

Notat

Kulstofstabiliteten af biokul i landbrugsjord	Ansvarlig	rlye
	Oprettet	28-07-2023
	Side	1 af 9

Projekt: 8512 Få styr på kulstoffet i jorden

Kulstofstabiliteten af biokul i landbrugsjord

Kulstoflagring med biokul anses som et lovende klimaværktøj, der kan bidrage med store reduktioner mod målet om et klimaneutralt landbrug. I landbrugsaftalen forventes biokul at skulle bidrage med 2 mio. tons CO₂-eq., men de nuværende estimater for klimaeffekten ved brug af biokul spænder bredt, hvilket også fremgår af IPCC's (2022) vurdering af det globale reduktionspotentiale for biokul på 0,3-6,6 mia. ton CO₂-eq. Kulstofstabiliteten af biokul, er en central faktor ved estimering af biokuls kulstoflagringspotentiale, og dermed klimaeffekten ved tilførsel af biokul til landbrugsjord. Men da betegnelsen biokul dækker over en lang række produkter med varierende fysiske og kemiske egenskaber, produceret fra forskellige biomasser under varierende forhold, vil kulstofstabiliteten variere mellem forskellige typer af biokul.

1. Faktorer betydende for biokuls stabilitet i landbrugsjord

Stabiliteten af biokul kan påvirkes af forskellige faktorer, der kan differentieres som interne og eksterne faktorer. De interne faktorer beskriver biokullets iboende stabilitet, som især relaterer sig til biokullets kulstofstruktur. De eksterne faktorer dækker over faktorer i jordmiljøet, som biokullet tilføres, og deres påvirkning af den mikrobielle kulstofomsætning i jord, og dermed muligvis også omsætningen af kulstof i biokul (Wang et al., 2022).

1.1 Biokuls iboende kulstofstabilitet

Kulstofindholdet i biokul vil typisk være ca. 50% af kulstofindholdet i oprindelsesmaterialet, som biokullet er produceret af. Indholdet af kulstof i biokul vil dermed variere mellem biomassetyper, hvor biokul produceret fra planterester (eks. halm) typisk indeholder en større mængde kulstof per ton end biokul fra gødningsprodukter, hvori der oftest vil være en større askeandel (Lehmann og Joseph, 2015).

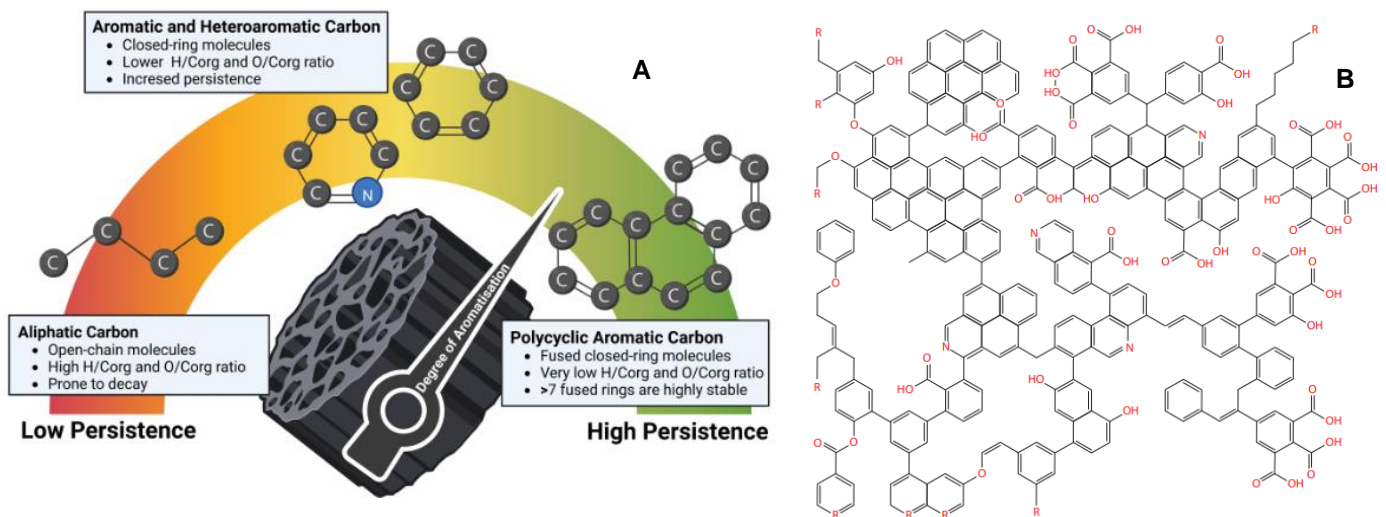
Stabiliteten af kulstoffet i biokul er sammen med kulstofindholdet afgørende for biokullets kulstoflagringspotentiale. Under pyrolyseprocessen undergår oprindelsesmaterialet en række kemiske og fysiske forandringer, som bevirker at biokullet bliver langt mere stabilt end oprindelsesmaterialet. Bl.a. ændres materialets kemiske struktur gradvist i takt med at hydrogen og oxygen frigives fra materialet som følge af opvarming, hvilket fremmer dannelsen af C=C bindinger og aromatiske ringstrukturer. Biokuls aromatiske kulstofstruktur, er den mest afgørende faktor relateret til biokuls iboende kulstofstabilitet, hvor andelen af aromatisk kulstof (*aromaticitet*) og fusion af aromatiske ringstrukturer (*graden af aromatisk kondensering*) er to centrale parametre (Wiedemeier et al., 2015). Kulstofstabiliteten af biokul vil stige i takt med at indholdet af aromatisk kulstof og graden af aromatisk kondensering øges (Figur 1.1A).

Biokuls stabilitet kan udtrykkes som:

MRT: Mean residence time – Den gennemsnitlige opholdstid for et biokul atom i jord.

F_{perm}: Andel af kulstof i biokul, tilbage i jorden efter 100 år (Ofte anvendt i klimaberegninger)

T_{1/2}: Halveringstid



Figur 1.1: A: Kulstofstabiliteten af forskellige kulstofstrukturer i biokul (Schmidt et al., 2022), B: Hypotetisk molekylærstruktur for biokul (Bird et al., 2015).

Ligesom for mange andre af biokuls egenskaber, påvirker procesforhold og oprindelsesmaterialet kulstofstrukturen og dermed kulstofstabiliteten af biokul. Flere procesforhold under pyrolysen forventes at påvirke kulstofstrukturen, hvoriblandt pyrolysetemperaturen menes at have størst betydning. Opvarmning under pyrolyse igangsætter nedbrydning af oprindelsesmaterialet, hvormed der bl.a. frigives H og O, og dermed bliver kulstofstrukturen mere aromatisk ved øget pyrolysetemperatur. Den maksimale andel af aromatisk kulstof i biokul forventes opnået ved en pyrolysetemperatur på omkring 500°C, mens graden af aromatisk kondensering stiger gradvist ved pyrolysetemperaturer fra omkring 400°C op til mere end 1000°C (Wiedemeier et al., 2015). Oprindelsesmaterialer med et højt naturligt indhold af aromatiske forbindelser, fra f.eks. lignin, vil også kunne fremme aromaticiteten af biokul.

Biokul er et heterogent produkt der består af forskellige kulstof-forbindelser, som foruden aromatisk kulstof også indeholder alifatisk (ikke-aromatisk) og uorganisk kulstof (Figur 1.1B). Indholdet af alifatisk kulstof forventes at være mindre end 5% for biokul produceret ved temperaturer over 500°C (Lehmann og Joseph, 2015), mens indholdet af uorganisk kulstof typisk vil være mindre end 1% (Wang et al., 2014). Kulstoffet i biokul inddeles ofte i to puljer; én labil (let omsættelig) pulje og én stabil (svært omsættelig) pulje, med forskellige nedbrydningshastigheder. Et meget citeret metastudie har på baggrund af 24 studier estimeret størrelse, nedbrydningshastighed og opholdstid i jord for de to kulstofpuljer i biokul (på tværs af biokul typer) (Wang et al., 2016). Resultaterne er vist i tabel 1.

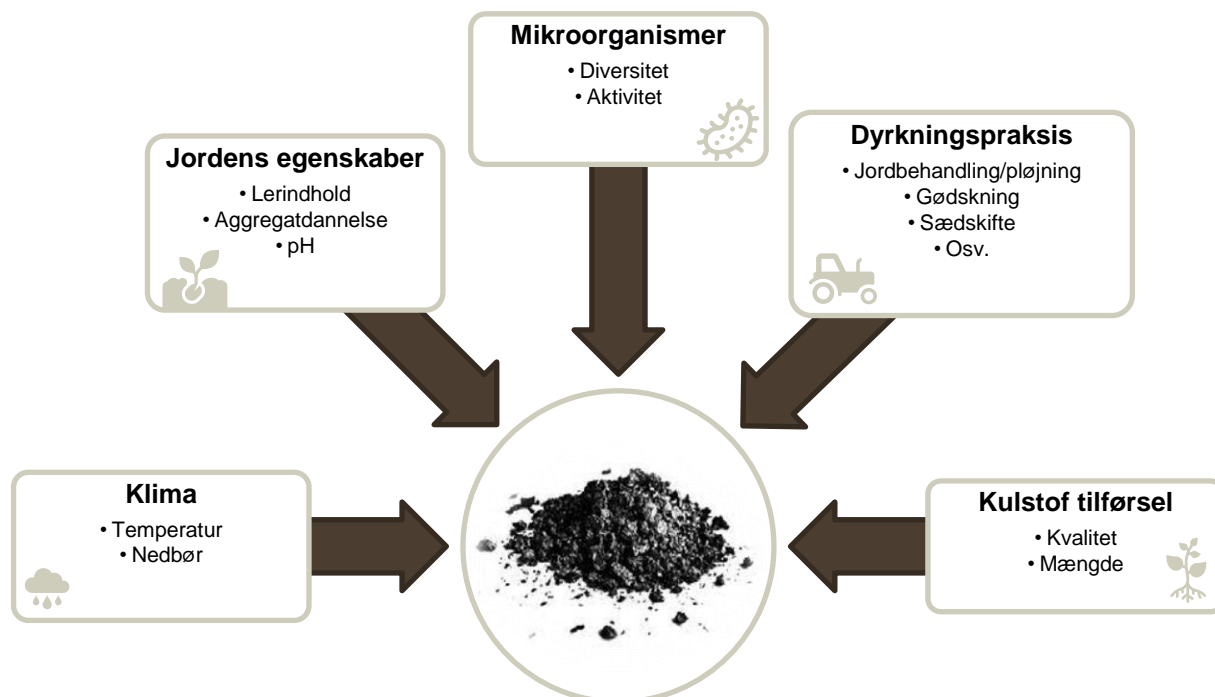
Tabel 1: Gennemsnitlig størrelse, nedbrydningshastighed og opholdstid opdelt i to C-puljer for biokul. Resultater er baseret på 24 studier og repræsenterer gennemsnit ± standartfejl (Wang et al., 2016).

	Størrelse	Nedbrydningshastighed	Opholdstid (MRT)
Labil C-pulje	3 ± 0,6%	0,0093% pr. dag	108 ± 196 dage
Stabil C-pulje	97 ± 0,6%	0,0018% pr. år	556 ± 483 år

Stabiliteten af kulstoffet i biokul betragtes dog som langt mere dynamisk end illustreret med de to kulstofpuljer, hvor nedbrydningshastigheden for biokul over tid vil falde gradvist, i takt med at mere let omsætteligt kulstof nedbrydes, hvormed det tilbageværende kulstof i biokullet bliver mindre og mindre tilgængeligt.

1.2 Jordmiljøets indflydelse på biokuls stabilitet

Adskillige faktorer i jordmiljøet kan have indflydelse på omsætningen af kulstof i jord, og mange af disse faktorer forventes også at kunne påvirke nedbrydningen af biokul i jord (Figur 1.2).



Figur 1.2: Faktorer i jordmiljøet, som potentielt kan påvirke stabiliteten af biokul i jord (Eriksen, 2023 efter Wang et al., 2022).

Betydningen af forskellige jordmiljøfaktorer er endnu sparsomt undersøgt, da den nuværende forskning i biokuls stabilitet hovedsageligt har fokuseret på interne faktorer (iboende stabilitet) frem for eksterne faktorer.

I specialet, er to udvalgte faktorer belyst i henhold til deres indflydelse på stabiliteten af biokul i jord. Resultaterne er refereret herunder:

Mikroorganismers evne til at nedbryde stabilt kulstof i biokul

Den stabile kulstofpulje i biokul anses som udgangspunkt ikke som fødegrundlag for mikroorganismer i jord. Et interessant spørgsmål er, hvorvidt tilførsel af biokul til landbrugsjord vil kunne opformere tilstedeværelsen af mikroorganismer, der er specialiseret i at nedbryde komplekse aromatiske kulstofforbindelser, såsom ligninnedbrydende svampe. En gennemgang af den meget begrænsede litteratur på området viste, at vækst og enzymaktivitet af udvalgte ligninnedbrydende svampe (bl.a. *Trametes vericolor*, *Pleurotus ostreatus* og *Fusarium oxysporum*) blev stimuleret under inokulation med forskellige typer af biokul (uden jord) (Taskin et al., 2019a, De la Rosa et al., 2018). Andre studier har vist modsatte effekter, hvor vækst og enzymaktivitet af svampene blev hæmmet af biokul (Ascough et al., 2010). Flere studier på dette område vil kunne bidrage med yderligere viden, mens de nuværende resultater indikerer at nogle saprofytiske svampe, der producerer ligninnedbrydende enzymer, har potentiale til at nedbryde biokul, hvis de rette betingelser er til stede.

Temperaturfølsomheden for nedbrydning af biokul i jord

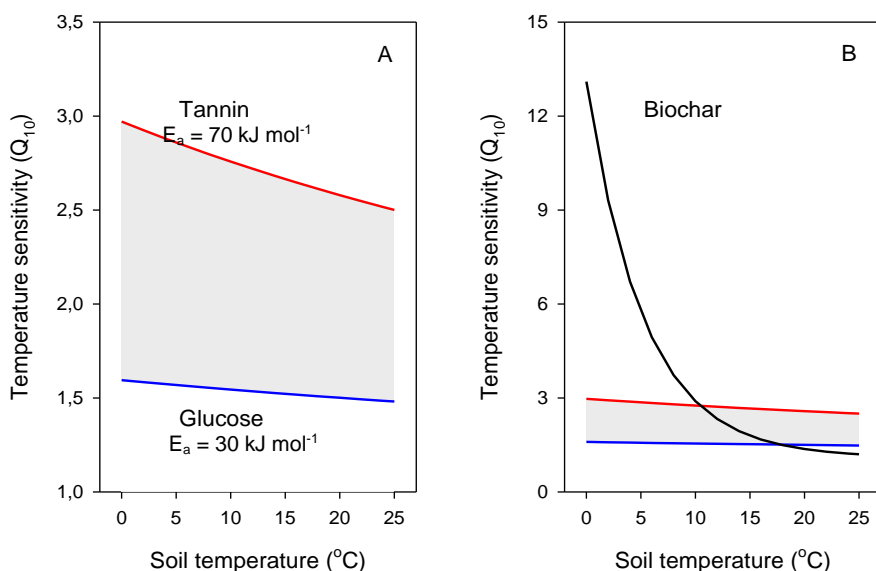
Jordtemperatur er en faktor, som har stor betydning for mikrobiel omsætning af kulstof i jord, da denne proces, ligesom andre kemiske og biologiske processer, er temperaturafhængig. Det er derfor også relevant, at betydningen af jordtemperatur og temperaturfølsomheden for omsætning af biokul i jord undersøges. Temperaturfølsomheden af en proces kan udtrykkes ved Q_{10} , der angiver den faktor, hvormed nedbrydningshastigheden, k , vil stige som følge af en temperaturstigning på 10°C .

Temperaturafhængigheden af kemiske og biologiske processer kan beskrives ved Arrhenius teorien, hvorfra temperaturfølsomheden, Q_{10} , for nedbrydning af forskellige materialer kan bestemmes ud fra aktivenergien (E_a), gaskonstanten (R) og temperatur (T) (Davidsson og Jansens, 2006):

$$Q_{10} = e^{\frac{10 \cdot E_a}{R \cdot T \cdot (T+10)}}$$

Faktoren, Q_{10} , benyttes blandt andet til normalisering af nedbrydningsdata, opnået ved forskellige jordtemperaturer, til den samme jordtemperatur, og anvendes derfor også i studier der sammenligner stabiliteten af biokul på tværs af studier med forskellige inkubationstemperaturer (Woolf et al., 2021). Den nuværende Q_{10} -sammenhæng der anvendes for biokul, er ikke baseret på Arrhenius teorien, men på en sammenhæng fremsat af Lehmann og Joseph (2015), som er baseret på 3 studier, der involverer en række usikkerheder ift. anvendt metode og de undersøgte biokul typer.

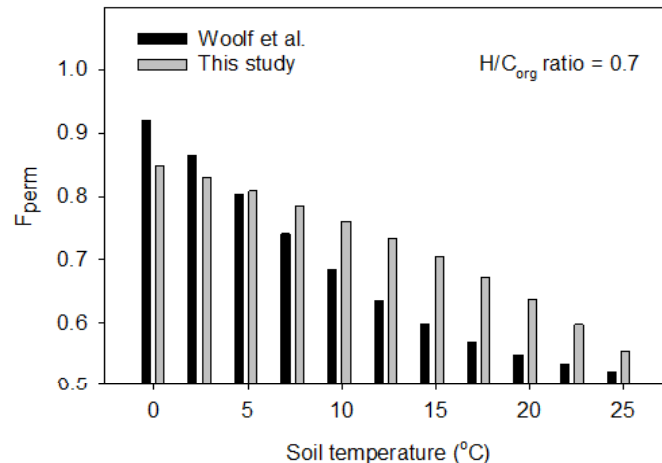
Sammenligning af Q_{10} -sammenhængen for nedbrydning af biokul med Q_{10} -sammenhængen for nedbrydning af glukose (let omsætteligt) og tannin (svært omsætteligt) beskrevet med Arrhenius teorien, tyder på, at Q_{10} -sammenhængen for biokul er i uoverensstemmelse med Arrhenius teorien (Figur 1.3B).



Figur 1.3: Temperaturafhængighed af Q_{10} for mineralisering af glukose (blå linje) og tannin (rød linje) i hht. Arrhenius kinetik samt for biokul (sort linje) i hht. Lehmann og Joseph (2015) (Eriksen, 2023).

Denne uoverensstemmelse indikerer et behov for flere data til at evaluere Q_{10} -sammenhængen for biokul af Lehmann og Joseph (2015).

Alternativt har Eriksen (2023) i en specieleafhandling, undersøgt konsekvensen af at benytte Q_{10} -sammenhængen for biokul af Lehmann og Joseph (2015) frem for en Q_{10} -sammenhæng for biokul baseret på Arrhenius teorien. Dette er gjort ved at normalisere det samme datasæt fra Woolf et al. (2021) ved brug af begge Q_{10} -sammenhænge, hvor anvendelsen af Q_{10} -sammenhængen baseret på Arrhenius teorien har antaget aktiveringsenergi for tre kulstofpuljer i biokul på 50, 70 og 90 kJ mol⁻¹. Forskellen på stabilitetsestimaterne for biokul ved brug af de to Q_{10} -sammenhænge over en temperaturgradient kan ses i figur 1.4.



Figur 1.4: Andelen af biokul tilbage i jorden 100 år efter tilførsel (F_{perm}) beregnet ved brug af Q_{10} -sammenhængen af Lehmann & Joseph (2015) (vist som Woolf et al.) og ved brug af Arrhenius kinetik med anvendelse af tre antagne aktiveringsenergi på hhv. 50, 70 og 90 kJ mol⁻¹ for øget biokulstabilitet (vist som This study). Estimerne for F_{perm} er beregnet for biokul med lav stabilitet (H/C_{org} ratio = 0,7) (Eriksen, 2023).

Opsummeret viser resultaterne af denne undersøgelse, at Lehmann og Josephs Q_{10} -sammenhæng for biokul sammenlignet med Arrhenius teorien har tendens til:

1. At overestimere stabiliteten af biokul ved jordtemperaturer under 5°C
2. At underestimere stabiliteten af biokul ved jordtemperaturer over 5°C

Mere generelt viste undersøgelsen, at jordtemperaturens indflydelse på stabiliteten af biokul mindskes ved stigende kulstofstabilitet i biokul (mindre H/C_{org} ratio). Samtidig forventes det, at kulstofstabiliteten af biokul falder med stigende jordtemperatur.

Overordnet set, er der et behov for flere inkubations- og markforsøg ved lavere jordtemperaturer (0-15°C), for at kunne forbedre samt be- eller afkræfte de høje Q_{10} -værdier for biokul ved jordtemperaturer under 10°C med Lehmann og Joseph's antagelse af biokuls temperaturfølsomhed.

2. Metoder til bestemmelse af biokuls stabilitet

Da biokul forventes at have en opholdstid i jord på hundreder til tusinder af år, samtidig med at stabiliteten af biokul i jord påvirkes af en lang række faktorer, er det meget kompliceret at fastsætte biokuls stabilitet. Den mest direkte og præcise metode til bestemmelse af biokuls stabilitet som anvendes i primærlitteraturen, er inkubationsforsøg med efterfølgende fremskrivning af data ved brug af eksponentielle nedbrydningsmodeller. Denne type forsøg danner grundlag for vores nuværende viden om stabiliteten af biokul.

En større udfordring ved sammenligning af data fra disse forsøg er, at der på nuværende tidspunkt rent forskningsmæssigt, ikke er fastsat specifikke retningslinjer for udførelse af inkubationsforsøg, og at der derfor anvendes forskellige fremgangsmetoder til differentiering mellem CO_2 -flux fra biokul og organisk

materiale, samt forskellige modeller (1-, 2- eller flerpulje) til fremskrivning af data. Mangel på ensretning i udførelsen af forsøgene kan medføre usikkerheder i resultaterne. En anden udfordring er, at mange af forsøgene har en varighed på mindre end ét år, som udfordrer differentiering mellem let- og svært omsætteligt kulstof i biokullet, hvilket øger risikoen for at underestimere stabiliteten af biokullet. Grundet den lange forventede opholdstid for biokul i jord, vil resultaterne fra inkubationsforsøg blive mere retvisende når varigheden af forsøgene forlænges.

For at opnå højere nøjagtighed i data fra sådanne forsøg anbefales det at inkubation og modellering af biokuls stabilitet indebærer (Leng et al., 2019b):

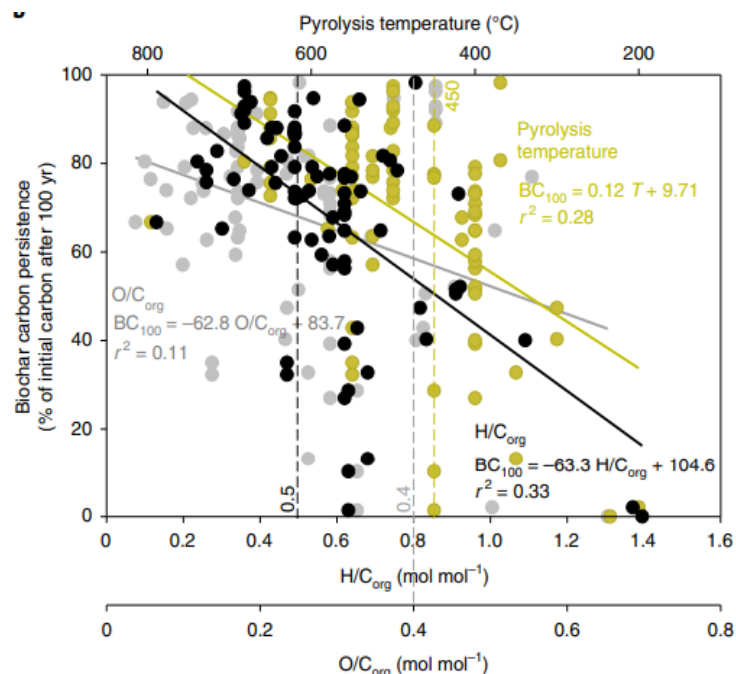
- Langvarige inkubationer (min. 1 år)
- Anvendelse af isotopisk mærkning af C i biokullet (^{13}C eller ^{14}C)
- Modellering med 2- eller flerpulje modeller
- Flere markforsøg

2.1 Proxies for biokuls iboende stabilitet

Data fra inkubation- og modelleringsforsøg er uundværlige til validering af andre indirekte, billigere og mindre tidskrævende metoder til bestemmelse af biokuls kulstofstabilitet, der bl.a. vil kunne anvendes til estimering af kulstoflagring med biokul i f.eks. nationale emissionsopgørelser.

Baseret på viden om sammenhængen mellem frigivelsen af H og O og biokuls kulstofstruktur, er $\text{O}/\text{C}_{\text{org}}$ - og $\text{H}/\text{C}_{\text{org}}$ ratioen blevet foreslået og undersøgt som proxies for biokuls kulstofstabilitet. På samme måde er pyrolysetemperaturen blevet foreslået som indikator for biokuls stabilitet på baggrund af den kendte korrelation mellem pyrolysetemperatur og biokuls stabilitet.

Flere studier har undersøgt pyrolysetemperaturen, $\text{O}/\text{C}_{\text{org}}$ - og $\text{H}/\text{C}_{\text{org}}$ ratioens evne til at forklare kulstofstabiliteten af biokul (Budai et al., 2013, Woolf et al., 2021, Lehmann et al., 2021). Figur 2.1 af Lehmann et al. (2021), viser at $\text{H}/\text{C}_{\text{org}}$ ratioen er den proxy af de tre, med størst forklaringsgrad ($r^2 = 0,33$), hvilket også er fundet i andre lignende studier.



Figur 2.1: Biokuls stabilitet som funktion af pyrolysetemperatur, $\text{O}/\text{C}_{\text{org}}$ - og $\text{H}/\text{C}_{\text{org}}$ ratio ($n = 85$) (Lehmann et al., 2021).

Desuden anses $\text{H}/\text{C}_{\text{org}}$ ratio, i sammenligning med pyrolysetemperatur og $\text{O}/\text{C}_{\text{org}}$ ratio, også som den mest pålidelige og sensitive proxy for stabiliteten af biokul, da både pyrolysetemperaturen og $\text{O}/\text{C}_{\text{org}}$ ratio har svært ved at differentiere mellem forskellige typer af biokul. Brugen af pyrolysetemperatur som proxy

for stabiliteten af biokul indebærer ligeledes en risiko for fejlestimering, da der ikke tages højde for andre procesforhold, der kan have indflydelse på stabiliteten af biokul.

Guidelines i den frivillige biokul certificering, European Biochar Certificate (EBC), indeholder i dag fastsatte grænseværdier for H/C_{org} ($< 0,7$) og O/C_{org} ($< 0,4$) for at sikre en høj kulstofstabilitet samt at biokullet kan klassificeres som biokul.

Der findes andre metoder til bestemmelse af biokuls stabilitet, såsom forskellige x-ray metoder, nuclear magnetic resonance (NMR), termiske nedbrydnings metoder, thermal recalcitrance index (R_{50}) samt H_2O_2 - og varme assisteret oxidation (Edinburgh stability tool). Desværre er de fleste af disse metoder endnu ikke skalérbare, for dyre eller ikke modnet nok til, at deres anvendelse har vundet indpas (Leng et al., 2019a).

3. Muligheder for fremtidig modellering af kulstoflagringspotentialet for biokul

IPCC (2019) har i et bilag udgivet indledende retningslinjer for, hvordan kulstofændringen ved tilførsel af biokul til jord kan indregnes i de nationale emissionsopgørelser. Den foreslåede metode er simpel og beregner kulstofændringen ved tilførsel af biokul ud fra den tilførte mængde biokul, indholdet af kulstof i biokullet og kulstofstabiliteten (F_{perm}). Denne metode kan anvendes med brug af standartværdier på Tier 1 niveau eller med nationale værdier på Tier 2 niveau. Tier 3 niveau vil kræve en udvidelse af modellen med f.eks. priming effekt, drivhusgasemissioner fra jord (eks. N_2O) og andre responser på tilførsel af biokul til landbrugsjord.

Ifølge et notat fra DCE, Aarhus Universitet, er datagrundlaget bag IPCC's standardværdier for stabiliteten af biokul til Tier 1, som er estimeret på baggrund af pyrolysetemperatur, ikke tilstrækkeligt videnskabeligt robuste til, at de kan anvendes i de danske emissionsopgørelser (Nielsen, 2022). Desuden viser forrige afsnit, at H/C_{org} ratio er en mere retvisende proxy for kulstofstabiliteten i biokul end pyrolysetemperaturen, hvilket taler for at erstatte pyrolysetemperaturen med H/C_{org} ratio som proxy for stabiliteten af biokul. Dette er blandt andet også foreslået af Woolf et al. (2021).

I den danske emissionsopgørelse anvendes i dag C-TOOL, en Tier 3 model til beregning af kulstofændringen i mineraljord, og af den grund ville det være nærliggende at overveje, om beregninger af kulstofændringen med tilførsel af biokul kan inkluderes i C-TOOL. Enkelte studier har forsøgt at inkludere biokul i andre anvendte Tier 3 kulstofmodeller (bl.a. ROTH-C af Pulcher et al, 2022). Der er dog behov for mere viden om interaktioner mellem biokul og andre processer i jorden for at kunne inkludere eventuelle effekter på kulstofomsætningen i jord fra tilførsel af biokul.

Overordnet set er der et stort behov for flere langvarige forsøg med biokul under danske markforhold, som kan bidrage til at fastsætte betydningen af klima, miljø og dyrkningspraksis for kulstofstabiliteten, og dermed kulstoflagringspotentialet af biokul i landbrugsjord.

Referencer

ASCOUGH, P. L., STURROCK, C. J. & BIRD, M. I. 2010. Investigation of growth responses in saprophytic fungi to charred biomass. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 46, 64-77.

BIRD, M. I., WYNN, J. G., SAIZ, G., WURSTER, C. M. & MCBEATH, A. 2015. The pyrogenic carbon cycle. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 43, 273-298.

BUDAI, A., ZIMMERMAN, A., COWIE, A. L., WEBBER, J. B. W., SINGH, B., GLASER, B., MASIELLO, C. A., ANDERSSON, D., SHIELDS, F., LEHMANN, J., CAMPS ARBESTAIN, M., WILLIAMS, M. & JOSEPH, S. 2013. *Biochar Stability Test Method: An assessment and methods to determine biochar*

carbon stability [Online]. IBI. Available: https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/06/IBI_Report_Biochar_Stability_Test_Method_Final.pdf

DAVIDSON, E. A. & JANSSENS, I. A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165-173.

DE LA ROSA, J. M., MILLER, A. Z. & KNICKER, H. 2018. Soil-borne fungi challenge the concept of long-term biochemical recalcitrance of pyrochar. *Scientific Reports*, 8, 1-9.

ERIKSEN, R. 2023. *Biochar carbon stability in agricultural soils – Controlling factors and assessment methods relevant for future modelling of long-term biochar carbon stability*. Master thesis. Aarhus University.

IPCC. 2019. *Appendix 4 Method for Estimating the Change in Mineral Soil Organic Carbon Stocks from Biochar Amendments: Basis for Future Methodological Development* [Online]. IPCC. Available: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch02_Ap4_Biochar.pdf

IPCC. 2022. *Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change* [Online]. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Available: https://report.ipcc.ch/ar6/wg3/IPCC_AR6_WGIII_Full_Report.pdf

LEHMANN, J., COWIE, A., MASIELLO, C. A., KAMMANN, C., WOOLF, D., AMONETTE, J. E., CAYUELA, M. L., CAMPS-ARBESTAIN, M. & WHITMAN, T. 2021. Biochar in climate change mitigation. *Nature Geoscience*, 14, 883-892.

LEHMANN, J. & JOSEPH, S. 2015. *Biochar for environmental management. Science, technology and implementation*, New York, Routledge.

LENG, L., HUANG, H., LI, H., LI, J. & ZHOU, W. 2019a. Biochar stability assessment methods: a review. *Science of the total environment*, 647, 210-222.

LENG, L., XU, X., WEI, L., FAN, L., HUANG, H., LI, J., LU, Q., LI, J. & ZHOU, W. 2019b. Biochar stability assessment by incubation and modelling: Methods, drawbacks and recommendations. *Science of the Total Environment*, 664, 11-23.

NIELSEN, O.-K. 2022. *Indregning af Carbon Capture and Storage, Carbon Capture and Use og biokul i de nationale emissionsopgørelser*. [Online]. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. - Notat nr. 2022 |15. Available: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2022/N2022_15.pdf

PULCHER, R., BALUGANI, E., VENTURA, M., GREGGIO, N. & MARAZZA, D. 2022. Inclusion of biochar in a C dynamics model based on observations from an 8-year field experiment. *Soil*, 8, 199-211.

SCHMIDT, H.-P., ABIVEN, S., HAGEMANN, N., MEYER ZU DREWER, J. 2022. Permanence of soil applied biochar: An executive summary for Global Carbon Sink certification. *The Biochar Journal 2022*, 69-74.

TASKIN, E., BRANA, M. T., ALTOMARE, C. & LOFFREDO, E. 2019. Biochar and hydrochar from waste biomass promote the growth and enzyme activity of soil-resident ligninolytic fungi. *Heliyon*, 5, 1-8.

WANG, H., NAN, Q., WAQAS, M. & WU, W. 2022. *Stability of biochar in mineral soils: Assessment methods, influencing factors and potential problems*. *Science of The Total Environment*, 806, 150789.

WANG, J. Y., XIONG, Z. Q. & KUZYAKOV, Y. 2016. *Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects*. *Global Change Biology Bioenergy*, 8, 512-523.

WANG, T., CAMPS-ARBESTAIN, M., HEDLEY, M., SINGH, B. P., CALVELO-PEREIRA, R. & WANG, C. Y. 2014. Determination of carbonate-C in biochars. *Soil Research*, 52, 495-504.

WIEDEMEIER, D. B., ABIVEN, S., HOCKADAY, W. C., KEILUWEIT, M., KLEBER, M., MASIELLO, C. A., MCBEATH, A. V., NICO, P. S., PYLE, L. A., SCHNEIDER, M. P. W., SMERNIK, R. J., WIESENBERG, G. L. B. & SCHMIDT, M. W. I. 2015. Aromaticity and degree of aromatic condensation of char. *Organic Geochemistry*, 78, 135-143.

WOOLF, D., LEHMANN, J., OGLE, S., KISHIMOTO-MO, A. W., MCCONKEY, B. & BALDOCK, J. 2021. *Greenhouse gas inventory model for biochar additions to soil*. *Environmental Science & Technology*, 55, 14795-14805.