Innovationscenter for Økologisk Landbrug

STØTTET AF
Promilleafgiftsfonden for landbrug

December 2023

Kulstof og klima ved brug af kompost

Majken Husted, Sidsel B. Schmidt, Jonas Holm Rasmussen og Morten W. Vestenaa

Foto: Morten Winther Vestenaa

SAMMENDRAG

Kompost er biologisk materiale, i Danmark typisk have/park affald, som omsættes aerobt under kontrollerede forhold, men der er også iltfattige forhold i kompostmiler. Halvdelen eller mere af kulstoffet afgasses ved kompostering. Tab af kulstof fra kompost som CO_2 er klimaneutralt, men tab som CH_4 har en negativ klimaeffekt. Kompostering udleder klimagasser svarende til imellem 2100 og 2900 kg CO_2e per hektar ved et gødningsniveau på 18-25 tons kompost per hektar. Belastningen efter udbringning er imellem 400 og 600 kg CO_2e per hektar. Kompost er en kilde til kulstof i jord, men opbygning af jordens kulstofpulje afhænger i høj grad af andre forhold end tilførsel af kulstof. Der mangler viden om emissionsfaktorer ved gødskning med kompost og stabilitet af komposteret kulstof efter udbringning.

KONTAKT

Morten Winther Vestenaa
mowv@icoel.dk; 2347 3392

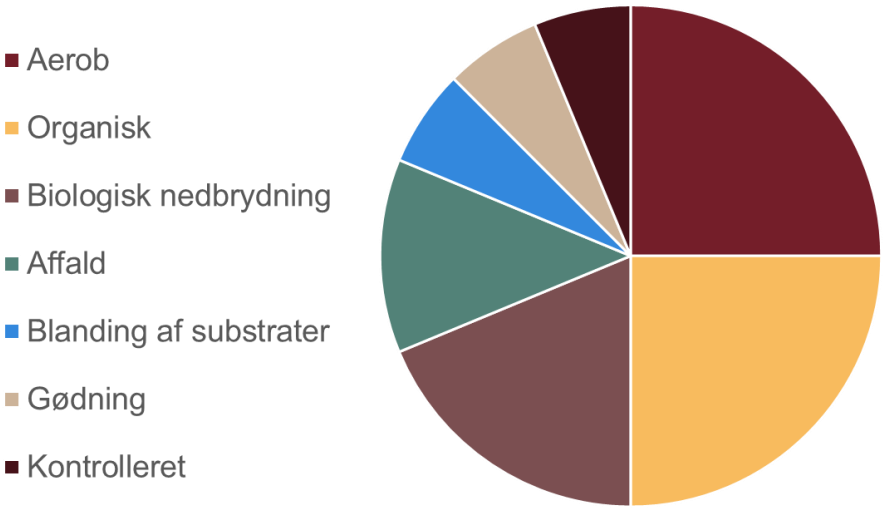
Majken Husted
majh@icoel.dk; 4017 7126

STØTTET AF
Promilleafgiftsfonden for landbrug

Indledning

Denne rapport beskriver hovednedslag i den tilgængelige viden, som findes på komposts rolle i dansk landbrugs klimaaftryk. Rapporten beskriver kulstofs kredsløb ved brug af kompost i landbrug og komposts rolle i vedligeholdelse og opbygning af kulstofpuljer i jord. Indledningsvis introducerer rapporten kompost som begreb og relevansen af kompost i Danmark. Rapporten beskriver også klimakonsekvenser ved brug af kompost i marken og de processer, som har klimakonsekvens i komposteringsprocessen. Rapporten beskriver desuden kulstof i jords betydning for dyrkningssikkerhed i et ændret dansk klima.

Der er gjort flere forsøg på at definere kompost, men en egentlig konsensus om begrebets betydning findes ikke [14]. Dog er der en række ord som går igen i definitionerne af kompost i de fire mest citerede publikationer [14,15,16,17 og figur 1]. Biologisk nedbrydning, aerob og organisk er de tre begreber, som hyppigst optræder i definitionerne. Begreberne beskriver en proces, hvor mikroorganismer omsætter organisk materiale under iltrige forhold. Ordet affald optræder hyppigt i definitionerne (figur 1) og refererer til, at kompostsubstrater typisk er biomasse uden anden mulighed for anvendelse. I Danmark er de typiske substrater vedmasse og afklip fra parker og haver, som ikke kan anvendes i andre sammenhænge. Højværdi biomasse som kløvergræs og energipil bruges typisk højere i værdikæden til foder, energi og varme. I dansk og europæisk sammenhæng har biomasse med gaspotentiale, som husdyrgødning og madaffald, fået værdi som energi. Det betyder, at denne type biomasser i stigende grad anvendes til biogasproduktion og ikke komposteres. Begreberne kontrolleret, gødning og blanding af substrater optræder i definitionerne, men mindre hyppigt (figur 1). Kontrolleret refererer til, at man ved udformning og vending af kompoststakke manipulerer med tilgængelighed af ilt og varmeudvikling. Hyppig vending introducerer ilt, og store stakke holder bedre på varmen end mindre stakke.



Figur 1: Analyse af den relative ordhyppighed i de fire mest citerede definitioner af kompost i den videnskabelige litteratur (14,15,16,17).

Blanding af substrater optræder mindre hyppigt i definitionerne, men ordet kompost stammer fra græsk "composit", som betyder sammensat. Traditionelt sammensættes kompost af flere forskellige substrater (foto 1). Blanding af substrater har værdi, da en kompost har brug for både næringsrigt og næringsfattigt materiale. Næringsfattig biomasse er typisk ved, som giver struktur, der får ilt til at vandre i stakken. Næringsrig biomasse består typisk af materiale som græsafklip, kløvergræs eller tang. De næringsrige biomasser indeholder som regel vand, som er levested for mikroorganismer. Næringsstofferne i den næringsrige biomasse øger hastigheden af komposteringen. Dog findes der kompostprodukter med udgangspunkt i bare en type af substrat – pilekompost er et kendt dansk eksempel på dette. Ordet gødning optræder i definitionerne, da den kompost indeholder betydelige mængder plantenæringsstoffer.

I økologisk sammenhæng lægges stor vægt på komposterede biomasser som gødningskilde, og både landbrugere og forbrugere har et positivt syn på kompost som gødningskilde. Komposts betydning som

særligt for økologien er reflekteret i EU og dansk lovgivning for gødning i økologisk landbrug. EU-forordningen om økologisk produktion beskriver, at organisk materiale som udbringes, helst skal være komposteret [18].

Foto 1: Nyoplagte kompostmiler blandet af engræs og have/park affald. Spyddet i kompostmilen måler og logger temperaturen i midten af milen, som kan tilgås via bluetooth.

I dansk kontekst er opbevaring af husdyrgødning dog reguleret, og der er kamp om næringsrige biomasser til mange formål. Derfor er det reelt kun have/park affald der komposteres i store mængder. Have/park affald er desuden et affaldsprodukt, der er godkendt som gødning til økologi, og som derfor har særlig interesse for danske økologiske planteavlere. I andre lande komposteres husdyrgødning i stor skala, men danske regler, som har til hensigt at mindske husdyrbrugs ammoniakfordampning, foreskriver, at husdyrgødning i stakke skal være overdækket for at mindske tab. Overdækning forhindrer tilgang af ilt til substraterne, som derfor ikke komposteres. Derfor er kompostering og overdækning ikke umiddelbart forenelige.

Kulstof i komposteringsprocessen

Under komposteringen omdannes biomasse af mikroorganismer, og organiske forbindelser nedbrydes (foto 2). I processen høster mikroorganismer energi i kulstofholdige forbindelser, hvorved en betydelig mængde kulstof omdannes til gasserne kuldioxid (CO_2) og metan (CH_4). Om det organiske kulstof bliver til CO_2 og CH_4, afhænger i høj grad af lokal iltmætning i kompostmilen under processen. Iltfattige forhold favoriserer dannelse af CH_4 og iltrige forhold CO_2.

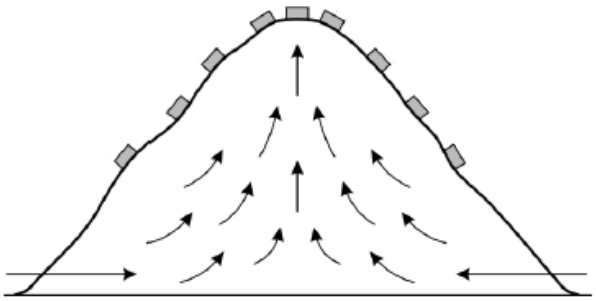
Hvorvidt kulstoffet tabes som CO_2 eller som CH_4, har betydning for klimapåvirkningen – se mere i afsnittet ”Kompost og klima”. Praktisk sørges for ilt til komposteringen ved vending af milen og anvendelse af substrater som grene og kviste, der giver en porøs struktur. Desuden har mindre miler bedre iltmætning i midten, da det er sværere for ilten af diffundere ind i midten, des større milen er.

Tabet af kulstof under komposteringsprocessen er betydeligt, men størrelsen afhænger af flere faktorer. Tabene afhænger af, hvordan milerne lægges op, hvor store de er, temperaturudvikling, vending og hvor længe komposteringen varer. Desuden kan forholdet imellem kulstof og kvælstof have betydning for, hvor meget kulstof der tabes under processen. Et dansk studie foretaget på genbrugsstationer, hvor der behandles store mængder af haveparkaffald, viste, at 1379 tons kulstof blev tabt under komposteringsprocessen, svarende til 56% af kulstof-inputtet [2]. En livscyklusanalyse fandt, at op mod 75% af kulstoffet tabes under komposteringsprocessen [5]. Kulstoffet tabes hovedsageligt som CO_2, som et resultat af den mikrobielle respiration [5]. Det kulstof, som tabes under komposteringsprocessen, vil i nogen grad også tabes, hvis biomasserne tilføres direkte til landbrugsjorden, hvor der også sker en mikrobiel omsætning. Læs mere om kulstof i jord i afsnittet ”Komposts betydning for kulstofbalancen i jord”.

Foto 2: Svampehyfer og frugtlegemer af svampen blækhat (Coprinopsis ssp.) på finstof af have/park affald leveret fra kommunalt renoveringsselskab. Finstof består af knust og sorteret affald fra offentlige og private haver og parker. Planterester som blade, småkviste og stilke dominerer indholdet.

I kompostmiler kan der opstå en skorstenseffekt, som fremmer tab af gasser under komposteringsprocessen (figur 2). Effekten betyder, at der trækkes luft ind nederst i kompostbunken, og gas tabes øverst i bunken. I store miler og i dansk sammenhæng er det i forsøg registreret, at 85-100% af tabet af gasserne CO_2, CO, CH_4 og N_2O udledes i toppen af kompostbunken [2]. Skorstenseffekten er størst i store kompostmiler. I dette forsøg blev der behandlet meget store mængder biomasse, hvilket også betyder at transporten af gas ud, samt transporten af ilt ind i kompostbunkeskal transporteres ”længere”. Hvis

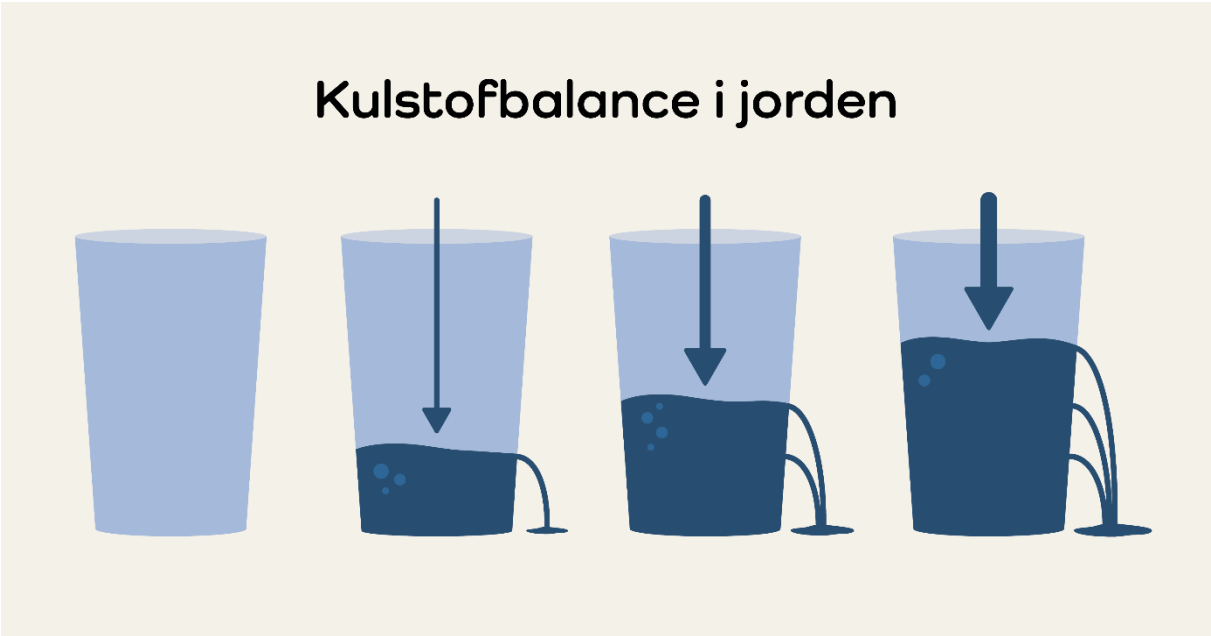
skorstenseffekten minimeres eller undgås, kan noget af metanudslippet fra kompostmilen dog undgås ved at særlige mikrober i kompostmilen oxiderer metan [19].



Figur 2, Konceptuel afbildning af skorstenseffekten. Luft trækkes ind i siderne af milen og gasser udledes gennem toppen [2].

Komposts betydning for kulstofbalancen i jord

Organisk stof i jorden fungerer som energikilde for jordens mikroliv, og når mikroberne omsætter og respirerer, tabes der kulstof fra jorden, hovedsageligt som CO_2. Jordens mikroliv spiller dog også en afgørende rolle for at omsætte let nedbrydeligt organisk materiale til mere stabile forbindelser, og spiller således en rolle i at lagre kulstof stabilt i jorden. Jordens kulstofindhold er en ligevægt mellem tab ved afgasning og tilførsel af kulstof. Hovedkilderne til tilførsel af kulstof er over- og underjordiske afgrøde- og planterester, rodeksudater og organiske gødninger som kompost og husdyrgødning. I jord med mere kulstof er der en højere afgasning af CO_2, og det kræver derfor en større tilførsel af kulstof for at vedligeholde kulstofindholdet sammenlignet med en jord med mindre kulstofindhold. Det er illustreret i figur 1, hvor kulstofindholdet er vandet i glasset, afgasningen er vandet som ryger ud af glasset og kulstofinputtet er pilene ned i glasset.

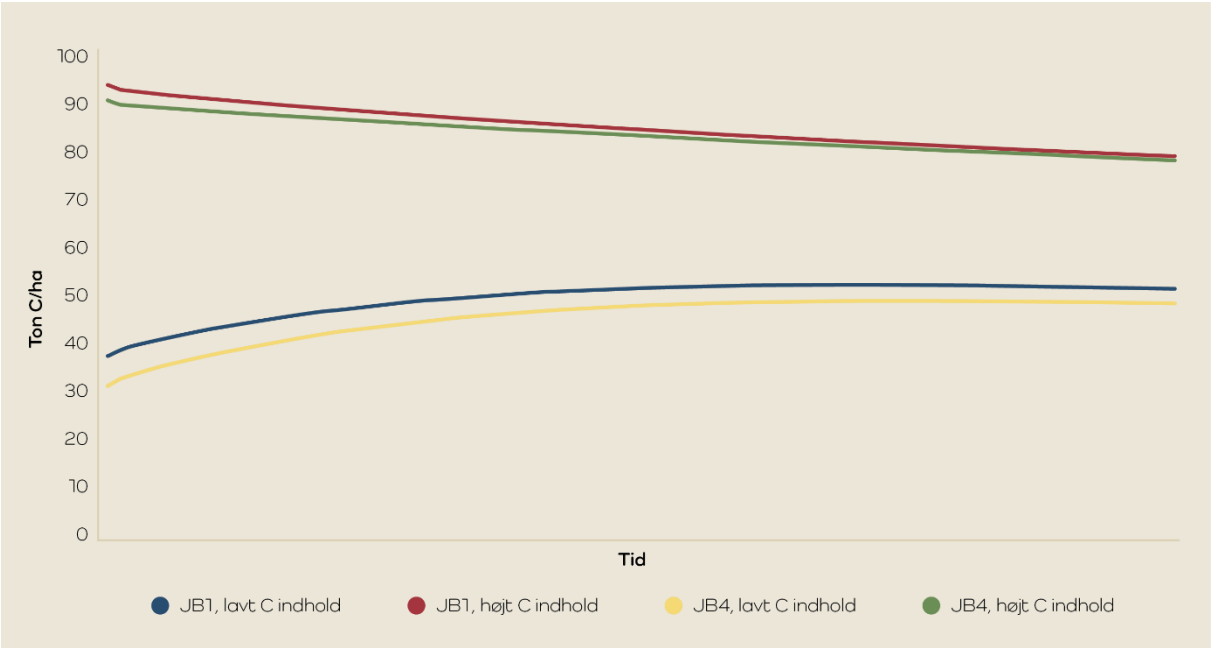


Figur 3, Illustration af balancen imellem tilførsel og afgasning og jordens indhold af kulstof.

Kulstofdynamikker i jord er komplicerede og dynamiske. Både klima- og jordfaktorer spiller en rolle for jordens potentiale for kulstofopbygning. Hvor stor tilførsel af kulstof er, samt kvaliteten af det tilførte

kulstof, har også betydning. Jordtype er en afgørende faktor, og jorde med meget ler har et større potentiale til at binde kulstof end sandede jorde. Dette hænger blandt andet sammen med, at lerpartikler har et anderledes og større overfladeareal per volumen end sandpartikler, hvilket giver mulighed for en større adsorption af organisk materiale.

En omfattende mængde data, som beskriver disse relevante faktorer, er samlet i modellen C-TOOL. Aarhus Universitet har bygget modellen på baggrund af flere års videnskabeligt arbejde og SEGES Innovation har operationaliseret modellen i et offentligt tilgængeligt værktøj kaldet C-værktøj [7]. Innovationscenter for Økologisk Landbrug har lavet kurver over indholdet af kulstof i de øverste 20 cm af jorden ved tilførsel af husdyrgødning i 100 år (figur 4). Det har en betydning, hvor meget kulstof der i forvejen er i jorden. Indeholder jorden meget kulstof, skal der også et højt input af kulstof til for at vedligeholde og endnu mere for at øge mængden af kulstof i jorden. Dette ses på figur 4 hvor lige store mængder kompost tilføres til jorde med høj og lav mængde kulstof. I jorden med lavt indhold af kulstof opbygges kulstofpuljen over tid. I jorden med højt indhold af kulstof falder indholdet af kulstof over tid ved samme input. C-værktøjet indeholder ikke gødningstypen kompost. Derfor er der i modelleringen med C-værktøjet anvendt fast husdyrgødning som gødningstype. For at kompost kan inkluderes i C-værktøjet, kræver det, at de rette faktorer for andelen af kulstof, der indlejres i jorden, kan implementeres i værktøjet. Dette kræver viden fra forskellige typer af forsøg, for at fastsætte de korrekte faktorer.



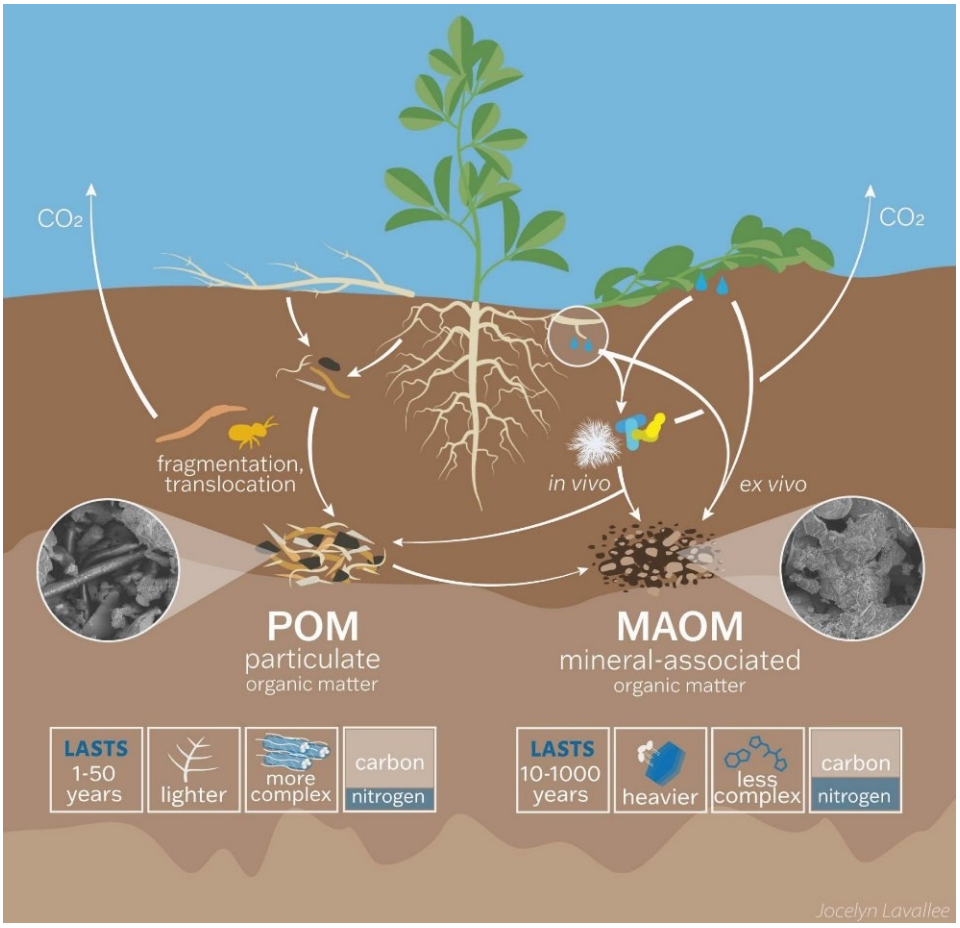
Figur 4, Udvikling i jordens kulstofindhold i de øverste 20 cm, modelleret med C-værktøjet [7]. Modelleringen er lavet med det samme kulstofinput som svarer til en realistisk gødskning med kompost i alle scenarier. JB1 er grovsandet jord og JB 4 er lerjord med noget sand.

Kompostering øger andelen af kulstof i det tilførte materiale, som indlejres i jorden. Dette kan ses både i modellering [5], samt i langvarige forsøg [6]. Det er dog også vigtigt at holde sig for øje, at der i de to videnskabelige studier der henvises til herunder, er tale om hhv. komposteret haveparkaffald og komposteret husdyrgødning. Udgangsmaterialet er forskelligt og omsætning, tab og stabilisering af kulstof under komposteringsprocessen er derfor ikke direkte sammenlignelige. Begge studier indikerer dog, at kompostering i nogle tilførselsmængder har en positiv indflydelse på kulstofstatus i jord. Det er således ikke kun mængden af kulstof i det organiske materiale der tilføres jorden, men også sammensætningenaf det organiske materiale og forbehandlingen der har en betydning for opbygningen og lagring af kulstof i jord [6].

En modellering af Ten Hoeve *et al.*(2019) viser, at kulstofopbygningen i jord er størst for en sandet lerjord ved tilførsel af ubehandlet have/park affald inklusiv trædelen [5]. Udfordringen ved at anvende

have/park affald direkte, uden nogen anden behandling end findeling, er, at der sker en immobilisering af kvælstof i jorden, som vil koste udbytte i en længere årrække. Jo større trædelen i haveaffaldet er, des større vil immobiliseringen og effekten på udbyttet være. Dette skyldes, det høje C/N forhold i ubehandlet have/park affald. Frisk have/park affald kan også give udfordringer med etablering af såbed, idet store plantedele vil gøre såbedet ujævnt og knoldet.

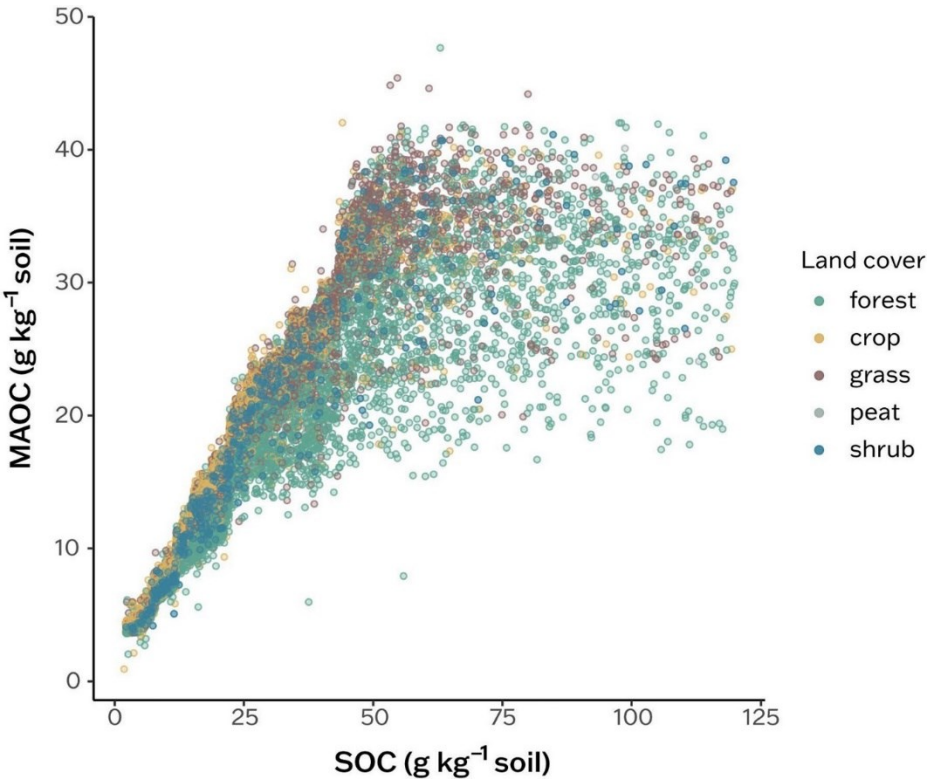
Kulstof i jord kan beskrives ved en inddeling i to fraktioner: mineralsk bundet kulstof og partikler af organisk stof (Figur 5), og de to tilstande har meget forskellig holdbarhed i agerjord. Kulstof kan groft sagt tilføres til jord opløst i vand eller som store strukturer. Vi kender de store strukturer som halm, grene og planterester, mens det opløste kulstof er mindre synligt. Planter tilfører en stor mængde opløst kulstof via rhizosfæren. Rhizosfæren er et miljø omkring planternes rødder, som er fordelagtig for optagelse af næringsstoffer, og mikrobe-plante interaktioner. Kulstoffet, som rødderne udskiller, er typisk i form af organiske syrer, som både forsurer rhizosfæren og danner fødegrundlag for mikroorganismer. Hoveddelen af det kulstof, som tilføres opløst i vand, optages af mikroorganismer. Når mikroorganismerne dør, bliver deres organiske molekyler til nekromasse, og er der ler eller silt til stede, gemmes mikroorganismernes nekromasse i meget små hulrum i silt eller ler (Figur 5).



Figur 5, Illustrering af dannelse af partikulær og minerals associeret organisk materiale fra store organiske strukturer og opløst organisk materiale. Partikulært organisk materiale dannes fra planterester og mineralsk associeret organisk materiale dannes fra opløste organisk materiale fra nedbrydning af friske planterester eller udskillelse fra rødder. Figuren er gentrykt fra [11].

Dette kulstof er meget stabilt i agerjord, da adgang til kulstoffet er fysisk forhindret for mikroorganismers enzymer. I agerjord er denne pulje kulstof betydelig, da kulstof i store strukturer hurtigt omsættes i de iltrige forhold i drænede jorde (figur 5). Det maksimale indhold af mineralsk associeret organisk materiale begrænser sig til omkring 40 gram per kilo jord i de øverste 20 centimeter af jordsøjlen (figur 6). Mekanismen bag grænsen på 40 g mineralsk associeret kulstof per kilo jord svarende til 4% kendes ikke fuldt, men den vigtigste menes at relatere sig til fysisk begrænsning af hulrum på ler og siltpartikler, hvor det organiske stof kan bindes til [11 og 13].

Under kompostering bliver både opløst organisk materiale og større organiske forbindelser omdannet af mikroorganismer, før komposten spredes på agerjord. Det betyder, at den mikrobielle nekromasse dannes i fravær af ler og silt mineraler, og at det komposterede kulstof derfor sandsynligvis ikke bliver stabilt mineralsk associeret kulstof [12]. Man kan dog forestille sig, at det komposterede organiske stof omsættes yderligere i jorden og derved bliver til stabilt mineralsk associeret kulstof. En yderligere omsætning under iltrige forhold i agerjord vil dog medføre risiko for yderligere tab af kulstof ved respiration. Forskningen på dette felt er dog umoden, og kræver mere opmærksomhed for at fastslå, hvordan og om komposteringsprocessen har betydning for tilførsel af stabilt mineralsk associeret kulstof.



Figur 6, Kulstoflagring I mineralsk associeret organisk materiale plottet mod den totale mængde af organisk kulstof i europæiske jorde (0-20cm). Mængden af mineralsk associeret organisk materiale stiger proportionelt med den totale mængde organisk materiale indtil omkring 40 g mineralsk associeret organisk materiale per kg jord, hvor forholdet når et plateau. Figuren er gentrykt fra [11] og indeholder både målte og modellerede værdier.

Case: Påvirkning af jordens kulstofindhold ved tilførsel af organiske biomasser

For at undersøge kulstofindholdet og potentialet for opbygning, er der i dansk kontekst udført demoforsøg med tildeling af forskellige organiske biomasser, henholdsvis have-/parkaffald, gyllefibre og kompost. Forsøgene er udført ved tildeling i store striber på markflader på 3 forskellige jordtyper; lavbundsjord (JB3), lerjord (JB6) og sandjord (JB2).

Foto 3: Udbringning af kompost i forsøgene "Kulstof i jord".

Et år efter tilførsel af de forskellige organiske biomasser, er der udtaget jordprøver til analyse af udvalgte fysisk-kemiske egenskaber samt jordens kulstofindhold. I alle 3 forsøg dyrkes vårkorn, og forsøgene er derudover gødet som omgivende mark. Forsøgets formål er at monitorere jordenes kulstof- og strukturindhold få et indblik i mulige ændringer, på baggrund af kulstoftilførslen med kulstofrige biomasser over en 3-årig tilførsels- og måleperiode. De organiske biomasser er tildelt i foråret 2022 og igen i 2023, og der er udtaget jordprøver forud for hver tilførsel, så udviklingen i kulstofindhold kan følges. Der er tilført samme mængde kulstof for hver biomasse til de forskellige jordtyper, selvom jordenes kulstofindhold i udgangspunktet var meget forskellige (tabel 1).

Jordens potentiale for kulstofopbygning afhænger især af jordtype og markens dyrkningshistorik (tabel 4). Hvis udgangspunktet er et højt kulstofindhold, skal der årligt tilføres en større mængde kulstof for at vedligeholde eller opbygge kulstofpuljen. Modsat vil der ved et lavt udgangspunkt skulle tilføres mindre mængde organisk biomasse for at vedligeholde eller opbygge jordens kulstofindhold. Kulstofindholdet, målt i pløjelaget (0-25 cm) 1 år efter tilførsel, var henholdsvis 2,1-3,1%, 1,9-2,0% og 0,9-1,4% for lavbundsjorden, lerjorden og sandjorden og de forskellige behandlinger (tabel 1).

Tabel 1: Forsøgsplan med angivet jordtype, behandling og jordbearbejdning efter udbringning. Efter 1 år er effekten af behandling med hver af de tre biomasser analyseret via jordprøver for indhold af totalkulstof i % i hhv. 0-25 og 25-50 cm jorddybde (værdier er gennemsnit af 4 gentagelser uden statistisk analyse) og svampe/bakterie forhold (1 gentagelse)

Jordtype, JB nr.	Behandling	Jordbearbejdning	Kulstof tilført	Total kulstof i jorden (%)		Svampe/bakterie forhold
			t/ha	0-25 cm	25-50 cm	0-25 cm
Lavbundsjord JB3	Ubehandlet	Pløjning (25cm)	-	3,1	2,2	0,6
	Have-/parkaffald		2,2	2,7	1,8	0,7
	Gyllefibre		0,9	2,6	2,1	0,7
	Kompost		4,0	2,1	1,8	0,7
Blåler, højt Kt JB6	Ubehandlet	Pløjning (25-28cm)	-	1,9	1,9	0,4
	Have-/parkaffald		2,2	1,9	1,8	0,6
	Gyllefibre		0,9	1,9	1,8	0,7
	Kompost		4,0	2,0	1,9	1,2
Sandjord JB2	Ubehandlet	Harvning	-	0,9	0,3	
	Have-/parkaffald		2,2	1,4	0,3	
	Gyllefibre		0,9	1,1	0,3	
	Kompost		4,0	1,0	0,3	

På lavbundsjorden var tendensen et mindre fald i kulstofindholdet til trods for tilførsel af organisk materiale og variation i kulstofmængde, hvilket kan være et udtryk for at mængden af tilført kulstof ikke var nok til at vedligeholde eller det i forvejen høje kulstofindhold i denne jordtype. Til gengæld viste analyserne på sandjorden tendens til en lille stigning i kulstofindholdet fra 0,9% i ubehandlet til hhv. 1,4%, 1,1% og 1,0% kulstof for tildelt have-/parkaffald, gyllefibre og kompost. Forsøgene understøtter dermed udviklingen af jordens kulstofindhold som er modelleret med C-værktøj i figur 4, idet der i forsøget på sandjord med lavt kulstof-udgangspunkt har et større potentiale for kulstoføgning gennem tilførsel af kulstofholdige organiske biomasser. Det er dog svært at foretage endelige konklusioner på baggrund af data kun ét år efter behandling.

Kulstofindhold i jord er meget komplekst, og forandringer over en kort årrække er sjældent muligt at påvise. Langsigtede strategier kræver både tilstrækkelig plantevækst, minimering af jordbearbejdning og kontinuerlig tilførsel af organisk materiale over minimum 10-20 år for at opbygge jordens kulstofindhold. De anlagte forsøg forventes derfor kun at give indikationer på begyndende ændringer end egentlige entydige forandringer og kortsigtet effekt af behandlingerne. Hertil skal det også nævnes at afgrøden spiller en rolle i kulstofallokering og -tilførsel, og at der kan have været forskellige bidrag og effekter af forskellige typer vårkorn, der har været dyrket i forsøgene, samt markernes dyrkningshistorik (tabel 1).

Der var tendens til effekt af behandlinger på svampe/bakterie-ratioen på lerjorden (JB6). Uden tilførsel af organisk biomasse, var svampe/bakterie forholdet 0,4, og efter udbringning af have-/parkaffald, gyllefibre, og kompost var forholdet steget til hhv. 0,6, 0,7 og 1,2. Kompost-behandlingen havde altså øget svampe/bakterie-forhold 3 gange efter blot et års behandling. Dette kan tyde på en god eftermodningsproces af komposten, da svampe opformeres her. Det kan også være fordi, at der tilføres biomasse som danner fødegrundlag for eksisterende svampe i jorden. Svampehyfer hjælper til at binde aggregater sammen, og er vigtige organismer i stofomsætning i jorden. Samtidig kan deres hyfer, når

svampen dør, være beskyttet i meget små hulrum i jordaggregater, og er dermed en pulje af stabilt kulstof i jorden (figur 5).

Jordens vandretentionsevne betinges af jordens struktur og organisk stof/lerindhold. Ved analyse af jordprøver udtaget fra forsøgene på lavbunds- og lerjord, et år efter tildeling af de organiske biomasser, blev der ikke fundet nogen effekt på hverken vandretentionsevne eller slemningsresistens, heller ikke imellem de forskellige organiske biomasser. I teorien vil et øget indhold af organisk stof øge jordens vandretentionsevne og nedsætte risikoen for slemning. Det er dog formentlig for tidligt at forvente effekter allerede efter et års tilførsel og med forholdsvis beskeden tilførsel af organisk materiale til jorden, at kunne måle en effekt på jordstrukturparametre. Dertil spiller det også ind, at der heller ikke kunne påvises en forøgelse af kulstofindholdet i forsøgene. Det er derfor for tidligt at lave en kobling mellem kulstofindhold i jorden og forbedrede dyrkningsegenskaber for jordene i forsøgene, selvom der vil være en forventet positiv effekt af tilførsel af organisk materiale til jorden forventeligt på længere sigt. Forsøgene fortsætter i 2024, hvorefter endelige målinger og resultater vil blive afrapporteret i Landsforsøgene.

Kulstof i jord og klimatilpasning

Frekvenserne af ekstreme vejrhændelser forudsiges at stige, og kulstofopbygning i jord kan afhjælpe negative konsekvenser for plantevækst. Danmarks Meteorologiske Institut forudsiger, at tørkehændelser samt vådere forår og efterår bliver mere almindelige i fremtidens Danmark (Thejll *et al.,* 2021). Tilførsel af kompost kan, sammen med andre faktorer som plantevækst, være med til at bibeholde eller forhøje kulstofpuljer i jord.

Både vandmættet jord og jord med meget lidt vand stresser planter, så højere frekvens af disse situationer kan resultere i lavere afgrødeudbytter i Danmark. Tørke sænker udbytter ved at begrænse planters adgang til næringsstoffer, som kun optages af rødder, når de er opløst i vand. Mangel på vand fratager planter deres evne til at køle sig selv ved transpiration af vand fra blade og mulighed for at optage CO_2 igennem bladenes læbeceller, som holdes lukket for at minimere vandtab. Vådere jord i foråret betyder, at tilberedning af såbed besværliggøres, og at spiring forringes, da våde jorde er koldere. Hvis jorde vandmættes i foråret efter spiring, vil plantevæksten forringes, da afgrøderødders store energibehov kun kan dækkes, når de har adgang til ilt. I efteråret vil vådere jorde i fremtiden besværliggøre og forringe kvaliteten af høsten og såning af vintersæd og efterafgrøder. Et højere kulstofindhold i jord kan i nogen grad afbøde problematiske situationer for planter og landbrugere i et fremtidigt klima med både flere tørkehændelser og højere vandmængder.

Tabel 1 samler betydelige positive agronomiske egenskaber ved kulstof i jord og deres effekt. Et højere kulstofindhold gør jordens overflade mere sort, og derfor absorberer den mere energi. I et vådt forår vil det betyde en forøget fordampning og opvarmning, hvilket vil give bedre mulighed for at etablere såbed og fremme spiring. Når plantedækket er etableret, betyder jordens farve ikke noget for absorberingen af energi, men det bliver igen vigtigt efter at afgrøden er høstet. Her vil fremspiring af efterafgrøder påvirkes positivt af et varmere såbed.

Tabel 2, Generelle egenskaber af kulstof i jord og de tilhørende effekter på jordens egenskaber. Modificeret fra [3].

Egenskab	Note	Effekt på jord
Farve	Kulstof gør jord mørkere.	Kulstof gør jorden varmere i foråret.
Kationbytning	Kulstofmolekyler har bytningskapacitet imellem 3000 og 14000 mmol kg-1	Forhøjer jordens kationbytningskapacitet, dog afhængig af pH.
Mineralisering	Nedbrydning af organisk materiale frigiver CO_2, NH_4^+ NO_3^-, PO_4^{3-} og SO_4^{2-}.	Kilde til plantenæringsstoffer til plantevækst.
Opløselighed i vand	Uopløselighed af organisk materiale skyldes i nogen grad association med ler. Mindre organiske forbindelser kan være opløselige i vand.	Mindre organiske forbindelser mistes ved udvaskning.
Binder sig til lerpartikler	Kobler jordpartikler sammen i aggregater.	Forbedrer gasudveksling og stabiliserer struktur
Vandretention	Organisk materiale kan indeholde vand svarende til 20 x dets vægt.	Forhindrer udtørring; Forbedrer vand retention i sandede jorde.

I store dele af Danmark falder majoriteten af regnen i vinterhalvåret, og den tendens vil sandsynligvis blive forstærket i fremtiden. Hvis jorde har en stor evne til at holde på det vand, som falder i løbet af vinteren, bliver risikoen mindre for at afgrøder i den efterfølgende vækstsæson bliver tørkeramt i forår med begrænset eller ingen nedbør.

Et højere kulstofindhold i dansk landbrugsjord kan være med til at afbøde konsekvenserne af klimaforandringer på afgrødeudbytter. Tilførsel af kompost kan spille en rolle i at vedligeholde eller opbygge kulstofindholdet i jord.

Kompost og klima

Kompost giver anledning til udledning af drivhusgasser ved både kompostering og gødskning. Under komposteringsprocessen hvor kvælstof- og kulstofforbindelser omdannes dannes lattergas (N_2O), metan (CH_4) og kuldioxid (CO_2). Det er udledningen af CH_4 og N_2O, som regnes med i klimaregnskabet, da udledningen af CO_2 både under kompostering og efter udbringning i marken regnes som biogent og dermed som en del af det naturlige kulstofkredsløb med optag og frigivelse af CO_2 [1,8].

I et livscyklusperspektiv har det en betydning for klimaaftrykket fra kompost, hvorvidt der er dele af haveparkaffaldet, f.eks. store grene, stub og sten, som afbrændes, og hvorvidt denne afbrænding substituerer fossile brændstoffer med et højt klimaaftryk [5]. I den nuværende situation er det godt for klimaftrykket på kompost, hvis fraktionen som kan afbrændes, bliver til energi. I fremtiden vil afbrænding af dele af have/park affaldet dog i mindre grad give en klimagevinst, hvis den substituerer vedvarende energikilder [5].

Kompostering har et klimaaftryk

Mængden af lattergas, der udledes under komposteringsprocessen, er mindre end mængden af metan. Men lattergas har en højere klimaeffekt, og derfor har lattergas en høj klimapåvirkning, selv ved små mængder. Klimaeffekten af udledningen af 1 kg lattergas svarer til 265 kg CO_2, og udledningen af 1 kg

metan svarer til 28 kg CO_2, når man regner i et 100-årigt perspektiv [8]. Hvilket er den internationale standard når man regner klimapåvirkning. Udledningen af metan og lattergas under kompostering afhænger også af, hvor længe milerne ligger. Jo længere komposteringsprocessen varer, des større udledning vil der være under kompostering [10].

En rapport fra Miljøstyrelsen fra 2023 har ud fra nationale forsøg beregnet emissionsfaktorer for metan og lattergas under kompostering af haveparkaffald på kommunale komposteringsanlæg. For metan finder de en emissionsfaktor på 2,54 g CH_4/kg behandlet affald og for lattergas finder de en emissionsfaktor på 0,058 g N_2O/kg behandlet affald [1]. Ved behandling af 1 ton haveparkaffald giver det en udledning på 71 kg CO_2e og 15 kg CO_2e fra hhv. metan og lattergas. I dansk kontekst tildeles kompost typisk op til lofterne for fosfor og total-kvælstof tilførsel, hvilket svarer til 18-25 tons kompost per hektar afhængigt af kompostsammensætning. Ved denne gødningspraksis vil emissioner af klimagasser fra komposteringsprocessen svare til en udledt CO_2e belastning på imellem 2100 og 2900 kg per hektar. Der er her antaget et tab af biomasse under komposteringsprocessen på 32%, baseret på målinger af Andersen et al. (2010). Til sammenligning, så er der fra husdyrgødning i stald og lager fra et gyllesystem, som producerer 27 tons gødning ab dyr [20], en udledning på 1400 kg CO_2e.

I forhold til en landbrugsbedrifts klimaregnskab, så har det en betydning, om man køber kompost, eller om man selv komposterer på bedriften. Komposterer man selv biomasse på bedriften, så ”tilhører” udledningerne under komposteringsprocessen bedriften og skal derfor tælles med i bedriftens samlede klimaudledning. Sker udledningen derimod på et komposteringsanlæg, så ”tilhører” udledningen komposteringsanlægget. Dette afhænger dog også af, hvilken opgørelsesmetode man anvender, og specielt om importerede udledninger regnes med i bedriftens udledning eller ej. Kompostering har en klimabelastning, men regnemetoder afgører, hvor udledningen skal regnes med, og om udledningen belaster landbrugsbedriften og -sektorens klimaregnskab. I den nationale opgørelse af Danmarks udledninger hører udledninger under kompostering af have-park affald på de kommunale komposteringscentre under affaldssektoren, og er dermed ikke en del af landbrugets udledninger. Hvis komposteringen sker på bedriften, vil den dog regnes med i landbrugets udledninger, hvis der er aktivitetsdata til at lave denne beregning på nationalt niveau.

Gødskning med kompost har et klimaaftryk

Ligesom når man anvender husdyrgødning i marken, så sker der også en udledning af lattergas, når der udbringes kompost. Når man beregner udledningen af lattergas fra anvendt gødning, så sker det på baggrund af mængden af totalt kvælstof i gødningen. Det vil sige at i forhold til førsteårs virkningen i kompost, der har et lavt indhold af plantetilgængeligt kvælstof, sker der en relativt høj udledning af lattergas i forhold til gødningsvirkning. I tabel 1 er der lavet en eksempelberegning med grisegylle og kompost, som har forskellige udnyttelseskrav. Ved en kvælstofkvote på 65 kg N/ha, og et udnyttelseskrav på 80% og 15% for hhv. grisegylle og kompost, og en emissionsfaktor på 1%, så er der en forskel i udledning af N_2O mellem de to typer gødninger på 1470 kg CO_2/ha.

Tabel 1, Eksempelberegning for lattergasudledning per hektar ved gødninger med forskellige udnyttelseskrav. Bemærk at total anvendt kvælstof per hektar overstiger kvælstofloftet markant.

	Grisegylle	Kompost
N kvote/ha	65 kg udnyttet N	65 kg udnyttet N
Udnyttelseskrav	80%	15%
Anvendt total N/ha	80 kg total N	430 kg total N
Kg CO_2e/ha fra anvendt gødning	340 kg CO_2e	1800 kg CO_2e

Der er lavet en række studier, hvor man har undersøgt, hvor stor udledningen af lattergas fra marken er efter udbringning af kompost. En gennemgang af disse studier viser, at udledningen af lattergas fra kompost kan være helt oppe på en emissionsfaktor på 3,5% af det tilførte kvælstof [10]. Hvor høj emissionsfaktoren er, afhænger også af, hvor moden komposten er. Nielsen *et al.* (2019) fandt, at emissionsfaktoren var højere, jo mere umoden en kompost der blev anvendt, og at ubehandlet have-park affald havde den højeste emissionsfaktor på helt op til 4% af det tilførte kvælstof [10]. Dette tal er noget højere end den nuværende officielle emissionsfaktor for organisk gødning på 1% [8,9]. Kvælstofindholdet i kompost kan variere meget, men et gennemsnit af kompost leveret til danske landmænd blev i 2017 fundet til at være 6 kg N /ton kompost [18]. Det betyder, at der ved en udbringning på 18 til 25 tons kompost per hektar udledes imellem 1,7 og 2,3 kg N_2O. Denne udledning svarer til udledning af imellem 444 og 616 kg CO_2e per hektar ved en emissionsfaktor på 1%.

Selvom lattergasudledningen fra anvendelsen af kompost kan være meget høj, så har kompost, som beskrevet tidligere, også en række effekter på opbygningen af kulstof i jorden og jordfrugtbarhed. For at få den komplette klimaprofil for anvendelsen af kompost skal der derfor også kigges ind i, hvilken betydning det kan have for udbytter og udbyttestabilitet på den lange bane, samt hvordan sædskiftet i øvrigt opbygges, og hvor meget kvælstof der anvendes i systemet totalt.

Referencer

[1] Graasbøll, S., Berggreen, S. K., Guldberg, A. N., Gudsøe, C. L., Schjødt-Hansen, J., Fredenslund, A. M., & Scheutz, C. (2023). Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald. Del 2: Emissionsfaktorer for behandling af haveaffald i Danmark.

[2] Andersen, J. K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2010). Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of environmental quality*, *39*(2), 713-724.

[3] Strawn, Daniel G., Hinrich L. Bohn, and George A. O'Connor. *Soil chemistry*. John Wiley & Sons, 2015.

[4] Thejll, P., Boberg, F., Schmith, T., Christiansen, B., Christensen, O. B., Madsen, M.S., Su, J., Andree, E., Olsen, S., Langen, P.L., Madsen, K.S., Olesen, M., Pedersen, R.A. and Payne, M.R. (2021) Methods used in the Danish Climate Atlas. DMI Report 21-41. ISBN 978-87-7478-690-0.

[5] Ten Hoeve, M., Bruun, S., Jensen, L. S., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2019). Life cycle assessment of garden waste management options including long-term emissions after land application. *Waste management*, *86*, 54-66.

[6] Krause, H. M., Stehle, B., Mayer, J., Mayer, M., Steffens, M., Mäder, P., & Fliessbach, A. (2022). Biological soil quality and soil organic carbon change in biodynamic, organic, and conventional farming systems after 42 years. *Agronomy for Sustainable Development*, *42*(6), 117.

[7] LandbrugsInfo. Værktøj til beregning af kulstoflagring i jord (landbrugsinfo.dk). Version 1.2.

[8] Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Levin, L., Callisen, L.W., Andersen, T.A., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Stupak, I., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L., & Hansen, M.G. 2023. Denmark's National Inventory Report 2023. Emission Inventories 1990-2021 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 933 pp. Scientific Report No. 541 http://dce2.au.dk/pub/SR541.pdf

[9] IPCC 2019, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

[10] Nielsen, M. P., Yoshida, H., Raji, S. G., Scheutz, C., Jensen, L. S., Christensen, T. H., & Bruun, S. (2019). Deriving environmental life cycle inventory factors for land application of garden waste products under Northern European conditions. Environmental Modeling & Assessment, 24, 21-35.

[11] Cotrufo, M. F., & Lavallee, J. M. (2022). Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in agronomy*, *172*, 1-66.

[12] Plaza, C., Giannetta, B., Fernández, J. M., López-de-Sá, E. G., Polo, A., Gascó, G., ... & Zaccone, C. (2016). Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *225*, 150-159.

[13] Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global change biology*, *26*(1), 261-273.

[14] Diaz, L. F., De Bertoldi, M., & Bidlingmaier, W. (Eds.). (2007). *Compost science and technology*. Elsevier.

[15] Cesaro, A., Belgiorno, V., & Guida, M. (2015). Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resources, Conservation and Recycling*, *94*, 72-79.

[16] FAO (Food and Agriculture Organization). (2006). Plant nutrition for food security: A guide for integrated nutrient management. *FAO Fertilizer and Plant Nutrient Bulletin 16*.

[17] Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic agriculture*, *8*, 141-158

[18] Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) 2018/ af 30. maj 2018 om økologisk produktion og mærkning af økologiske produkter og om ophævelse af Rådets forordning (EF) nr. 834/2007

[18] Laursen, C. (2020). Stor undersøgelse af kvalitet og tilgængelighed af have-parkaffald hos alle landets kommuner. Hentet fra Landbrugs info: https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/5/9/d/kvalitet_tilgangelighed_haveparkaffald_landets_kommuner.pdf

[19] Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H. A., ... & Spokas, K. (2009). Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste management & research*, *27*(5), 409-455.

[20] Børsting, C. F., Hellwing, A. L. F., & Lund, P. (2020). Normtal for husdyrgødning: 2020.