

Måling, modellering og økonomisk undersøgelse af bionedbrydningen i kildesorteret organisk dagrenovation fra den kommunale affaldshåndtering

- Understøttelse af Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services

**Udført af:**

Magnus Kristian Skøt (54830)

Andreas Dyreborg Martin (55152)

Vejleder:

Tyge Kjær

Antal Anslag:

141.010

Abstract

This thesis examines the effect of biodegradation on organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in the waste management in Lejre municipality and for the economy of a biogas plant and how the handling of the OFMSW can support circular use of resources and Ecosystem Services.

To measure the biodegradation of the OFMSW a standardized OFMSW-sample was designed and stored for 0, 4, 7, 11 and 14 days. The difference in biomethanepotential between the 0-day stored OFMSW-sample (reference) and other storage times was compared. The difference was an expression for the loss of carbon due to biodegradation. The loss from the biodegradation was used in a developed model for biodegradation of the OFMSW for Lejre Municipality. The calculated biomethanepotential from the OFMSW-samples is used in relation to a biogas plants contribution margin to investigate the consequences of biodegradation of the OFMSW for the economy of a biogas plant. This is seen in relation to future subsidies and prices of the Danish energy market.

The thesis concludes that Lejre Municipality has a total greenhouse gas emission in relation to biodegradation of the OFMSW of 91 tons CO₂-e during the summer. This is based on a total amount of OFMSW (789 tonnes), which corresponds to 10563 DKK calculated from the socioeconomic price of CO₂-e. Most of the OFMSW in Lejre Municipality comes from single-family households (97.1%) where it is measured to 88 tonnes CO₂e of the total greenhouse gas emissions in the municipality. Waste containers from storey apartments are generally better to empty more frequently as the waste containers only contain OFMSW and therefore not shared with other fraction (residual waste). This means that more OFMSW is removed each time the container is emptied, and thus more greenhouse gas emissions is mitigated. A 180-liter one-room waste container can potentially discharge 2,4 kg of CO₂-e and a two-part waste container can discharge 0,9 kg of CO₂-e, at an average of 5 days of storage where the costs of emptying the container is 9,3 DKK for both types of waste containers.

In the reference sample (0 days of storage) the OFMSW has a contribution margin of 226.73 DKK/tonne in 2018 for a biogas plant. The contribution margin is lowered with 51,14 DKK/tons for each ten-percentage point loss due to biodegradation of OFMSW.

The use of the OFMSW as a biomass for biogas plants supports several Ecosystem Services since OFMSW is used for biogas production and recycling of nutrients.

The focus of Lejre Municipality in relation to OFMSW is generally on mis-sorted materials and percentage of recycled material, which are based on political objectives and the EU Waste Frame Directive.

There is a gap in the production chain between the municipal waste management system and the biogas plants use of biomass from the waste management system. This is especially seen in the cost for disposal (495 DKK/tonne) for the OFMSW in comparison to the actual value of the OFMSW (176 DKK/tonne OFMSW 10 % biodegradated).

Therefore, there must be created regulations or other measures that connects the biogas plants and the municipal waste management of the OFMSW.

Indholdsfortegnelse

Abstract.....	2
1 Indledning	6
2 Problemformulering.....	9
2.1 Underspørgsmål.....	9
3 Projektdesign	12
4 Baggrundsviden.....	14
4.1 Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services	14
4.1.1 Cirkulær Økonomi	14
4.1.2 Ecosystem Services	17
4.2 EU's Affaldsdirektiv	20
4.3 Bionedbrydning af KOD.....	22
5 Metode.....	26
5.1 Design og lagring af bioaffald.....	26
5.1.1 Design af bioaffaldsprøver	26
5.1.2 Den valgte standardisering af KOD i relation til andre metoder	31
5.1.3 Lagringen af bioaffaldsprøver	32
5.2 Biometanpotentiale	35
5.3 Modelering for at undersøge karbontabet fra bionedbrydning målt på drivhusgasudslip og metan/biogas.....	37
5.3.1 BMP fra labforsøg	38
5.3.2 SWANA-modellen	39
5.3.3 Udregning fra metantab til CO ₂ -ækvivalenter	39
5.4 Økonomi.....	41
5.4.1 Tilskud og naturgaspriser	41
5.4.2 Dækningsbidrag	45
5.5 Interview og mailkorrespondancer	46
5.6 Lejre Kommunes håndtering af KOD.....	47
6 Analyse.....	49
6.1 Bionedbrydning af KOD (BMP-forsøg)	49
6.1.1 Validering af resultater	53
6.2 Modellering for tabet fra bionedbrydning.....	54

6.3	Økonomisk tab per affaldsbeholder	59
6.4	Dækningsbidrag	62
7	Diskussion	65
8	Konklusion.....	68
9	Perspektivering	70
10	Kilder	72
11	Bilag.....	76

1 Indledning

Den globale økonomiske vækst har siden 1760'erne ledt til mange positive effekter. Det begyndte med den åbne tilgang til teknologi i Storbritannien, som bl.a. ledte til brug af kul til dampmaskiner og ovne, som åbnede op for et ressourceflow, der sikrede lettilgængelige ressourcer til industrien (Ashworth 2017, kap. 1). Den industrielle revolution var begyndt og har i mange dele af verden siden hen bl.a. sikret en længere levetid og højere indkomst for mennesker (IPCC 2018, kap. 1). Dog medfulgte også forskellige negative sideeffekter af den industrielle revolution. Kul og andre fossile brændsler forårsagede en drivhusgasudledning. Dette blev bevist med "hockey stick graph", hvor det blev tydeliggjort, at den globale gennemsnitstemperatur begyndte at stige omkring 1960'erne efter 9 århundreder på et stabilt niveau (McCullough & Mckitrick 2010, s. 1-5). Forskere er efterhånden blevet enige om, at disse temperaturstigninger påvirker de globale økosystemer og svækker deres evne til at opretholde menneskeligt liv på jorden (Korhonen et al. 2018, s. 37-38; IPCC 2018, kap. 1). Derudover er ressourcer, som tidligere er blevet anvendt, ved at slippe op. De fossile råstoffer skal derfor substitueres af andre ressourcer, samt at ressourcer udnyttes mere effektivt, og genanvendes til brug i nye produktionskæder. Udfordringer med fremtidig ressourceknaphed og klimaudfordringer har ledt til nye metoder, der bygger på mere regenerative tankegange. En af disse tankegange er Cirkulær Økonomi, som har fået sit fodfæste i mange dele af verden (Korhonen et al, s. 37-38). Kina vedtog i 2008 som de første en lov om Cirkulær Økonomi, der havde til formål at sætte krav til industrier om at indtænke Cirkulær Økonomi i deres planer for investering og udvikling (Mathews og Tan 2016, s. 441). EU vedtog i 2015 en Cirkulær Økonomi-pakke, som skulle sikre, at EU gik mod en mere bæredygtig udvikling, hvor håndtering af affald igennem deponering og affaldsforbrænding blev erstattet ved at genanvende og genbruge mere (European Commission 2017a, s. 2-3).

En af omdrejningspunkterne for den cirkulære økonomi og de regenerative tankegange er biogasproduktion. Biogasproduktionen skaber energi fra "affald", hvilket sikrer en genanvendelse af organiske biomasser (European Commission 2017b, s. 4 og 10). Biogasproduktion på et biogasanlæg sker ved, at mikroorganismer og bakterier anaerobisk nedbryder organisk biomasse, og derved producerer biogas, en substitut for fossile brændsler (Gerardi 2003, s. 1-3). Den resterende del af den organiske biomasse indeholder næringsstoffer, der kan tilbageføres som gødning til landbruget som en substitut for fossile gødskningsformer. Biogasproduktion kræver derfor nogle organiske biomasser, som kan omdannes til biogas. En af disse biomasser er kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). KOD er den

organiske del, som frasorteres den almindelige dagrenovation. KOD er en god biomasse til biogasproduktion på grund af det høje biometanpotentiale (BMP) og et godt som gødningsprodukt på grund af det høje indhold af kvælstof. Biometanpotentialet dækker over hvor meget metan, der kan produceres på en biomasse. Derudover mindsker biogasproduktionen udledningen af metangasser til atmosfæren (Campuzano & González-Martínez 2016, s. 3-12).

Der har ligeledes været et stort fokus på, hvordan organiske biomasser som KOD til biogasproduktionen kan være med til at sikre en mindre skadevirkning på miljøet igennem Ecosystem Services. Ecosystem Services bygger på økosystemers mulighed for at levere forskellige services, som er til gavn for menneskers velbefindende (Bühning & Selvaira 2017, s. 2-3).

Selvom KOD har et godt biometanpotentiale, viste en undersøgelse af Påledal et al. (2018), at den måde KOD håndteres på, inden det anvendes til biogasproduktion, har en stor effekt på biometanpotentialet. En del af biomassen kan nå at nedbryde, hvis der går for lang tid, fra det bliver til, til det kommer ind i et biogasanlæg. Først bliver KOD sorteret fra i hjemmet, hvorefter det smides ud i affaldsbeholderen udenfor hjemmet. Inden det bliver hentet af den kommunale renovatør, kan der potentielt set gå lang tid, hvor det har ligget på "lager". Lagring af KOD kan gøre, at bakterier og mikroorganismer spiser det kulstof, som der ellers skulle produceres biogas af, og som følge heraf udledes drivhusgasser i form af kuldioxid og metan til atmosfæren, som kan skade menneskets velbefindende. Dog står undersøgelsen fra Påledal et al. (2018) alene, og der er generelt mangel på viden omkring lagringens effekt på bionedbrydning af biomasser, inden det ender i et biogasanlæg. Manglen af viden er både i relation til mængden af resultater og resultater, der påviser effekten af flere forskellige lagringsformer.

Når KOD afhentes af den kommunale renovatør, kan det potentielt set også ligge på "lager" i lang tid på en omlastning. Der kan derfor potentielt både ske en bionedbrydning før det afhentes, og efter det afhentes af renovatøren.

Det er relevant at undersøge, hvilken effekt den måde KOD håndteres på har på bionedbrydningen, idet der lige nu er et stort fokus i Danmark på at få mere KOD ud af dagrenovationen, så det kan genanvendes. Alle kommuner skal inden 2022 genanvende minimum 50 % af deres organiske affald (Miljøstyrelsen 2014), så lige nu er de fleste kommuner i gang med at planlægge, hvordan KOD skal håndteres. Derfor vil der fremtidigt komme mere KOD med det fokus at genanvende det, men muligvis i lavere grad et fokus på hvilken effekt lagring har på den genanvendte biomasse. Dette understøttes af, at der hverken står beskrevet noget om bionedbrydning i det nye forslag om ændring af EU's

affaldsdirektiv eller i Danmarks målsætninger for genanvendelsen af KOD (Directive (EU) 2018/851; Miljøstyrelsen 2014). Manglen på implementeringen af disse forslag skyldes muligvis manglen på modeller og metoder til at beskrive, hvilke tiltag der har hvilken effekt på bionedbrydningen af KOD, før det indføres i et biogasanlæg.

Derfor er der generelt brug for, 1) flere undersøgelser, der kan påvise effekten af forskellige løsningstiltag på bionedbrydningen og 2) flere undersøgelser, der kan underbygge en modellering af bionedbrydningen af KOD.

Formålet med dette projekt er derfor at lave kvantitative forsøg, som kan påvise den effekt, håndteringen har på bionedbrydningen af KOD. Dermed kan der udarbejdes en model på baggrund af de kvantitativt udarbejdede data. Modellen for bionedbrydning af KOD skal udarbejdes på en måde, hvorpå kommuner har mulighed for at beregne bionedbrydningen af KOD ud fra eksisterende data, som allerede produceres. Dermed skal det også i projektet undersøges, hvilke data der er tilgængelige for kommunerne. Derudover ønskes det i projektet at undersøge, hvilken økonomisk effekt bionedbrydningen af KOD har for biogasanlæggene.

I dette projekt er der taget udgangspunkt i Lejre Kommune som affaldsopland, hvor deres indsamlingsløsninger af KOD samt deres affaldsdata anvendes til at modellere bionedbrydning af KOD i kommunen. Lejre Kommune er valgt, da det er en kommune, der allerede indsamler KOD og deraf har et datagrundlag for deres separate indsamling.

Vi har valgt Lejre Kommune som case, men når følgende problemformulering besvares igennem opgaven, beregnes og undersøges feltet dynamisk, således det i et videre arbejde kan applikeres på andre kommuner eller affaldsområder.

Ovenstående leder til følgende problemformulering:

2 Problemformulering

Hvilken effekt har bionedbrydning på kildesorteret organisk dagrenovation i affaldshåndteringen i Lejre Kommune samt for økonomien på et biogasanlæg, og hvordan kan håndteringen af kildesorteret organisk dagrenovation understøtte cirkulær ressourceanvendelse og Ecosystem Services?

2.1 Underspørgsmål

ARBEJDSPØRGSMÅL 1

Hvordan måles bionedbrydningen af KOD?

For at måle bionedbrydning er det undersøgt, hvad bionedbrydning er, hvilket vi redegør for i afsnittet "Bionedbrydning af KOD" (s. 22). Herefter blev det valgt at lave et forsøg, hvor KOD lagres under nogle forskellige forudsætninger, og for at lagre KOD skulle der laves en repræsentativ bioaffaldsprøve, som kunne anvendes til formålet. Dette beskrives i afsnit "Design og lagring af bioaffald" (s. 26). Lagringen af KOD måles i tab af biometanpotentiale, og fremgangsmåden beskrives i afsnittet "Biometanpotentiale" (s. 35).

De samlede data behandles i *analysedel 1* "Bionedbrydning af KOD (BMP-forsøg)" (s. 49).

ARBEJDSPØRGSMÅL 2

Hvordan modelleres bionedbrydningen for Lejre Kommune?

Når bionedbrydningen er målt (arbejdsspørgsmål 1), skal der udarbejdes en model, hvor tallene kan sættes ind i en kontekst, som passer til Lejre Kommune som affaldsopland. Lejre Kommune er valgt som eksempelkommune for at "afprøve" modellen. Lejre Kommune er også valgt, da de allerede har et datagrundlag for affaldshåndteringen af KOD. Modellen er beskrevet i afsnittet 5.3 (s. 37). Modellen er opdelt i 3 led, hvor der potentielt kan forekomme bionedbrydning. De målte værdier fra analysedel 1 anvendes til de første to led, jf. "BMP fra labforsøg" (s. 38). I det tredje led anvendes SWANA-modellen, jf. afsnit "SWANA-modellen" (s. 39). For overhovedet at kunne lave en model var det også vigtigt at kende til data og viden fra Lejre Kommune. Den viden er indhentet fra Lejre Kommune, som beskrives i afsnittet "Lejre Kommunes håndtering af KOD" (s. 47). Affaldsdata præsenteres, når de anvendes

igennem analysen. Til at formidle bionedbrydningen omregnes data fra modellen også til CO₂-ækvivalenter, hvilket beskrives i afsnittet "Udregning fra metantab til CO₂-ækvivalenter" (s. 39).

De samlede data behandles i *analysedel 2* "Modellering for tabet fra bionedbrydning" (s. 54).

Derudover anvendes i modelleringen priser for CO₂-ækvivalenter i den ikke-kvotebelagte sektor som grundlag for det samfundsøkonomiske tab ved bionedbrydning for Lejre Kommune. Dette er sat i forhold til den enkelte tømning af bioaffald.

De samlede data for CO₂-priser på tømninger er behandlet i *analysedel 3* "Økonomisk tab per affaldsbeholder" (s. 59).

ARBEJDSPØRGSMÅL 3

Hvad er det økonomiske tab for biogasanlægget ved bionedbrydning af KOD?

De beregnede værdier i modellen for, hvor meget lagringen har haft en effekt på bionedbrydningen af KOD i Lejre Kommune (arbejdsspørgsmål 2), kan også omsættes til tabet af biometanpotentiale, som er det mål biogasanlæg har for, hvor meget metan (biogas) der kan produceres af KOD. Et større tab i biometanpotentialet gør derfor, at KOD som organisk biomasse er mindre værd for et biogasanlæg. Hvor stort det økonomiske tab er, afhænger bl.a. af prisen på metangas og de forskellige tilskud, jf. afsnittet "Tilskud og naturgaspriser" (s. 41). Dette regnes ind i et dækningsbidrag, hvor nogle variable omkostninger, herunder anlægs- og driftsudgifter, også er regnet med. Metoden til udregning af dækningsbidraget står beskrevet i afsnittet "Dækningsbidrag" (s. 45).

De samlede data behandles i *analysedel 4* "Dækningsbidrag" (s. 62).

ARBEJDSPØRGSMÅL 4

Hvordan kan genanvendelsen af KOD understøtte Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services?

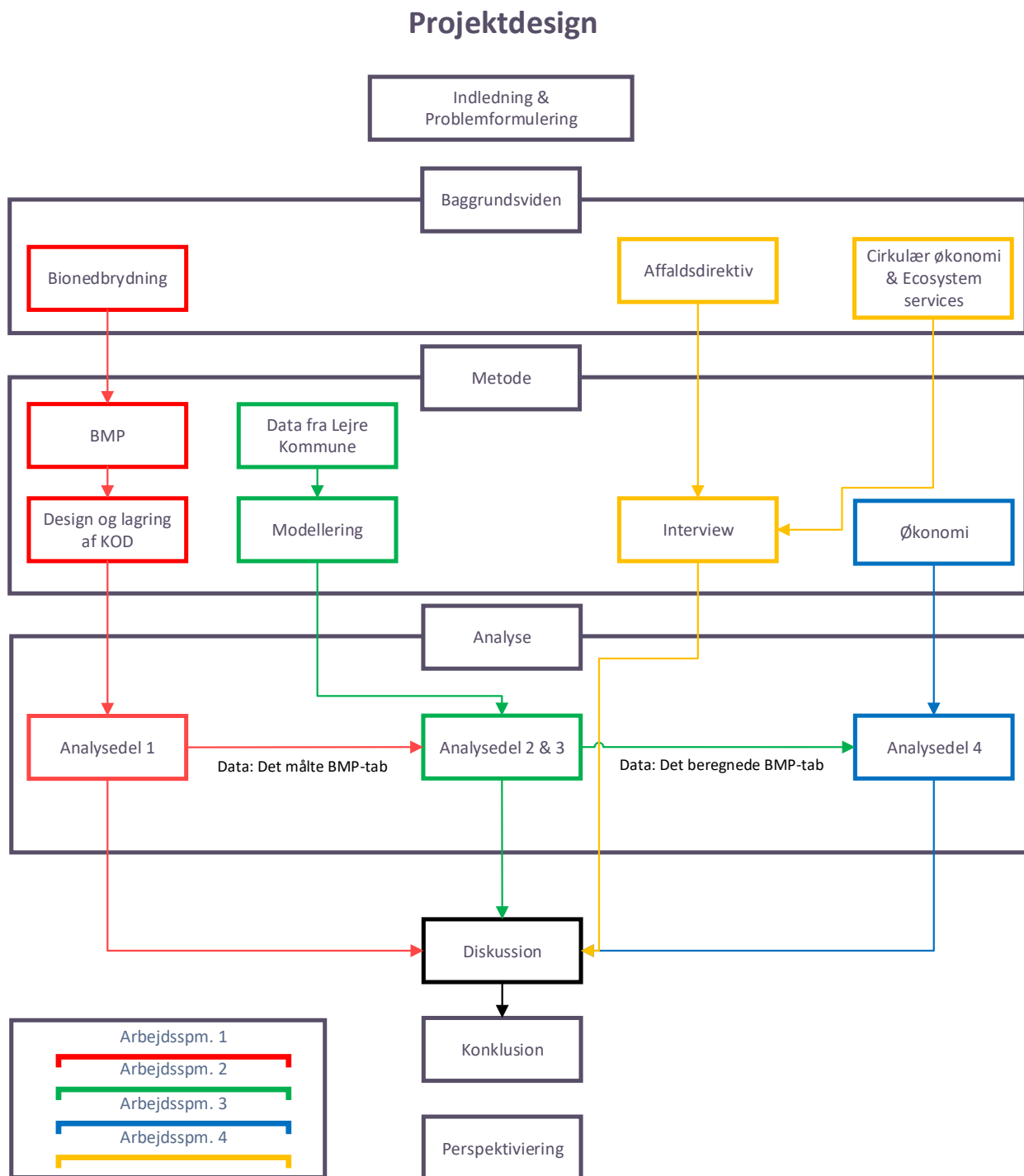
For at sætte genanvendelse, bionedbrydningen og håndteringen af KOD i et ressourcemæssigt perspektiv, både for Lejre Kommune og i en generel kontekst, anvendes Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services som redskaber. Disse begreber beskrives i afsnittet "Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services" (s. 14). Derudover anvendes EU's affaldsdirektiv som lovgivningsgrundlag for de valg, der tages i

affaldsplanlægningen (Afsnit "EU's Affaldsdirektiv", s. 20). Derudover er der udført et interview og kommunikeret via mailkorrespondancer med Lejre Kommune, hvilket giver et indblik i Lejre Kommunes grundlag for de valg, de har foretaget (Afsnit "Interview og mailkorrespondancer" s. 46). Således munder dette ud i en diskussion om planlægningen og håndteringen af KOD, hvilket diskuteres ud fra to udgangspunkter:

- Kommunens rolle i at håndtere KOD i relation til Ecosystem Service og Cirkulær Økonomi.
- De overordnede services og recirkuleringsmekanismer, som forbindes med anvendelse KOD i forhold til bionedbrydning.

Således danner dette grundlag for følgende projektdesign.

3 Projektdesign



Projektdesignet er en visuel fremstilling af, hvordan projektets afsnit og arbejdsspørgsmål besvarer problemformuleringen.

De **røde bokse og pile** illustrerer, hvordan det første arbejdsspørgsmål bliver besvaret i projektet.

Indledningsvist beskrives, hvordan bionedbrydning sker rent teoretisk. Efterfølgende redegøres der for projektets biometanpotentiale-forsøg, designet og udførelse af standardiserede KOD-prøver, der bliver behandlet i projektet første analyse. Resultaterne fra analysedel 1 bliver ligeledes anvendt i analysedel 2 og 3 samt i diskussionen.

De **grønne bokse og pile** fremviser besvarelsen af projektets andet arbejdsspørgsmål. Dette besvares gennem en behandling af data fra Lejre Kommune samt et metodisk grundlag for projektets modellering, herunder BMP, bionedbrydning og karbontabet i KOD. Modelleringen anvendes på Lejre Kommune i analyse 2 & 3, hvor der både undersøges drivhusgasudslip og deraf det økonomiske tab, der er forbundet med Lejre Kommunes nuværende affaldsplanlægning.

De **blå bokse og pile** viser besvarelsen af det tredje arbejdsspørgsmål; det økonomiske tab for biogasanlæggene ved bionedbrydning af KOD. Dette besvares igennem afsnit om tilskud og naturgaspriser og metoden til udregning af dækningsbidrag for biogasanlæg. Det endelige dækningsbidrag for KOD fremvises i analysedel 3, og dækningsbidraget trækker på data fra analysedel 1 og 2 omkring det beregnede BMP-tab i Lejre Kommune.

De **gule bokse og pile** illustrerer besvarelsen af projekts fjerde og sidste arbejdsspørgsmål, der behandles i projektets diskussion. Afsnittet trækker på afsnittet om EU's affaldsdirektiv, Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services, interview med Lejre Kommune og analyseresultater fra analysedel 1-4.

Besvarelsen af de fire arbejdsspørgsmål danner grundlag for besvarelsen af projektets problemformulering.

4 Baggrundsviden

Følgende afsnit danner grundlag for metoden og diskussionen. Først beskrives Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services, som danner basis for den teoretiske ramme, der diskuteres ud fra i diskussionen. Herefter beskrives EU's affaldsdirektiv, som også anvendes i diskussionen, til at stadfæste det lovmæssige grundlag for Lejre Kommunes affaldsplanlægning. Herefter præsenteres datagrundlaget for Lejre Kommune, som ligger til grund for modelberegninger. Til sidst beskrives bionedbrydning, der ligger til grund for forsøgssopstillingen.

4.1 Cirkulær Økonomi og Ecosystem Services

Følgende afsnit har til formål at beskrive indsamlingen af Kildesorteret Organisk Dagrenovation (KOD) i et cirkulært økonomisk perspektiv, samt hvordan indsamlingen og anvendelsen af KOD til biogasproduktion kan understøtte Ecosystem Services (ESS).

4.1.1 Cirkulær Økonomi

Den herskende globale lineære økonomi og det medfølgende ressourceforbrug (udvind ressourcer–producer-forbrug-bortskaf) har i mange år været den dominerende model for økonomisk vækst. En Lineær Økonomi er defineret som omdannelsen af ressourcer til affald via en produktion og kan deraf anses som et envejssystem, da ressourcen ender som affald (Murray et al. 2017 s. 371). Det vil sige, at ressourcer ikke genanvendes, men bortskaffes, hvilket betyder, at der konstant skal udvindes nye jomfruelige ressourcer. Den lineære forbrugsmodel har derfor skabt et globalt ressourceforbrug, der ikke er holdbar på længere sigt, da materialer og ressourcer bliver anvendt hurtigere, end der dannes nye. Anvendelsen af lineære forbrugskæder har derfor skabt en udtømning og reduktion af de globale økosystemer og dets mekanismer. Reduktionen kan måles rent kvantitativt ved eksempelvis at måle nyskabt ørkendannelse og globale vandstandsstigninger (Korhonen et al. 2018 s. 38). Der vil derfor fremtidigt fremkomme en kollision mellem det globale forbrug og økosystemernes kapacitet (Korhonen et al. 2018, s. 38). Betegnelsen Lineær Økonomi bliver primært anvendt af dem, der beskæftiger sig med Cirkulær Økonomi og andre teorier inden for samme kategori (Ecosystemservices, cradle-to-cradle, etc.). Begrebet Lineær Økonomi er bevidst konstrueret til at formulere en modsætning til den cirkulære økonomi (Murray et al. 2017 s. 371).

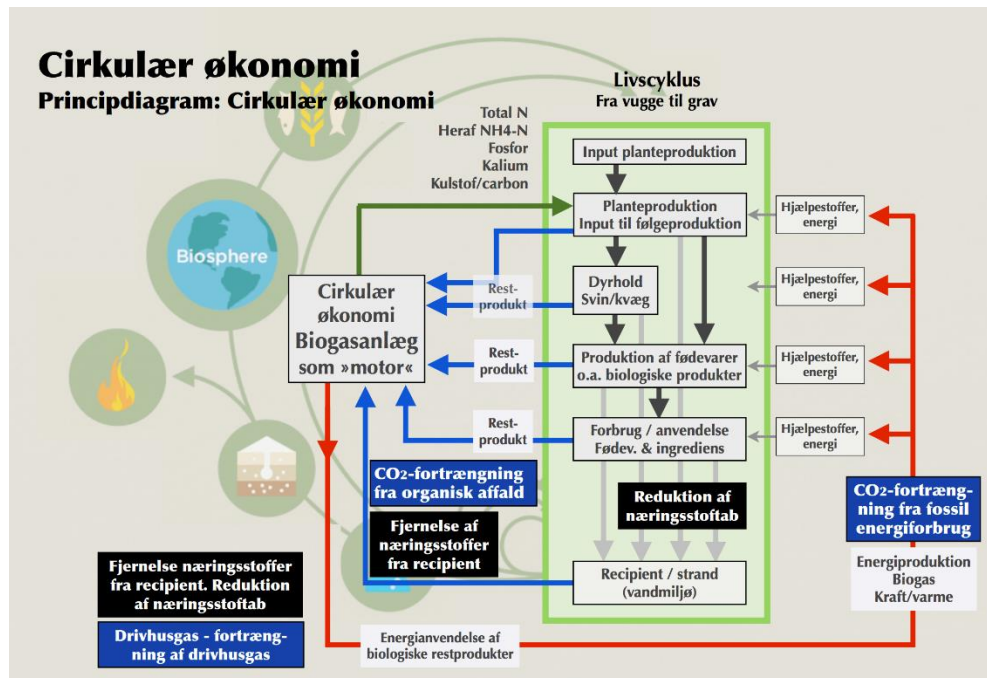
Cirkulær Økonomi kan anses som et opgør mod den lineære forbrugskæde, hvor ressourcer recirkuleres i nye systemer fremfor at blive bortskaffet efter anvendelse. Konceptet om recirkulering af ressourcer for at sikre mindre skadevirkninger på miljøet og sikre bedre forretningsmuligheder er ikke nyt, da ideen om at recirkulere materialer har eksisteret siden starten af industrialiseringen (Korhonen et al 2018 s. 37).

Cirkulær Økonomi er et omdiskuteret emne, der har været fremtrædende i nyere tid, både blandt forskere og af offentlige og private institutioner. Interessen for Cirkulær Økonomi kan bl.a. ses i antallet af publicerede akademiske artikler, som er blevet udgivet om Cirkulær Økonomi og miljø. Eksempelvis var der 27 publicerede artikler om CØ og miljø i 2014, hvor der i 2017 blev publiceret 371, hvilket svarer til en stigning på 1275% på bare tre år (Ruiz-Real et al. 2018 s. 1).

I et historisk sammendrag af akademiske artikler om emnet er det forsøgt at opstille en definition af begrebet Cirkulær Økonomi: "Den cirkulære økonomi er en økonomisk model, hvor planlægning, ressourceanvendelse, indkøb, produktion og oparbejdning er designet og styret, for både processer og outputs, for at maksimere økosystemers funktionsevne og menneskers velbefindende" (Murray et al. 2017 s. 377).

Derudover er der i et litteraturreview af Leider & Amir (2016) gennemgået et omfattende udsnit af forskningsartikler, der omfatter Cirkulær Økonomi som begreb. Artiklen konkluderer, at for at være succesfuld skal Cirkulær Økonomi bygge på tre delelementer, der alle skal være prioriteret og implementeret ligeligt, før at der kan tales om en reel Cirkulær Økonomi: økonomisk rentabilitet, regenerativ anvendelse af ressourcer, samt at minimere eller helt undgå miljømæssige skadevirkninger (Leider & Amir 2016 s.48).

I Cirkulær Økonomi afkobles forskellige miljømæssige skadevirkninger, som ellers ville forekomme med den lineære økonomis vækst. Derudover kan mekanismer i den Cirkulære Økonomi genoprette eventuelle skader i forbindelse med ressourceanvendelse, samtidig med at det sikres, at der mindskes affald i hele produktionen. Ordet 'cirkulær' vedrører cyklusbegrebet. Der er to cyklusser af særlig betydning i den cirkulære økonomi, 1) de biogeokemiske cyklusser, 2) og ideen om genanvendelse af produkter (Murray et al. 2017 s. 371).



Figur 1 - Model af Cirkulær Økonomi. Kilde: Kjær 2017.

På ovenstående Figur 1 er der illustreret en produktionskæde fra et biogasanlæg ud fra en cirkulær økonomisk tilgang. Først produceres en planteproduktion. Produktet af planteproduktionen anvendes til foder til dyr og til fødevarerproduktion eller andre biologiske produkter. Herefter forbruges og anvendes produkter. Alle disse led er genstand for organiske spild. Spildet kan bruges som restprodukt til biogasanlægget, i stedet for de ender i recipienten eller på anden måde skader miljøet. Eksempelvis anvendes gylle fra en kvægproduktion eller KOD fra forbruget af produkter som biomasse i et biogasanlæg. Det spild som i stedet for bliver anvendt på biogasanlægget, omdanner de organiske restprodukter til næringsstoffer, som igen kan bruges som input til planteproduktionen. Derudover omdannes restprodukter til energi i form af biogas, som kan anvendes til produktioner i kæden. Således sikrer biogasanlægget, at restprodukter fra produktionskæden hele tiden tilbageføres til produktionskæden.

I figurens grønne felt ses en landbrugsproduktion, hvor der øverst bliver dyrket afgrøder af biogasanlæggets gødskningsprodukt. Der bliver i dette led produceret restprodukter, der kan anvendes af et biogasanlæg som biomasse.

Et vigtigt punkt omkring at tilbageføre ressourcer i produktionskæder inden for Cirkulær Økonomi omhandler spild i systemet. En generel hypotese er, at der altid vil forekomme et spild, og at cirkulariteten aldrig kan lukkes helt. Dette argumenteres for ud fra termodynamikkens 2. lov (entropi),

som beskriver det fænomen, at når entropien hæves et sted (eksempelvis upcycling af ressourcer) sænkes entropien et andet sted (eksempelvis den energi, det kræver at upcycle ressourcer). Dermed vil der i ethvert system, hvor entropien hæves, ske et spild et andet sted (Korhonen et al 2018 s. 41-42). Dog er dette blevet modbevist i og med, at Jorden ikke er et lukket system, idet Jorden konstant modtager entropi (energi) fra Solen (Solen anses for at være en udtømmelig kilde). Energien fra Solen kan rent teoretisk anvendes til at opretholde entropien, og deraf vil Solen være den kilde til energi, som lukker cyklussen og sikrer ingen spild. Dette er dog ikke en pointe, som betyder, at spild fra et system til et andet ikke kan forekomme ved recirkulering. Det er derfor vigtigt at have fokus på, hvilket "spild" som uundgåeligt påføres et system fra et andet, påføres på en sådan måde, at det sikrer, at modtagersystemet ikke lider skade. Eksempelvis påføres det nærliggende og maritime miljø skadevirkninger, hvis marker overgødskes, som kan forårsage eutrofiering.

En tilgang til at arbejde med miljømæssige skadevirkninger i systemer er Ecosystem Services. Ecosystem Services har et større fokus på vekselvirkningen mellem økosystemer og mennesker. For at opretholde en cyklus, hvor økosystemet yder de ønskede services, skal det sikres, at økosystemerne modtager input, som skaber en vekselvirkning, der gavner mennesket (Korhonen et al 2018 s. 41-42).

4.1.2 Ecosystem Services

Følgende afsnit vil beskrive, hvordan recirkuleringen af KOD kan være med til at underbygge en bæredygtig vekselvirkning mellem mennesket og økosystemerne igennem begrebet Ecosystem Services.

Økosystemer kan defineres som grupper af levende organismer, der påvirker et fysisk miljø, hvor både organismerne og det fysiske miljø er gensidigt afhængige. Levende organismer kan være dyr, planter eller mikroorganismer og det fysiske miljø kan være i luften, i jorden eller i havet (Masiero et al. 2019 s. 11-12). Økosystemer kan både være naturlige og modificerede (Bühning & Silveira 2018 s. 4). Således kan et biogasanlægs udrådningstanke, hvor mikroorganismer og bakterier nedbryder biomasse, anses for et økosystem. En ESS kan både være den førnævnte udrådning af biomasser, hvor outputtet er energi og næringsstoffer, men udvinding råolie til energiproduktion fra Nordsøen kan også anses som en ESS. Forskellen i de to services ligger i gendannelsestiden for økosystemerne. Gendannelsestiden for råolie overstiger markant den nuværende udvindingshastighed, og deraf kan denne service ikke opretholdes på sigt. ESS indbefatter derfor alle de services, der kan generes fra naturlige økosystemer,

men formålet med ESS er at opnå den samme service fra de to ovenstående eksempler (energi), men uden at ødelægge økosystemets mulighed for genopretning.

ESS defineres ofte som "Økosystemers direkte og indirekte bidrag til menneskers velbefindende" (Masiero et al. 2019 s. 12). Begrebet Ecosystem Services er dog et menneskeskabt begreb, og af samme årsag bliver økosystemer ofte omtalt og kvantificeret ned til en værdisættelse (ofte en monetær værdiansættelse). Den monetære værdiansættelse er ofte blevet kritiseret for kun at bevare økosystemer og ESS for at servicere mennesker (Liu, S et al. 2010 s. 55). Menneskers og økosystemers velbefindende hænger dog direkte sammen, og deraf bør den fornævnte definition på ESS (økosystemers direkte og indirekte bidrag til menneskers velbefindende) også omfatte "(...) og andet liv på jorden" (Liu, S et al. 2010 s. 56). I EU's Environmental Action Programme VII (EAP-VII) fremgår opretholdelse og genopbygning af både økosystemer og ESS som en vigtig faktor for EU's befolkning. I EAP-VII's fremgår det, at man i EU vil arbejde med at udvikle indikatorer til overvågning af økonomiske fremskridt, men også fremskridt, der går ud over de førnævnte monetære målinger. At sikre fremadrettede investeringer i økosystemer og dets services kræver ikke kun en prissætning, men ligeledes en vurdering af andre funktioner, der i udgangspunktet ikke kan sættes en pris på. Der er derfor et stort fokus fra EU på at måle andre værdier af økosystemer og omkostningerne ved at negligere forringelserne på økosystemerne. Dermed er hensigten at udvikle forskellige miljøregnskaber, der systemisk vurderer og prissætter naturkapital og ESS inden 2020. Dette skal ske i samspil med målinger på både bæredygtig udvikling og trivslen af økosystemerne i EU (European Union 2014, s. 67).

Økosystemers økonomiske værdi er svær at sætte en konkret pris på, da deres egentlige værdi er tæt forbundet med deres rolle i et større globalt system. Hvis der findes en generel opfattelse af, at alle arter på Jorden tjener et formål i deres naturlige økosystemer, er det måske muligt at udskifte den mere antropocentriske opfattelse af økosystemers services og udvikle nogle mere præcise og langsigtede værdisætninger af Ecosystem Services (Potschin & Haines-Young 2016, s. 55). Dermed substitueres de monetære værdisætninger, vi anvender i dag, med uerstattelighed. Nogle uerstattelige værdier, som der i den monetære værdisætning i dag negligeres, er services såsom rent drikkevand, frugtbar jord, luft osv.

En service ved KOD er, at der skabes biogas ved den anaerobe udrådning på biogasanlægget, og dette sikrer samtidig et mindre tab af eksempelvis kvælstof og kulstof ved at recirkulere næringsstofferne fra KOD tilbage til jorden. Samtidig sikrer anvendelsen af KOD som effekt en service i form af mindre

klimabelastning ved, at KOD ikke bliver bionedbrudt udenfor biogasanlægget, og samtidig skaber biogassen en energi- og varmeproduktion, der substituerer andre fossile brændsler. KOD-baseret digistat er samtidig lettere for økosystemer at nedbryde i relation til handelsgødskning, da afgasset biomasse har en jordforbedrende effekt. Afgasset biomasse fra biogasanlæg lugter mindre end ubehandlet gylle, og deraf vil det mindske de eventuelle lugtgener, der vil være, hvis afgasset biomasse substituerer ubehandlet gylle. Dog kan det argumenteres for, at KOD ikke substituerer gylle, da anvendelse af organiske restprodukter i højere grad er en substitut for handelsgødning, da tilkomne biomasser ikke reducerer mængden af gylle i landbruget. Alligevel kan der argumenteres for, at mere gylle bliver afgasset (og derved ikke lugter lige så meget ved udspredning), da tilkomne organiske biomasser muliggør etablering af flere biogasanlæg.

En landbrugsproduktion interagerer med miljøet på mange måder ved både at tilføre næringsstoffer til jorden, dyrke afgrøder, men også ved anvendelsen af restprodukterne fra et dyrehold. Gylle og andre organiske biomasser indeholder organisk materiale, næringsstoffer, mineraler og mikroorganismer, der kan forbedre jordkvaliteten og tilføre jorden næringsstoffer men også potentielt forurene det omkringliggende miljø (vand, luft og jord), hvis det ikke bliver håndteret korrekt. Dette kan i værste fald resultere i udvaskning af nitrogen og fosfor, fordampning af ammoniak, og ubehandlet gylle kan ligeledes indeholde sygdomsfremkaldende bakterier (Holm-Nielsen et al., 2009 s. 5478). Når der ses på en stigende verdensbefolkning, som globalt medfører en større efterspørgsel på afgrøder og fødevarer fra landbruget, kan de førnævnte effekter have endnu større negative miljøeffekter, og derfor skal landbrugets restprodukter forvaltes på en forsvarlig måde (Bühning & Silveira 2018 s. 2).

Restprodukter fra landbruget (biomasser) udgør en kilde til bæredygtig energi- og varmeproduktion, hvis den bliver anvendt korrekt i et biogasanlæg. I relation til andre typer af bæredygtig energi er den biogas, der bliver produceret på biomasser en alsidig energikilde, specielt når der ses på muligheden for at lagre gassen (Bühning & Silveira 2018 s. 2). Biogas kan ligeledes produceres af restfraktioner fra både industri og husstande, dog ofte i samspil med organiske biomasser fra landbruget (Holm-Nielsen et al., 2009 s. 5478). Ved at blande fraktioner fra landbrug, industri og husstande er det muligt at lave storskalaanlæg, der kan anvende store partier af biomasse.

En stabil energiforsyning er af stor betydning for menneskers velbefindende, men den nuværende energiforsyning er afhængig af fossile kilder som brændsel, der er begrænsede og forurenende. Biogas fra biomasser skaber vedvarende varme og energi og er ikke begrænset af kvantiteter eller genstand for udtømmning (Bühning & Silveira 2018 s. 3). Anvendelsen af digistat kan være med til at fremskynde et

mere bæredygtigt landbrug uden at overbelaste omkringliggende økosystemer og kan give forskellige synergier, som opretholder ESS i landbrugsproduktion (Bühning & Silveira 2018 s. 3).

Det skal pointeres, at inkorporeringen af KOD som gødsning til landbruget også har forskellige negative påvirkninger, og at systemet ikke er uden problematikker. Anvendelsen af KOD på landbrugsjord kan også skabe udvaskning af næringsstoffer fra landbruget, så anvendelsen af KOD som substitut til handelsgødning kræver samtidig optimering af landbruget for at undgå udvaskning. Samtidig skaber anvendelsen af digistat også en større transport i områderne omkring landbrugene og deraf også en større forurening af områderne fra tung transport. Disse argumenter taler ikke i mod at bruge KOD som gødsning, men skal give en idé om, at systemet ikke er uden omkostninger for miljøet - i større eller mindre grad.

4.2 EU's Affaldsdirektiv

I foråret 2018 blev det nye affaldsdirektiv vedtaget. Baggrunden for ændringerne i direktivet kommer af et ønske om at forbedre affaldshåndteringen i EU, samt at omlægge til en bæredygtig materialehåndtering (Directive (EU) 2018/851, s. 1). Formålet med direktivet er ligeledes at forhøje målene for genbrug og genanvendelse af affald fra det tidligere affaldsdirektiv (Directive (EU) 2008/98/EF), så målene i højere grad afspejler EU's ønske om at omstille sig til Cirkulær Økonomi (Directive (EU) 2018/851, s. 1). Der er derudover et ønske i EU om at forebygge affald, da dette anses som den mest effektive måde at forbedre ressourceeffektiviteten generelt samt at mindske affaldet negative miljøpåvirkning (Directive (EU) 2018/851, s. 5).

For at undgå at affaldsbehandlingen i EU-lande holder ressourcer i affaldshierarkiets laveste niveauer (forebyggelse, forberedelse med henblik på genbrug, genanvendelse, anden nyttiggørelse, bortskaffelse), bør medlemslandene sikre en overholdelse af forpligtelsen til at indsamle affald produceret af husholdninger særskilt, herunder bioaffald. Indsamlingen kan eksempelvis ske ved selve husstanden. Med dette forstås, at affald, der ikke er sorteret (restaffald), ikke vil tælle med som genanvendt. I direktivet er der dog mulighed for at blande forskellige affaldsfraktioner, hvis dette ikke hindrer genanvendelse af høj kvalitet, og fraktionerne til stadighed kan genanvendes (Directive (EU) 2018/851, s.8).

Affaldsdirektivet definerer KOD inde under betegnelsen bioaffald:

”bionedbrydeligt have- og parkaffald, mad- og køkkenaffald fra husholdninger, kontorer, restauranter, engrossalg, kantiner, cateringfirmaer og detailforretninger samt lignende affald fra fødevarerforarbejdningsvirksomheder” (Directive (EU) 2018/851, artikel 3 stk. 4).

KOD bliver i affaldsdirektivet set som affald, som defineres som følgende:

“ethvert stof eller enhver genstand, som indehaveren skiller sig af med eller agter eller er forpligtet til at skille sig af med” (Affaldsdirektivet 2008/98/EC, Artikel 3 stk. 1).

Således bliver KOD stadig anset som affald, som kan oparbejdes til en ressource.

I artikel 11 indskrives nye mål for genanvendelse af kommunalt affald under *”Forberedelse med henblik på genbrug og genanvendelse”*, hvor der i 2025 skal være 55 vægtprocent af det kommunale affald, der skal være forberedt med henblik på genbrug og genanvendelse. Efterfølgende skal vægtprocenten øges med 5 hvert femte år frem til 2035, så vægtprocenten bliver 60 for 2030 og 65 for 2035.

Et andet nyt tiltag i Affaldsdirektivet er en præcisering af, hvad der kan måles som genanvendelse, og hvad der er forbedret med henblik på genbrug (Directive (EU) 2018/851 s. 8). Beregningen af genanvendelsesmålene bliver derfor baseret på vægten af det kommunale affald, der kommer til genanvendelse efter endt sortering. Dette begrundes med, at den faktiske måling af vægten på affaldet bør være på den mængde som genanvendes, og vægten skal derfor måles efter, at det har været igennem et sorteringsanlæg (Directive (EU) 2018/851 s. 8-9). Det ikke genanvendelige affald, der bliver frasorteret på et sorteringsanlæg, bliver derfor ikke talt med som genanvendt affald og skal anses som nyttiggjort (Directive (EU) 2018/851, s. 8). Ved at implementere kravet om at affald, som afvises til genanvendelse, ikke indgår som genanvendt, kan der nemmere måles på den reelle genanvendelse.

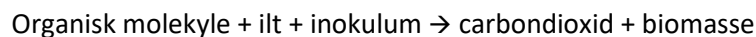
Et tiltag i Affaldsdirektivet er, at materialer, der stopper med at være affald (end-of-waste), eksempelvis igennem en oparbejdning til genanvendelse eller nyttiggørelse, kan medregnes i opfyldelsen af nyttiggørelses- og genanvendelsesmål (Directive (EU) 2018/851 s. 9). Affald kan stoppe med at blive betegnet som affald, hvis det bliver behandlet på en måde, der fremmer, at det kan blive oparbejdet til nye produkter, materialer eller stoffer, der kan anvendes til andre formål. Dette kan eksempelvis gøres ved at anvende bionedbrydeligt affald som input til aerob eller anaerob behandling med det forbehold, at der bliver skabt et output, som kan anvendes som genanvendt materiale (Directive (EU) 2018/851 s. 9). Dette kan eksempelvis være at anvende outputtet fra biogasanlægget til gødskning i landbrug.

Som følge af ændringerne af Affaldsdirektivet kan KOD først være gældende som genanvendt, hvis det bliver kildeindsamlet (eller senere sorteret fra), og samtidig indgår i en aerob eller anaerob behandling, der medfører, at det kan anvendes til jord, til gavn for landbrug eller skaber miljømæssige forbedringer efter endt behandling.

4.3 Bionedbrydning af KOD

Følgende afsnit vil redegøre for den biologiske nedbrydning, der potentielt vil kunne forekomme, inden at KOD er indsamlet og sendt til et forbehandlingsanlæg. Dette afsnit vil derfor teoretisk overordnet gennemgå de kemiske og biologiske parametre, der kan forårsage, at kvaliteten af KOD forringes gennem bionedbrydning inden, at det bliver indsamlet, pulpet og bioforgasset.

Bionedbrydning kan defineres som en molekylær nedbrydning af et stof, der sker ved en kompleks proces, som bliver dannet i samspil med mikroorganismer. Bionedbrydningen sker ved nedbrydning af organiske substanser gennem en enzymatisk nedbrydning af cellestrukturer, hvor der skabes CO₂ og vand i processen (Calow 2009 s. 355). Processen beskrives ved følgende formel:



Bionedbrydning kan forekomme hel eller delvis. Dette vil typisk afhænge af molekylestrukturen, hvor der kan fremkomme en rest, der ikke kan undergå en yderligere bionedbrydning. Når en bionedbrydning har været delvis, kan dette skyldes mange parametre, herunder ugunstige miljø- eller testbetingelser eller en mangel på akklimatiserede mikrobielle samfund (Calow 2009 s. 355).

En bionedbrydning kan ligeledes forekomme i et miljø uden ilt (anaerob), hvor der produceres metangas i stedet for CO₂ (Calow 2009 s. 356). Biogas indeholder både metan og CO₂, så der er også visse processer i bionedbrydningen, som resulterer i dannelse af CO₂ under anaerobe forhold.

Den simpleste ligning, som kan anvendes til at beskrive bionedbrydningsprocessen, er således tabet af karbon i et lukket system:

$$k = \frac{\ln\left(\frac{W_t}{W_0}\right)}{t}$$

, hvor k er nedbrydningskonstanten i år^{-1} (eller dag^{-1}), W_t er tørstofmassen efter endt bionedbrydning ($t=t_{\max}$), W_0 er tørstofmassen til $t=0$, og t er tid i år (eller dage) (Berg og Laskowski 2005, s. 301).

Nedbrydningskonstanten k udregnes således ud fra tabet af kulstof fra både den anaerobiske og aerobiske nedbrydning, som repræsenteres ved tabet af tørstofmassen (De La Cruz og Barlaz 2010, s. 4723).

Nedbrydningskonstanten kan også udregnes fra BMP (Eller BP) og skrives på følgende måde:

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2} - t_{0B}}$$

, hvor $t_{1/2}$ er halvveringstiden for biometanpotentialet (biogaspotentialet), og t_{0B} er dag 0 for begyndelsen af metanproduktion (biogasproduktionen) (Zordan et al. 2013, s. 9).

Nedbrydningskonstanten for madaffald afhænger i høj grad af de fysiske forhold, som gør sig gældende under bionedbrydningen. Nedbrydningskonstanten vil således være langt højere i et biogasanlæg, hvor temperaturer og makronæringsstoffer og andre parametre sikrer optimale anaerobiske forhold. I et forsøg i laboratorieskala blev nedbrydningskonstanten målt til at være $15,02 \text{ år}^{-1}$ ($0,041 \text{ dage}^{-1}$). Både nedbrydningskonstanten og biometanpotentialet er dog betingede af mange parametre, der kan have indflydelse på nedbrydningen. Det vil derfor kræve, at konstanterne i et laboratorieforsøg bliver ændret alt efter, hvilke forhold der gør sig gældende for den undersøgte biomasse (De La Cruz og Barlaz 2010, s. 4723-4724).

Præcise målinger af bionedbrydelighed er meget komplekst, da dødt organisk materiale kan være meget forskelligt i den måde og den tid, det nedbrydes på (Berg og Laskowski 2005, s. 301).

I forbindelse med bionedbrydning er der defineret fem systemrelaterede parametre, som er vigtige at have in mente. Disse er baseret på fremgangsmåden, når laboratorieforsøg opstilles for at undersøge en given bionedbrydning i et givent system:

Inokulum (mikroorganismekulturen), pH-værdien, ilttilførsel, temperatur og tid (Calow 2009, s. 355).

Inokulum er den mikroorganismekultur, som er til stede i en biomasse, der undersøges. Eksempelvis findes der mikroorganismer i reaktortankene på biogasanlæg, som i generationer har tilvænnet sig de

biomasser, som tilføres anlægget. Så modtager et biogasanlæg meget svinegylle, er mikroorganismer i reaktoren generelt gode til at nedbryde de organiske substrater, som forekommer i svinegylle. Således tilvænnenes og klarer de mikroorganismer sig bedst, som er bedst til at nedbryde de substrater, der er til stede. Tilføres friskt bioaffald til en helt ren skraldespand, vil der således ikke være mange af de mikroorganismer tilstede i spanden, som er gode til at nedbryde KOD, men jo længere tid spanden bliver brugt (uden at blive gjort ren), vil der "stå" flere og flere mikroorganismer parat til at nedbryde bioaffaldet. Således vil hastigheden af bionedbrydningen blive hurtigere og hurtigere. Metandannende bakterier har en lang generationstid (3-30 dage) og i et meget klinisk miljø, vil der gå lang tid, før der sker en metandannelse af bioaffaldet (Gerardi 2003, s. 87-88).

PH-værdien i en given biomasse kan have en direkte påvirkning på bionedbrydningen, og hvis den rigtige pH-værdi ikke er til stede, kan det inhibere bionedbrydningen. Især ved nedbrydning af nitrogenrige biomasser kan der forekomme en forsuring. Generelt siges det, at den optimale pH-værdi skal ligge imellem 7,20-7,25 (Chen et al. 2016, s. 5752). Gennemsnittet for KOD ligger for det meste omkring 5,2 pH (ved STP) (Campuzano og Gonzalez-Martinez 2016 s. 6-7), og der er derfor en vis chance for, at biomassen inhiberer processen.

Chen et al. (2016, s. 5752) konkluderede i et studie, at en pH-værdi under 6 inhiberede de metanproducerende organismer. Derudover blev der i undersøgelsen identificeret, at ammoniak ligeledes kan påvirke inhiberingen negativt. Når pH-værdien falder, forskydes ligevægten mellem ammoniak og ammonium mod ammonium, som sænker koncentrationen af ammoniak (Gerardi 2003, s. 83).

Temperaturer, som mikroorganismer under aerobiske forhold kan operere indenfor, ligger på omkring 4-35 ° C og 10-65 ° C for anaerob udrådning, hvoraf bionedbrydningshastigheden indenfor intervallerne er proportionelt stigende med temperaturen. Bionedbrydningen kan groft inddeles således, at for en stigning på 10° C fordobles bionedbrydningen i intervallet mellem 10 ° C og 30 ° C (Calow 2009, s. 362). Dog er de metandannende bakterier mest aktive fra 30 ° C (Gerardi 2003, s. 89). I Danmark ligger temperaturen gennemsnitligt indenfor det interval, hvor der kan forekomme bionedbrydning. Vintermånedernes middeltemperaturer lå på 1,7° C imellem 2006-2015. Sommermånedernes middeltemperatur lå på 16,1° C imellem 2006-2015. Dog kan vintermåneder byde på langt koldere vejr, hvor der formentlig ikke sker en bionedbrydning (DMI 2018, s. 62-63). Således er der både perioder i året, hvor mikroorganismer er aktive og inaktive.

Tid er ligeledes et parameter til at bestemme en bionedbrydning af en biomasse, fordi med tiden tilvænner mikroorganismer sig til substratet, der afhænger af cellevæksten og de enzymatiske processer (Gerardi 2003 85).

Påledal et al. (2018) undersøgte lagring af bioaffalds effekt på biometanpotential, pH, VFA og VS. Formålet var at undersøge, om den måde affald blev håndteret på i det svenske affaldshåndteringssystem skabte en uønsket bionedbrydning, hvilket kunne lede til et tab af metan. Indledningsvis producerede Påledal et al. en KOD-sammensætning. I forsøget blev biomassen opbevaret i tidsintervaller på mellem 3-22 dage. Til hvert tidsinterval blev lagret fire bioaffaldsprøver i henholdsvis plast- og papirposer og i henholdsvis 6 °C og 22 °C. I alle bioaffaldsprøver lagret i mindst 10 dage var der sket et tab af organisk tørstof, men tabet var størst for papirposer opbevaret ved 22 °C. For bioaffald lagret ved høj temperatur steg VFA (volatile fatty acids) markant, hvilket for bioaffald lagret i plastpose resulterede i en lavere pH, imens det for papirposer resulterede i en højere pH. Forskellen lå i tabet. Papirposen tabte organisk tørstof og vand, imens plastposen fungerede som en forbehandling. Forbehandlingen kunne ses ved at biometanproduktionen peakede efter kortere tid i forhold til bioaffald lagret i plastpose ved samme tid, men ved kun 6 °C. Formentlig kan forskellen i tab fra plast- og papirposer skyldes forskellen i ilttilførsel. Således viste undersøgelsen, at plastposer var bedst til at forhindre bionedbrydning, men at temperatur stadig havde en indvirkning.

5 Metode

Følgende afsnit dækker over de metoder, som er anvendt i projektet. Først redegøres for de metodiske valg, der ligger til grund for udførelsen af en repræsentativ prøve for KOD, samt hvordan denne lagres (Arbejdsspørgsmål 1). Derefter beskrives metoden til at måle biometanpotentialet af de lagrede prøver (Arbejdsspørgsmål 1). Herefter beskrives, hvordan de udførte metanpotentialer anvendes i bionedbrydningsmodellen for Lejre Kommunes affaldshåndtering (Arbejdsspørgsmål 2). Til sidst præsenteres et interview med Malene Krogh (Lejre Kommune) samt den efterfølgende korrespondance, som anvendes i diskussionen til at diskutere kommunen affaldshåndtering af KOD (Arbejdsspørgsmål 4).

5.1 Design og lagring af bioaffald

I projektet vil det blive undersøgt, hvilken effekt håndteringen af bioaffald har på bionedbrydningen. Når madrester smides ud i en biospand i husstanden, begynder "lagringen" af bioaffaldet. For at undersøge, hvilken effekt lagringen har på bioaffaldet, er det netop denne proces, der skal efterlignes. Dette afsnit vil derfor gennemgå, hvordan projektet har fremstillet bioaffald, og hvordan lagringen af bioaffald udføres. Vi har valgt at se på forskellige tidsintervaller. Det vil sige, projektet undersøger, hvilken effekt tiden, det lagres på, har for bionedbrydningen af KOD. Bioaffaldet er derfor lagret i henholdsvis 0, 4, 7, 11 og 14 dage. Vi har valgt at designe bioaffald ud fra friske råvarer. Først vil design af bioaffaldet blive beskrevet. Efterfølgende argumenteres for, hvorfor den form for fremstilling er blevet valgt som metode til at designe en bioaffaldsmasse. Herefter beskrives, hvordan bioaffaldet bionedbrydes.

5.1.1 Design af bioaffaldsprøver

I dette afsnit beskrives, hvordan bioaffaldet er produceret.

Dette projekt har til formål at undersøge, hvilken påvirkning opbevaringstiden af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) har på biomassens bionedbrydning, når denne skal bioforgasses på et biogasanlæg. Mere specifikt undersøges, hvordan faktoren 'opbevaringstid' påvirker KOD's biometanpotentialer. For at kunne undersøge faktoren 'opbevaringstid' for KOD isoleret set, var det nødvendigt at producere en repræsentativ prøve på KOD, som kunne måles på. KOD-prøven skulle indeholde en sammensætning af makronæringsstoffer, der kunne siges at være repræsentativ for en gennemsnitlig dansk husholdning. Således skulle der udarbejdes en opskrift, som kunne siges at være en standardiseret opskrift. Dette blev gjort ved, 1) at undersøge, hvordan sammensætningen af KOD ser ud

i Danmark, 2) at finde nogle varer fra et supermarked, som var repræsentative og 3) at sætte varerne sammen, så de passer med en makronæringsstofsammensætning, som er repræsentativt for dansk KOD. For at gøre KOD så repræsentativ som mulig er der inddraget forskellige studier, der har målt sammensætningen af bioaffald. Disse studiers data har efterfølgende været med til at definere sammensætningen af det standardiserede KOD, så biomassen havde en mængde protein, aske, kulhydrat og fedt, der kan siges at være repræsentativ. I nedenstående tabel vises KOD's endelige makronæringsstofsammensætning (Tabel 1).

Tabel 1 - Makronæringsstofsammensætningen af projektets produceret bioaffald til forsøg

	Aske	Lipider	Proteiner	Kulhydrater
	[% af TS]	[% af TS]	[% af TS]	[% af TS]
Projektets bioaffald	7	14	17	63

I undersøgelsen af forskellige kilder viste det sig, at der var en meget stor forskel på makronæringsstofferne i de forskellige undersøgelser, jf. Tabel 2. Eksempelvis varierede proteinindholdet mellem 4 og 26 % af TS, og kulhydratindholdet varierede mellem 54 og 74 % af TS. I Tabel 2 (s. 28) kan også ses det makronæringsindhold, der blev valgt for projektets bioaffald.

Tabel 2 - Undersøgelsers målte eller definerede indhold af makronæringsstoffer i madaffald.

Kilde	Aske [% af TS]	Lipider [% af TS]	Proteiner [% af TS]	Kulhydrater [% af TS]
Kromann et al. (2004)	10	20	26	44
Hansen et al. (2007)	12	14	15	59
Smedlund & Ternald (2009)	9	11	18	62
Påledal et al. (2018)	8	14	20	58
Campuzano & González-Martínez (2016)	15	15	15	55
Naroznova et al. (2016)	11	11	4	74
Påledal et al. (2018) Korr.	8	19	20	54
Forskel	-3	8	16	-21
Projektets bioaffald	7	14	17	63

Det valgte indhold af makronæringsstoffer er valgt ud fra en vurdering af både undersøgelsesernes relevans i en dansk kontekst, og i hvor høj grad de afstikker i forhold til de andre målinger af bioaffald. Påledal et al. (2018, s. 642) har udarbejdet en standardopskrift. Opskriften beskriver, hvor mange gram af hver ingrediens, der er i et kilo bioaffald. Eksempelvis er der 39 gram kogt torsk i Påledals opskrift. Projektet fulgte denne opskrift, men hævede og sænkede mængden af hver ingrediens i opskriften, så det havde et andet indhold af makronæringsstoffer. Derudover varierede opskriften ud fra, hvilke råvarer der kunne findes i danske supermarkeder. Eksempelvis brugte vi hjertesalat i stedet for almindelig salat. I Bilag 2 står beskrevet, hvilke råvarer der blev brugt til forsøget, og hvilke der originalt blev brugt i Påledal et al. (2018). Tilberedningsmetoderne, som blev brugt i Påledal, blev også brugt i den

producerede KOD. Eksempelvis blev hakket kalv og flæsk (4-7 % fedt) stegt på en pande, til det fik en gyldenbrun farve. Makronæringsstofindholdet for mange råvarer kan findes i fødevaredatabankens database (DTU), og makronæringsstofindholdet i den producerede bioaffald blev beregnet på baggrund af data fra databasen (DTU 2016, s. 4). Databasen har til formål at afdække fødevarers indhold af næringsstoffer. Dermed er fokus i databasen i højere grad på det spiselige af råvarer. Dette har gjort, at der ikke har været præcise tal for næringsindholdet af skræller, afpuds, ben osv.. Derudover er der i nogle tilfælde ikke tal for tilberedte råvarer. Eksempelvis er der data for makronæringsstoffer på ”kogt torsk”, men ikke på ”kogt ris”.

5.1.1.1 Overvejelser ud fra de forskellige kilder

Indledningsvist var det nødvendigt at undersøge, hvilke makronæringsstoffer en sammensætning af KOD har og efterfølgende, hvordan denne sammensætning så ud i en dansk kontekst. Der er taget udgangspunkt i flere studier, som har beskæftiget sig med sammensætninger af bioaffald samt makronæringsstofsammensætningen i bioaffaldet. Det første studie, der blev gennemgået, var Påledal et al. (2018). Studiet var nærliggende at anvende, da der både var undersøgt, hvilken sammensætning KOD havde, og ligeledes hvilken påvirkning indsamlingen og opbevaringstiden havde på biomassen. Påledals resultater for karakteristika af KOD blev medtaget og blev senere anvendt som ét af grundlagene for den standardiserede KOD-prøve. Studiet var dog udarbejdet i en svensk kontekst med svenske fødevarer, men korrigeret af analyser for sammensætninger af madaffald i Norden og Europa (Påledal et al 2018).

Påledals biomasses næringsstoffer var korrigeret efter fire studier, der efterfølgende var korrigeret af flere andre kilder (Påledal et al 2018 s. 639). Ét af studierne, der var inddraget i Påledals analyse, havde et højt protein- og fedtindhold på hhv. 20 og 26 % af TS (Kromann et al. 2004) sammenlignet med de andre inkluderede studier, og det viste sig at være et studie omkring karakteristika på madaffald fra storkøkkener – ikke fra husholdninger. Der kan argumenteres for, at sammensætningen af storkøkkenaffald vil være anderledes end i bioaffald fra husholdninger, og at dette muligvis resulterede i et højere proteinindhold i forhold til de andre inddragede kilder.

Et andet studie, der blev inddraget, var Naroznava et al. (2016). Her er ligeledes undersøgt biometanpotentiale for madaffald, men i en dansk kontekst. Her er 807 kg madaffald fra Halsnæs blevet dechifreret og analyseret. Studiets resultater blev inddraget som et af grundlagene for sammensætningen af den standardiserede KOD-prøve, men efter inddragelsen var det tydeligt, at der var en signifikant forskel mellem Påledals og Naroznavas resultater, specielt i indholdet af fedt og

protein, hvor der var 8 %-point forskel på lipider og 16 %-point forskel på proteiner (Påledal et al 2018 s. 639 & Naroznavas et al. 2016 s 44). I Naroznavas analyse var der ligeledes en mængde af fejlsorteringer i KOD, der umiddelbart virkede høj. Ud af de 807 kg analyserede KOD var 272 kg fejlsorteringer, hvilket betyder, at fejlsorteringer udgjorde 33,7 % af studiets KOD (Naroznavas et al. 2016 s. 41). Fejlsorteringer er ikke med i den standardiserede KOD-prøve, da dette bliver regnet på senere i modellen. Dog kan det siges, at fejlsorteringer muligvis kan have en indflydelse på bionedbrydningen af det resterende affald.

Den væsentligste forskel på Påledals og Naroznavas KOD-sammensætning var indholdet af fedt og protein, hvor Påledals tal var højere end Naroznavas. For at kunne træffe en beslutning om, hvorledes næringsstofsammensætningen skulle korrigeres, blev der inddraget en tredje kilde; Campuzano et al (2016). Her er der sammenlignet næringsstofsammensætninger på madaffald fra 16 kilder (Campuzano et al. 2016 s. 9). I undersøgelsen var der bl.a. inddraget seks undersøgelser af dansk madaffald. Ingen af disse undersøgelser viste et proteinindhold, der var lige så lavt som biomassen analyseret af Naroznavas et al. (2016), så deraf blev det besluttet, at den standardiserede KOD-prøves proteinindhold skulle ligge tættere på Campuzanos data for makronæringsstoffer i bioaffald. Campuzano et al. (2016) viste gennemsnitligt for alle undersøgelser et noget lavere protein- og fedtindhold end i Påledal et al. (2018). Dermed blev det besluttet at korrigere opskriften på madaffald, så den overordnet set havde et lavere protein- og fedtindhold. Derfor har vi valgt at fordoble antallet af vægten for grøntsager (også kartofler), korn og frugt, undtaget pommes frites, da de har et fedtindhold på 14,8 % af TS. Derudover blev mængden af appelsinskaller halveret for at sikre, at limonene ikke inhiberede anaerobiske processer (Wikandari et al. 2015, s. 1-2). Vægtkorrigeringen kan ses i Bilag 1.

Den standardiserede KOD-prøve endte med at blive korrigeret ud fra de tre førnævnte kilder.

Udgangspunktet var Påledal et al's opskrift på madaffald (Påledal et al 2018 s. 642), men den blev korrigeret efter inddragelsen af de førnævnte kilder. Gennem data fra DTU's fødevarerdatabase FRIDA (DTU 2016) var det muligt at inddrage fødevarerdata på danske råvarer, hvorefter at Påledal's opskrift blev sammensat i en dansk kontekst. Alle inddragede data blev bearbejdet og sammensat, så alle tal var målt på % af TS. Data for de anvendte data for makronæringsstoffer for KOD kan ses i Bilag 3. Billede af den standardiserede KOD-prøve vist på Figur 2.



Figur 2 - Billede af standardiseret KOD-prøve

Forskellen mellem Campuzano et al. (2016) og projektets opskrift er mængden af aske og kulhydrater. Den standardiserede KOD-prøve har et større indhold af kulhydrater i modsætning til Campuzano et al. (2016), som har et større askeindhold. Formentlig er det ikke så udslagsgivende for biogasproduktionen, hvis det større indhold af kulhydrater skyldes ikke-nedbrydelige kulhydrater. På den måde giver det formentlig ikke et større metanpotentiale, og det større kulhydratindhold kan på den måde anses som det samme som askeindholdet.

5.1.2 Den valgte standardisering af KOD i relation til andre metoder

Der er mange muligheder for at undersøge bionedbrydning af KOD. I projektet er det ønsket at måle bionedbrydningen for helt friskt KOD. Det vil sige, den effekt, som lagringen har på bioaffaldet, fra det sekund mad fra en privat husstand bliver til bioaffald. Det tidspunkt det sker på, er når en borger smider det ud i deres grønne affaldsspand i køkkenet. At måle på helt friskt bioaffald er valgt af mange grunde. For det første er det nemmere at replicere i forhold til bionedbrydningens effekt på bioaffald længere fremme i kæden. Hvis det skulle undersøges, hvilken effekt omlastningen har på KOD's bionedbrydning, skulle det først være udsat for bionedbrydning i den grønne spand og derefter i en affaldsspand udenfor husstanden. Dermed skulle der vælges en specifik affaldshåndteringsløsning, som muligvis ikke var applicable til alle kommuner. Hvis der blev valgt to ugers afhentning af affaldsspande af renovatøren, ville dette ikke være applicable for kommuner med ugetømning. En anden grund til valget er, at det muligvis er det lettest nedbrydelige biomasse, der nedbrydes først,

inden det når til biogasanlægget. Det er derfor formentlig mest interessant at se på begyndelsen af bionedbrydningen, hvor den lettilgængelige del af biomassen er tilgængelige for mikroorganismerne.

Udgangspunktet for projektet har været at designe en biomasse selv. Alternativt kunne der anvendes "rigtigt" KOD, som er udtaget fra husstande. Dog kan det være en udfordring at få en repræsentativ prøve udtaget friskt fra borgeres grønne spande. Dette ville kræve, at man modtager biomassen i sekundet, det smides ud i skraldespanden. Hvis dette skulle gøres, skulle man få rigtig mange borgere til, hver gang de smider KOD ud, at lægge det i fryseren i stedet. Derefter skulle madaffaldet hentes. Det ville være meget omfattende at få en repræsentativ prøve fra så mange borgere. Hvis der skulle indsamles et ton madaffald på denne måde over en måned, ville det kræve omkring 134 husstande tilmeldte sig (beregning i Bilag 4). Dette svarer til, at hver husstand skal have omkring 7,5 kg biomasse liggende i fryseren. Derudover ville det kræve, at husstandene var repræsentative for Danmarks befolkning. Et ton svarer til 0,0004 % af den samlede produceret mængde bioaffald i Danmark årligt (beregning i Bilag 4). Et ton bioaffald ville derfor muligvis ikke være en stor nok prøve til, at det er repræsentativt. Eksempelvis producerede Gladsaxe 51 % mere bioaffald indeholdende kød og kødlignende produkter end Guldborgsund. Omvendt producerede Guldborgsund 34 % mere bioaffald indeholdende langtidsholdbare fødevarer end Gladsaxe (Miljøstyrelsen 2018, s. 44 Tabel 22). Dette kan tyde på, at bioaffaldets karakteristika varierer meget fra kommune til kommune, men muligvis også fra person til person. Dette tyder på, at mængden af bioaffald, der indsamles, skal være relativt høj, inden mængden kan anses for at være repræsentativ. Derudover vil der være mange udfordringer i forbindelse med udrådning og udtagning af repræsentative prøver af så store mængder KOD, som det ville påkræve at indsamle, for at forsøget er repræsentativt.

Et andet alternativ til at producere en bioaffaldsmængde ville være af mere teoretisk karakter. Der findes biometanpotentialer for pulpet KOD fra forbehandlingsanlæg. Dermed kunne det undersøges, hvad forskellen i biometanpotentiallet på det pulpede KOD og friskt KOD er. Forskellen ville således være tabet af metan, inden det nåede fra husstanden til forbehandlingsanlægget. Dog bruger forbehandlingsanlæg også madaffald fra industrier (Miljøstyrelsen 2015, s. 13-14). Dermed vil friskt bioaffald og pulpet KOD ikke være sammenlignelige, da de indeholder forskellige organiske produkter.

5.1.3 Lagringen af bioaffaldsprøver

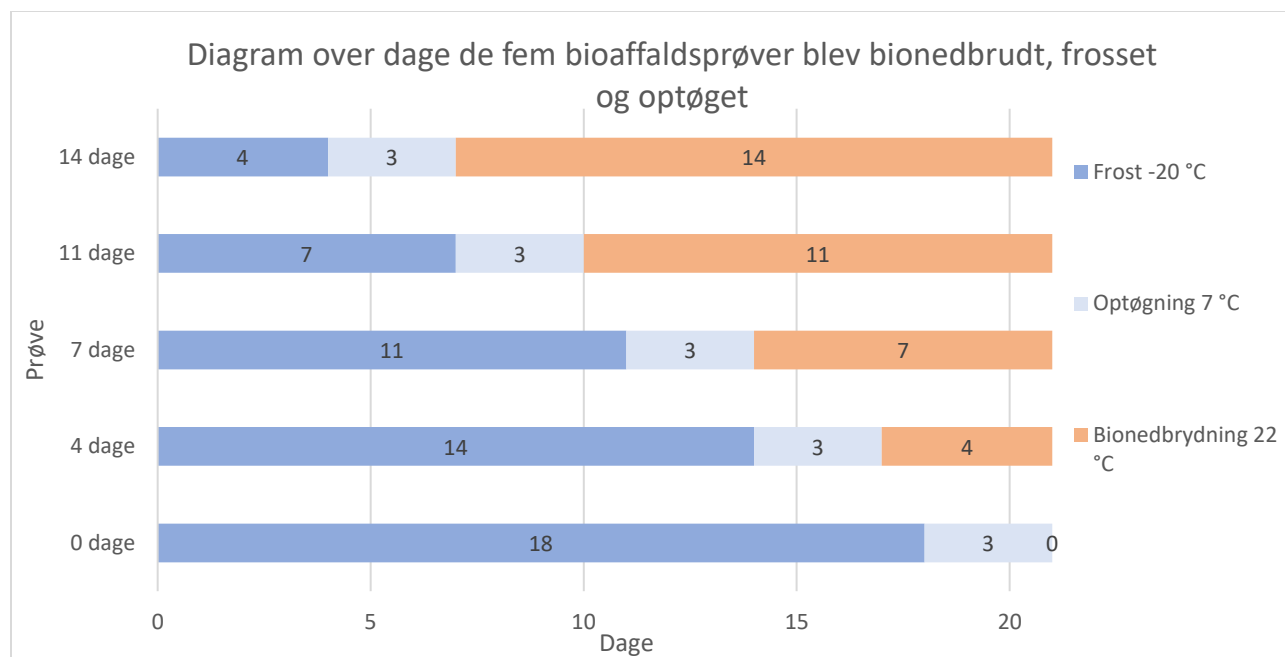
Den standardiserede KOD-prøve blev lagret i op til 14 dage. Da det anvendte system til måling af biometanpotentialer havde en begrænsning på 15 prøver ad gangen, var der også en begrænsning på

det antal lagringstider, der kunne anvendes. På den baggrund blev KOD-prøverne lagret i henholdsvis 0, 4, 7, 11 og 14 dage.

Følgende begrundelser ligger til grund for tidsintervaller:

- 0 dage: 0-dage-prøven anvendes som en referenceprøve i forhold til de andre bioaffaldsprøver. Uden denne prøve kan det ikke determineres, hvor stor en effekt lagring har på bioaffaldet i forhold til ingen lagring.
- 4 og 7 dage: Kommuner har normalt 7 eller 14-dages tømning for husholdningers bioaffald. Bioaffald vil derfor i gennemsnit lagres 3,5-7 dage. 4 og 7 dage blev valgt for at kunne sammenligne de to tømningsintervaller. Alligevel kan det pointeres, at bioaffaldet allerede har været udsat for udrådning, inden det smides ud i skraldespanden udenfor husholdningen.
- 11 dage: Denne lagringstid kommer tættere på også at omfatte lagring i den grønne spand sammen med husholdningen.
- 14 dage: Dette er det længste interval og blev medtaget for at observere et mere "ekstremt" tilfælde, hvor bioaffald lagres i væsentligt længere tid.

Det var nødvendigt at sætte alle bioaffaldsprøver over på samme tid, da det anvendte system til at måle biometanpotentiale kræver, at alle prøver påbegyndes på samme tid. Derudover blev det vurderet at det var mest optimalt at lave alle bioaffaldsprøver ud fra samme råvarer og derfor skulle de alle laves på samme tidspunkt. Efter de blev produceret, blev de frosset ned. Herefter blev de tøet op over tre dage, hvorefter de skulle stå i ca. 18 grader mellem 0-14 dage. I Figur 3 vises, hvordan bioaffaldsprøverne er håndteret, så alle prøver var parate på samme tid. På dag 0 blev alle prøver produceret. Derefter blev de nedfrosset i hhv. 4-18 dage. Derefter blev de optøet over tre dage, og til sidst stod de i stuetemperatur ($\approx 18^\circ\text{C}$) imellem 0-14 dage.



Figur 3 – Diagram over dage de fem bioaffaldsprøver blev bionedbrudt, frosset og optøget.

Fordelen ved denne metode er, at alle prøver er parate på samme dag. Ulempen er, at de skal fryses. I et studie blev det undersøgt, hvilken effekt frysning kunne have på biometanpotentialet af sukkerroer. Her viste det sig, at frysningen var med til at nedbryde cellevæggene og dermed skabe et større metanpotentiale. Dette kan muligvis betyde, at bionedbrydningen af KOD-prøverne også sker hurtigere, hvilken kan betyde, at effekten af lagringen af KOD-prøverne viser sig større, end den egentlig er (Buxy et al. 2014, s. 33). Alternativt skulle der produceres bioaffaldsprøver fem gange; 14 dage før, 11 dage før, 7 dage før osv. Ulempen ved dette er, at produktionen af bioaffaldsprøver aldrig er fuldstændig reproducerbar. Råvarer ændrer sig over tid, så eksempelvis bananer købt på en dag kan være forskellig fra bananer købt på en anden dag. Derudover vil tilberedningen af ris, pasta, hakket kød og fisk aldrig blive 100 % ens. Dermed ville der være en større risiko for, at indholdet af makronæringsstoffer, vandindhold, organisk tørstof osv. ville være forskelligt, hvis bioaffaldet til de forskellige lagringstider blev produceret på forskellige dage. Derfor blev det valgt at nedfryse prøverne, så bioaffaldsprøverne havde en mere ens sammensætning, men til gengæld havde været udsat for frost.

5.2 Biometanpotentiale

Følgende afsnit beskriver, hvordan TS (tørstof) og VS (volatile solids) er udregnet for projektets KOD-prøver. Afsnittet redegør ligeledes for opsættelse og udførelse af biometanpotentiale-forsøget.

For at kunne udregne en given biomasses BMP (biometanpotentiale) er det nødvendigt at kende mængden af TS og VS i prøven. TS (inorganisk og organisk tørstof) udregnes ved at veje biomassen før og efter tørring. Tørringen sker ved at indsætte prøven i en ovn, der er indstillet til $(105 \pm 5) ^\circ\text{C}$ i 16-24 timer, for at sikre at kun vandindholdet i prøven fordamper (CEN/TC 2003 s. 4). Følgende formel anvendes til at udregne tørstofprocenten (CEN/TC 2003 s. 6):

$$TS [\%] = \frac{m_{\text{tør}} - m_{\text{tara}}}{m_{\text{våd}} - m_{\text{tara}}} * 100$$

, hvor m_{tara} er vægten af skålen, $m_{\text{våd}}$ er vægten af skål og indhold (biomasse) og $m_{\text{tør}}$ er vægt af skål og tørret indhold (tørstof).

Tørstofprocenten anvendes efterfølgende til at udregne VS-indholdet af prøverne.

VS-indholdet i prøven udregnes ved at udgløde biomassen i en udglødningsovn ved $550 ^\circ\text{C}$ i to timer (CEN/TC 2003 s. 4). Dette sikrer, at alt organisk materiale fra prøven er fjernet. Når prøven er udglødet, er det muligt at udregne, hvor stor en del af tørstoffet, der var organisk og omsætteligt på et biogasanlæg. VS-procenten i prøven udregnes ved følgende formel (Bioprocess Control 2016, s. 56):

$$VS [\%] = \frac{m_{\text{tør}} - m_{\text{solid}}}{m_{\text{våd}} - m_{\text{tara}}} * 100$$

, hvor m_{solid} er vægten på prøven og skål efter udglødning ved $550 ^\circ\text{C}$.

Til KOD udrådningsforsøgene er der anvendt testsystemet "Bioprocess control AMPTS-II". Testsystemet måler det biokemiske metanpotentiale (BMP) af en given biomasse. Systemet fungerer ved at prøverne udrådnes i partier i systemets 15 batchreaktorer. Hver batchreaktor holdes ved en konstant temperatur, omrøres under hele forsøgsperioden og skifter efter et givent tidsinterval retning for at sikre udførlig omrøring. Ved forsøgsopsætningen får alle 15 reaktorer tilført inokulum, og det substrat, der skal måles på - i dette tilfælde KOD. Den inokulum, der blev tilført reaktorerne, kom fra Solrød Biogasanlæg, og den dag inokulum blev hentet, var reaktoren på omkring $42 ^\circ\text{C}$ ($\pm 0,1 ^\circ\text{C}$ top/bund). Derfor blev temperaturen på testsystemet sat til samme temperatur. Der kan i reaktoren være forskellige hotspots,

hvor temperaturen varierer. Inokulum fra Solrød Biogasanlæg blev filteret i en 2 mm sigte og efterfølgende henstillet i et varmeskab i 5 dage. Inokulum blev filtreret, inden det blev anvendt i reaktorerne, for at sikre at massen var homogen og uden eventuelle korn eller lign., der ville kunne give usikkerheder i forsøgets resultater. Inokulum blev opbevaret til afgasning i et varmeskab i 5 dage, så mest muligt af den gas, som inokulum potentielt kunne frigive, var afgasset inden forsøget blev opstartet (Bioprocess Control 2016, s. 57). Inokulum fra Solrød Biogas blev anvendt til forsøget, grundet at Solrød Biogas allerede anvender KOD som indgangsmateriale, og det anbefales at anvende en type inokulum, der har tilvænnethed sig den type substrat, der skal måles på (Bioprocess Control 2016, s. 57).

Alle systemets 15 batchreaktorer indeholdte inokulum, og reaktorerne kan inddeles i tre prøvetyper: KOD-prøver, blindprøver og kontrolprøver, jf. Tabel 3. KOD-prøverne fik tilført en mængde af det tidligere producerede KOD for hhv. 0, 4, 7, 11 og 14-dage. Alle KOD-prøverne blev opstillet i par – to reaktorer per KOD-prøve. Kontrolprøverne fik tilført substratet Avicel, som har et højt indhold af kulhydrat og anvendes som en indikator for, om der er problemer med den anvendte inokulum, og om forsøget forløber korrekt. Blindprøverne indeholdte udelukkende inokulum og blev anvendt til at modregne den mængde metangas, der bliver produceret fra inokulum isoleret set. Der blev i forsøget afsat 3 reaktorer til blindprøver. KOD-substratet og inokulum blev doseret i batchreaktoren ud fra en VS-ratio på 1 g VS_{substrat} til 2 g VS_{inokulum}. Det anbefales, at der afsættes tre batchreaktorer til hvert substrat, som skal testes (Bioprocess Control 2016, s. 57), men valget om kun at udføre to prøver for KOD og kontrollen byggede på et ønske om at have flere lagringstider. Dog kan det være et problem, hvis der sker fejl for nogle prøvetyper, da der derfor kun vil være ét datagrundlag for en lagringstid.

Tabel 3 - Batchreaktorers prøvenavn og antal batchreaktorer, der blev anvendt til hver prøve.

Prøvenavn	Antal batches
Kontrol (Avicel)	2
Inokulum	3
0 dage	2
4 dage	2
7 dage	2
11 dage	2
14 dage	2
ialt	15

Efter at både inokulum og substrater var afmålt og fyldt i reaktorerne, blev forsøget opsat og startet. Den biogas, som blev produceret fra batchreaktorerne, blev filteret igennem en CO₂-fælde, der består af en vandig natriumhydroxid opløsning (3M), som sikrede, at kun metangassen blev målt. CO₂-fælden absorberer den CO₂, der bliver produceret fra substratet under udrådning og har en absorberingsgrad på >98% (Bioprocess Control 2016, s. 23).

Metanen fra reaktorerne blev derefter ført videre fra CO₂-fælden og semikontinuerligt målt pr. 10. Nml produceret metangas. Gasmængden blev målt for hver batchreaktor de følgende 44 dage. Efter 44 dage udregnes metanproduktion per gram VS for batchreaktorerne. Reaktorerne med KOD producerer, som tidligere nævnt, også gas fra den tilsatte inokulum, og blindprøverne med inokulum blev derfor anvendt til at modregne den produktion af metan (Bioprocess Control 2016, s. 23 og 61-64):

$$BMP_{sample} \left[\frac{NmL CH_4}{g VS} \right] = \left(\frac{V_s - V_B * \left(\frac{m_{VS,IS}}{m_{VS,IB}} \right)}{m_{VS,SS}} \right)$$

, hvor V_s er det akkumulerede metanvolumen fra det tilføjede substrat, V_B er akkumuleret metanvolumen i blindprøverne (inokulum), m_{VS,SS} er VS-mængden af substrat i substratprøve (g), m_{VS,IS} er VS-mængden af inokulum i substratprøven (g), og m_{VS,IB} er VS-mængde af inokulum i blindprøve.

Forsøget forløb i 44 dage, da der efter 44 dage blev produceret under 5 Nml CH₄ dagligt for alle batchreaktorer, hvilket er den anvendte grænse for, hvornår udrådningforsøg skal afsluttes (Bioprocess Control 2016, s. 56).

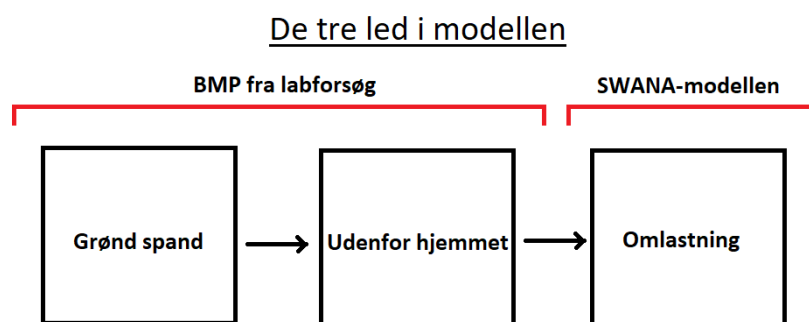
5.3 Modelering for at undersøge karbontabet fra bionedbrydning målt på drivhusgasudslip og metan/biogas

Dette afsnit har til hensigt at vise den model, som kan anvendes til at beregne karbontab i KOD ud fra, hvilken affaldshåndtering der er blevet valgt. I dette projekt er casen Lejre Kommune, men modellen bygges op således, at den også kan anvendes til andre affaldsoplande ved indtastning af affaldsdata fra det givne affaldsopland. Modellen er overordnet lavet sådan, at der skal indtastes nogle tal omkring en specifik affaldshåndtering. De tal, der overordnet skal indtastes er:

- Mængde KOD i affaldshåndteringen
- Tømningsinterval (typisk 7 eller 14 dage)
- Omlastningstid

Mængden af KOD kan udregnes indenfor en given periode, og der kan som udgangspunkt laves et vinter- og sommerscenarie (6 eller 22 C°).

I modellen beregnes tabet i alle led som CH₄, CO₂ og samlet CO₂-ækvivalenter samt det procentvise tab. Modellen beregner tabet i tre led; "den grønne spand i køkkenet", "ude i affaldsbeholderen" og "omlastning". Figur 4 viser de tre led i modellen, og hvilke udregninger som ligger til grund for leddene. De to første led baserer sig på de BMP-forsøg, der blev udført i forbindelse med projektet. Laboratorieanalyserne blev udført for at simulere lagringen af de første to led. Det sidste led "omlastning" bygger på modeller, som simulerer biogastabet på lossepladser.



Figur 4 - De tre led i modellen, hvoraf de to første led, hvor der kan forekomme bionedbrydning, er i den grønne spand, dog udenfor hjemmet. De to første led udregnes ud fra BMP-forsøg i rapporten. Det sidste led er ved omlastningen. Dette led udregnes ud fra SWANA-modellen.

5.3.1 BMP fra labforsøg

For at udregne tabet i de første to led er det vigtigt at kende renovatørens tømningsinterval af KOD og lagringstiden af KOD i den grønne spand. Lagringstiden er som standard sat til en dag (gennemsnit af to dage for enfamiliehuse) for den grønne spand (Påledal et al. 2018, s. 641).

Tømningsintervallet for skraldespande i gården kan justeres med mellem 0-13 dage, hvoraf de forskellige intervaller er 0, 3, 6, 10 og 13 dage, som er de lagringstider, der er anvendt i forsøget fratrasket lagringstiden i den grønne spand (se afsnit "Lagringen af bioaffald"). Modellen er også bygget op således, at der i en affaldsplanlægning kan differentieres mellem, hvilken affaldshåndtering der er i kommunen. Eksempelvis kan en kommune have både nedgravede affaldsløsninger og almindelige gårdskraldespande for forskellige etageboliger. Affaldsløsningen kan have en indflydelse på bionedbrydningen, og der kan også være forskellige tømningsintervaller på forskellige affaldsløsninger. Det skal angives i procent, hvordan fordelingen mellem affaldsløsninger er for affaldshåndteringen, og

det er derfor muligt at differentiere i modellen med fire forskellige affaldsløsninger, som nemt kan udvides.

5.3.2 SWANA-modellen

SWANA-modellen anvendes til at beregne bionedbrydningen ved omlastningen. SWANA-modellen er en metode til at simulere biogasproduktionen for en losseplads' dagrenovation ud fra en første ordens ligning. Således udregnes metanproduktionen for omlastningen:

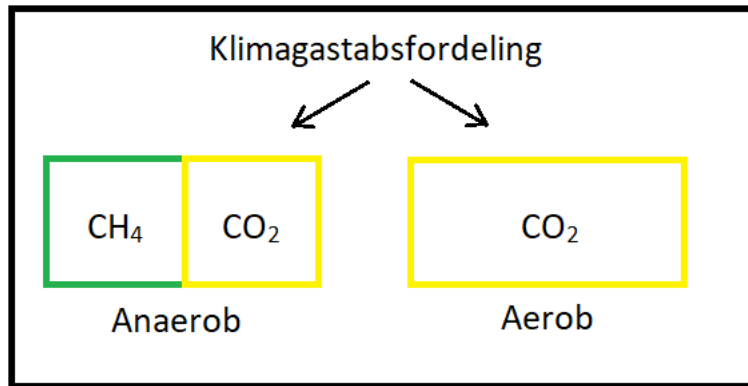
$$Y(t) = BMP \cdot k' \cdot e^{-k' \cdot (t - t'_{0B})} \cdot \left(\frac{k' + s'}{s'} \right) \cdot \left(1 + e^{-s' \cdot (t - t'_{0B})} \right)$$

, hvor $Y(t)$ er metanproduktionen til tiden t , k' er nedbrydningskonstanten defineret til $0,289 \text{ år}^{-1}$ ($7,91 \cdot 10^{-4} \text{ dage}^{-1}$), t'_{0B} er metanproduktionens begyndelse (sat til 3 dage), og s' er formparameteren, som definerer spredningen af metanproduktionen for tiden $\rightarrow \infty$ (sat til $0,11 \text{ år}^{-1}$). (De la Cruz & Barlaz 2010, s. 4722; Gourc et al. 2010, s. 1560; Zordan et al. 2013, s. 10). Modellen baserer sig originalt på biogaspotential, men i dette projekt anvendes biometanpotential i stedet (BMP i stedet for BP). Det forudsættes derfor, at metanprocenten er ens igennem hele perioden, selvom metanprocenten i begyndelsen vil være lavere, hvorefter den stiger til et stabilt niveau efterfulgt af endnu et fald (Zordan et al. 2013, s. 8). Der forudsættes en metanprocent på 50 for den akkumulerede biogasmængde til alle tider.

SWANA-modellen er lavet til deponering af dagrenovation, og der er mange forhold, som er anderledes ved et deponi og en omlastning, herunder tid, temperaturudvikling, fysiske forhold (højde på affaldsbunke, underlag, vandindhold) osv. For at SWANA-modellen i større grad også kan repræsentere omlastning, kræves der muligvis derfor mere viden om, hvordan omlastningen har en effekt på bionedbrydningen.

5.3.3 Udregning fra metantab til CO_2 -ækvivalenter

De to udregningsmetoder for de tre led i modellen vil som udgangspunkt svare på, hvor stort et metantab der er i leddene. Ud fra metantabet kan også udregnes, hvor stort et CO_2 tab der er i systemet. Som beskrevet i afsnit "Bionedbrydning af KOD" findes der både en anaerob og aerob proces. Dette er også skitseret i Figur 5.



Figur 5 – Viser modellens måde at simulere fordelingen af biogas ved bionedbrydning.

Lige nu er der i de to beregningsmetoder kun udregnet metantabet under fuldstændige anaerobe forhold, så derfor regnes baglæns for også at få CO₂-tabet. Til det skal man kende metanprocenten for den anaerobe proces og fordelingen mellem anaerobe og aerobe processer i bionedbrydningen.

Funktionen, der er opstillet til klimagastabsfordelingen, ser således ud:

$$CH_4 [Nm^3] = BMP_{tab} * Procentvis\ tab_{anaerob}$$

$$CO_2 [Nm^3] = BMP_{tab} * Procentvis\ tab_{anaerob} * \left(\frac{1}{\frac{P_{CH_4}}{100}} - 1 \right) + BMP_{tab} * Procentvis\ tab_{aerob} * \frac{1}{\frac{P_{CH_4}}{100}}$$

, hvor P_{CH_4} er metanprocenten for den anaerobe proces, procentvis $tab_{anaerob}$ er den andel af anaerobe processer i bionedbrydningen, procentvis tab_{aerob} er den andel af aerobe processer i bionedbrydningen og BMP_{tab} er det udregnet tab for en af de tre led udregnet med en af de to beregningsmetoder i biometantab.

Nu kendes rumfanget af CO₂ og CH₄, hvorved det skal omregnes til tons. Til omregningen anvendes molarmassen for CO₂ og CH₄ på hhv. 44,0095 g/mol og 16,0423 g/mol og Avogadros tal (Mohr et al. 2016, s. 62 beregnet ud fra STP 273,15 og 1 ATM):

$$m_{CO_2} = \frac{M_{CO_2}}{N_A} = \frac{44,0095 \frac{g}{mol}}{22,41 \frac{l}{mol}} = 1,96349 \text{ g/l}$$

$$m_{CH_4} = \frac{M_{CH_4}}{N_A} = \frac{16,0423 \frac{g}{mol}}{22,41 \frac{l}{mol}} = 0,71573 \text{ g/l}$$

, hvor N_A er avogadros konstant ved STP, og M er molarmassen. Således kendes forholdet mellem rumfang og vægt af de to klimagasser. Når vægten af CH_4 skal omregnes til det ækvivalente for CO_2 , ganges med CH_4 klimagaspotentialer på 100 år (GWP100) på 28 (IPCC 2014, s. 87).

5.4 Økonomi

Formålet med afsnittet er at få en viden omkring, hvad det økonomiske tab for biogasanlæg er ved bionedbrydning af KOD uden for biogasanlægget. Dertil er det nødvendigt at vide, hvor meget biogas er værd. Første del omhandler, hvordan tilskud til biogas beregnes nu og fremtidigt. Efterfølgende redegøres for, hvor meget biogas sælges for på energimarkedet. I beregningen er udgangspunktet kraftvarmeproduktion, men der kan også tages udgangspunkt i opgraderet biogas. Derudover vil der ved spidslast ofte være tilsluttet en kedel på elproduktionen, som gør, at en del af gassen går til varmeproduktion.

5.4.1 Tilskud og naturgaspriser

I udgangspunktet er der tre tilskud til elproduktion fra biogas:

- Fast afregningspris på 79,3 DKK per kWh – nettoprisreguleret
- Naturgasreguleret
- Ekstrapristillæg som aftrappes (udfaset)

Det sidste ekstrapristillæg er på 10 øre pr. kWh time for biogas anvendt på anlæg, der helt eller delvist anvender biogas til elproduktion. Det nedsættes hvert år med 2 øre frem til 2019, som er det sidste år tillægget eksisterer. Efterfølgende er det således udfaset (LBK nr. 356 af 04/04/2019, § 43 a stk. 5 og § 43 e stk. 4).

Den faste afregningspris udregnes i udgangspunktet 79,3 DKK/kWh. Dette reguleres hvert år fra 2013 og reguleres ud fra 60 % af nettoprisudviklingen i forhold til 2011. Således ser regnestykket sådan ud:

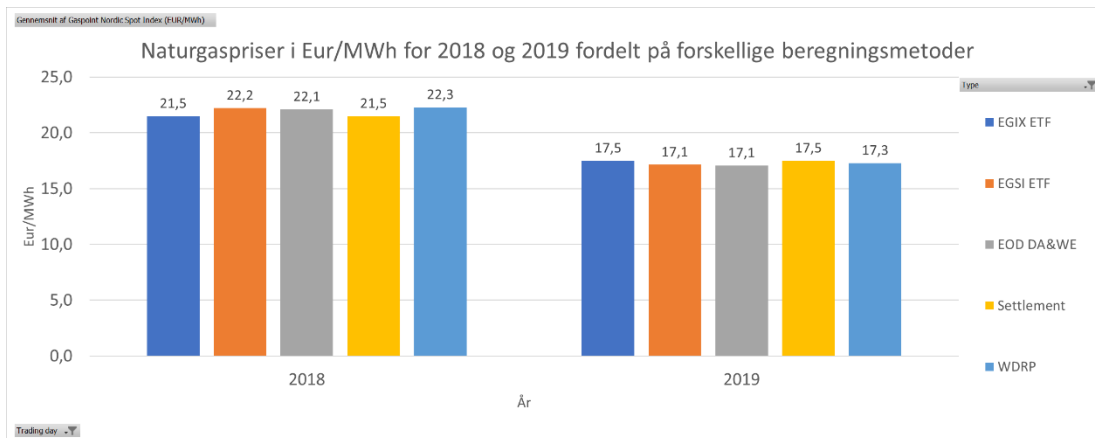
$$P_{\text{Pristillæg fast afregningspris}} \left[\frac{\text{øre}}{\text{kWh}} \right] = 79,3 \frac{\text{øre}}{\text{kWh}} * \left(1 + \frac{NPI_{\text{foregående år}} - NPI_{2011}}{NPI_{2011}} * 0,6 \right)$$

, hvor $NPI_{\text{foregående år}}$ er nettoprisindekset for det foregående år af, hvornår pristillægget udregnes for, NPI_{2011} er det år, de 79,3 DKK/kWh udregnes fra. Til beregning af det fremtidige pristillæg anvendes fremskrevne inflationsantagelser (Energistyrelsen 2018, Tabel 1c).

Det naturgasreguleret pristillæg reguleres hvert år ud fra forskellen mellem basisprisen på 53,2 DKK/GJ og det nuværende gasspotprisindeks (LBK nr. 356 af 04/04/2019, § 43 e stk. 2). Det vil sige, at hvis naturgasprisen stiger med en krone per gigajoule, falder biogastilskuddet med en øre per kWh og vice versa. Derudover tillægges et grundtilskud på 26 kr/GJ:

$$\text{Pristillæg}_{\text{naturgasreguleret}} \left[\frac{\text{øre}}{\text{kWh}} \right] = 26 \frac{\text{øre}}{\text{kWh}} - \left(53,2 \frac{\text{kr}}{\text{GJ}} - \text{Årlige naturgaspris} \right)$$

I VE-loven beskrives, hvordan den årlige naturgaspris er day-ahead priser på den danske gasbørs og er udregnet ud fra kroner per kubikmeter omregnet med naturgas' nedre brændværdi (LBK nr. 356 af 04/04/2019, § 43 e stk. 5). På Energistyrelsens hjemmeside oplyses en nedre brændværdi på 39,6 GJ/1000 Nm³. Derudover stammer naturgaspriser fra gaspointnordic.com (Energistyrelsen u.d.). Det oplyses ikke specifikt, hvilke naturgaspriser der er anvendt, men de eneste naturgaspriser, som er day-ahead er The European Gas Spot Index (EGSI ETF), der tidligere var Gaspoint Nordic Spot Index (GPN SI). I Figur 6 vises de forskellige beregningsmodeller til at udregne markedsprisen for naturgas. De forskellige beregningsmodeller varierer en smule fra hinanden.



Figur 6 - Naturgaspriser i euro/MWh for 2018 og 2019 fordelt på forskellige beregningsmetoder. Kilde: Data hentet med adgang til gaspointnordic.com.

Det oplyses ikke i VE-loven, hvordan årlige naturgaspriser er vægtet i forhold til de enkelte handler. Der er umiddelbart fire forskellige vægtninger, som ville give mening ud fra de data, der foreligger for EGSI ETF/GPN SI:

- Vægtning på gennemsnitlige dagspriser
- Vægtning på antallet af handler foretaget for hver naturgaspris
- Vægtning på kubikmeter handlet med for hver naturgaspris
- Vægtning på MWh handlet med for hver naturgaspris

Bilag 5 (graf) viser de forskellige vægtninger, og Tabel 4 viser forskellen i vægtningen. Der kan være en rimelig stor forskel i forhold til den vægt, der vælges ud fra. Eksempelvis var der i 2013 en forskel på 2,28 DKK/GJ fra gennemsnitlige naturgaspris Energistyrelsen brugte (64,1 DKK/GJ), og naturgasprisen vægtede på Nm³ (66,3 DKK/GJ). Det vil sige, at der vil være op til 2,28 øre forskel på tillægget afhængig af, hvilken vægtning Energistyrelsen bruger. Dermed vil en biogasmotor, som producerede 23 GWh el i 2013, miste 524.400 kr, pga. at Energistyrelsen ikke vægtede naturgaspriser. Det skal nævnes, at MWh og kubikmeter har den samme vægtning, da det viser sig at være et fast omregningstal, der differentierer de to tal fra hinanden. Hvis ikke naturgasprisen vægtes, vil det muligvis betyde, at et tidspunkt, hvor prisen har været meget høj, som har resulteret i et mindre salg af gas, vægtes lige så højt, som dage, hvor prisen er lav, hvor det har resulteret i et større salg af naturgas.

Tabel 4 - Maksimum, minimum og forskel på pris i forhold til vægtning på naturgaspriser (EGSI ETF/GPN SI) fordelt på år. Kilde: Behandlet data fra gaspointnordic.com

År	Maks	Min	Forskel	Enhed
2010	42,45	41,58	0,87	DKK/GJ
2011	53,80	52,93	0,88	DKK/GJ
2012	58,40	57,54	0,86	DKK/GJ
2013	66,34	64,06	2,28	DKK/GJ
2014	49,24	48,46	0,78	DKK/GJ
2015	45,62	45,12	0,50	DKK/GJ
2016	31,31	31,05	0,27	DKK/GJ
2017	37,78	37,32	0,46	DKK/GJ
2018	51,61	50,80	0,80	DKK/GJ
2019	40,43	39,25	1,18	DKK/GJ

Gennemsnittet er ikke vægtet, selvom dette ville være mere akkurat. Dette skyldes, at beregningerne viser, at Miljøstyrelsen ikke har vægtet gennemsnittet (Tabel 5). Dermed er det ikke-vægtede gennemsnit valgt til det NPI-regulerede tilskud.

Tabel 5 - Vægtede og ikke-vægtede gennemsnitlige naturgaspriser. Kilde: Behandlet tal hentet fra gaspointhordic.com og Energistyrelsen u.d..

Trading day	Gennemsnit af Pris	Energistyrelsen naturgaspriser	Vægtning på Nm ³	Vægtning på antal handler	Vægtning på MWh	Vægtning på dag	Enhed
2012	57,5	57,5	58,4	57,9	58,4	57,7	DKK/GJ
2013	64,1	64,1	66,3	65,5	66,3	64,4	DKK/GJ
2014	48,5	48,5	49,2	48,6	49,2	48,6	DKK/GJ
2015	45,5	45,6	45,1	45,4	45,1	45,6	DKK/GJ
2016	31,2	31,1	31,3	31,0	31,3	31,2	DKK/GJ
2017	37,7	37,7	37,7	37,3	37,7	37,8	DKK/GJ
2018	50,8	50,8	51,1	51,6	51,1	50,9	DKK/GJ

Udregningen af, hvilken pris biogas årligt er solgt til, er baseret på vægtede naturgaspriser på kubikmeter. Dermed anvendes priser vist i Tabel 5 "Vægtning på Nm³" (Eller "vægtning på MWh). Til fremtidige naturgaspriser anvendes CIF-priser vist i Bilag 6 med begyndelse i 2020 og frem til 2040. Naturgaspriser fra 2019 er kun beregnede priser frem til 29/4 2019.

I Tabel 6 vises de samlede beregninger for tilskud og naturgaspriser mellem 2018 og 2029. Generelt stiger det indeksregulerede pristillæg grundet stigningen i nettoprisindekset. Det naturgasregulerede pristillæg falder, dels på grund af grundtillæg på 26 øre/kWh blev nedsat til 18 øre/kWh fra 2018 til 2019 og dels på grund af stødt stigende naturgaspriser frem mod 2029. En undtagelse er et forventet fald i naturgasprisen i 2020, som kan resultere i højere pristillæg i 2021. De samlede priser for biogas stiger med 1,4 % (2 øre/kWh) mellem 2021 og 2029.

Tabel 6 - Viser nuværende og fremtidige pristillæg og biogaspriser frem til 2029.

	Pristillæg 1	Pristillæg 2				Afregningstype
	Indekspris-	Naturgas-	Tillæg fast	Biogaspris	Samlet pris	for
	reguleret	reguleret	aftrapning		Enhed	naturgaspriser
2018	82,1	41,5	4	25,5	153	øre/kWh GPN Spot Index
2019	82,6	20,4	2	20,2	125	øre/kWh EGSi ETF
2020	83,2	32,0	0	18,0	133	øre/kWh EGSi ETF
2021	84,1	35,2	0	18,4	138	øre/kWh NPI/CIF
2022	84,7	34,3	0	19,1	138	øre/kWh NPI/CIF
2023	85,5	32,9	0	19,7	138	øre/kWh NPI/CIF
2024	86,4	31,7	0	20,3	138	øre/kWh NPI/CIF
2025	87,3	30,4	0	20,9	139	øre/kWh NPI/CIF
2026	88,2	29,3	0	21,7	139	øre/kWh NPI/CIF
2027	89,0	27,7	0	22,4	139	øre/kWh NPI/CIF
2028	90,0	26,3	0	23,0	139	øre/kWh NPI/CIF
2029	91,0	25,0	0	23,7	140	øre/kWh NPI/CIF
Gns.	86,2	30,6	0,5	21,1	138	øre/kWh

5.4.2 Dækningsbidrag

For at undersøge, hvilket tab der er ved bionedbrydning af KOD, anvendes dækningsbidraget som beregningsmetode til at se, hvilken effekt tabet fra bionedbrydningen har økonomisk.

I et dækningsbidrag beregnes om det kan betale sig at anvende en vare i forhold til de variable omkostninger, der er forbundet med produktion, anskaffelse og afsætning af varen. Således kan varen også sammenlignes med andre varer, som kan substituere varen til samme produktion. I projektets tilfælde er varen KOD, som biomasse til et biogasanlæg, og varer som kan substituere KOD er andre organiske biomasser, der kan anvendes på et biogasanlæg. KOD har en indtjening, som blev beregnet i forrige afsnit. Varen (biogas) var således i gennemsnit 1,38 kr/kWh værd (7,58 kr/Nm³).

Til værdien af KOD modregnes de variable omkostninger. Til dette er anvendt udregningen af dækningsbidraget fra Gaarsmand og Kjær (2017, Bilag 5, 7 & 10), som bygger på etableringen af et

biogasanlæg i Odsherred Kommune ved Vig på 80.000 tons. De variable omkostninger, som anvendes, er følgende (Gaarsmand og Kjær 2017, Bilag 10):

- Anlægsinvesteringen er på 30 mio. DKK (heraf et anlægstilskud på 10 mio. DKK). Beløbet dækker overordnet set etableringen af et biogasanlæg.
- Driftsomkostninger, som dækker over vedligehold, eftersyn, driftsudgift, afskrivning og andre udgifter, der ligger til grund for at opretholde et biogasanlæg. I Gaarsmand og Kjær (2017, Bilag 7) er driftsomkostninger udregnet til 36,75 DKK/tons vare.
- Anskaffelse af organiske biomasser har ofte en pris. KOD er i projektet sat til 100 DKK/tons.
- Forbehandling af organiske biomasser er somme tider nødvendige, for at det kan anvendes i et biogasanlæg. Eksempelvis skal KOD først forbehandles på et forbehandlingsanlæg for at overholde grænseværdier for urenheder (BEK nr. 1001 af 27/06/2018, § 10). Derefter skal det iht. Affald-til-jordbekendtgørelsen Bilag 3 hygiejniseres (BEK nr. 1001 af 27/06/2018, Bilag 3). Det forudsættes dog, at hygiejnisering ikke har det store varmetab, da der varmeveksles mellem to hygiejniseringsstanke, og at temperaturstigningen dermed har samme funktion som opvarmning med kedel, inden det indføres i udrådningstanken. Forbehandling er estimeret til 120 DKK/tons.
- Transport af biomasser fra og til anlægget udregnes med 0,9 DKK/km/tons. Det forudsættes, at den samlede transport er 24 km. Det vil stige ved udvidelse af anlægget og vice versa.
- Kedelforbrug dækker over opvarmning af den organiske biomasse, inden det føres ind i udrådningstankene. Generelt modregnes det metanproduktionen på anlægget. Derudover regnes et elforbrug på varmepumpen på 6,4 DKK/tons.

5.5 Interview og mailkorrespondancer

Dette afsnit redegør for ekspertinterviewet med Malene Krogh, som er affalds- og genbrugsmedarbejder i Lejre Kommune. Afsnittet vil beskrive den udførte interviewteknik, samt hvad Malene Krogh har bidraget med. Interviewet er inddraget for at få en indsigt i de overvejelser, der bliver gjort fra kommunal side, når der i kommunen bliver lavet affaldsplaner, men ligeledes at få indsigt i Lejre Kommunes overvejelser med henblik på renovationspriser, valg af affaldsspande og overvejelser om økonomisk og miljømæssig bæredygtighed i Lejre Kommune.

I dette speciale er der inddraget et semistruktureret ekspertinterview med Malene Krogh fra Lejre Kommune. Malene Krogh har en erhvervsmæssig baggrund i Teknik- og Miljøforvaltningen i Københavns Kommune, hvor hun bl.a. har været projektleder på kommunikationsopgaver omkring affald, haft dialog med borgere om affaldssortering og lavet husstandsundersøgelser om borgernes håndtering af affald. I Lejre Kommune er hun en del af affaldsafdelingen i Teknik- og Miljøforvaltningen sammen med én kollega. Malene Krogh er valgt som informant, da hun er medansvarlig for affaldsområdet i Lejre Kommune.

Interviewet skal give indblik i, hvilke overvejelser og udfordringer der har været i forbindelse med implementering af kildesortering i Lejre Kommune, hvad det økonomisk koster i renovationspriser at indsamle affaldet, valg af skraldespande m.m..

Det blev vurderet forud for interviewet, at et interview ville være den bedste måde at få en beskrivelse af overvejelser i forbindelse med valg af affaldsindsamlingsordningen i Lejre Kommune, vægtning af økonomi og miljø, samt udbudsprocessen i forbindelse med den udvidede kildesortering i Lejre Kommune, da disse informationer og overvejelser ikke var offentligt tilgængelige. Der blev udført et semistruktureret ekspertinterview, grundet at det giver mulighed for at stille uddybende spørgsmål under interviewet, og dermed giver det plads til at følge informantens beretninger, da et semistruktureret interview giver mulighed for at følge den historie, som informanten er optaget af (Brinkmann & Tanggaard 2015, s. 36). Interviewet blev udført ud fra en planlagt interviewguide, der er vedlagt som Bilag 9. Interviewguiden blev udarbejdet med muligheder for at stille uddybende spørgsmål undervejs, hvis informanten havde tilføjelser eller supplerende oplysninger, der ikke nødvendigvis lagde sig op af interviewspørgsmålet (Brinkmann & Tanggaard 2015, s. 36). Lydfilen med interviewet er vedlagt i Bilag 9. Udover informationer fra det udførte interview har Lejre Kommune bidraget med affaldsdata fra kommunens sammensætning af dagrenovationen i Lejre, samt en brugerundersøgelse fra borgere i Lejre Kommune.

5.6 Lejre Kommunes håndtering af KOD

For at kunne målrette modelberegninger specifikt til Lejre Kommunes affaldshåndtering har det været nødvendigt at indhente forskellige data. Følgende afsnit præsenterer de dokumenter og data omkring Lejre Kommune, der er anvendt i modellen, som anvendes til analysedel 2 og 3.

I forbindelse med udarbejdelsen af modellen specifikt til Lejre Kommune har der været en kontakt til Lejre Kommune, hvor deres indehavende data er modtaget. Der har derfor samlet set været to årsager til dette. Først kræves der for at lave nogle detaljerede beregninger for Lejre Kommune også nogle detaljerede tal. Derudover er modellen også bygget op på en sådan måde, så den tilpasses tilgængelige data. Hensigten med modellen var, at den relativt nemt kunne implementeres for kommuner (eller andre affaldsoplande). Det ville derfor være en stor barriere, hvis modellen blev opbygget på en sådan måde, at der var påkrævet et så detaljeret datagrundlag, så kommuner skulle udarbejde yderligere data for at kunne anvende den. Eksempelvis har data for mængder KOD i kommunen ikke været sat op på boligtype (parcelhus, etagebolig, kollegie osv.). Dermed er der anvendt nogle omregningsfaktorer og Danmark Statistik i stedet, hvilket muligvis ikke er lige så eksakt. Dermed har der været en frem og tilbage korrespondance, hvor der er udarbejdet en modelstruktur, hvorefter Lejre Kommune overdragede relevante data. I nogle tilfælde har kommunen ikke haft de data, og modellen er så efterfølgende blevet tilpasset således, at svar kunne findes på anden vis.

Således er følgende datagrundlag indhentet til Lejre Kommunes affaldshåndtering af KOD:

- Antal husstande fordelt på boligtype i Lejre Kommune. Hentet fra Danmarks Statistik (BOL101).
- Mængde produceret fra husstande fordelt på etageboliger og villaer. Modtaget fra Lejre Kommune og udført af Econet (2019) (sammensætning ved villaer) og beregnede værdier tilpasset Lejre Kommune fra Miljøstyrelsen (2018, s. 5) (Sammensætning for etageboliger).
- Affaldsmængder 2018 fordelt på måned: Modtaget af Lejre Kommune udført af Rambøll (Juniorkonsulent Stefan Emil Danielsson).
- Tømningsordning: Hentet fra Lejre Kommune (2014, Bilag 8).
- Tømningspris (affaldsgebyrer): Hentet fra Lejre Kommune (2018, s. 1)

6 Analyse

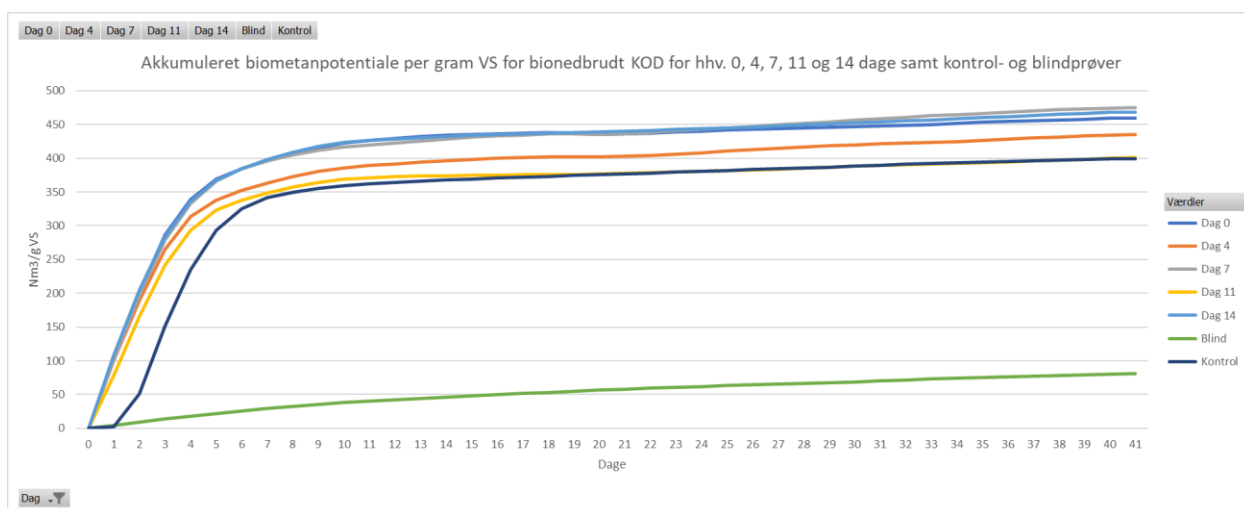
Følgende analyseafsnit behandler data, hvor BMP-forsøg (analysedel 1) først præsenteres. Efterfølgende bliver data anvendt i modelberegninger for Lejre Kommune samt tømningspriser (analysedel 2 og 3). Til sidst anvendes beregninger fra modellen til udførelse af dækningsbidraget (analysedel 4).

6.1 Bionedbrydning af KOD (BMP-forsøg)

Følgende afsnit præsenterer de analyseresultater, som er blevet foretaget i projektet for at undersøge bionedbrydningen af bioaffald.

I Figur 7 ses den akkumulerede biometanproduktion for de forskellige lagringstider af KOD.

Kontrolprøven ligger på $403 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$, hvilket er indenfor det normale interval på $380 \pm 42 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$, og det må konkluderes, at forsøget forløb korrekt (Bioprocess Control 2016, s. 69). KOD-prøverne producerede fra begyndelsen et højt metanudbytte, som var højere end kontrolprøven.



Figur 7 - Akkumuleret biometanpotentiale per gram VS for bionedbrudt KOD for hhv. 0, 4, 7, 11 og 14 dage samt kontrol- og blindprøver.

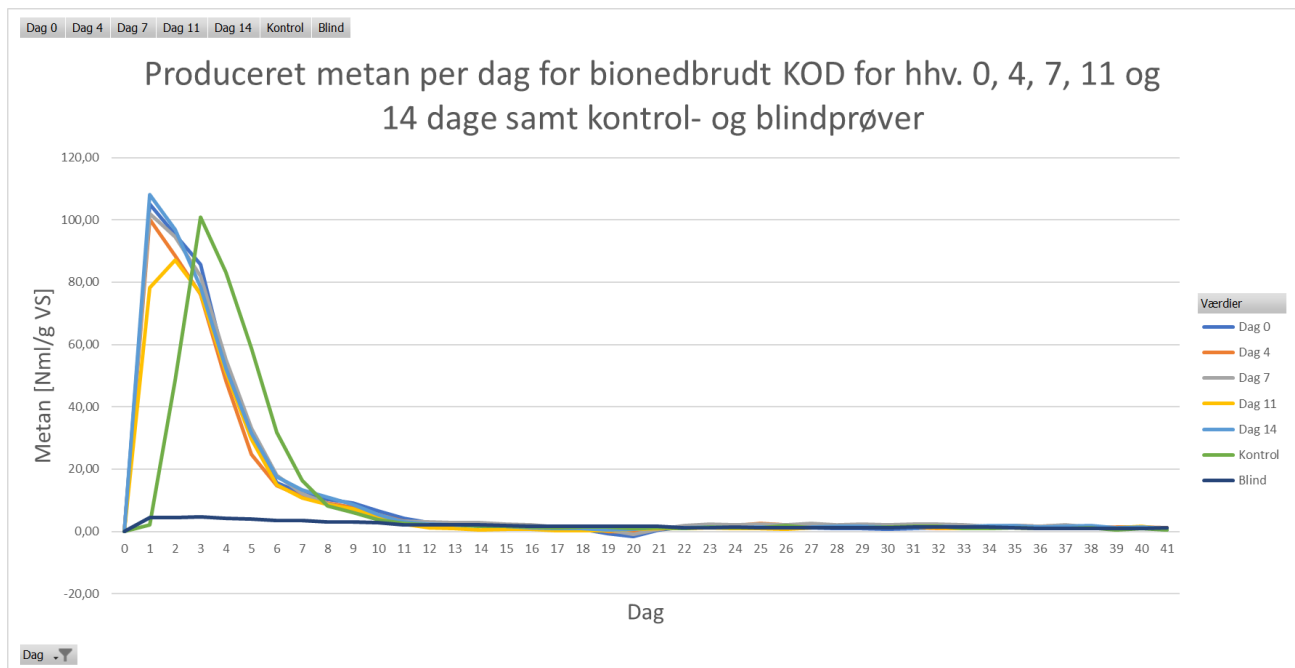
Generelt må det konkluderes, at der ikke er nogen sammenhænge mellem den tid KOD-prøverne er lagret, og hvor meget metan der bliver produceret. I Tabel 7 ses de forskellige BMP-resultater for KOD-prøverne. Dag 7 har det højeste BMP på $475,1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$ efterfulgt af dag 14 på $468,7 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$ og dag 0 på $459,7 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$. Umiddelbart må det vurderes, at usikkerheden er større end forskellen i resultaterne. Længere nede ligger dag 4 på $435,3 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$ og dag 11 på $401,0 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{g VS}$. I en undersøgelse foretaget af DTU blev biometanpotentialet for biopulp målt ved at udtage prøver fra 6

tons biopulp. Biometanpotentialiet viste sig at være mellem 400-474 Nm³ CH₄/g VS, hvilket ligger inde for det samme interval, som det målte biometanpotentialie i projektets forsøg (Møller et al. 2016, s. 74). Derudover viser Tabel 7, at bioaffald generelt har et meget større biometanpotentialie end de traditionelle biomasser; kvæggylle, svinegylle og dybstrøelse (kvæg). Referenceprøven på 0 dage viste et biometanpotentialie, som var omkring 7,6 gange større end svinegylle, 9 gange større end kvæggylle og 2 større end dybstrøelse.

Tabel 7 - BMP-resultater for de fem bionedbrudte KOD-prøver samt blind- og kontrolprøver. Derudover er vist biometanpotentialiet for tre traditionelle biomasser hhv. svinegylle, kvæggylle og dybstrøelse. Kilde: Se Tabel

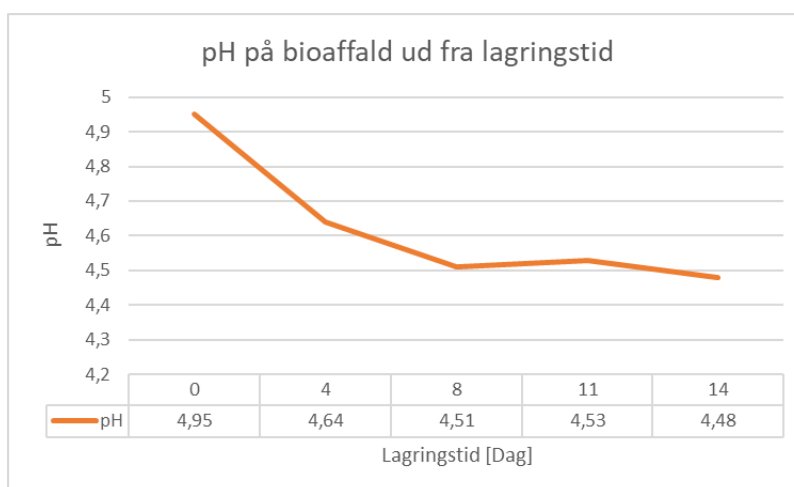
Prøve	Dag 0	Dag 4	Dag 7	Dag 11	Dag 14	Svinegylle	Kvæggylle	Dybstrøelse (Kvæg)
BMP								
[Nml/g VS]	460	435	475	401	469	290	190	250
BMP								
[Nml/g VS]	99	95	105	86	95	13	11	50
Kilde	Forsøg					Birkmose et al. 2013, s. 13		

I resultater fra Påledal et al. (2018, s. 641) viste sig et mindre fald på 15 % for bioaffaldsprøver lagret i plastikposer. Faldet forekom umiddelbart fra dag 5 og frem. Dermed er der en inkonsistens imellem projektets og Påledals resultater, i og med det ikke kan påvises i projektet, at lagringen har nogen effekt på biometanpotentialiet.



Figur 8 - Produceret metan per dag for bionedbrudt KOD for hhv. 0, 4, 7, 11 og 14 dage samt kontrol- og blindprøver.

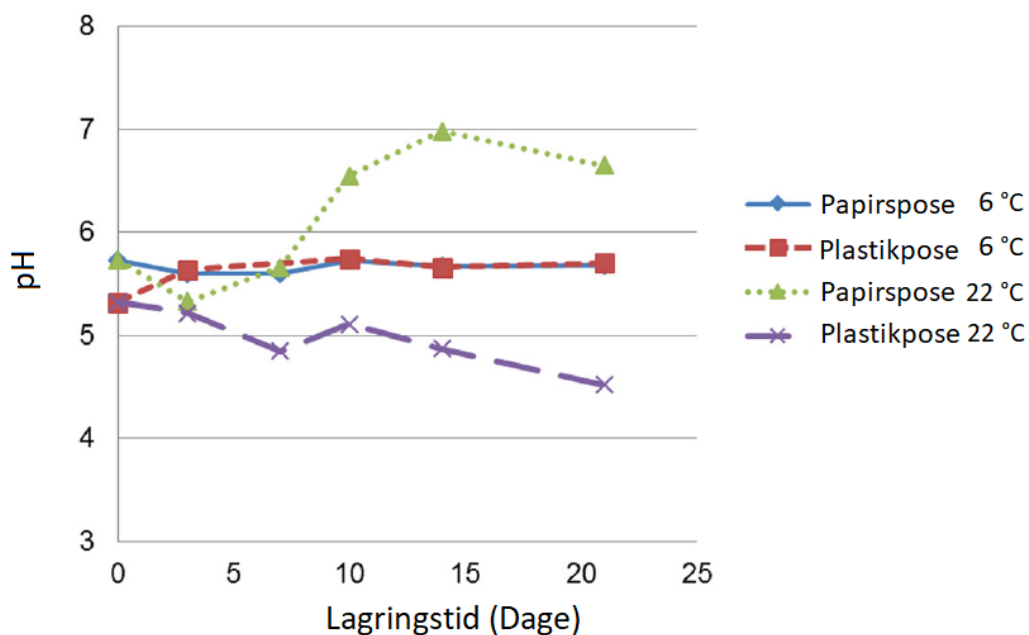
I Figur 8 ses den daglige produktion af metan for prøverne. Indenfor de første tre dage toppede bioaffaldets metanproduktion for alle prøver med gennemsnitlige værdier på mellem 87 og 109 Nm³ CH₄/g VS. Der er dermed ikke den store forskel på hastigheden, hvorved metanproduktionen påbegyndes i forhold til lagringstiden.



Figur 9 - pH for bioaffald fordelt på lagringstid

En hypotese i projektet var, hvis der ikke var nogen korrelation mellem lagringstid og biometanpotentiale, kunne der muligvis stadig være sket en syredannelse, som kunne påvise at bionedbrydningen var "påbegyndt". Dette blev understøttet af de pH-målinger, som blev udført af det lagrede bioaffald. I

Figur 9 ses pH for KOD-prøverne. Det viste sig, at pH var højere for KOD, der ikke var lagret, og at det tilnærmelsesvist faldt med lagringstiden med op til næsten 0,5 i pH. Dette lader også til at være tilfældet for undersøgelsen foretaget af Påledal et al. (2018, s. 640). Her viste det sig, at pH også faldt med lagringstiden for bioaffald lagret i plastikposer (22 °C), jf Figur 10. Således understøtter resultater fra Påledal et al. (2018) de resultater, der er foretaget i projektet. Når syredannelsen forekommer, falder pH i biomassen. Hvis ikke de sure substrater omdannes, kan der muligvis ske en forsure af biomassen. Dermed kunne det forventes, at det substrat som de metanogene mikroorganismer i forsøget har brug for, i højere grad var til stede for bioaffald, der var lagret i længere tid. Dog kunne det ikke måles, at metanproduktionen steg hurtigere for langtidslagret bioaffald i forhold til korttidslagret bioaffald.



Figur 10 – Relation mellem lagringstid og pH i lagret bioaffald ved 6 °C og 22 °C og lagret i plastik- eller papirposer. Kilde: Påledal et al. 2018, s. 640.

6.1.1 Validering af resultater

Alligevel kan forsøgets opstilling anfægtes, da det har været i et lukket system, hvor alle de forhold ikke er medtaget, som gør sig gældende for opbevaring af KOD i virkeligheden.

Lagringstemperaturen på 18 °C havde blandt andet til formål at sætte nogle relativt konservative parametre op. Temperaturen i en skraldespand i gården kan dog muligvis stige mere på varme og solrige dage, især for skraldespande, som er eksponeret for sol. Som beskrevet i afsnittet "Bionedbrydning af KOD" (s. 22) fordobles bionedbrydningshastigheden, for hver gang lagringen stiger med 10 °C. Mørke farver er generelt mere modtagelige overfor solens stråler, som hæver temperaturen. Muligvis vil dette resultere i højere temperaturer og skabe et mere optimalt miljø for dannelse af mikroorganismer og bakterier. Derudover kan der være en varmedannelse i sig selv fra bakteriers og mikroorganismers metabolisme.

I forsøget blev anvendt rene grønne affaldsspande. I en rigtig skraldespand kan der sidde urenheder op ad siderne og i bunden. Disse urenheder kan indeholde bakterier, som er klar til at nedbryde det næste KOD, der bliver smidt ud i skraldespanden. I virkeligheden vil der derfor muligvis allerede være en mikroorganismekultur til stede i skraldespanden, som har let ved at nedbryde KOD under de omstændigheder, der gør sig gældende for en affaldsbeholder. Mikroorganismekulturen er formentlig mere modstandsdygtig overfor temperatursvingninger, fugt, tørke osv. I en undersøgelse fra Econet viste det sig, at det samlet set var 62 % af de observerede skraldespande, hvor der blev anvendt udleverede plastposer, som indeholdte urenheder, hvoraf 14 % af skraldespandene havde en våd klar væske eller slimet perkolat i bunden og opad siderne (Econet 2016, s. 47). I tilfælde, hvor poser brydes og der opstår en lækage, vil perkolat og bioaffald blandes, hvilket muligvis kan resultere i en større bionedbrydning. Det kan derfor være vigtigt i forhold til bionedbrydning, at bioaffaldsposer er af en kvalitet, som sikrer, at de ikke brydes så nemt.

En anden faktor som forekommer i virkeligheden, men som ikke har været mulig at medtage i forsøget, har været ændringer og chokpåvirkninger på bakterier og mikroorganismer i KOD. Dette kan formentlig resultere i en mindre bionedbrydning, idet bakterier ukampdygtiggøres og svækkes. Eksempelvis svinger temperaturer mellem dag og nat med mange varmegrader, hvilket svækker bakterie- og mikroorganismedannelsen. Temperaturen ved lagring i virkeligheden ligger muligvis ikke på et stabilt niveau, ligesom KOD gjorde i forsøget.

En tredje faktor kan være udtagningen af prøver. Da de standardiserede KOD-prøver var blevet lagret, blev de blendet med en stavblender. Neddelingen havde det formål at gøre prøveudtagningen mere repræsentativ, og stavblenderen skulle neddele dem mere nænsomt, end hvis der var anvendt en mere effektiv blender. Dette gjorde, at KOD-prøverne var meget klumpede. Muligvis kan dette have resulteret i, at udtagningen ikke var præcis nok. Dette ville i så fald forklare fluktuerende stigninger og fald i BMP i relation til lagringstiden.

Generelt må det antages, at forsøget muligvis blev udført for klinisk på nogle parametre og med for stor usikkerhedsmargin i prøveudtagningen, hvilket har resulteret i, at der ikke kunne dokumenteres et bionedbrydningstab. Valget om at holde det meget klinisk var dog et fornuftigt fundament, hvis hensigten er at lave yderligere undersøgelser. Var forsøget udført, hvor mange parametre var blevet introduceret på en gang, ville det have været svært at skildre effekten af dem hver især. Muligvis har Påledal et al. (2018) haft nogle fremgangsmetoder, som har været mere nærliggende virkeligheden. Påledal et al.'s (2018) resultater anvendes derfor til analysedel 2.

6.2 Modellering for tabet fra bionedbrydning

I dette afsnit præsenteres resultater og beregninger fra modelleringen af et givent affaldsoplands tab af biometanpotentiale og drivhusgasudslip. I dette tilfælde er affaldsoplandet "Lejre Kommune" valgt, og data fra Lejre Kommunes affaldsopgørelser er anvendt til formålet. Da egne resultater muligvis var for klinisk udført og med for stor en usikkerhedsmargin i prøveudtagningen og dermed ikke påviste et tab fra bionedbrydning anvendes som nævnt Påledal et al.'s resultater. Hvis egne resultater dannede grundlag for beregningen, ville der ikke forekomme noget tab, og næsten alle resultater ville ende i et nul-tab.

Modellen er opbygget sådan, at der skal indtastes tal for bionedbrydningen, hhv. en *bioaffaldsopgørelse*, *boligopgørelse*, *tømningsfrekvens* og *missorteringsandelen*.

Udgangspunktet er et sommerscenarie, hvor temperaturen vil være højere. Lejre Kommune oplyste, at der blev indsamlet i alt 789 tons KOD fra private husstande i sommerhalvåret 2018 (april til og med september), jf. Bilag 7.

Det skulle defineres, hvor meget affald der kom i 2018 fra hver enkelt skraldeordning (2. led i modellen). Dermed blev boligopgørelsen fra Danmarks statistik anvendt (BOL101), som er data for antal boliger fordelt på boligtype. Hver boligtype fik defineret en skraldeordning, jf. Tabel 8.

Tabel 8 - Antal husstande fordelt på boligtype med en tildelt skraldeordning i Lejre Kommune. Kilde: Antal fra Danmark Statistik (BOL101) og bioaffaldsmængde beregnet fra Econet 2019, s. 5 og Miljøstyrelsen 2018, s. 8.

Boligtype	Skraldeordning	Antal husstande	Vægtning [gram/husstand/uge]	Fordeling, Skraldeordning [%]
Parcel/Stuehuse	Hus med affaldsspande	8025	4,58	97,1
Række-, kæde- og dobbelthuse	Hus med affaldsspande	2126	4,58	97,1
Etageboliger	Affaldsgård (Udendørs)	394	3,49	2,9
Kollegier	Affaldsgård (Skur)	1	3,49	0,0
i alt		10546	4,54	

Således kunne bioaffaldsmængder (789 tons) fordeles ud i forhold til antal husstande. Fordelingen blev korrigeret alt efter, hvor meget KOD hver boligtype i gennemsnittet producerer. I en rapport fra Lejre Kommune foretaget af Econet, blev der målt en gennemsnitlig indsamlingsmængde på 4,583 gram/husstand/uge for villaer (Econet 2019, s. 5). Dette blev anvendt som grundlag for enfamilieshusstande. Dette tal er væsentligt højere end de nationale mængder på 2,004 gram/husstand/uge (Miljøstyrelsen 2018, s. 8). Til etageboliger og kollegier blev anvendt nationale bioaffaldsmængder for etageboliger på 1,524 gram/husstand/uge (Miljøstyrelsen 2018, s. 8). Dette tal blev korrigeret, så det svarede til den mængdemæssige stigning, som kunne ses for villaer i Lejre Kommune.

Tømningsfrekvensen (ude i gården) i Lejre Kommune er i henhold til Lejre Kommunes affaldsregulativ § 12.9 ugentligt med den undtagelse, at alt dagrenovation bliver afhentet hver uge i perioden uge 26 til uge 33. Det nævnes ikke i affaldsregulativet, om dette også er gældende for organisk dagrenovation. I interviewet med Malene Krogh fra Lejre Kommune oplyste hun, at det også var gældende for organisk dagrenovation. Derudover nævnte Malene Krogh, at regulativet ikke er gældende mere, da et nyt er trådt i kraft. Dog er der ingen ændringer for tømningsintervallet i det nye regulativ ([00:06:40] Malene Krogh). I sommerhalvåret vil der således være 55 dage med en tømningsfrekvens på en uge og 127 dage med en tømningsfrekvens på 14 dage (procentvis 30/70 fordeling). Tømningsintervallet er i modellen sat

til 10 dage (lagringstid 5 dage). Gennemsnittet for lagringstiden i perioden er 5,9 dage, men tallet er rundet til nærmeste datapunkt for BMP-tab på 5 dage. Formentlig vil de varmeste dage også ligge imellem uge 26 og 33, og den periodes tømningfrekvens vil også være mere udslagsgivende end perioder i sommerhalvåret, hvor det generelt er koldere. At estimere med 0,9 dage mindre vil derfor muligvis også komme tættere på faktiske forhold.

Missorteringsandelen blev målt i Lejre Kommune for villaer til 3,6 %. Dermed vil kun 96,4 % reelt set være bioaffald, som kan anvendes til biogasproduktion. I missorteringer anses der derfor ikke at forekomme nogen bionedbrydning, og biometanpotentialet er derfor sat til 0 Nml CH₄/g VS. Dog fremgår det af undersøgelsen for missorteringer i Lejre Kommune, at en del af missorteringer muligvis godt kunne indeholde fraktioner, som har et biometanpotentiale. De to største missorteringsfraktioner er "haveaffald" og "hundelort" på hhv. 0,7 % og 0,8 %. Disse to fraktioner kunne godt have et metanpotentiale i og med de begge er organiske fraktioner. I en undersøgelse af Naroznova et al. (2016, s. Tabel 4) viste organisk affald fra husdyr at have et biometanpotentiale på 110 Nml CH₄/g VS. Haveaffald har et biometanpotentiale på mellem 100-250 Nml CH₄/g VS. Disse to fraktioner vil formentlig heller ikke ende som rejekt på forbehandlingsanlægget og vil derfor ende i biogasanlægget. Missorteringsandelen på 3,6 % for villaer bliver anvendt for den samlede mængde indsamlet KOD, selvom der kan være forskel på missorteringsandelen afhængig af, hvilken boligtype det kommer fra.

Tabel 9 - Bionedbrydning af KOD for Lejre Kommune samt drivhusgasudledninger.

Bionedbrygning af KOD for affaldsopland

Affaldsopland:Lejre Kommune

Mængder for perioden:789 tons

Tømningsinterval ved beboere:
To-ugerstømning.
Undtaget: Ugetømning imellem uge 26-33 i både enfamilieshusstande og etageboliger.

Posetype anvendt i husstand:
Bioplast

LejreKommune

Omlastningstid:
1-3

Udledninger	1. led	2. led				3. led
	Grøn Spand	Affaldsgård (Skur)	Hus med affaldsspande	Nedgravet affald	Affaldsgård (Udendørs)	Omlastning
Temperatur	22	22	22	6	22	22
pH	4,95	4,53	4,53	4,53	4,53	4,48
Metantab [Nm³]	0	0	2.834	0	84	3
Kuldioxid [Nm³]	0	1	16.060	0	474	30
Samlet CO2e [tons]	0	0	88	0	3	0

Samlet udledning

Metantab2.921 Nm³

Kuldioxid16.565 Nm³

Samlet CO2e91 tons CO2e

BMP-tab13%

I Tabel 9 (s. 57) ses de samlede opgørelser over Lejre Kommunes CH₄-, CO₂-, CO₂e- og biometanpotentialetab. I det første led viste det sig, at der ikke var noget biometantab, idet den gennemsnitlige lagringstid var lavere end tiden, det tager for påbegyndelsen af bionedbrydningen. Først i andet led, hvor lagringstiden er sat til 5 dage, viste der sig et tab. Grundet at størstedelen af Lejre Kommune består af enfamilieshuse er tabet også størst ved "Hus med affaldsspand". Det samlede tons CO₂e er på 88 tons, hvilket svarer til 10.247 DKK omregnet med de samfundsøkonomiske priser på tons

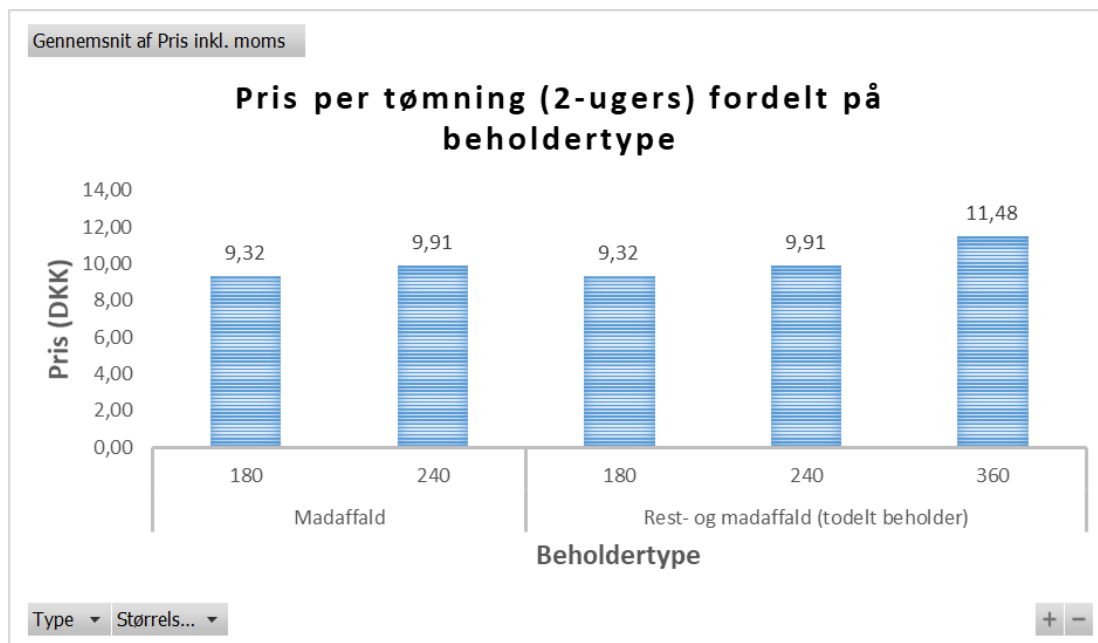
CO₂e i den ikke-kvotebelagte sektor (Energistyrelsen 2018, s. 28 Tabel 15). Derudover er der et samlet tab af kulstofforbindelser fra CH₄ og CO₂ på 18.895 Nm³, hvor omkring halvdelen (afhænger af metanprocenten) kunne være omdannet til metangas. Derudover kommer der et mindre gastab fra etageboliger ("Affaldsgård (Udendørs)") på samlet set 558 Nm³, som leder til en udledning på 3 tons CO₂e.

I tredje led "Omlastning" sker der også et meget lille tab, hvilket resulterer i et CO₂e-udslip på mindre end et ton. Lagringstiden for omlastning er sat til 3 dage, hvor bionedbrydningen kun lige er påbegyndt. Samlet set for de tre led udledes 91 tons CO₂e, hvilket svarer til 10.563 DKK omregnet i forhold til prisen for CO₂e per ton. Dette leder til et samlet gastab på 19.486 Nm³.

6.3 Økonomisk tab per affaldsbeholder

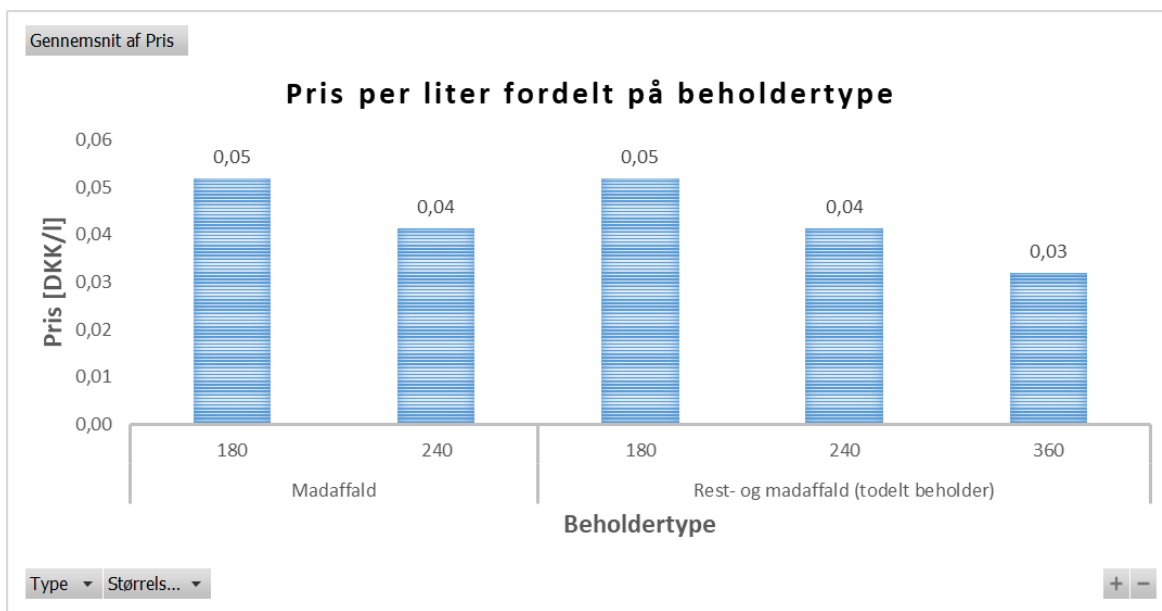
I dette afsnit analyseres det detaljerede tab for hver enkelt affaldsbeholder, for at undersøge hvor det bedst kan betale sig at sikre en bedre sortering.

I Figur 11 (s. 59) ses de fem affaldsbeholdertyper, som anvendes i Lejre Kommune. Der findes både affaldsbeholdere, som er todelt, og enkeltrumsbeholdere. Kapaciteten på todelte beholdere er vægtet med 60 % til dagrenovation og 40 % til KOD. Prisen per beholder stiger med kapaciteten af beholderen, jf. Figur 11. Således varierer prisen på tømningen mellem 9,32 DKK og 11,48 DKK.



Figur 11 - Pris per tømning (2-ugers) fordelt på beholdertype

Prisen for tømning er generelt lavere per liter på beholdere med en høj kapacitet frem for en lille og varierer mellem 0,03 DKK/l og 0,05 DKK/l, jf. Figur 12.



Figur 12 – Pris per liter fordelt på beholdertype.

Dog har todelte beholdere ikke lige så meget bioaffald i sig, og effekten af tømningen for bionedbrydningen mindskes med 60 %. Dette ses også i Tabel 10 (s. 61), hvor tabet af BMP i Nm^3 falder med 60 % for todelte beholdere. Således er tabet af metan ved en to-ugers tømning højest for et-rums-affaldsbeholdere på 240 L med 16,38 DKK per afhentning, hvor den laveste er for 180 L todelte på 4,91 DKK per afhentning. Tabet per m^3 i kroner er 6,30 DKK/ Nm^3 , og beskrives nærmere i analyseafsnittet ”Dækningsbidrag” (s. 62). Drivhusgasudslippet for hver affaldsbeholder er også udregnet og ligger på mellem 0,9 og 3,2 kg CO_2e , og følger samme tendens, som tabet af Nm^3 metan. Tabet i CO_2e -prisen for beholdere er mellem 11 og 22 øre for todelte beholdere og mellem 27 og 37 øre for et-rums-beholdere. Prisen på CO_2e modsvarer derfor ikke prisen for en tømning. Eksempelvis koster en madaffaldsbeholder på 240 L 9,9 DKK at tømme, imens en ekstra tømning højest vil resultere i en drivhusgasbesparelse på 37 øre. Samlet set er den største effekt for affaldsbeholdere med stor kapacitet til KOD, og hvor affaldsgebyret er mindre per liter. Kapaciteten må forventes at være højere for etageboliger i og med flere husstande deles om en affaldsbeholder. Lejre Kommune har generelt ikke så mange etageboliger i forhold til en-familiehusstande. I Lejre Kommune kommer 97,1 % af mængden fra todelte affaldsbeholdere, ud fra den antagelse at ”Hus med affaldsspande” er det eneste sted med todelte affaldsbeholdere. Derfor har Lejre Kommune en stor del affaldsbeholdere, der har det laveste potentiale for mindskning af bionedbrydning i relation til prisen for affaldstømningsgebyrer.

Tabel 10 - Karakteristika, tømningspris (to-ugers), tab af BMP, klimagasudslip for affaldsbeholdertype. Kilde: Lejre Kommune 2018, s. 1 (kolonne 2-5); Bilag 8 (kolonne 6-8); Laboratorieresultater og modelberegninger (kolonne 9-11), Energistyrelsen 2018, Tabel 15 (kolonne 12).

Affaldsbeholder- type	Størrelse [l]	Pris [kr/år]	Pris inkl. moms [kr/tømning]	Pris inkl. moms [kr/l]	Kapacitet KOD [l]	Kapacitet KOD [kg]	Mængde KOD [kg]	Tab af metan [Nm ³ CH ₄]	Tab af metan [kr]	Klimagas- udslip [kg CO ₂ e]	Klimagas- udslip [kr]
Madaffald	180	973	9,3	0,05	180	68	21	1,9	12,28	2,4	0,27
Madaffald	240	1.034	9,9	0,04	240	91	27	2,6	16,38	3,2	0,37
Rest- og madaffald (todelt beholder)	180	973	9,3	0,05	72	27	8	0,8	4,91	0,9	0,11
Rest- og madaffald (todelt beholder)	240	1.034	9,9	0,04	96	36	11	1,0	6,55	1,3	0,15
Rest- og madaffald (todelt beholder)	360	1.198	11,5	0,03	144	55	16	1,6	9,83	1,9	0,22

6.4 Dækningsbidrag

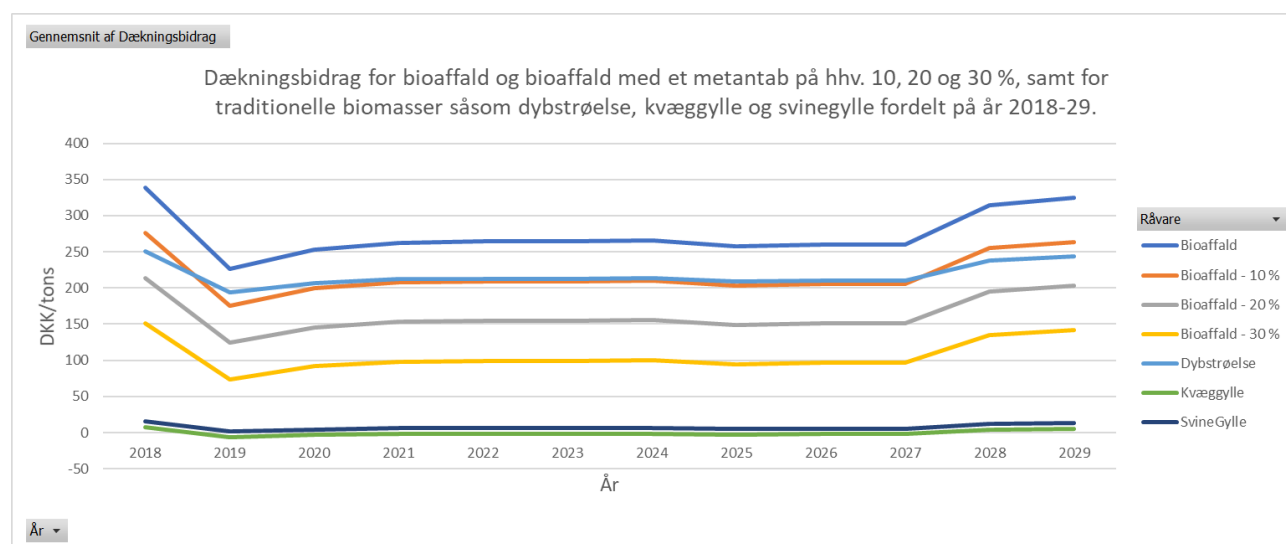
I dette afsnit beregnes og analyseres dækningsbidraget for frisk KOD i relation til bionedbrudt KOD.

I Tabel 11 (s. 63) ses dækningsbidraget i 2019 for bioaffald som er friskt og med et metantab på henholdsvis, 10, 20 og 30 %. Som nævnt i afsnit "Dækningsbidrag" (s. 45) er de forskellige udgifter og indtægter indregnet i dækningsbidraget. Indtægten er beregnet på baggrund af naturgaspriser og tillæg i 2019. Tabet fra en potentiel bionedbrydning har en stor effekt på dækningsbidraget. Hver tiende fald i procent medvirker til et tab på 51,14 DKK/tons KOD. Det udslagsgivende er KOD's relativt høje biometanpotentiale på 99 Nml CH₄/g VS, hvilket gør, at selv et lille tab skaber et meget højt tab i metanproduktion. Dog medvirker selv et metantab på 30 % ikke til, at det ikke kan svare sig at anvende KOD, da dækningsbidraget stadig ligger over nul (73,29 DKK/tons). Anderledes er det med de traditionelle biomasser svinegylle og kvæggylle, som har et dækningsbidrag på henholdsvis -5,81 DKK/tons og 1,22 DKK/tons. Disse biomasser er i langt højere grad skrøbelige overfor, hvis kvaliteten af dem mindsker metanpotentialet, hvilket i høj grad skyldes deres lave organiske tørstofprocent. Svinegylle har en VS på omkring 4,4 %, og Kvæggylle har en VS på omkring 6 % (Gaarsmand og Kjær 2017, Bilag 5).

Tabel 11 - Dækningsbidrag samt indtægter og udgifter, som ligger til grund for udregningen. Dækningsbidraget er udregnet for 2019. Kilde: Se afsnit "Tilskud og naturgaspriser" og "Dækningsbidrag"

Råvare	Bioaffald	Bioaffald - 10 %	Bioaffald - 20 %	Bioaffald - 30 %	Dybstrøelse	Kvæggylle	Svinegylle	Enhed
Modtagergebyr	0	0	0	0	0	0	0	DKK/tons
Forbehandling	-120	-120	-120	-120	0	0	0	DKK/tons
Råvarepris	-100	-100	-100	-100	0	0	0	DKK/tons
Transport	-21,6	-21,6	-21,6	-21,6	-21,6	-21,6	-21,6	DKK/tons
Driftudgift	-36,75	-36,75	-36,75	-36,75	-36,75	-36,75	-36,75	DKK/tons
Indtægt	511,48	460,34	409,19	358,04	258,51	58,94	65,97	DKK/tons
Dækningsbidrag	226,73	175,59	124,44	73,29	193,76	-5,81	1,22	DKK/tons

Dog svinger dækningsbidraget en del over tid. I Figur 13 ses dækningsbidraget fra 2018 til 2029 på det casedefinerede anlæg på 80.000 tons. På grund af stigninger og fald i tilskud og naturgaspriser ændrer dækningsbidraget sig over årene. Stigningen i dækningsbidraget i 2028 og 2029 skyldes, at anlægget afskrives på 10 år, hvilket stopper i 2027. Afskrivningen er fordelt på kubikmeter metan, hvilket betyder, at effekten af afskrivningen på biomasser med højere BMP er større end effekten for biomasser med lavere BMP.



Figur 13 - Dækningsbidrag for bioaffald og bioaffald med et metantab på hhv. 10, 20, 30 %, samt for traditionelle biomasser såsom dybstrøelse, kvæggylle og svinegylle fordelt på år 2018-2029.

Således har bioaffald et meget højt dækningsbidrag, hvilket gør, at biomassen skal være genstand for et betydeligt tab af BMP, inden det ikke kan betale sig at anvende. I Figur 14 ses, hvor stort tabet skal være før, at bioaffaldet ikke kan betale sig at anvende mere. Generelt skal BMP reduceres til omkring halvdelen af det oprindelige BMP, før at det ikke kan betale sig at anvende. Tillæg og naturgaspriser har en stor indflydelse på, om det kan betale sig at anvende. Når pris og tilskud stiger, kræver det dermed et større tab i BMP, inden dækningsbidraget går i nul. I 2018, hvor den samlede pris for biogas var på 153 DKK/tons, skal tabet op på 54 %, hvoraf tabet kun skal være på 44 % i 2019, hvor pris og tilskud for biogas lå på 125 DKK/tons. KOD er generelt et højværdisubstrat, hvor BMP er højt. Jo højere BMP er for et tons biomasse, jo større en effekt har priser og tilskud.



Figur 14 - Tab af BMP for bioaffald, som giver et dækningsbidrag på 0 DKK/tons fordelt på år.

7 Diskussion

Genanvendelse af KOD understøtter leveringen af forskellige ESS. KOD anvendes til energiproduktion, hvilket leveres som services i form af biogas ved at blive bioforgasset og som næringsstofkilde, hvor servicen er tilbageførsel af næringsstoffer til jorden, som også substituerer handelsgødning.

Anvendelsen af afgasset KOD mindsker presset på nærliggende recipientøkosystemer, da gødskningsformen i forhold til andre gødskningsprodukter ikke udvaskes i samme grad. Dette er dog kun gældende, hvis afgasset KOD udspreddes og anvendes korrekt. Derudover forbedrer anvendelsen af KOD økosystemernes mulighed for at levere ESS, idet næringsstoffer fra den organiske del af affaldet ikke bliver brændt på et forbrændingsanlæg, men bliver genanvendt som en ressource.

Inden for rammerne af den biogeokemiske sfære i Cirkulær Økonomi er recirkuleringen af KOD med til at lukke cirklen ved at anvende spild fra fødevarerindtag i nye produktionskæder til planteproduktion. Biogasanlægget, der bioforgasser KOD, er omdrejningspunktet for cirkulariteten ved energiproduktion, samt det at restproduktet fra anlægget kan anvendes som gødskning af landbruget.

Som det fremgår i analysedel 1, har KOD et højt gaspotentiale, som for et biogasanlæg gør det til en attraktiv biomasse at anvende. Derudover mindskes metanpotentialet, jo større en bionedbrydning KOD har været genstand for, inden det bioforgasses. Under interviewet med Malene Krogh fra Lejre Kommune forklarer hun, hvilke interessepunkter Lejre Kommune lægger vægt på ved kvaliteten af den indsamlede KOD. Lejre Kommunes hovedfokus er en høj genanvendelsesprocent og en lav misorteringsgrad. Andre faktorer, som understøtter ESS, som eksempelvis bionedbrydning, er ikke indtænkt i affaldsplanlægningen af KOD ([00:04:26] & [00:11:22] Malene Krogh). Som nævnt i afsnittet om EU's affaldsdirektiv (s. 20) bliver genanvendelsesprocenten på KOD målt på vægt efter endt sortering, og dermed fraregnes misorteringer i KOD'en, der bliver afvist på et forbehandlingsanlæg. Misorteringer i KOD-fraktionen og KOD-potentialer i restfraktionen er dermed det kommunale fokus. Det kan derfor diskuteres, om der er en mangel på incitament for kommuner til at mindske bionedbrydningen af KOD, da dette ikke indgår som et kommunalt fokus, når KOD genanvendes.

Renligheden af den KOD, der bliver produceret i Lejre Kommune, ligger på omkring 96 %. På trods af at renligheden gør, at der er mere KOD i et tons meget ren biomasse i sammenligning med et tons med mange misorteringer i, får Lejre Kommune ikke en differenceret pris på det afleverede KOD ([00:11:27] Malene Krogh). Der hersker dermed ikke incitament hos kommuner (eller borgere) til at indsamle renere fraktioner af KOD eller en større mængde KOD, udover opfyldelsen af kommunens overordnede

genanvendelsesmål. Det er dyrere for kommunen af skaffe sig af med KOD i forhold til almindelig blandet dagrenovation. Ud fra dækningsbidraget er KOD et højværdisubstrat, hvilket betyder, at det burde koste penge at modtage biomassen. Dette er ikke tilfældet for Lejre Kommune, hvor modtagergebyret er 495 DKK/tons for KOD og 420 DKK/tons for dagrenovation. Hvis det antages, at der forekommer en bionedbrydning på 10 % af KOD'en i Lejre Kommune, er dækningsbidraget 176 DKK/tons. Samtidigt betaler Lejre Kommune 495 DKK/tons, hvilket betyder, at der er 671 DKK/tons værdi i kæden. Det kan derfor argumenteres, at værdisætningen er forskruet i relation til substratets værdi. Kommunen anser det som affald, der skal "afskaffes", imens biogasanlægget ser KOD som en ressource.

I Lejre Kommune bliver 76 % af madaffaldet sorteret fra dagrenovationen, og Lejre Kommune mener, at en realistisk målsætning er at komme op på 85 %. Når dette mål er nået, vil der formentlig ikke sættes nye målsætninger for yderligere at understøtte de ESS, som effekten af genanvendelse af KOD medfører. En god synergi, der er imellem at sikre en mindre bionedbrydning og øge tilfredsheden af affaldshåndteringen, er tømningstintervaller af KOD. Malene Krogh udtaler, at der som nævnt er ekstra tømninger af dagrenovationen (restaffald og KOD) imellem uge 26-33 på grund af lugtgener. Borgere i Lejre Kommune ønsker, at ekstratømninger bliver udvidet til større dele af sommerhalvåret grundet lugtgener og maddiker ([00:06:35] Malene Krogh). Det er et ønske fra borgerne, men for at det økonomisk skal hænge sammen, har kommunen valgt ikke at udvide den periode med hyppigere indsamling. Dog kan en potentiel drivhusgasudledning som afledt effekt styrke argumentet for at udvide perioden. Som det beskrives i analysedel 2 (Tabel 9 s. 57), er der for Lejre Kommune et tab på 91 tons CO₂e og et samlet gastab på 19.486 Nm³ årligt. Gastabet i deres nuværende affaldsindsamling af KOD kunne potentielt anvendes til energiproduktion og mindske drivhusgasudledningen. Dermed kunne man realisere borgernes ønske om hyppigere indsamling i længere perioder af sommerhalvåret, hvis dette potentielt set også løser problemer med drivhusgasudledningen. Som nævnt i afsnittet om bionedbrydning (afsnit 4.3, s. 22) fordobles bionedbrydningen af KOD for hver tiende temperaturstigning (dog op til 30 °C), og dermed kan drivhusgasudledningen fra KOD reduceres under hyppigere indsamling i sommerhalvåret. Men der kunne også være andre løsningsmodeller. Malene Krogh fortæller, at farven på affaldsbeholdere er mørkegrønne, og farven er valgt dels på grund af, at affaldsbeholdere altid har været den farve, men også på grund af æstetikken og den symbolske værdi i farven grøn. Men farvevalg kunne også have en betydning for temperaturen i affaldsbeholdere. Farvevalget lå mellem mørkegrå og mørkegrøn ([00:10:24] Malene Krogh). Mørkere farver kan muligvis

være genstand for en større varmepåvirkning fra solen, så ud fra et bionedbrydningsperspektiv skulle Lejre Kommune ideelt set vælge affaldsbeholdere i lysere nuancer.

Det skal dog pointeres, at en incitamentsregulering, der eksempelvis kunne være et renovationsgebyr, som afhænger af KOD's BMP, ikke nødvendigvis er den optimale løsning. For hvordan skulle det reguleres og kontrolleres? En mulig måde at regulere ud fra kunne være i relation til den måde kommunen affaldsplanlægger. Således at kommuner, der tømmer affaldsbeholdere på en sådan måde, at det sikrer en KOD med et højere BMP, betaler mindre i affaldsgebyrer. Hvis reguleringen skulle udføres i forhold til måleresultater, ville det muligvis være en stor arbejdsbyrde, hvis BMP eller organisk tørstof af KOD hele tiden skulle måles, i og med KOD er en meget heterogen masse, som derfor ville kræve et stort antal måleresultater. Dog kan det argumenteres, at der er brug for en bedre sammenhængen mellem kommunernes affaldshåndtering og den effekt, det har for anvendelsen af KOD videre i kæden. Lige nu er der ikke rum for, at kommunen kan affaldsplanlægge holistisk i forhold til KOD, herunder at forbedre den effekt en anden håndtering af KOD muligvis ville have.

8 Konklusion

Hvilken effekt har bionedbrydning på kildesorteret organisk dagrenovation i affaldshåndteringen i Lejre Kommune samt for økonomien på et biogasanlæg, og hvordan kan håndteringen af kildesorteret organisk dagrenovation understøtte cirkulær ressourceanvendelse og Ecosystem Services?

Effekten af bionedbrydning blev i projektet målt ved at simulere lagringen af KOD. Det blev undersøgt ved at måle biometanpotentialtabet ved lagring over tid. Til dette blev udført en standardiseret KOD-opskrift, som skulle repræsentere gennemsnitligt dansk KOD. KOD-prøven havde et indhold på 7 % af TS Aske, 14 % af TS lipider, 17 % af TS proteiner og 63 % af TS kulhydrater. KOD-prøven blev lagret i hhv. 0, 4, 7, 11 og 14 dage ved 18 °C, hvorefter biometanpotentialet blev målt for at undersøge tabet af karbon. KOD med lagring i 0 dage (referenceprøve) havde et biometanpotential på 460 Nml CH₄/g VS. I den prøve, der var lagret længst tid (14 dage), var metanpotentialet på 469 Nml CH₄/g VS, hvilket betød, at lagringen ikke havde nogen effekt på bionedbrydningen. Dog lå KOD lagret i 4, 7 og 11 dage på henholdsvis 435, 475 og 401 Nml CH₄/g VS.

Således har bionedbrydning ikke nogen effekt på affaldshåndteringen af KOD, i og med KOD i Lejre Kommune er genstand for lagring på >14 dage. Der blev i stedet anvendt resultater for bionedbrydning ved lagring fra Påledal et al. (2018) til beregning af bionedbrydningen i Lejre Kommune. Lejre Kommune har et samlet drivhusgasudslip fra bionedbrydning ved håndtering af KOD på 91 tons CO₂e i sommerhalvåret ud fra en samlet mængde KOD på 789 tons. Størstedelen af Lejre Kommunes KOD kommer fra enfamilieshuse (97,1 %), hvoraf disse udgjorde 88 tons CO₂e af den samlede klimagasudledning. Det viste sig, at affaldsbeholdere fra etageboliger generelt er bedre at tømme hyppigere, hvis der skal opnås en reduktion af klimagasudslippet, på grund af de kun indeholder KOD og ikke er todelte og dermed deler affaldsbeholder med en anden fraktion (restaffald). Dette betyder, at mere KOD bliver fjernet per tømning og dermed mere potentielt klimagasudledning mitigeret. En 180 liter et-rums affaldsbeholder udleder 2,4 kg CO₂e, og en todelte affaldsbeholder udleder 0,9 kg CO₂e ved et gennemsnit på 5 dages lagring, hvor en tømning koster 9,3 DKK for begge affaldsbeholdertyper.

KOD har i den målte referenceprøve (0 dages lagring) et dækningsbidrag på 226,73 DKK/tons i 2018. Hertil sænkes dækningsbidraget med 51,14 DKK/tons for hvert tiende procentpoint, dækningsbidraget falder. På grund af KOD's høje dækningsbidrag vil dækningsbidraget i 2018 først gå i 0, hvis bionedbrydningen forårsagede et tab af BMP på 54 %. Dog har et lille tab af BMP en stor effekt på økonomien i bioaffaldet, hvilket betyder, at en mere effektiv måde at håndtere KOD på i

affaldshåndteringen har en stor effekt på dækningsbidraget og dermed for biomassens anvendelse i et biogasanlæg.

Anvendelsen af KOD som biomasse til biogasanlæg understøtter en række Ecosystem Services. KOD genanvendes dels til biogasproduktion og til recirkulering af næringsstoffer. Levering til biogasproduktionen relaterer sig direkte til BMP. Jo højere en bionedbrydning, inden det indgår som biomasse, jo lavere en effekt har servicen produktion af energi. Derudover forekommer et drivhusgasudslip ved bionedbrydning, hvilken sætter et pres på de globale økosystemer. Anvendelsen af KOD sikrer recirkulering af næringsstoffer, hvilket især substituerer handelsgødsning.

Lejre Kommunes fokus ligger generelt på misforter og genanvendelsesprocenter, hvilket grundlæggende bygger på politiske målsætninger og EU's affaldsdirektiv. Således negligeres nogle fokuspunkter angående klimagasudslip, kvalitet af biomasse længere fremme i produktionskæden og forbedringer udover politiske målsætninger og lovmæssige krav. Dette er især gældende i og med, der er en kløft i produktionskæden mellem det kommunale affaldshåndteringssystem og biogasanlægs anvendelse af biomasser fra affaldshåndteringssystemet. Dette ses i særdeleshed i skævvridningen af prisen for at "komme af med" KOD i sammenligning med den egentlige værdi, som KOD har som højværdisubstrat. Således kan det argumenteres, at der skal skabes nogle reguleringer eller andre tiltag, der binder biogasanlæg og KOD's affaldshåndtering bedre sammen. Derudover vil projektets model give et klarere billede af, hvordan affaldshåndteringen påvirker bionedbrydning, hvilket muliggør mere konkrete handlemuligheder for affaldsplanlægningen i kommunen. Således sikrer det, at Lejre Kommune i mindre grad ser KOD som et affaldsprodukt uden værdi og mere som en ressource, der kan understøtte cirkularitet og styrke Ecosystem Services.

9 Perspektivering

At modellere biologiske processer overordnet for et komplekst affaldshåndteringssystem vil altid lede til en del antagelser og estimater. Modelleringen er derfor genstand for en del usikkerheden. I et videre arbejde med modelleringen af bionedbrydning for KOD kan det derfor være en mulighed at eliminere flere usikkerheder, som sikrer nogle endnu mere præcise analyseresultater. Derudover ville mere dynamiske scenarier skabe plads for mere detaljerede analyser.

Indenfor den angivne periode i modellen er temperatur en statisk gennemsnitlig parameter. Teoretisk set forøges bionedbrydeligheden i takt med, at temperaturen stiger indenfor et vist interval. Det skal undersøges, hvilken temperaturudvikling som forekommer for skraldespande, og udviklingen skal sættes i relation til bionedbrydningen. Dette skal både simuleres indenfor daglige temperatursvingninger, men også fald og stigninger for hele periodens spænd. Temperatursvingninger kan inhibere nogle bakterier, hvilke muligvis vil lede til en mindre bionedbrydning. Temperaturændringer over en længere periode, som er hægtet op på bionedbrydningen, kan anvendes til at få et detaljeret billede af, hvilke tidspunkter indenfor den valgte periode for modellen, der skal igangsættes løsningsinitiativer. I forlængelse af en mere detaljeret implementering af temperaturudviklinger i modellen skal det også mere detaljeret undersøges, hvad den faktiske temperaturudvikling er i blandt andet affaldsbeholdere uden for husstanden. På baggrund af undersøgelser for temperaturer i affaldsbeholdere kan muligheden for at designe skraldespande, som sikrer et dårligt udgangspunkt for mikrobiel aktivitet, også undersøges. Løsningsmodeller til design af skraldespande kunne eksempelvis være at sørge for at holde skraldespanden overdækket, ændre nuancen på skraldespande (absorbans), ventilation eller andre parametre, som kunne have en effekt på temperaturen.

Et andet problem, som blev nævnt i indledningen af projektet, var manglen på undersøgelser af den effekt, lagring har på bionedbrydningen. Påledal et al.'s (2018) resultater viste, at en bionedbrydning kunne forekomme, og i dette projekts forsøgsresultater var der ingen påvisning af bionedbrydning ved lagring. Dette beviser blot, at der kan være en stor forskel i resultater, selv ved små ændringer i fremgangsmåden i forsøget. Det må derfor antages, at der er brug for en del flere undersøgelser for at kunne påvise tendenser og bekræfte, hvilke parametre som har hvilken indflydelse. Derudover skal det altid anfægtes, at forsøg simulerer virkeligheden i et lukket system, hvor alle parametre ikke er til stede. Dette er både en fordel i og med, at det er svært at isolere parameterrelaterede tendenser, hvis alle parametre er til stede, men det skaber også en forsøgsoptilling, som kun delvist repræsenterer

virkeligheden. Jo flere parametre, der er til stede, jo flere målinger kræves der derfor også for at kunne isolere den enkelte parameters indvirkning på systemet, både i type og kvantitet af målinger.

Hvis lagring af KOD er genstand for bionedbrydning kan dette også være tilfældet for andre organiske biomasser. En stikprøve-undersøgelse viste at den måde som svinegylle opbevares i staldanlæg, resulterer i en klimagasudledning på 463 g CO₂-ækvivalenter per gris per dag (Holm 2016, s. 3). I et videre arbejde kunne det kortlægges, om der var andre organiske biomasser, der er genstand for en lang "lagringstid". Det ville først og fremmest være interessant at se på de biomasser, som har et højt metanpotentiale indeholdende lettilgængelige nedbrydelige substrater, hvilket formentlig har et større potentiale for en hurtigere bionedbrydning og derved et større kulstofstab. På den måde kunne belyses, hvilke organiske biomasser som kunne kvalitetsforbedres.

Ligesom at kortlægge flere biomasser, som er genstand for bionedbrydning, ville det også være interessant at kortlægge bionedbrydningen for større områder. Modellen kan applikeres og alterneres til andre eller større affaldsoplade. Til dette kræves en udarbejdelse af et større datasæt, og det kunne også være en mulighed at implementere data i et GIS-program, så geografiske data for bioaffaldsstrømme kan inkorporeres.

10 Kilder

Angelidaki, R. & Karakashev, D. (2008): Kend bakterierne i din biogasreaktor, Institut for Miljø og Ressourcer, DTU.

Ashworth, W. (2017): The industrial revolution, the State, knowledge and global trade. London: Bloomsbury Academic.

Bateman, I., Mace, J., Fezzi, G., Atkinson, M., & Turner, C. (2011): Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48(2), 177-218.

Berg, B., & Laskowski, R. (2005): Methods in Studies of Organic Matter Decay. *Advances in Eco-logical Research*, 38, 291-331.

Bioprocess Control (2016): AMPTS II & AMPTS II Light – Automatic Methane Potential Test System – Operation and Maintenance Manual.

Birkmose, T., Hjort-Gregersen, K. og Stefanek, K. (2013): Biomasse til biogasanlæg i Danmark - på kort og langt sigt. Agrotech. Tilgængelighed: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/biomasser_til_biogasanlaeg.pdf

Brinkmann, S. & Tanggaard, T. (2015): Kvalitative metoder – En grundbog. København: Hans Reitzels Forlag. 2. Udgave

Buxy, S., Pullammanappallil, Pratap C. & Curtis, Jennifer S. (2014): Techniques to Enhance Methane Production from Terrestrial (sugarbeet) and Algal (*Nannochloropsis Oculata*) Biomass, ProQuest Dissertations and Theses.

Bühning, Gladis Maria Backes & Silveira, Vicente Celestino Pires. (2018): Biogas originated from residual biomass in Ecosystem Services. *Revista Ambiente & Água*, 13(4), 1-13.

Calow, P. P. (2009): Handbook of Ecotoxicology (Vol. 1-2). Wiley-Blackwell.

Campuzano, R. & González-Martínez, S. (2016): Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 54, 3-12.

CEN/TC (2003): Chemical Analyses – Determination of dry matter and water content on a mass basis in sediment, sludge, soil, and waste – Gravimetric method.

Chen, H, Wang, W, Xue, Ln, Chen, C, Liu, Gq, & Zhang, RH. (2016): Effects of Ammonia on An-aerobic Digestion of Food Waste: Process Performance and Microbial Community. *Energy & Fuels*, 30(7), 5749-5757.

De la Cruz, F. & Barlaz, M. (2010): Estimation of waste component-specific landfill decay rates using laboratory-scale decomposition data. *Environmental Science & Technology*, 44(12), 4722-4728.

DMI (2018): DMI rapport 18-01 Danmarks klima 2017 - with English Summary. Editor John Cappelen. Tilgængelighed: https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2018/DMIREP18-01.pdf

DTU (2016): Frida Fødevaredata - Version 2 - 2016 DTU Food. Tilgængelighed: <https://frida.fooddata.dk/pdf/dk-frida-2-introduktion-20-12-2016-esax.pdf>

Econet (2013): Mere genanvendelse i henteordninger - Forsøg med henteordninger i Kjellerup og Sejs i Silkeborg Kommune. Marts 2016. Tilgængelighed: <<https://genanvend.mst.dk/media/186798/2017-08-22-mere-genanvendelse-i-henteordninger.pdf>>

Econet (2019): Mængde og sammensætning af restaffald og kildesorteret affald fra Lejre Kommune. Marts 2019.

Energistyrelsen (2018): Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner, oktober 2018 – revideret udgave pr. 20. november 2018. Tilgængelighed: <https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Analyser/samfundsoekonomiske_beregningsforudsætninger_for_energiipriser_og_emissioner_endelig2_justeret_gastabel_og_tekst.pdf>

Energistyrelsen (u.d.): Støtte til elproduktion. Tilgængelighed: <<https://ens.dk/ansvarsomraader/stoette-til-vedvarende-energi/biogas/stoette-til-elproduktion>>

European Commission (2017a): on the implementation of the Circular Economy Action Plan. Tilgængelighed: <http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/implementation_report.pdf>

European Commission (2017b): The role of waste-to-energy in the circular economy. Tilgængelighed: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/waste-to-energy.pdf>>

European Union (2014): General Union Environment Action Programme to 2020 - Living well, within the limits of our planet Luxembourg: Publications Office of the European Union 2014 – 87 p.p.

Gerardi, M. (2003): Wastewater Microbiology Series. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons.

Gourc, J., Staub, M. & Conte, M. (2010): Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes--modelling and validation on large-scale setups. Waste Management (New York, N.Y.), 30(8-9), 1556-1568.

Gaarsmand, R. & Kjær, T. (2017): Biogasanlæg i Odsherred - Anlægget ved Vig Nord. Roskilde Universitet.

Holm, M. (2016): Daglig udslusning af gylle. SEGES. Tilgængelighed: <<http://svineproduktion.dk/aktuelt/temaer/~media/EAE78A08ED094E4B8037C480C3AF70BB.ashx>>

Holm-Nielsen, J., Al Seadi, T. & Oleskowicz-Popiel, P. (2009): The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource Technology, 100(22), 5478-84.

IPCC (2014): *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. Tilgængelighed: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf>

Korhonen, Jouni, Honkasalo, Antero, & Seppala, Jyri. (2018): Circular Economy: The Concept and its Limitations. Ecological Economics, 143, 37-46.

Lejre Kommune (2012): Regulativ for husholdningsaffald, Tilgængelighed: <https://www.lejre.dk/media/4911/regulativ_for_husholdningsaffald_01012012.pdf>

Lejre Kommune (2014): Affaldsplan 2014-18 (2014-24). Center for Ejendomme og Trafik. Tilgængelighed: <https://www.lejre.dk/media/5928/affaldsplan_120215.pdf>

Lejre Kommune (2018): Renovationsgebyrer 2019. Tilgængelighed: <https://www.lejre.dk/media/12651/renovationsgebyrer-2019.pdf>

Lieder, Michael, & Rashid, Amir. (2016): Towards circular economy implementation: A comprehensive review in context of manufacturing industry. *Journal Of Cleaner Production*, 115, 36-51.

Liu, S., Costanza, R., Farber, S., & Troy, A. (2010): Valuing Ecosystem Services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Ecological Economics Reviews*, 1185, 54-78.

Masiero, M., Pettenella, D., Boscolo, M., Barua, S.K., Animon, I. & Matta, J.R. (2019): Valuing forest Ecosystem Services: a training manual for planners and project developers. Forestry Working Paper No. 11. Rome, FAO. 216 pp

Mathews, J. A. & Tan, H. (2016): Circular economy: Lessons from China. *Nature*, 531(7595), 440-2.

McCullough, B., & McKittrick, R. (2010): The "hockey stick" graph. *Fraser Forum*, 30-32,4.

Miljøstyrelsen (2014): Danmark uden affald - Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018 - Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014. Tilgængelighed: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2014/05/978-87-93178-55-7.pdf>

Miljøstyrelsen (2015): Kortlægning af forbehandlings- og biogaskapacitet af organisk affald, Miljøprojekt nr. 1728, 2015. Tilgængelighed: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/06/978-87-93352-42-1.pdf>

Miljøstyrelsen (2018): Kortlægning af sammensætningen af dagrenovation og kildesorteret organisk affald fra husholdninger 2017. Tilgængelighed: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/03/978-87-93614-78-9.pdf>

Mohr, P. J., Newell, D. B. & Taylor, B. N. (2016): CODATA Recommended Values of the Fundamental Physical Constants: 2014, National Institute of Standard and Technology, American Institute of Physics, *Journal of Physical Chemistry Reference data*, Vol. 45, No. 4, S. 1-74.

Murray, A., Skene, K., & Haynes, K. (2017): The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context. *Journal of Business Ethics*, 140(3), 369-380.

Møller, P., Naroznova, I. & Scheutz, C. (2016): Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogiteknologien. DTU Miljø. Tilgængelighed: http://orbit.dtu.dk/ws/files/127862105/978_87_93529_28_1.pdf

Mønster, J., Kjeldsen, P. & Scheutz, C. (2019): Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. *Waste Management*, 1/2019.

Naroznova, I., Møller, J. & Scheutz, C. (2016): Characterisation of the biochemical methane potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 50, 39-48.

Potschin, M. & Haines-Young, R. (2016): *Routledge Handbook of Ecosystem Services*, edited by Marion Potschin, Routledge, 2016

Påledal, N. S., Hellman, E. & Moestedt, J. (2018): The effect of temperature, storage time and collection method on biomethane potential of source separated household food waste. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 71, 636-643.

Ruiz-Real, J., Uribe-Toril, J., Valenciano, J. & Gázquez-Abad, J. (2018): Worldwide Research on Circular Economy and Environment: A Bibliometric Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), International journal of environmental research and public health, November 29, 2018, Vol.15(12).

Wikandari, R., Nguyen, H., Millati, R., Niklasson, C. & Taherzadeh, M. (2015): Improvement of Biogas Production from Orange Peel Waste by Leaching of Limonene. *BioMed Research International*, 2015, 6.

Wojtach, A. (2016): Ecosystem Services in the Circular Economy, *Ekonomia i Środowisko*, 4 (59), 100-108

Zordan, J., Gourc, J. P., Oxarango, L., Conte, M. & Carrubba, P. (2013): Biomechanical behaviour of MSW: Settlements-biodegradation relationship study through experiment and modeling. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium. Conference Paper. Italy.

11 Bilag

BILAG 1 – Opskrift fra Påledal et al. (2018) og korrigeringen udført på vægt i projektets bioaffald.

BILAG 2 – Råvarer brugt i projektets biomasse, oprindelse, firma og type. Herunder også hvilke råvarer der originalt blev brugt i Påledal et al's (2018) opskrift.

BILAG 3 – Data til udregning af projektets bioaffalds indhold af makronæringsstoffer.

BILAG 4 – Udregning af indsamling fra antal husstande for at få 1 tons bioaffald på en måned.

BILAG 5 - Naturgaspriser (EGSI ETF/GPN SI) i DKK/GJ fordelt på år og vægtning

BILAG 6 – CIF-priser på naturgas.

BILAG 7 – Indsamlet organisk dagrenovation fra private husstande i Lejre Kommune 2018. Røde vægttal indikerer sommerhalvåret.

BILAG 8 – Vægtfylde og fyldningsgrad for organisk dagrenovation.

BILAG 9 – Interview Malene Krogh fra Lejre Kommune

BILAG 10 – Studieforløbsbeskrivelse (Andreas Dyreborg Martin)

BILAG 11 – Studieforløbsbeskrivelse (Magnus Kristian Skøt)