

Egenskaber og klimaeffekt ved biochar til landbrugsjord – et Review

Forfatter: Kristine Skov
Plante- og Miljøinnovation, SEGES

STØTTET AF

Promilleafgiftsfonden for landbrug

SUMMARY

Biochar – også kaldet biokul, dannes ved pyrolyse af organiske materiale under iltfrie- eller iltfattige forhold, typisk ved 300 – 700 °C (Xiao et al., 2016). Generelt vil det procentvise indhold af kulstof i biochar stige, med stigende pyrolysetemperatur, og det samme vil stabiliteten af kulstoffet i biocharproduktet. Ved de høje pyrolysetemperaturer vil flygtige forbindelser som O og H fordampe fra biocharproduktet, mens en høj andel af kulstoffet bliver tilbage (Weber & Quicker, 2018). Grundet den kraftige reduktion af materialets indhold af ilt og brint, samt biokullets kemiske struktur er det meget svært for mikroorganismer i jorden at mineralisere kulstoffet i biochar (Henriksen et al., 2019). Stabiliteten af biochar kan på den måde estimeres ud fra dets H/C forhold, hvor lavere H/C forhold er forbundet med højere stabilitet. Ved et H/C forhold på 0,4 regner man i Eriksen et al. (2020) med at 90 pct. af kulstofindholdet i biochar kan genfindes efter 100 år.

De høje temperaturer, som biochar produceres under gør, at flygtige forbindelser i input-biomassen fordampes fra produktet. Derfor er f.eks. indholdet af kvælstof i biocharprodukter meget lavt, mens indholdet af mere stabile mineralske forbindelser som fosfor procentuelt stiger, fordi det ligesom kulstoffet i høj grad forbliver i biocharproduktet. Dog er sammenhængen mellem det totale- og det plantetilgængelige næringsstofindhold i biochar ikke fuldt afklaret (Ippolito et al., 2015).

Under danske forhold er det ikke fastslået, hvordan biocharprodukter påvirker næringsstofbalancer og næringsstoffilgængelighed. Herunder er det ikke fastslået hvordan fosfor og kvælstofbalancen påvirkes af biochar, og studier af biochars effekt på lattergasemission er varierende. Derfor er disse effekter endnu ikke fastslået under danske forhold (Eriksen et al., 2020). Metastudier fra udlandet indikerer, at man ved tildeling af biochar kan opnå en reduktion i lattergasudledningen fra marken på ca. 28 pct. (Eriksen et al., 2020). Denne effekt er dog ikke påvist under danske forhold (Thers, 2020). Også den umiddelbare effekt på CO₂ emissionen ved biochar i jord er varierende. Nogle studier finder, at der ved tildeling kan forekomme en puls af CO₂-emission, der stammer fra biocharproduktet (Smith et al., 2010), og andre studier finder, at biochar kortvarigt kan adsorbere CO₂ på dets overflade (Zubbri et al., 2020). På samme måde er der variation i studier af langtidseffekten med biochar. I nogle studier er det fundet at biochar kan øge omsætning af SOM, mens det i andre er fundet at hæmme dette (Wang et al., 2016; Herath et al., 2015).

INDHOLDSFORTEGNELSE

SUMMARY	1
INDLEDNING	3
1. PROCESBETINGELSERS BETYDNING FOR BIOCHAR	4
1.1 PYROLYSETEMPERATUR	4
1.2 BIOMASSEINPUT	6
1.3 EBC-KRAV	FEJL! BOGMÆRKE ER IKKE DEFINERET.
2. BIOCHARS NEDBRYDNING I JORD.....	7
3. NÆRINGSSTOFFER I BIOCHAR.....	8
3.1 BIOMASSENS BETYDNING FOR TOTALT- OG PLANTETILGÆNGELIGT NÆRINGSSTOF	8
3.2 PYROLYSETYPE OG TEMPERATURS BETYDNING FOR TOTALT- OG PLANTETILGÆNGELIGT NÆRINGSSTOF	10
4. BETYDNING FOR DRIVHUSGASUDVIKLING	13
4.1 JORDRESPIRATION	13
4.1.1 <i>Klimaeffekt – regneeksempel med CO₂</i>	14
4.2 LATTERGASEMISSION	15
4.2.1 <i>Klimaeffekt – regneeksempel med N₂O</i>	15
4.2 INDIREKTE EMISSION	16
5. KONKLUSION.....	16
REFERENCER	17

INDLEDNING

Biochar – også kaldet biokul, dannes ved pyrolyse af organiske materiale under iltfrie- eller iltfattige forhold, typisk ved 300 – 700 °C (Xiao et al., 2016). Biochar er en betegnelse for det kulstofrige restprodukt, som bliver tilbage fra pyrolyseprocessen hvorunder der også dannes pyrolysegas og tjære (Weber & Quicker, 2018). Biochar er et heterogent kulstofrigt materiale, rigt på aromatiske kulstofforbindelser og mineraler (EBC, 2012). Strukturen gør det svært nedbrydeligt i jorden, og derfor kan det effektivt anvendes til kulstoflagring (Biederman & Harpole, 2013). Overordnet peger studier på, at biochar i det naturlige miljø kan være stabilt i en størrelsesorden af hundrede til tusinder år (Biederman & Harpole, 2013; Sohi et al., 2010). Den lange levetid gør, at biochar anses som en mulighed for at etablere en langsigtet lagring af kulstof i terrestriske økosystemer (Lehmann et al., 2006). Produktet har flere forskellige anvendelsesmuligheder og der er foreslået en række forskellige strategier til langtidslagring af biochar. Potentialet vurderes at være størst inden for landbrugssektoren, da udbringning af biochar på marker, ud over at være kulstoflagrende, er forbundet med en række jordforbedrende effekter (Henriksen & Ahrenfeldt, 2019). F.eks. er en positiv udbytteeffekt som følge af biochar-tilførsel dokumenteret i forskellige metaanalyser, og effekten vurderes at være størst på jorder med høj udvaskning, lav pH samt lavt indhold af næringsstoffer og organisk kulstof (Eriksen et al., 2020). Grundet biochars fordelagtige egenskaber i jorden, har forkullet organisk materiale længe været anvendt i jordbruget, som det f.eks. er set i Terra Preta jordene i Amazonasbasinet – og teknologien er derfor ikke ukendt (Lehmann & Joseph, 2015; Weber & Quicker 2018). Det er dog først inden for de seneste 20 og særligt de seneste 10 år, at forskning og publikationer om biochars potentiale har vundet frem (Cai et al., 2021).

Biochars egenskaber afhænger i høj grad af de procesbetingelser, som det er produceret under. Derfor er biochar ikke ét produkt, men nærmere en overordnet betegnelse for en række ikke-ensartede kulstofrige produkter. Biocharprodukter har det til fælles, at kulstoffet i biocharprodukter er stabilt/svært nedbrydeligt. Stabiliteten varierer mellem biochartyper, og det samme gør dets kulstof- og næringsstofindhold (Ippolito et al., 2015). Derfor er anvendelsesmulighederne forskellige mellem biocharprodukter. Der forskes derfor endnu i biochars effekt på jordfrugtbarhed, påvirkning på næringsstofbalancer og på dets påvirkning på drivhusgasemissioner fra jorden.

Fordi biochar er meget varierende produkter, med meget forskellige egenskaber, er biochars interaktion og effekt på jordsystemet ikke fuldt afdækket. Variationen i produktion og potentiale gør, at resultater fra forskellige forsøg ofte er meget varierende og udfordrende at sammenligne. Derfor er der endnu 'huller' i vores viden om biochar og behov for yderligere forskning, for at afdække biochars forskellige egenskaber og potentialer (Xiao et al., 2016).

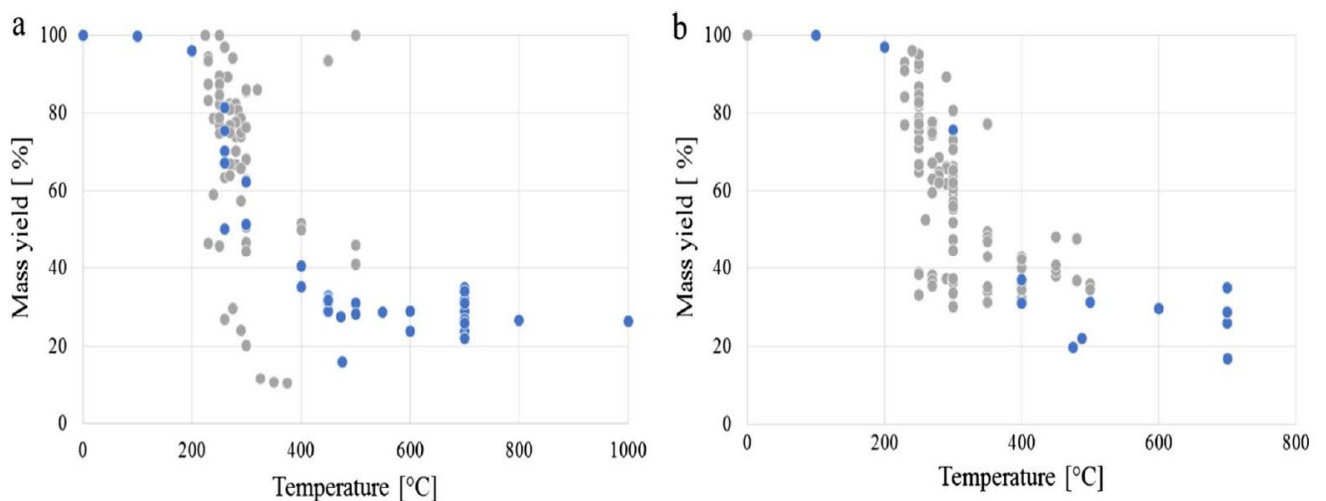
1. PROCESBETINGELSERS BETYDNING FOR BIOCHAR

Litteraturen giver et klart indtryk af, at biochars egenskaber og evne som kulstoflagrende produkt, i meget høj grad afhænger af de procesbetingelser, som biocharen produceres under (Lehmann & Joseph 2015). Derfor gennemgås her, nogle afgørende procesbetingelser.

Som nævnt produceres biochar ved pyrolyse, som er termisk nedbrydning af biomasse under høje temperaturer i et ilt-begrænset miljø (Lehmann & Joseph 2015). Under fremstillingen af biochar vil der i pyrolysen både dannes, bioolie, biogas og biochar i varierende mængder, afhængigt af procesbetingelserne (Sohi et al., 2010). Selve biocharproduktet er det tilbageværende faste materiale fra pyrolysen (Weber & Quicker 2018). Der kendes flere forskellige procesmetoder til fremstilling af biochar, men forholdet mellem procesbetingelserne og det endelige produktets sammensætning og egenskaber er ikke fuldt afrapporteret i litteraturen. Dog er det sikkert, at de procesparametre samt biomasse, der anvendes til fremstillingen af biochar, er afgørende for biocharproduktets fysiske, kemiske og strukturelle egenskaber, og at disse egenskaber vil påvirke biochars interaktion med jordsystemet (Lehmann & Joseph, 2015). Den mest afgørende parameter er den temperatur, som biomassen pyrolyseres under, men også pyrolysetype, biomassevalg og en række andre forhold spiller ind på det endelige biocharprodukt (Weber & Quicker 2018; Cai et al., 2021).

1.1 Pyrolysetemperatur

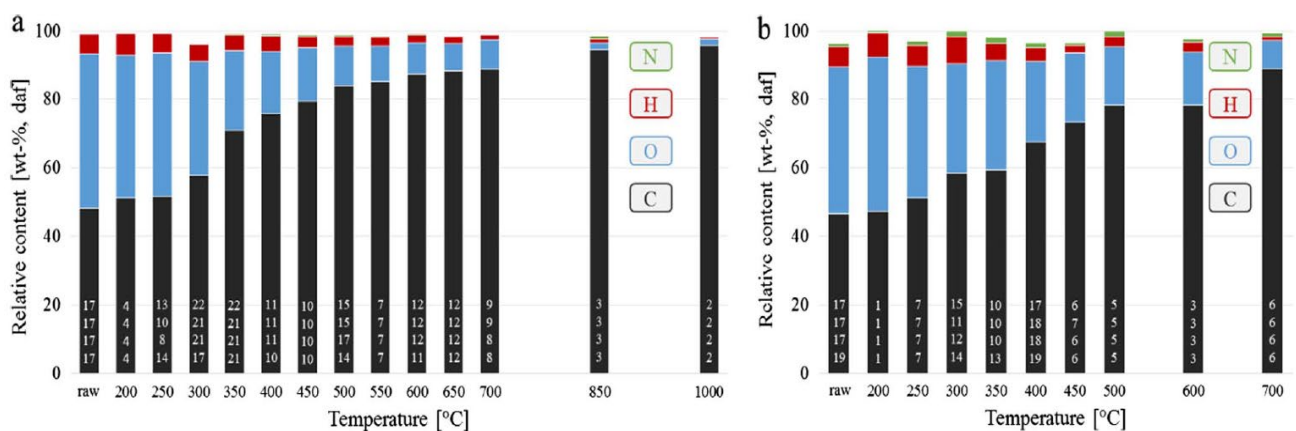
Når biomasse opvarmes under pyrolyse, fordampes vand og andre flygtige komponenter fra biomassen (Henriksen & Ahrenfeldt 2019). Herunder frigives f.eks. CO₂, C, CH₄, H₂ og store dele af N-indholdet (Lehmann & Joseph 2015). Med stigende pyrolysetemperatur bliver "restfraktionen"/det tilbageværende biocharudbytte derfor mindre end pyrolyse ved lavere temperaturer (Weber & Quicker 2018), som illustreret i figur 1.



Figur 1. Masseudbytte: (a) biochar af træbiomasse, og (b) biochar af ikke-træbiomasse. De blå datapunkter er målte værdier, mens de grå datapunkter er beregnede (Weber & Quicker 2018).

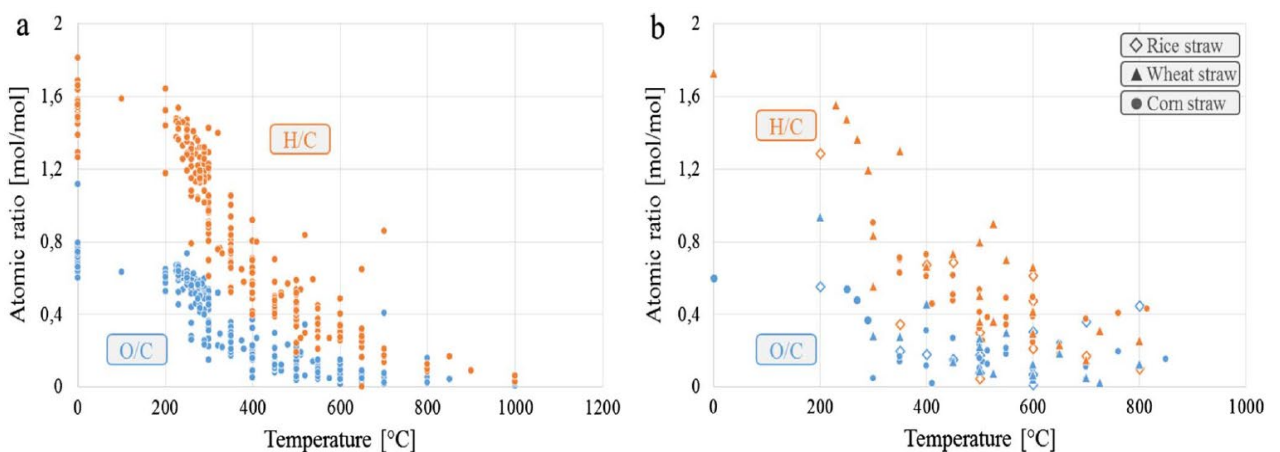
I figur 1 ses, at størstedelen af reduktionen i biocharproduktet finder sted ved temperaturer mellem 200 og 400 °C. Ved højere temperaturer ses kun en lille, eller ingen signifikant reduktion i udbyttet (Weber & Quicker 2018). I Eriksen et al., (2020) regner de med et udbytte på 20 – 36 % i biochar af halm. Dog kan udbyttet variere markant og afhænger af de specifikke procesbetingelser.

Ser man til gengæld på den relative sammensætning i biochar som funktion af temperatur i figur 2, ses at frigivelsen af flygtige forbindelser forårsager en forøgelse i den relative mængde af tilbageværende fikseret kulstof i biocharproduktet, selvom det totale indhold falder. Der dannes altså en mindre biocharfraktion med stigende pyrolysetemperatur, men til gengæld vil det procentuelle kulstofindhold i produktet stige (Weber & Quicker 2018).



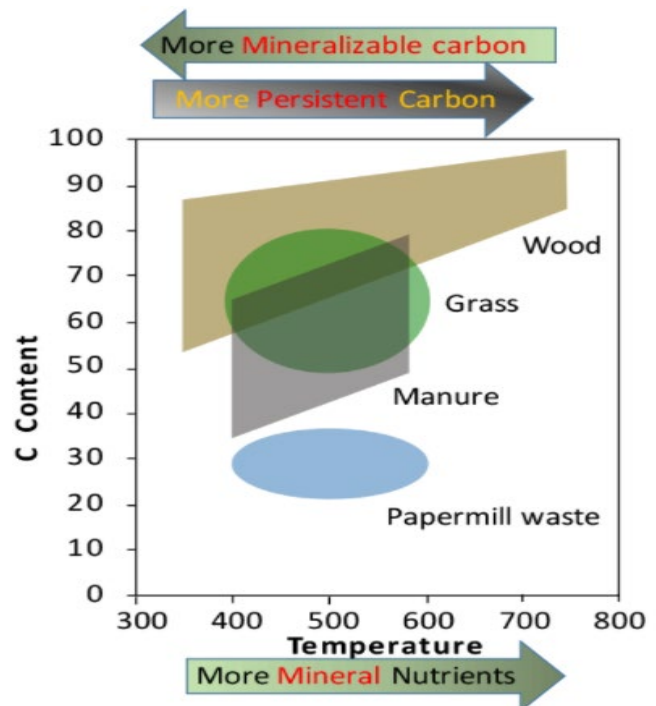
Figur 2. Relativ sammensætning: (a) træ-biomasse and (b) strå-biomasse (Weber & Quicker 2018).

I figur 2 ses, at mens en stor del af biomassens kulstof forbliver tilbage i biocharproduktet, forårsager pyrolyse at især indholdet af hydrogen og oxygen falder med stigende temperatur. Dette er illustreret i figur 3 der viser, at både H/C og O/C- ratioen i biochar falder i takt med at temperaturen øges. H/C og O/C-ratioen er afgørende for at bestemme stabiliteten i biochar.



Figur 3. (a) H/C og O/C ratio for 'carboniserede' træ-biomasse og (b) for forskellige typer strå, som funktion af temperatur (Weber & Quicker 2018).

Kvaliteten af biochar er overordnet bestemt af indholdet af fikseret kulstof (Weber & Quicker 2018). Størstedelen af det tilbageværende kulstof i biochar findes på ikke-labil form. Dette er temperaturafhængigt, og det ses, at der med højere pyrolysetemperaturer generelt findes en større ikke-labil kulstofkoncentration i biocharproduktet, som illustreret i figur 4. Biochar som er fremstillet ved lavere temperaturer har en mindre kompleks struktur og forventes at være mere reaktive i jorden, end biochar fremstillet ved højere temperaturer (figur 4). Ved pyrolyse under lavere temperaturer bevares en større del af de mere flygtige næringsstoffer, der i stigende grad går tabt ved højere temperaturer. Biochar produceret ved lavere temperaturer er derfor i højere grad mineraliserbare i jorden (Joseph et al., nd). Ved pyrolysetemperaturer omkring 550-650 °C vil de fleste uorganiske elementer (som P, K, Ca og Mg) stadig findes i biocharen, mens det er de flygte elementer vil findes i gasfasen (Henriksen & Ahrenfeldt, 2019).



Figur 4. Sammenhæng mellem pyrolysetemperatur, nedbrydelighed, kulstofindhold og koncentration af mineralske næringsstoffer (Joseph et al., nd)

1.2 Biomasseinput

Procesbetingelser som temperatur og pyrolysetype vurderes at være de mest afgørende faktorer for biocharproduktet (Sohi et al., 2010), men også valg af biomasse kan have signifikant betydning for produktets betingelser, værdi i landbruget og evne som kulstoflagrende middel. Alt biologisk materiale kan i princippet konverteres til biochar (Weber & Quicker 2018). Derfor ses i dag stor variation i biomasseinput til biocharproduktionen (Joseph et al., nd.), men biochar dannet fra træbiomasse er historisk set den mest anvendte og velkendte biochar (Weber & Quicker 2018).

Biomasse af træ- og planterester består overvejende af cellulose, hemicellulose og lignin. Andelen af hemicellulose, cellulose og lignin synes at påvirke forholdet mellem flygtigt kulstof til olie og gasfasen, og andelen af kulstof, der stabiliseres i biochar. Biomasse med et højt indhold af lignin genererer generelt et højere udbytte af biochar, når biomasse, der f.eks. pyrolyseres ved 500 °C, sammenlignes (Sohi et al., 2010). Affaldsbiomasse som husdyrgødning og spildevandsslam indeholder ubetydelige andele cellulose, hemicellulose og lignin og skal på grund af deres forskelligartede oprindelser karakteriseres anderledes, end plantebaseret biomasseinput (Weber & Quicker 2018). Biochar fra f.eks. spildevandsslam har et lavere indhold af kulstof, end plantebaseret biochar. Det skyldes, at kulstoffet i denne biomasse reagerer hurtigere på termisk nedbrydning fordi de organiske forbindelser – sammenlignet med træbiomasse – er mere labile og flygtige, og derfor

tabes kulstoffet i højere grad fra biocharproduktet (Tomczyk et al., 2020). Biochar der produceres fra gødning, affald, spildevandsslam o.lig. har derfor generelt et lavere kulstofindhold, men en højere andel af f.eks. fosfor, fordi fosfor i høj grad forbliver i biocharproduktet under pyrolyse (Ippolito et al., 2015), og inputtets oprindelig fosforindhold er højere end fosforindholdet i plantebaseret biomasseinput.

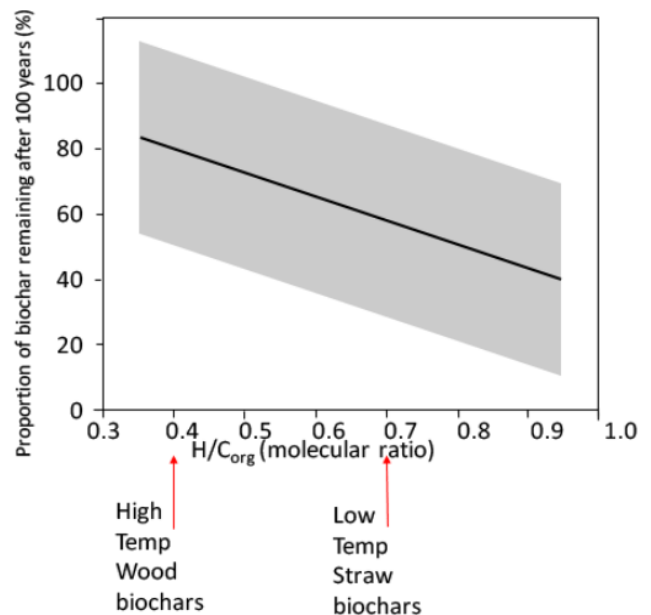
Egenskaberne i biomasse-inputtet påvirker altså biocharproduktets egenskaber. Generelt har plantebaseret biochar et højere indhold af kulstof og et mindre indhold af nødvendige plantenæringsstoffer i forhold til gødningsbaseret biochar (Lehmann & Joseph, 2015). Biochar dannet af f.eks. gødning ved lavere temperaturer kan i højere grad have et indhold af næringsstoffer – særligt fosfor – og forventes i højere grad at interagere med jorden, i forhold til biochar dannet af f.eks. træbiomasse, ved højere temperaturer (Tomczyk et al., 2020).

2. BIOCHARS NEDBRYDNING I JORD

Stabiliteten i biochar er grundlæggende for dets potentiale som kulstoflagrende produkt. Imidlertid kan det være en udfordring at måle/estimere den gennemsnitlige levetid (MRT) i forskellige typer af biochar, og der er beregnet MRT på alt fra 6 til 4420 år (Lehmann & Joseph, 2015). Trods variation i MRT, viser alt forskning, at biochar har et højere indhold af aromatiske strukturer, der gør materialet svært nedbrydeligt, hvorfor det forbliver i jorden i længere tid, end tilsvarende organisk materiale, der ikke har gennemgået pyrolyse (Hardy et al., 2017).

Ved pyrolyse bindes en stor andel af kulstoffet i den faste biocharfraktion. Grundet den kraftige reduktion af materialets indhold af ilt og brint, samt biokullets kemiske struktur er det meget svært for mikroorganismer i jorden at mineralisere dette kulstof. Derfor er der i stabilitetsforsøg observeret en meget begrænset omdannelse af biochar-kulstof, og det forventes at størstedelen af kulstoffet vil forblive i jorden i hundrede eller flere tusinder år (Henriksen et al., 2019). Selvom biochar er domineret af svært-nedbrydelige aromatiske forbindelser, er biochar ikke ensartede strukturer, men sammensætninger af flere forskellige fraktioner, hvoraf nogle fraktioner har længere levetid i jorden end andre. Ikke-aromatiske kulstofforbindelser i biochar er mindre stabile. Andelen af ikke-aromatiske forbindelser i biochar falder med stigende pyrolysetemperatur og overordnet viser studier, som beskrevet i afsnit 1, at biochars levetid i jorden derfor øges i takt med at pyrolyse-temperaturen øges (Bruun et al., 2008; Lehmann & Joseph 2015). Kulstof, oxygen – og hydrogenindholdet i biochar udvikler sig typisk meget homogent, uanset procesbetingelser. Derfor kan stabiliteten i biocharproduktet beskrives ved udviklingen i atomforholdene H/C og O/C (Weber og & Quicker 2018). Lave H/C og O/C-forhold er lig med øget kulstofstabilitet. Atomforholdene bliver på den måde et indeks for stabilitet og kan anvendes til at tolke på biocharproduktets levetid i jorden (Xiao et al., 2016). For biochar med en H/C ratio på $< 0,4$ regnes der i Eriksen et al. (2020) med at mere end 90 % af kulstofindholdet i biochar vil være stabilt i mere end 100 år.

I figur 5 ses andelen af tilbageværende biochar (%) i jorden efter 100 år, baseret på H/C-forholdene i to typer biochar, lavet af hver sin biomasse og under hver sine pyrolysetemperaturer. Figuren understreger, at træ-biochar fremstillet under høje temperaturer har en lavere H/C-ratio (0,4), og at omkring 80 % af den tilførte biochar vil være at finde i jorden efter 100 år, mens ca. 60 – 65 % af strå-biocharen produceret under lavere temperaturer og som har en H/C-ratio på 0,7, vil være at finde efter samme tidsperiode (Joseph et al., nd.).



Figur 5. Sammenhæng mellem H/C-ratio og andelen af tilbageværende biochar efter 100 år (Joseph et al., nd.).

Biochars nedbrydningsrate er overordnet forskelligartet alt efter biomasse, pyrolysetemperatur, samt jordens egenskaber (Wang et al, 2016). Et metastudie af 128 observationer har vist, at den nedbrudte mængde af biochar generelt udvikler sig logaritmisk, mens selve nedbrydningsraten falder med tiden. Studierne anslog MRT til at være omkring 108 dage for den labile andel af biocharens kulstofindhold, og omkring 556 år for den svært-nedbrydeligt kulstofdel. Fordeling af disse puljer blev anslået et være ca. 3 % labilt og 97 % svært-nedbrydeligt. Resultaterne peger altså på, at kun en lille fraktion af biochar er labilt, mens størstedelen bidrager med en langtidslagring af kulstof i jorden (Wang et al., 2016). Dette afhænger i høj grad af biochartypen, men understreger også, at forskellige fraktioner i biochar har forskellig levetid i jorden.

3. NÆRINGSSTOFFER I BIOCHAR

Der er generelt stor variation i sammenhængen mellem total næringsstofkoncentration -og den plantetilgængelige næringsstofkoncentration i biochar (Ippolito et al., 2015), og under danske forhold mangler der in situ studier af f.eks. fosfortilgængeligheden i biochar samt hvordan biochar påvirker kvælstof i jorden (Eriksen et al., 2020). Derfor er der endnu usikkerheder forbundet med at estimere hvordan biochar påvirker næringsstofkredsløb i jorden.

3.1 Biomassens betydning for total- og plantetilgængeligt næringsstof

Generelt vil biochar lavet af plantebaseret biomasse indeholde et højere indhold af kulstof -og et lavere indhold af nødvendige plantenæringsstoffer sammenlignet med gødningsbaseret biochar. Særligt i forhold til indholdet af P og N, ses at indholdet i biochar af plantebiomasse er lavere end i biochar af gødning (Ippolito et al., 2015). Baseret på et metastudie angiver tabel 1 det totale næringsstofindhold i biochar lavet af forskellige biomasse.

Tabel 1. Gns. totalt næringsstofindhold i biochar, baseret på biomassen (tørvægt). C og N er givet i % af biomasse. Resterede næringsstoffer er givet i g/Kg. Ved – kan der være mangel på data eller for lav en koncentration til at måle stoffet i biocharen (Modificeret med data fra Ippolito et al., 2015).

	C	N	P	K	S	Ca	Mg	Fe	Cu
Korn	58,8	1,06	2,35	19,0	0,37	8,64	7,1	7,3	115
Hvede/byg	60,8	1,41	–	1,26	–	12,6	9,88	1,94	–
Ris, strå/husk	43,6	1,40	1,20	0,70	3,90	–	–	–	–
Sorghun	56,4	0,74	2,34	4,14	–	–	–	–	–
Sojabønne	75,4	1,59	–	–	0,40	–	–	–	–
Peanut, skal	75,3	1,83	2,05	11,0	0,90	3,3	1,48	–	–
Pekan, skal	75,9	0,26	–	116	0,20	6,0	0,59	0,04	34,0
Hasselnød, skal	77,5	0,52	0,32	4,73	–	3,13	0,61	–	–
Switchgrass	73,9	0,98	1,70	8,25	–	3,1	–	0,1	8,28
Rørsukker, pulp	78,6	0,87	0,67	2,23	–	7,33	1,77	0,43	–
Kokosnød	73,8	0,88	–	–	–	–	–	–	–
Madaffald	44,4	3,28	6,64	19,20	–	51,8	4,93	–	–
Andet	64,9	1,16	1,62	14,40	1,30	5,92	3,31	1,35	66,2
Hårdt træ	74,4	0,72	1,14	9,47	15,60	10,1	9,53	1,8	4,76
Blødt træ	74,6	0,79	0,74	16,90	0,23	20,7	18,0	9,64	1,38
Papirmølleaffald	19,9	0,09	0,85	3,31	–	281	2,73	–	–
Fjerkræsgødning	53,3	2,15	33,1	60,2	9,26	103	12,2	2,91	513
Kalkungødning	31,8	2,02	31,4	48,0	4,80	48,2	10,4	3,22	648
Svinegødning	44,9	2,79	60,8	23,4	8,25	48,0	29,0	6,17	472
Gødning, majerikvæg	58,1	2,37	8,59	17,2	2,70	26,9	11,8	5,87	107
Gødning, kvæg	48,5	1,9	9,17	40,6	4,25	28,8	9,93	2,86	114
Spildevandsslam	23,8	1,12	42,4	–	–	–	–	–	222

Tabel 1 viser, at kulstofindholdet i madaffald, papirmølleaffald, gødning og slam, er lavere end kulstofindholdet i plantebaseret biochar, mens især indholdet af P og andre næringsstoffer er langt højere i gødnings- og spildevandsbaseret biochar, end i de plantebaserede biochar.

Biochar kan, som tabel 1 viser, indeholde mange uorganiske næringsstoffer. Andelen af biotilgængelige næringsstoffer kan dog variere fra biochar til biochar, og ud fra det totale næringsstofindhold i et biocharprodukt, er det ikke muligt præcist at forudsige den tilgængelig næringsstofkoncentration. I et metastudie af koncentrationen af totale- og tilgængelige næringsstoffer, har man f.eks. fundet, at der ikke findes en korrelation mellem total- og tilgængeligt P i de undersøgte biocharprodukter. Derimod fandt man, at mellem 55 og 65 pct. af det totale K, Mg og Ca -indhold findes på plantetilgængelig form (Ippolito et al., 2015).

Resultaterne fra metastudiet af det gennemsnitlige biotilgængelige næringsstofindhold i biochar, produceret fra forskellige biomasse ses i tabel 2.

Tabel 2. Gns. biotilgængeligt næringsstofindhold i biochar, givet i mg/kg. Ved – kan der være mangel på data eller for lav en koncentration til at måle (Modificeret med data fra Ippolito et al., 2015).

	NO ₃	P	K	Ca	Mg
Korn	0,85	806	11600	1280	1340
Hvede/byg	1,05	596	14000	379	112
Ris, strå/husk	–	–	–	840	552
Sorghun		99,5	–	–	–
Sojabønne	–	–	–	–	–
Peanut, skal	–	–	–	–	–
Pekan, skal	–	–	–	–	–
Hasselnød, skal	–	–	889	270	28
Switchgrass	–	–	–	–	–
Rørsukker, pulp		76	–	–	–
Kokosnød	–	–	–	–	–
Madaffald	–	–	13300	5060	1090
Andet	0,92	307	8370	680	574
Hårdt træ	0,12	25,1	1620	652	116
Blødt træ	–	200	1020	684	103
Papirmølleaffald	–	–	177	20800	234
Fjerkræsgødning	–	448	13800	5830	1280
Kalkungødning	–	1400	–	–	–
Svinegødning	–	225	–	–	–
Gødning, majerikvæg	–	240	13500	7940	3170
Gødning, kvæg	–	320	–	–	–
Spildevandsslam	–	–	–	–	–

I tabel 2 ses, at selvom det totale N indhold varierer fra 0,09 til 3,3 pct. (tabel 1), så er mængden af N på tilgængelig form, som f.eks. nitrat, i de fleste tilfælde ubetydelig. Den procentvise andel af biotilgængeligt N (både NO₃, NH₄ og NO₂.) estimeres generelt i litteraturen til at være mindre end 0,01 pct af det totale indhold (Ippolito et al., 2015).

Tabel 2 bekræfter, at det er svært at afgøre et forhold mellem totalindholdet af P, og så den plantetilgængelige koncentration. Dog ser det generelt ud til, at en forholdsvis stor del af totalindholdet af både K og Ca kan findes på plantetilgængelig form, og i nogle tilfælde også Mg. Analyser af plantevævet koncentrationer af både P og K indikerer, at disse stiger efter tilsætning af biochar til jorden (Biederman & Harpole, 2013).

3.2 Pyrolysetype og temperaturs betydning for total- og plantetilgængeligt næringsstof

Ud over biomasse er også pyrolysetemperaturen og pyrolysetype afgørende for biocharproduktets næringsstofindhold (Ippolito et al., 2015). I tabel 3 ses resultaterne fra metastudiet af det gennemsnitlige totale næringsstofindhold i biochar, afhængigt af pyrolysetemperatur og pyrolysetype.

Tabel 3. Gns. totalindhold af næringsstoffer i biochar, baseret på pyrolysetemperatur, pyrolysetype, samt kombinationen af pyrolysetype- og temperatur. C og N er givet i pct. af biomasse. Resterede næringsstoffer, er givet i g/Kg. Ved – kan der være mangel på data eller for lav en koncentration til at måle (Modificeret med data fra Ippolito et al., 2015).

	C	N	P	K	S	Ca	Mg	Fe	Cu
Pyrolyse temp., °C									
< 300	53,6	1,25	11,4	4,9	7,05	1,10	–	0,05	5,16
300 – 399	57,1	1,99	13,7	21,1	14,0	39,1	7,07	2,49	330
400 – 499	62,1	1,29	13,0	17,7	0,17	52,4	5,05	2,79	124
500 – 599	63,2	1,15	11,8	14,9	2,00	49,9	6,93	2,19	105
600 – 699	62,4	0,94	11,4	14,9	0,60	55,6	6,73	1,25	115
700 – 799	63,7	1,50	42,9	54,0	6,57	46,8	18,8	4,32	545
> 800	63,2	0,84	24,4	77,2	92,0	78,4	72,6	7,93	330
Pyrolyse type									
Hurtig	56,2	0,74	14,8	53,2	0,33	60,5	60,5	5,75	8,52
Langsom	60,2	1,44	15,4	20,8	8,97	47,8	8,65	2,67	294
Pyrolyse type og temp., °C									
Hurtig, < 300	61,0	0,92	31,5	51,2	0,23	58,0	1,79	–	–
Hurtig, 500 – 699	51,1	0,72	0,30	3,40	0,37	3,70	1,50	1,40	17,0
Hurtig, 700 – 900	59,1	0,34	3,39	105,5	–	92,8	120	7,93	–
Langsom, < 300	53,6	1,25	11,4	4,90	7,05	1,10	–	0,05	5,16
Langsom, 300 – 499	60,0	1,71	11,9	17,0	13,0	43,4	6,25	2,11	289
Langsom, 500 – 699	62,8	1,17	12,5	15,6	2,30	54,4	7,19	1,90	124
Langsom, 700 – 900	64,2	1,53	43,7	53,2	6,57	49,5	20,0	4,32	509

Ifølge Tabel 3 vil stigende pyrolysetemperatur generelt øge totalkoncentration af de i tabellen angivne næringsstoffer, fordi stigende temperatur leder til et tab af let-nedbrydelige elementer, som O, H, N og S. Derfor vil den procentvise koncentrationen af andre næringsstoffer i biochar stige, herunder C, Ca, Mg og K (Ippolito et al., 2015; Henriksen et al., 2019). Ser man på koncentrationen af N, viser tabel 3 at den totale koncentration er højest ved temperaturer omkring 300 – 399 °C, hvorefter koncentrationen falder med stigende pyrolysetemperatur (Ippolito et al., 2015). Ved temperaturer omkring 600 °C vil størstedelen af kvælstoffet tabes til gasfasen (Henriksen et al., 2019).

I Tabel 4 ses andelen af biotilgængelige næringsstoffer baseret på pyrolysetemperatur- og type.

Tabel 4. Gns. biotilgængelige næringsstoffer i biochar, afhængigt af pyrolysetemperatur og tid [mg/kg]. Ved – kan der være mangel på data eller for lav en koncentration til at måle (Modificeret med data fra Ippolito et al., 2015).

	NO ₃	P	K	Ca	Mg
Pyrolyse temp., °C					
< 300	–	–	–	–	–
300 – 399	0,0011	0,544	7,58	4,88	1,24
400 – 499	0,00036	0,196	5,57	2,85	0,425
500 – 599	0,00037	0,219	7,47	3,64	0,694
600 – 699	0,0001	0,0513	5,45	5,02	0,915
700 – 799	–	0,511	–	–	–
> 800	–	0,076	–	–	–
Pyrolyse type					
Hurtig	0,00105	0,0514	4,74	3,1	0,374
Langsom	0,00034	0,314	6,42	3,66	0,713
Pyrolyse type og temp., °C					
Hurtig, < 300	0,00105	0,0354	4,74	3,1	0,374
Hurtig, 500 – 699	–	–	–	–	–
Hurtig, 700 – 900	–	–	–	–	–
Langsom, < 300	–	–	–	–	–
Langsom, 300 – 499	0,00038	0,303	6,26	3,48	0,679
Langsom, 500 – 699	0,0003	0,183	6,62	4,22	0,792
Langsom, 700 – 900	–	0,449	–	–	–

Selvom der i nogle studier er fundet positive sammenhænge mellem øget tildeling af biochar og øget optag af N i planter (Haider et al., 2020), viser tabel 4, at kun en meget lille andel af N indholdet i biochar findes på biotilgængelig form, mens der generelt kan findes en højere plantetilgængelig andel af K og Ca.

Generelt har stigende temperatur blandet indflydelse på biotilgængeligheden af biocharens næringsstofindhold. I nogle studier er det fundet, at stigende temperatur reducerer den tilgængelige andel af næringsstoffer. F.eks. er tilgængeligheden af P muligvis negativt korreleret til stigende temperatur. I tabel 4 ser det dog ud til, at stigende pyrolysetemperatur kan øge det tilgængelige næringsstofindhold, med undtagelse af N. I tabel 4 ses en mere tydeligere tendens mellem hurtig og langsom pyrolyse, hvor tilgængeligheden af P, K, Ca og Mg er betydeligt større i langsom, i forhold til i hurtig pyrolyse (Ippolito et al., 2015).

Overordnet indikerer tabel 1, 2, 3, og 4, at der kan være stor variation i den total- og biotilgængelige næringsstofkoncentration i biochar, og det skal bemærkes, at det muligvis kun er en meget lille andel af det totale næringsstofindhold, som findes på plantetilgængelig form, og at det kan tage årtier før disse kommer til at indgå i det biologiske kredsløb. Selvom et metastudie har fundet, at biochar ændre jordens næringsstofmiljø er effekten af biochar ikke ækvivalent til effekten af gødning, da gødning i sig selv er mere effektivt i forhold til at øge plante produktiviteten og jordens P pulje (Biederman & Hapole, 2013). EBC, (2012) estimerer et overslag af tilgængeligheden af fosfor i biochar til at være 15 % af total koncentrationen det første år, mens det for nitrogen er 1 % og for K kan være op til 50 %. Forståelsen af fosforretentionen i biochar er begrænset og der er mangel på in situ undersøgelser. Eriksen et al. (2020) konkludere at resultaterne omkring biochar og fosfor på nuværende tidspunkt ikke kan generaliseres i danske forhold.

4. BETYDNING FOR DRIVHUSGASUDVIKLING

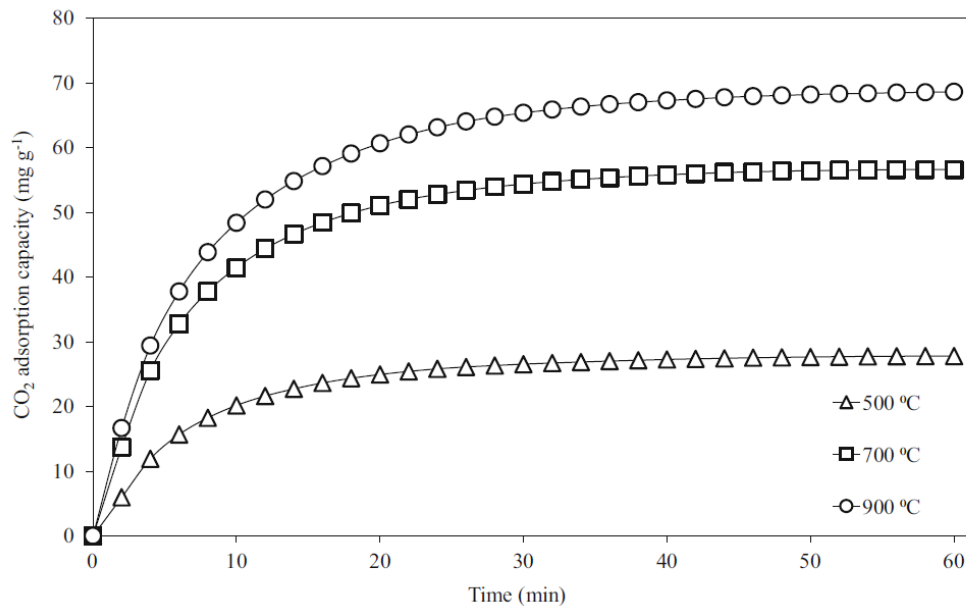
For at overholde målet fra Paris-aftalen, om at holde den globale temperaturstigning på under 1,5 °C er det ikke kun nødvendigt at bremse den menneskeskabte udledning af CO₂, der må også fjernes kulstof fra atmosfæren. Dette kan f.eks. ske ved anvendelse af negative emissions teknologier (NETs), og her er biochar en mulig CO₂-lagringsstrategi (Haider et al., 2020). Effekten af biochars påvirkning på drivhusgasbalancen varierer fra studie til studie, og derfor er biochars virkning som kulstoflagrende-middel forbundet med nogle usikkerheder. Dog er det veldokumenteret i litteraturen at biochar har en lang opholdstid i jordmiljøet, og at pyrolyse overordnet er en teknologi med et stort potentiale for kulstoflagring og klima (Wang et al., 2021; Sohi et al., 2010).

4.1 Jordrespiration

Globalt optager planters fotosyntese årligt ca. 120 Gt CO₂ fra atmosfæren. Halvdelen returneres hurtigt gennem planternes respiration mens den anden halvdel (ca. 60 Gt CO₂) investeres i ny plantevækst. Årligt er størrelsen af blandt andet høst, aflejring af planterester stort set tilsvarende det årlige fotosyntetiske-nettooptag. Det resulterer i en nogenlunde konstant mængde kulstof i den levende plantebiomasse (Sohi et al., 2010). I biochar kan størstedelen af kulstofindholdet tilbageholdes i mere end 100+ år, og på den måde kan biochar teknologien skubbe til kulstofcyklen og resultere i, at langt mindre CO₂ returneres til atmosfæren (Wang et al., 2021).

I flere studier over år til årtier er der hverken fundet en overordnet reduktion eller forøgelse i udledningen af CO₂ fra jorder efter biochar-tilsætning (Lehmann & Joseph 2015). Studier har vist, at der umiddelbart i forbindelse med tilføjelse af biochar til jorden, kan forekomme en forøgelse i jordrespirationen, og derved en frigivelse af CO₂ (Bruun et al., 2008; Smith et al., 2010). Bruun et al., (2008) fandt at der ved tildeling af biochar til jorden ikke ses en 'lag phase' men derimod ses en hurtig udledning af CO₂ inden for de første 5 – 8 dage, efterfulgt af en periode med langsom udvikling. Ved mærkning af C, har Smith et al., (2010) fundet at det er kulstof fra selve biocharen, som bidrager til denne hurtige forøgelse. Studier har fundet, at der efter pyrolysen er en labil fraktion af opløselige substrater på biochar, som kan være årsagen til den accelererede udledning af CO₂ (Wang et al., 2021; Haider et al., 2020). Denne fraktion findes på ydersiden af biocharproduktet, og er som sådan ikke en del af den egentlige 'karboniserede' fraktion (Wang et al., 2021). Den øgede emission ser ud til hurtigt at aftage (Smith et al., 2010), hvilket tyder på at størstedelen af kulstofindholdet i biochar kan langtidslagres i jorden (Bruun et al., 2008). Resultaterne tyder altså på at 'helt ungt' biochar ikke er statisk i jorden, men derimod bidrager med en signifikant mængde letomsætteligt kulstof, som inden for en relativt kort tidsramme optræder som en tilgængelig energikilde til jordens mikroorganismer (Smith et al., 2010). Med tiden vil den svært nedbrydelige del af biochar kun undergå langsom til ubetydelig nedbrydning i jorden (Wang et al., 2021).

Selvom flere studier har fundet, at biochar kortvarigt kan resultere i en øget CO₂-emission, har andre studier fundet, at noget biochar kan adsorbere CO₂ direkte på dets overflade.



Figur 6. Effekt af pyrolysetemperatur på CO₂-adsorptions kapaciteten i biochar (Zubbri et al., 2020).

Figur 6 viser, at det i nogle tilfælde er fundet, at biochar kan adsorbere CO₂ på dets overflade. Sammenlignes adsorptionskurverne i figuren ses, at den største adsorption sker inden for de første 15 minutter, hvorefter adsorptionsraten stagnerede efter omkring 40 minutter. Biochars adsorptionssevne øges med stigende pyrolysetemperatur. Dette er muligvis forårsaget af, at biochars overfladeareal og porestruktur øges med stigende temperatur (Zubbri et al., 2020). Der er dog ikke lavet danske studier af dette, og mekanismen er derfor ikke afdækket herhjemme.

Ud over, at biochar i sig selv 'kortvarigt' kan adsorbere CO₂ eller øge emissionen af CO₂, kan biochar også have en priming effekt på det allerede tilstedeværende organiske materiale (Native organic matter, NOM). Særligt kan det se ud til at biochar tilsat til sandjord kan stimulere SOM mineralisering, hvilket indikerer, at biochar kan stimulere den mikrobielle aktivitet, især i jorder med lav frugtbarhed (Wang et al., 2016). Denne interaktion er dog stadig ikke gennemforsket (Herath et al., 2015), og metastudier har også fundet den modsatte effekt - nemlig at biochar reducerer mineraliseringen af jordens organiske stof (SOM), sammenlignet med jorder der ikke er tilsat biochar.

4.1.1 Klimaeffekt – regneeksempel med CO₂

I Eriksen et al. (2020) er lavet en overslagsberegning af klima/kulstofeffekten ved nedmuldning af halm sammenlignet med tildeling af biochar produceret af samme mængde halm:

Halm der nedmuldes mineraliseres af jordens mikroorganismer, og kun en mindre andel af kulstofindholdet bliver tilbage som stabilt kulstof i jorden. Denne andel vurderes at udgøre omkring 15 % af kulstoffet i den tilførte halm. Nedmuldes 5 t halm/ha med et kulstofindhold på 44 % kan den stabile kulstofandel derfor estimeres at være 330 kg C/ha. Pyrolyseres samme mængde halm (5 t/ha), med et biocharudbytte på (20 - 36) ~ 20 %, produceres der 1 t biochar/ha. Antages det, at

biocharen har et kulstofindhold på 75 % hvoraf 90 % er langtidsstabilt (mere end 100 år), kan den stabile kulstofandel vurderes at være 675 kg C/ha. Netto opnås derfor en øget mængde stabilt kulstof på $(675 - 330) = 345$ kg C/ha ved anvendelse af biochar frem for halm, svarende til en nettoeffekt på 1,27 t CO₂/ha.

4.2 Lattergasemission

I et metastudie af 552 forsøg, der sammenligner drivhusgasflux, konkluderer He et al., (2017), at flere studier finder, at både jordens CO₂, N₂O og CH₄ flux stiger signifikant med tilføjelse af biochar, mens det igen er fundet at emissionen falder eller forbliver uændrede i andre. Andre studier igen har fundet at biochar direkte kan hæmme emissionen af N₂O fra marken, sammenlignet med emissionen fra tilsvarende jord uden tilsat biochar (Wang et al., 2021). Alt i alt er det derfor endnu svært at afgøre biochars effekt på lattergasudviklingen i marken.

Ligesom der er dokumentation for reduceret kvælstofudvaskning når der tilføres biochar til jord (Borchard et al., 2019), er der ifølge Eriksen et al. (2020) empirisk dokumentation for en betydelig N₂O-reduktion fra dyrkede forsøg med og uden biochar. Studier peger på, at biochar kan tilbageholde/immobilisere nitrat i sin porestruktur (Borchard et al., 2019). Effekten er dog ikke fuldt undersøgt, og derfor er det usikkert at forudsige effekten under danske forhold, hvor der ikke er nogen praktisk erfaring med biochar som virkemiddel til begrænsning af kvælstofeffekter, og hvor der ikke foreligger publicerede undersøgelser og heller ikke findes aktuelle projekter ved AU, der undersøger effekten på kvælstofudvaskning (Eriksen et al., 2020) I to metaanalyser er der fundet en gennemsnitlig reduktion i N₂O-emissionerne på 53 % i kontrollerede laboratorieforsøg og en reduktion på 28 % i markforsøg. Det er dog sandsynligt at effekten ikke kan påvises signifikant og at effekten formindskes over en årrække (Eriksen et al., 2020; Borchard et al., 2019). I nye danske studier med biochar-tildeling på op til 15 t/ha i et dyrkningssystem med raps er der ikke fundet en effekt på årlig N₂O emission (Thers et al., 2020). Derfor må det konkluderes at der mangler viden til at bestemme effekten af biochar på N₂O-emissionen under danske forhold (Eriksen et al., 2020).

4.2.1 Klimaeffekt – regneeksempel med N₂O

Olesen et al. (2018) har lavet en estimering af lattergaseffekten af biochar. Antages det med udgangspunkt i internationale metaanalyser, at biochar nedsætter lattergasemissionen med 28 % i marken, og antages det, at der årligt tilføres 167 kg N/ha, beregnes lattergasemissionen, med standard-emissionsfaktoren fastsat af IPCC; at være 1,67 kg N₂O/ha. En reduktion på 28 % svarer til 0,5 kg N₂O-N/ha, eller 0,78 kg N₂O/ha. Med en GWP på 298 svarer dette til en reduktion på 218 kg CO₂-ækv/ha. Det er ikke velundersøgt, om denne effekt er permanent over en årrække, eller om effekten afhænger af fornyet tilførsel af biochar med jævne mellemrum.

Der er fremsat forskellige hypoteser for at forklare biochars interaktion med jordens N kredsløb, men der er ikke fuld forståelse for hvordan biochar påvirker N₂O emissionen. Effekten vil relatere sig til den specifikke biochar, ligesom jordens tekstur og N-status vil være afgørende (Eriksen et al., 2020).

4.2 Indirekte emission

Ud over biochars påvirkning på CO₂ og N₂O-balance, forskes der i, om biochar ad flere veje kan reducere drivhusgasbalancen fra jorden. Blandt andet kigges der på biochars effekt på indirekte emissioner i markbruget. Fordi biochar typisk har en høj pH-værdi, kan tilførsel af biochar til landbrugsjord potentielt føre til en indirekte emissionsreduktion via reduceret kalkningsbehov. Yderligere kan tilførsel af biochar til landbrugsjord muligvis reducere den specifikke drivhusgasemission pr. produceret enhed via forbedret jordkvalitet, der kan påvirke høstudbyttet positivt. På jorder med høj udvaskning, lav pH og lavt indhold af næringsstoffer og organisk kulstof er der med tilførsel af biochar dokumenteret positiv effekt på høstudbyttet (Eriksen et al., 2020). Dog skal det nævnes, at der findes flere forsøg som viser, at udbyttet på jorder i den tempererede klimazone ikke nødvendigvis stiger når jorden tilføres biochar (Haider et al., 2020), og at i forsøg med dokumenteret udbyttefremgang typisk kræver 10-50 t biochar pr. ha (Eriksen et al., 2020).

5. KONKLUSION

Der mangler grundlæggende forskning på området (Xiao et al., 2016). Både for at afklare biochars interaktion med jordsystemet under forskellige jord- og klimaforhold (LeCroy et al., 2013) samt dets betydning for drivhusgasbalancen mellem jord og atmosfære (He et al., 2017).

Et biocharprodukt består både af labilt – og mindre labilt kvælstof. Et metastudie har anslået 'mean residence time' (MRT) til at være omkring 108 dage for den labile andel af biocharens kulstofindhold, og omkring 556 år for den svært-nedbrydeligt kulstofdel. Fordeling af disse puljer blev anslået et være ca. 3 % labilt og 97 % svært-nedbrydeligt (Wang et al., 2016). Derfor kan biochar effektivt anvendes til at lagre kulstof i det terrestriske system. Procesbetingelserne har afgørende betydning for biocharproduktet og dets stabilitet. Med stigende pyrolysetemperatur øges andelen af svært-nedbrydelige kulstofforbindelser, mens indholdet af labile forbindelser falder (Ippolito et al., 2015; Weber & Quicker 218). Derfor falder H/C-ratioen med stigende temperatur. H/C-rationen kan derfor anvendes til at estimere biocharproduktets stabilitet. Med en H/C-ratio på 0,4 anslås at 90 % af kulstoffet i biochar er langtidsstabil (>100 år). Til sammenligning vurderes omkring 15 % af kulstofindholdet i halm at være langtidsstabil i jorden (Eriksen et al., 2020). Biocharprodukter kan have meget varierende kulstof- og næringsstofindhold (Ippolito et al., 2015), og derfor er anvendelsesmulighederne forskellige mellem forskelligt biochar. Under danske forhold er biochars effekt på næringsstofbalance og udbytteeffekt ikke fuldt afdækket. Studier har fundet, at biochar-tildeling kan lede til øgede koncentrationer af N i planter (Haider et al., 2020), og i andre sammenhænge er det fundet, at den plantetilgængelige andel af N i biochar er meget lav (Lehmann & Joseph, 2015). Til gengæld kan koncentrationen af P være høj, og der er afgørende at afdække hvor stor en del af dette P, der er plantetilgængelig, og med hvilken hastighed det frigives, i forhold til fosforloftet i markbruget. I forhold til biochars effekt på lattergasemission findes i litteraturen betydeligt varierende resultater af hvorvidt der i forbindelse med biochar-tildeling sker en reduktion eller stigning i emissionen (He et al., 2017; Bruun et al., 2008). Studier har fundet, at biochar kan immobilisere kvælstof i jorden. Internationale studier, indikerer at N₂O-emissionen reduceres med 28 – 53 %. Under danske forhold er effekten på N₂O dog ikke afdækket (Eriksen et al., 2020).

REFERENCER

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.

Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M. L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J. M., ... & Novak, J. (2019). Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 651, 2354-2364.

Bruun, S., Jensen, E. S., & Jensen, L. S. (2008). Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Geochemistry*, 39 (7), 839-845.

Cai, Y. J., Ok, Y. S., Lehmann, J., & Chang, S. X. (2021). Recommendations for stronger biochar research in soil biology and fertility.

Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B. & Jacobsen, B. H. (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastning af vandmiljøet. DCA rapport nr. 174. DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug. Aarhus Universitet

Haider, G., Joseph, S., Steffens, D., Müller, C., Taherymoosavi, S., Mitchell, D., & Kammann, C. I. (2020). Mineral nitrogen captured in field-aged biochar is plant-available. *Scientific reports*, 10(1), 1-12.

Hardy, B., Cornelis, J. T., Houben, D., Leifeld, J., Lambert, R., & Dufey, J. E. (2017). Evaluation of the long-term effect of biochar on properties of temperate agricultural soil at pre-industrial charcoal kiln sites in Wallonia, Belgium. *European Journal of Soil Science*, 68 (1), 80-89.

He, Y., Zhou, X., Jiang, L., Li, M., Du, Z., Zhou, G., ... & Xu, C. (2017). Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: A meta-analysis. *Gcb Bioenergy*, 9(4), 743-755.

Henriksen & Ahrenfeldt. (2019). Reduktion af landbrugets klimaaftryk ved hjælp af pyrolyse. DTU, notat.

Herath, H. M. S. K., Camps-Arbestain, M., Hedley, M. J., Kirschbaum, M. U. F., Wang, T., & Van Hale, R. (2015). Experimental evidence for sequestering C with biochar by avoidance of CO₂ emissions from original feedstock and protection of native soil organic matter. *Gcb Bioenergy*, 7(3), 512-526.

Ippolito, J. A., Spokas, K. A., Novak, J. M., Lentz, R. D., & Cantrell, K. B. (2015). Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. In *Biochar for environmental management* (pp. 171-196). Routledge.

Joseph, S., Taylor, P., Rezende, F., Draper, K., & Cowie, A. (n.d.) The Properties of Fresh & Aged biochar. [Online] Tilgængelig: [The Properties of Fresh and Aged Biochar - Biochar for Sustainable Soils](#)

LeCroy, C., Masiello, C. A., Rudgers, J. A., Hockaday, W. C., & Silberg, J. J. (2013). Nitrogen, biochar, and mycorrhizae: Alteration of the symbiosis and oxidation of the char surface. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 248-254.

Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 11 (2), 403-427.

Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2015). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge.

Olesen, J. E., Petersen, S. O., Lund, P., Jørgensen, U., Kristensen, T., Elsgaard, L., Sørensen, P., & Lassen, J. (2018). Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA rapport Nr. 130. DCE – National Center for Fødevarer og Jordbrug. Aarhus Universitet

Smith, J. L., Collins, H. P., & Bailey, V. L. (2010). The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry*, 42 (12), 2345-2347.

Sohi, S. P., Krull, E., Lopez-Capel, E., & Bol, R. (2010). A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in agronomy*, 105, 47-82.

Thers, H. (2020). Greenhouse gas emissions and potential mitigation options in relation to winter oilseed rape cultivation for biodiesel. PhD Dissertation. Aarhus University. Department of Agroecology, Science and Technology.

Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19(1), 191-215.

Wang, J., Xiong, Z., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *Gcb Bioenergy*, 8(3), 512-523.

Wang, L., Gao, C., Yang, K., Sheng, Y., Xu, J., Zhao, Y., ... & Zhu, L. (2021). Effects of biochar aging in the soil on its mechanical property and performance for soil CO₂ and N₂O emissions. *Science of The Total Environment*, 782, 146824.

Weber, K., & Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel*, 217, 240-261.

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 (1), 1-13.

Zubbri, N. A., Mohamed, A. R., Kamiuchi, N., & Mohammadi, M. (2020). Enhancement of CO₂ adsorption on biochar sorbent modified by metal incorporation. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-21.