



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

**Reduktion af  
klimagasser fra  
behandling af  
haveaffald**

**Del 2:  
Emissionsfaktorer for  
behandling af  
haveaffald i Danmark**

Miljøprojekt nr. 2226

Januar 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Simon Graasbøll, COWI A/S

Silje Kærn Berggreen, COWI A/S

Aske Nydam Guldborg, COWI A/S

Cecilie Lundgaard Gudsøe COWI A/S

Johanne Schjødt-Hansen, COWI A/S

Anders Michael Fredenslund, DTU

Charlotte Scheutz, DTU

ISBN: 978-87-7038-478-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Indledning og formål</b>	<b>5</b>
<b>2.</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>3.</b>	<b>Definitioner</b>	<b>8</b>
<b>4.</b>	<b>Rammesætning</b>	<b>9</b>
4.1	Behandling af haveaffald i Danmark	9
4.1.1	Behandlingsmetoder	10
4.1.2	Potentiel metan- og lattergasemission fra direkte udspredning på marker	12
4.1.3	Potentiel metan- og lattergas emission fra kompostering	14
4.1.3.1	Selve komposteringsprocessen	14
4.2	Fokus for rapporten	14
<b>5.</b>	<b>Målte lokaliteter</b>	<b>15</b>
5.1	Anlægsbeskrivelser	15
5.1.1	Gemidan Tulstrup	15
5.1.2	Kerteminde Forsyning	16
5.1.3	Kredsløb Aarhus	17
5.1.4	Venslev Huse	18
<b>6.</b>	<b>Metode til bestemmelse af emissioner</b>	<b>20</b>
6.1	Udførte målekampanjer	20
6.2	Metode til bestemmelse af metanemission	21
6.2.1	Sporgasmålemetoden	21
6.3	Metode til bestemmelse af lattergasemission	23
6.3.1	Fluxkammermålinger	23
6.3.2	Sammenkobling af data fra fluxkammermålinger og sporgasmetoden	25
6.4	Udregning af emissionsfaktorer	25
6.4.1	Målekampanjer	25
6.4.2	Målte drivhusgasser	25
6.4.3	Beregnete emissionsfaktorer	26
6.4.4	Data til udregning af emissionsfaktorer	26
6.4.5	Fejlkilder og usikkerheder	27
6.4.5.1	Usikkerhed ved sporgasmåling	27
6.4.5.2	Usikkerhed ved fluxkammermåling	27
6.4.5.3	Totale mængde haveaffald komposteret/oplagret som finstof	28
<b>7.</b>	<b>Resultater</b>	<b>29</b>
7.1	Målte emissioner	29
7.2	Beregnete emissionsfaktorer	31
7.3	Sammenligning af resultater	32
7.3.1	Tidligere undersøgelser af metan- og lattergasemission fra kompostering af haveaffald samt nationale emissionsfaktorer	32
7.3.1.1	Metanemissionsfaktorer	33
7.3.1.2	Lattergasemissionsfaktorer	34

7.3.2	Emissionsfaktorer for kompostering i nationale opgørelser af DCE	35
<b>8.</b>	<b>References</b>	<b>37</b>
<b>9.</b>	<b>Bilag</b>	<b>38</b>
9.1	Drivhusgasudledning fra specifikke typer haveaffald samt effekt af vending	38
9.1.1	Beskrivelse af proces og behandlingsplads	38
9.1.2	Målemetoder	38
9.1.3	Udledning af drivhusgasser fra forskellige typer oplagret haveaffald	39
9.1.4	Effekt af vendingen	40

# 1. Indledning og formål

Regeringen har en målsætning om at nedbringe udledningen af drivhusgasser som kuldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lattergas (N<sub>2</sub>O) i Danmark. Haveaffald har et potentiale for at bidrage til disse mål. Nærværende projekt, "*Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark*", er i den forbindelse igangsat af Miljøstyrelsen og udarbejdet af COWI. Projektet er opdelt i følgende tre arbejdsplaner og publikationer:

- 1 Markedsundersøgelse af haveaffald i Danmark: *Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark Del 1: Markedskortlægning*. Refereret til i rapporten som "Arbejdsplan 1" (Guldborg, Henriksen, Schjødt-Hansen, & Graasbøll, 2022).
- 2 Teknisk rapport til undersøgelse af emissionsfaktorer for kompostering og oplagring af finstof i Danmark: *Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark Del 2: Emissionsfaktorer for behandling af haveaffald i Danmark*. Refereret til i rapporten som "Arbejdsplan 2".
- 3 Undersøgelse af alternative teknologier til kompostering: *Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark Del 3: Alternative teknologier til behandling af haveaffald i Danmark*. Refereret til i rapporten som "Arbejdsplan 3".

Nærværende rapport er *Arbejdsplan 2*, som har til formål at undersøge de klimamæssige konsekvenser ved kompostering af haveaffald samt ved oplagring af finstof til direkte udspreddning på marker i Danmark. Rapporten danner grundlag for en genberegning af Danmarks nationale emissionsopgørelser for kompostering lavet af Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE), hvor følgende emissionsfaktorer er benyttet: 3,19 kg CH<sub>4</sub> og 0,23 kg N<sub>2</sub>O pr. ton VV haveaffald håndteret (Nielsen, et al., 2022). Emissionsfaktorerne er benyttet på den totale mængde haveaffald modtaget til behandling (964.000 ton i 2020). Genberegningen foretages på basis af de målinger, der er foretaget undervejs i projektet samt tidligere målinger udført af Danmarks Tekniske Universitet (DTU) på danske komposteringsanlæg.

DCE's emissionsfaktorer for metan og lattergas fra kompostering anvendes i de nationale emissionsopgørelser til estimering af de samlede drivhusgasudledninger fra kompostering af haveaffald i Danmark. Da CO<sub>2</sub>-emission fra nedbrydning af organisk affald anses som værende biogen, tæller CO<sub>2</sub>-emission fra haveaffaldet ikke med i klimaregnskabet. CO<sub>2</sub> er derfor heller ikke en del af undersøgelserne og den endelige emissionsfaktor fundet i rapporten. Målingerne og beregningerne i rapporten er lavet i samarbejde med DTU. Rapporten indledes med en gennemgang af årlige mængder haveaffald behandlet i Danmark, som er fundet og beskrevet i Arbejdsplan 1. Desuden opridses den gængse behandlingsform for haveaffald i Danmark. Derudover opridses potentielle kilder til metan- og lattergasemissioner for henholdsvis kompostering og direkte udspreddning af finstof på marker, som yderligere er fundet i Arbejdsplan 1.

Til bestemmelse af emissionsfaktoren for metan- og lattergas er der foretaget fire målekampanjer over et år, en for hver årstid, på i alt fire anlæg (tre haveaffaldsanlæg og en finstoffbunke). Yderligere beskrives de enkelte anlæg samt metoden bag de målinger, der er foretaget. Måleresultaterne fremstilles og sammenlignes med DCE's emissionsfaktorer for metan og lattergas anvendt i den nationale opgørelse af drivhusgasser.

## 2. Sammenfatning

Denne rapport er afrapporteringen af anden del af i alt tre arbejdsopgaver igangsat af Miljøstyrelsen, i samarbejde med COWI, om "*Reduktion af klimagasser fra haveaffald i Danmark*". Det overordnede formål med projektet handler om regeringens målsætning om at nedbringe udledningen af drivhusgasser fra behandling af haveaffald i Danmark. I projektet berøres 1) markedsundersøgelse af haveaffald i Danmark, 2) teknisk rapport hvor emissionsfaktorer for kompostering og oplagring af finstof i Danmark undersøges og 3) undersøgelse af alternative teknologier til kompostering.

Der har gennem projektforsløbet til Arbejdsopgave 2 været foretaget en række målinger af metan- og lattergasemissioner fra tre komposteringsanlæg og en finstofbunke i Danmark. Formålet var at undersøge de direkte emissioner ved kompostering af haveaffald samt oplagring af finstof i en dansk kontekst. På baggrund af de foretagne målinger, samt tidligere målinger gennemført af Danmarks Tekniske Universitet (DTU), er der foretaget en beregning af emissionsfaktorer for kompostering og oplagring af finstof. De beregnede emissionsfaktorer sammenholdes med den emissionsfaktorer, der i dag anvendes af Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) i den nationale opgørelse for behandling af haveaffald i Danmark (kompostering og direkte udspredning af finstof).

Resultaterne indbefatter direkte emissioner og altså ikke evt. dieselforbrug, transport, effekter på landbrugsjord fra brug af kompost/råkompost, mm. Emissionsmålingerne og beregningerne er foretaget i samarbejde med DTU og indbefatter målinger af drivhusgasserne metan (CH<sub>4</sub>) og lattergas (N<sub>2</sub>O). Emissioner af CO<sub>2</sub> indgår ikke, da de anses som biogene, idet udledningen stammer fra organisk affald. Til bestemmelse af emissionsfaktorer for metan og lattergas er der foretaget målinger på tre haveaffaldsanlæg (1) Gemidan Tulstrup, (2) Kerteminde Forsyning og (3) Kredsløb Aarhus samt på en finstofbunke oplagret ved Venslev Huse. Målingerne er foretaget over et år, hvor der er gennemført fire målekampanjer, en for hver årstid. De endelige opgivne emissionsfaktorer er et gennemsnit af de fire målekampanjer.

Metanudledningen fra anlæggene blev bestemt ved en dynamisk sporgasmåling, som er en fjernmetode brugt til at estimere den totale metanudledning fra et anlæg. Disse målinger blev suppleret af fluxkammermålinger til bestemmelse af lattergasemission. Forholdet mellem metan- og lattergasudledningerne fra fluxmålingerne blev brugt til at estimere den totale lattergasemission fra pladserne baseret på resultaterne af metanemission fra sporgasmålingerne. Resultaterne fra sporgas- og fluxkammermålingerne er angivet i g gas pr. time. I den endelige emissionsfaktor er disse resultater skaleret op, så de svarer til en årlig udledning, og derefter divideret med den totale mængde modtaget haveaffald behandlet på anlægget i løbet af måleåret. Emissionsfaktorerne er angivet i "*g gas pr. behandlet mængde haveaffald*".

De beregnede emissionsfaktorer for metan og lattergas fra undersøgelserne foretaget til denne rapport lå henholdsvis mellem 1,75 til 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,02 til 0,06 g N<sub>2</sub>O/kg affald behandlet. Resultater fra de tidligere DTU-studier på kompostering er alle i samme størrelsesorden. Når resultater fra tidligere DTU-studier medregnes, fås en gennemsnitlig emission fra kompostering på 2,54 g CH<sub>4</sub> og 0,058 g N<sub>2</sub>O/kg haveaffald behandlet. For oplagring af finstof til direkte udspredning som råkompost findes der kun resultatet fra undersøgelserne foretaget i denne rapport. De målte emissionsfaktorer for finstof til direkte udspredning er henholdsvis 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,038 g N<sub>2</sub>O/kg finstof. Samtlige emissionsfaktorer er lavere end Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE's) benyttede emissionsfaktorer i 2020 på henholdsvis 3,19 g CH<sub>4</sub> og 0,23 g N<sub>2</sub>O/kg haveaffald behandlet. Det er valgt ikke at inkludere de emissionsdata, der anvendes i DCE's emissionsfaktorer, i de fremførte resultater. For metan er DCE's emissions-

faktor fra et 2010 Ph.d.-studie udført på DTU, og medtagning af denne emissionsfaktor i beregning af gennemsnittet vil medføre dobbelttælling. For lattergas er emissionsfaktoren fra en 2009 LCA-projektrapport, som ikke er offentligt tilgængelig. Emissionsfaktoren er her muligvis baseret på litteratur-værdier og dermed ikke baseret på målte emissioner på danske komposteringsanlæg, der behandler haveaffald.

Det vurderes, at emissionsfaktorerne for kompostering bestemt i projektet sammenholdt med tidligere DTU-undersøgelser, giver det mest retvisende billede af direkte emissioner af metan og lattergas fra kompostering af haveaffald i en dansk sammenhæng. Det skyldes, at emissionerne er beregnet på baggrund af flere datapunkter fra flere forskellige komposteringsanlæg rundt omkring i landet. Emissionsfaktorerne for lattergas er dog dannet på et mere spinkelt datagrundlag end emissionsfaktorerne for metan. Emissionsfaktorerne for metan og lattergas fra dette studie er dog begge baseret på et stærkere datagrundlag end dem, der anvendes i de nationale opgørelser. Emissionsfaktorerne for finstof til direkte udspredning er baseret på et spinkelt datagrundlag (resultater fra en enkel lokalitet). Der er dog tale om bedst tilgængelig data i en dansk sammenhæng på nuværende tidspunkt. Det vil være relevant at foretage flere målinger på finstof for at opnå et mere robust datagrundlag her.

Omregnes de præsenterede drivhusgasemissioner fra kompostering og direkte udspredning af finstof til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter, reduceres drivhusgasemissionen for behandling af haveaffald i Danmark med ca. 55 % set i forhold til de nationale emissionsopgørelser. Dette skyldes, til dels de benyttede emissionsfaktorer, og til dels den samlede mængde haveaffald, som emissionsfaktorerne ganges på. I DCE's nationale opgørelser er emissionsfaktorerne for kompostering ganget på den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse. Ifølge Arbejdspakke 1 er det kun 75 % af haveaffaldet modtaget til genanvendelse, der reelt genanvendes, og dermed behandles ved enten kompostering eller spredes direkte på marker. De resterende 25 % sendes til forbrænding og giver dermed ikke anledning til større direkte emission af metan og lattergas. De nyberegnete emissionsfaktorer ganges altså kun på 75 % af den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse i Danmark.

# 3. Definitioner

Der er i rapporten anvendt en række begreber, som er defineret i TABEL 1.

**TABEL 1.** Væsentlige begreber anvendt i rapporten

Begreb	Definition
ADS	Affaldsdatasystem. Miljøstyrelsens system til registrering og opgørelse af affaldsdata i Danmark.
Aerob nedbrydning	Nedbrydning af organisk materiale med forbrug af ilt.
Anaerob nedbrydning	Nedbrydning af organisk materiale uden forbrug af ilt.
Biocover	En teknologi udviklet til at reducere metan fra affaldsdeponier til den mindre potente drivhusgas CO <sub>2</sub> . Biocoveret omdanner den metan, der udledes fra affaldet til biogent CO <sub>2</sub> , via biologisk metanoxidation.
Biogent CO <sub>2</sub>	Kulstof som for nyligt er taget ud af kulstofkredsløbet ved optagelse af CO <sub>2</sub> fra atmosfæren og bundet i træ- og plantemateriale. Når materialet nedbrydes, tilføres CO <sub>2</sub> til atmosfæren igen. Biogent CO <sub>2</sub> tælles som regel ikke med (eller som 0), når der laves opgørelser af drivhusgasemission.
Biomasse (andel af haveaffald)	Andel af haveaffaldet som består af grene og større stykker træ. I dag sorteres denne andel ofte ud og neddeles til flis, som afsættes til forbrændingsanlæg til energinyttiggørelse. Grov biomasse refererer til biomasse, der efter neddeling har en størrelse på over 30 mm. Fin biomasse refererer til biomasse, som efter neddeling har en størrelse, der er mindre end 30 mm, men større end 15 mm.
Finstof (andel af haveaffald)	Finstof henviser til den finere andel af haveaffaldet bestående af græs, blade, blomster, mindre grene, jord, mm. Efter neddeling (< 20 mm eller 30 mm) anvendes finstoffet enten i en komposteringsproces (hvor der dannes kompost) eller spredes på landbrugsjord direkte uden først at have gennemgået en kontrolleret komposteringsproces.
Finstof til direkte udspreddning på landbrugsjord, også kaldet råkompost	Den del af finstoffet som spredes på landbrugsjord uden først at gennemgå en kontrolleret komposteringsproces. Efter neddeling og sortering af haveaffaldet spredes en andel af finstoffet direkte på landbrugsjord uden først at gennemgå en decideret komposteringsproces. Denne del af finstoffet benævnes også råkompost eller landbrugskompost.
Haveaffald	En samlet betegnelse for have- og parkaffald (i ADS H17 og E17) bestående af en andel finstof (blade, græs, mindre grene, jord, mm.) og biomasse (grene og grovere stykker træ).
Haveaffaldsanlæg	Samlet betegnelse for de forskellige typer af anlæg der behandler haveaffald, hvad enten det er ved kompostering, produktion af finstof eller biomasse.
Kompost	Næringsrig muld dannet ved kompostering af haveaffald.
Komposteringsmiler	Finstof oplagt i miler, i hvilke det komposteres.
Spildevandskompostering	Nedknuet haveaffald og spildevandsslam blandes og komposteres, hvorefter den kan benyttes som gødning på landbrugsjord.
Ubehandlet haveaffald	Haveaffald modtaget på anlægget, der opbevares forud for behandling. Dette opbevares først som modtaget og efterfølgende i neddelt form, før det behandles.



## 4. Rammesætning

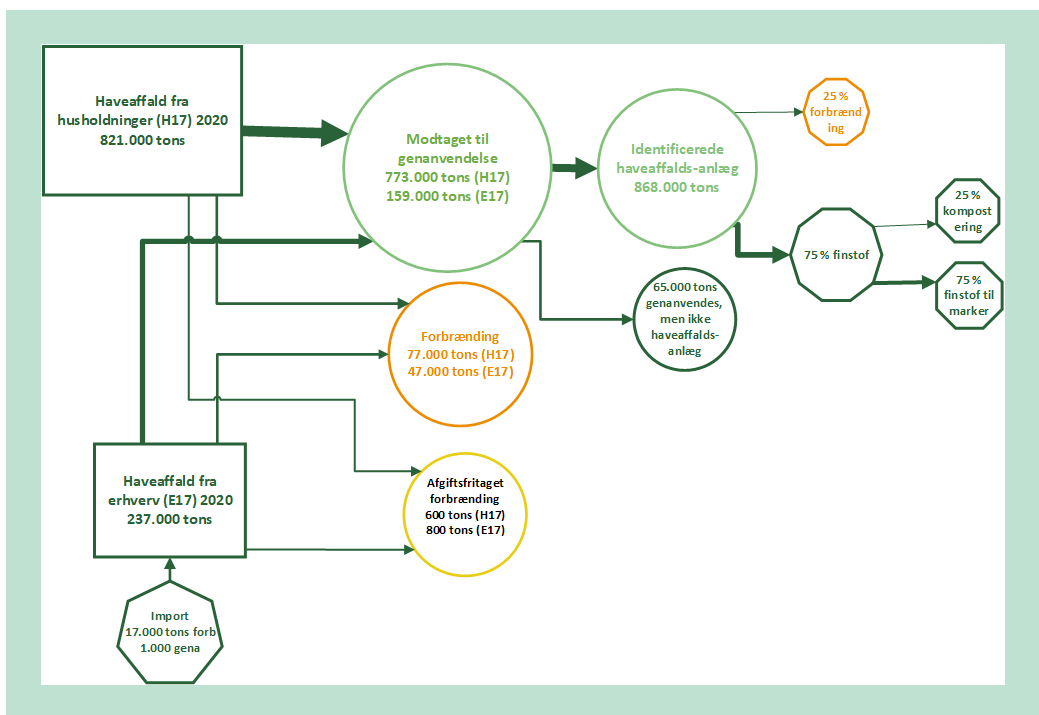
**Indledningsvis redegøres der for rapportens fokus samt resultaterne fra Arbejdspakke 1. Herunder de overordnede processer, som haveaffaldet gennemgår under behandlingen, mængder af haveaffald til forskellige behandlingsmetoder, samt processer på anlægget, hvor der potentielt er mulighed for drivhusgasemission.**

### 4.1 Behandling af haveaffald i Danmark

I Arbejdspakke 1 (markedsundersøgelsen) blev det fastslået, at Danmark producerer omkring 1.000.000 ton haveaffald årligt. Af den totale mængde haveaffald modtages i omegnen af 933.000 ton til genanvendelse. Det resterende sendes direkte til forbrænding. Af den totale mængde haveaffald modtaget til genanvendelse behandles 868.000 ton på haveaffaldsanlæg<sup>1</sup>. På haveaffaldsanlæggene sendes haveaffaldet videre til behandling ved forbrænding, kompostering, eller det spredes som finstof direkte på marker efter en kortere eller længere oplagingsperiode. Den andel af haveaffaldet, som brændes, består primært af træ og grene (biomasse) og bruges som brændsel i biobrændselsanlæg eller i affalds-forbrændingsanlæg. Omkring 25 % af den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse sendes til forbrænding. Den resterende andel af haveaffaldet betegnes som finstof. Finstoffet behandles enten ved kompostering eller oplagres i kortere eller længere perioder, før det spredes direkte på marker som råkompost uden først at gennemgå en komposteringsproces. Finstoffdelen udgør sammenlagt i omegnen af 75 %, hvoraf ca. 75 % af finstoffet spredes direkte på marker som råkompost, og ca. 25 % komposteres. Af den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse på behandlingsanlæggene (ifølge Arbejdspakke 1) behandles ca. 25 % ved forbrænding, ca. 19 % komposteres, og ca. 56 % spredes direkte på marker som råkompost. Behandling af haveaffald sker på en række anlæg fordelt i hele landet, hvor behandlingsmetoder, samt hvad der produceres på anlæggene, varierer. Nogle anlæg producerer både kompost, biomasse, samt afsætter en andel finstof til direkte udspredning på marker. Andre anlæg producerer hovedsageligt kompost, men afsætter en mindre andel biomasse. En anden type anlæg producerer hovedsageligt finstof til direkte udspredning samt frasorterer biomasse til forbrænding.

---

<sup>1</sup>Bemærk, at disse tal er forskellige fra affaldsstatistikken 2020 grundet dato for udtræk af disse. Tallene i affaldsstatistikken er dynamiske og ændrer sig efter kvalitetssikring af data, nye indberetninger tilbage i tiden mm. Bemærk desuden, at der i det følgende fokuseres på det affald, som modtages på haveaffaldsanlæggene. De procenter, der fremføres i det følgende, henviser derfor til det affald (de 868.000 ton), der modtages til genanvendelse på haveaffaldsanlæggene og ikke til den samlede mængde haveaffald genereret i Danmark.



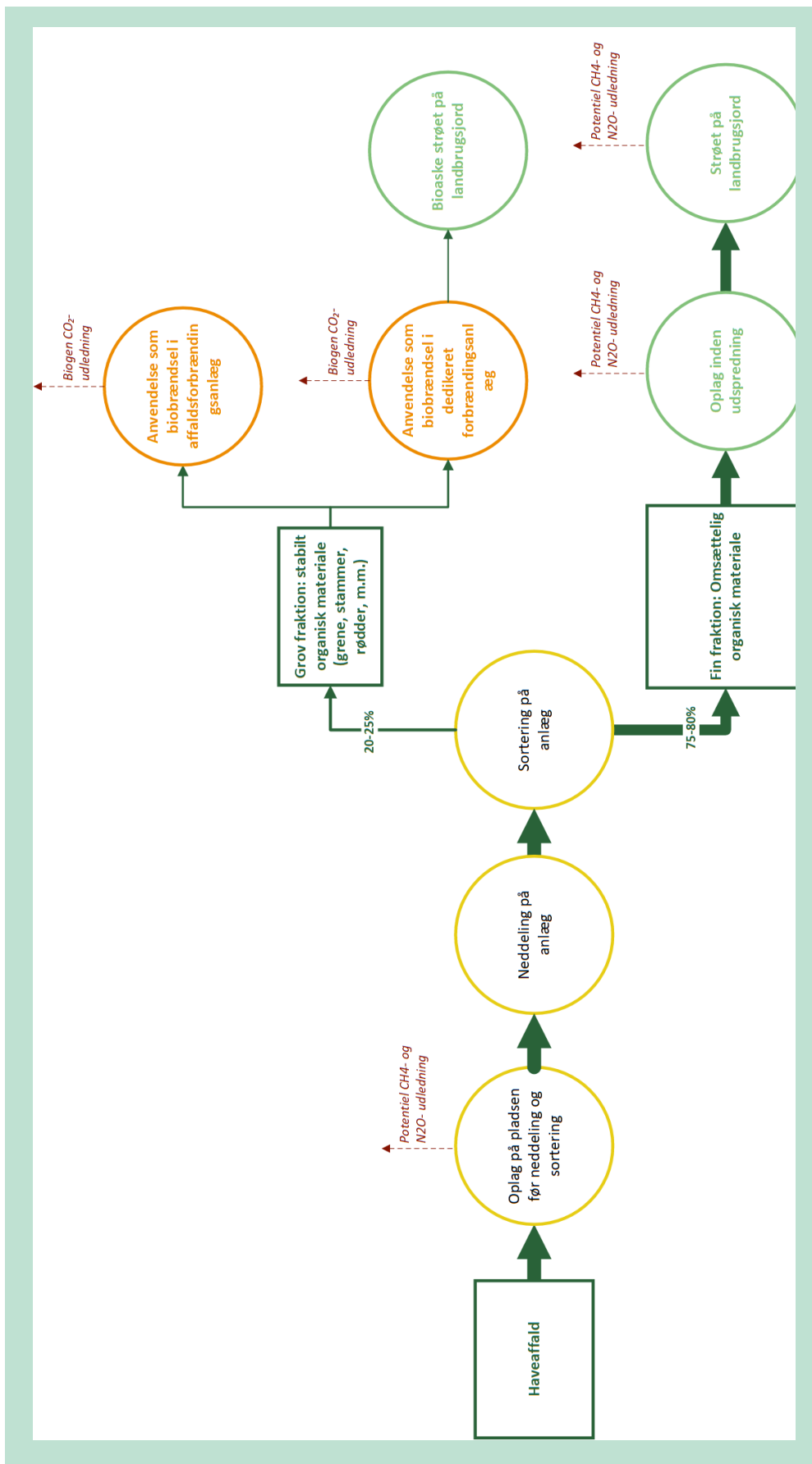
**FIGUR 1.** Oversigt over massestrømme for behandling af haveaffald i Danmark baseret på data fra Affaldsdatasystemet (ADS) for 2020. Figuren er adapteret fra Arbejdspakke 1 med få modificeringer af layoutet

#### 4.1.1 Behandlingsmetoder

Blandt de forskellige typer anlæg findes en række variationer i anlægs- og behandlingsmetoden. Det er derfor ikke muligt at give et entydigt og detaljeret billede af en gængs anlægstype og behandlingsproces for haveaffald i Danmark. Nogle anlæg producerer biomasse til forbrænding og afsætter finstof direkte til udspreddning på marker, mens andre anlæg producerer biomasse til forbrænding og komposterer finstoffractionen. Endelig er der anlæg, der foretager en kombination af ovenstående og derved komposterer dele af finstoffet, hvormed den resterende del spredes direkte på marker. Også her afsættes biomassen til forbrænding. De overordnede behandlingsmetoder samt deres respektive slutprodukter er dog ens, og derfor kan processen beskrives overordnet.

Haveaffaldet modtages på anlægget, hvor det oplagres på pladsen, inden det neddeles og sorteres ud i hhv. biomasse og finstof. Efterfølgende transporteres biomassefraktionen til affaldsforbrænding, og finstoffdelen komposters eller afsættes til direkte udspreddning på marker. Under komposteringsprocessen gennemgår haveaffaldet en biologisk nedbrydning over en vis periode. Resultatet fra behandlingen er kompost. En nærmere beskrivelse af processerne og variationer mellem anlæggene kan findes i Arbejdspakke 1.

FIGUR 2 og FIGUR 3 viser en skematisk oversigt over proces-flows og potentielle metan- og lattergasemissioner for haveaffald modtaget til henholdsvis kompostering og direkte udspreddning som finstof i Danmark.

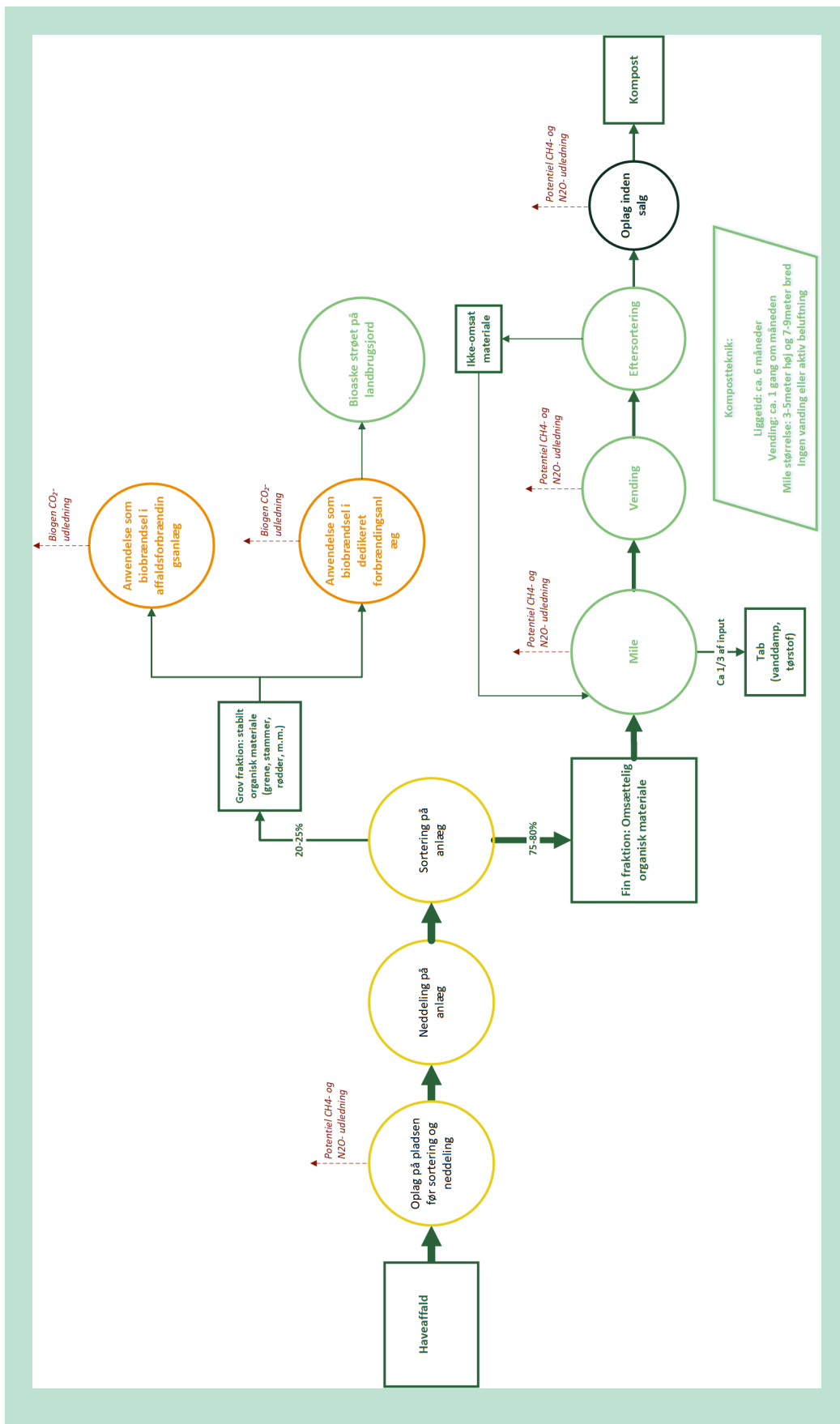


**FIGUR 2.** Procesdiagram for direkte udsprejning af haveaffald i Danmark, som beskrevet i Arbejdspakke 1.

#### **4.1.2 Potentiel metan- og lattergasemission fra direkte udspredding på marker**

Som FIGUR 2 viser, er der flere steder i processen, som giver anledning til metan- og lattergasemissioner. Det er antaget, at lagring inden neddeling og sortering foregår over en periode på 14 dage til 2 måneder (alt efter det specifikke behandlingsanlæg). Det antages yderligere, at potentielle metan- og lattergasemissioner fra dette trin i processen er ubetydelige, se resultater fra Bilag 9.1. Som beskrevet senere i rapporten, er det antaget, at finstoffet ligger til oplagring i 9,5 måneder efter neddeling, før det spredes på marker. Oplagringen sker enten på komposteringsanlæggene, hos landmanden eller delvist det ene og det andet sted. Stedet for oplagringen er ikke antaget at have indflydelse på de samlede drivhusgasudledninger. Blandt de interviewede anlæg oplyses det, at der udvikles varme under oplagringen. Dette indikerer, at der foregår en biologisk nedbrydningsproces. En ukontrolleret proces, hvor der derfor er risiko for, at der opstår anaerobe forhold, og derved dannes metan samt lattergas.

Det er i projektet lavet målinger af én finstofbunke som indikator for, om hvorvidt oplagring af finstof giver anledning til udledninger af potente drivhusgasser, samt i hvilken størrelsesorden denne eventuelle udledning er. Dertil kommer muligheden for at vurdere, om der er potentiale for en reduktion af drivhusgasser fra oplagring af finstof, se afsnit 7 for resultater. Den sidste potentielle kilde til metan- og lattergasemission er efter finstoffet er spredt og nedmuldet på marken. Dette er ikke undersøgt i nærværende projekt, men førende eksperter fra DTU har tidligere bestemt emissionsfaktorer for udbringning af råkompost på landbrugsjord (Hoeve, Bruun, Jensen, Christensen, & Scheutz, 2019). Disse vil blive benyttet i miljøvurderingen i Arbejdspakke 3.



**FIGUR 3.** Procesdiagram for kompostering af haveaffald i Danmark som beskrevet i Arbejds-pakke 1.

### 4.1.3 Potentiel metan- og lattergas emission fra kompostering

Som FIGUR 3 viser, er der flere steder i processen, som giver anledning til metan- og lattergasemissioner. Metan- og lattergasemissioner fra lagring af haveaffald inden sortering og neddeling er antaget at have mindre betydning. Den væsentligste udledning af metan og lattergas er forbundet med selve komposteringsprocessen og forventes derfor at ske fra milerne. En anden potentiel kilde til metan- og lattergasemission er oplagring af den færdige kompost frem til afsætning. I projektet er der foretaget målinger af den totale metan- og lattergasemission fra hele komposteringsanlægget. Det indbefatter, at emissioner fra samtlige behandlingsprocesser på anlægget er medtaget, se afsnit 7 for resultater. Den sidste potentielle kilde til emission er fra komposten, efter det er spredt på marken. Efter udbringning på landbrugsjord vil materialet omsættes, og der vil frigives plantenæringsstoffer samt kulstof. Der er ikke foretaget målinger på dette i nærværende projekt, men fra tidligere undersøgelser vides det, at der sker en mindre udledning af drivhusgasser fra kompost nedmuldet i jorden (Hoeve, Bruun, Jensen, Christensen, & Scheutz, 2019).

#### 4.1.3.1 Selve komposteringsprocessen

Under kompostering nedbrydes haveaffaldet til et stabilt, ensartet og næringsholdigt muldprodukt, der kan opbevares og anvendes på land, uden at det kræver yderligere behandling. Nedbrydningen foretages af forskellige mikroorganismer i et aerobt miljø, altså ved tilstedeværelse af ilt. Hvis iltten opbruges, ændres nedbrydningsprocessen til en anaerob proces, altså uden tilstedeværelsen af ilt. Det er i disse tilfælde, metan dannes. Kompostering af haveaffald foregår over flere faser, og den færdige kompost afsættes som jordforbedringsmiddel til private borgere, gartnerier, landbrug og kommunale arealer. For en nærmere gennemgang af komposteringsprocessen henvises til Guldberg, et al. (Guldberg, Henriksen, Schjødt-Hansen, & Graasbøll, 2022)

## 4.2 Fokus for rapporten

Når der fokuseres på at reducere de samlede drivhusgasudledninger fra haveaffald i Danmark, er det den del af haveaffaldet, der behandles ved biologisk nedbrydning, som er relevant. Dette skyldes, at biologisk nedbrydning af haveaffald ved kompostering og oplagring af finstof kan give anledning til metan- og lattergasudledninger. Fokus for følgende rapport er derfor finstoffractionen (til kompostering samt til direkte udspreddning på landbrugsjord) af haveaffaldet. Finstoffractionen blev i Arbejdspakke 1 kortlagt til at udgøre omkring 75 % af den samlede mængde haveaffald modtaget til behandling i Danmark.

Den resterende mængde haveaffald bestående af træ og grene (biomasse), der i dag forbrændes i biobrændsels- eller affaldsforbrændingsanlæg, er mindre relevant. Det beror på, at fokus er på at reducere de samlede udledninger af drivhusgasser fra haveaffald, og forbrænding af haveaffald kun giver anledning til udledning af biogent CO<sub>2</sub>. Når biogent kulstof og kvælstof i stedet omsættes til metan og lattergas under komposteringsprocessen og ved direkte udspreddning af finstof, bidrager det til drivhusgasbelastningen. Biomasseandelen blev i Arbejdspakke 1 kortlagt til at udgøre omkring 24 % af den samlede mængde haveaffald i Danmark.

## 5. Målte lokaliteter

Der er i undersøgelsen lavet emissionsmålinger på tre komposteringsanlæg, henholdsvis Gemidan Tulstrup, Kerteminde Forsyning, og Kredsløb Aarhus samt på én finstofbunke ved Venslev Huse. For at tage højde for årstidsvariationen af metan- og lattergasemission som følge af variation af vejrforhold, mængder og sammensætning af haveaffald mm., er der foretaget fire målinger fordelt over et kalenderår.

### 5.1 Anlægsbeskrivelser

I nedenstående afsnit præsenteres de tre haveaffaldsanlæg samt den oplagrede finstofbunke, hvor der er foretaget målinger i projektet. Beskrivelserne baserer sig på interviews og løbende dialog med de ansvarlige for de fire målte lokaliteter. For Gemidan Tulstrup har der været dialog med (Krogh, 2022), for Kerteminde Forsyning med (Hvidkær, 2022), for Kredsløb Aarhus med (Halgaard, 2022), og for finstofbunken ved Venslev Huse har der været dialog med (Christensen, 2022).

#### 5.1.1 Gemidan Tulstrup

Haveaffaldsanlægget Gemidan Tulstrup er et privat drevet anlæg placeret i Tulstrup, Nordsjælland. Anlægget behandler udelukkende haveaffald og producerer hovedsageligt biomasse og kompost, men afsætter også finstof til direkte udspreddning i landbruget få gange om året. Haveaffaldet gennemgår en forbehandling bestående af først en neddeling og derefter en sortering inden for få dage til en måned (i gennemsnit 14 dage), efter det modtages på anlægget. Neddeling foretages ved, at alt haveaffaldet (biomasse og finstof) neddeles til en størrelse mindre end 0,5 meter, hvorefter materialet sorteres på et sold. Under sorteringen deles haveaffaldet op i to størrelser og dermed fraktioner; *biomasse* (>30, nogle gange 20 mm) bestående af grene, træer og rødder, og *finstof* (<30, nogle gange 20 mm) bestående af mindre grene, græs, blade, mm. Biomassen ligger typisk oplagret i 0 til 3 måneder, inden det afsættes som biobrændsel. Afhængigt af årstiden og mængden af eksempelvis nedbør ligger biomassen og tørrer. Under tørringen udvikles varme i mindre omfang, hvilket er et tegn på, at der sker en nedbrydning af organisk materiale under oplagring af biomassen. På Gemidan Tulstrup komposterer langt størstedelen af finstoffet, efter det er neddelt, ved traditionel milekompostering. I forsøgsperioden (sommer 2021 til sommer 2022) meddelte Gemidan Tulstrup, at al det finstof, de producerede i denne periode, blev komposteret. Milerne på anlægget har en gennemsnitlig højde på 4,6 meter og en bredde på 10-12 meter. Milerne er typisk 20 til 70 meter lange. Milerne vendes med gummiged ved behov eller ca. hver anden til tredje måned. Kun en mindre andel af finstoffractionen afsættes normalt til direkte udspreddning i landbruget. Komposteringsprocessen varer mellem 6 og 12 måneder (i gennemsnit 8,5 måneder). Når materialet er færdigkomposteret, ligger det i gennemsnit 3,5 måneder, inden det afsættes til landbruget, til borgere og til mindre gartnerier. Efter selve komposteringsprocessen eftersorteres komposten, hvor der igen frasorteres biomasse til afsætning til forbrændingsanlæg (ikke omsat materiale). Materiale til kompostering ligger i gennemsnit på pladsen i 12-13 måneder, fra det modtages, til det igen er afsat.

I TABEL 2 ses en oversigt over skønnede mængder af haveaffald på Gemidan Tulstrup haveaffaldsanlæg på tidspunktet for de foretagne målinger. I perioden fra den sidst foretagne måling (12/9 2022) og et år tilbage har anlægget registreret, ved indvejning på brovægt, at have

modtaget 24.100 ton haveaffald. De har i samme tidsperiode registreret en afsætning på 5.482 ton biomasse (23 % af den modtagne mængde). Anlægget har oplyst, at der ikke blev afsat noget finstof direkte til landbruget i forsøgsperioden. Der blev i perioden komposteret 18.618 ton haveaffald (77 % af den modtagne mængde). Der var, ved projektets start, materiale på pladsen. Denne mængde er ikke kendt.

**TABEL 2.** Oversigt over estimerede haveaffaldsmængder på Gemidan Tulstrup på tidspunktet for de foretagne målinger, fordelt på ikke neddelt haveaffald, nyligt neddelt finstof, neddelt biomasse, materiale i komposteringsmiler, samt færdig kompost. Af tabellen fremgår desuden dato for måling, samt hvornår der sidst er foretaget en vending.

Årstid	Dato for måling	Sidste vending	Til neddeling (ton)	Nyligt neddelt og usortet (ton)	Neddelt biomasse (ton)	Materiale i komposteringsmiler (ton)	Færdig kompost (ton)	Materiale i alt (ton)
Efterår	7/11 2021	N/A	1.300	0	500	5.530	447	7.777
Vinter	5/2 2022	N/A	151	300	104	8.517	764	9.836
Forår	24/4 2022	N/A	100	1.000	150	5.750	2.000	9.000
Sommer	12/9 2022	N/A	1.000	500	300	9.000	200	11.000
<b>Modtaget seneste år</b>	<b>13/9 2021-12/9 2022</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>5.482</b>	<b>18.618</b>	<b>N/A</b>	<b>24.100</b>

### 5.1.2 Kerteminde Forsyning

Kerteminde Forsyning haveaffaldsanlæg er drevet af et forsyningselskab ejet af kommunen. Anlægget behandler haveaffald og producerer biomasse samt en grov (<22-25 mm) og en fin kompost (<10 mm). På anlægget i Kerteminde behandles der udelukkende haveaffald. Om sommeren tilsættes tang opsamlet af kommunen til komposteringen. Når haveaffald modtages løbende gennem året, oplagres det i en periode, før det neddeles. I perioden 1. maj til 1. september opbevares det maksimalt to måneder før neddeling. I den resterende periode over året ligger haveaffaldet gennemsnitligt tre måneder, inden det neddeles. Når haveaffaldet er neddelt, lægges alt materialet til kompostering ved madraskompostering, hvor det neddelte haveaffald lægges i bunker med en fladere form end ved milekompostering. Madrasserne på anlægget har en højde på omkring 4-4,5 meter. Madrasserne vendes hver måned med en gummed. Komposteringen tager omkring 3,5 måneder. Efter komposteringen sorteres materialet i en kompost- (<22-25 mm) og en biomassefraktion (>22-25 mm). Når biomassen er frasortet, afsættes den til forbrænding efter en oplagringstid på i gennemsnit 14 dage. Den færdigproducerede kompost afsættes løbende, men ligger i gennemsnit oplagret i 3,5 måneder, inden det afsættes til anlæggets egne kunder samt landmænd i området.

I TABEL 3 ses en oversigt over skønnede mængder af haveaffald på Kerteminde Forsynings haveaffaldsanlæg på tidspunktet for de foretagne målinger. Kerteminde Forsyning indvejer ikke det haveaffald, de modtager. Den samlede mængde haveaffald behandlet i en given periode estimeres ud fra den tid, det tager at sortere og neddele haveaffaldet. Da haveaffaldet kun nedknyttes med måneders mellemrum, findes der ikke præcis data for mængden af haveaffald modtaget fra datoen for den sidste måling (20/8 2022) og et år tilbage. Der findes data fra den 23/8 2021 til den 30/6 2022. I denne periode, på 10,2 måneder, er der modtaget 7.472 ton haveaffald. For afsat biomasse findes der data fra 6/9 2021 til 4/11 2022. I denne periode, på 13,9 måneder, er der afsat 1.041 ton biomasse til forbrænding.

Normaliseres disse tal til 12 måneder, er der i perioden omkring den sidst foretagne måling og et år tilbage afsat 897 ton biomasse til forbrænding (12 % af samlede mængde modtaget)



og komposteret 6.575 ton finstof (88 % af samlede mængde modtaget). Der var ved projektets start materiale på pladsen. Denne mængde er ikke kendt.

**TABEL 3** Oversigt over estimerede haveaffaldsmængder på Kerteminde Forsyning på tidspunktet for de foretagne målinger

Årstid	Dato for måling	Sidste vending	Til neddeling (ton)	Nyligt neddelt og usortet (ton)	Neddelt biomasse (ton)	Materiale i komposteringsmiler (ton)	Færdig kompost (ton)	Materiale i alt (ton)
Efterår	27/11 2021	1/10 2021	200	300	200	1.000	2.000	3.700
Vinter	13/2 2022	13/2 2022	400	1.000	400	800	0	2.600
Forår	13/5 2022	30/4 2022*	100	0	0	1.300	0	1.400
	11/6 2022	30/4 2022*	100	0	0	1.300	200	1.600
Sommer	20/8 2022	N/A	1.500	0	0	2.610	100	4.210
<b>Modtaget seneste år</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>897</b>	<b>6.575</b>	<b>N/A</b>	<b>7.472</b>

\*Haveaffaldet er ikke vendt, men er i slut april neddelt og lagt i miler.

### 5.1.3 Kredsløb Aarhus

Kredsløb Aarhus er et kommunalt ejet anlæg, som behandler haveaffald og producerer både biomasse og kompost. Yderligere afsætter anlægget finstof direkte til landmænd i området eller til et firma, der bruger det til kompostering med spildevandsslam. Haveaffaldet neddeles og sigtes ca. en uge efter modtagelse. Biomassefraktionen (>65 mm) afsættes til forbrænding efter en oplagringstid på pladsen på omkring tre måneder. Det er oplyst af anlægget, at biomassen neddeles et par gange undervejs, og at der dannes varme i bunken omkring en måned efter, at materialet er lagt til tørring. Der er altså tegn på, at der sker en nedbrydning af materialet en måned efter, at det er lagt til oplagring. Finstoffractionen til direkte afsætning (<25-30 mm) ligger typisk oplagret en uge, før det sendes videre. Det resterende finstof komposterer ved mile-kompostering i gennemsnitligt 9,5 måneder. Komposteringsmilerne på pladsen har en gennemsnitlig bredde på 9 meter, en højde på 5 meter og en længde på omkring 120 meter. Milerne vendes ca. hver anden måned med en gummiged. Den færdige kompost oplagres gennemsnitligt i tre måneder, før det afsættes. Når komposten er færdigmodenet, frasorteres den grovere fraktion, der bruges som strukturmateriale ved opbygning af nye miler.

I TABEL 4 ses en oversigt over skønnede mængder af haveaffald på Kredsløb Aarhus haveaffaldsanlæg på tidspunktet for de foretagne målinger. I perioden fra den sidste foretagne måling (15/8 2022) og et år tilbage har anlægget registreret, ved indvejning på brovægt, at have modtaget 58.625 ton haveaffald. De har, i samme tidsperiode, registreret en afsætning på 4.411 ton biomasse (7,5 % af den modtagne mængde). Der er i samme periode afsat 42.635 ton (73 % af den modtagne mængde) finstof direkte til landbruget. Denne andel er væsentligt højere end normalt grundet asfaltering på pladsen, der gjorde, at de var nødt til at afsætte større mængder end normalt til landbruget. Der er altså kun blevet komposteret 11.579 ton finstof i perioden (20 % af den modtagne mængde). Der var ved projektets start materiale på pladsen. Denne mængde er ikke kendt.

**TABEL 4** Oversigt over estimerede haveaffaldsmængder på Kredsløb Aarhus på tidspunktet for de foretagne målinger, fordelt på ikke neddelt haveaffald, nyligt neddelt finstof, neddelt biomasse, materiale i komposteringsmiler, samt færdig kompost. Af tabellen fremgår desuden dato for måling samt hvornår der sidst er foretaget en vending.

Årstid	Dato for måling	Sidste vending	Til neddeling (ton)	Nyligt neddelt og usortet (ton)	Neddelt biomasse (ton)	Materiale i komposteringsmiler (ton)	Færdig kompost (ton)	Materiale i alt (ton)
Efterår	13/11 2021	N/A	500	2.000	3.000	16.000	0	21.500
Vinter	4/3 2022	N/A	2.000	N/A	3.000	10.000	3.500	18.500
Forår	23/5 2022	1/4 - 2022	1.500	N/A	2.000	11.000	2.000	16.500
Sommer	15/8 2022	N/A	2.000	N/A	3.000	9.000	3.000	17.000
<b>Modtaget seneste år</b>	<b>16/8/2021 – 15/8/2022</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>	<b>4.411</b>	<b>11.579</b>	<b>N/A</b>	<b>58.625</b>

#### 5.1.4 Venslev Huse

Ved Venslev Huse er der foretaget målinger på en bunke finstof, som lå oplagret og ventede på at blive spredt på landbrugsjord. Materialet i finstofbunken blev modtaget fra Vestforbrænding, Frederiksværk. Bunken ligger hos en landmand, men det er den lokale maskinstation, der i praksis bestyrer bunken og står for både at tilføre finstof og sprede dette ud på landbrugsjorden.

Finstof til direkte udspreddning på marker gennemgår ikke en decideret komposteringsproces, men oplagres i kortere eller længere perioder, frem til at det udspreddes på landbrugsjord. Den finstofbunke, der er målt på i projektet, består af den fine fraktion (<20 mm) af haveaffaldet, som er udsortet, efter haveaffaldet er blevet neddelt. Proceduren for spredning af finstof på landbrugsjord (gældende for finstofbunken i projektet samt den generelle procedure for finstof til direkte udspreddning på landbrugsjord) er altså følgende: Haveaffaldet modtages på komposteringsanlæggene, hvor det neddeles. Den fine fraktion (ofte <20-30 mm) sorteres fra efter neddeling. En andel af den fine fraktion (finstoffet) oplagres enten på komposteringsanlægget eller hos landmanden, inden det spredes på marker, uden først at have gennemgået en decideret komposteringsproces.

Den målte bunkes oplagrede finstof består af haveaffald tilført fra midt november 2021 og frem til slut august 2022, hvor udspreddningen begyndte, og hvor bunken derfor blev tømt for materiale. Der er tilføjet haveaffald i perioden op til og med forårmålingen. Ved sommermålingen er udspreddningen påbegyndt, og der er ikke tilføjet materiale til bunken fra dette tidspunkt. Det er oplyst, at bunken var tømt, omkring 14 dage efter den sidste måling blev foretaget. Der har ligget materiale i bunken i 9,5 måneder fra påfyldningen er påbegyndt, til bunken har været tømt igen. Mængden af materiale i finstofbunken er ikke målt og vejet og er derfor et udtryk for et kvalificeret skøn på den gældende mængde affald. Mængderne af finstof i bunken på måletidspunkterne (i angivende intervaller) fremgår af TABEL 5 Bunken, som materialet ligger oplagret i, er for det meste 6 meter høj, 6 meter bred og omkring 10-12 meter lang.

Det er oplyst af (Christensen, 2022), at der i tørre perioder er godt med luft mellem materialet. Det er desuden oplyst, at der sker en varmeudvikling, samt at der udvikles lugt fra bunken, i en periode efter at materialet lægges i bunken. Der er altså tegn på, at der foregår en nedbrydningsproces. (Christensen, 2022) oplyser desuden, at det er vigtigt, at materialet ikke komprimeres for meget (ved eksempelvis at køre oven i bunken), da varmeudviklingen bliver for stor, og der derfor er risiko for, at bunken selvantænder. Mellem de perioder, hvor der køres mate-

riale til og fra bunken, er det muligt at se, at materialet falder sammen. Der er ikke foretaget målinger af temperatur, vandindhold eller lavet nogle andre former for monitorering af bunken i perioden. Så på trods af, at materialet ikke gennemgår en monitoreret komposteringsproces, tyder det på, på baggrund af (Christensen, 2022) observationer, at der sker en nedbrydningsproces i den periode, materialet ligger til oplagring.

**TABEL 5.** Oversigt over fraktionsmængder ved finstofbunken ved Venslev Huse, på tidspunktet for de foretagne målinger. Af tabellen fremgår desuden dato for måling. Finstofbunken vendes ikke undervejs. Finstofbunken som der er foretaget målinger på, har sammenlagt ligget til oplagring i 9,5 måneder.

Årstid	Dato for måling	Materiale i finstofbunke (ton)	Tilføjet/fjernet siden sidste måling (ton)
Efterår	24/2 2022	450 (400-500)	N/A
Vinter	13/5 2022	700 (600-800)	250 (200-300) tilføjet
Forår	6/6 2022	1.100 (900-1.300)	400 (300-500) tilføjet
Sommer	14/8 2022	800 (700-900)	300 (200-400) fjernet
<b>Modtaget over forsøgsperioden</b>	<b>December 2021 – September 2022</b>	<b>1.100</b>	<b>N/A</b>

## 6. Metode til bestemmelse af emissioner

Når organisk materiale nedbrydes under kompostering, vil der under processen blive dannet drivhusgasser (hovedsageligt CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, og N<sub>2</sub>O). De dannede gasser vil transporteres ud af milerne til den frie luft grundet koncentrations- og trykforskelle mellem kompostbunken og den omkringliggende luft. Den primære gasudledning sker fra toppen af kompostmilen, men finder sted sporadisk over hele milens overflade. Grundet den store varmedannelse i milens midte trækkes luft til komposteringsprocessen ind ved milens base, og der dannes en skorstenseffekt inde i milen, hvor de dannede gasser transporteres op igennem milen og frigives fra milens top (Andersen J. , Boldrin, Samuelson, Christensen, & Scheutz, 2010).

Fluxkammermetoden er en god og velkendt metode til at bestemme punktvis emissioner fra faste overflader f.eks. jordoverflader med homogen gasemission. Selv om fluxkamre har været anvendt til bestemmelse af gasemissioner fra kompost i flere studier f.eks. i (Andersen J. K., 2010), er det ikke en optimal metode til kvantificering af den totale gennemsnitlige emission fra komposteringsanlæg, hvilket skyldes den store rumlige spredning på emissionerne på den enkelte mile, men også mellem miler og andre oplag af materiale (biomasse, finstof og kompost). Som alternativ til fluxkammermålinger kan benyttes fjernmålemetoder, som tager højde for ujævne emissioner over miler og oplag af materialer, og som måler den samlede emission af metan- og lattergas fra hele anlægget. Disse metoder er ofte bedre egnede til bestemmelse af totale emissionsrater fra større anlæg, hvor emissionen sker ujævnt fordelt med f.eks. højere udledning fra nogle miler end andre. Metoden anvendt i denne undersøgelse er en fjernmålemetode udviklet af DTU og kaldes den dynamiske sporgasdispersionsmetode, (Mønster J. G., Samuelsson, Kjeldsen, Rella, & Scheutz, 2014), (Mønster J. , Samuelsson, Kjeldsen, & Scheutz, 2015). Den har bl.a. været anvendt til dokumentation af effekten af biocovers til reduktion af metanemission fra deponier samt til kortlægning af metanudledning fra dansk biogasproduktion (Energistyrelsen, 2021).

Sporgasdispersionsmetoden blev benyttet til måling af metanemission fra komposteringsanlæggene samt finstofbunken i oplagret hos landmanden. Koncentrationen af lattergas nedvinds anlæggene var for lav til, at sporgasmetoden kunne anvendes. Lattergasemissionen blev derfor målt indirekte ved først at bestemme forholdet mellem metan- og lattergasemission ved brug af fluxkammermetoden. Dette forhold blev efterfølgende multipliceret med den ved sporgasmetoden målte metanemission. Fluxkammer- og sporgasmålingerne blev derfor udført samme dag.

### 6.1 Udførte målekampanjer

For hver af de fire lokaliteter er der udført fire målekampanjer fordelt over et år. For de tre komposteringsanlæg blev målingerne udført jævnt fordelt over kalenderåret (sommer 2021 til sommer 2022). For den oplagrede finstofbunke blev målingerne foretaget jævnt fordelt over den periode, finstoffet var oplagret på det pågældende landbrug. Dette er valgt, da emissionen forventes at variere afhængig af årstid grundet skiftende vejrforhold (temperatur, nedbør, mm.) samt varierende sammensætning og mængde af modtaget haveaffald over året.

Der er udført målinger af den totale metanemission ved brug af sporgasmetoden på alle fire anlæg. Der er udført måling af lattergas på hhv. Gemidan Tul-strup, Kerteminde Forsyning og Venslev Huse, men ikke på Kredsløb Aarhus. TABEL 6 viser en oversigt over de udførte må-

lekampagner med dato for de udførte målinger samt temperatur og vindretning på det pågældende tidspunkt for måling.

**TABEL 6** Oversigt over målekampagner med angivelse af sporgasfrigivelse samt vejrforhold under målingerne (data fra DMI).

	Kampagne 1	Kampagne 2	Kampagne 3	Kampagne 4
<b>Kredsløb Aarhus</b>				
Dato for måling	13-11-2021	4-3-2022	23-5-2022	15-8-2022
Temperatur (°C)	7	4	18	22
Vindretning/hastighed	SØ, 4 m/s	Ø, 5 m/s	SØ, 5 m/s	Ø, 3 m/s
Sporgasfrigivelse (rate samt antal punkter)	0,9 kg/t, 2	1,4 kg/t, 4	0,9 kg/t, 2	1,0 kg/t, 2
<b>Gemidan Tulstrup</b>				
Dato for måling	7-11-2021	5-2-2022	24-4-2022	11-9-2022
Temperatur (°C)	9	5	9	16
Vindretning/hastighed	V, 7 m/s	VSV, 8 m/s	NØ, 3 m/s	N, 2 m/s
Sporgasfrigivelse (rate samt antal punkter)	1,4 kg/t, 3	1,6 kg/t, 3	5 kg/t, 1,9	1,7 kg/t, 3
<b>Kerteminde Forsyning</b>				
Dato for måling	27-11-2021	13-2-2022	13-5-2022 og 11-6-2022 <sup>b</sup>	20-8-2022
Temperatur (°C)	4	3	13 og 19	2
Vindretning/hastighed	ØNØ, 6 m/s	SSV, 8 m/s	SV, 6 m/s og 5 m/s	N, 4 m/s
Sporgasfrigivelse (rate samt antal punkter)	1,1 kg/t, 2	0,7 kg/t, 2	0,6 kg/t, 2	0,5 kg/t, 2
<b>Venslev Huse (finstof)</b>				
Dato for måling	24-2-2022	13-5-2022	6-6-2022	14-8-2022
Temperatur (°C)	7	13	15	26
Vindretning/hastighed	SV, 8 m/s	SV, 6 m/s	SØ, 4 m/s	Ø, 5 m/s
Sporgasfrigivelse (rate samt antal punkter)	0,3 kg/t, 1	0,2 kg/t, 1	0,3 kg/t, 1	0,3 kg/t, 1

<sup>a</sup> Den totale mængde sporgas frigivet på anlægget/finstofbunke. <sup>b</sup> Måling blev gentaget. På baggrund af de to målinger er beregnet en gennemsnitsemmission, som er brugt i beregning af emissionsfaktorer.

## 6.2 Metode til bestemmelse af metanemission

### 6.2.1 Sporgasmålemetoden

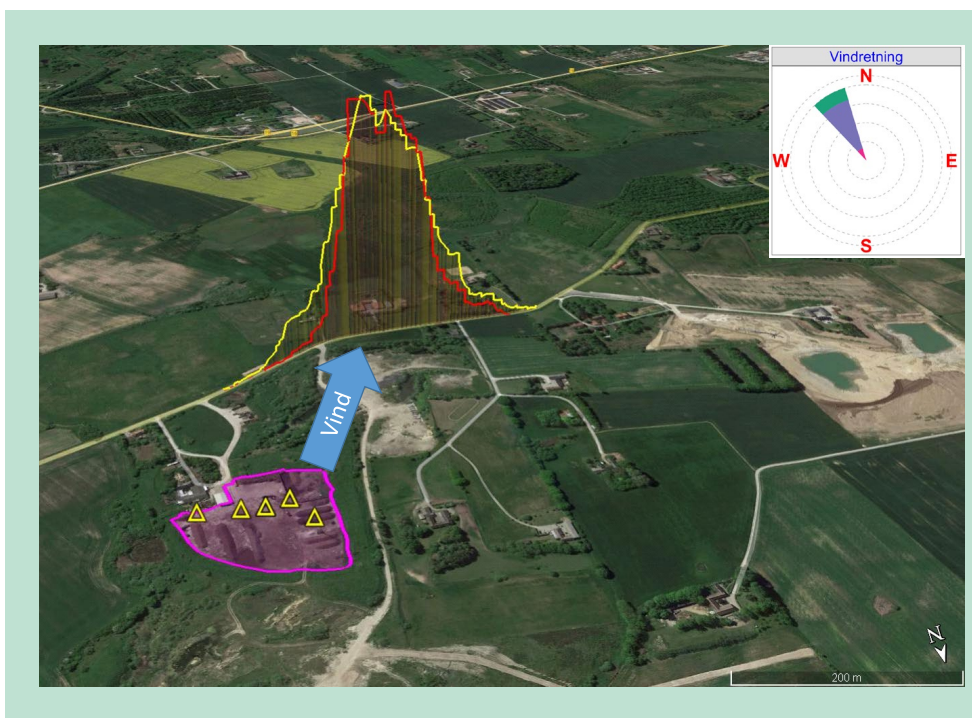
Ved sporgasmåling frigives en sporgas med en kendt, konstant frigivelsesrate på anlægget (i et eller flere punkter), mens der måles koncentrationer af metan og sporgas nedvinds anlægget. Teorien bag metoden er, at gasser med lang atmosfærisk levetid vil opblandes og transporteres på samme måde i atmosfæren. Under antagelse af, at denne forudsætning er gældende, kan en kendt mængde af sporgas (her acetylen) udledes på samme sted(er) som primærkilderne til metan på anlægget. Under målingen opblandes sporgassen i atmosfæren på samme måde som metan. Det kan derfor antages, at forholdet mellem metan og sporgas ved målestedet er det samme som ved emissionskilden. Under frigivelsen af sporgas måles koncentrationen af sporgas og metan så langt nedvinds anlægget, at anlægget kan betragtes som

én punktkilde. Forholdet mellem koncentrationen af metan og sporgas på målestedet vil være det samme som forholdet mellem udledningen af sporgas og metanemissionen fra anlægget. Eftersom den totale udledning af sporgas er kendt, kan denne sammen med de målte koncentrationer bruges til bestemmelse den totale metanemission fra anlægget (Mønster J. G., Samuelsson, Kjeldsen, Rella, & Scheutz, 2014).

Koncentrationen af metan i nedvindsfanen er ofte imellem 0,01 og 0,1 ppm over baggrundkoncentration (ca. 2,0 ppm). For at kunne måle denne relativt lille koncentrationsforskel kræves yderst fintfølelse analytiske instrumenter. I dette projekt er anvendt en Picarro G2203 CH<sub>4</sub>/C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> gas analyser med præcision i ppb ("parts pr. billion") niveau.

Der måles indledningsvist på og omkring anlægget for at identificere de steder, hvor metan primært emitteres på anlægget, samt for at lokalisere eventuelle andre metanudledere i området, som kan påvirke målingen. Såfremt der findes andre kilder, der udleder metan, foretages målingen under vindforhold, der muliggør adskillelse. Selve målingen foregår ved, at der placeres en eller flere sporgasflasker så tæt som muligt på de primære metankilder på anlægget. Metan- og sporgaskoncentrationen måles nedvinds anlægget/metankilden i afstande på flere hundrede meter. En detaljeret vejledning for udførsel af målingen findes i (Scheutz & Kjeldsen, 2019).

Målingerne foregår med et målekøretøj, som kører langs en kørbare vej på tværs af nedvindsfanen af metan og sporgas. Vejen skal have en passende afstand fra kilden, og der må ikke være andre metankilder til stede imellem anlægget og målevejen. Afstanden til målevejen afhænger af, hvor stort anlægget er, og hvor meget metan, der emitteres. Afstanden til målevejen bør være minimum 4-5 gange bredden af det emitterende område på anlægget og gerne større. Dette giver en bedre opblanding af metan og sporgas og dermed en bedre simulering af metanemissionen. Målingerne kan dog ikke foretages længere væk, end at koncentrationsforskellen mellem baggrundskoncentrationen og den forhøjede koncentration i fanen af metan og sporgas fra anlægget kan måles med det benyttede udstyr. En emissionsmåling består af mindst 10 traverseringer af nedvindsfanen for at mindske måleusikkerheden (Scheutz og Kjeldsen, 2019). FIGUR 4 viser et eksempel på en sporgasmåling (1 af 10 traverseringer af nedvindsfanen).



**FIGUR 4.** Eksempel på sporgasmåling fra et komposteringsanlæg udført i dette projekt. Højden af den røde kurve er proportional med målt koncentration af metan over baggrunds niveau, mens højden af den gule kurve er proportional med målt koncentration af sporgas. Gule trekanter markerer, hvor der er frigivet sporgas. Område fremhævet med pink angiver komposteringsanlæggets placering.

## 6.3 Metode til bestemmelse af lattergasemission

### 6.3.1 Fluxkammermålinger

Fluxkammermålinger anvendes til bestemmelse af gasemission gennem overflader – eksempelvis til bestemmelse af emission af deponigas gennem afdækningslag på deponier (Mønster, Kjeldsen, & Scheutz, 2019). Ved en fluxkammermåling placeres et kammer på den overflade, hvorfra emissionen skal måles, mens koncentration af den gas/de gasser, der undersøges, måles over tid. I dette projekt er der anvendt et ca. 20L lukket fluxkammer (Anderesen et al., 2010), hvor koncentrationen af metan og lattergas er bestemt med brug af hhv. Picarro G2203 CH<sub>4</sub>/C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> gas analyser og Picarro N<sub>2</sub>O/C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> gas analyzer (prototype).

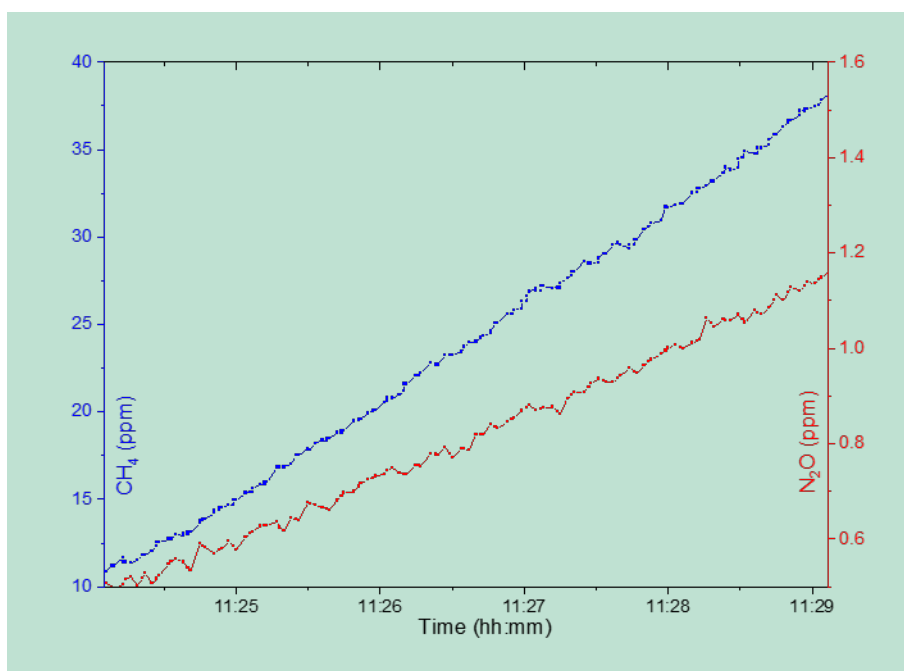


**FIGUR 5.** Fluxkammer anvendt i projektet.

Målingen foregår ved, at fluxkammeret placeres på overfladen af den kilde, der undersøges, som vist på FIGUR 5. Kammeret placeres på kilden i en defineret tidsperiode (her fem minutter), hvor koncentrationen af den undersøgte gas, udledt fra overfladen, måles over den gældende tidsperiode.

Fluxkammermålingerne blev i projektet anvendt til bestemmelse af forholdet mellem metan- og lattergasemissionen. For at få en repræsentativ måling for den samlede lattergasemission fra anlægget, blev der foretaget målinger af op til 10 forskellige miler med tegn på aktivitet. Antallet af miler, der blev foretaget målinger på, varierede afhængigt af, hvilken plads der blev målt på, samt hvor mange forskellige miler der fandtes på pladsen ved måletidspunktet. Der målt på forskellige typer af miler for at få det bedste billede af den samlede gennemsnitlige emission fra pladsen, som indeholdt haveaffald i forskellige stadier af nedbrydning (herunder aktive komposteringsmiler, færdigkomposterede miler, samt nyligt neddelt haveaffald). De 10 fluxkammermålinger blev foretaget fra toppen af milerne, da hovedparten af gasemission sker herfra (Andersen et al., 2010). Dette skyldes en såkaldt "skorstenseffekt", hvor varm luft fra kompostmilerne søger opad og trækker atmosfærisk luft ind gennem siderne af milerne.

FIGUR 6 viser et eksempel på målte koncentrationer af metan og lattergas ved en af fluxkammermålingerne i projektet. Der bemærkes, at der for dette eksempel ses, at koncentration af metan stiger ca. 27 ppm i den samme tid, som lattergaskoncentrationen stiger 0,6 ppm. Det omtrentlige, molbaserede forhold mellem metan- og lattergasemission for denne fluxkammermåling er derfor  $26/0,6 = 43,3$ . Dette betyder, at emissionen af metan på molbasis er ca. 43 gange højere sammenlignet med emissionen af lattergas.



**FIGUR 6.** Eksempel på målte koncentrationer af metan (blå) og lattergas (rød) ved en fluxkammermåling. Bemærk de forskellige skalaer i figuren, hvor metan-indholdet i kammeret stiger ca. 27 ppm på den samme tid, som lattergas-indholdet stiger ca. 0,6 ppm.

Forholdet mellem metan- og lattergasemissionen er bestemt for hver af de 10 fluxkammermålinger ved først at beregne stigningen over tid af målte molære koncentrationer (ppm) af hhv. metan og lattergas ( $dC/dt$ ) med brug af lineær regression. Dernæst bestemmes forholdet,  $R$ , med brug af nedenstående udtryk:

$$R = \frac{F_{N_2O}}{F_{CH_4}} = \frac{\frac{dC_{N_2O}}{dt} \cdot V}{\frac{dC_{CH_4}}{dt} \cdot V} \quad (1)$$



hvor R er det molære forhold mellem lattergas og metanemission, F angiver fluxen af hhv. lattergas (N<sub>2</sub>O) og metan (CH<sub>4</sub>) i enheden mol/(m<sup>2</sup>·time), mens dC/dt angiver stigning af målte koncentrationer af de to gasser i enheden mol/time, og V og A er hhv. volumenet og arealet af fluxkammeret (m<sup>3</sup> og m<sup>2</sup>). Der bemærkes, at forholdet mellem emission af de to gasser er gældende for den specifikke måling – altså det område på den enkelte mile, som fluxkammeret dækker.

### 6.3.2 Sammenkobling af data fra fluxkammermålinger og sporgasmetoden

For hver målekampagne er der beregnet et gennemsnitligt molært forhold mellem metan- og lattergasemissionen baseret på de 10 fluxkammermålinger. I tilfælde af, at der ikke er observeret emission af en af de to gasser, er nulværdien medregnet i gennemsnittet. Det gennemsnitlige molære forhold mellem emissionen af lattergas og metan; R<sub>AVG</sub>, samt målt total metanemission anvendes til at beregne total lattergasemission ved brug af nedenstående antagelse:

$$R_{AVG} = \frac{E_{N_2O}}{E_{CH_4}} \cdot \frac{MV_{CH_4}}{MV_{N_2O}} \Leftrightarrow E_{N_2O} = E_{CH_4} \cdot R_{AVG} \cdot \frac{MV_{N_2O}}{MV_{CH_4}} \quad (2)$$

hvor R<sub>AVG</sub> er det gennemsnitlige molære forhold mellem emission af metan- og lattergasemission bestemt med 10 fluxkammermålinger, E<sub>CH<sub>4</sub></sub> er den målte, totale metanemission (omregnet til kg CH<sub>4</sub>/time) (ved sporgasmåling), E<sub>N<sub>2</sub>O</sub> er den totale lattergasemission (kg N<sub>2</sub>O/time), og MV er molvægten af hhv. metan og lattergas.

Den totale lattergasemission blev således bestemt ud fra forholdet mellem de to gasser fra fluxmålingerne samt den målte totale metanudledning fundet ved sporgasmålingen.

## 6.4 Udregning af emissionsfaktorer

Det er vigtigt at understrege, at de udførte metan- og lattergasemissionsmålinger i projektet udgør et relativt begrænset datagrundlag. Derfor suppleres målingerne med tidligere metanemissionsmålinger foretaget af DTU med samme målemetode. Målinger af total metanemission fra de tre anlæg sammen med tidligere tilsvarende målinger udgør det på nuværende tidspunkt bedst tilgængelige datasæt for metanemission fra kompostering af haveaffald på danske anlæg. Datagrundlaget for metan- og lattergasemission fra oplagret finstof er dog baseret på et spinklere datagrundlag. Det skyldes, at der i nærværende projekt kun er foretaget målinger på én finstofbunke til oplag, og at der ikke er foretaget målinger på en sådan bunke tidligere. Det er dog stadig bedst tilgængelig data i en dansk sammenhæng.

### 6.4.1 Målekampagner

Der er foretaget fire målinger over året til bestemmelse af den totale årlige metan- og lattergasemission. Dette antages at være repræsentativt for udledning af metan og lattergas i de fire årstider. På baggrund af de fire årstidsmålinger er der regnet en samlet emissionsfaktor. Den udregnede gennemsnitlige emissionsfaktor over året er et simpelt gennemsnit af målingerne i de fire årstider og tager altså højde for, at der kan være variation i størrelsen af emissionen over året.

### 6.4.2 Målte drivhusgasser

Der er i rapporten udregnet en emissionsfaktor for metan og en for lattergas for henholdsvis kompostering og oplag af finstof. CO<sub>2</sub>-emissionen er ikke målt i forsøget, da kulstofindholdet i haveaffald er biogent, og CO<sub>2</sub>-emissionen derfor ikke regnes med i den samlede emissionsfaktor. Emissionsfaktorerne beregnet i rapporten inkluderer kun den direkte emission fra anlæggene. Transport, strømforbrug, substitution af gødning, mm. er derfor ikke en del af beregningen.

### 6.4.3 Beregnede emissionsfaktorer

Den angivne årlige mængde komposteret haveaffald på komposteringsanlæggene er oplyst af de respektive anlæg, som indvejede mængder haveaffald fra den dato, sidste målekampagne er foretaget og et år tilbage. Dog er mængderne fra Kerteminde Forsyning ikke indvejede mængder. Mængderne er derimod estimeret ud fra tiden, det tager at neddele/sortere haveaffaldet ud fra et nøgletal på, hvor meget de neddele/sortere i timen. For finstofbunken er der ikke foretaget nogle deciderede indvejringer. Her er de samlede mængder estimeret af den vognmand, som kører finstof til og fra bunken i løbet af året. Se TABEL 7 for et samlet overblik over mængder. Den mængde, som er brugt i beregningerne, er den "Årlige mængde komposteret/oplagret finstof".

Metan- og lattergasemissionen er bestemt ud fra den målte mængde metan og lattergas i timen (g gas/time). Emissionsraten skaleres op til et år og divideres med den totale mængde haveaffald (finstof) behandlet på anlægget et år tilbage fra tidspunktet for den sidst foretagne måling (sommer 2021 til sommer 2022). Emissionsfaktoren opgøres altså i g gas pr. behandlet mængde haveaffald (g gas/ton VV haveaffald komposteret/oplagret). Biomassefraktionen til forbrænding er modregnet den totale mængde haveaffald modtaget på anlægget det pågældende år. Det skyldes, at biomassen afsættes til forbrændingsanlæg forholdsvist hurtigt efter sortering og neddeling og dermed ikke bidrager væsentlig til emissionen målt fra anlægget.

For den oplagrede finstofbunke, som ikke gennemgår en decideret kompostering, er emissionsfaktoren skaleret til den samlede tid (9,5 måneder), materialet har ligget i det pågældende år, samt den samlede mængde af finstof kørt til bunken hos landmanden i perioden, hvor målingerne er foretaget.

### 6.4.4 Data til udregning af emissionsfaktorer

I TABEL 7 fremgår de parametre, som er brugt til at udregne emissionsfaktorerne for metan og lattergas. Et parameter med direkte indflydelse på resultaterne, og som resultaterne er regnet på baggrund af, er den årligt komposterede mængde på komposteringsanlæggene/den totale mængde finstof oplagret i finstofbunken.

**TABEL 7** Parametre brugt til at udregnede emissionsfaktorerne for metan og lattergas i forsøget. Emissionsfaktoren for metan og lattergas er beregnet på baggrund af den årlige mængde komposteret/oplagret finstof. Data er oplyst af de respektive anlæg.

	Gemidan Tulstrup	Kredsløb Aarhus	Kerteminde Forsyning	Venslev Huse
Årlig mængde haveaffald modtaget (sommer 2021 til sommer 2022) (ton)	24.100	58.625	7.472	1.100
Andel biomasse til forbrænding	5.482 (23 %)	4.411 (7,5 %)	897 (12 %)	-
Årlig mængde komposteret/oplagret finstof (sommer 2021 til sommer 2022) (ton)	18.618 (77 %)	54.214 (92,5 %)	6.575 (88 %)	1.100 (100 %)

I TABEL 8 findes en oversigt over vigtige parametre, der kan have indflydelse på resultaterne, herunder behandlingsform, vendingsfrekvens og størrelse på miler/madrasser/bunker. Tabellen viser, at tre af de fire anlæg, der er undersøgt (Gemidan Tulstrup, Kredsløb Aarhus og Kerteminde Forsyning), behandler haveaffald gennem kompostering. På Gemidan Tulstrup og Kredsløb Aarhus komposteres materialet ved milekompostering og på Kerteminde Forsyning ved madraskompostering. Bunkerne på disse anlæg vendes løbende med gummiged og har en liggetid på mellem 9 og 12,5 måneder. Alle tre anlæg producerer biomasse, som ligger på mellem 2 og 3,25 måneder i gennemsnit. På Gemidan Tulstrup og Kredsløb Aarhus produceres råkompost. Dette ligger gennemsnitligt på pladsen i 0,5 til 1 måned. Da Kredsløb Aarhus i

forsøgsperioden afsatte en stor mængde finstof til direkte udspreddning som råkompost, er den gennemsnitlige opholdstid for alt materiale blot 3,1 måneder sammenlignet med henholdsvis 8 og 9,5 måneder ved Kerteminde Forsyning og ved Gemidan Tulstrup. Ved det sidste behandlingsanlæg i Venslev Huse blev en finstoffunke til direkte udspreddning som råkompost undersøgt. Denne vendes ikke løbende og har en samlet liggetid på 9,5 måneder over året. Materialet lå i gennemsnit oplagret i 5,7 måneder. Tabellen viser yderligere, at størrelsen på bunkerne varierer blandt de fire anlæg. Generelt er bunkerne størst på Kerteminde Forsyning og Gemidan Tulstrup og mindre ved Kredsløb Aarhus og Venslev Huse.

**TABEL 8** Oversigt over vigtige forhold der evt. kan have indflydelse på resultater fra metan- og lattergasmålinger fra de tre komposteringsanlæg ved Gemidan Tulstrup, Kredsløb Aarhus, og Kerteminde Forsyning samt finstoffunken ved Venslev Huse. Vendingsfrekvens, typiske liggetider, materiale på pladserne, samt andre vigtige kommentarer er opsummeret i tabellen.

	Gemidan Tulstrup	Kredsløb Aarhus	Kerteminde Forsyning	Venslev Huse
<i>Behandlingsform</i>	Milekompostering	Milekompostering	Madraskompostering	Finstoffunke til direkte udspreddning efter en oplagingsperiode
<i>Vendingsmetode</i>	Gummiged	Gummiged	Gummiged	Vendes ikke
<i>Vendingsfrekvens</i>	Hver 2. måned	Hver 2. måned	Hver måned	Vendes ikke
<i>Typisk komposteringstid</i>	12,5 måneder	12,5 måneder	9 måneder	-N/A
<i>Typisk liggetid for biomasse</i>	2 måneder	3,25 måneder	2,5 måneder	-N/A
<i>Typisk liggetid for råkompost</i>	1 måned	0,5 måneder	-N/A	9,5 måneder
<i>Typisk gennemsnitlig liggetid for alt materiale</i>	9,5 måneder	3,1 måneder	8 måneder	5,7 måneder
<i>Højde på bunke</i>	4 m	5 m	4,0-4,5 m	6 m
<i>Bredde af bunke</i>	10-14 m	9 m	30 m	6-10 m
<i>Længde på bunke</i>	20-70 m	110-120 m	50 m	10-12 m

## 6.4.5 Fejlkilder og usikkerheder

### 6.4.5.1 Usikkerhed ved sporgasmåling

Usikkerheden på en udført måling består af usikkerheden på målemetoden samt variabiliteten på den individuelle kvantificering. Målemetodens usikkerhed kan estimeres ved opsætning af et såkaldt fejlbudget ("error budget"), som inkluderer frigivelse af sporgas (sporgasplacering ift. metankilde, flowmeter, renhed), kalibrering af analyseudstyr (usikkerheder på kalibreringsgasser og gasblandesystem), mm. Den samlede usikkerhed på metoden er typisk omkring 15 %, mens den samlede usikkerhed på en kvantificering (dvs. inkl. usikkerheden på metoden) er omkring 20 % (Mønster J. G., Samuelsson, Kjeldsen, Rella, & Scheutz, 2014) (Fredenslund, et al., 2019)

### 6.4.5.2 Usikkerhed ved fluxkammermåling

Den samlede usikkerhed ved bestemmelse af lattergasemission udgøres af flere bidragende led – herunder måleusikkerhed ved bestemmelse af koncentrationer af metan og lattergas under fluxkammermåling samt måleusikkerhed ved sporgasmåling af total metanemission. Det væsentlige bidrag til usikkerheden vurderes dog her at skyldes ekstrapolation af måling af forhold mellem metan- og lattergasemission på ganske få m<sup>2</sup> ud af de relativt store mængder kompost og andre oplag på anlæggene. Denne problematik er velkendt for fluxkammermålinger, når de anvendes til at bestemme den totale emission fra et større område, hvor emissio-

nen er inhomogen (Mønster, Kjeldsen, & Scheutz, 2019). I dette projekt er det fundet, at forholdet mellem metan- og lattergasemission varierer væsentligt mellem fluxkammermålingerne, og denne variation er beskrevet ved udregning af standardfejl ("standard error of the mean").

#### **6.4.5.3 Totale mængde haveaffald komposteret/oplagret som finstof**

Den totale mængde haveaffald behandlet på anlæggene og oplagret i finstofbunken har stor betydning for den endelige emissionsfaktor. For Gemidan Tulstrup og Kredsløb Aarhus er denne mængde rimelig præcis, da der her er foretaget indvejringer af haveaffald på pladserne. For Kerteminde Forsyning er mængderne regnet på baggrund af tiden, der bruges på neddeling og sortering. Da Kerteminde Forsyning ikke kender det præcise tal for, hvor meget deres maskiner neddeler/sorterer i timen, er den totale mængde finstof komposteret hos Kerteminde Forsyning mindre sikkert. Mængderne ved Venslev Huse er baseret på et skøn, og disse tal er derfor behæftet med en del usikkerhed. Dog vides det med sikkerhed, at der ikke var andet materiale til stede på pladsen, inden forsøget gik i gang. For komposteringsanlæggene kendes den samlede mængde haveaffald på pladsen ikke. Da der var materiale på pladsen ved forsøgets start, er den reelle mængde haveaffald på pladsen altså større end det, der er modtaget på pladsen over forsøgsperioden, og som indgår i beregningerne. Til gengæld er der afsat en andel finstof til direkte udspreddning på marker. Dette materiale gennemgår ikke en decideret komposteringsproces, men materialet indgår i mængden af behandlet affald på anlægget og derfor i beregningen af emissionsfaktoren.

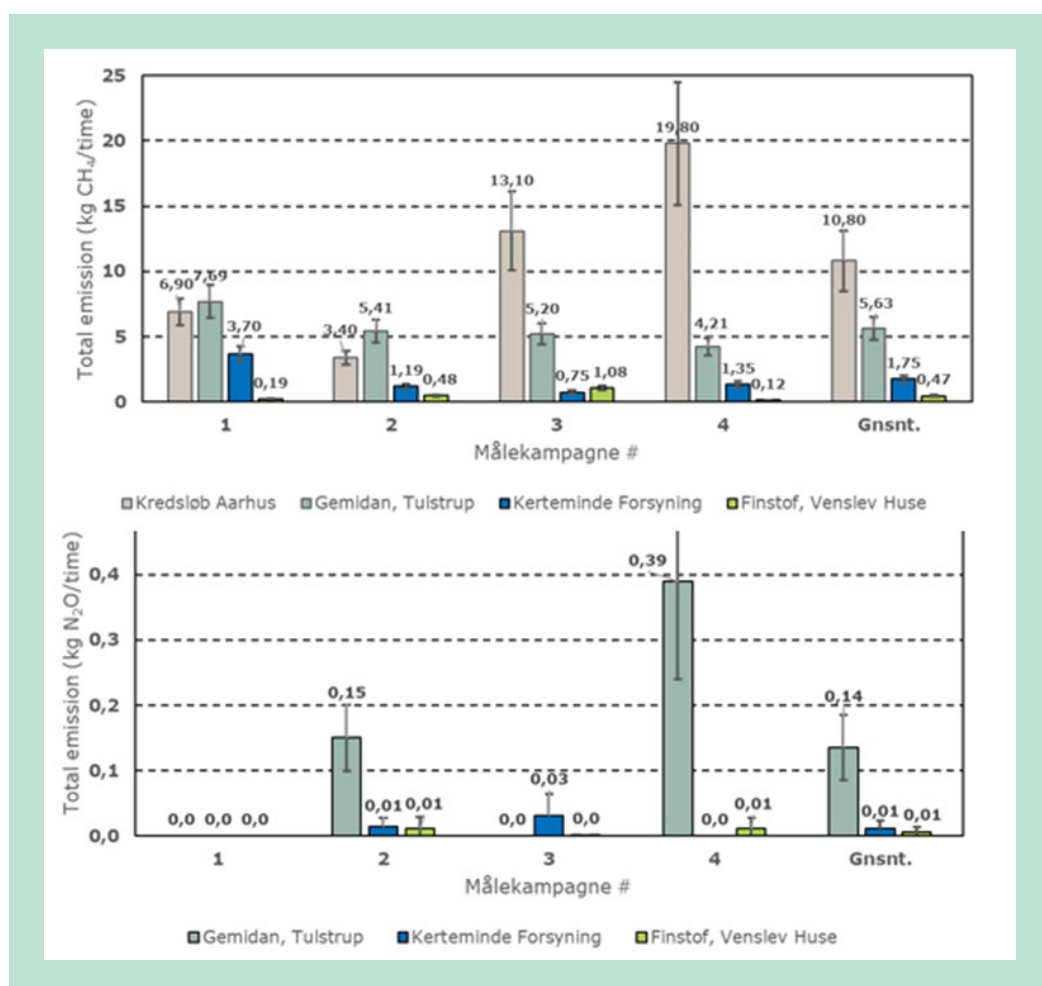
Usikkerheden på den totale mængde haveaffald komposteret/oplagret indgår ikke i usikkerhedsintervallerne på resultaterne. Det er dog stadig vigtigt at have for øje, at der ligger en ukendt usikkerhed her.

# 7. Resultater

I følgende afsnit præsenteres resultater fra de fire målekampanjer for hver af de fire lokaliteter.

## 7.1 Målte emissioner

FIGUR 7 viser de målte totale metan- og lattergasemissionsrater (kg/time) fra de fire anlæg, hvor årstidsvariationen samt et årsgennemsnit af målingerne for hver af de fire lokaliteter kan ses. Emissionsraterne i figuren er et direkte udtryk for, hvor meget der udledes i timen, som ikke er relateret til mængden af materiale på pladsen. Der er foretaget fire målekampanjer fordelt over de fire årstider for hvert af de tre komposteringsanlæg. For oplag af finstof er de fire målekampanjer fordelt over oplagingsperioden på de ca. 9,5 måneder, hvor der ligger finstof til oplagring. Målekampanjer for anlæg var udført november 2021 (#1), februar-marts 2022 (#2), april-maj 2022 (#3) og august-september 2022 (#4).



**FIGUR 7.** Målte totale emissioner af metan (øverst) og lattergas (nederst) for de respektive målekampanjer samt de gennemsnitlige emissioner målt over året. Angivne usikkerhedsintervaller er et udtryk for måleusikkerhed mht. sporgasmåling for metan, mens usikkerhedsintervaller for lattergas er standardfejl beregnet for de 10 målinger af forhold mellem metan- og lattergasemission.

Generelt ses en sammenhæng mellem målt emission og de behandlede mængder affald på anlægget. De største emissioner ses således fra Kredsløb Aarhus (19,8 kg CH<sub>4</sub>/time) og Gemidan Tulstrup (7,69 kg CH<sub>4</sub>/timen), som også er de anlæg, der behandler mest affald, hhv. 58.625 og 24.100 ton haveaffald pr. år. Den laveste emission ses fra Kerteminde Forsyning, som behandler 7.472 ton haveaffald pr. år.

For Kredsløb Aarhus, som er det største anlæg i projektet, varierer den totale metanemission fra anlægget mellem 3,4 kg CH<sub>4</sub>/time og 19,8 kg CH<sub>4</sub>/time, hvor emissionen er lavest for vintermålingen (målekampagne #2) og højest for sommermålingen (målekampagne #4). Denne tendens er ikke gældende for alle anlæg. For både Gemidan Tulstrup og Kerteminde Forsyning er den højeste metanemission observeret for målekampagne #1 udført november 2021. Der er altså ikke en klar tendens at spore i resultaterne med hensyn til variation over året. Det bemærkes, at andre faktorer end lufttemperatur kan forårsage variation i metanemission. Temperaturen i kompostmiler kan være høje ift. lufttemperaturen som følge af den biologiske omsætning af det organiske materiale. Desuden varierer mængden af haveaffald på pladserne over året (se TABEL 9), hvilket har betydning for den samlede udledning af metan og lattergas fra pladserne. Endeligt vil sammensætning af materialet på komposteringsanlæggene variere, hvor der f.eks. om efteråret typisk vil modtages en del løvfald. Desuden vil mængden af aktivt materiale (f.eks. materiale til kompostering) versus mindre aktivt materiale (f.eks. oplagret ikke neddelte haveaffald og færdigmuldet materiale) variere over året. Dette forhold er ikke kendt for de foretagne målinger.

Lattergasemission er, sammenlignet med metanemission, væsentligt lavere. Dette var forventet ud fra tidligere studier samt fra indledende undersøgelser, hvor det ikke var muligt at detektere lattergasemission ved brug af sporgasmetoden.

TABEL 9 viser de målte emissioner sammenholdt med den estimerede mængde materiale på anlæggene på måletidspunktet. Den gennemsnitlige, totale metanemission pr. ton materiale på pladsen er meget ens for de fire anlæg og varierer mellem 0,57 og 0,62 g CH<sub>4</sub>/(ton·time). De relative emissionsrater varierer dog noget mere mellem enkelte målekampagner, hvilket, som nævnt, kan skyldes variationer i sammensætning af materiale, alder på kompostmiler, vejrforhold mm. Den laveste metanemission pr. ton materiale på pladsen er målt ved Kerteminde Forsyning.

Den gennemsnitlige, totale lattergasemission pr. ton materiale på pladsen varierer en smule, men ligger i samme størrelsesorden for alle anlæggene. Den varierer mellem 0,008 og 0,013 g N<sub>2</sub>O/(ton·time). Den højeste emission ses ved Gemidan Tulstrup og den laveste ved Kerteminde Forsyning.

**TABEL 9** Metan- og lattergasemission fra de tre komposteringsanlæg (Gemidan Tulstrup, Kredsløb Aarhus, og Kerteminde Forsyning) og den oplagrede finstofbunke (Venslev Huse). Resultater fra de fire målekampagner samt en gennemsnitlig emission er vist for de fire målte lokaliteter. Disse tal anvendes ikke til beregning af emissionsfaktorerne, men kan anvendes som indikation på variation mm.

Måling	Dato	Materiale mængde på måledag (alle typer materiale)	Metanemission / materialemængde på pladsen	Lattergasemission / materialemængde på pladsen
		Ton	g CH <sub>4</sub> /(ton·time)	g N <sub>2</sub> O/(ton·time)
<i>Kredsløb Aarhus</i>				
1	13-11-2021	21.500	0,32	-
2	04-03-2022	18.500	0,18	-
3	23-05-2022	16.500	0,79	-
4	15-08-2022	17.000	1,16	-
Gennemsnit		18.375	0,62	-
<i>Gemidan Tulstrup</i>				
1	07-11-2021	7.777	0,99	0,000
2	05-02-2022	9.836	0,55	0,015
3	24-04-2022	9.000	0,58	0,000
4	12-09-2022	11.000	0,38	0,035
Gennemsnit		9.403	0,62	0,013
<i>Kerteminde Forsyning</i>				
1	27-11-2021	3.700	1,00	0,000
2	13-02-2022	2.600	0,46	0,005
3	13-05-2022 og 11-6-2022	1.500	0,50	0,021
4	20-08-2022	4.210	0,32	0,000
Gennemsnit		3.003	0,57	0,006
<i>Venslev Huse (finstof)</i>				
1	24-02-2022	350	0,54	0,000
2	13-05-2022	700	0,69	0,017
3	06-06-2022	1.100	0,98	0,000
4	14-08-2022	800	0,15	0,015
Gennemsnit		738	0,59	0,008

## 7.2 Beregnede emissionsfaktorer

TABEL 10 lister beregnede emissionsfaktorer for metan og lattergas (gennemsnitlig emission/behandlet mængde). De viste emissionsfaktorer for metan og lattergas er regnet på baggrund af den totale mængde finstof modtaget på haveaffaldsanlægget/oplagret (som fremgår af TABEL 9) samt den målte gasemission på anlægget (som fremgår af FIGUR 7).

**TABEL 10** Emissionsfaktorer for metan og lattergas for kompostering og oplagring af finstof. Emissionsfaktorerne er regnet på baggrund af fire målekampagner over året for at inddrage en eventuel årstidsvariation i emissionsfaktoren. De målte emissioner er normaliseret til mængden af behandlet haveaffald på anlægget. I tabellen er emissionsfaktorerne for de enkelte anlæg vist, samt et gennemsnit for komposteringsmålingerne.

	Kredsløb Aarhus	Gemidan Tulstrup	Kerteminde Forsyning	Gennemsnit for komposteringsanlæg	Oplagret finstof
<i>Metan (g CH<sub>4</sub>/kg vådvægt haveaffald)</i>	1,75	2,65	2,33	2,24	2,95
<i>Lattergas (g N<sub>2</sub>O/kg vådvægt haveaffald)</i>	-	0,06	0,02	0,04	0,04

Emissionsfaktoren for metan for de tre anlæg varierer mellem 1,75 og 2,65 g CH<sub>4</sub>/kg affald behandlet. Den laveste emissionsfaktor ses for Kredsløb Aarhus (1,75 g CH<sub>4</sub>/kg affald behandlet). Det er af anlægget oplyst, at der grundet en renoveringsproces har været ændret praksis i undersøgelsesperioden, hvor en stor andel materiale har været afsat direkte til landbruget, efter en vis oplagingsperiode, uden først at gennemgå en decideret komposteringsproces. Ifølge TABEL 8 opholder haveaffaldet sig derfor kortest tid (godt 3 måneder i gennemsnit) på Kredsløb Aarhus. Dette kan være medvirkende til, at emissionen opgjort pr. behandlet mængde haveaffald er lavere end for de øvrige anlæg.

Emissionsfaktoren for metan er størst for oplag af finstof (2,95 g CH<sub>4</sub>/kg affald oplagret). Årsagen til dette kendes ikke med sikkerhed, men oplaget er relativt højt (6 meter), og bunken vendes ikke under oplagingsperioden. Disse faktorer kan medvirke til, at mere af materialet nedbrydes anaerobt, hvilket kan føre til højere metanemission. Da der kun er foretaget målinger af én finstofbunke, er der en større usikkerhed på emissionsfaktoren for finstofbunken sammenlignet med komposteringsanlæggene.

Som forventet er emissionsfaktoren for lattergas generelt lav sammenlignet med metan. De fundne emissionsfaktorer for lattergas varierer mellem 0,02 g N<sub>2</sub>O/kg affald behandlet (Kerteminde Forsyning) og 0,06 g N<sub>2</sub>O/kg affald behandlet (Gemidan Tulstrup). For den oplagrede finstofbunke ligger lattergasemissionen midt mellem lattergasemissionen for de to komposteringsanlæg, nemlig på 0,04 g N<sub>2</sub>O/kg affald behandlet.

Da der kun findes et datapunkt for oplagring af finstof til direkte udspredding som råkompost, er det det bedste bud, der findes på en emission. Det er dog et spinkelt datagrundlag, og derfor anbefales det, at der foretages flere målinger på oplagring af finstof.

## 7.3 Sammenligning af resultater

### 7.3.1 Tidligere undersøgelser af metan- og lattergasemission fra kompostering af haveaffald samt nationale emissionsfaktorer

DTU har tidligere undersøgt metan- og lattergasemission fra andre danske komposteringsanlæg – herunder komposteringsanlæg, der udelukkende behandler haveaffald. Der er i disse undersøgelser brugt samme målemetoder og normalisering af målte emissioner til bestemmelse af emissionsfaktorer, som anvendt i dette projekt.

Ved en beregning af emissionsfaktorer fra kompostering af haveaffald er det relevant at inkludere disse resultater, der dermed repræsenterer et bredere udsnit af danske anlæg og giver et mere retvisende billede af den overordnede praksis og dermed emissioner forbundet med kompostering i Danmark.

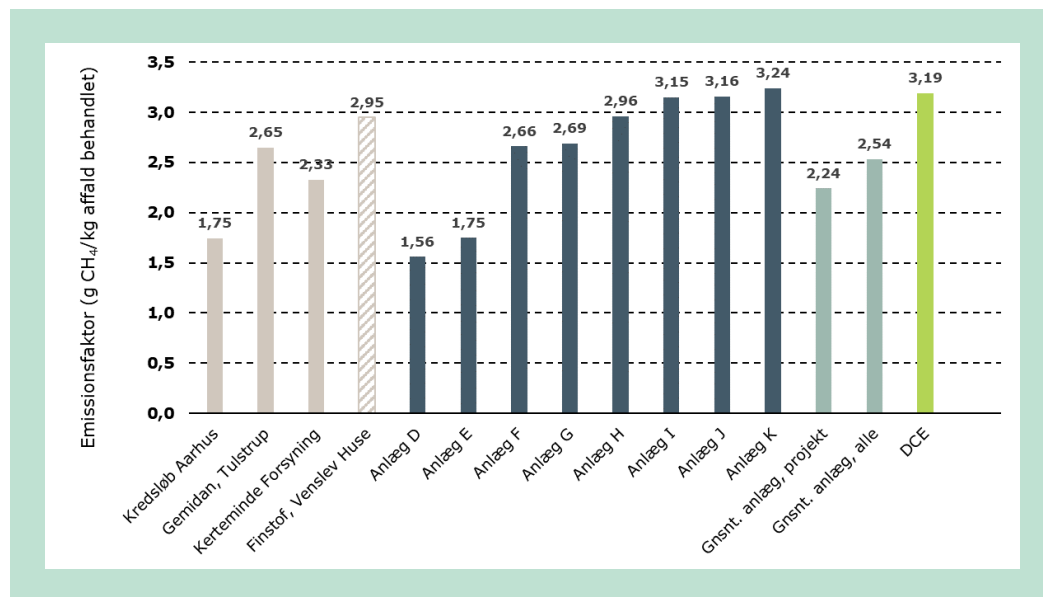


I det følgende vil der blive præsenteret nogle gennemsnitlige emissionsfaktorer regnet på baggrund af de i rapporten fundne emissionsfaktorer samt tidligere udregnede emissionsfaktorer. Der er undersøgt, om hvorvidt de af DCE anvendte emissionsfaktorer har kunnet indgå i beregning af gennemsnit. Dette er fravalgt for både metan og lattergas. For metan er DCE's emissionsfaktor fra et 2010 Ph.d.-studie udført på DTU, og medtagning af denne emissionsfaktor i beregning af gennemsnit vil medføre dobbelttælling. For lattergas er emissionsfaktor fra en 2009 LCA-projektrapport, som ikke er offentlig tilgængelig. Emissionsfaktoren er her muligvis baseret på litteraturværdier og ikke på målte emissioner på danske komposteringsanlæg, der behandler haveaffald.

### 7.3.1.1 Metanemissionsfaktorer

Som det fremgår af FIGUR 8, ligger de i dette projekt fundne emissionsfaktorer for metan fra kompostering af haveaffald samt for oplag af finstof inden for det spænd af datapunkter, der er fundet ved tidligere undersøgelser. Når tidligere undersøgelser medtages, er den gennemsnitlige emissionsfaktor for metan for kompostering 2,54 g CH<sub>4</sub>/kg VV haveaffald behandlet. Der findes kun et datapunkt for oplagring af finstof. Dette tal er lidt højere end den gennemsnitlige emissionsfaktor fundet i dette projekt på 2,24 g CH<sub>4</sub>/kg VV haveaffald behandlet. Fælles for de to gennemsnit er, at de ligger lavere end den benyttede emissionsfaktor for metan på 3,19 g CH<sub>4</sub>/kg VV haveaffald behandlet anvendt i de nationale opgørelser foretaget af DCE (Nielsen et al., 2022). Også den fundne emissionsfaktor for haveaffald oplagret og spredt på marker som råkompost på 2,95 g CH<sub>4</sub>/kg VV haveaffald er lavere end DCE's benyttede emissionsfaktor.

Det vurderes, at en samlet gennemsnitlig emissionsfaktor med flest mulige datapunkter (2,54 g CH<sub>4</sub>/kg VV haveaffald behandlet) er mest retvisende at benytte ved udregning af emissioner fra kompostering af haveaffald i Danmark, herunder til benyttelse i de nationale opgørelser. Ved at benytte data fra flere anlæg og undersøgelser øges troværdigheden af data, og chancen for, at data er repræsentativ i en dansk sammenhæng, stiger.

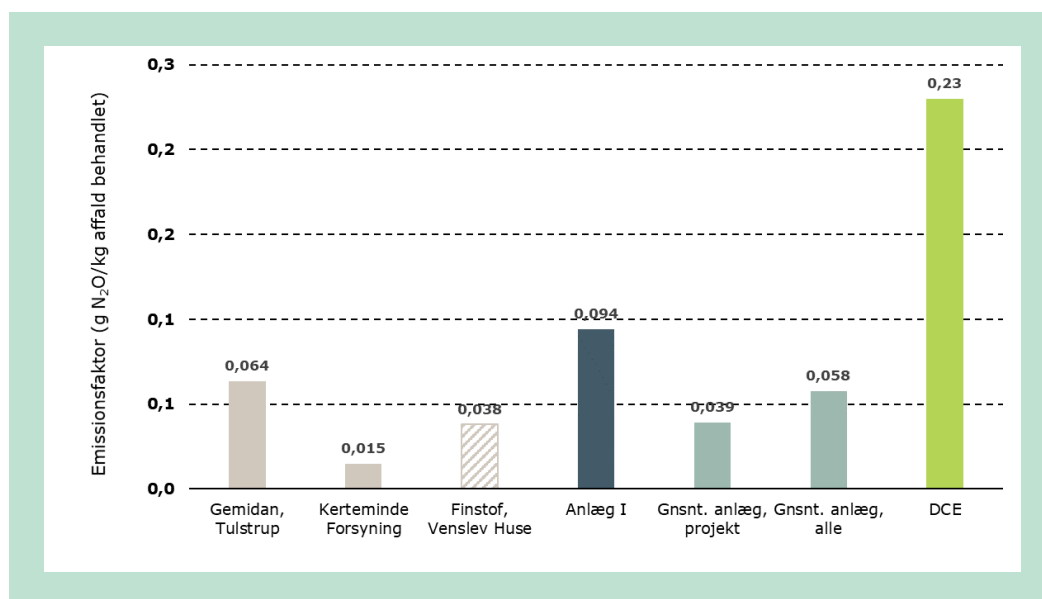


**FIGUR 8.** Emissionsfaktorer for metan ved kompostering af haveaffald. De grå søjler er emissionsfaktorer beregnet i dette projekt. De mørkeblå søjler er emissionsfaktorer fra tidligere studier udført af DTU (Mønster J., Samuelsson, Kjeldsen, & Scheutz, 2015). Emissionsmålinger baseret på målinger på anlæg, der behandler haveaffald. De lyseblå søjler er gennemsnitsværdier for henholdsvis komposteringsanlæg i dette studie samt komposteringsanlæg i dette studie + de tidligere, tilsvarende målinger foretaget af DTU. Gennemsnitsværdierne er beregnet uden værdien fundet for finstofbunken ved Venslev Huse. Desuden er emissionsfaktoren fra den seneste, nationale opgørelse af drivhusgasser af DCE angivet (Nielsen et al., 2022).

### 7.3.1.2 Lattergasemissionsfaktorer

Sammenligningsgrundlaget for lattergasemission fra danske komposteringsanlæg er mindre end for metanemission. Dog har DTU udført et studie på et andet anlæg, beskrevet i (Andersen J. , Boldrin, Samuelsen, Christensen, & Scheutz, 2010) Andersen et al., 2010b, hvor der er målt lattergasemission.

Sammenligningsgrundlaget for lattergasemission fra danske komposteringsanlæg er mindre end for metanemission. Dog har DTU udført et studie på et andet anlæg, beskrevet i (Andersen J. , Boldrin, Samuelsen, Christensen, & Scheutz, 2010) Andersen et al., 2010b, hvor der er målt lattergasemission. Som det fremgår af FIGUR 9, er lattergasemissionsfaktoren i tidligere undersøgelser bestemt til 0,094 g N<sub>2</sub>O/kg VV haveaffald behandlet (Andersen J. , Boldrin, Samuelsen, Christensen, & Scheutz, 2010). Til sammenligning er de tre emissionsfaktorer i nærværende studie bestemt til mellem 0,015 og 0,064 g N<sub>2</sub>O/kg VV haveaffald behandlet, hvor finstofbunken ligger mellem disse to målinger. De målte lattergasemissioner har en større relativ variation til tidligere målinger sammenlignet med den relative variation mellem de foretagne metanmålinger med tidligere målinger (se ). Målingerne ligger desuden længere fra lattergasemissionsfaktoren på 0,23 g N<sub>2</sub>O/kg VV haveaffald behandlet benyttet af DCE i de nationale opgørelser for 2020 (Nielsen et al., 2022). Samtlige målinger foretaget i dette samt i det tidligere projekt ligger alle væsentligt lavere end DCE's emissionsfaktor for lattergas. I sammenligning med størrelsen på den, er der ikke så stor variation mellem de i projektet målte lattergasemissioner samt den tidligere måling (anlæg I).



**FIGUR 9.** Emissionsfaktorer for lattergas fra kompostering af haveaffald. De grå søjler er emissionsfaktorer beregnet i dette projekt. Den mørkeblå søjle er emissionsfaktor fra kompostering af haveaffald fra et tidligere studie udført af DTU. De lyseblå søjler er gennemsnitsværdier for henholdsvis komposteringsanlæg i dette studie samt komposteringsanlæg i dette studie + den tidligere, tilsvarende måling foretaget af DTU. Gennemsnitsværdierne er beregnet uden værdien fundet for finstofbunken ved Venslev Huse. Desuden er emissionsfaktoren fra den seneste, nationale opgørelse af drivhusgasser af DCE angivet (Nielsen et al., 2022).

Den gennemsnitlige emissionsfaktor for lattergasemission fra kompostering er baseret på et spinklere datagrundlag sammenlignet med metanemissionsfaktoren, men er dog baseret på en dansk kontekst. Det vurderes derfor, at en samlet gennemsnitlig emissionsfaktor med flest mulige datapunkter fra en dansk kontekst (0,058 g N<sub>2</sub>O/kg VV haveaffald behandlet) er mest retvisende at benytte ved udregning af emissioner fra kompostering af haveaffald i Danmark.

Ved at benytte data fra flere anlæg og undersøgelser øges troværdigheden af data, og sandsynligheden for, at data er repræsentativ i en dansk sammenhæng, stiger.

### 7.3.2 Emissionsfaktorer for kompostering i nationale opgørelser af DCE

De nationale opgørelser af drivhusgasudledninger fra kompostering i Danmark foretaget af DCE er opgjort på baggrund af en emissionsfaktor for metan og lattergas baseret på henholdsvis 3,19 g CH<sub>4</sub> og 0,23 g N<sub>2</sub>O pr. kg VV haveaffald modtaget til behandling (Nielsen, et al., 2022). Metanemissionsfaktoren baserer sig på målinger udført på et enkelt dansk komposteringsanlæg i 2010 (Andersen J. , Boldrin, Samuelsson, Christensen, & Scheutz, 2010), (Andersen J. , Boldrin, Samuelson, Christensen, & Scheutz, 2010) mens lattergasemissionsfaktoren er en litteraturværdi fra 2009 (Boldrin, Andersen, & Christensen, 2009). De to emissionsfaktorer er sammenlignelige med Intergovernmental Panel on Climate Change's (IPCCs) standard emissionsfaktorer (default values) for kompostering af organisk affald (inkl. andet organisk affald, slam mm.) på 4 (0,03-8) g CH<sub>4</sub> og 0,24 (0,06-0,6) g N<sub>2</sub>O pr. kg affald behandlet (IPCC, 2006).

Begge DCE-emissionsfaktorerne er højere end emissionsfaktorerne fundet i dette projekt samt gennemsnittet for dette projekt samt de resterende undersøgelser foretaget af DTU på henholdsvis 2,54 g CH<sub>4</sub> og 0,058 g N<sub>2</sub>O pr. kg VV haveaffald behandlet ved kompostering og 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,038 g N<sub>2</sub>O pr. kg VV haveaffald oplagret og spredt på landbrugsjord som råkompost. Der er altså størst forskel på de målte lattergasemissioner, som er den mest potente drivhusgas af de to. Resultatet fra undersøgelserne præsenteret i rapporten samt de resterende undersøgelser foretaget af DTU tyder altså på, at den direkte emission fra kompostering (og oplagring af finstof) af haveaffald er lavere sammenlignet med IPCC's standardemissionsfaktorer for kompostering af organisk affald og DCE's justerede faktorer. Omregnes der til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter fra emissionsfaktorerne fundet i dette projekt, bliver den samlede direkte udledning af drivhusgasser fra haveaffald samlet set ca. 55 % lavere end DCE's emissionsopgørelser, se TABEL 11. Dette skyldes, dels en lavere emissionsfaktor, og dels at emissionsfaktoren kun ganges på 75 % af den totale mængde haveaffald modtaget til genanvendelse.

I DCE's nationale opgørelse fra 2022 er de nævnte emissionsfaktorer ganget på den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse (964.000 ton). Ifølge markedskortlægningen foretaget i Arbejdsplan 1 forbrændes 25 % af den modtagne mængde haveaffald til genanvendelse. Dette betyder altså, at kun 75 % af haveaffaldet komposteres eller spredes direkte på landbrugsjord og derfor kan relateres til de i rapporten diskuteret emissionsfaktorer. I dag indgår 100 % af mængden i beregningerne i de nationale opgørelser. Se TABEL 11 for et overblik over DCE's emissionsopgørelser, samt emissionsopgørelsen beregnet i projektet.

**TABEL 11** Emissionsopgørelser over direkte emissioner fra behandling af haveaffald som modtages til genanvendelse i Danmark på baggrund af de i rapporten præsenterede emissionsfaktorer samt DCE's emissionsopgørelser. Der er benyttet den fordeling mellem de respektive behandlinger, som er fundet for haveaffald modtaget til genanvendelse på haveaffaldsanlæg i Danmark. Disse procenter er ganget på den totale mængde behandlet haveaffald fra DCE's nationale opgørelser for 2020 (964.000 ton).

<b>Fraktion</b>	<b>Mængde haveaffald (ton)</b>	<b>Metanemission (ton CH<sub>4</sub>)</b>	<b>Lattergasemission (ton N<sub>2</sub>O)</b>	<b>Drivhusgasemission (CH<sub>4</sub>+N<sub>2</sub>O) (ton CO<sub>2</sub>-ækv)<sup>1</sup></b>
<i>Emissionsopgørelser på baggrund af data i rapporten</i>				
<i>(På baggrund af emissionsfaktorer på henholdsvis 2,54 g CH<sub>4</sub> og 0,058 g N<sub>2</sub>O pr. kg VV haveaffald komposteret)</i>				
<i>(På baggrund af emissionsfaktorer på henholdsvis 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,038 g N<sub>2</sub>O pr. kg VV råkompost til direkte udspredning)</i>				
<i>Biomasse til forbrænding (ton)</i>	241.000 (25 %)	0	0	0
<i>Finstof til kompostering (ton)</i>	183.160 (19 %)	465	10,6	15.461
<i>Råkompost til direkte udspre- dning (ton)</i>	539.840 (56 %)	1.593	20,5	48.599
<b><i>Haveaffald komposteret eller til direkte udspredning (ton)</i></b>	<b>723.000 (75 %)</b>	<b>2.058</b>	<b>31,1</b>	<b>64.060</b>
<i>DCE's nationale emissionsopgørelser</i>				
<i>(På baggrund af emissionsfaktorer på henholdsvis 3,19 g CH<sub>4</sub> og 0,23 g N<sub>2</sub>O pr. kg VV haveaffald)</i>				
<b><i>Behandlet haveaffald (ton)</i></b>	<b>964.000 (100 %)</b>	<b>3.075</b>	<b>222</b>	<b>143.549</b>

<sup>1</sup>Her er der anvendt en emissionsfaktor for metan og lattergas på henholdsvis 27 og 273 kg CO<sub>2</sub>-ækv.

## 8. References

- Andersen, J. et al., 2010. Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of Environmental Quality*, 39(2), pp. 713-24.
- Andersen, J. et al., 2010. Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting. *J Environ Qual. 2010 Feb 19;39(2)*, pp. 713-24.
- Andersen, J. K., 2010. *Composting of organic waste: quantification and assessment of greenhouse gas emissions*, s.l.: Technical University of Denmark.
- Boldrin, A., Andersen, J. & Christensen, T., 2009. *LCA-report: Environmental assessment of garden waste management in Århus Kommune (Miljøvurdering af haveaffald i Århus Kommune)*, Lyngby, Denmark: Department og Environmental Engineering, Technical University og Denmark.
- Christensen, E., 2022. *Interview og løbende dialog med Venslev Huse* [Interview] 2022.
- Energistyrelsen, 2021. *Måltrettet indsats for at mindske metantab fra danske biogasanlæg*, København, Danmark: Energistyrelsen.
- Fredenslund, A. M. et al., 2019. Validation and error assessment of the mobile tracer gas dispersion method for measurement of fugitive emissions from area sources. *Waste Management*, Årgang 83, pp. 68-78.
- Guldborg, A. N., Henriksen, T., Schjødt-Hansen, J. & Graasbøll, S., 2022. *Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald - Del 1: Markedskortlægning*, s.l.: Miljøstyrelsen.
- Halgaard, H., 2022. *Interview og løbende dialog med Kredsløb Aarhus* [Interview] 2022.
- Hoeve, M. t. et al., 2019. Life cycle assessment of garden waste management options including long-term emissions after land application. *Waste Management*, Årgang 86, pp. 54-66.
- Hvidkær, B., 2022. *Interview og løbende dialog med Kerteminde forsyning* [Interview] 2022.
- IPCC, 2006. Biological Treatment of Solid Waste. I: *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 5 Waste*. Hayama, Kanagawa: IGES, Japan., pp. 4.4--4.8.
- Krogh, A., 2022. *Interview og løbende dialog med Gemidan Thulstrup* [Interview] 2022.
- Mønster, J. G. et al., 2014. Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – A sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management*, 34(8), pp. 1416-1428.
- Mønster, J., Kjeldsen, P. & Scheutz, C., 2019. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review.. *Waste management 87 (2019)*, pp. 835-859.
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P. & Scheutz, C., 2015. Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method.. *Waste Management*, Årgang 35, p. 177–186.
- Nielsen, O.-K. et al., 2022. *Denmark's National Inventory Report 2022 . Emission Inventories 1990-2020 – Submitted under the United Nations s Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol* , Aarhus University: DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 969 pp. Scientific Report No. 494, nergy, 969 pp. Scientific Report No. 494, <https://dce2.au.dk/pub/SR494.pdf>.
- Scheutz, C. & Kjeldsen, P., 2019. Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method. *Waste Management*, Årgang 85, pp. 351-360.

# 9. Bilag

## 9.1 Drivhusgasudledning fra specifikke typer haveaffald samt effekt af vending

Den anvendte målemetode til bestemmelse af emissionsfaktoren for metan- og lattergas fra kompostering i Danmark angiver de totale udledninger fra et givent anlæg under en målekampagne. Dette tal skal divideres med den gældende mængde haveaffald under kompostering på pladsen for at få emissionsfaktoren til at afhænge af den totale mængde haveaffald komposteret. På komposteringsanlæg ligger der ofte bunker med ubehandlet haveaffald, knust og ubehandlet haveaffald, grov biomasse, fin biomasse, aktive komposteringsmiler samt færdigkomposteret kompost. Det er relevant at vide, i hvor høj grad og om alle disse typer oplagret materiale giver anledning til metan- og lattergasemission. Dette er vigtigt at vide for at bestemme, om de skal indgå i den totale mængde haveaffald, som emissionsfaktoren afhænger af. I samarbejde med DTU lavede to af COWIs studentermedhjælpere parallelt med nærværende projektet en serie målinger. Disse målinger havde til formål at undersøge forskellen mellem drivhusgasudledningen fra de forskellige typer oplagret haveaffald. Der er desuden foretaget en måling på effekten af drivhusgasudledningen af en vending. Dette blev gjort før og efter vending for at undersøge, om en vending havde indflydelse på metan- og lattergasemissionen.

### 9.1.1 Beskrivelse af proces og behandlingsplads

På haveaffaldsanlægget Gemidan Tulstrup blev der udført målinger på forskellige komposteringsmiler med henblik på at kortlægge de tilhørende drivhusgasemissioner samt at vurdere effekten af en vending. Målingerne blev foretaget fra 30. maj til 3. juni 2022.

Normalt komposteres haveaffaldet på pladsen over en periode på 7-12 måneder, og det estimeres, at haveaffaldets masse over denne periode mindskes med 22-24 %. Vægttabet skyldes tab af drivhusgasser og vanddamp, som udledes til atmosfæren. Komposteringsmilernes liggetider på pladsen ved forsøgets start varierede fra knap to måneder til godt et halvt år (51-196 dage).

#### Mileopsætning på pladsen

På måletidspunktet var der syv bunker med forskellige typer indhold på pladsen, fordelt over 21 bunker. Af disse var der;

- to bunker med ubehandlet haveaffald, der lå til opbevaring før knusning og sortering,
- en bunke med knust og ubehandlet haveaffald, der lå til opbevaring før sortering,
- en bunke med grov biomasse (>30 mm) til biobrændsel,
- en bunke med fin biomasse (30 mm < 15 mm) til biobrændsel,
- 12 komposteringsmiler,
- en bunke af færdig kompost,
- Samt tre komposteringsmiler, som på måletidspunktet indgik i et andet eksperiment, og som derfor blev ekskluderet fra de stationære forsøg.

### 9.1.2 Målemetoder

Der blev lavet fire forskellige stationære målinger på de 18 bunker:

- 1 *Metanscreening:* Med en gasdetektor blev der foretaget en screening af metan omkring og på toppen af samtlige af pladsens 21 bunker og komposteringsmiler. Screeningsformålet var at undersøge, hvor på bunkerne udledningerne fandt sted, samt om der var variation i udledningens størrelse lokalt på bunkerne.

2. og 3. *Temperatur- og gasmålinger:* Med en probe blev temperaturen og sammensætningen af gasserne CO<sub>2</sub>, metan og ilt målt inde i bunkerne ved otte målepunkter fordelt på toppen, siderne, og i enderne. Disse blev lavet for at få en forståelse for de interne forhold i bunkerne.
4. *Fluxmålinger:* Via et fluxkammer blev der, ud fra fire målepunkter på toppen af bunkerne, målt på drivhusgasserne CO<sub>2</sub>, metan og lattergas. Fluxmålingerne blev kun foretaget på toppen, da metanscreeningen viste, at det var her, metanudledningen primært fandt sted. Resultaterne af de udførte målinger blev sammenlignet med en dynamisk sporgasmåling af den totale metanudledning fra pladsen. Sporgasmålingen blev udført af DTU i løbet af samme måleperiode og ud fra samme metode, som er beskrevet under afsnit 6.2. En udførlig gennemgang af måle- og beregningsmetoderne gennemgås i Gudsøe & Schjødt-Hansen (2022), hvori effekten af en vending yderligere er bestemt.

### 9.1.3 Udledning af drivhusgasser fra forskellige typer oplagret haveaffald

De stationære målinger viste udledninger af metan fra samtlige af de undersøgte bunker. Lattergasemissioner blev målt på alle bunker på nær en. De højeste udledninger af både metan og lattergas blev målt fra komposteringsmilerne. De laveste udledninger blev målt fra bunker med lav aktivitet, henholdsvis fra den frasorterede grove biomasse og fra bunken med færdig kompost. Altså bunker med høj iltgennemstrømning og/eller en lille mængde af let nedbrydeligt plantemateriale. Det knuste, ubehandlede haveaffald og den færdige kompost havde en samlet udledning af metan og lattergas på henholdsvis 13,8 % og 0,2 % af udledningen fra komposteringsmilerne. De højeste udledninger blev fundet i aktive komposteringsmiler med en meget fin struktur og med en liggetid på mellem to og syv måneder på måletidspunktet. Metan- og lattergasudledningerne er præsenteret i TABEL 12. Som det fremgår af tabellen, ses de største udledninger fra komposteringsmilerne som forventet. Der ses desuden en betydelig udledning fra den fine biomasse samt fra det knuste og ubehandlede haveaffald. Den færdige kompost ses der en mindre betydelig udledning fra. Det ubehandlede haveaffald samt den grove biomasse ses der ingen udledning fra, hvilket tyder på, at der ikke foregår nogen nedbrydning i disse to bunker.

**TABEL 12** Udledning af metan og lattergas fra de forskellige typer af bunker på pladsen, relativt til udledningen fra komposteringsmilerne.

Behandlingstype	Udledning af metan og lattergas
Komposteringsmiler	100 %
Fin biomasse til biobrændsel	16,3 %
Knust, ubehandlet haveaffald	13,8 %
Færdig kompost	0,2 %
Ubehandlet haveaffald	0,0 %
Grov biomasse til biobrændsel	0,0 %

Målingerne antyder, at opbevaringstiden af bunker med fin biomasse og knust ubehandlet haveaffald før udnyttelse er væsentlig at overveje i forbindelse med anlæggets klimabelastning. Derimod antyder de også, at udledningen forbundet med opbevaring af ubehandlet haveaffald samt færdig kompost er mindre væsentlig. En yderligere pointe fra undersøgelsen var, at der kunne ses en sammenhæng mellem høje CO<sub>2</sub>-udledninger og høje udledninger af lattergas. Samtidig antyder målingerne, at der ved høje emissioner af CO<sub>2</sub> og lattergas er en relativt lav metanudledning. Dette skyldes, at metan dannes ved iltfattige forhold, og at CO<sub>2</sub> og

lattergas dannes, når iltmængden inde i milen er tilstrækkelig høj (Stentford & de Bertoldi, 2010).

#### **9.1.4 Effekt af vendingen**

Effekten af at vende en komposteringsmøle i proces blev undersøgt både stationært, via fluxkammer og probemålinger samt gennem en sporgasmåling.

De stationære målinger bestemte både udledningen af metan og lattergas fra selve milen, hvorimod sporgasmålingen udelukkende målte den samlede metanudledning fra anlægget på måletidspunktet. De stationære målinger blev foretaget, få timer før vendingen blev igangsat samt 1,5 døgn senere, hvor vendingen akkurat var færdiggjort. Målingerne blev foretaget via fem udvalgte punkter på milens top, og et vægtet gennemsnit af måleresultaterne blev benyttet til at gøre disse resultater så repræsentative for milens samlede udledning som muligt. De stationære målinger viste, at udledningen af metan og lattergas fra milen var reduceret med henholdsvis 85 % og 23 % halvandet døgn efter vending sammenlignet med før vending. Der er en usikkerhed indbygget i disse resultater, da de fem punkter, målingerne er foretaget ved før og efter vending, kan være placeret ved eller uden for hotspots. De fem målepunkter er valgt på områder af milen med særlig høj aktivitet og dermed også med høj drivhusgasudledning.

Sporgasmålingerne blev foretaget, samtidig med at vendingen fandt sted, samt 1,5 time efter vendingen var ophørt. Målinger var yderligere planlagt udført inden vending, men kunne ikke foretages grundet uegnede vejrforhold. Resultatet fra målingen viste en let forhøjet metankoncentration fra pladsen under vendingen i forhold til efter vendingen. Denne forskel ligger dog inden for metodens måleusikkerhed, og det kan derved ikke konkluderes, at den målte stigning skyldes vendingen. Det må bemærkes, at den relativt begrænsede stigning i metankoncentration, der måltes under vendingen med denne metode, kan være et resultat af, at vendingen foregår langsomt over 1,5 døgn varighed.





## Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald - Del 2: Emissionsfaktorer for behandling af haveaffald i Danmark

Denne rapport er afrapporteringen af anden del af i alt tre arbejdsplaner igangsat af Miljøstyrelsen, i samarbejde med COWI, om "Reduktion af klimagasser fra haveaffald i Danmark". Det overordnede formål med projektet handler om regeringens målsætning om at nedbringe udledningen af drivhusgasser fra behandling af haveaffald i Danmark.

Der har gennem projektforløbet til Arbejdsplan 2 været foretaget en række målinger af metan- og lattergasemissioner fra tre komposteringsanlæg og en finstofbunke i Danmark. Formålet var at undersøge de direkte emissioner ved kompostering af haveaffald samt oplagring af finstof i en dansk kontekst.

De beregnede emissionsfaktorer for metan og lattergas fra undersøgelserne foretaget til denne rapport lå henholdsvis mellem 1,75 til 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,02 til 0,06 g N<sub>2</sub>O/kg affald behandlet. Resultater fra tidligere DTU-studier på kompostering er alle i samme størrelsesorden. Når resultater fra tidligere DTU-studier medregnes, fås en gennemsnitlig emission fra kompostering på 2,54 g CH<sub>4</sub> og 0,058 g N<sub>2</sub>O/kg haveaffald behandlet. For oplagring af finstof til direkte udspredning som råkompost findes der kun resultatet fra undersøgelserne foretaget i denne rapport. De målte emissionsfaktorer for finstof til direkte udspredning er henholdsvis 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,038 g N<sub>2</sub>O/kg finstof.

Samtlige emissionsfaktorer er lavere end Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE's) benyttede emissionsfaktorer i 2020 på henholdsvis 3,19 g CH<sub>4</sub> og 0,23 g N<sub>2</sub>O/kg haveaffald behandlet.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)