

Katalysering af anaerobisk nedbrydning med biokul og aktiveret biokul fra danske and svenske pyrolyseanlæg

Udarbejdet af Roskilde Universitet





Power Bio



Interreg



Medfinansieret af
Den Europæiske Union

Öresund-Kattegat-Skagerrak

Katalysering af anaerobisk nedbrydning med biokul og aktiveret biokul fra danske and svenske pyrolyseanlæg

Af Andreas Dyreborg Martin^{1,2} og Tobias Pape Thomsen¹

1. Indledning

Dette notat undersøger effekten af digestat tilsat biokul på metanproduktionen i anaerobisk nedbrydning. Biokul som katalysator for anaerobisk nedbrydning er af stigende videnskabelig og industriel interesse, men på trods af den øget opmærksomhed er der stadig behov for mere forskning, der fokuserer på biokul som katalysator for forbedring af anaerobisk nedbrydning, og viden om anvendelse i fuld skala er meget begrænset (Lu et al., 2020; Nie et al., 2022).

Undersøgelsen er designet til at opnå dybdegående viden om potentialet af biokul fra danske og svenske pyrolyseanlæg til brug in situ i biogasanlæg.

Anaerobisk nedbrydning anvendes bredt som behandlingsteknologi, men står stadig over for flere udfordringer såsom processtabilitet og barrierer med højere udnyttelse, som kunne løses for at forbedre den samlede effekt biogasanlæg har (K. He et al., 2024; Kemka et al., 2024). Det er vist, at biokul kan løse mange af disse udfordringer, og blandt forskere er interessen for tilsætning af biokul i anaerobisk nedbrydning steget markant. I Web of Science er der registreret 1.479 artikler med søgestrengen "Biochar AND (Anaerobic Digestion)", hvoraf 80 % er publiceret siden 2020. Af disse har flere review-artikler arbejdet med forskellige aspekter af den komplekse interaktion mellem biokul og anaerobisk nedbrydning, såsom biokuls evne til at:

1. Øge processtabiliteten ved at fungere som buffer eller via adsorption og derved reducere ammoniakstress forårsaget af produktion af flygtige fedtsyrer (Cai et al., 2022),
2. Donere, overføre og modtage elektroner for både at øge effektiviteten og forbedre hastighedsbegrænsende trin i den metanogene proces (Baek et al., 2018; Cui et al., 2024; Valentin et al., 2023),
3. Fungere som vært for mikrobielle samfund og dermed forbedre metanproduktionen gennem indbyrdes synergier, beskyttelse mod inhibering m.m. (Bardi et al., 2023; Zhao et al., 2024), og

¹ Institut for Mennesker og Teknologi, Roskilde Universitet, Universitetsvej 1, 4000 Roskilde, Danmark

² Kontakt: andy@ruc.dk (mail)

4. Reducere effekten af hæmmende stoffer ved at fremme bionedbrydning eller passivering gennem adsorption eller ændring i kemisk form (Qi et al., 2021).

I det følgende vil jeg kort beskrive nogle af de vigtigste interaktioner mellem anaerob nedbrydning og biokul som anført i Tabel 1.

Tabel 1 - Ulempernes årsager ved anaerob nedbrydning samt den mekanisme, biokul har som påvirkning af ulemperne, og hvilken rolle tilsætning af biokul spiller.

Anaerobisk nedbrydning		Biokul	
Begrænsninger	Årsager	Mekanismer	Roller
Ammoniak stress	Nitrogen-rig AD substrat	Bufferkapacitet Adsorption	Proces stabilitet
Hastighedsbegrænsende trin	Syntrofisk afhængighed	Direkte mellemarter electron transfer Redox-potentiale	Forbedring
Lav microbial interaktion	Få overflader	Vært for microbielle samfund	Forbedring
Inhiberende substrat	Biotilgængelighed af kemiske forbindelser	Adsorption Dissociation Inhiberingsbeskyttelse	Proces stabilitet

Under den anaerobe nedbrydning vil omkring 70 % af det organiske kvælstof blive omdannet til ammonium (Yang et al., 2022), hvilket generelt er positivt, da dette øger gødningsværdien. Den største ulempe er, at forhøjede niveauer af ammonium står i ligevægt med frit ammoniakkvælstof, en flygtig forbindelse, der er kendt for at hæmme den anaerobe nedbrydning (Yang et al., 2022). En stigning i nedbrydningstemperaturen kan øge koncentrationen af frit ammoniakkvælstof (Moerland et al., 2021), og kombineret med anvendelse af kvælstofrige substrater kan dette være afgørende for hæmningen i anaerob nedbrydning (Cai et al., 2022). Biokuls rolle i at eliminere ammoniakinhibering stammer fra dets evne til både at adsorbere ammoniak og fungere som buffer. Biokul kan adsorbere ammoniakkvælstof gennem både kemisk og fysisk adsorption. Den fysiske adsorption afhænger primært af porøsiteten og det specifikke overfladeareal, hvor ammoniak diffunderer eller adsorberes på

overfladen. Den kemiske adsorption afhænger primært af de funktionelle grupper på overfladen, hvilket er negativt, fordi de fleste af dem er ilt-holdige. Biokul som pH-buffer modvirker de sure forhold forårsaget af ophobning af flygtige fedtsyrer gennem acidogenese (Jia et al., 2023).

Biokul har også vist sig at kunne reducere virkningen af andre stoffer, der hæmmer den mikrobielle population i anaerobisk nedbrydning. Qi et al. (2021) inddeler forurenende stoffer i tungmetaller, antibiotika, mikroplast, polyaromatiske kulbrinter (PAH), furfural og 5-hydroxymethylfurfural. De fleste forurenende stoffer er meget substratspecifikke med meget forskellige inhiberingstærskler. Hvordan biokul kan reducere inhiberingen, er både relateret til dets funktionelle grupper, som kan ændre stoffernes kemiske form (speciering), og til biokuls porøse natur, hvor forbindelserne kan adsorberes fysisk (Qi et al., 2021). Det er værd at bemærke, at nogle forurenende stoffer også kan virke fremmende. For eksempel indeholder PAH'er og visse antibiotika kulstof, som kan fungere som et co-substrat (Lu et al., 2014; Yin et al., 2016). Tungmetaller er også essentielle for visse processer i anaerob nedbrydning, og små mængder kan føre til forbedret ydeevne (Luo et al., 2020). Hæmning fra kemiske forbindelser er kompleks og udgør flere trusler mod den anaerobe nedbrydning, men dette uddybes ikke yderligere, da det ligger uden for dette notats omfang.

Et andet aspekt af biokul er dets evne til at donere, overføre og acceptere elektroner. Acetogener omdanner VFA til acetat ved oxidation og donerer en elektron til biokul, mens methanogener accepterer en elektron ved at omdanne CO₂ til metan (Shen et al., 2021). Cui et al. (2024) foreslår, at biokul produceret ved lavere temperaturer fungerer mere som et *geobatteri* sammenlignet med biokul produceret ved højere temperaturer, der fungerer mere som en *geoleder*. Dette skyldes, at redox-aktive funktionelle grupper (f.eks. quinon og hydroquinon) reduceres ved høj temperatur. Geobatterier kan lagre elektroner ved at acceptere dem fra andre reaktioner, hvorefter elektronerne kan doneres og frigives senere og omvendt (PrévotEAU et al., 2016). Elektrondonationsevne har vist sig at korrelere med øgede metanproduktionsrater (Shen et al., 2021), men det er blevet undersøgt, at denne effekt kun optræder ved svækkede methanogener, hvilket antyder, at biokul er bedre egnet til at afhjælpe stress end til yderligere at forbedre den anaerobe nedbrydning (Qin et al., 2020). Der er udført få studier på dette område, og de har desuden stået over for metodiske udfordringer, da biokul med geobatteri-egenskaber produceres ved lav pyrolysetemperatur, hvilket gør dem nedbrydelige og dermed til et co-substrat. Derfor er det ikke muligt at bestemme metanproduktionsmekanismerne præcist (Ren et al., 2020; Shen et al., 2021; Vayena et al., 2024). Et andet problem er, at mange studier viser, at biokul produceret ved

højere temperaturer er mere stabile og dermed mere tilbøjelige til at bidrage til klimaforbedring ved kulstoflagring (Sanei et al., 2023), hvilket markant reducerer deres værdi.

Det andet fokus er biokuls evne til at overføre elektroner som en geoleder. Arter kan samtidig acceptere og donere elektroner direkte til hinanden i et syntrofisk partnerskab (Barua and Dhar, 2017). Elektronoverførslen kan ske gennem en kombination af ledende pili og jernnanopartikler eller ϵ -type cytochromer, men også udelukkende gennem ikke-biologiske materialer såsom biokul (Barua and Dhar, 2017). Når pyrolysetemperatur og opholdstid øges, sker der aromatisering, hvilket giver mere delokaliserede elektroner og dermed øget ledningsevne (Cui et al., 2024). Metodisk er det vanskeligt at adskille effekten af geobatterier og geoledere i anaerob nedbrydning, da de begge fungerer som elektronshuttles mellem arter, selvom de mekanismer, der bidrager til deres effekt, er markant forskellige.

Det sidste område, hvor biokul kan optimere den anaerobe nedbrydning, er gennem dets evne til at fungere som levested for mikrobielle samfund på overfladen. Udnyttelse af en semi-inert eller inert overflade til mikrobiel kolonisering har vist mange fordele og er derfor anvendt i mange systemer såsom moving bed biofilm reactors (Leyva-Díaz et al., 2020), biotricklingfiltre (Taha et al., 2022), anaerobe biofilmreaktorer (Satya et al., 2022) og mikrobielle brændselsceller (Antolini, 2015). Generelt klæber mikroorganismer sig til biokuls porøse overflade og immobiliseres i et mikrobielt konsortium (Bardi et al., 2023). Det er blevet undersøgt, at de mikrobielle samfund på biokuls overflade er mindre følsomme over for svingende forhold, da de danner biofilm, som beskytter dem mod stressfaktorer (Bardi et al., 2023). Mikroorganismer kan gemme sig i makroporer, hvor de stadig får tilført næringsstoffer til at opretholde livet, mens de undgår kontakt med hæmmende stoffer (Zhao et al., 2024).

I Tabel 2 præsenteres en kort opsummering af nyere studier om tilsætning af biokul til våd anaerob nedbrydning. Den bedste præstation fra hvert studie er vist. Effekten af biokul varierer meget og spænder fra ingen effekt til en 18-dobling af metanproduktionen. Studierne har forskellige fokusområder for at påvise forskellige effekter af biokul. For eksempel fokuserede Ngo et al. (2024) på biokuls evne til at afhjælpe ammoniakhæmning og fandt, at biokul reducerede koncentrationerne fra 3,4 g/L, hvilket er over den kritiske hæmningstærskel, til i gennemsnit 2,5 g/L, og dermed øgede den kumulative metanproduktion med en faktor 18. De fleste studier fokuserer på lignocelluloseholdig biomasse som råmateriale til biokulproduktion, hvilket især omfatter svært nedbrydelige materialer som halm og træ (Song et al., 2024; Wang et al., 2025). I studierne er madaffald det mest anvendte substrat i den anaerobe nedbrydning efterfulgt af kyllinggødning. Dette er interessante substrater med højt

tørstof- og metanpotentiale, men de indebærer risiko for ammoniakstress på grund af deres høje kvælstofindhold (Song et al., 2024; Wang et al., 2025) og er derfor ideelle til at undersøge biokuls evne til at forbedre processtabilisering. Hvis forfatterne af studierne skulle undersøge andre effekter end afhjælpning af ammoniakstress, bør IS-forholdene være høje, eller pH holdes stabil. Der er en betydelig variation i doseringen af biokul, men de fleste studier har fundet, at den bedste tilsætning ligger omkring 5–10 g/L.

Tabel 2 - Studier med biokul produceret ved pyrolyse tilsat våd anaerob nedbrydning. Kun det bedst præsterende biokul fra hvert studie er vist. Studierne blev fundet i Web of Science med søgesætningen "biochar AND (anaerobic digestion)".

Biokul-substrat	Pyrolyse-betingelser	Biokuldose	Substrat	AD Metode	Metanproduktion præstation	Kilde
Køgylle	400 °C, 2 t	4.4 g/L	Køgylle	Batch, 37 °C	81 % kumulativ metan-forøgelse	(Pan et al., 2024)
Madaffald	500 °C, 10 min	5 % of arbejdsvolume	Slam	Batch, 40 °C	19 % kumulativ metan-forøgelse	(Shin et al., 2022)
Spildevandsslam	500 °C, 25 min	0.33 g/L	Madaffald	Semi-kontinuert, 35 °C	75 % øget produktions-hastighed	(Giwa et al., 2020)
Hårdt træ	550 °C, 2 t	5 % of arbejdsvolume	Hønsemøg	Semi-kontinuert, 37 °C	18-fold kumulativ metan-forøgelse	(Ngo et al., 2024)
Halm	350 °C, 2 t	5 % of DM	Hønsemøg	Batch, 35 °C	40 % kumulativ metan-forøgelse	(Pan et al., 2019)
Træaffald	750 °C, 30 min	10 g/L	Madaffald	Batch, 37 °C	40 % kumulativ metan-formindskelse and 47 % formindskelse in forsinkelsestid	(Zhang et al., 2022)
Træ	550 °C, 2 t	2.5 g/(g TS)	Hønsemøg	Batch, 37 °C	Ingen ændring i kumulativ metanproduktion	(Ngo et al., 2022)
Frugttræ	800-900 °C	0.6 g/(g TS substrat)	Madaffald	Batch, 35 °C	8 % kumulativ metan-forøgelse	(Cai et al., 2016)
Frugttræ	550 °C	5 % of TS af arbejdsvolume	Hønsemøg	Semi-kontinuert, 35 °C	12 % kumulativ metan-forøgelse	(Ma et al., 2019)
Majskolbe	500 °C, hurtig pyrolysis	67 g/L	Slam	Batch, 37 °C	26 % kumulativ metan-forøgelse	(Zhou et al., 2020)

Risskaller	550 °C	5 g/L	Madaffald	Batch, 35 °C	26 % kumulativ metanforøgelse	(Ovi et al., 2022)
Biogas restfiber	500 °C, 2 t	8 g/L	Madaffald	Semi-kontinuert, 55 °C	46 % forøgelse i metanproduktion	(Liu et al., 2022)

Ovenstående effekter biokul kan have på den anaerobiske nedbrydning viser relevansen for at udnytte biokul inden det lagres i landbrugsjord. Dog er mekanismerne mange og tilsætning af biokul har en stor påvirkning på AD-processen, hvilken både kan være positivt og negativt. Derfor er det relevant at undersøge nuværende pyrolyseanlæg og om det kul de producerer kan være relevant for biogasanlæg eller de har en negativ effekt. Indenfor PowerBio projektet undersøges en række bioressourcer. Disse er ikke i undersøgelsen brugt som substrat. I stedet er biokul fra forskellige anlæg repræsenteret, som også består af nogle af de biomassetyper, som også er i fokus i PowerBio. Derudover bruges madaffald som afprøvningssubstrat, som indeholder en divers række komponenter og derved repræsenterer en bred vifte af bioressourcer, som ellers kunne være brugt, herunder bioressourcer, som er i fokus i PowerBio.

2. Anaerobisk nedbrydning med digestat tilsat biokul og aktiveret biokul fra Danmark og Sverige

Dette afsnit præsenterer forsøg med anaerob nedbrydning, hvor digestat er tilsat biokul og aktiveret biokul fra danske og svenske pyrolyseanlæg. Biokullet og det aktiverede biokul, der anvendes i dette afsnit, er det samme som i Martin et al (2025).

Metode

Fire typer biokul blev indhentet fra tre forskellige anlæg (Tabel 3). Biokullet stammer fra kommunalt spildevandsslam (MS), haveaffald (GW), afgassede fibre (DF) og hvedehalm (WS). De fire biokultyper blev dampaktiveret som beskrevet i Artikel 3. Biokullet blev også karakteriseret ved elementaranalyse, overfladeelementer, overfladeareal og porestruktur, termogravimetrisk analyse samt overfladefunktionelle grupper som beskrevet i Martin et al (2025).

Tabel 3 – Prøver anvendt i studiet.

Prøvenavn	Håndtering	Virksomhed	Biomasse-forløber	Pyrolyseanlæg
AC-MS	Aktiveret kul	AquaGreen	Spildevandsslam	Fårevejle
AC-GW	Aktiveret kul	NSR	Haveaffald	Helsingborg
AC-WS	Aktiveret kul	Stiesdal SkyClean	Hvedehalm	Skive
AC-DF	Aktiveret kul	Stiesdal SkyClean	Afgasset fibre	Skive
BC-MS	Pyrolyseret kulstof	AquaGreen	Spildevandsslam	Fårevejle
BC-GW	Pyrolyseret kulstof	NSR	Haveaffald	Helsingborg
BC-WS	Pyrolyseret kulstof	Stiesdal SkyClean	Hvedehalm	Skive
BC-DF	Pyrolyseret kulstof	Stiesdal SkyClean	Afgasset fibre	Skive

Biometanproduktionen blev analyseret efter AMPTS-principper i tripplikater. Madaffald blev brugt som substrat til nedbrydning. Både madaffald og inokulum blev indsamlet fra biogasanlægget Solrød Biogas A/S (Danmark). Dette valg blev truffet på grund af madaffaldets alsidige natur (Naroznova et al., 2016; Slopiecka et al., 2022), hvilket gør det velegnet til screening, da mange effekter kan opstå (Braguglia et al., 2018). IS-forholdet var 2, og hver batchreaktor med tilsat biokul havde 10 g biokul pr. liter.

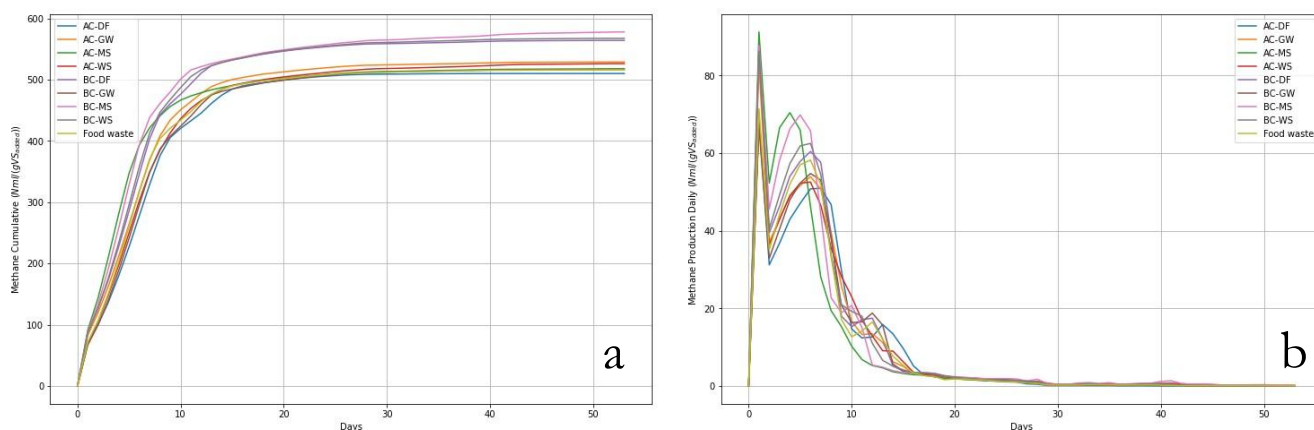
Arbejdsvolumen blev reduceret til 400 mL for at tage højde for substraternes og biokullenes mulige effekt på øget volumen som følge af skumdannelse eller densitetsseparation (K. He et al., 2024).

Desuden blev reaktorerne kontinuerligt omrørt uden pauser for at sikre, at digestatet og biokullet konstant blev grundigt blandet.

Resultater og diskussion

Eksperimentet blev afsluttet efter 53 dage, hvor kun en restgasproduktion kunne registreres. I Figur 1 kan den kumulative og daglige metanproduktion ses. Den daglige metanproduktion (Figur 1b) toppede på den første dag for derefter at falde, før den steg igen. Inden substraterne blev tilsat batchreaktoren, blev de blandet, hvilket kunne have dannet luftbobler i substratet, som periodisk forbliver i væsken (Bhaga and Weber, 2006; Hlawitschka et al., 2022). Luft består hovedsageligt af nitrogen og oxygen,

som ikke adsorberes i NaOH og derfor vil blive målt som metan i eksperimentet. Dette kan dog ikke forklare den fulde stigning i metanproduktionen på dag 1. Der er ingen korrelation mellem biokullets porevolumen og den indledende metanproduktion, så luft fra biokullet kan ikke forklare den øgede metanproduktion på dag 1. Hver reaktor med biokul havde en koncentration på 10 g biokul pr. liter, hvilket svarer til 4 g biokul og en maksimal samlet porevolumen på 0,7 mL (fra AC-GW), hvilket kan betragtes som ubetydeligt sammenlignet med metanproduktionen, der varierede fra 362-509 Nml for hver batchreaktor på den første dag. Inokulum toppede på den første dag og stagne derefter. Derfor må den svingende metanproduktion komme fra den anaerobe nedbrydning af madaffald. Da madaffald havde en af de laveste metanproduktioner på dag 1, kan faldet og stigningen være resultatet af en let ammoniakhæmning, som biokul kan modvirke på grund af deres basiske natur.



Figur 1 – Metanproduktionskurver. a) Kumulativ metanproduktion og b) daglig metanproduktion

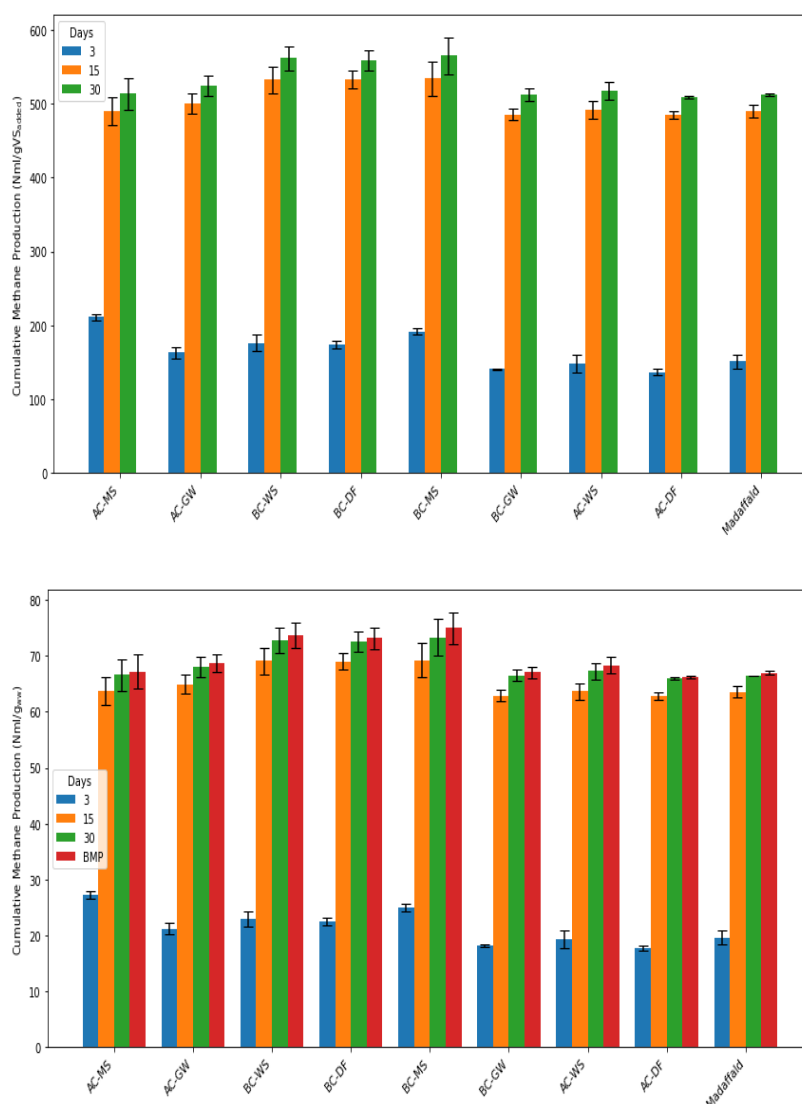
Figur 2 viser metanproduktionen af prøverne. Biokul har en betydelig effekt på anaerobisk nedbrydning. Den højeste kumulative metanproduktion kom fra BC-MS, som havde et biometanpotentiale på $578 \text{ Nml g}^{-1} \text{ VS}^{-1}$, hvilket er 12 % højere end madaffald uden biokultilsætning. BC-DF og BC-WS øgede også metanpotentialet med henholdsvis 9 og 10 %. Pan et al. (2019) øgede ligeledes det kumulative metanpotentiale med 37 % ved at tilsætte 0,7 g/L hvedehalm-biokul (550°C) til en reaktor med et IS-forhold på 0,2, hvor hønsemøg blev brugt som substrat. Et IS-forhold på 0,2 er relativt lavt og udsætter nedbrydningen for yderligere ammoniakstress ved tilsætning af substrater med højt ammoniakindhold, såsom hønsemøg. Ambaye et al. (2020) opnåede en metanstigning på 13 % med samme IS-forhold på 2 som i denne undersøgelse ved at tilsætte 2,5 g/L spildevandsslam-biokul til digestatet og opnåede dermed en lignende stigning i metanudbytte som BC-MS.

De kumulative metanudbytter fra dag 3 var forskellige, hvor AC-MS og BC-MS var henholdsvis 39 og 27 % højere end madaffald, mens BC-GW var 7 % lavere. Ved biometanpotentialet lå AC-MS på linje

med madaffaldets metanudbytte på $516 \pm 3 \text{ Nml g}^{-1} \text{ VS}^{-1}$, mens BC-MS stadig nåede $578 \pm 22 \text{ Nml g}^{-1} \text{ VS}^{-1}$. AC-GW, BC-WS og BC-DF prøverne viste også denne tendens, hvor øget metanproduktion forekom i starten, mens forskellene i metanudbytte aftog senere i nedbrydningen. Hvis den første dag med metanproduktion udelades, havde AC-MS og BC-MS også den højeste maksimale daglige metanproduktion, som også indtraf 1-2 dage (dag 4 og 5) tidligere end madaffaldet (dag 6). En øget nedbrydningshastighed er meget værdifuld, da organiske belastningsgrader kan øges, hvilket reelt øger en reaktors samlede produktionskapacitet (Kelif Ibro et al., 2024).

Biokulprøverne havde forskellige koncentrationer af sporstoffer såsom tungmetaller. Zink er rapporteret til at fremme metanproduktion ved koncentrationer mellem 0,03-2 mg/L (Romero-Güiza et al., 2016). Zinkkoncentrationerne i biokullet var mellem 0,05-1,17 mg Zn/L, hvor MS-prøverne havde de højeste værdier. Kobber kan også øge metanudbyttet i anaerobe systemer ved koncentrationer mellem 0-100 mg/L (Hao et al., 2017). Igen var MS-prøverne mellem 0,4-0,5 mg Cu/L. Jern forekom i betydelige mængder i flere biokulprøver og har vist sig at forbedre udbyttet i mange anaerobe systemer (Feng et al., 2023). MS-prøverne havde den højeste koncentration med 35 mg Fe/L, mens AC-DF, BC-DF, BC-GW og AC-GW havde 8,9, 7,7, 5,9 og 2,4 mg Fe/L. Biokullet blev tilsat digestatet i en koncentration på 10 g/L, hvilket svarer til 1-2 % af arbejdsvolumen i batchreaktoren. Derfor vil de rapporterede koncentrationer blive reduceret med 50-100 gange. Tungmetaller kan forekomme i forskellige bindingstilstande, men kun frie ioner i opløsning kan optages af mikroorganismer (Lehmann and Joseph, 2024), og kun en del af de målte koncentrationer af tungmetaller har den speciation, der gør dem direkte biologisk tilgængelige. Ud fra dette kan det diskuteres, at kun MS-prøverne har en tilstrækkelig koncentration, som kan bidrage til en betydelig effekt, imens de resterende prøver ikke opnåede dette.

Overfladearealet var meget forskelligt for biokulprøverne og varierede fra 17 til 460 m^2/g . Flere studier har dokumenteret, at overfladearealet påvirker det samlede metanudbytte (Luo et al., 2015; Pan et al., 2019), hvor metanogene bakterier lever i porerne. Porevolumenet af meso- og makroporer er også rapporteret at fremme omdannelsen af CO_2 (Z.-W. He et al., 2024), hvilket peger på, at aktiverede prøver bør være bedre katalysatorer, da porevolumenet har tendens til at øges. Dog kan overfladearealet i dette studie ikke forklare forskellene i metanudbyttet.



Figur 2 – Kumulativ metanproduktion per gram flygtigt organisk materiale (Overst). Kumulativ metanproduktion per gram vådvægt (Nederst).

Nogle biomethanpotentialer kan stadig ikke forklares ud fra denne egenskab. BC-WS og BC-DF øgede begge det samlede metanudbytte med henholdsvis 10 og 9 % sammenlignet med madaffald uden biokultilsætning, men de viser hverken signifikante elementkoncentrationer eller øget overfladeareal. FTIR-spektrene, som blev rapporteret i Martin et al. (2025), afslørede heller ikke funktionelle grupper, der kunne bidrage til øget metanudbytte, såsom alkaliske funktionelle grupper (Wenjing et al., 2022) eller carboxylgrupper, som fremmer elektron-donorkapacitet, hvilket også er rapporteret at være højere ved meget lavere temperaturer end prøverne i dette studie (Klүpfel et al., 2014).

Dette studie brugte madaffald som målsubstrat, som biokul potentielt kunne øge metanproduktionen fra. Den eksperimentelle opsætning fokuserede mere på forbedring end på processtabilitet, da det ikke

afhjalp stress fra hæmmende effekter. Dette skyldes, at tilsætning af substrat ved et IS-forhold på 2 reducerer risikoen for inhibition fra ammoniak, der stammer fra madaffaldets høje nitrogenindhold (Zeng et al., 2019). Tungmetalhæmning er heller ikke særlig sandsynlig, fordi madaffald og inokulum blev indsamlet efter forbehandling før nedbrydning i et dansk biogasanlæg, hvor strenge grænser for tungmetaller skal overholdes. Dette studie brugte også substrat og inokulum fra samme anlæg, hvilket kan reducere potentialet for optimering, fordi inokulum er tilvænnet substratet (Rackliffe et al., 2023), hvilket kan forklare den lave effekt af biokullet sammenlignet med de andre studier vist i Tabel 2.

3. Konklusion og fremtidige undersøgelser

Dette screeningsstudie viste den varierede effekt af biokul, hvilket betyder det både kan reducere og øge metanudbyttet. Biokuls indvirkning på anaerobisk nedbrydning er kompleks og mange forskelligartede påvirkninger betyder at tilførslen nødvendigvis ikke er fordelagtig.

Alligevel viste dette studie at nogle biokulprøver kan øge metanproduktionen. En øget nedbrydning på kortere tid blev også observeret, hvilket er værdifuldt, især for biogasanlæg med lav hydraulisk opholdstid, som ikke nødvendigvis udnytter deres substraters biomethanpotentiale tilstrækkeligt. Yderligere undersøgelser er nødvendige for at afdække, hvordan biokul kan bruges som katalysator inden det applikeres i storskala. Dette kan gøres på mange måder, fx ved at undersøge forskellige pyrolysetemperaturer eller koncentrationer af biokul for bedst mulig ydelse, eller ved at undersøge mekanismer isoleret, som fx speciationen af forskellige elementer i biokul.

4. Anerkendelser

Tak til Ludvig Landen (NSR) og Eva Stål (NSR) for sparring og udvikling i forbindelse med forsøg.

Støttet af InterReg ÖKS under bevilling #: 20358661 (PowerBio).

5. Disclaimer

Dette notat baserer sig på tekst, som udgives i afhandling ” Utilization of local biomass resources in integrated anaerobic digestion-pyrolysis biorefineries in a circular bioeconomy context” af Andreas Dyreborg Martin og der kan forekomme meget tekstnære sammenlignigheder.

ChatGPT er blevet brugt til oversættelse fra ovennævnte afhandling og som grammatisk og sprogligt hjælpemiddel og er efterfølgende blevet gennemlæst og revideret af forfatterne. Forfatterne tager det fulde ansvar.

6. Litteraturliste

- Ambaye, T.G., Rene, E.R., Dupont, C., Wongrod, S., van Hullebusch, E.D., 2020. Anaerobic Digestion of Fruit Waste Mixed With Sewage Sludge Digestate Biochar: Influence on Biomethane Production. *Front. Energy Res.* 8. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00031>
- Antolini, E., 2015. Composite materials for polymer electrolyte membrane microbial fuel cells. *Biosens. Bioelectron.* 69, 54–70. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2015.02.013>
- Back, G., Kim, J., Kim, J., Lee, C., 2018. Role and potential of direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion. *Energies* 11. <https://doi.org/10.3390/en11010107>
- Bardi, M.J., Mutunga, J.M., Ndiritu, H., Koch, K., 2023. Effect of pyrolysis temperature on the physiochemical properties of biochar and its potential use in anaerobic digestion: A critical review. *Environ. Technol. Innov.* 32, 103349. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103349>
- Barua, S., Dhar, B.R., 2017. Advances towards understanding and engineering direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 244, 698–707. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.023>
- Bhaga, D., Weber, M.E., 2006. Bubbles in viscous liquids: shapes, wakes and velocities. *J. Fluid Mech.* 105, 61–85. <https://doi.org/10.1017/S002211208100311X>
- Braguglia, C.M., Gallipoli, A., Gianico, A., Pagliaccia, P., 2018. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresour. Technol., Bioconversion of Food Wastes* 248, 37–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.145>
- Cai, J., He, P., Wang, Y., Shao, L., Lü, F., 2016. Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. *Waste Manag. Res.* 34, 409–416. <https://doi.org/10.1177/0734242X16634196>
- Cai, Y., Zhu, M., Meng, X., Zhou, J.L., Zhang, H., Shen, X., 2022. The role of biochar on alleviating ammonia toxicity in anaerobic digestion of nitrogen-rich wastes: A review. *Bioresour. Technol.* 351, 126924. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126924>
- Cui, S., Wang, R., Chen, Q., Pugliese, L., Wu, S., 2024. Geobatteries in environmental biogeochemistry: Electron transfer and utilization. *Environ. Sci. Ecotechnology* 22, 100446. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2024.100446>
- Feng, L., Gao, Z., Hu, T., He, S., Liu, Y., Jiang, J., Zhao, Q., Wei, L., 2023. A review of application of combined biochar and iron-based materials in anaerobic digestion for enhancing biogas productivity: Mechanisms, approaches and performance. *Environ. Res.* 234, 116589. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116589>
- Giwa, A.S., Zhang, X., Xu, H., Vakili, M., Yuan, J., Wang, K., 2020. Pyrolyzed waste stream and biochar performance evaluation in food waste anaerobic digestion. *Clean Technol. Environ. Policy* 22, 1199–1211. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01862-7>
- Hao, H., Tian, Y., Zhang, H., Chai, Y., 2017. Copper stressed anaerobic fermentation: biogas properties, process stability, biodegradation and enzyme responses. *Biodegradation* 28, 369–381. <https://doi.org/10.1007/s10532-017-9802-0>
- He, K., Liu, Y., Tian, L., He, W., Cheng, Q., 2024. Review in anaerobic digestion of food waste. *Heliyon* 10, e28200. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28200>
- He, Z.-W., Li, A.-H., Tang, C.-C., Zhou, A.-J., Liu, W., Ren, Y.-X., Li, Z., Wang, A., 2024. Biochar regulates anaerobic digestion: Insights to the roles of pore size. *Chem. Eng. J.* 480, 148219. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.148219>
- Hlawitschka, M.W., Kováts, P., Dönmez, B., Zähringer, K., Bart, H.-J., 2022. Bubble motion and reaction in different viscous liquids. *Exp. Comput. Multiph. Flow* 4, 26–38. <https://doi.org/10.1007/s42757-020-0072-4>

- Kelif Ibro, M., Ramayya Ancha, V., Beyene Lemma, D., 2024. Biogas Production Optimization in the Anaerobic Codigestion Process: A Critical Review on Process Parameters Modeling and Simulation Tools. *J. Chem.* 2024, 4599371. <https://doi.org/10.1155/2024/4599371>
- Kemka, U.N., Ogbulie, T.E., Oguzie, K., Akalezi, C.O., Oguzie, E.E., 2024. Impact of substrate heterogeneity on anaerobic co-digestion process: a review. *EQA - Int. J. Environ. Qual.* 62, 18–34. <https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/18498>
- Klüpfel, L., Keiluweit, M., Kleber, M., Sander, M., 2014. Redox properties of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environ. Sci. Technol.* 48, 5601–5611. <https://doi.org/10.1021/es500906d>
- Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), 2024. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*, 3rd ed. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9781003297673>
- Leyva-Díaz, J.C., Monteoliva-García, A., Martín-Pascual, J., Munio, M.M., García-Mesa, J.J., Poyatos, J.M., 2020. Moving bed biofilm reactor as an alternative wastewater treatment process for nutrient removal and recovery in the circular economy model. *Bioresour. Technol.* 299, 122631. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122631>
- Liu, H., Wang, X., Fang, Y., Lai, W., Xu, S., Lichtfouse, E., 2022. Enhancing thermophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste with biogas residue biochar. *Renew. Energy* 188, 465–475. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.02.044>
- Lu, J.-S., Chang, J.-S., Lee, D.-J., 2020. Adding carbon-based materials on anaerobic digestion performance: A mini-review. *Bioresour. Technol.* 300, 122696. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122696>
- Lu, X., Zhen, G., Liu, Y., Hojo, T., Estrada, A.L., Li, Y.-Y., 2014. Long-term effect of the antibiotic cefalexin on methane production during waste activated sludge anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 169, 644–651. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.056>
- Luo, C., Lü, F., Shao, L., He, P., 2015. Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *Water Res.* 68, 710–718. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.052>
- Luo, J., Zhang, Q., Zhao, J., Wu, Y., Wu, L., Li, H., Tang, M., Sun, Y., Guo, W., Feng, Q., Cao, J., Wang, D., 2020. Potential influences of exogenous pollutants occurred in waste activated sludge on anaerobic digestion: A review. *J. Hazard. Mater.* 383, 121176. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121176>
- Ma, J., Pan, J., Qiu, L., Wang, Q., Zhang, Z., 2019. Biochar triggering multipath methanogenesis and subdued propionic acid accumulation during semi-continuous anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 293, 122026. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122026>
- Martin, A.D., Ravenni, G., Thomsen, T.P., 2025. Low-cost hydrogen sulfide removal with biochar and activated biochar. *Res.* 2, 100286. <https://doi.org/10.1016/j.nexres.2025.100286>
- Moerland, M.J., Bruning, H., Buisman, C.J.N., van Eekert, M.H.A., 2021. Advanced modelling to determine free ammonia concentrations during (hyper-)thermophilic anaerobic digestion in high strength wastewaters. *J. Environ. Chem. Eng.* 9, 106724. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106724>
- Naroznova, I., Møller, J., Scheutz, C., 2016. Characterisation of the biochemical methane potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. *Waste Manag.* 50, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.008>
- Ngo, T., Khudur, L.S., Hakeem, I.G., Shah, K., Surapaneni, A., Ball, A.S., 2022. Wood Biochar Enhances the Valorisation of the Anaerobic Digestion of Chicken Manure. *Clean Technol.* 4, 420–439. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4020026>
- Ngo, T., Khudur, L.S., Hassan, S., Jansriphibul, K., Ball, A.S., 2024. Enhancing microbial viability with biochar for increased methane production during the anaerobic digestion of chicken manure. *Fuel* 368, 131603. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.131603>

- Nie, E., He, P., Duan, H., Lu, X., Zhang, H., Lü, F., 2022. Intervention Strategies for the “Inhibited Steady State” Dry Thermophilic Anaerobic Digesters: The Mitigation Mechanisms of Tailored Biochar. *ACS EST Eng.* 2, 2104–2115. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.2c00170>
- Ovi, D., Chang, S.W., Wong, J.W.C., Johnravindar, D., Varjani, S., Hoon Jeung, J., Chung, W.J., Thirupathi, A., Ravindran, B., 2022. Effect of rice husk and palm tree-based biochar addition on the anaerobic digestion of food waste/sludge. *Fuel* 315, 123188. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123188>
- Pan, J., Ma, J., Liu, X., Zhai, L., Ouyang, X., Liu, H., 2019. Effects of different types of biochar on the anaerobic digestion of chicken manure. *Bioresour. Technol.* 275, 258–265. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.068>
- Pan, J., Sun, J., Ao, N., Xie, Y., Zhang, A., Chen, Z., Cai, L., 2024. Factors Influencing Biochar-Strengthened Anaerobic Digestion of Cow Manure. *BioEnergy Res.* 17, 1145–1154. <https://doi.org/10.1007/s12155-022-10396-3>
- PrévotEAU, A., Ronsse, F., Cid, I., Boeckx, P., Rabaey, K., 2016. The electron donating capacity of biochar is dramatically underestimated. *Sci. Rep.* 6, 32870. <https://doi.org/10.1038/srep32870>
- Qi, C., Wang, R., Jia, S., Chen, J., Li, Y., Zhang, J., Li, G., Luo, W., 2021. Biochar amendment to advance contaminant removal in anaerobic digestion of organic solid wastes: A review. *Bioresour. Technol.* 341, 125827. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125827>
- Qin, Y., Yin, X., Xu, X., Yan, X., Bi, F., Wu, W., 2020. Specific surface area and electron donating capacity determine biochar’s role in methane production during anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 303, 122919. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122919>
- Rackliffe, J.A., Ni, J.-Q., Mosier, N.S., 2023. Effect of acclimatization rate on biogas production from anaerobic digestion of biodiesel waste products. *Biofuels Bioprod. Biorefining* 17, 1541–1553. <https://doi.org/10.1002/bbb.2521>
- Ren, S., Usman, M., Tsang, D.C.W., O-Thong, S., Angelidaki, I., Zhu, X., Zhang, S., Luo, G., 2020. Hydrochar-Facilitated Anaerobic Digestion: Evidence for Direct Interspecies Electron Transfer Mediated through Surface Oxygen-Containing Functional Groups. *Environ. Sci. Technol.* 54, 5755–5766. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00112>
- Romero-Güiza, M.S., Vila, J., Mata-Alvarez, J., Chimenos, J.M., Astals, S., 2016. The role of additives on anaerobic digestion: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 58, 1486–1499. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.094>
- Sanei, H., Rudra, A., Przysswitt, Z.M.M., Kousted, S., Sindlev, M.B., Zheng, X., Nielsen, S.B., Petersen, H.I., 2023. Assessing biochar’s permanence: An inertinite benchmark. *Int. J. Coal Geol.* 104409. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2023.104409>
- Satya, A., Arrahmah, F.I., Setiadi, T., 2022. Chapter 15 - Anaerobic biofilm reactor: fundamentals and applications, in: Bui, X.-T., Nguyen, D.D., Nguyen, P.-D., Ngo, H.H., Pandey, A. (Eds.), *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier, pp. 407–450. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99874-1.00013-0>
- Shen, Y., Yu, Y., Zhang, Y., Urgun-Demirtas, M., Yuan, H., Zhu, N., Dai, X., 2021. Role of redox-active biochar with distinctive electrochemical properties to promote methane production in anaerobic digestion of waste activated sludge. *J. Clean. Prod.* 278, 123212. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123212>
- Shin, D.-C., Kim, I.-T., Jung, J., Jeong, Y., Lee, Y.-E., Ahn, K.-H., 2022. Increasing Anaerobic Digestion Efficiency Using Food-Waste-Based Biochar. *Fermentation* 8, 282. <https://doi.org/10.3390/fermentation8060282>
- Slopiecka, K., Liberti, F., Massoli, S., Bartocci, P., Fantozzi, F., 2022. Chemical and physical characterization of food waste to improve its use in anaerobic digestion plants. *Energy Nexus* 5, 100049. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100049>

- Song, Y., Qiao, W., Westerholm, M., Zhou, Y., Dong, R., 2024. High rate methanogenesis and nitrogenous component transformation in the high-solids anaerobic digestion of chicken manure enhanced by biogas recirculation ammonia stripping. *Chem. Eng. J.* 498, 155744. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.155744>
- Taha, A., Patón, M., Rodríguez, J., 2022. Model-based design and operation of biotrickling filters for foul air H₂S removal at wastewater networks. *J. Environ. Chem. Eng.* 10, 107372. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107372>
- Valentin, M.T., Luo, G., Zhang, S., Białowiec, A., 2023. Direct interspecies electron transfer mechanisms of a biochar-amended anaerobic digestion: a review. *Biotechnol. Biofuels Bioprod.* 16, 146. <https://doi.org/10.1186/s13068-023-02391-3>
- Vayena, G., Ghofrani-Isfahani, P., Ziomas, A., Grimalt-Alemany, A., Lin, M.K.T.H., Ravenni, G., Angelidaki, I., 2024. Impact of biochar on anaerobic digestion process and microbiome composition; focusing on pyrolysis conditions for biochar formation. *Renew. Energy* 237, 121569. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.121569>
- Wang, Y., Li, H., Ding, K., Zhao, X., Liu, M., Xu, L., Gu, L., Li, J., Li, L., He, Q., Liang, J., 2025. Improved anaerobic digestion of food waste under ammonia stress by side-stream hydrogen domestication. *Water Res.* 268, 122770. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122770>
- Wenjing, T., Qin, J., Liu, J., Liu, F., Gu, L., 2022. Effects of pine sawdust and shrimp shell biochar on anaerobic digestion under different acidification conditions. *J. Environ. Chem. Eng.* 10, 106581. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106581>
- Yang, D., Chen, Q., Liu, R., Song, L., Zhang, Y., Dai, X., 2022. Ammonia recovery from anaerobic digestate: State of the art, challenges and prospects. *Bioresour. Technol.* 363, 127957. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127957>
- Yin, J., Yu, X., Zhang, Y., Shen, D., Wang, M., Long, Y., Chen, T., 2016. Enhancement of acidogenic fermentation for volatile fatty acid production from food waste: Effect of redox potential and inoculum. *Bioresour. Technol.* 216, 996–1003. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.053>
- Zeng, J., Dai, Y., Xu, R., Cheng, S., Sun, R., Shi, S., 2019. Effect of acclimation on inoculum functioning and dynamics within a microbial community. *Biomass Bioenergy* 128, 105312. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105312>
- Zhang, C., Yang, R., Sun, M., Zhang, S., He, M., Tsang, D.C.W., Luo, G., 2022. Wood waste biochar promoted anaerobic digestion of food waste: focusing on the characteristics of biochar and microbial community analysis. *Biochar* 4, 62. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00187-6>
- Zhao, W., Hu, T., Ma, H., Li, D., Zhao, Q., Jiang, J., Wei, L., 2024. A review of microbial responses to biochar addition in anaerobic digestion system: Community, cellular and genetic level findings. *Bioresour. Technol.* 391, 129929. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129929>
- Zhou, H., Brown, R.C., Wen, Z., 2020. Biochar as an Additive in Anaerobic Digestion of Municipal Sludge: Biochar Properties and Their Effects on the Digestion Performance. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 8, 6391–6401. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c00571>