeltu hiilen lisäämistä maahan noin 5t/ha levitysmäärillä, sillä tuolloin oli huomattu, että se lisäsi joidenkin viljelyskasvien satoa huomattavasti (Jeffery et al. 2015). Samaan aikaan havaittiin kuitenkin myös, että sadonlisäystä ei saatu kaikilla maalajeilla ja viljelykasveilla. Kaikkiaan tämä johti siihen, että biohiilen käyttöä maanparannukseen ei pidetty kannattavana.

Terra pretaa vastaavia C-pitoisuudeltaan korkeita, ihmisperäisiksi tiedettyjä, mutta maanviljelystä riippumattomia ja yleensä nykyään viljelemättömiä maannoksia tunnetaan kuitenkin muutamia muualtakin maailmasta. Nämä ovat usein alaltaan pieniä ja yleensä on pääteltävissä, että ne ovat vanhoja tunkion tai vastaavan jätetkan paikkoja. Eräs esimerkki on Australiasta (Downie et al. 2011), missä runsaasti käytetyltä historialliselta leiripaikalta tunnetaan ominaisuuksiltaan huomattavasti Terra pretaa muistuttava maannos. Tämä on mielenkiintoista erityisesti siksi, että alue poikkeaa ilmastollisesti huomattavasti Amazoniasta – ilmasto on aridi. Samantyyppisiä kohteita tunnetaan myös Afrikasta (Wiedner ja Glaser 2015). Euroopasta ainakin Skotlannista ja Saksasta tunnetaan pienialaisia maannoksia, joiden uskotaan syntyneen vastaavalla tavalla (Wiedner ja Glaser 2015, Wiedner et al. 2015). Eräästä saksalaisesta kohteesta analysoitu KVK oli noin satakertainen ympäröivään hiekkamaahan verrattuna, mustaa hiiltä tavattiin noin 30 tonnia hehtaaria kohti ja lantaa osoittavia markkereita löytyi runsaasti (Wiedner et al. 2015).

Euroopassa on tutkittu historiallisia hiilimiilun paikkoja esimerkiksi Saksassa (Borchard et al. 2014). Näissä on havaittu samaan tapaan kuin ADE:ssa uskotaan tapahtuvan, että palanut hiilimateriaali maassa lisäisi muunkinlaisen maan orgaanisen hiilen kertymistä. Saman tyyppisiä vanhoja hiilimiiluja on tutkittu myös Belgiassa (Hernandez-Soriano et al. 2016). Noin 150 vuotta sitten käytössä olleita hiilimiiluja oli paikallistettu maissipelloille ja miilujen kohdalta oli tutkittu maaperänäytteitä, joita sitten verrattiin ympäröivään peltomaahan. Tässäkin tutkimuksessa saatiin viitteitä siitä, että puuhiilen läsnäolo saattaisi stabiloida muuta maan C:tä mineralisaatiota vastaan.

Edellä mainittujen Saksassa tutkittujen vanhojen (vähintään 60 vuotta sitten hylättyjen) hiilimiilujen ympäristöistä kerättiin myös aineistoa (Borchard 2014), josta pystyttiin kohtalaisella varmuudella päättämään millä pitoisuusalueella mustan hiilen lisäys lisäsi lineaarisesti maan kokonais-C-varastoa, ja missä pitoisuudessa suhde alkoi saturoitua. Biohiilen hyöty muun C:n kertymän lisäyksenä oli jokseenkin lineaarinen noin kiloon per neliömetri (=10t/ha) saakka; neljän kilon (=40t/ha) jälkeen lisähiilestä näytti olevan enää hyvin rajallisesti hyötyä. On syytä huomata, että tässä tutkimuksessa kyseessä ei ole varsinainen biohiili, vaan puuhiilen polton jäte, joka voi olla ominaisuuksiltaan huomattavastikin epäedullisempaa kuin biohiili. Ikävä kyllä näistä kohteista ei ole saatu johdonmukaista tietoa siitä, miten biohiilen lisäyksen vaikutus ravinteisuuteen saturoituu.

Ns. plaggen-maita on syntynyt keskiajalla Euroopan maanviljelyssä mm. Hollannissa, Belgiassa ja Saksassa. Ne ovat syntyneet siten, että vuosisatojen ajan on leikattu nurmi- tai nummikunttaa ja käytetty sitä mm. kuivikkeena. Mukaan on sekoitettu lantaa, kariketta, liesien tuhkaa ja puuhiiltä, seos on kuljetettu pelloille, ja näistä on kertynyt yleensä alun perin hiekkaisen maan pintaan jopa yli metrin multava maakerros. Näiden maiden C-pitoisuus on noin kaksinkertainen ympäröiviin verrattuna, ja niihin on rikastunut pyrogeenista C:tä. Myös lannasta peräisin olevia biomarkkereita löytyy P-rikkaista plaggen-maista runsaasti (Wiedner ja Glaser 2015).

5.6. Pyrogeeninen C maaperässä yleensä

Pyrogeenisen C:n määrän mittaaminen on vaikeaa, mutta menetelmät ovat kehittyneet ja parantuneet, ja kuva biomassan palamisesta peräisin olevan C:n määrästä maapallon maaperässä on tarkentumassa koko ajan. Pyrogeenistä C:tä on tämänhetkisten arvioiden perusteella maapallon maaperän C:stä keskimäärin noin 14% (Reisser et al. 2016). Jos arvioidaan, että pyrogeenisen hiilen säilymisaika on tuhansia vuosia, on ilmeistä, että se myös hajoaa tai katoaa ekosysteemistä jonnekin, sillä mustaa hiiltä ei löydy maapallolta, eikä etenäkään kaikista ekosysteemeistä, yhtä paljoa kuin sitä pitäisi sen syntymäärien perusteella (ns. mustan hiilen paradoksi, Masiello ja Czimczik 2006).

Euroopan mustanmullan (engl. chernozem) alueiden maannosten syntyhistoriasta ei ole varmuutta, mutta viime vuosikymmeninä on alkanut kertyä viitteitä siitä, että biomassan palamisen tuottama musta hiili voisi olla yksi keskeinen tekijä (Eckmeier et al. 2007). Pyrogeenistä C:tä löytyy näistä maista nykytiedon valossa 15-45% maan kokonais-C:stä (Schmidt et al. 2002). Pohjois-Amerikassa eräiden preeria-alueiden mollisol- eli mustamultamaannosten tutkimuksissa on todettu, että niiden orgaanisesta C:stä jopa 40-50% saattaa olla pyrogeenista (Mao et al. 2012), kun aiemmin on arveltu, että mustaa hiiltä on mustamultamaannoksessa korkeintaan parikymmentä prosenttia (Glaser ja Aemlung 2003). Normaaleista peltoviljelymaista hyvin eri puolilla USA:a, kuten Minnesotassa, Texasissa ja Oregonissa, on havaittu myös pyrogeenisen C:n muodostavan vähintään kymmenen ja jopa yli 30% maan kokonais-C:stä (Skjemstad et al. 2002).

Maailmanlaajuisesti mustaa hiiltä on maaperän hiilestä yleensä suurempi osuus, jos ilmasto on lämmin. Ei kuitenkaan pystytä sanomaan, johtuuko tämä siitä, että tällaisilla alueilla syntyy ja palaa luontaisesti paljon biomassaa, vai liittyykö havainto mustan hiilen parempaan säilymiseen lämpimämmissä oloissa (Reisser et al. 2016). Se kuitenkin tiedetään, että pyrogeeninen C näyttää säilyvän paremmin savisessa kuin karkeammassa maassa.

Suomalaisesta näkökulmasta on kiinnostavaa, että boreaalisen metsämaan pyrogeenisen C:n määrät ovat melko alhaisia, vaikka metsäpalot ovat, ja ovat historiallisesti olleet, verrattain yleisiä (Reisser et al. 2016). On joitakin viitteitä siitä, että boreaalisessa ympäristössä pyrogeeninen C kulkeutuisi nopeasti vesistöihin ja kertyisi niihin selvemmin kuin maaperään (Ohlson et al. 2013). Toisaalta näyttää

siltä, että pyrogeeninen C päätyy maaperässä yleensä suhteellisen syvälle (Hammes et al. 2008), ja sen havaitsematta jääminen saattaa usein johtua tutkimusten keskittymisestä maan pintakerrokseen.

6. Biohiilen ympäristö- ja ilmastovaikutukset

6.1. Hyödylliset ympäristö- ja ilmastovaikutukset

Kappaleessa 8 käsitellään biohiiltä ympäristön haitta-aineiden sitojana ja kappaleessa 7.1 maatalouden ja metsätalouden tuottavuuden parantajana. Näiden lisäksi biohiilen potentiaaliset hyödyt liittyvät pääosin ilmastomuutoksen hillintään, johon biohiili voi osallistua usealla tavalla. Biohiileen päätyvä biomassan C stabiloituu ja voi näin säilyä pitkään maassa, mikä lisää maaperän C-varastoa ja pitää osan C:stä poissa ilmakehästä. Myös biohiilellä aikaan saatu kasvillisuuden tuotannon ja kasvun paraminen voi hyödyttää ilmastoa lisäämällä hiilidioksidin sitoutumista biomassaan. Arvioidaan, että noin 20% raaka-aineena käytetyn biomassan alkuperäisestä C-pitoisuudesta voidaan sitoa biohiileen, mutta tämä tarkoittaa tietenkin sitä, että kyseistä biomassaa käytetään vain biohiilen tuotantoon.

Biohiilen elinkaaren tutkimukset viittaavat lähes poikkeuksetta siihen, että biohiilen sisältämä C säilyy maassa ihmistoiminnan ja ilmastomuutoksen mittakaavassa riittävän pitkään, jotta sitä voidaan käyttää hiilen poistamiseen ilmakehästä. Suurempana kynnyskysymyksenä ilmastohyödyille on jo jonkin aikaa pidetty biohiilen tuottamiseen tarvittavan logistiikan ja biomassan hankinnan järjestämistä siten, että ilmastohyötyjä ei menetetä liikaa (esim. Downie et al. 2011, Cowie et al. 2015).

Biohiilen tuotannon elinkaarianalyysissä, jolla voidaan arvioida sen nettohyötyjä (ja/tai elinkaarianalyysin sovelluksessa hiilijalanjäljen laskentaan), täytyy huomioida raaka-aine ja sen hankinta, itse tuotantoprosessi, ja loppukäyttö. C-kustannuksia, jotka täytyy vähentää biohiileen sidotusta hiilestä, aiheuttavat kuljetukset, mahdollinen raaka-aineen kuivaus ja haketus, tuotantolaitoksen rakentaminen ja ylläpito, biohiilen levitys, mustan hiilen päästöt, ja biohiileen mahdollisesti sekoitettavien lannoitteiden tuotanto. Hyötynä voidaan huomioida myös mahdollisella prosessin energian tai lämmön tuotolla korvattu fossiilinen energia. Lisäksi biohiilen elinkaarihyötyinä tai haittoina pitäisi huomioida nettovaikutus metaani- ja dityppioksidipäästöihin. Näin saatua elinkaarikustannuksia pitäisi sitten verrata verrannejärjestelmään, jossa samat tuotteet tai hyödyt tuotetaan muulla tavalla. Biohiilen kohdalla sopivan referenssijärjestelmän löytäminen voi olla haastavaa. Samoin tarkasteltavan ajanjakson ja järjestelmän rajaaminen on biohiilen kohdalla hankala kysymys, erityisesti biohiilen pitkän elinkaaren takia.

Laajassa meta-analyysissä keskimääräiset biohiilen käytöllä aikaan saadut ilmastohyödyt olivat 0,4–1,2 t CO₂-ekvivalenttia per tonni kuivaa raaka-ainetta (Cowie et al. 2015). Tämä tarkoittaa suurin piirtein sitä, että biohiilitonnin ilmastohyöty on noin 0,5–1 tonnia C. Samassa analyysissä parhaat ilmastovaikutukset on havaittu silloin, kun biohiilen tuotantoon on yhdistetty prosessilämmön ja –kaasujen talteenotto, ja hakkuutähteet on yleensä todettu ilmastohyödyllisimmäksi raaka-aineeksi. Raaka-aineen muu mahdollinen käyttö asettaa referenssitason biohiilen tuoton ilmastohyödyille, ja siksi on ilmeistä, että vaikeasti hyödynnettävät jättemateriaalit ovat parempia raaka-aineita kuin sellaiset, joita voitaisiin käyttää energiantuotantoon tai kierrättää (Ibarrola et al. 2012). Sellaisiakin arvioita on, että joissakin tilanteissa, erityisesti jos biohiilellä ei voi kompensoida CO₂-päästöjä päästökaupassa, biomassasta tuotetun hiilen käyttö polttoaineena on ympäristölle hyödyllisempää kuin sen lisääminen maahan (Peters et al. 2015).

Hitaan ja nopean pyrolyysin välillä on varsin suuria eroja niiden ilmastohyötyjen suhteen; koska hitaalla pyrolyysilla saadaan suurempi biohiilisaanto kuin nopealla, se pääsääntöisesti on myös ilmastovaikutuksiltaan parempi. Näyttää siltä, että biohiilellä saadaan suurimmat sadonlisäykset eteläisemmillä ilmastovyöhykkeillä. Hitaan pyrolyysin biohiili on myös teknologialtaan helpohkoa tuottaa, ja siksi voidaan ajatella, että se soveltuu ilmastomuutoksen torjunnan tapana erityisen hyvin kolmannen maailman maille. Toisaalta haitalliset pienhiukkaspäästöt ovat yleensä suurimpia matalan teknologian tuotantomenetelmissä.

Biohiili voi auttaa vähentämään väkilannoitteiden käyttöä kahdella tavalla: se itsessään voi sisältää ravinteita ja toimia lannoitteena, ja toisaalta se voi parantaa maassa olevien ravinteiden käytön tehokkuutta estämällä valumia ja parantamalla ravinteiden pidättymistä. Biohiilen oma lannoitusvaikutus on kuitenkin yleensä vähäinen ja pääpotentiaali liittyy ravinteiden pidättämiseen. Väkilannoitetypen tuottamisen ilmastokustannus on keskimäärin 5-8 kg CO₂ per tuotettu tippikilo (Wood ja Covie 2004), ja lannoitteiden ilmastokustannukset sekä valmistuksen että tuotannon ja käytön N₂O-päästöjen kautta ovat keskeisiä maatalouden haitallisia ilmastovaikutuksia. Siksi tarvittavan lannoitemäärän väheneminen olisi merkittävä ilmastohyöty. Pienempiä maataloudessa syntyviä ilmastohyötyjä voivat olla kasvatustarpeen väheneminen ja maan alemman murtumisvastuksen tuoma muokkauksen helpottuminen.

6.2. Haitalliset ympäristö- ja ilmastovaikutukset

Biohiilen omat haitta-aineet, kuten kloridi ja PAH:t tai raskasmetallit voivat olla haitallisia kasveille tai ympäristölle, mutta lisäksi se voi muuttaa maan pH:n muutoksen kautta haitta-aineiden (erit. arseeni) liukoisuutta maaperässä (Mukherjee ja Lal 2014) (ks. kappaleet 3.2.3 ja 8). Sen lisäksi biohiilellä voi olla haittavaikutuksia niin sosiaaliseen kestävyysasteeseen kuin ilmastoonkin. Biohiilelle on esimerkiksi EBC-sertifioinnissa määritelty haitta-aineiden pitoisuusrajojen lisäksi joitakin tuotannon kestävyyskriteerejä, lähinnä liittyen raaka-aineen hankintaan. Maailmanlaajuisesti keskeisiä kestävyyskysymyksiä (Verheijen et al. 2015) biohiilen tuotannossa ovat mm. maankäyttö ja ruokaturva, joihin biohiilen raaka-aineen tuotanto voi vaikuttaa negatiivisesti, ja maaperän, vesistöjen ja ekosysteemien suojeleminen biohiilen mahdollisesti sisältämillä haitta-aineilla. Kestävyyssertifioinnin liittäminen laatusertifiointiin tai erillinen kestävyyssertifiointi helpottaisi loppukäyttäjän valintoja, ja monia sertifikaatteja onkin eri asteisesti kehitteillä.

Eräs esiin nouseva huoli on, että biohiilen tuotossa ja käsittelyssä ilmaan pääsevä hiukkaspöly ja aerosoli mitätöivät ehkä suurenkin osan hiilen sitomisen ilmastohyödytystä (Genesio et al. 2016, Ravi et al. 2016). Biohiilen käyttö pelloilla alentaa niiden albedoa eli lisää auringon säteilyn imeytymistä maapallolle sen pois heijastumisen sijaan, ja arvioidaan että tämä voisi mitätöidä 5-30% biohiilen ilmastohyödytystä ainakin ensimmäisenä vuonna levityksen jälkeen (Verheijen et al. 2013, Bozzi et al. 2015). Biohiilen pölyyntymistä voidaan estää sen pelletöinnillä, joka tosin myös vähentää sen aktiivista pintaa ja hyötyjä maaperässä (Maienza et al. 2017), ja käsittelyllä sekä levittämällä kostutettuna, ja tiynellä säällä. Albedovaikutuksia on vaikeampi ehkäistä – ne johtuvat siis hiilen tummasta väristä.

Biohiiltä tuotettaessa syntyy mustan hiilen hiukkasten lisäksi myös PAH-, dioksiini- ja PCB-päästöjä polttoprosessin kaasuihin. Näyttää siltä (Bucheli et al. 2015), että pääosa pyrolyysissä syntyvistä PAH:sta päätyy nimenomaan kaasufaasiin, pienhiukkaspäästöön ja tervaan, ja vain pieni osa jää biohiileen. Kaasumaisten pyrolyysituotteiden päästöt ovat suurimmat perinteisistä miiluilta, kun taas moderni tuotantolaitos, jossa pyrolyysikaasut voidaan kerätä talteen tai/ja jälkipolttaa, tuottaa huomattavasti vähemmän ilmansaasteita.

Pyrogeeninen C liikkuu maaprofiilissa melko helposti niin pedoturbaation, maanmuokkauksen, tuulieroosion kuin vedenkin mukana (Hammes ja Schmidt 2012) (ks. myös kappale 4). Biohiilen keveys

muuhun maa-ainekseen verrattuna on ainakin yksi syy sen eroosioherkkyyteen. Melko äskettäin on huomattu, että mustaa hiiltä päätyy huomattavan paljon vesistöihin niiden liukoiseksi hiileksi (dissolved organic carbon, DOC) (Dittmar et al. 2012, Jaffe et al. 2013) ja lopulta vesistöistä meriin. Ei ole kovin selvää, mikä tämän ilmiön lopullinen ilmastovaikutus on, mutta kaikkiaan suuri osa vesistöihin päätyvästä hiilestä mineralisoituu hiilidioksidiksi ja palaa pidemmän tai lyhyemmän ajan jälkeen ilmakehään. Toisaalta meren pohjalle sedimentoituva materiaali voi päätyä myös litosfääriin ja muodostua karbonaattikiveksi, jolloin se poistuu hiilen lyhyestä kierrosta – tämä olisi ainakin lopputuloksena hyvä asia biosfäärin C-taseelle. Vielä ei kuitenkaan tiedetä, mikä on vesistöihin joutumisen nettovaikutus biohiilen elinikään. Ylipäättään mustan hiilen kiertoa ja sen linkittymistä hiilen pitkään ja lyhyeen kiertoon tunnetaan vasta hyvin huonosti.

Biohiilellä on joissakin tapauksissa havaittu negatiivisia vaikutuksia maaperän eliöihin ja/tai kasvien juuriin. Pääasiallisena syynä lieenee ollut kyseisen biohiilen runsaat haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VM) ja/tai sen sisältämät suolat kuten kloori ja natrium (Lehmann et al. 2011). Arvioidaan, että nämä vaikutukset ilmenisivät pian biohiilen lisäyksen jälkeen ja menisivät myös melko nopeasti ohi. Lisäksi on huomattu, että biohiilestä liukenevat aineet voivat olla haitallisia vesistöjen eliöille (Hilber et al. 2017). On kuitenkin ilmeistä, että pyrogeeninen C on ympäristössä luontaisesti melko yleistä, joten ainakin siltä osin kuin biohiili on luontaisen pyrogeenisen C:n kaltaista niin laadultaan kuin määrältäänkin, suuret negatiiviset vaikutukset flooraan ja faunaan eivät ole todennäköisiä.

Vaikka biohiiltä pidetään yleensä hyvänä maan liukoisten aineiden pidättymisen parantajana korkean KVK:nsa ansiosta (kappale 8), joissakin tapauksissa on todettu, että maasta myös menetetään tyypeä biohiililisäyksen seurauksena (Mukherjee ja Lal 2014). Tämä näyttäisi liittyvän ensisijaisesti matalissa lämpötiloissa tuotettuihin biohiiliin, ja saattaa olla haihtuvien orgaanisten yhdisteiden aiheuttamaa.

7. Biohiili kasvintuotannossa

7.1. Biohiili maataloudessa

Biohiilen positiiviset vaikutukset maataloudessa voisivat edistää ilmastonmuutoksen torjuntaa paitsi biohiilen omana hiilivarastona, myös lisäämällä biomassan tuotantoa ja vähentämällä lannoitustarvetta, vaikutukset eivät ole aina vastanneet toivottuja. Biohiilen vaikutus satoon ja biomassaan oli yleensä vähäisempi kuin samalla lisätyn lannoitteen, jos molempia oli käytetty samassa tutkimuksessa (Biederman ja Harpole 2013). Toisin kuin usein ajatellaan, havaitut hyödyt näyttävät olevan yleensä additiivisia, eikä synergistisiä (kummankin erikseen antaman hyödyn summaa suurempia) etuja juuri nähty. Kaliumin ja fosforin osalta voitiin kuitenkin nähdä, että biohiili paransi niiden saatavuutta kasveille enemmän kuin pelkkä lannoitus. Biohiilen lisäämisen on havaittu vaikuttavan enemmän yksivuotisten kasvien satoon kuin monivuotisten, mutta syy tähän on vielä epäselvä (Biederman ja Harpole 2013). Toisaalta tutkimuksiakin on tehty monivuotisilla kasveilla vasta suhteellisen vähän (Blackwell et al. 2012).

Vuonna 2013 luotettavaa metadataa saatiin neljänteen vuoteen biohiilen lisäyksestä saakka, ja tällöin näytti, että selvin satohyöty biohiilen käytöstä saatiin toisena vuonna lisäyksen jälkeen (Biederman ja Harpole 2013). Kolmannen ja neljännen vuoden tuloksissa oli suurta vaihtelua, sekä suuria sadonlisaäyksiä, että myös sadon alenemista kontroleihin verrattuna, joten vaikutuksen kestosta on vaikea vielä sanoa mitään varmaa. Yleisesti arvioidaan, että pidemmän ajanjakson yli biohiilen vaikutukset olisivat mahdollisesti suurempia, kun pitkäaikaisvaikutuksen maaperän toimintaan alkava käydä ilmi (mm. Mukherjee ja Lal 2014), mutta tutkimustietoa asiasta ei vielä juuri ole. Biohiilen maatalouskäy-

tön taloudelliselle kannattavuudelle todennettavat pitkäaikaisvaikutukset olisivat erittäin kriittisiä (Spokas et al. 2012).

Tapoja lisätä biohiili peltoon on monia; sekoittaen tai sekoittamatta, jauheena tai pellettinä, lannoitteiden tai kompostin kanssa tai ilman. (Blackwell et al. 2012). Vaikuttaa siltä, että käytetyn biohiilen partikkelikoolle ei ole kovin suurta vaikutusta siitä saataviin hyötyihin, ja tässä mielessä maataloudessa lienee syytä suosia haittavaikutuksiltaan vähäisempiä suurirakeisia tai pelletöityjä biohiiliä. Eroosioriskin vähentämiseksi kannattaisi suosia biohiilen lisäystä pintalevitystä syvemmälle tai/ja seosainesten kanssa.

7.1.1. Biohiilen käyttömäärä

Biohiilitutkimukset eivät anna kovinkaan hyvää kuvaa siitä, millaisia käyttömääriä olisi viljavuuden kannalta paras käyttää pelloilla. Yleisesti vaikuttaa siltä, että maataloudessa biohiilen hinta tulee rajoittamaan käyttömääriä maa- ja metsätaloudessa, ja tarvittaisiin tarkempaa tietoa siitä, millaisilla määrillä päästään taloudelliseen kannattavuuteen (Mukherjee ja Lal 2014).

Muutaman laajan kirjallisuustutkimuksen (Jeffery et al. 2011, Biederman ja Harpole 2013, Liu et al. 2013) perusteella biohiilen lisääminen maahan (yleensä korkeintaan 30 t/ha) lisäsi satoa keskimäärin karkeasti noin 10%. Parhaat tulokset on saatu yleensä vähintään noin 10-20 tonnin per hehtaari käyttömäärillä, ja Liun ym. (2013) meta-analyysien perusteella hyödyt eivät näytä keskimäärin nousseen enää yli neljänkymmenen tonnin per hehtaari käyttömäärillä. Toisaalta Jefferyn ja muiden (2015) arvioimassa kirjallisuudessa parhaat tuotannonlisät maataloudessa saatiin vasta varsin suurilla käyttömäärillä, noin 70-120 t/ha. Tätä suuremmilla määrillä vaste kuitenkin heikkeni, ja myöskään ≤ 5 t/ha määrillä ei saatu säännöllisesti hyviä tuloksia. 10-50 t/ha haarukassa saatiin melko samanlainen vaste ja selvempi nousu syntyi vasta yli 60 t/ha käyttömäärillä. Tämän meta-analyysin perusteella arvioitin, että käyttämällä maailmanlaajuisesti 50 t/ha biohiiltä saataisiin keskimäärin 18% sadonlisäys. Jefferyn ja muiden (2015) meta-analyysin keskeinen rajoite on se, että lähes kaikki tutkimukset koskivat vain ensimmäistä vuotta biohiilen lisäyksen jälkeen.

Joissakin meta-analyyseissa biohiilen käyttömäärän vaikutusta ei voitu havaita lainkaan, ja muutamissa tutkimuksissa on nähty jopa sadon laskua suurimmilla käyttömäärillä (Biederman ja Harpole 2013). Tämä kaikki viittaa siihen, että sopiva käyttömäärä riippuu huomattavasti olosuhteista ja/tai käyttömäärän lisääminen ei lisää biohiilen vaikutuksia lineaarisessa suhteessa. Näin ollen sopiva käyttömäärä jouduttaneen usein selvittämään tapauskohtaisesti, koska toimivaa mallia sen ennustamiseen ei toistaiseksi voida muodostaa.

7.1.2. Vaikutukset eri maalajeilla ja maantieteellisillä alueilla

Biederman ja muut (2013) analysoivat myös biohiilen maatalouskäytön tuloksia jaotteleamalla tutkimustulokset alueen leveysasteen mukaan, ja havaitsivat, että positiiviset tulokset biomassan tuotantoon keskittyivät vahvasti päiväntasaajan tienoille, kun taas noin 40. leveyspiirin jälkeen keskimääräinen vaikutus alkoi olla lähellä nollaa. Vaikka tutkimustulokset olivat keskimäärin kohtalaisen positiivisia, on syytä huomata, että myöskään tropiikissa osassa tutkimuksista ei saatu sadonlisää biohiilen käytöstä, ja toisinaan se aiheutti jopa sadonalennuksia (Spokas et al. 2012, Biederman ja Harpole 2013, Mukherjee ja Lal 2014). Useissa näistä tapauksista kyseessä on melko varmasti ollut maan pH:n nousu joko tilanteessa, jossa se on ennestäänkin jo optimaalisen ylärajoilla, tai pH:n nousun tai biohiilen itse aiheuttaman ravinteiden immobilisaation aiheuttama ravinnepula.

Parhaat vaikutukset on siis toistuvasti ja luotettavasti saatu trooppisilla ja subtrooppisilla mailla, joiden pH on alun alkaen alhainen ja/tai maalaji karkea (Jeffery et al. 2015), sekä astiakokeissa (Bieder-

man ja Harpole 2013). Kalkitusvaikutuksen on toistuvasti havaittu olevan hyvin keskeisessä roolissa hyvissä biohiilellä saaduissa tuloksissa happamilla mailla. Tietysti kalkitus voi olla myös haitallista happamen maan kasveille ja metsäekosysteemeille (Mukherjee ja Lal 2014). Siksi biohiilen kalkitusvaikutus tulisi aina huomioida ja sovittaa se käyttötarkoituksen mukaan. Biohiilen lisäyksestä seuraava muutos maan fysikaalisissa ominaisuuksissa on yleensä edullisin karkeilla tai kohtalaisen karkeilla maalajeilla, ja johtuu lähinnä maan kasveille käyttökelpoisen veden pidätyskyvyn lisäyksestä. Näitä etuja voidaan saada aikaan jo melko pienilläkin käyttömäärillä. Muutos maan fysikaalisissa ominaisuuksissa voi eräissä tapauksissa olla myös haitallinen; näin käy tyypillisimmin jo ennestään hienojakoisilla savimailla (Mukherjee ja Lal 2014). On epäilty, että syynä olisi tuoreen biohiilen hydrofobisuuden luonne tai se, että biohiilen huokokset tukkiutuvat nopeasti savespartikkeleilla.

Boreaalisisissa peltomaissa, joiden SOM-pitoisuus on lähtökohtaisesti kohtuullinen ja pH jo neutraalin tienoilla, vaikutukset ovat kokeissa jääneet melko vähäisiksi (esim. Liu et al. 2013, Tammeorg 2014), viitaten siihen, että biohiili toimii pitkälti kalkitusaineena ja KVK:n, vedenpidätyskyvyn ja ravinteisuuden nostajana muiden eloperäisten maanparannusaineiden tapaan. Myös biohiililisällä kasvatettujen kasvien geeniekspression analyysi tukee tätä tulkintaa (Viger et al. 2015). Hagner et al. (2016) sekoittivat astiakokeissa eri lämpötiloissa tuotettuja koivubiohiiliä suomalaisen peltomaahan. Kyseisessä tutkimuksessa saatiin selkeä juurisadon lisäys retiisillä jo 20t/ha käyttömäärällä (noin 30%), mutta ei lisäsatoa ohralla, ja rairuoholla sadonlisä korkeammalla käyttömäärällä (80t/ha).

7.1.3. Erilaiset biohiilet peltoviljelyssä

On vielä epäselvää, miksi parhaat tulokset on usein saatu perinteisissä miiluisia tuotetuilla puubiohiilillä teknisesti edistyneempien pyrolyysilaitosten tuotteiden jäädessä toiseksi (Spokas et al. 2012). Eräs mahdollinen sekoittava tekijä on, että perinteisiä biohiiliä kokeillaan todennäköisimmin trooppisilla leveysasteilla, sillä niiden tuotto ei vaadi yhtä kallista teknologiaa kuin nopea pyrolyysi. Tällöin on hankala erottaa, selittääkö parempia tuloksia maantieteellinen sijainti vai biohiilen tyyppi. Nopean pyrolyysin tuotteiden on epäilty myös olevan laadultaan vaihtelevampia ja tuotantoerien toisistaan poikkeavia, koska lämmön siirtyminen biomassan läpi on vaihtelevampaa, ja pyrolyysi voi jäädä vaihtelunlaiseksi (Bruun et al. 2011).

Maatalousalan biohiilitutkimuksissa on toisaalta yleensä havaittu, että korkeamman HTT:n biohiilet lisäävät kasvien satoa enemmän kuin matalan HTT:n biohiilet (Biederman 2013). Tämä voi selittyä niiden suuremmalla kalkitusvaikutuksella ja myös vähäisemmällä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden määrällä. Korkeassa lämpötilassa tuotetut biohiilet eivät välttämättä aktivoidu maassa kovin nopeasti eivätkä näin ollen nosta maan KVK:ta toivotulla tavalla tarkastellun aikajakson sisällä (Mukherjee ja Lal 2014), etenkin jos maa on jo kohtalaisen hienojakoista itsessään; mahdollisesti lyhyissä tutkimuksissa vain matalammissa lämpötiloissa tuotetut biohiilet ehtivät nostaa KVK:ta huomattavasti.

Varmimmin hyviä tuloksia on meta-analyysin mukaan saatu oljesta, lannasta ja puusta valmistetuilla biohiilillä (Biederman ja Harpole 2013). Erilaisista puuperäisistä aineksista tuotetuilla biohiilillä on ollut keskimäärin hieman pienempi vaikutus sadontuottoon kuin lantaperäisillä (Jeffery et al. 2015). Jätevesilietteestä tuotetulla biohiilellä havaittiin jopa useammin negatiivisia vaikutuksia pellon tuottavuuteen kuin positiivisia (Jeffery et al. 2011, 2015).

7.1.4. Biohiili kasvitautien torjuna

Kasvialustan biohiilen on havaittu kasvihuonekokeissa vaikuttavan kasvien tautien vastustuskykyyn sekä maalevintäisten että lehvästön tautien osalta (Jaiswal et al. 2015). Kasvialustan biohiili voi indusoida kasvien systeemisen puolustuksen tauteja vastaan, ja vaikuttaa maalevintäisten tautiepidemi-

oiden, kuten taimipoltteen etenemiseen. Tiedetään myös, että biohiili voi indusoida systeemisen puolustuksen lehtitauteja vastaan, sellaisiakin, jotka eivät missään vaiheessa elinkiertoaan ole kosketuksessa maaperään (Kammann ja Graber 2015). Vaikutusmekanismeja ei vielä juuri ymmärretä, mutta ns. jasmonihappo-reitti näyttää liittyvän asiaan, sillä vaikutuksia ei havaittu sellaisilla kasvilinjoilla, joilla jasmonihappoa ei muodostu (Mehari et al. 2013). Useat tutkimukset viittaavat siihen, että etuja saadaan vain tietyillä biohiilen käyttömäärillä; liikaa tai liian vähän biohiiltä kasvualustassa ei toimi kasvitautilien ehkäisijänä (Jaiswal et al. 2015, Kammann ja Graber 2015). Kasvihuonekokeet vertautuvat kuitenkin huonosti maanviljelyyn, sillä käytetty maaperä eli kasvualusta ja sen ekosysteemi on aivan toisenlainen.

7.1.5. Biohiili kompostoinnissa ja karjanrehussa

Biohiili ja komposti ovat molemmat eloperäisiä maanparannusaineita ja tarjoavat monia samankaltaisia etuja maanviljelyssä (Steiner et al. 2015). Ne eivät juurikaan kilpaile samasta raaka-aineesta, sillä parhaat biohiilen tuotannon biomassat ovat ligniinipitoisia ja typpi- ja vesipitoisuudeltaan alhaisia, kun taas kompostointiin sopivat parhaiten kosteat, tuhkapitoiset ja korkeatyyppiset materiaalit. Biohiilen tuotanto tulee siis tuskin koskaan korvaamaan kompostointia, vaan molempia käytetään jatkossakin.

Biohiiltä voidaan käyttää kompostoinnissa lisäaineena tai levittää kompostiin sekoitettuna. Steinerin ja muiden (2015) mukaan kompostoinnin apuaineeksi biohiili sopii hyvin, ilmeisesti ainakin noin 50% seososuuteen saakka. Varsin ilmeisesti biohiili ehkäisee typen hävikkiä kompostoinnin aikana; tutkimuksissa on havaittu, että jo 10-20% käyttömäärä voisi ehkäistä N-hävikkiä jopa yli 50%. Jotkut tutkimukset viittaavat siihen suuntaan, että biohiili saattaisi nopeuttaa kompostointiprosessia, mahdollisesti pääasiassa stimuloimalla mikrobien toimintaa. Lisäksi biohiili saattaisi vähentää kompostoinnin metaanipäästöjä. Tutkimukset biohiilestä kompostoinnissa ovat kuitenkin vielä vähäisiä, tieto epävarmaa ja lisätutkimuksille on selkeä tarve.

Melko ilmeistä on, että korkean HTT:n biohiilen KVK:n kehittyminen hyötyy kompostointiprosessin läpikäynnistä, kun taas sen haitta-aineiden sorptio-ominaisuudet saattavat kärsiä; tässä mielessä kompostoinnin läpikäyminen näyttää vaikutuksiltaan pääasiassa simuloivan pitempiaikaista maaperässä oloa. Haittapuolena biohiili kompostoinnin lisäaineena tekee nykyisten kompostin kypsyysindikaattorien käytöstä vaikeaa, koska se muuttaa C/N-suhdetta ja sitomalla haitta-aineita voi estää fytotoksisten aineiden näkymistä kasveja idättämällä ja kasvattamalla tehtävissä kypsyyskokeissa (Suomessa krasitesti on standardoitu kompostin kypsyystesti).

Kaikkiaan kuitenkin biohiilen loppukäyttäjän näkökulmasta vaikuttaa siltä, että kompostoinnin ravinnerikkaiden materiaalien kanssa läpikäyneen korkean HTT:n biohiilen arvo kasvintuotannolle nousee kompostoitessa. Veden tai maaperän puhdistukseen käytettävän biohiilen osalta näin ei välttämättä ole.

Biohiiltä käytetään nykyään myös karjan ruokinnassa apuaineena. Sellaisten eläinten lanta, joilla biohiiltä on käytetty ruokinnassa apuaineena, kelpaa tietenkin hyvin maanparannuskäyttöön (Joseph et al. 2015). Tutkimusten mukaan biohiili myös aktivoituu tässä prosessissa samaan tapaan kuin kompostoinnissa, jolloin sen hyöty maaperän KVK:lle saadaan käyttöön nopeammin (Joseph et al. 2015).

7.2. Biohiilitutkimukset metsätaloudessa

Metsätaloudessa biohiiltä on tutkittu toistaiseksi varsin vähän; tässä kappaleessa keskitytään boreaalisen (ja osin temperaattisen) alueen metsien biohiilitutkimuksiin. Metsissä biohiilikokeissa käytetyt biohiilimäärät ovat olleet tyypillisesti varsin pieniä maatalouteen verrattuna, usein noin 5-10t/ha. Osa-syy tähän on, että biohiiltä ei metsässä voi sekoittaa maahan vahingoittamatta juuristoja ja kenttäkerrosta. Joissakin kokeissa kuitenkin biohiili on lisätty maanmuokkauksen ja metsän kylvön tai istutuksen yhteydessä (esim. Drake et al. 2015). Lisäksi pienillä taimilla on tehty runsaasti astiakokeita, joiden tulokset ovat pääosin olleet positiivisia; taimien kasvu on lisääntynyt (Thomas ja Gale 2015).

Tyypillisesti varttuneisiin metsiin levitetyn biohiilen tutkimuksissa biohiilestä ei ole haittaa, vaan biohiiltä voitaisiin hyvin lisätä metsämaahan C-varaston lisäämiseksi, mutta hyödyt jo taimivaiheen ohittaneiden puiden kasvulle ovat jääneet tavallisesti pieniksi. Lisäksi pelkona ovat olleet positiiviset priming-vaikutukset (ks. kappale 5.2), mutta niitäkään ei ole aina havaittu (esim. Noyce et al. 2015). Metsissä biohiilen hyödyllinen vaikutus on usein nähty lähinnä typen mineralisaation paranemisena (ks. kappale 5.2). Puuston kasvun paranemista ei ole säännönmukaisesti havaittu nuoria taimia lukuun ottamatta (esim. McElligott 2011, Gundale et al. 2015); taimivaiheen hyötyjen on arvioitu mahdollisesti johtuvan kasvua haittaavien terpeenien ja muiden kasvua haittaavien aineiden sorptiosta biohiileen, tai biohiilen lannoitusvaikutuksesta (Thomas ja Gale 2015). Kaiken kaikkiaan biohiilen käyttö metsissä ei ole tällä hetkellä houkuttelevaa, sillä se tuottaa kustannuksia, mutta ei näytä tuottavan selkeää hyötyä ilmakehän hiilidioksidin sekvestrointia lukuun ottamatta.

8. Biohiili haitta-aineiden kerääjänä ja päästöjen ehkäisijänä

Biohiili itsessään voi sisältää erilaisia haitta-aineita, mutta on myös runsaasti näyttöä siitä, että se voi pidättää itseensä ja inaktivoida ympäristön haitta-aineita samaan tapaan kuin aktiivibiili. Hyviä tuloksia on saatu erityisesti laboratoriossa. Kenttäkokeita on tehty vasta vähän ja tulokset ovat hieman ristiriitaisempia (Hilber et al. 2017). Biohiili sitoo tehokkaasti itseensä erilaisia haitta-aineita, jotka immobilisoituvat ja pysyvät inaktiivisina jopa niin pitkään kuin itse biohiili säilyy. On kuitenkin keskeistä, että biohiilen kalkitusvaikutus otetaan huomioon ja tarvittaessa kompensoidaan, sillä pH:n muutos voi ajaa uudelleen liikkeelle ja aktivoida monenlaisia haitta-aineita, vääristäen sekä koetuloksia että käytännön sovellusten lopputuloksia. Myös matalan lämpötilan biohiiltä mahdollinen happamuutta lisäävä vaikutus on huomioitava ja kompensoitava samasta syystä. Karkeasti voidaan sanoa, että puolimetalli arseenin liukoisuus ja liikkuvuus kasvaa pH:n noustessa, kun puolestaan metallien, kuten lyijyn ja kuparin, yleensä huononee.

Biohiilen kyky pidättää haitta-aineita perustuu sen parhaimmillaan 10-1000 kertaa muuta maan orgaanista ainesta suurempaan sorptiokykyyn (Smernik 2012). Biohiilen sorptiokäytös riippuu myös sidottavan aineen konsentraatiosta epälineaarisesti siten, että konsentraation noustessa sen sitominen ei enää kasva samassa suhteessa, kun taas maan muu orgaaninen aine käyttäytyy yleensä tässä suhteessa lineaarisesti. Lisäksi kun maan muun orgaanisen aineksen sitomat aineet myös liukenevat uudelleen varsin helposti, biohiilen sitomien aineiden osalta uudelleen liukeneminen voi olla vaikeampaa, mutta asiaa tunnetaan varsin huonosti. Eri biohiiltä sorptio-ominaisuuksissa voi olla useiden kertaluokkien eroja, joka tarkoittaa myös sitä, että kaikki biohiilet eivät ole tässä juuri maan muuta eloperäistä ainesta parempia.

Biohiilen raaka-aine ja HTT vaikuttavat keskeisesti sen sorptio-ominaisuuksiin, mikä tulee huomioida myös hulevesien puhdistukseen käytettävän biohiilen valinnassa. Niitä mekanismeja, joilla biohiili sitoo haitta-aineita, ovat kattavasti esitelleet mm. Inyang et al. 2015 ja Tan et al. 2015. Kaikkiaan

biohiilen sorptio-ominaisuudet vaihtelevat niin paljon raaka-aineesta ja HTT:stä riippuen, että biohiilestä haitta-aineiden sitojana on vaikea antaa yleiskuvaa (Mohan et al. 2014); biohiilen hydrofiilisyyttä tai -fobisuus vaikuttaa sorptio-ominaisuuksiin voimakkaasti. Korkean HTT:n (puuperäiset) biohiilet ovat parhaita orgaanisten haitta-aineiden poistajia, mutta matalan HTT:n biohiilet ovat parempia sitomaan esimerkiksi raskasmetalleja ja muita epäorgaanisia, polaarisia haitta-aineita. Metalleista biohiili sitoo parhaiten kationimuotoisia metalleja kuten Cu, Cd, Pb ja Zn, kun taas anionit (tyypillisesti As, B, Mo) sitoutuvat heikommin ja voivat jopa mobilisoida uudelleen biohiilen lisäyksen seurauksena (Hilber et al. 2017). Lantapohjaisilla biohiilillä on saatu hyviä tuloksia eräiden raskasmetallien sitomisessa (Mohan et al. 2014), mikä saattaa johtua näiden biohiiltä pinnan runsaista negatiivisista varauksista (Tan et al. 2015).

Kaiken kaikkiaan biohiili soveltuu kuitenkin yleensä parhaiten orgaanisten haitta-aineiden, kuten pestisidien poistoon (Ahmad et al. 2014), mistä on eräitä esimerkkejä kappaleessa 8.1. On varsin ilmeistä, että mikään biohiili ei voi olla yhtä aikaa erinomainen sekä polaaristen että poolittomien haitta-aineiden sitoja, koska tähän vaadittaisiin erilaisia ominaisuuksia (joskin Xie et al. 2014 mukaan voivat eräissä tapauksissa sitoutua samaan biohiileen eri mekanismeilla); mutta erilaisten biohiiltä seoksia ei ole toistaiseksi juuri tutkittu.

8.1. Maaperän ennallistaminen

Näyttää siltä, että maaperän osana toimiessaan pyrogeenisen hiilen sorptiokapasiteetti ei ole samaa luokkaa kuin laboratoriokokeissa (esim. Colosky 2017), ilmeisesti koska osa partikkelien pinnoista on tällöin muiden materiaalien peittämiä. Sorptio-ominaisuuksien muuttuminen ajan kuluessa ja sen syyt vaatisivat vielä runsaasti tutkimusta. Tässä vaiheessa voidaan vain arvioida varsin vähäisten tutkimusten perusteella, että yleensä biohiilen sorptio-ominaisuudet muuttuvat ja heikenevät sen ikääntyessä maassa (Pignatello et al. 2015). Tuhkapitoisuudeltaan korkeiden, lannoitukseen parhaiten sopivien biohiiltä sorptio-ominaisuuksia tunnetaan myös vasta heikosti (Smernik 2012).

Biohiilen vaikutus esim. pilaantuneen maan kunnostuksessa ei välttämättä ole kovin nopea tai välitön, vaan tiedetään, että haitta-aineen sorptio biohiileen voi viedä useita vuosia (yli 5 vuotta) (Hilber et al. 2017). Lisäksi huokosten tukkeutumisen arvellaan heikentävän haitta-aineiden sorptiota. Maan kunnostuksen onnistuminen biohiilen avulla riippuu maan ominaisuuksista ja kyseessä olevasta haitta-aineesta. Kun lisäksi haitta-aineiden kulkeutuminen kasveihin riippuu kasvilajista, on esimerkiksi viljelysmaan kunnostuksessa onnistumisessa vaihtelua myös näistä johtuen. Usein biohiili kuitenkin esim. parantaa siementen itämistä pilaantuneessa maassa, ilmeisesti lähinnä vähentämällä haitta-aineiden pitoisuutta maavedessä (Beesley et al. 2015). Myös suolaantuneen maan kasvien kasvua on voitu edesauttaa biohiilellä, mutta vaikutus näyttää olevan riippuvainen siitä miten vakavaa suolaantumisen on (Drake et al. 2016).

Biohiilen on havaittu vähentävän DDT:n toksisuutta maaperäeliöille (Hilber et al. 2017), mutta ei sen kertymistä kasveihin. Pyrogeeniset materiaalit ovat erityisen tehokkaita varaukseltaan neutraalien orgaanisten haitta-aineiden, kuten monien PAHien ja torjunta-aineiden sitojana (Smernik 2012). Toisaalta biohiilen käyttö voi vastaavasti myös heikentää torjunta-aineiden, esimerkiksi itämistä estävien herbisidien, tehoa. Joissakin tapauksissa alun perin sidotut torjunta-aineet voivat myös pikku hiljaa irrota biohiilestä ja palautua maaperään, ja sellaisiakin tutkimuksia on, joissa biohiili on lisännyt pestisidivalumia (Graber ja Kookana 2015); vielä ei tiedetä, mistä nämä tapaukset ovat johtuneet. Kuten muidenkin haitta-aineiden kohdalla on havaittu, biohiilen vanhetessa sen kyky sitoa pestisidejä yleensä heikkenee (Graber ja Kookana 2015). Kuitenkin esim. Graber ja Kookana (2015) arvioivat, että ainakin yli 20t/ha biohiilimäärillä voi olla selviä haittoja maatalouden kasvinsuojelulle..

Biohiili on parhaimmillaan haitta-aineiden kerääjänä silloin, kun maa-aines, johon se sekoitetaan, on itsessään sorptio-ominaisuuksiltaan heikkoa ja haitta-ainetta ei ole kovin paljoa. Usein saastuneissa maissa on itsessäänkin jo paljon pyrogeenista hiiltä ja sitä kautta voimakas sorptio, joten sopivia käyttökohteita voi olla vaikea löytää. Lisäksi biohiilen huokoston tukkeutuminen voi haitata sen toimintaa huomattavasti, joten tarvittavat käyttömäärät nousevat varsin korkeiksi.

8.2. Maaperän kasvihuonekaasu- ja ravinnepäästöjen hillintä

Biohiilellä on havaittu maaperässä syntyvien kasvihuonekaasujen, metaanin ja dityppioksidin (Van Zwieten et al. 2015), päästöjä hillitseviä (ja joissain tapauksissa lisääviä) vaikutuksia, mutta näiden mekanismeja ei vielä juuri ymmärretä. Metaani on noin 25 kertaa hiilidioksidia voimakkaampi kasvihuonekaasu, mutta dityppioksidi on vieläkin keskeisempi, sillä se on lähes 300 kertaa hiilidioksidia voimakkaampi. Maatalous ja typpilannoitteiden valmistus ovat keskeisiä dityppioksidipäästöjen lähteitä; dityppioksidia syntyy typen metaboliassa sivu- ja välituotteena typpilannoitteiden ja lannan typestä, mutta myös ekosysteemin luontaisen kierron typestä. Vähähappiset olosuhteet maassa suosivat dityppioksidin syntymää. Sekä metaani että dityppioksidi voivat toimia energianlähteinä tietyille erikoistuneille maamikrobeille, jotka voivat sopivissa oloissa hajottaa näitä yhdisteitä. Näin ollen maaperä on näiden kasvihuonekaasujen suhteen sekä lähde että nielu. Dityppioksidin osalta on kohtalaisen vahvaa näyttöä siitä, että biohiili on todennäköisemmin päästöjen ehkäisijä kuin lisääjä, mutta metaanin osalta havainnot ovat hyvin ristiriitaisia.

Puusta ja muusta kasvibiomassasta valmistetut biohiilet näyttävät keskimäärin hillitsevän dityppioksidipäästöjä maasta, kun niitä käytetään yli 1-2 paino-% (Van Zwieten et al. 2015), mutta kuten tyypillistä biohiilitutkimuksille on, kaikissa tutkimuksissa hyötyjä ei ole saatu (esim. Sackett et al. 2014). Mahdollisia dityppioksidipäästöjen ehkäisyn mekanismeja on useita, eikä niiden rooleja tai keskinäistä tärkeysjärjestystä vielä juuri ymmärretä. Biohiili voi sitoa maan typpeä itseensä ja näin estää sen denitrifikaatiota, jonka sivutuotteena suuri osa dityppioksidipäästöistä syntyy. Biohiili voi sekä heikentää että parantaa maan happioloja ja muuttaa maan pH-arvoa. Happamuuden väheneminen ja paraneva ilmavuus voivat vähentää dityppioksidin tuotantoa. Toisaalta jos kosteus lisääntyy, helpommin syntyvät hapettomat olosuhteet suosivat dityppioksidin tuotantoa. Myös lantaperäiset, runsaasti liukoista typpeä sisältävät biohiilet voivat lisätä dityppioksidipäästöjä maasta.

Metaania syntyy maassa hiilirikkaista raaka-aineista, kun niitä hajotetaan vähähappisissa olosuhteissa. Maan kosteus, joka määrää maan happioloja yhdessä sen huokoisuuden kanssa, on keskeinen metaanipäästöjen säätelijä. Metaania energianlähteenään käyttävien mikrobien toiminta ja runsaus maassa vaikuttaa keskeisesti siihen, miten paljon maassa syntyvästä metaanista päätyy ilmakehään. Maan vesipitoisuus on kuitenkin tärkein säätelävä tekijä; käytännössä esimerkiksi metsämaa on suurempi metaanin nielu kuin lähde, mutta soistuneet laikut voivat olla nettolähteitä. Biohiilellä on todettu vaihtelevia vaikutuksia metaanipäästöihin, joissain tapauksissa hillitseviä, joissain tapauksissa lisääviä. Biohiilen vaikutus vesioloihin, joka voi olla sekä happioloja parantava että heikentävä, lienee samalla tavalla keskeistä kuin dityppioksidinkin kohdalla. Kaiken kaikkiaan tutkimustulokset biohiilen vaikutuksista maan metaani- ja dityppioksidipäästöihin ovat niin ristiriitaisia, että ei ole selvää kuvaa, onko biohiilestä tässä mielessä hyötyä vai haittaa (Mukherjee ja Lal 2014).

Biohiilen on todettu myös **toimivan ravinnevalumien estäjänä**; tästä on melko monia kohtalaisen uskottavia tutkimustuloksia (Laird ja Rogovska 2015), joskin tutkimukset ovat vielä melko lyhytkestoisia ja painottuvat laboratoriokokeisiin. Lisäksi myös biohiilen itse sisältämät ravinteet ja niiden valumat sekä erilaiset ilmasto-olosuhteet vaikeuttavat monien kokeiden tulkintaa. Erityisesti maatalouden lannoitteiden P ja N –päästöjen ehkäisy näyttää hyötyvän biohiilestä ja Ca- ja Mg-lannoitteiden osalta

on samanlaisia tuloksia. Vaikutusmekanismeista ei ole varmuutta ja niitä luultavasti onkin useita, kuten maan pH:n muutos, kasvibiomassan ja sitä kautta sen ravinteiden oton lisääntyminen, maaveden pidättymisen paraneminen ja suora sorptio biohiilen pinnoille. Asiaa on tutkittu pääasiassa laboratorio-oloissa, ja on jossain määrin epäselvää, miten tulokset ovat sovellettavissa käytännön tilanteisiin. Vaikuttaa siltä, että biohiilen ikääntyminen ja sen myötä lisääntyvä KVK on keskeistä ravinteiden pidätyskyvyn kehittymiselle. Eräs keskeinen seikka biohiileltä toivotuissa hyödyissä maataloudelle on sen lannoitustarvetta vähentävä vaikutus, joka pitäisi pystyä osoittamaan nykyistä tarkemmin ja kiistattomammin.

8.3. Biohiili hulevesisovelluksissa

Biohiilen käyttöä saastuneen maan remediaatiossa ja ravinteiden pidättämisessä maaperään on tutkittu jo pidempään, mutta sovellukset hulevesien laadunhallintaan ovat myös saaneet huomiota viime vuosina. Hulevesien puhdistuksessa hyödynnetään samoja biohiilen ominaisuuksia kuin ravinteita ja haitta-aineita maaperässä sidottaessa, mutta haitta-aineita tuovana väliaineena toimii vesi. Tarkoitus on estää haitallisten aineiden päätyminen pintavesistöihin ja pohjavesiin tai vähentää sitä (esim. Xie et al. 2014, Tan et al. 2015). Hulevesistä voidaan ravinteiden ja haitta-aineiden, kuten PAHien ja raskasmetallien, lisäksi haluta sitoa pois myös mm. ulosteperäisiä bakteereja. Biohiilen vahva orgaanisten aineiden pidätyskyky on kiinnostava hulevesien puhdistuksen kannalta, sillä esimerkiksi monet orgaanisiin haitta-aineisiin luettavat pestisidit ovat usein vesistöissä erittäin toksisia. Maanparannusaineena biohiiltä voidaan pitää kalliina, mutta aktiivihiiileen ja muihin jäteveden puhdistuksen erikoisuodatusmateriaaleihin verrattuna se on yleensä halpaa (noin 1/6 aktiivihiiilen hinnasta, Ahmad et al. 2014), ja siksi hyvin kiinnostavaa näihin sovelluksiin.

Biohiilipohjaisissa hulevesien puhdistussovelluksissa suuri osa vaikutuksista ja mekanismeista on samoja kuin muissakin biologisissa suodatusmenetelmissä. Biohiilen lisäarvo puolestaan on paljolti verrannollinen aktiivihiiilen hyötyihin. Monet tutkimukset vertaavatkin biohiiltä aktiivihiiileen, mikä asettaa riman varsin korkealle. Lisäksi veden puhdistuksessa on keskeistä, että biohiilessä itsessään ei ole PAHeja tai muita haitta-aineita, jotka voisivat irrota veteen (Tan et al. 2015). Biohiilen alhainen ominaispaino voi olla ongelmallista käytännön sovelluksissa, sillä biohiili liikkuu maassa ja vedessä suhteellisen helposti, mikä voi heikentää järjestelmien toimintaa ja vapauttaa haitta-aineita ympäristöön.

Hulevesien puhdistuksessa biohiilen sorptio-ominaisuudet ja niiden elinikä verrattuna muihin mahdollisiin materiaaleihin, kuten aktiivihiiileen, hiekkaan ja kompostiin, on yksi keskeinen kiinnostuksen kohde, mutta kuten maataloudessakin, pitkäaikaisia tutkimuksia ei vielä juuri ole. Toisaalta hulevesikuormitusta käytännön sovellukseen verrattuna moninkertaistamalla voidaan laboratoriokokeissa jossain määrin simuloida pitkäaikaisempaa käyttöä ja saada käsitystä siitä, miten pitkäikäisiä biohiilifilterit voisivat olla. Hulevesien suodatuksessa yksi keskeinen järjestelmien toimintaa haittaava tekijä on orgaanisten aineiden vahva attraktio ja kiinnittyminen biohiileen. Hulevesissä on paljon liukoisia C-yhdisteitä, ja C-rikkaista materiaaleista niitä irtoaa koko ajan; tämä tarkoittaa sitä, että biohiili hulevesifilterissä kuormittuu koko ajan myös sellaisilla C-yhdisteillä, joiden pidättämisestä ei ole suurta hyötyä. Nämä kuitenkin pidättyvät ja saattavat ”tukkia” biohiilen pintaa ehkäisten tärkeämpien haitta-aineiden pidättymistä. Kompostin käyttöä biohiilifilterin pinnalla voidaan pitää tässä mielessä ongelmallisena (esim. Ulrich et al. 2017).

Biofilttereiden kyky poistaa ulosteperäisiä bakteereja hulevesistä on keskeinen kiinnostuksen kohde Yhdysvalloissa, missä pintavesien ulosteperäinen kontaminoituminen on yleinen ongelma (Afrooz et al. 2017). Biohiili näyttää olevan kohtuullinen ulosteperäisten kontaminaatioiden poistaja. Biohiilen

toiminnalle bakteerien poistajana hulevesistä näyttävät filtteriin kuivumissyklot olevan joissain tapauksissa hyödyksi, mutta jäätymis-sulamissykleistä ei ole vastaavaa hyötyä (Mohanty ja Boehm, 2015). Kuivumissyklot näyttävät jollakin tavoin regeneroivan biohiilen kykyä pidättää bakteereja; vastaavia havaintoja on muissa tutkimuksissa tehty myös kemikaalien pidättymisestä. Toisaalta vastakkaisiakin tutkimuksia on, mutta yleensä kuivumissykleistä ei ole huomattavaa haittaakaan. Sekä jäätymis-sulamissyklot että kuivumis-kostumissyklot lisäsivät biohiilen eroosiota biofiltteristä. Lämpötila ei yllättäen vaikuttanut biohiilifiltterien bakteerien poistotehoon (Mohanty ja Boehm, 2015), mikä on suomalaisesta näkövinkkelistä varsin lupaavaa.

9. Biohiili viherrakentamisessa

Biohiilen edut viherrakentamisessa käytettäessä ovat pääosin samoja kuin maataloudessa ja vesien ja maaperän puhdistamisessa saavutettavat, sillä viherrakentamisessa tavoitteena on yleensä ympäristön parantaminen, johon maaperän ja vesistöjen laadun ylläpito ja parantaminen sekä kasvillisuuden ylläpito ja hyvä kasvu kuuluvat. Potentiaalisten haittojen (Taulukko 2) on oltava suhteessa realistiseen arvioon saatavista hyödyistä, ja niiden pienentämiseen tulee käyttää kaikki realistiset keinot.

Taulukko 2. Eräitä biohiilen käytön potentiaalisia haittavaikutuksia ja niiden ehkäisy käytännössä.

Haitta	Miksi haittaa	Miten ehkäistään
ilmastohaitat	pöly likaa ilmaa, lisää säteilyn imeytymistä → lämmittää ilmastoa	kostutus ennen käsittelyä, ei jätetä maan pintaan, käytetään pelletöityä tai suurempaa raekokoa
ravinne päästöt	runsasravinteinen biohiili voi olla ympäristökuormittaja	valuma-altiissa kohteissa käytetään vähäravinteisia biohiiliä
haitta-aine päästöt	huonolaatuinen biohiili voi olla haitta-aineiden lähde	käytetään puhtaita (sertifioituja) biohiiliä, huomioidaan biohiilen pH-vaikutus ja tarvittaessa kompensoidaan se.
pestisidien sidonta	kasvinsuojeluaineiden sorptio biohiileen haittaa kasvinsuojelua	ei käytetä kohteissa, jossa rutiininomaista kemiallista torjuntaa

Viherrakentamisessa biohiilen mahdolliset hyödyt (Taulukko 3) voidaan jaotella kasvien kasvua parantaviin ja ympäristön tilaa parantaviin. Kasvien kasvun paranemisesta biohiilen avulla on maa- ja metsätaloudesta Skandinaviassa varsin niukasti tutkimusnäyttöä; vaikutuksista kasvien kasvuun viherrakentamisessa on tutkimuksia hyvin vähän, joten maa- ja metsätalouden tutkimuksiin on melkein pä pakko nojautua. Schaffert ja Percival (2016) kokeilivat bambusta valmistettua biohiiltä muiden maanparannusaineiden ohessa päärynän kasvualustassa, ja saivat biohiilen ja lannoitteen yhdistelmällä hyviä tuloksia. Kasvussa mitattuna pelkällä eloperäisellä lannoitteella (NPK 9-6-3) saatiin kuitenkin lähes sama tulos, ja biohiili yksin ei tuottanut yhtä hyvää tulosta kuin pelkkä lannoite. Tutkimuksessa käytetystä biohiilestä ei ikävä kyllä ole tarkempaa tietoa, kuten KVK tai tuotannon HTT. Suomessa biohiilen kokeilu liikennealueella (Tuhkanen et al. 2014) ja viherkatoilla (Kuoppamäki ja Lehvävirta 2016) ovat olleet ensimmäisten raportoitujen viherrakentamisen biohiilikokeiden joukossa.

Taulukko 3. Biohiilen potentiaalisia hyötyjä viherrakentamisessa.

Hyöty	Missä tilanteessa paras	Millainen biohiili paras	Miten maksimoidaan
vedenpidätyskyvyn paraneminen	karkea, vähämultainen maa	suurihuokosinen, >2 mm palasina (ei jauhetta)	ohjaamalla sade- tai hulevettä kasvualustaan
KVK:n paraneminen	karkea, vähämultainen maa	korkean ominaispinta-alan omaava	biohiilen vanhentaminen ennen käyttöä esim. kompostin seosaineena
ravinteiden pidättyminen	alueet, joilta syntyy ravinnehuuhtoumia	korkean ominaispinta-alan omaava	biohiilen vanhentaminen ennen käyttöä esim. kompostin seosaineena
orgaanisten haitta-aineiden pidättäminen	alueet, joilla suuri haitta-ainekuorma	hydrofobinen, korkea HTT	karkeahko seosaine, jossa vähän orgaanista ainesta
metalli-haitta-aineiden pidättäminen	alueet, joilla suuri haitta-ainekuorma	hydrofiilinen, matala HTT	karkeahko, vähäravinteinen seosaine
siementen itämisen paraneminen	huonolaatuista maata kasvitettaessa	HTT yli 400 astetta	sekoittamalla pintamaahan siementen ja sitovan maanparannusaineen kanssa
kasvualustan keventäminen	astiaistutukset, viherkatot, ym. erikoiskohteet	kevyestä puusta tehty biohiili	muuta materiaalia päälle eroosion ehkäisemiseksi
parempi kasvien kasvu	kun kasvillisuudelle on riittävästi tilaa, tarvitaan runsas kasvillisuus	HTT yli 400 astetta.	sekoittamalla biohiileen eloperäistä lannoitetta tai maanparannusainetta

Tukholman kaupungin katu- ja puistotoimen runsas biohiilen käyttö viherrakentamisessa on Suomesakin hyvin tunnettua, mutta tutkimuksia siellä ei ole biohiilestä viherrakentamisessa tehty (yksi alkaneeksi raportoitu tutkimus, Andreasson et al. 2014, ei ole tiettävästi jatkunut). Ruotsissa viherrakentamisen kasvualustaratkaisut ja kasvillisuuden hoito ovat monin osin Suomea kehittyneempiä. Hulevesien tuonti puiden käyttöön ns. Tukholman mallin mukaan ja kastelulannoittaminen osana istutuksen jälkeistä hoitoa ovat menetelmiä, jotka voivat ilman biohiiltäkin tuoda huomattavia hyötyjä.



Kuva 1. Erik Dahlbergs alléen hevostakanjoita vuonna 2011.

Ruotsissa on biohiileen sekoitettuna käytetty sekä kompostia, kananlantaa että epäorgaanisia lannoitteita ravinteiden lähteenä, joissakin kohteissa huomattavan suurina määrinä. Jos lannoitteet eivät sitoudu tehokkaasti biohiileen, päätyvät hulevesien imeytykseen käytettävän kasvualustan ravinteet ravinnevalumiksi ympäristön vesistöihin tai jopa pohjaveteen. Hyvät tulokset puiden kasvussa ovat kuitenkin houkuttelevia.

Mikäli Tukholman biohiilipilottien hyvät tulokset selittyisivät pääasiassa biohiilellä itsellään, ne olisivat erittäin hyviä ja varsin selvästi poikkeavia verrattuna kansainvälisiin ja erityi-

sesti Skandinaaviin metsä- ja maatalouden tutkimuksiin (ks. kappaleet 7.1.2 ja 7.2). Siksi on syytä selvittää, millainen käytettyjen kasvualustaratkaisujen, jälkihoidon ja ravinneosien osuus on biohiilen käyttökohteiden hyvästä kasvusta. Ilman uusia tutkimuksia runsaiden ravinteiden osuutta viheralueiden hyvään kasvuun on kuitenkin hyvin vaikea arvioida, sillä viheralueiden lannoittamista ei ylipääntään ole juurikaan tutkittu. Toisaalta kyllä tiedetään, että pelkkä lannoite ei useinkaan tuota hyvää vastetta katupuilla, vaan juurten kasvuolojen ongelmallisuus estää ravinteiden ottoa. Tässä Tukholman malli jo itsessään voi olla huomattava apu ja biohiilen korkea huokoisuus myös erittäin hyödyllistä.

Sekä Tukholman malli kasvualustaratkaisuna (Embren 2009) että kastelulannoitus istutuksen jälkeen ovat jo yksinään tuoneet selvän parannuksen puiden selviämiseen ja kasvuun; Tukholman mallissa käytettiin alun perin kantavan kasvualustan hienoaineena kompostia, ja jo tällöin saatiin erittäin hyviä tuloksia. Näitä ”alkuperäisen mallin” puita voi Tukholmassa käydä katsomassa esimerkiksi Erik Dahlbergs alléella, missä kasvavat ensimmäiset Tukholman mallilla istutetut hevostakanjat (ist. 2004), tai Grindgatanilla, missä on samalla tekniikalla istutettuja kiinanpunapuita. Huomioiden miten suuri parannus Suomessa saatiin puiden kasvuunlähdeissä kastelupussien käyttöönotolla, ei olisi yllättävää, jos kasteluveden lannoituksella saataisiin vielä huomattava lisäparannus puiden kehitykseen. Puiden istutuksen jälkeistä lannoituskastelua tai Tukholman mallin kasvualustoja ei ole juuri kokeiltu Suomessa.



Kuva 2. Grindgatanin kiinanpunapuita syksyllä 2011.

Hulevesien pidättämisestä ja laadun parantamisesta on jo joitakin tutkimuksia viherrakentamisestakin, erityisesti viherkatoilta, missä biohiilen keveydestä ja korkeasta vedenpidätyskyvystä saadaan etua. Suomessa tehdyissä viherkattojen biohiilitutkimuksissa (Kuoppamäki ja Lehvävirta 2016; Kuoppamäki et al. 2016) tulokset ovat osin ristiriitaisia; tutkituista biohiilistä toinen (alempi ominaispinta-ala ja pH) lisäsi ravinnekuormaa alavirtaan ja toinen (korkeampi ominaispinta-ala ja pH) vähensi sitä,

joskaan kumpikaan vaikutus ei ollut huomattavan suuri. Sinänsä on kuitenkin hulevesisovellusten kannalta hieman huolestuttavaa, että jopa lannoittamaton puuperäinen biohiili voi toimia ravinnepäästöjen lähteenä. Eräitä eri tarkoituksiin käytettävän biohiilen tarpeellisia ominaisuuksia ja niiden vaihtelua on esitelty taulukossa Taulukko 4.

Biohiilen vedenpidätyskyky on sen painoon nähden erinomainen, ja biohiiltä pidetään arvokkaana viherkattomateriaalina myös siksi, että sen vedenpidätysominaisuudet auttavat kasvillisuutta selviämään sateettomien jaksojen yli (Cao et al. 2014). Biohiilen käytöstä hulevesirakenteissa on meneillään useita tutkimuksia ja pilotteja (esim. Hyvärinen et al. 2017, Myllylä 2017).

Biohiilen keveys ja huokoisuus voivat olla muutenkin arvokkaita ominaisuuksia helposti tiivistyvässä ja juurten normaalille toiminnalle epäystävällisissä kaupunkimaissa, joskin on vaikea arvioida, milloin biohiilen oma rakenne olisi riittävän vahva vastustamaan tiivistymistä. Biohiilen fysikaalisten ominaisuuksien vaikutusta juurten kasvuun ei ole vielä paljoakaan tutkittu (Kammann ja Graber 2015); ainoastaan maataloudesta tiedetään, että juuriston biomassaa biohiili ei merkittävästi lisää (Biederman ja Harpole 2013). Yleensä kasvit satsaavat juuriston kasvuun vähemmän, jos resurssien saanti maasta on helpompaa, joten tästä tuloksesta ei voi tehdä sitä päätelmää, etteikö biohiili voisi parantaa juuriston toimintaa.

Viherrakentamisessa on monia kohteita, joissa biohiiltä voidaan kokeilla. Tutkimukset eivät kuitenkaan anna aihetta kovin suuriin odotuksiin sen vaikutuksista kasvien kasvuun ainakaan ensimmäisten vuosien aikana. Hulevesien laadun parantamisessa saattaisi olla jopa kasvualustoja enemmän potentiaalia biohiilen hyödyntämiseen, mutta biohiilen eroosioalttius tekee kohteiden ja rakennekerrosten suunnittelusta vaativaa. Kasvualusta- ja hulevesikäytön yhdistämisestä tekee hankalaa se, että biohiili vaatii kasvien kasvatusta varten käytettäessä ravinnelisin. Runsaat eloperäiset ravinteet näyttävät historiallisesti olleen keskeinen osa pyrogeeniseen hiileen liitetyn viljavuuden syntyä, mutta hulevesiin ravinteita ei haluta valuvan. Ravinteistus olisikin hyvä päästä tekemään jo huomattavasti ennen viherrakentamisen käyttöön ottamista, niin että ravinteet ovat sitoutuneet biohiileen jo mahdollisimman hyvin. Biohiilen käyttö kompostoinnin apuaineena näyttäisi olevan yksi mahdollinen tapa tuottaa ravinteikasta, mutta ravinteensa ainakin kohtuullisesti sitovaa biohiiltä.

Taulukko 4. Biohiilen eräiden viherrakentamisen kasvualustoissa merkittävien ominaisuuksien vaihtelu pyrolyysiprosessin korkeimman saavutetun lämpötilan mukaan. Taulukko on vain karkeasti suuntaa antava, sillä monet muutkin tekijät kuin HTT vaikuttavat näihin ominaisuuksiin. ”-”= heikko, ”+”=hyvä.

Biohiilen ominaisuus	mittari (toissijainen)	HHT<400	HTT 400- 600	HHT 600- 700	parhaat raaka- aineet
lähtö-KVK	KVK (ominaispinta- ala)	+		-	
pitkäaikainen KVK	KVK (ominaispinta- ala)	+		+	puu (?)
huokoisuus	ominaispinta-ala (huokostilavuus)	- -	-	+	puu
ravinteisuus	liukoiset ravinteet	+	-	- -	lanta, liete, elin- tarvikejäte
C-varaston pysyvyys	H/C (O/C) suhde	-	+	++	
vedenpidätyskyky	makrohuokosten osuus huokosista (raekoko)	-	++	+	puu
metallisten haitta- aineiden sitominen	(ominaispinta-ala)	+		-	
orgaanisten haitta- aineiden sitominen	(ominaispinta-ala)	-	+	++	
kalkitusvaikutus	kalkitusvaikutus (pH)	hapan – neutraali		emäksinen	

10. Viitteet

Afroz, A. N., Boehm, A. B. 2017. Effects of submerged zone, media aging, and antecedent dry period on the performance of biochar-amended biofilters in removing fecal indicators and nutrients from natural stormwater. Ecological Engineering, 102, 320-330.

Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., ... Ok, Y. S. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. Chemosphere, 99, 19-33.

Alhashimi, H. A., Aktas, C. B. 2017. Life cycle environmental and economic performance of biochar compared with activated carbon: A meta-analysis. Resources, Conservation and Recycling, 118, 13-26.

- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G., De Neve, S. 2013. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *European Journal of Soil Science*, 64(4), 379-390.
- Andersson, J. T., Achten, C. 2015. Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35(2-4), 330-354.
<http://doi.org/10.1080/10406638.2014.991042>
- Andreasson F, Embrén B., Fransson, A.-M. 2014. Growth of *Prunus avium* street trees is increased by addition of biochar to a structural soil. In: International conference on Urban Tree Diversity Programme and abstract book, 2014, Alnarp, Sweden, p. 57.
- Beesley, L., Moreno-Jimenez, E., Fellet, G., Melo, L., Sizmur, T. 2015. Biochar and heavy metals. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Biederman, L. A., Harpole, W. S. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB bioenergy*, 5(2), 202-214.
- Bird, M. 2015. Test procedures for biochar analysis in soils. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Bird, M. I., Moyo, C., Veenendaal, E. M., Lloyd, J., Frost, P. 1999. Stability of elemental carbon in a savanna soil. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), 923-932.
- Birk, J. J., Teixeira, W.G., Neves, E.G., Glaser, B. 2011. Faeces deposition on Amazonian Anthrosols as assessed from $\delta^{13}\text{C}$ -stanols. *Journal of Archaeological Science*, 38 (6), 1209-1220.
- Blackwell, P., Riethmuller, G., Collins, M. 2012. Biochar application to soil. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. Biochar for environmental management – science and technology. Earthscan, London, UK.
- Bond, Tami C., Sarah J. Doherty, D. W. Fahey, P. M. Forster, T. Berntsen, B. J. DeAngelo, M. G. Flanner et al. 2013. Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118 (11), 5380-5552.
- Borchard, N., Ladd, B., Eschemann, S., Hegenberg, D., Mösel, B. M., Amelung, W. 2014. Black carbon and soil properties at historical charcoal production sites in Germany. *Geoderma*, 232, 236-242.
- Bozzi, E., Genesio, L., Toscano, P., Pieri, M., Miglietta, F. 2015. Mimicking biochar-albedo feedback in complex Mediterranean agricultural landscapes. *Environmental Research Letters*, 10(8), 084014.
- Brändli, R. C., Bucheli, T. D., Kupper, T., Mayer, J., Stadelmann, F. X., Tarradellas, J. 2007. Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants. *Environmental Pollution*, 148(2), 520-528.
- Bruckman, V. J., Terada, T., Uzun, B. B., Apaydin-Varol, E., Liu, J. 2015. Biochar for climate change mitigation: tracing the in-situ priming effect on a forest site. *Energy Procedia*, 76, 381-387.
- Bruun, E. W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Jensen, P. A., Dam-Johansen, K. 2011. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy*, 35(3), 1182-1189.
- Bucheli, T. D., Hilber, I., Schmidt, H. P. 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated aromatic compounds in biochar. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.

- Bush, M. B., Correa-Metrio, A., McMichael, C. H., Sully, S., Shadik, C. R., Valencia, B. G., Guilderson, T., Steinitz-Kannan, M., Overpeck, J. T., 2016. A 6900-year history of landscape modification by humans in low-land Amazonia. *Quaternary Science Reviews*, 141, 52-64.
- Bush, M. B., Colinvaux, P.A.. 1988. A 7000-year pollen record from the Amazon lowlands, Ecuador. *Plant Ecology*, 76(3): 141-154.
- Buss, W., Graham, M. C., MacKinnon, G., Mašek, O. 2016. Strategies for producing biochars with minimum PAH contamination. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 119, 24-30.
- Callaway, R.M., Ridenour, W.M., 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 436–443.
- Camps-Arbestain, M., Amonette, J.E., Singh, B., Wang, T., Schmidt, H.-P. 2015. A biochar classification system and associated test methods. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Cao, C. T., Farrell, C., Kristiansen, P. E., Rayner, J. P. 2014. Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. *Ecological Engineering*, 71, 368-374.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J. E., Burton, S. D., Engelhard, M. H. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37(11), 1477-1488.
- Chia, C.H., Downie, A., Munroe, P. 2015. Characteristics of biochar: physical and structural properties. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Clement, C. R., Denevan, W. M., Heckenberger, M. J., Junqueira, A. B., Neves, E. G., Teixeira, W. G., Woods, W. I. 2015. The domestication of Amazonia before European conquest. In *Proceedings of the Royal Society Series B* 282, No. 1812, p. 20150813.
- Colosky, E. 2017. Re-examining the Amazonian Dark Earth Phenomenon: Biochar. MSc thesis. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy, <http://hdl.handle.net/11299/191183>.
- Cowie, A., Woolf, D., Gaunt, J., Brandao, M., de la Rosa, R.A., Cowie, A. 2015. Biochar, carbon accounting and climate change. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Del Fabbro, C., Prati, D. 2015. Invasive plant species do not create more negative soil conditions for other plants than natives. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(2), 87-95.
- Del Fabbro, C., Güsewell, S., Prati, D. 2014. Allelopathic effects of three plant invaders on germination of native species: a field study. *Biological invasions*, 16(5), 1035-1042.
- DeLuca, T.H., MacKenzie, M.D., Gundale, M. 2012. Biochar effects on soil nutrient transformations. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. *Biochar for environmental management – science and technology*. Earthscan, London, UK.
- DeLuca, T.H., Gundale, M., MacKenzie, M.D., Jones, D.L. 2015. Biochar effects on soil nutrient transformations. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Denevan, W. M. 2001. *Cultivated landscapes of native Amazonia and the Andes*. Oxford University Press on Demand, 2001.

- Dittmar, T., De Rezende, C. E., Manecki, M., Niggemann, J., Ovalle, A. R. C., Stubbins, A., Bernardes, M. C. 2012. Continuous flux of dissolved black carbon from a vanished tropical forest biome. *Nature Geoscience*, 5(9), 618.
- Dong, J., Chi, Y., Tang, Y., Ni, M., Nzihou, A., Weiss-Hortala, E., Huang, Q. 2015. Partitioning of Heavy Metals in Municipal Solid Waste Pyrolysis, Gasification, and Incineration. *Energy & Fuels*, 29(11), 7516-7525.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. 2012. Physical properties of biochar. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. *Biochar for environmental management – science and technology*. Earthscan, London, UK.
- Downie, A. E., Van Zwieten, L., Smernik, R. J., Morris, S., Munroe, P. R. 2011. Terra Preta Australis: Reassessing the carbon storage capacity of temperate soils. *Agriculture, ecosystems & environment*, 140(1), 137-147.
- Drake, J. A., Carrucan, A., Jackson, W. R., Cavagnaro, T. R., Patti, A. F. 2015. Biochar application during reforestation alters species present and soil chemistry. *Science of the Total Environment*, 514, 359-365.
- Eckmeier, E., Gerlach, R., Gehrt, E., Schmidt, M. W. 2007. Pedogenesis of chernozems in Central Europe - a review. *Geoderma*, 139(3), 288-299.
- Embren, B. 2009. Kaupunkipuiden istuttaminen Ruotsissa. Viherpäivien esitelmä ja esitelmäabstrakti.
- Falcão, N. P. S., Clement, C. R., Tsai, S. M., Comerford, N. B. 2009. Pedology, fertility, and biology of central Amazonian Dark Earths. Kirjassa *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision*: 213-228.
- Fearnside, P. M., de Alencastro Graça, P. M. L., Leal Filho, N., Rodrigues, F. J. A., Robinson, J. M. 1999. Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Pará. *Forest Ecology and Management*, 123(1), 65-79.
- Field, J. L., Keske, C. M., Birch, G. L., DeFoort, M. W., Cotrufo, M. F. 2013. Distributed biochar and bioenergy coproduction: a regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts. *Gcb Bioenergy*, 5(2), 177-191.
- Fletcher, A. J., Smith, M. A., Heinemeyer, A., Lord, R., Ennis, C. J., Hodgson, E. M., Farrar, K. 2014. Production factors controlling the physical characteristics of biochar derived from phytoremediation willow for agricultural applications. *BioEnergy Research*, 7(1), 371-380.
- Genesio, L., Vaccari, F. P., Miglietta, F. 2016. Black Carbon aerosol from biochar threatens its negative emission potential. *Global change biology*, 22(7), 2313-2314.
- Glaser, B., Amelung, W. 2003. Pyrogenic carbon in native grassland soils along a climosequence in North America. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2), 1064, DOI: 10.1029/2002GB002019
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W. 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88(1), 37-41.
- Glaser, B., Birk, J.J. 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica et Cosmochimica acta*, 82, 39-51.
- Graber, E., Kookana, R.S. 2015. Biochar and retention/efficacy of pesticides. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Gray, M., Johnson, M. G., Dragila, M. I., Kleber, M. 2014. Water uptake in biochars: the roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy*, 61, 196-205.
- Gundale, M. J., Nilsson, M. C., Pluchon, N., Wardle, D. A. 2015. The effect of biochar management on soil and plant community properties in a boreal forest. *GCB Bioenergy*, 8(4), 777-789.

- Hagner, M., Kemppainen, R., Jauhiainen, L., Tiilikkala, K., Setälä, H. 2016. The effects of birch (*Betula* spp.) biochar and pyrolysis temperature on soil properties and plant growth. *Soil and Tillage Research*, 163, 224-234.
- Hale, S. E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A. R., Bachmann, R. T., Shitumbanuma, V., ... Cornelissen, G. 2012. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environmental Science & Technology*, 46(5), 2830-2838.
- Hammes, K., Schmidt, M.W.I. 2012. Changes of biochar in soil. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. *Biochar for environmental management – science and technology*. Earthscan, London, UK.
- Hammes, K., Torn, M. S., Lapenas, A. G., Schmidt, M. W. 2008. Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. *Biogeosciences*, 5(5), 1339-1350.
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., Brownsort, P. 2011. Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy policy*, 39(5), 2646-2655.
- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., Close, D. 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability?. *Plant and soil*, 376(1-2), 347-361.
- Heckenberger, M. J., Kuikuro, A., Kuikuro, U. T., Russell, J. C., Schmidt, M., Fausto, C., Franchetto, B. 2003. Amazonia 1492: Pristine forest or cultural parkland?. *Science*, 301(5640), 1710-1714.
- Heckenberger, M. J., Petersen, J.B., Neves, E.G. 1999. Village size and permanence in Amazonia: two archaeological examples from Brazil. *Latin American Antiquity*, 10(4), 353-376.
- Hernandez - Soriano, M. C., Kerré, B., Goos, P., Hardy, B., Dufey, J., Smolders, E. 2016. Longterm effect of biochar on the stabilization of recent carbon: soils with historical inputs of charcoal. *Gcb Bioenergy*, 8(2), 371-381.
- Hilber, I., Bastos, A.C., Loureiro, S., Soja, G., Marsz, A., Cornelissen, G., Bucheli, T.D. 2017. The different faces of biochar: contamination risk versus remediation tool. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 25(2), 86-104.
- Hyväluoma, J., Kulju, S., Hannula, M., Wikberg, H., Källi, A., Rasa, K. 2016. Quantitative characterization of pore structure of several biochars with 3D imaging. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8823-x>
- Hyvärinen, H., Usva, K., Saarenketo, P., Juhanoja, S., Tuhkanen, E-M. 2017. Uutta liiketoimintaa vesistöjen ravinteista. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus*, 39/2017.
- Ibarrola, R., Shackley, S., Hammond, J. 2012. Pyrolysis biochar systems for recovering biodegradable materials: A life cycle carbon assessment. *Waste Management*, 32(5), 859-868.
- IBI. 2015. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil (Version of Nov. 23, 2015). http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf
- Inyang, M., Dickenson, E. 2015. The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: a review. *Chemosphere*, 134, 232-240.
- Ippolito, J.A., Spokas, K.A., Novak, J.M., Lentz, R.D., Cantrell, K.B. 2015. Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.

- Jaffé, R., Ding, Y., Niggemann, J., Vähätalo, A. V., Stubbins, A., Spencer, R. G., ... Dittmar, T. 2013. Global charcoal mobilization from soils via dissolution and riverine transport to the oceans. *Science*, 340(6130), 345-347.
- Jaiswal, A. K., Frenkel, O., Elad, Y., Lew, B., Graber, E. R. 2015. Non-monotonic influence of biochar dose on bean seedling growth and susceptibility to *rhizoctonia solani*: the “shifted Rmax-effect”. *Plant and Soil*, 395(1-2), 125-140.
- Jeffery, S., Abalos, D., Spokas, K.A., Verheijen, F.G.A. 2015. Biochar effects on crop yields. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G., Van Der Velde, M., Bastos, A. C. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 144(1), 175-187.
- Joseph, S., Anh, M.L., Clare, A., Shackley, S. 2015. Socio-economic feasibility, implementation and evaluation of small-scale biochar projects. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Joseph, S., Doug, P. O. W., Dawson, K., Mitchell, D. R., Rawal, A., James, H. O. O. K., ... Munroe, P. 2015. Feeding biochar to cows: an innovative solution for improving soil fertility and farm productivity. *Pedosphere*, 25(5), 666-679.
- Kammann, C., Graber, E.R. 2015. Biochar effects on plant ecophysiology. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Kinney, T. J., Masiello, C. A., Dugan, B., Hockaday, W. C., Dean, M. R., Zygourakis, K., Barnes, R. T. 2012. Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. *Biomass and Bioenergy*, 41, 34-43.
- Kleber, M., Hockaday, W., Nico, P.S. 2015. Characteristics of biochar: macro-molecular properties. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Kuoppamäki, K., Hagner, M., Lehvävirta, S., Setälä, H. 2016. Biochar amendment in the green roof substrate affects runoff quality and quantity. *Ecological Engineering*, 88, 1-9.
- Kuoppamäki, K., Lehvävirta, S. 2016. Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. *Landscape and Urban Planning*, 152, 39-48.
- Laird, D., Rogovska, N. 2015. Biochar effects on nutrient leaching. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, pp. 381-387.
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B.P., Sohi, S., Zimmerman, A. R. 2015. Persistence of biochar in soil. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S. 2012. Stability of biochar in the soil. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. Biochar for environmental management – science and technology. Earthscan, London, UK.
- Lehmann, J., Joseph, S. 2012. Biochar for environmental management – science and technology. Earthscan, London, UK.

- Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Lehmann, J., Kern, D. C., Glaser, B., Woods, W. I. (Eds.). 2007. Amazonian dark earths: origin, properties, management. Springer Science & Business Media.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil biology and biochemistry*, 43(9), 1812-1836.
- Lehmann, J., Skjemstad, J., Sohi, S., Carter, J., Barson, M., Falloon, P., ... Krull, E. 2008. Australian climate-carbon cycle feedback reduced by soil black carbon. *Nature Geoscience*, 1(12), 832-835.
- Lima, H. N., Schaefer, C. E., Mello, J. W., Gilkes, R. J., Ker, J. C. 2002. Pedogenesis and pre-Colombian land use of “Terra Preta Anthrosols” (“Indian black earth”) of Western Amazonia. *Geoderma*, 110(1), 1-17.
- Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S., Bian, R., Li, L., ... Paz-Ferreiro, J. 2013. Biochar’s effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data. *Plant and soil*, 373(1-2), 583-594.
- Luan, J., Li, R., Zhang, Z., Li, Y., Zhao, Y. 2013. Influence of chlorine, sulfur and phosphorus on the volatilization behavior of heavy metals during sewage sludge thermal treatment. *Waste Management & Research*, 31(10), 1012-1018.
- Macedo, R. S., Teixeira, W. G., Corrêa, M. M., Martins, G. C., Vidal-Torrado, P. 2017. Pedogenetic processes in anthrosols with pretic horizon (Amazonian Dark Earth) in Central Amazon, Brazil. *PloS one*, 12(5), e0178038.
- Madari, B.E., Ferreira Cunha, T. J., Soares, R. 2011. Organic matter of the anthropogenic dark earths of Amazonia. *Dynamic soil, dynamic plant*, 5 (1).
- Madej, J., Hilber, I., Bucheli, T. D., Oleszczuk, P. 2016. Biochars with low polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations achievable by pyrolysis under high carrier gas flows irrespective of oxygen content or feedstock. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 122, 365-369.
- Maestrini, B., Nannipieri, P., Abiven, S. 2015. A meta-analysis on pyrogenic organic matter induced priming effect. *Gcb Bioenergy*, 7(4), 577-590.
- Maienza, A., Genesio, L., Acciai, M., Miglietta, F., Pusceddu, E., Vaccari, F. P. 2017. Impact of Biochar Formulation on the Release of Particulate Matter and on Short-Term Agronomic Performance. *Sustainability*, 9(7), 1131.
- Major, J., Steiner, C., Downie, A., Lehmann, J. 2012. Biochar effects on nutrient leaching. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. Biochar for environmental management – science and technology. Earthscan, London, UK.
- Mao, J. D., Johnson, R. L., Lehmann, J., Olk, D. C., Neves, E. G., Thompson, M. L., Schmidt-Rohr, K. 2012. Abundant and stable char residues in soils: implications for soil fertility and carbon sequestration. *Environmental Science & Technology*, 46(17), 9571-9576.
- Masiello, C. A. 2004. New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*, 92(1), 201-213.
- Masiello, C. A., Czimczik, C. 2006. Resolving the Refractory-Labile Black Carbon Paradox. In AGU Fall Meeting Abstracts, December 2006.
- Masiello, C.A., Dugan, B., Brewer, C.E., Spokas, K.A., Novak, J.M., Liu, Z., Sorrentini, G. 2015. Biochar effects on soil hydrology. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.

- Maurcio, L. D. A. G. P., Fearnside, P. M., Cerri, C. C. 1999. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest ecology and Management*, 120(1-3), 179-191.
- McElligott, K.M. 2011. Biochar amendments to forest soils: effects on soil properties and tree growth. MSc Thesis, University of Idaho. 94 s.
- Mehari, Z. H., Meller Harel, Y., Rav-David, D., Graber, E. R., Elad, Y. 2013. The nature of systemic resistance induced in tomato (*Solanum lycopersicum*) by biochar soil treatments, *IOBC/WPRS Bulletin*, vol 89, pp. 227–230.
- Meyer, S., Genesio, L., Vogel, I., Schmidt, H. P., Soja, G., Someus, E., ... Glaser, B. 2017. Biochar standardization and legislation harmonization. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 1-17.
- Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S., Pittman, C. U. 2014. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent—a critical review. *Bioresource technology*, 160, 191-202.
- Mohanty, S. K., Boehm, A. B. 2015. Effect of weathering on mobilization of biochar particles and bacterial removal in a stormwater biofilter. *Water research*, 85, 208-215.
- Moraes, J. L., Cerri, C. C., Melillo, J. M., Kicklighter, D., Neill, C., Steudler, P. A., Skole, D. L. 1995. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. *Soil Science Society of America Journal*, 59(1), 244-247.
- Mukherjee, A., Lal, R. 2014. The biochar dilemma. *Soil Research*, 52(3), 217-230.
- Myllylä, H. 2017. Biohiili biopidätysalueessa ja kantavassa kasvualustassa. Hämeen ammattikorkeakoulu, opinäytetyö.
- Mäkelä-Kurtto, R., Sippola, J. 2002. Monitoring of Finnish arable land: changes in soil quality between 1987 and 1998. *Agricultural and Food Science in Finland*, 11(4), 273-284.
- Nelson, N. O., Agudelo, S. C., Yuan, W., Gan, J. 2011. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Science*, 176(5), 218-226.
- Neves, E. G., Petersen, J.B., Bartone, R.N., da Silva, C.A. 2003. Historical and socio-cultural origins of Amazonian Dark Earths. *Kirjassa Amazonian dark earths: origin, properties, management (2003): 29-50.*
- Novotny, E. H., Hayes, M. H., Madari, B. E., Bonagamba, T. J., Azevedo, E. R. D., Souza, A. A. D., ... Mangrich, A. S. 2009. Lessons from the Terra Preta de Índios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20(6), 1003-1010.
- Noyce, G. L., Basiliko, N., Fulthorpe, R., Sackett, T. E., Thomas, S. C. 2015. Soil microbial responses over 2 years following biochar addition to a north temperate forest. *Biology and fertility of soils*, 51(6), 649-659.
- Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K. J., Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. *Nature Geoscience*, 2(10), 692-695.
- Ohlson, M., Kasin, I., Wist, A. N., Bjune, A. E. 2013. Size and spatial structure of the soil and lacustrine charcoal pool across a boreal forest watershed. *Quaternary Research*, 80(3), 417-424.
- Peters, J. F., Iribarren, D., Dufour, J. 2015. Biomass pyrolysis for biochar or energy applications? A life cycle assessment. *Environmental science & technology*, 49(8), 5195-5202.
- Pignatello, J.J., Uchimiya, M., Abiven, S., Schmidt, M.W.I. 2015. Evolution of biochar properties in soil. *Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.*

- Ponomarenko, E. V., Anderson, D. W. 2001. Importance of charred organic matter in Black Chernozem soils of Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 81(3), 285-297.
- Ravi, S., Sharratt, B. S., Li, J., Olshevski, S., Meng, Z., Zhang, J. 2016. Particulate matter emissions from biochar-amended soils as a potential tradeoff to the negative emission potential. *Scientific reports*, 6, 35984.
- Reisser, M., Purves, R. S., Schmidt, M. W., Abiven, S. 2016. Pyrogenic carbon in soils: a literature-based inventory and a global estimation of its content in soil organic carbon and stocks. *Frontiers in Earth Science*, 4, 80.
- Roberts, K. G., Gloy, B. A., Joseph, S., Scott, N. R., Lehmann, J. 2009. Life cycle assessment of biochar systems: estimating the energetic, economic, and climate change potential. *Environmental Science & Technology*, 44(2), 827-833.
- Rumpel, C., Leifeld, J., Santin, C., Doerr, S. 2015. Movement of biochar in the environment. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Sackett, T. E., Basiliko, N., Noyce, G. L., Winsborough, C., Schurman, J., Ikeda, C., Thomas, S. C. 2015. Soil and greenhouse gas responses to biochar additions in a temperate hardwood forest. *Gcb Bioenergy*, 7(5), 1062-1074.
- Santín, C., Doerr, S. H., Preston, C. M., González-Rodríguez, G. 2015. Pyrogenic organic matter production from wildfires: a missing sink in the global carbon cycle. *Global change biology*, 21(4), 1621-1633.
- Schaffert, E., Percival, G. 2016. The Influence of Biochar, Slow-Release Molasses, and an Organic N: P: K Fertilizer on Transplant Survival of *Pyrus communis* ‘Williams’ Bon Chrétien’. *Arboriculture & Urban Forestry*, 42(2), 102-110.
- Schmidt, M. 2013. Amazonian Dark Earths: pathways to sustainable development in tropical rainforests?. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 8(1), 11-38.
- Schmidt, M. W., Skjemstad, J. O., Jäger, C. 2002. Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black chernozemic soils in central Europe originate from ancient biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4).
- Sesko, M., Shearer, D., Stangl, G. 2015. Commercialization of the biochar industry. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Setälä, H. M., Francini, G., Allen, J. A., Hui, N., Jumpponen, A., Kotze, D. J. 2016. Vegetation Type and Age Drive Changes in Soil Properties, Nitrogen, and Carbon Sequestration in Urban Parks under Cold Climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 93.
- Shackley, S., Clare, A., Joseph, S., McCarl, B.A., Schmidt, H.-P. 2015. Economic evaluation of biochar systems: current evidence and challenges. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Shackley, S., Hammond, J., Gaunt, J., Ibarrola, R. 2011. The feasibility and costs of biochar deployment in the UK. *Carbon Management*, 2(3), 335-356.
- Skjemstad, J. O., Reicosky, D. C., Wilts, A. R., McGowan, J. A. 2002. Charcoal carbon in US agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66(4), 1249-1255.
- Soentgen, J., Hilbert, K., von Groote-Bidlingmaier, C., Herzog-Schröder, G., Erich Pabst, E., Timpf, S. 2017. Terra preta de índio: Commodification and Mythification of the Amazonian Dark Earths. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 26(2), 136-143.

- Soinne, H., Hovi, J., Tammeorg, P., Turtola, E. 2014. Effect of biochar on phosphorus sorption and clay soil aggregate stability. *Geoderma*, 219, 162-167.
- Sombroek, W.G., Nachtergaele, F.O., Hebel, A. 1993. Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio*, 22 (7), 417-426.
- Smernik, R.J. 2012. Biochar and sorption of organic compounds. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. Biochar for environmental management – science and technology. Earthscan, London, UK.
- Spokas, K. A. 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O: C molar ratios. *Carbon Management*, 1(2), 289-303.
- Spokas, K. A., Baker, J. M., Reicosky, D. C. 2010. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. *Plant and Soil*, 333(1-2), 443-452.
- Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., ... Lentz, R. D. 2012. Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 973-989.
- Steiner, C., Sanchez-Monedero, M.A., Kammann, C. 2015. Biochar as an additive to compost and growing media. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Tammeorg, P. 2014. Softwood biochar as a soil amendment material for boreal agriculture. PhD thesis, University of Helsinki.
- Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., Yang, Z. 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere*, 125, 70-85.
- Thies, J. E., Rillig, M.C. 2012. Characteristics of biochar: biological properties. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2012. Biochar for environmental management – science and technology. Earthscan, London, UK.
- Thies, J.E., Rillig, M.C., Graber, E.R. 2015. Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Thomas, S. C., Gale, N. 2015. Biochar and forest restoration: a review and meta-analysis of tree growth responses. *New Forests*, 46(5-6), 931-946.
- Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371, 783–785.
- Tuhkanen, E-M., Juhanoja, S., Salo, T. 2014. Kierrätysmateriaalien hyödyntäminen viherrakentamisen kasvu-alustoissa ja rakenteissa. MTT:n raportti 161.
- Ulrich, B. A., Loehnert, M., Higgins, C. P. 2017. Improved contaminant removal in vegetated stormwater biofilters amended with biochar. *Environmental Science: Water Research & Technology* 3:276. DOI: 10.1039/c7ew00070g
- Verheijen, F.G.A., Bastos, A.G., Schmidt, H.-P., Brandao, M., Jeffery, S. 2015. Biochar sustainability and certification. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management – science, technology and implementation. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Verheijen, F. G. A., Graber, E. R., Ameloot, N., Bastos, A. C., Sohi, S., Knicker, H. 2014. Biochars in soils: new insights and emerging research needs. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 22-27.

- Verheijen, F. G., Jeffery, S., van der Velde, M., Penížek, V., Beland, M., Bastos, A. C., Keizer, J. J. 2013. Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate: implications for global radiative forcing. *Environmental Research Letters*, 8(4), 044008.
- Viger, M., Hancock, R. D., Miglietta, F., Taylor, G. 2015. More plant growth but less plant defence? First global gene expression data for plants grown in soil amended with biochar. *Gcb Bioenergy*, 7(4), 658-672.
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y. 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *Gcb Bioenergy*, 8(3), 512-523.
- Whitman, T., Singh, B.P., Zimmerman, A.R. 2015. Priming effects in biochar-amended soils: implications of biochar-soil organic matter interactions for carbon storage. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Wiedner, K., Glaser, B. 2015. Traditional use of biochar. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.
- Wiedner, K., Schneeweiß, J., Dippold, M. A., Glaser, B. 2015. Anthropogenic dark earth in Northern Germany—the Nordic analogue to terra preta de Indio in Amazonia. *Catena*, 132, 114-125.
- Wood, S. W., Cowie, A. 2004. A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production. Research and Development Division, State Forests of New South Wales. For IEA Bioenergy Task 38.
- Woods, W. I., McCann, J. M. 1999. The anthropogenic origin and persistence of Amazonian dark earths. In *Yearbook. Conference of latin americanist Geographers* (pp. 7-14). Conference of Latin Americanist Geographers, 1999, January.
- Xiao, X., Chen, Z., Chen, B. 2016. H/C atomic ratio as a smart linkage between pyrolytic temperatures, aromatic clusters and sorption properties of biochars derived from diverse precursory materials. *Scientific reports*, 6.
- Xie, T., Reddy, K. R., Wang, C., Yargicoglu, E., Spokas, K. 2015. Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(9), 939-969.
- Zimmerman, A. R., Gao, B., Ahn, M. Y. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1169-1179.
- Van Zwieten, L., Kammann, C., Cayuela, M.L., Singh, B.P., Joseph, S., Kimber, S., Donne, S., Clough, T., Spokas, K.A. 2015. Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil. Kirjassa Lehmann, J., Joseph, S. 2015. *Biochar for environmental management – science, technology and implementation*. 2nd edition, Earthscan, London, UK.