



# BÆREDYGTIG BIOGAS – KLIMA OG MILJØ- EFFEKTER AF BIOGASPRODUKTION

JØRGEN E. OLESEN, HENRIK B. MØLLER, SØREN O. PETERSEN, PETER SØRENSEN, TAVS NYORD OG SVEN G. SOMMER

DCA RAPPORT NR. 175 · AUGUST 2020 · RÅDGIVNING



AARHUS  
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



# BÆREDYGTIG BIOGAS – KLIMA OG MILJØ- EFFEKTER AF BIOGASPRODUKTION

---

DCA RAPPORT NR. 175 · AUGUST 2020 · RÅDGIVNING



Jørgen E. Olesen<sup>1</sup>, Henrik B. Møller<sup>2</sup>, Søren O. Petersen<sup>1</sup>, Peter Sørensen<sup>1</sup>, Tavs Nyord<sup>2</sup> og Sven G. Sommer<sup>2</sup>

**Aarhus Universitet**

<sup>1</sup>Institut for Agroøkologi  
Blichers Allé 20  
8830 Tjele

<sup>2</sup>Institut for Ingeniørvidenskab  
Inge Lehmanns Gade 10  
8000 Aarhus C

# BÆREDYGTIG BIOGAS – KLIMA OG MILJØ-EFFEKTER AF BIOGASPRODUKTION

---

Serietitel og nummer:	DCA rapport nr. 175
Rapporttype:	Rådgivning
Udgivelsesår:	Oktober 2020, 1. udgave, 1. oplag
Forfatter(e):	Jørgen E. Olesen, Henrik B. Møller, Søren O. Petersen, Peter Sørensen, Tavs Nyord og Sven G. Sommer
Rekvirent:	Klima, Energi- og Forsyningsministeriet, Energistyrelsen.
Finansiering:	Rapporten er finansieret under en kontrakt med Klima, Energi- og Forsyningsministeriet, Energistyrelsen.
Faglig kommentering:	Anders Peter Adamsen, Institut for Ingeniørvidenskab og Lars Elsgaard, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. Se <a href="https://bit.ly/3db2AOT">https://bit.ly/3db2AOT</a>
Ekstern kommentering:	Energistyrelsen. Se <a href="https://bit.ly/3db2AOT">https://bit.ly/3db2AOT</a>
Eksterne bidrag:	Nej
Udgiver:	DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Blichers Allé 20, postboks 50, 8830 Tjele. Tlf. 8715 1248, e-mail: <a href="mailto:dca@au.dk">dca@au.dk</a> , hjemmeside: <a href="http://dca.au.dk">dca.au.dk</a>
Bedes citeret:	Olesen, J. E., Møller, H. B., Petersen, S. O., Sørensen, P., Nyord, T. og Sommer, S. G.. Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 28 s. - DCA rapport nr. 175 <a href="https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport175.pdf">https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport175.pdf</a>
Layout:	Jytte Christensen, Institut for Agroøkologi & Cecilie Ditte Christensen, DCA – Nationalt center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet
Fotos omslag:	Jesper Rais, AU Foto
Tryk:	Digisource.dk
ISBN:	Trykt version 978-87-93998-22-3, elektronisk version 978-87-93998-23-0
ISNN:	2245-1684
Sideantal:	88
Internetversion:	<a href="https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport175.pdf">https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport175.pdf</a>

## Forord

Denne rapport er udarbejdet under en kontrakt mellem Energistyrelsen og Aarhus Universitet omkring projektet ” Bæredygtig biogas – klima- og miljøeffekter af biogasproduktion”. Projektet er initieret af Energistyrelsens bioenergi task force. Scenarier og foreløbige resultater har været drøftet på to møder med følgegruppe, afholdt hos Miljøstyrelsen i Odense den 24. september 2019 og 6. marts 2020. Disse drøftelser har dannet grundlag for endelig fastlæggelse af de biomasser og biogasanlæg, der anvendes i scenarierne i rapporten. Følgegruppen har bestået af repræsentanter fra Miljø- og Fødevarerministeriets Department, Miljøstyrelsen, Landbrugsstyrelsen, Biogasbranchen, Dansk Gas-teknisk Center, Danmarks Naturfredningsforening og Det Økologiske Råd.

Rapporten er fagfællebedømt af Anders Peter Adamsen (Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet) og Lars Elsgaard (Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet). Energistyrelsen har haft mulighed for at kommentere på to udkast til rapporten.

*Niels Halberg,*

*Direktør, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug*



## Indholdsfortegnelse

Forord .....	3
Indholdsfortegnelse .....	5
Sammendrag .....	9
Summary .....	14
1. Indledning .....	18
2. Scenarier for biogas .....	21
2.1 Biomasser .....	21
2.2 Modelanlæg .....	22
3. Klimaeffekter ved biogas .....	27
3.1 Metan fra opbevaring af biomasser .....	27
3.1.1 Gylle og afgasset biomasse .....	27
3.1.2 Dybstrøelse og bioaffald .....	29
3.1.3 Principper for beregningen af metanemission i reference- og biogasscenarier .....	32
3.1.4 Beregninger af metan fra lagring af biomasser .....	34
3.2 Lattergas fra opbevaring og efter udbringning .....	37
3.2.1 Opbevaring af gylle og afgasset biomasse .....	37
3.2.2 Opbevaring af dybstrøelse .....	38
3.2.3 Udbringning af gylle .....	38
3.2.4 Udbringning af dybstrøelse .....	40
3.2.5 Samlet drivhusgasbalance for opbevaring og udbringning .....	40
3.2.6 Følsomhed overfor hydraulisk retentionstid .....	42
3.3 Biogasproduktion og substitution af fossil energi .....	43
3.3.1 Biogasproduktion .....	43
3.3.2 Energibalancer .....	45
3.4 Metan fra biogasanlæg og opgraderingslæg .....	47
3.5 Energiforbrug til transport af biomasser .....	48
3.6 Kulstoflagring .....	49
3.7 Klimaeffekter ved brug af energifægrøder og affald til biogas .....	49
4. Udvasning af kvælstof .....	52

4.1 Effekt af bioforgasning på nitratudvaskning.....	52
4.2 Økologisk scenarie.....	54
4.3 Reduktion af nitratudvaskning i modelanlæg.....	55
5. Ammoniakfordampning, luftforurening og lugt.....	57
5.1 Ammoniakfordampning.....	57
5.1.1 Lagret afgasset gylle.....	57
5.1.2 Lagret dybstrøelse.....	59
5.1.3 Lagret slagteriaffald og bioaffald.....	60
5.1.4 Udbragt afgasset gylle.....	60
5.1.5 Udbragt dybstrøelse.....	63
5.2 Lugt ved udbringning af gylle.....	64
5.3 Luftforurening fra transport af biomasser.....	65
5.4 Luftforurening fra opgradering.....	66
6. Recirkulering og udnyttelse af næringsstoffer.....	67
6.1 Økologisk planteavl med kløvergræs.....	67
6.2 Recirkulering af næringsstoffer fra affald.....	67
6.3 Udnyttelse og tilgængelighed af svovl i afgasset gødning.....	68
6.4 Erstatning af mineralsk kvælstofgødning.....	68
7. Modelberegnete effekter af biogasscenarier.....	69
7.1 Klimaeffekter.....	69
7.1.1 Opholdstid.....	73
7.1.2 Metanlækage.....	74
7.1.3 Metanudledning fra lagring af husdyrgødning og biogasgylle.....	75
7.1.4 Lattergas fra udbringning af biogasgylle.....	76
7.2 Kvælstofudvaskning.....	76
7.3 Ammoniakfordampning.....	77
7.4 Luftforurening og lugt.....	77
7.5 Afgørder til biomasse.....	78
7.6 Usikkerheder.....	78
7.6.1 Usikkerheder på energiproduktion.....	79

7.6.2 Usikkerhed på metan fra lagret gylle .....	79
7.6.3 Usikkerhed på kulstoflagring .....	80
7.6.4 Usikkerhed på ammoniakfordampning .....	80
7.6.5 Usikkerheder ved recirkulering af næringsstoffer .....	81
Referencer .....	82





## Sammendrag

Biogas er vedvarende energi, der kan erstatte fossile brændsler, som fx naturgas. Biogas fremstilles ved at afgasse biomasse, f.eks. gylle og andet organisk affald, under iltfrie forhold. Husdyrgødning, spildevand og vådt organisk affald fra industri og husholdninger kan bruges i produktionen, der samtidig fungerer som affaldsbehandling. For at øge gasudbyttet kan der også tilsættes andre biomasser, fx majsensilage eller halm.

Kvantificering af biogasproduktionens klima- og miljøeffekter udgør et vigtigt grundlag for at kunne designe og målrette fremtidig biogasstøtte med henblik på at optimere klima- og miljøfordelene ved produktionen. Rapporten præsenterer en analyse af effekter af produktion af biogas på basis af husdyrgødning og andre relevante biomasser fra affaldshåndtering og landbrug. Der gives en beskrivelse og kvantificering af alle relevante effekter, herunder energiproduktion, drivhusgasudledninger, kvælstofudvaskning, ammoniakfordampning, næringsstofudnyttelse og lugtgener fra udbringning. Effekterne beskrives for fem modelanlæg med biogasproduktion ud fra forskellige sammensætninger af biomasse (tabel 0.1). De udvalgte scenarier og forudsætninger afspejler de bedste anvendte teknologier i den danske biogassektor samt forventede udviklingsveje. Desuden er effekter af forskellig opholdstid i biogasreaktoren, og af metantab fra anlægget, analyseret. Det forudsættes i analyserne, at biogassen produceres på fællesanlæg, og at gassen opgraderes til naturgasnettet. Det forudsættes også, at det afgassede materiale lagres i en efterlagertank med gasopsamling i en periode på 20 dage, hvorefter den afgassede gylle køres til lagertanke på landbrug, hvoraf 50% forudsættes at have teltoverdækning.

*Tabel 0.1. Klimaeffekter for fem modelanlæg ved 45 dages opholdstid i biogasreaktoren. Klimaeffekterne omfatter både substitution af energi, udledninger af metan og lattergas og ændret kulstoflagring i jorden ved biogas sammenlignet med den typiske referencehåndtering af biomasserne. Klimaeffekten er opgjort både på grundlag af den totale anvendte biomasse og på grundlag af bruttoenergiproduktionen. Positive effekter svarer til reduktion i udledninger.*

Modelanlæg	Klimaeffekt per bio-	Klimaeffekt per
	masse	energi i gas
	kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup>	kg CO <sub>2</sub> -ækv. GJ <sup>-1</sup>
	biomasse	bruttoenergi
M1a. Gylle + dybstrøelse	66,8	77,5
M1b. Gylle + halm	105,5	52,9
M2. Gylle + dybstrøelse + energiafgrøde	67,7*	68,4*
M3. Gylle + dybstrøelse + organisk affald	65,3	52,7
M4. Kløvergræs + gylle + dybstrøelse + bioaffald	99,5	54,7

\* For energiafgrøder indgår der ikke effekt af ændret arealanvendelse (iLUC) i den beregnede klimaeffekt.

De beregnede klima- og miljøeffekter ved biogas sammenlignes i denne rapport med en typisk referencesituation for håndtering af de forskellige biomasser, som indgår i scenarierne i tabel 0.1. Ubehandlet gylle (blanding af svine- og kvæggylle) antages at blive opbevaret i gylletank og derefter spredt på marker. Dybstrøelse opbevares i overdækket markstak i 5 måneder og udspreddes før såning af vårsæd. Halm bliver nedmuldet. Den anvendte energifgrøde er majs, som erstatter korn dyrkning. Det organiske affald omfatter flere typer: 1) slagteriaffald forudsættes lagret som gylle og derefter spredt direkte på marken, 2) glycerin afbrændes til energiproduktion, og 3) bioaffald (herunder kildesorteret organisk dagrenovation) komposteres og udbringes på marken. På det økologiske modelanlæg M4 indgår kløvergræs, der forudsættes at erstatte en grøngødning af kløvergræs, hvor det afslåede materiale efterlades i marken. Klima- og miljøeffekter er beregnet med de samme modeller og emissionsfaktorer som i øvrigt indgår i de nationale danske opgørelser af drivhusgas-emissioner og miljøpåvirkning. Der er for metan og lattergas benyttet opvarmningspotentialer på henholdsvis 25 og 298 kg CO<sub>2</sub>-ækv. kg<sup>-1</sup>.

Tabel 0.1 viser klimaeffekter af biogas for de fem forskellige modelanlæg. Klimaeffekten består af 1) energiproduktion fra biogas, der substituerer CO<sub>2</sub>-udledninger fra fossil energi, 2) metanlækage fra biogas- og opgraderingsanlæg, 3) metan fra opbevaring af biomasser (herunder husdyrgødning og den afgassede biomasse), 4) lattergas fra opbevaring og udbringning af biomasser på marken, 5) lattergas fra nitratudvaskning og ammoniakfordampning, 6) lattergas fra dyrkning af energifgrøder, og 7) kulstoflagring af biomasse til biogas. Resultaterne viser en samlet klimaeffekt på 65-106 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per ton biomasse i modelanlæggene ved 45 dages opholdstid. De to største poster i klimaeffekterne er produktion af gas til naturgasnettet og reduktion af metan fra opbevaring af især gylle, dybstrøelse og slagteriaffald. Energiproduktionen er langt den største post.

Forskellen i tabel 0.1 mellem gasproduktion på de forskellige anlæg skyldes især forskelle i hvor meget tørstof, der tilføres anlæggene. Desuden er klimaeffekten for visse biomasser ud over energiproduktionen påvirket af en reduktion i drivhusgasser fra lagring af biomasserne. I M1b og M4 anlæggene tilføres således biomasser med højt tørstofindhold, der gør at der produceres meget energi per ton og der opnås dermed en høj klimaeffekt alene af denne grund. De anvendte biomasser i form af halm og græs i M1b og M4 bidrager imidlertid kun til høj energiproduktion, men bidrager ikke positivt i forhold til reduktion af andre klimagasser. Hvis sammenligningen udføres med henblik på at maksimere klimaeffekten per produceret energienhed bør vurderingen derfor foretages på baggrund af klimaeffekten per GJ. Ved sammenligning af anlæg M1 og M1b der bruger henholdsvis dybstrøelse og halm falder "halm anlægget" således bedst ud per ton, mens det per GJ er anvendelsen af dybstrøelse, der falder bedst ud. Dette hænger sammen med at anvendelsen af dybstrøelse giver en reduktion i andre klimagasser, mens halm til gengæld giver en ekstra om end begrænset ekstra udledning af metan under lagringen i forhold til referencen hvor halmen nedmuldes i marken. I beregningerne kommer M2 anlægget med anvendelse af energifgrøde (majs) ud med en forholdsvis høj klimaeffekt. Dette skyldes at energifgrøden har et højt energipotential, og at beregningerne ikke

inkluderer klimaeffekter af ændret arealanvendelse. Ved brug af landbrugsareal til energiafgrøder vil der således potentielt være en afledt effekt på klimagasser via behov for fødevarereproduktion eller etablering af skov eller naturarealer et andet sted på jordkloden (iLUC effekten). Denne iLUC effekt er behæftet med meget stor usikkerhed, da den afhænger af hvordan internationale markedsdannelser for fødevarer og biomasser påvirker arealanvendelsen, men den vil under alle omstændigheder reducere den positive klimaeffekt for modelanlæg M2.

Modelanlægget med den største effekt per ton biomasse er anlægget (M1b), hvor der tilsættes 20% halm, hvilket med nuværende biogasteknologi ikke vurderes at være teknisk muligt, og dette anlæg skal derfor primært ses som et scenarie for fremtidige anlæg med yderligere teknologiudvikling. Det er til gengæld det modelanlæg, der har den laveste klimaeffekt per produceret energi. For de øvrige anlæg er klimaeffekten lavest på anlægget med tilsætning af industriaffald (M3), hvilket primært skyldes, at det er vurderet at den tilsatte mængde glycerol alternativt ville være udnyttet til energi. Anlægget hvor en del af dybstrøelsen erstattes med majs (M2) er kun marginalt dårligere end anlægget med dybstrøelse og gylle alene (M1a). Dette hænger sammen med, at der antages en høj omsætning af det organiske stof i majs til biogas. Det økologiske modelanlæg (M4) har, bortset fra M1b, den bedste klimaeffekt ( $99 \text{ kg CO}_2\text{-ækv.ton}^{-1}$ ), hvoraf størstedelen kommer fra et højt gasudbytte som følge af en stor mængde græs, dybstrøelse og bioaffald.

Generelt bidrager energieffekten i nærværende undersøgelse mere til den samlede klimaeffekt end i tidligere studier, hvor reduceret metan og lattergasudledning udgjorde en større andel. Klimaeffekterne er i denne rapport beregnet med et dansk territorialt udgangspunkt, hvor kun effekter på det danske nationale klimaregnskab opgøres. Dog indgår der i effekter af energi på klimabelastningen også et mindre bidrag fra produktion af kvælstof i handelsgødning svarende til ca.  $1,5 \text{ kg CO}_2\text{-ækv.}$  per ton biomasse; eftersom der ikke finder gødningsfremstilling sted i Danmark, indgår disse udledninger ikke i det danske nationale emissionsregnskab, men vil blive henført til emissioner i produktionslandet for denne gødning. Der indgår heller ikke effekter af ændret arealanvendelse andre steder på jordkloden som følge af dyrkning af energiafgrøder i modelanlæg M2, som vil fortrænge produktion af fødevarer eller reducere naturarealer (iLUC effekten).

Opholdstiden i biogasanlægget har betydning for den samlede klimaeffekt ved biogas. Ved en længere opholdstid produceres der mere gas, og mængden af omsætteligt tørstof under den efterfølgende lagring bliver reduceret, hvorved metanudledningen fra lagring af det afgassede materiale reduceres. Effekten af længere opholdstid afhænger af omsætteligheden af det organiske stof i den anvendte biomasse, således at den største positive effekt opnås ved anvendelse af tungt omsættelig biomasse som husdyrgødning og halm, mens der er begrænset effekt ved anvendelse af letomsættelig biomasse som afgrøder og affald. Der er en positiv effekt for alle modelanlæg ved at gå fra 45 til 60 dage, mens effekten ved at øge opholdstiden til 90 dage kun er positiv for anlæg M1a, M1b og

M3. Dette skyldes, at den positive effekt i de øvrige anlæg mere end opvejes af højere forbrug af procesenergi.

Metanlækage fra biogasanlægget og opgradering af biogassen har stor betydning på den samlede effekt primært pga. metanudslippets negative bidrag til drivhusgaseffekten. Der antages i scenarierne et udslip på 1% af den producerede metan. Ved øgede metanudslip mindskes de positive klimaeffekter af biogas med ca. 7% for hver procentpoint lækage.

*Tabel 0.2. Miljøeffekter for fem modelanlæg opgjort på grundlag af den totale anvendte biomasse mængde. Miljøeffekter omfatter nitratudvaskning, ammoniakfordampning og NOx emissioner fra transport af biomasse. Positive værdier svarer til reduktion i udledninger.*

<b>Modelanlæg</b>	<b>Nitrat- udvaskning kg NO<sub>3</sub>-N ton<sup>-1</sup></b>	<b>Ammoniak- fordampning kg NH<sub>3</sub>-N ton<sup>-1</sup></b>	<b>NOx udledninger g NOx ton<sup>-1</sup></b>
M1a. Gylle + dybstrøelse	0,19	-0,19	-2,5
M1b. Gylle + halm	0,13	-0,18	-2,5
M2. Gylle + dybstrøelse + energifgrøde	0,04	-0,21	-2,3
M3. Gylle + dybstrøelse + organisk affald	0,18	-0,14	-4,0
M4. Kløvergræs + gylle + dybstrøelse + bioaffald	0,45	-0,30	-2,1

Biogasbehandling reducerer nitratudvaskningen for alle modelanlæg, hvilket skyldes at en større del af kvælstoffet i den afgassede biomasse er på mineralsk form, som kan udnyttes af afgrøderne, og som dermed ikke bliver en kilde til nitratudvaskning (tabel 0.2). Ved anvendelse af 12% majsensilage (M3) er effekten af afgangning på udvaskningen dog tæt på nul. Det skyldes bl.a., at der i dette scenarie bliver en større samlet tilførsel af kvælstof til systemet, hvilket opvejer den positive effekt af afgangning på udvaskningen. Der er ikke indregnet en mulig større nitratudvaskning ved dyrkning af majs i forhold til dyrkning af korn. Ved anvendelse af plantebiomasse, der også tilføres jorden uden afgangning, som i modelanlæg M4 med økologisk kløvergræs, opnås der derimod en større reduktion i udvaskningen.

Opgørelsen viser en 15% større ammoniakfordampning fra afgasset gylle end for ubehandlet kvæg- og svinegylle, hvilket indebærer at resultatet for alle modelanlæg er negativt (tabel 0.2). Det skal dog bemærkes, at det i høj grad er det øgede indhold af ammonium-N i gyllen, som får ammoniakfordampningen til at stige markant for biogasanlæggene sammenlignet med referencen. Denne effekt bidrager med 60-70% af stigningen i ammoniakfordampning som følge af bioafgasning, primært pga. et større ammoniaktab ved udbringning af den afgassede gylle på marken, som er 4-5 gange større end tabet fra lageret. Øget tørstofindhold i biogasgyllen som følge af brug af tørstofrige substrater i biogasprocessen, bidrager også til den øgede ammoniakfordampning.

Afgasning af biomasser kan påvirke lugten efter udbringning af biogasgylle, typisk med en mindre lugt fra afgasset gylle end fra svine- og kvæggylle. Dette påvirkes dog af valg af biomasse. Der foreligger kun lidt viden om dette, og derfor er det ikke muligt at konkludere med sikkerhed, hvordan biogas påvirker lugt fra udbragt gylle. Med hensyn til luftforurening er hovedeffekten i øvrigt primært udledninger af NO<sub>x</sub> fra transport af biomasserne til og fra biogafællesanlæg (tabel 0.2).

## Summary

Biogas is renewable energy source (or form), which can substitute fossil fuel such as natural gas. Biogas is produced by digesting biomass, e.g. manures and organic wastes, under anaerobic conditions. Manure, sewage sludge and wet organic waste from industry and households can be used for bioenergy production through anaerobic digestion, which also functions as waste treatment. Other types of biomass are typically added to enhance the biogas yield, including maize silage and straw.

The quantification of the greenhouse gas and environmental effects of biogas production constitute an important basis for design of future subsidies for biogas production when optimizing the effects on greenhouse gas emissions and environmental impacts. This report presents an analysis of the effects of production of biogas from manure co-digested with biomasses from waste and agriculture. It describes and quantifies impacts of relevant effects of biogas, including energy production, greenhouse gas (GHG) emissions, nitrate leaching, ammonia volatilization, nutrient use and odour from field application of the digested slurry. The effects are described for five selected model biogas plants with different composition of the biomass substrates (Table 0.3). These scenarios and associated assumptions represent the best applied technologies in the Danish biogas sector as well as expected development pathways. In addition, effects of different digestion times in the biogas reactors, and of methane losses from the biogas plants, were analysed. It is presupposed that biogas is produced on large centralised biogas facilities, and that the gas is upgraded to natural gas quality for distribution *via* the natural gas grid. It is also presupposed that the digested material is stored for 20 days with collection of the gas before the digestate is transported to farms, where 50% of the digestate is assumed to be stored in tanks with a solid cover.

*Table 0.3. Effects on GHG emissions for five selected model biogas plants at 45 day retention time in the biogas reactor. The greenhouse gas (GHG) emissions include substitution of energy, emissions of methane and nitrous oxide, and changes in soil carbon storage for biogas digested slurry compared to a reference situation. The GHG effects are calculated on the basis of the biomasses used and on the basis of the produced gross energy. Positive effects represent reductions in emissions.*

<b>Model biogas plant</b>	<b>GHG per ton biomass kg CO<sub>2</sub>-eq. ton<sup>-1</sup> biomass</b>	<b>GHG per unit of gross gas energy produced kg CO<sub>2</sub>-eq. GJ<sup>-1</sup> gross energy</b>
M1a. Slurry + deep litter	66.8	77.5
M1b. Slurry + straw	105.5	52.9
M2. Slurry + deep litter + energy crop	67.7*	68.4*
M3. Slurry + deep litter + organic waste	65.3	52.7
M4. Grass-clover + slurry + deep litter + biowaste	99.5	54.7

\*: The GHG effects of energy crops does not include effects of changes in land use (iLUC).

The calculated GHG and environmental effects of biogas are in this report compared with typical reference situations for untreated handling the respective biomasses used in the scenarios in Table 0.3. Slurry (mixture of pig and cattle slurry) is assumed to be stored in a slurry tank until field application. Deep litter is stored in covered heaps in the field for 5 months and then spread before sowing spring cereals. Straw is incorporated directly in the field. The energy crop used is silage maize, which replaces cereal cropping (spring barley and winter wheat). The organic waste includes several types: 1) slaughterhouse waste stored as slurry and spread directly in the field, 2) glycine is incinerated, and 3) biowaste (including household organic waste) is composted and applied in the field. The organic farming model plant (M4) uses grass-clover, where the untreated grass-clover is used as a green manure by surface mulching of the grass-clover cuts. The GHG and environmental effects are calculated using the same models as used in national Danish inventories. For methane and nitrous oxide greenhouse gas warming potentials of 25 and 298 CO<sub>2</sub>-eq kg<sup>-1</sup> were assumed.

Table 0.3 shows the GHG effects of biogas for the five different model plants. The GHG effect includes 1) energy production from biogas that substitutes CO<sub>2</sub>-emissions from fossil energy, 2) methane leakage from biogas production and biogas upgrading, 3) methane from storage of biomass (including manures), 4) nitrous oxide from storage and field application of biomasses, 5) nitrous oxide from nitrate leaching and ammonia volatilization, 6) nitrous oxide from energy crop production, and 7) soil carbon storage effects of anaerobic digestion of biomasses. The results show a total GHG reduction of 65 to 106 kg CO<sub>2</sub>-eq per ton biomass in the model plants at 45 days retention time in the digester. The two largest components in the GHG balance are the production of gas for the natural gas grid (replacement of fossil fuel) and reduction in methane from storage of wet biomasses, in particular slurry. The energy production is by far the largest contribution to the GHG balance.

The differences in gas production in Table 0.3 between the different model plants are primarily due to differences in how much dry matter is used in the different plants. In addition, some biomasses also have reductions in the GHG emissions from storage of the biomass. In the M1b and M4 model plant, biomass is added with a high dry matter content, which gives a high energy production per ton, and this also gives a large GHG reduction solely because of the dry matter content, but it does not contribute to reduction of other GHGs. If comparisons are done for maximizing GHG reductions per unit of produced energy, then only the climate effect per GJ should be considered. A comparison of model plants M1 and M1b that use deep litter and straw, respectively, thus show the best results for M1b per ton, but better results for M1 when comparing per GJ. This is related to the reductions in GHG from storage of deep litter when this is used for biogas. The calculations for M2 with use of an energy crop (silage maize) show a relatively high GHG reduction. This is an effect of the higher energy potential of silage maize, and because the calculations do not include any GHG effects of indirect changes in land use (iLUC), which would be related to the needs for food production, forestry or na-



ture areas. This iLUC effect is associated with very large uncertainties, since it depends on how international markets for food and biomass affect land use, but it will in any case reduce the positive GHG effects for model plant M2.

The model biogas plant with the greatest GHG reduction per ton biomass is M1b, where 20% straw is added, although with current biogas technology this option is not realistic, and this model plant should therefore primarily be considered to represent a future scenario following further technological development. This is also the model plant with the lowest GHG reduction per unit produced energy. The GHG reduction among the other biogas plants is lowest on the plant with addition of industrial waste (M3), which primarily derives from the use of glycerol, which is alternatively used for energy production through incineration. The biogas plant with substitution of deep litter to maize silage (M2) is only marginally worse than the plant with slurry and deep litter (M1a), which is partly due to the high degradability of dry matter in the silage maize. The organic farming plant (M4) has, except for M1b, the best climate effect ( $99 \text{ kg CO}_2\text{-eq ton}^{-1}$ ), where the high gas production originates from grass, deep litter and biowaste. Generally, the energy production contributes more to the GHG emissions reductions than in previous studies, where instead reduced methane and nitrous oxide emissions contributed more.

The GHG emissions in this report are calculated from a Danish territorial perspective, where only effects represented in the Danish national inventory are included. One exception is that the effect of reduced emissions from production of nitrogen in fertilizers is included, even though there is currently no fertilizer production in Denmark. The effect of reduced fertilizer production contributes about  $1.5 \text{ kg CO}_2\text{-eq per ton biomass}$ . There are no effects included of changes in land use as a consequence of increased area of energy crops in model plant M2, which will replace food production (the iLUC effect).

The retention time in the biogas plant affects the total GHG reduction by use of biogas. A longer retention time will increase the production of gas and reduce the amount of degradable dry matter during the subsequent storage of the digestate, whereby the methane emissions are reduced. The effect of longer retention time depends on degradability of the biomass used, so that the largest further reductions in GHG emissions are achieved with use of slowly degradable biomass such as manure and straw. There is for all plants a GHG emissions reduction by extending the retention time from 45 to 60 days, whereas the effect of further increasing retention time to 90 days is only a reduction in GHG emissions for M1a, M1b and M3. For the other plants, the positive effect on greater biogas production is outweighed by greater use of process energy.

Methane leakage from the biogas plant, and from biogas upgrading, has great impact on the GHG reductions due to the large global warming potential of methane. It is assumed in the scenarios that

1% of the produced methane is lost. Greater methane leakages will reduce the positive GHG reducing effects of biogas by 7% for each percentage-point increase in leakage.

*Table 0.4. Environmental effects for five model biogas plants based on the total amount of biomass used. The environmental effects include nitrate leaching, ammonia volatilization and NOx emissions (from biomass transport). Positive effects show reductions in emissions.*

<b>Model biogas plant</b>	<b>Nitrate leaching kg NO<sub>3</sub>-N ton<sup>-1</sup></b>	<b>Ammonia Volatilization kg NH<sub>3</sub>-N ton<sup>-1</sup></b>	<b>NOx emissions g NOx ton<sup>-1</sup></b>
M1a. Slurry + deep litter	0.19	-0.19	-2.5
M1b. Slurry + straw	0.13	-0.18	-2.5
M2. Slurry + deep litter + energy crop	0.04	-0.21	-2.3
M3. Slurry + deep litter + organic waste	0.18	-0.14	-4.0
M4. Grass-clover + slurry + deep litter + biowaste	0.45	-0.30	-2.1

Nitrate leaching is reduced by all model biogas plants, which is due to a higher proportion of the nitrogen in mineral form that can be used by crops, and which therefore is not a source for nitrate leaching (Table 0.4). The use of maize silage (M3) reduces the effects of biogas digestion on nitrate leaching to almost zero, which is due to a greater input of nitrogen in the biomass in this system, which outweighs the positive effect of digestion. A possible higher nitrate leaching from maize cropping compared to cereal cropping is not included in the calculations. Using biomass for digestion instead of applying it in the field (e.g., grass-clover in M4) will reduce nitrate leaching.

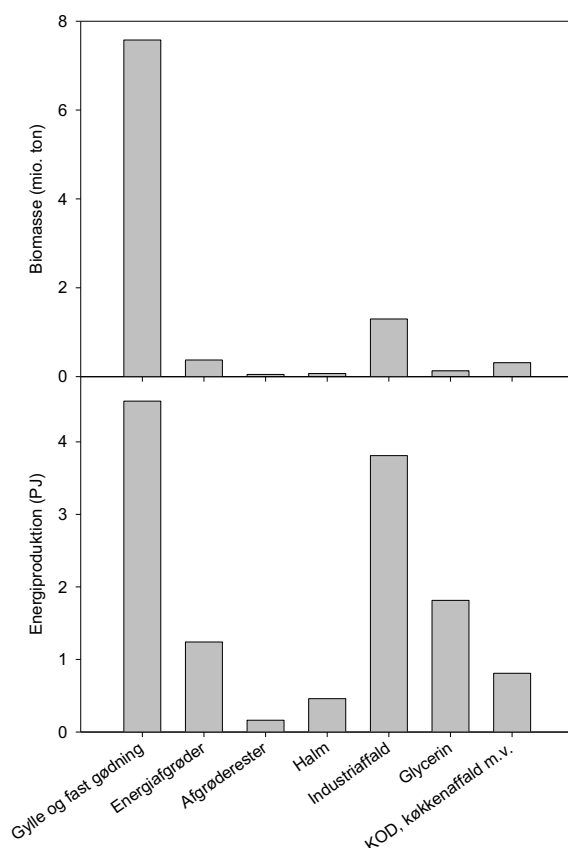
The results show a 15% greater ammonia volatilization from digested slurry than for untreated pig and cattle slurry, which means a greater ammonia volatilization for all model plants (Table 0.4). It is primarily due to the greater content of ammonium-N in the slurry, which increases the ammonia volatilization from the digested slurry compared with the reference. The effects contributes about 60-70% of the increase in ammonia volatilization from biogas digestion, mainly due to a higher ammonia loss after field application, which is 4-5 times greater than from the slurry store. Increased dry matter content in the digestate due to the use of dry matter-rich substrates in the biogas process also contributes to the increased ammonia emissions.

Digestion of biomasses can affect the odour from field-applied biogas slurry, typically with less odour than from untreated pig or cattle manure. However, this is affected by choice of biomass. There is only little knowledge about effects of different biomasses on odour, and it is therefore not possible to conclude on odour effect from biogas digested slurry. The greatest effect on other types of air pollution is through enhanced NOx emissions from transport of the biomass to and from the central biogas plants.

## 1. Indledning

Biogas er vedvarende energikilde, der kan erstatte fossil naturgas. Biogas fremstilles ved at afgasse biomasse, f.eks. gylle og andet organisk affald, under iltfrie forhold. Husdyrgødning, spildevand og vådt organisk affald fra industri og husholdninger kan bruges i produktionen, der samtidig fungerer som affaldsbehandling. For at øge gasudbyttet kan der også tilsættes andre biomasser, fx majs, som hurtigt omsættes til biogas i en biogasreaktor.

Produktionen af biogas i Danmark er steget fra ca. 3 PJ (Petajoule,  $10^{15}$  J) i 2000 til 13 PJ i 2018 (Energistyrelsen, 2019). Denne stigning er især sket efter Energiforliget i 2012, der gav betydeligt bedre støtte til etablering og drift af biogasanlæg. Biogas har længe været produceret fra slam på spildevandsanlæg, men her er potentialet stort set opbrugt. Der har derfor været fokus på udnyttelse af andre affaldsbiomasser, især gylle fra husdyrproduktionen, kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) samt andre restbiomasser som dybstrøelse og halm. Dette er illustreret i figur 1, hvor fordelingen af biogas fra forskellige typer biomasser i 2018/19 er vist. Udbygningen af biogasanlæg i Danmark har derfor også været understøttet af en teknologisk udvikling, der har tilladt udnyttelse af disse biomasser til biogasproduktion.



Figur 1.1. Biomasser anvendt til biogas i 2018/19 og den tilhørende energiproduktion (Energistyrelsen, 2020).

Biogas består af en blanding af gasser, især metan (CH<sub>4</sub>) og kuldioxid (CO<sub>2</sub>), men også svovlgasser, brint og ammoniak (NH<sub>3</sub>) i lave koncentrationer. Den seneste udbygning af biogas efter Energiforliget i 2012 har især fokuseret på produktion af biogas til naturgasnettet. Her renses biogassen for CO<sub>2</sub> og andre gasser, så det kun er metan, der ledes ud på nettet. Der har i de seneste år også været et stort fokus på at reducere tabene af metan fra biogasproduktionen, fra opgraderingsanlæg og efterlagre.

Biogasproduktion kan have både positive og negative konsekvenser for klima og miljø. Produktionen kan desuden give gevinster for landbrugsdriften. Når husdyrgødning leveres til biogasproduktion, reduceres udledningen af drivhusgasser fra husdyrholdet. Processen gør samtidig næringsstofferne i gødningen lettere tilgængelige for planter. Effekternes størrelse afhænger af karakteristika ved produktionen, herunder især hvilke biomasser, der anvendes, og hvilken referencesituation, der sammenlignes med. Desuden indgår forhold som transport, forbrug af procesenergi og størrelsen af eventuelle metanudslip fra anlægget.

Nielsen et al. (2002) gennemførte en samlet analyse af samfundsøkonomiske effekter af biogas, der også omfattede effekter på drivhusgasudledninger, næringsstofudnyttelse, kvælstofudvaskning og lugtgener fra udbringningen. Disse analyser var baseret på biogasanlæg med udnyttelse af gylle og organisk affald fra slagterier og fødevarerindustri. Der var dengang betydelige klima- og miljøgener forbundet med den alternative anvendelse af disse affaldstyper, og en del af de beregnede fordele ved biogas var knyttet til denne referencesituation. Potentialet for disse affaldstyper er dog fuldt udnyttede på biogasanlæggene i dag, og med den kraftige udbygning de seneste år er andelen af disse affaldsressourcer i forhold til de øvrige biomasser meget begrænset og udgør kun en meget lille del af den samlede biomasse, der tilføres anlæggene. Dette stiller den nuværende biogasproduktion anderledes end beregnet i Nielsen et al. (2002), og den anvendte biomassesammensætning, der tilføres anlæggene nu og fremover, vil være anderledes end i dette studie.

Beregninger af samfundsøkonomiske konsekvenser af forskellige typer biomasser til biogas er gennemført af Jacobsen et al. (2013) og Møller og Martinsen (2013). Jacobsen et al. (2013) undersøgte følgende alternative biomasser i biogasanlæg med gylle: separeret fiberfraktion fra gylle, majsensilage samt græs og roer. Disse beregninger inkluderede effekter på drivhusgasser og kvælstofudvaskning baseret på Olesen et al. (2013). Møller og Martinsen (2013) undersøgte forskellige størrelser af biogasanlæg baseret på kvæggylle, svinegylle og kløvergræs, hvor anlæg med anvendelse af kløvergræs var baseret på økologisk jordbrug. Effekter på drivhusgasser og kvælstofudvaskning blev beregnet, men grundlaget for disse beregninger er sparsomt beskrevet.

Mikkelsen et al. (2016) udviklede baseret på Petersen et al. (2016) en ny model til beregning af metanudledninger fra håndtering af husdyrgødning, som også inkluderede effekter af biogas og hyppig udslusning af gylle fra stald til gødningslager. Heri indgik dog ikke andre typer biomasser end gylle, ligesom andre effekter som energi og miljø ikke indgik. Olesen et al. (2018) benyttede resultaterne

fra bl.a. Mikkelsen et al. (2016) til at beregne effekter på udledninger af metan og lattergas ved anvendelse af forskellige typer biomasser som gylle, fiberfraktion fra gylle, dybstrøelse, halm, græs, kløvergræs og roer.

Der er således siden de seneste omfattende samfundsøkonomiske beregninger af Nielsen et al. (2002) og Jacobsen et al. (2013) sket en betydelig teknologisk udvikling i biogasanlæg og deres anvendelse af affaldsbiomasser. Der er desuden udviklet nye modeller til beregning af drivhusgasemissioner fra håndteringen af biologisk affald (Mikkelsen et al., 2016) og til beregning af kvælstofudvaskning fra afgasset gylle (Sørensen og Børgesen, 2015).

Kvantificering af biogasproduktionens klima- og miljøeffekter udgør et vigtigt grundlag for at kunne designe og målrette fremtidig biogasstøtte med henblik på at optimere klima og miljøfordelene ved produktionen. Effekterne er tidligere søgt kvantificeret i flere forskellige sammenhænge, men resultaterne har ikke været entydige, og analyserne har ikke omfattet alle relevante effekter. Denne rapport præsenterer en analyse af effekter af produktion af biogas af husdyrgødning og forskellige relevante typer biomasser fra affaldshåndtering og landbrug. Der gives en beskrivelse og kvantificering af alle relevante effekter inden for energiproduktion, drivhusgasudledninger, kvælstofudvaskning, ammoniakfordampning, næringsstofudnyttelse og lugtgener fra udbringning. Effekterne beskrives for en række modelanlæg for biogasproduktion med forskellig opholdstid og forskellig sammensætning af biomasser. De udvalgte scenarier og forudsætninger afspejler de bedste anvendte teknologier i den danske biogas sektor samt forventede udviklingsveje.

Der er i denne rapport benyttet en fremgangsmåde til beregning af klima- og miljøeffekter, hvor der sammenlignes med en typisk referencesituation for håndtering af de forskellige biomasser. Herved adskiller metoden sig fra andre fremgangsmåder, som fx livscyklusanalyser (LCA), hvor der alene ses på effekter af håndtering af biomasserne i den pågældende håndteringskæde (fx biogas). Der er i størst mulig omfang benyttet samme modeller og værdier for effekter på klima og miljø som i øvrigt indgår i de nationale danske opgørelser af emissioner og miljøpåvirkning.

## 2. Scenarier for biogas

Biogas er en multifunktionel proces, hvor anaerobe bakterier og arkæer nedbryder organisk materiale til biogas. En række grundlæggende forudsætninger skal være på plads for at mikroorganismene kan omdanne organisk materiale til biogas, herunder anaerobe forhold og optimalt pH. Endvidere er et højt og stabilt biogasudbytte afhængig af en temperatur i det mesofile eller termofile temperaturområde. Biogasteknologien udvikles løbende, og denne rapport afspejler den nuværende bedste praksis.

### 2.1 Biomasser

Mange typer biomasse kan anvendes til biogas (tabel 2.1). På de eksisterende biogafællesanlæg i Danmark anvendes oftest op til 25% organiske restprodukter, målt på tørstofindhold, primært i form af industrielle restprodukter, såsom mavetarmindhold fra slagterier, valle fra mejerier mv. Mængden af restprodukter på op til 25% er imidlertid ikke så afgørende som tidligere, hvor målet var at det afgassede produkt kunne anvendes efter husdyrgødningsbekendtgørelsen fremfor Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, men da indholdet i disse to bekendtgørelser ikke længere adskiller sig væsentligt, er grænsen ikke længere så afgørende. Restprodukterne skal kunne recirkuleres som gødning og skal derfor overholde kravene med hensyn tungmetaller og miljøfremmede stoffer (Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, BEK nr. 1001 af 27/06/2018). De eksisterende biogasanlæg udnytter stort set alle de industrielle restprodukter, der er til rådighed i dag i Danmark.

Tabel 2.1. Eksempler på typer af biomasse til biogas.

Oprindelse	Typer
Restprodukter og energi-afgrøder fra landbrug	Husdyrgødning Energiafgrøder Halm Økologisk kløvergræs
Private husholdninger og detailhandel (bioaffald)	Husholdningsaffald, storkøkkener, detailhandel mm. Slam fra fx rensningsanlæg
Industrielle biprodukter	Glycerin Biprodukter, restprodukter fra fødevarereproduktion, herunder slagteri-affald Affald fra fedt-separatorer
Rensningsanlæg	Spildevandsslam

I denne rapport er der taget udgangspunkt i de biomasser der er vist i tabel 2.2, og biogas fra rensningsanlægsslam er således ikke belyst. Sammensætning af biomassen er af afgørende betydning

for økonomi, dimensionering og drift af biogasreaktorer, fordi hastigheden, hvormed organisk stof omsættes til biogas, i høj grad afhænger af den anvendte biomasse. Dette afspejler sig i forholdet mellem metanudbytte efter 45 dage og ultimativt metanudbytte i tabel 2.2.

Tabel 2.2. Antagelser om tørstofindhold og gaspotentiale for biomasser til biogas. VS er organisk stof. Ultimativt metanudbytte er det udbytte der opnås ved lang opholdstid på mere end 90 dage. Metanudbytte efter 45 og 60 dage og ultimativt gasudbytte er baseret på erfaringstal fra forsøg på Foulum biogasanlægget.

Biomasse	Tør- stof %	VS i tør- stof %	Total N g/kg	Metan- udbytte 45 dage L kg <sup>-1</sup> VS	Metan- udbytte 45 dage, GJ ton <sup>-1</sup>	Metan- udbytte 60 dage L kg <sup>-1</sup> VS	Ultimativt metanud- bytte L kg <sup>-1</sup> VS	Refe- rencer
Kvæggylle	7,7	80	3,98	230	0,51	250	275	1
Svinegylle	5,4	80	5,67	335	0,52	345	350	1
Kvægdybstrøelse	30,0	80	9,49	263	2,27	271	275	2
Græsensilage	35,0	95	8,75	324	3,87	325	325	2
Majsensilage	31,0	95	3,91	325	3,43	325	325	3
Hvedehalm	84,0	95	4,24	278	7,95	286	290	2
Slagteriaffald	15,0	85	3,90	488	2,23	490	490	4
Bioaffald	22,5	88	5,20	424	3,02	425	425	4
Glycerol	70,0	95	0,00	450	10,74	450	450	4

<sup>1</sup> Gennemsnit af et stort antal analyser af gylle leveret til 2 biogasanlæg, <sup>2</sup> Olesen et al. (2018), <sup>3</sup> Erfaringstal fra Foulum biogas, <sup>4</sup> Skønnede tal baseret på forsøg på Foulum biogasanlæg.

Generelt er gasudbytte et område, der kan give anledning til usikkerhed og dækker over betydelige forskelle mellem studier. Der er således en hel række forhold der spiller ind på gasudbyttet, herunder staldforhold, strøelse, fodring mm. Hertil kommer at selve metoden hvormed gasudbytte bestemmes er en kilde til usikkerhed og to laboratorier kan derved ofte få forskellige værdier af det samme substrat. For kvæggylle angives således i Olesen et al. (2018) et metan udbytte på 13,9 m<sup>3</sup>/ton, men opholdstiden er ikke angivet i dette studie. I nærværende rapport er udbyttet 11,8 m<sup>3</sup>/ton ved 30 dage og 14,1 m<sup>3</sup>/ton ved 45 dage. Udbyttet i Olesen et al. (2018) ligger således mellem udbyttet ved disse to opholdstider.

## 2.2 Modelanlæg

Der er udført vurderinger og beregninger for 5 modelanlæg (tabel 2.3), hvor der for hvert anlæg sammenlignes med en reference situation hvor biomassen ikke er anvendt til produktion biogas. Sammensætningen af næringsstoffer i biomasserne i disse modelanlæg er vist i tabel 2.4. Indholdet af kvælstof i gødningerne er anvendt til beregning af ammoniaktab, udvaskningstab og drivhusgas-emissioner. Indholdet af næringsstoffer er baseret på standardtal for indhold i de indgående komponenter i gødningerne.

Tabel 2.3. Modelanlæg i undersøgelsen. Fordelingen af biomasseinput er angivet i vægtprocent.

Anlægs- type	Input	Reak- tor TS (%)	Reference
1 Fællesan- læg	1a. Gylle + dybstrøelse 1b. Gylle + halm	6,2 9,5	Gylle opbevares i gylletank og spredes derefter direkte på marken. Dybstrøelse opbevares alternativt i overdækket markstak i 5 måneder og udspreddes før såning af vårsæd. Halm bliver alternativt nedmuldet.
2 Fællesan- læg	Gylle + dybstrøelse + 12 % energifgrøder	5,1	Arealet med energifgrøder udlægges til dyrkning af korn.
3 Fællesan- læg	Gylle + dybstrøelse + 20 % organisk affald	5,3	Det organiske affald er lagret som gylle og derefter spredt direkte på marken (slagteriaffald) Afbrændt (glycerin) Komposteret og derefter udbragt (bioaffald)
4 Økologisk fællesan- læg	Økologisk kløvergræs 25% + Gylle 50% + dybstrøelse 20% + bio- affald 5%	8,7	På en økologisk gård uden biogasanlæg dyrkes kløvergræsset som grøngødning.

Tabel 2.4. Indhold af næringsstoffer ( $g\ kg^{-1}$ ) i den afgassede biomasse fra modelanlæggene, under forudsætning af at der ikke sker et massetab under processen.

Nærings- stof	Modelanlæg 1a	Modelanlæg 1b	Modelanlæg 2	Modelanlæg 3	Modelanlæg 4
Total N	5,76	4,71	5,09	5,09	6,34
NH <sub>4</sub> -N	2,89	2,52	2,78	2,55	2,18
P	1,02	0,87	0,93	1,11	3,04
K	4,44	5,15	3,64	3,32	6,36

### Modelanlæg 1a og 1b1

Anlægget 1a forsynes udelukkende med gylle og dybstrøelse. Mængden af dybstrøelse der kan til sættes er begrænset af, at der er et maksimum for hvor højt tørstofindhold, der kan håndteres i reaktoren. Her anvendes et ligeligt miks af kvæg og svinogylle. Den anvendte dybstrøelse forudsættes at være fra kvæg. Der er endvidere gennemført beregning, hvor dybstrøelse erstattes af halm (modelanlæg 1b). Biomasse sammensætningen i modelanlæg 1a og 1b1 er vist i tabel 2.5.



Tabel 2.5. Biomassesammensætning i modelanlæg 1a og 1b1. Modelanlæg 1a anvender dybstrøelse og modelanlæg 1b anvender halm.

Biomasse	Andel (% af vægt)	Andel (% af tørstof)	
		1a	1b
Kvæggylle	40	27	14
Svinegylle	40	19	10
Dybstrøelse (1a) / halm (1b)	20	53	76

Det antages at gylle gennemsnitlig afhentes og afleveres 10 km fra biogasanlægget, dvs. 20 km kørsel i alt. I referencesituationen opbevares gødningen alternativt i gylletank og spredes derefter direkte på marken. Dybstrøelsen opbevares alternativt i markstak i ca. 5 måneder.

### Modelanlæg 2

Anlægget forsynes med gylle, dybstrøelse og energiafgrøder (tabel 2.6). Mængden af energiafgrøder er 12% på vægtbasis, og tørstofindholdet holdes på sammen niveau som i modelanlæg 1. Den anvendte energiafgrøde er majs, som forudsættes at erstatte korndyrkning.

Tabel 2.6. Biomassesammensætning i modelanlæg 2.

Biomasse	Andel (% af vægt)	Andel (% af tørstof)
Kvæggylle	40	27
Svinegylle	40	19
Kvæg dybstrøelse	8	21
Energiafgrøder	12	33

I referencesituationen opbevares gødningen alternativt i gylletank og spredes derefter direkte på marken. Dybstrøelsen opbevares alternativt i markstak i 5 måneder. Anvendelsen af majs som energiafgrøde til biogas betyder et lavere korndyrkningsareal (afsnit 3.7).

### Modelanlæg 3

Anlægget forsynes med gylle, dybstrøelse og affald (tabel 2.7). Mængden af affald er 20% på vægt basis. Der indgår 3 typer affald:

- Bioaffald (KOD og erhvervsaffald)
- Slagteriaffald (mave-tarm indhold)
- Glycerol

Tabel 2.7. Biomasse sammensætning i modelanlæg 3.

Biomasse	Andel (% af vægt)	Andel (% af tørstof)
Kvæggylle	35	22
Svinegylle	35	16
Kvæg dybstrøelse	10	25
Bioaffald	5	9
Slagteriaffald	13	16
Glycerol	2	12

I referencesituationen opbevares gødningen alternativt i gylletank og spredes derefter direkte på marken. Dybstrøelsen opbevares alternativt i markstak i 5 måneder. For affald vil anvendelsen i referencesituationen afhænge af affaldstypen (tabel 2.8).

Tabel 2.8. Reference for biomasse i modelanlæg 3.

Affaldstype	Reference
KOD	Kompostering
Slagteriaffald	Lagring og udbringning på landbrugsjord efter hygiejniserings ved 70°C
Glycerol	Afbrænding med varmeanvendelse

#### Modelanlæg 4

Dette anlæg forudsættes at være relevant for økologisk jordbrug. Anlægget forsynes med gylle, dybstrøelse og kløvergræs (tabel 2.9). Det forudsættes, at al gylle kommer fra kvæg, og at energiforgrøden består af kløvergræs. Da det forventes at være vanskeligt at skaffe store gyllemængder til økologiske anlæg, tilsættes kun 50% gylle. Der tilsættes 5% bioaffald. Sammensætningen af biomasserne betyder at tørstofindholdet bliver væsentligt højere end i modelanlæg 1 til 3.

Tabel 2.9. Biomasse sammensætning i modelanlæg 4.

Biomasse	Andel (% af vægt)	Andel (% af tørstof)
Kvæggylle	50	20
Kvæg dybstrøelse	20	30
Kløvergræs	25	44
KOD/affald	5	6

I referencesituationen opbevares gødningen alternativt i gylletank og spredes derefter direkte på marken. Dybstrøelsen opbevares alternativt i markstak i 5 måneder. Kløvergræs kommer fra arealer der i forvejen er udlagt med kløvergræs til grøngødning, inklusiv efterafgrøder, og det antages at det ikke fortrænger dyrkning af salgsafgrøder. En del af kløvergræsset ensileres for at sikre jævn forsyning til biogasanlægget hele året.

### **Forudsætninger**

I alle modelanlæg forudsættes:

- Anlæggene er biogasfællesanlæg.
- Opholdstiden i primære reaktorer er 45 dage ved termofil drift (49-55°C). De 45 dage er valgt ud fra en undersøgelse udført af Energistyrelsen (Tafdrup, 2019), der viser at opholdstiden i gennemsnit er 47 dage på nuværende anlæg. Der er en tendens til længere opholdstider i de nye anlæg, og derfor er der også udført beregninger, hvor opholdstiden er øget til 60 og 90 dage.
- Der forudsættes varmeveksling på det afgassede materiale til en temperatur på 25°C inden det tilføres efterlagertank med gasopsamling på anlægget.
- Efterlagertank: Det forudsættes i alle modeller, at metan opsamles fra efterlagertank med opholdstid på 20 dage og at temperaturen af det afgassede materiale er 20°C, når det forlader biogasanlægget og tilføres slutlager.
- Der er ingen forskel på lagring af husdyrgødning før biogas behandling på et biogasanlæg og af ubehandlet gylle, der transporteres direkte fra stald til lagring i gyllebeholdere. Fast staldgødning og dybstrøelse bliver kørt fra stald til biogasanlæg og er overdækket efter reglerne i husdyrgødningsbekendtgørelsen. Det antages at 50% af afgasset gylle er overdækket med teltoverdækning. Transportafstande for biomassen fremgår af tabel 3.6.
- Tørstofindhold i reaktoren er maksimalt 10%.
- I alle modelanlæg udrådnes ved seriedrift i 2 reaktorer, hvor der er lige lang opholdstid i hvert trin.

### 3. Klimaeffekter ved biogas

I dette afsnit beskrives klimaeffekter af de forskellige biogasscenarier i form af drivhusgasemissioner, energifremstilling og transport. Der anlægges en 100-årig tidshorisont ved fastsættelse af global opvarmningspotentiale, og omregningsfaktorerne fra metan og lattergas (N<sub>2</sub>O) til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter er, i overensstemmelse med den nationale opgørelse (Nielsen et al., 2019), henholdsvis 25 og 298 kg CO<sub>2</sub>-ækv kg<sup>-1</sup>.

#### 3.1 Metan fra opbevaring af biomasser

##### 3.1.1 Gylle og afgasset biomasse

Biogasproduktion fra gylle, dybstrøelse, kløvergræs og energiafgrøder kan beregnes på grundlag af forsøgsresultater. Emissioner af metan fra gylle og afgasset biomasse under opbevaring må derimod estimeres på grundlag af kemisk sammensætning før og efter biogasbehandlingen.

I denne rapport anvendes i princippet samme beregningsgrundlag som i den nationale opgørelse (Mikkelsen et al., 2016), hvor mængderne af letomsætteligt (VS<sub>d</sub>, kg kg<sup>-1</sup>) og tungtomsætteligt organisk stof (VS<sub>nd</sub>, kg kg<sup>-1</sup>) i gylle og afgasset biomasse er grundlaget for en beregning af metanemission, som bl.a. afhænger af opbevaringstemperaturen. Den centrale formel er:

$$F_t = (VS_d + 0.01VS_{nd}) e^{(\ln A - \frac{E_a}{RT})} \quad (1)$$

hvor  $F_t$  er metanproduktionsraten (g CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS h<sup>-1</sup>),  $E_a$  er processens aktiveringsenergi (J mol<sup>-1</sup>),  $\ln A$  (g CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS h<sup>-1</sup>) er en konstant relateret til gyllens metanproduktionspotentiale,  $R$  er den universelle gaskonstant (J K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>), og  $T$  er temperaturen (K). Denne formel kan anvendes til beregning af en daglig metanemission med de nævnte forudsætninger; det vil sige at mængde og nedbrydelighed samt opbevaringstemperatur er styrende variable, mens øvrige parametre er konstante.

Den aktuelle viden om parametrene for temperaturafhængigheden er beskrevet i to artikler (Elsgaard et al., 2016; Petersen et al., 2016), mens estimerne for mængde og nedbrydelighed af organisk stof (VS) er baseret på biogassforsøg med gylle og andre input til biogasanlæg (Møller, pers. medd.). Værdien for  $E_a$  er aktuelt det bedste skøn, der findes, og værdien, 81 kJ mol<sup>-1</sup>, anvendes i den seneste opdatering af IPCC's guidelines for nationale emissionsopgørelser (IPCC, 2019).

Temperaturafhængighedens anden parameter er  $\ln A$ . Følsomhedsanalyser har vist, at den empiriske model er særdeles følsom overfor  $\ln A$  (Chianese et al., 2009; Petersen et al., 2016). Det gælder også  $E_a$ , som dog her er holdt konstant på en værdi, som aktuelt vurderes at være det bedste tilgængelige estimat (Baral et al., 2018; IPCC, 2019). Petersen et al. (2016) anvendte en laboratorie-test (beskrevet af Elsgaard et al., 2016) til estimering af  $\ln A$  i gylle på grundlag af måling af metanproduktionsraten ved en kendt temperatur nær opbevaringstemperaturen:

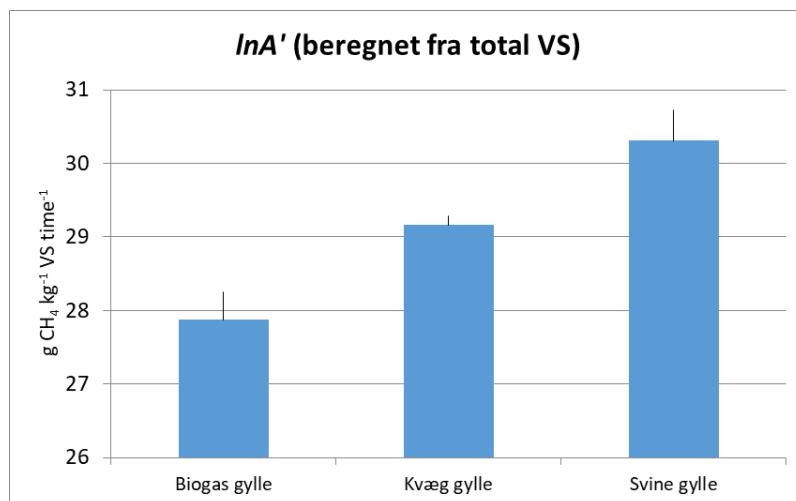
$$\ln A = \ln \left[ \frac{F_t}{(VS_d + 0.01 VS_{nd})} \right] + \frac{E_a}{RT} \quad (2)$$

Ligning (2) er en reorganisering af ligning (1). Med indsamling af gylleprøver fra stald og lager på forskellige bedrifter og tidspunkter vil det i princippet være muligt at bestemme  $\ln A$  eksperimentelt. Det er foreløbig kun sket i et pilotstudie (Petersen et al., 2016) med indsamling af gylleprøver i kvæg- og svinestalde. Det er usikkert, hvor godt disse værdier repræsenterer den efterfølgende langtidsopbevaring i et gyllelager, og vi gennemførte derfor en litteraturgennemgang for at finde relevante studier med målinger af metanemission fra gyllelagre.

I ligning 2 er  $\ln A$  relateret til nedbrydeligt VS. Kun få studier rapporterer mængden af VS (organisk tørstof) i den lagrede gylle, og desværre har ingen studier undersøgt mængden af nedbrydeligt VS,  $VS_d$ . Det er alternativt muligt at beregne en  $\ln A$ -værdi på grundlag af total VS, som i det følgende betegnes  $\ln A'$ . Parameteren  $\ln A'$  er mere dynamisk end  $\ln A$ , idet  $\ln A'$  ændrer sig med puljen af nedbrydeligt VS. Til gengæld giver denne regnepraksis mulighed for at inddrage de få studier, som blev fundet med information om både lagringstemperatur og mængde af VS i gyllen. For disse studier var det muligt at beregne  $\ln A'$ -værdier med reference til total VS, og disse resultater er samlet i tabel 3.1. Værdierne repræsenterer ubehandlet kvæggylle og svinegylle, og afgasset gylle (samudrånnet med anden biomasse). For et par af studierne er der tale om årsundersøgelser, hvor to måneder med relativt lav og høj metanemission blev tilfældigt udvalgt til denne sammenstilling.

Tabel 3.1. Værdier for metanproduktionspotentialet,  $\ln A'$ , i biogasgylle, kvæggylle og svinegylle blev beregnet på grundlag af informationer om metanproduktionsrate, total VS og temperatur. I tabellen står  $\bar{x} \pm s. e.$  for gennemsnit og standardfejl.

Gylletype	Måned	$\ln A'$	Kilde
Biogasgylle	Marts	28,3	Maldaner et al. (2018)
	April	27,4	Elsgaard et al. (2016)
	September	28,2	Maldaner et al. (2018)
	$\bar{x} \pm s. e.$	<b>27,9 ± 0,4</b>	
Kvæggylle	Marts	28,6	Maldaner et al. (2018)
	April	28,2	Husted (1994)
	April	30,1	Elsgaard et al. (2016)
	Juli	29,3	Husted (1994)
	September	29,6	Maldaner et al. (2018)
$\bar{x} \pm s. e.$	<b>29,2 ± 0,1</b>		
Svinegylle	Januar	30,4	Sharpe et al. (2002)
	April	31,1	Husted (1994)
	Maj	29,2	Sharpe et al. (2002)
	Juli	30,8	Husted (1994)
	August	30,0	Sharpe et al. (2002)
$\bar{x} \pm s. e.$	<b>30,3 ± 0,4</b>		



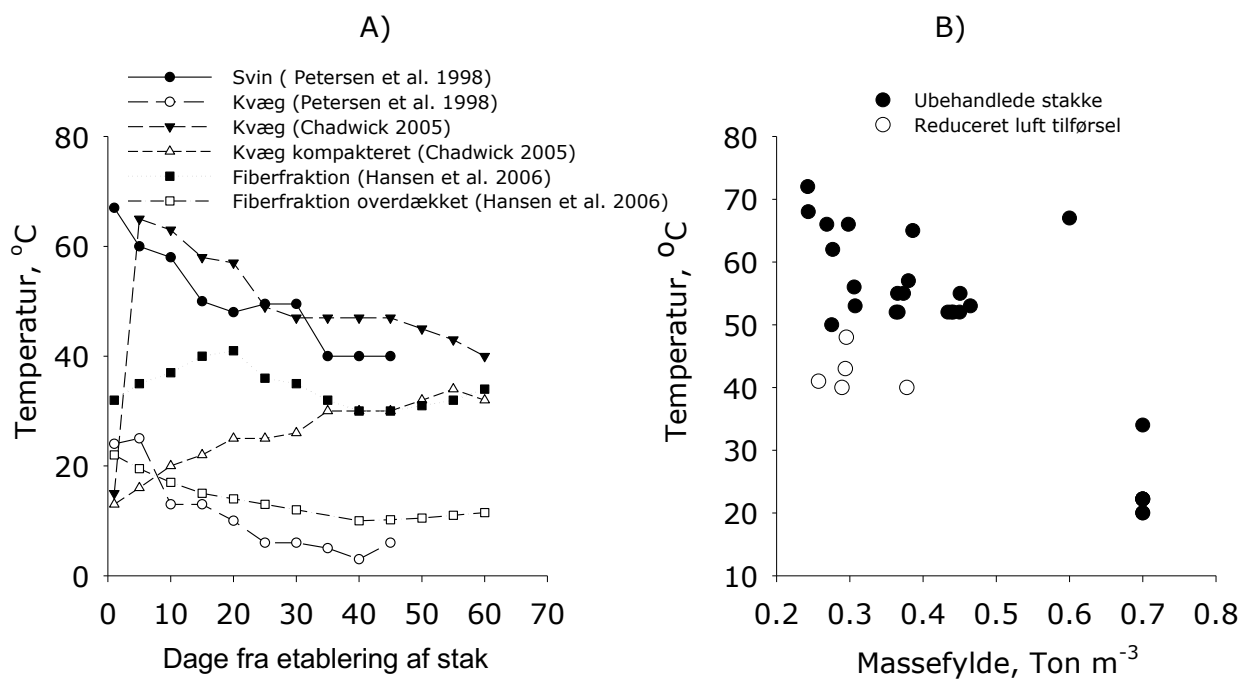
Figur 3.1. Gennemsnitlige  $\ln A'$ -værdier for biogasgylle, kvæggylle og svinegylle beregnet på grundlag af udvalgte studier (tabel 3.1).

Figur 3.1 viser en tydelig forskel på  $\ln A'$  for afgasset gylle, kvæggylle og svinegylle. De tilhørende teoretiske metanproduktionspotentialer kan sammenlignes efter tilbagetransformation, dvs.  $\exp(\ln A')$ . Værdierne i tabel 3.1 svarer til, at potentialet for metanproduktion i afgasset gylle er ca. 70% lavere sammenlignet med ubehandlet kvæggylle, og ca. 90% lavere sammenlignet med ubehandlet svinegylle. I forhold til en blanding af kvæg- og svinegylle er potentialet for metanproduktion i afgasset gylle 85% lavere. Disse forhold er i overensstemmelse med forudsætningen om, at 90% af nedbrydeligt VS omsættes ved biogasbehandlingen (afsnit 3.3).

Med adgang til  $\ln A'$ -estimer for udendørs lagre blev det besluttet at basere beregningerne af metanemission fra scenarier med og uden biogasbehandling på total VS. I analysen er også  $\ln A'$ -værdierne for gylle i stalden (Petersen et al., 2016) omregnet til  $\ln A'$ . For svinegylle er  $\ln A'$  30,6 g CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS h<sup>-1</sup>, mens  $\ln A'$  for kvæggylle er 30,1 g CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS h<sup>-1</sup>. Kontrolberegninger blev gennemført for at bekræfte, at metanmissionen beregnet ud fra  $\ln A'$  med reference til total VS var identisk med en beregning ud fra  $\ln A$  med reference til  $VS_d + 0.01VS_{nd}$  (ligning 1).

### 3.1.2 Dybstrøelse og bioaffald

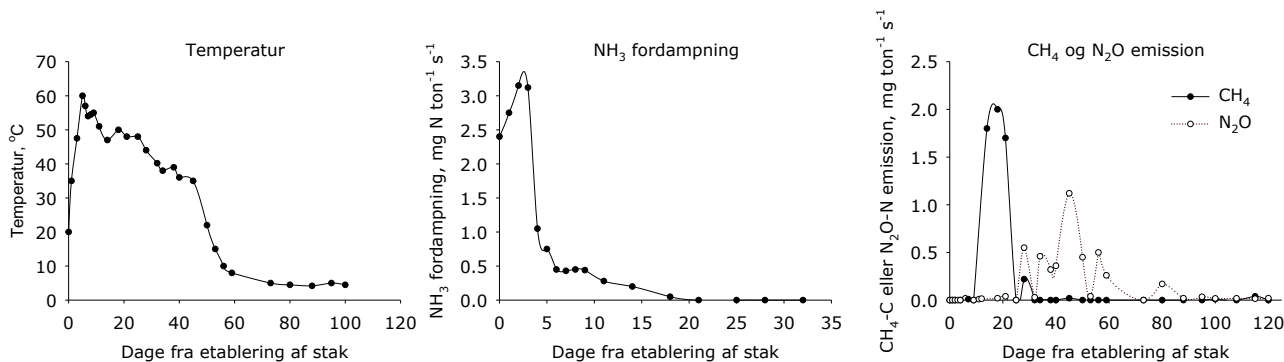
Under lagring af fast gødning vil der i gødningsstakken ske en omsætning af organisk stof, der ofte er forbundet med stigende temperatur og emissioner af ammoniak (NH<sub>3</sub>), lattergas og metan. Luftsiftet gennem stakken er afgørende for omfang og sammensætning af gasemissioner, hvor et højt luftskifte bidrager til intens biologisk omsætning og deraf følgende varmeproduktion. I den varme kerne er ilten ofte opbrugt, og her kan omdannelsen af organisk stof under anaerobe forhold føre til produktion af metan, som transporteres til overfladen og omgivelserne. Nedenfor gives en beskrivelse af processerne og på den baggrund gives et estimat for emission af de tre nævnte gasser fra stakke af fast staldgødning.



Figur 3.2. Temperatur i stakke med A) Temperaturen målt i midten af stakke indeholdende forskellige typer af fast staldgødning; fast svinegødning indeholdende halm og klægt fast kvæggødning (Petersen et al., 1998); fast kvæggødning ubehandlet, kompakteret og overdækket med plastik (Chadwick, 2005); fiberfraktion fra biogas gylle ubehandlet og overdækket med plastik (Hansen et al., 2006). B) Temperaturen i midten af stakken som funktion af massefylden af fast staldgødning og biomasser (Bernal et al., 2017).

Stakke af fast staldgødning skal ifølge lovgivningen overdækkes indtil udbringning, men hvis stakken ikke er overdækket og samtidig porøs med gode muligheder for transport af luft, stiger temperaturen til 60-70°C i kernen (figur 3.2A), og samtidig afgives store mængder CO<sub>2</sub> produceret af aerobe mikroorganismer. Temperaturen er ikke jævnt fordelt i dybstrøelsesstakken, og typisk er temperaturen lav i bunden af stakken for at stige mod de højeste temperaturer i midten, og aftage mod overfladen, som afkøles af den omgivende luft. I midten af stakken vil en høj aerob mikrobiel aktivitet udvikle varme, og i bunden er forholdene ofte anaerobe, og der dannes ikke varme.

I et dansk studie (figur 3.2) var temperaturen høj i stakke med halmrig svinegødning og lav i stakke med kvæggødning (Petersen et al., 1998; Chadwick, 2005). Kvæggødningen indeholdt mindre mængder strøelse end svinegødningen og var ikke porøs, og det antages at luftskiftet var beskedent. Stakke af kvæggødning er derimod porøse, og her kan temperaturen hurtigt stige over tid efter lagring. Et reduceret luftskifte som følge af komprimering eller overdækning kan modvirke temperaturstigningen ved at begrænse tilførslen af luft indeholdende ilt (Chadwick, 2005).

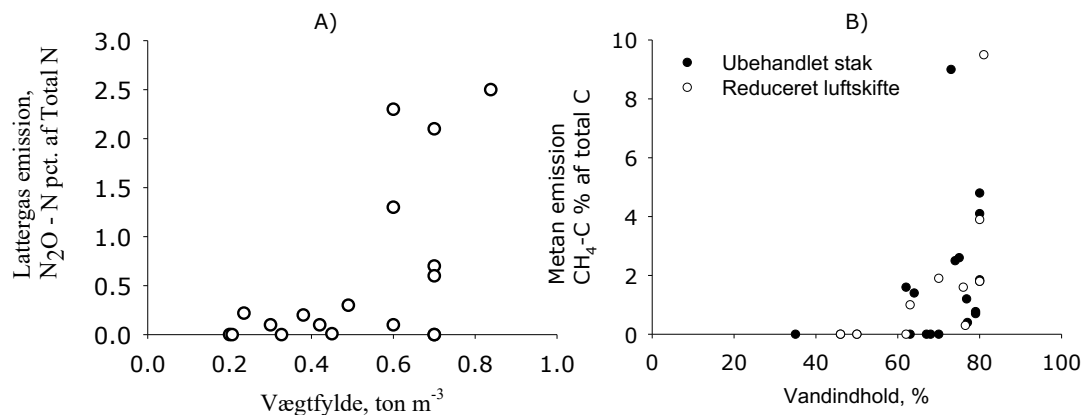


Figur 3.3. Eksempel fra lagring af kvægdylbstrøelse af forløb af temperatur i midten af stakken, NH<sub>3</sub> fordampning, og metan- og lattergasemission (Sommer, 2001).

Metan produceres i fast gødning hovedsagligt i midten af stakken. I den første del af lagringsperioden er metanproduktionen typisk lav, fordi de metanproducerende mikroorganismer vokser relativt langsomt, og fordi væksten i en periode efter etablering af stakken kan hæmmes af temperaturer over 70°C (figur 3.3; Bernal et al., 2017). Efter denne fase vil metanproduktionen typisk være høj, forudsat der er omsætteligt organisk stof, anaerobe forhold og tilpas høje temperaturer. Efter en periode vil det let-omsættelige organiske materiale være opbrugt, temperaturen falder, og produktion og udledning af metan falder.

Produktion og udledning af metan er således en funktion af anaerobe forhold, temperatur og det lagrede materiales indhold af letomsættelig organisk stof. Stigende vandindhold vil reducere tilstrømningen af luft, og som følge heraf øge udbredelsen af anaerobe områder i stakken, hvad der alt andet lige vil give et øget potentiale for produktion og udledning af metan (Pardo et al., 2015). I et dansk studie af drivhusgasudledning fra lagre af fiberfraktion fra separation af afgasset gylle var vandindholdet 62%, og metanudledningen blev målt til 1,3% af kulstofindholdet (Hansen et al., 2006), hvilket passer fint det niveau, som fremgår af figur 3.4. Metanudledningen fra en stak overdækket med plastik var 0,2%, fordi tildækningen reducerede temperaturen til omkring 10°C, hvor metanproduktionen er lav. Denne effekt af lufttæt overdækning af en møgstak blev også påvist i to ud af tre forsøg i et engelsk studie af gasudledninger fra kvæg-møgstakke, men ikke i et tredje forsøg (Chadwick, 2005). Pardo et al. (2015) målte metanudledningen fra lagre med kvæggødning til at være 0,9% CH<sub>4</sub>-C af total-C i fast staldgødning fra malkekvæg og 3,2% fra kvæg.





Figur 3.4. Lattergas udledning fra stakke af husdyrgødning som funktion af vægtfylden (A) og metan udledning fra stakke med organisk affald som funktion af vandindhold (B) (Bernal et al. 2017).

### 3.1.3 Principper for beregningen af metanemission i reference- og biogasscenarier

Der er lavet en separat beregning for metanemissioner fra stald og lager med et formål at estimere en årlig metanemission. Mængden af gylle i lageret er vanskelig at opgøre på grund af periodevis til- og fraførsel, og det var ikke muligt at benytte information fra den nationale opgørelse, der bygger på statistisk information. I stedet blev det med en forenklet fremgangsmåde antaget, at ubehandlet gylle og gylle tilført biogasanlæg opsamles i stalden over ca. 40 dage og tilføres lageret på 10 tidspunkter fordelt over året med start 1. juni (i alt 325 dage ved tømning i april).

Mængden af VS *ab stald* (svarende til den gennemsnitlige mængde og sammensætning af VS i opsamlingsperioden) er beregnet af Møller (pers. medd.). Opholdstid i stalden blev på baggrund af Mikkelsen et al. (2016) sat til 20 dage for kvæg og 19 dage for svin. Temperaturen af gylle i stalden blev sat til 13,8 C for kvæg, og 18,6 C for svin (Gyldenkærne, pers. medd.).

I det udendørs lager blev temperaturen af ubehandlet gylle og afgasset biomasse beregnet på grundlag af månedsmiddeltemperaturer som i Mikkelsen et al. (2016). Mængden af tilbageværende VS i lageret blev, med total VS *ab stald* eller total VS *ab biogas* som start-værdi, beregnet med daglige tidsskridt. Som nævnt benyttedes separate værdier af parameteren  $\ln A'$  beregnet for kvæggylle, svinegylle og afgasset biomasse.

Estimering af VS-nedbrydning forudsætter, at forholdet mellem metan og det samlede tab af kulstof primært i form af metan og CO<sub>2</sub> kendes. Under anaerob udrådning er metanogenese den primære nedbrydningsvej, og andelen af metan er 55-65% (Triolo et al., 2011). Ved udendørs lagring er temperaturen lavere, og metanandelen er ofte betydeligt lavere end 60%; Petersen et al. (2016) citerede studier med værdier på 10-30%. Et enkelt studie fandt dog, at metan-andelen voksede gradvist fra 8 til 43% i perioden fra 1. maj til 1. november (Leytem et al., 2011).

I den aktuelle analyse forudsættes, at tab af kulstof som metan udgør en konstant andel på 25% af det samlede kulstofftab ved nedbrydning af VS i ubehandlet gylle, og 10% i afgasset biomasse (Mikkelsen et al., 2016), mens kulstofindholdet i VS er sat til 45% (Petersen et al., 2016). Den potentielle fejl som følge af usikkerhed om CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub>-forholdet vurderes i næste afsnit.

For dybstrøelse anbefaler Nielsen et al. (2019) med reference til IPCC (2006) en MCF (*methane conversion factor*) for stald og lager på 3%, hvis gødningen opsamles i stalden i op til en måned mellem tømninger, og 17% for dybstrøelse, der opsamles i stalden over en længere periode (tabel 3.2). Dette kan omregnes til hhv. 0,005 og 0,027 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(VS) (ligning 3) og svarer til 0,01 og 0,054 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(C). Hvis det yderligere antages, at halvdelen af denne emission stammer fra lageret, svarer det til mellem 0,005 og 0,027 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(C) (tabel 3.2), hvilket er på niveau med resultaterne i det danske studie af metanemission fra dybstrøelse (Sommer, 2001).

Metanemissionsfaktorer (EF, kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(VS)) beregnes med IPCC tier 2 modellen:

$$EF = BMP \cdot MCF \cdot 0,67 \quad (3)$$

hvor BMP er biokemisk metanproduktionspotentiale (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(VS)) og MCF (%) er en metanomodannelsesfaktor.

Vi forventer, at IPCCs øvre niveau er repræsentativt for anvendelse af dybstrøelse under danske forhold, dvs. med en relativt lang opholdstid i stalden. Emissionen fra den efterfølgende udendørs lagring af dybstrøelse i stak uden overdækning vil dermed kunne estimeres til 0,027 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(C). Dette er på niveau med den udledning svarende til 0,01-0,03 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(C), som blev beregnet af Pardo et al. (2015) som gennemsnit for henholdsvis gødning fra malkekvæg og alle kategorier af fast kvæggødning.

I Danmark skal dybstrøelsesstakke dog være overdækket, hvilket som nævnt reducerer temperaturudvikling og risiko for metanproduktion. De mange usikkerheder taget i betragtning er vores skøn, at overdækning halverer metanudledningen fra dybstrøelsesstakke, og dette tab estimeres derfor til 0,015 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(C) eller 0,0075 kg CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup>(VS) (tabel 3.2).

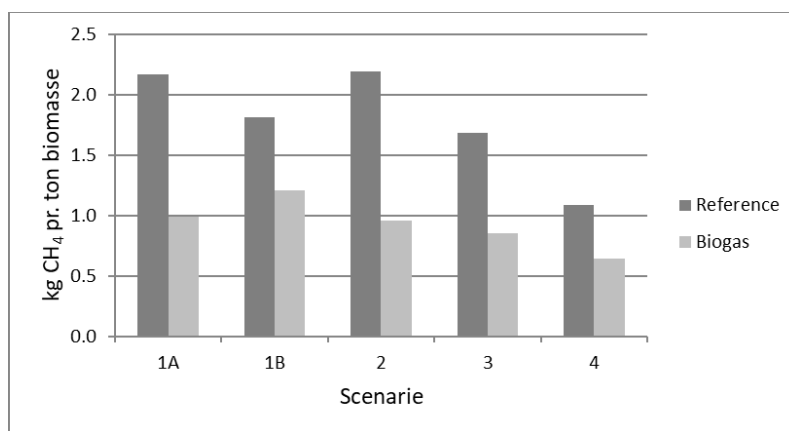
Ved kompostering bliver stakken aktivt beluftet eller vendt, hvilket reducerer udbredelsen af anaerobe områder og øger temperaturen. Ved kompostering af organisk affald fandt Pardo et al. (2015) en metanemission svarende til 2,7% af kulstofindholdet. Hvis der antages samme C:VS-forhold i organisk affald som i dybstrøelse, svarer denne emission til 1,4% af VS (tabel 3.2).

Tabel 3.2. Emissionsfaktorer for metan ( $CH_4$ ) og lattergas ( $N_2O$ ) fra dybstrøelse i stald og lager (IPCC 2006) samt de emissionsfaktorer, som anvendes for lagringsperioden i denne rapport.

Kategorier	Metan		Lattergas
	IPCC (stald og lager)		
	MCF (% af BMP)	kg $CH_4$ kg <sup>-1</sup> (VS)	% af total N
<1 mdr. i stald, efterfulgt af lagring i stak	3	0,005	1
>1 mdr. i stald, efterfulgt af lagring i stak	17	0,027	1
	Denne analyse (lager)		
		kg $CH_4$ kg <sup>-1</sup> (VS)	% af total-N
Lagring i stak, overdækket		0,0075	0,5
Kompostering		0,014	2,2

### 3.1.4 Beregninger af metan fra lagring af biomasser

Med det beregningsgrundlag, som er beskrevet ovenfor, er metanemissionen i reference- og biogas-scenarierne beregnet (figur 3.5). Uanset scenarie, blev der beregnet en markant reduktion i udledningen af metan, som varierede mellem 41 og 56%. Bemærk, at den samlede drivhusgasreduktion inklusive bidrag fra lattergas er betydeligt mindre (se afsnit 3.2.5).



Figur 3.5. Metanemission fra stald og lager for reference- og biogasscenarier. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs.

### *Følsomhed i forhold til forudsætninger vedrørende VS-nedbrydning*

I modelberegningerne blev nedbrydningen af VS estimeret ud fra et forventet forhold mellem tabet af kulstof i form af CH<sub>4</sub> og CO<sub>2</sub>, en ratio som er meget usikkert bestemt. I scenarie-beregningerne er andelen af metan for ubehandlet gylle og biomasse fastsat til 25%, svarende til at 75% af kulstoffet nedbrydes til CO<sub>2</sub>, mens andelen af metan for afgasset biomasse er sat til 10%.

Betydningen af forholdet mellem CH<sub>4</sub> og CO<sub>2</sub> blev undersøgt med en følsomhedsanalyse, der undersøgte effekter af en halvering, hhv. en fordobling af den forventede metanandel. Afvigelserne er vist i tabel 3.3. Ubehandlet svinegylle var mest følsom over for antagelsen om metanandel, med 19% lavere metanemission, hvis den forudsatte metan-andel blev halveret, og en 13% stigning ved en fordobling. Alle øvrige afvigelser var mindre en 10%. Det vurderes på den baggrund, at den forventede fejl som følge af fejlskøn med hensyn til forholdet mellem CH<sub>4</sub> og CO<sub>2</sub> er mindre.

*Tabel 3.3. Følsomhedsanalyse af, hvad den anvendte CH<sub>4</sub>-andel af kulstofftabet (halvering eller fordobling) betyder for metanemissionen fra stald og lager (relative størrelser, hvor værdien anvendt i beregningerne er sat til 1,0).*

CH <sub>4</sub> -andel	Ubehandlet		CH <sub>4</sub> -andel	Biogasbehandlet	
	Kvæg	Svin		Kvæg	Svin
12,5%	0,92	0,81	5%	0,92	0,92
<b>25%</b>	1,00	1,00	<b>10%</b>	1,00	1,00
50%	1,03	1,13	20%	1,04	1,05

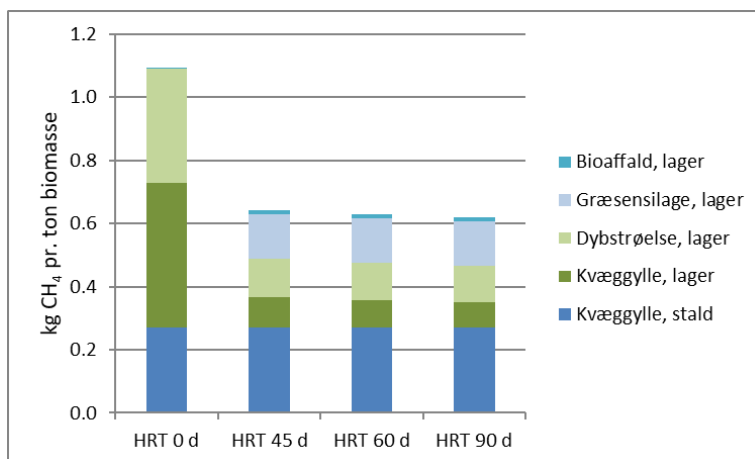
En medvirkende årsag til, at en større metanandel ikke giver en tilsvarende forøgelse af metanproduktionen er, at metanproduktionen i stalden holdes konstant (den er fastlagt på grundlag af måledata). Med 50% CH<sub>4</sub> i stedet for 25% bliver den beregnede VS-nedbrydning i stalden derfor halveret sammenlignet med 25% CH<sub>4</sub>-andel. Derved flyttes en større andel af VS-nedbrydningen til lagertanken ved lavere temperatur end i stalden, hvilket modvirker effekten af øget metanandel.

### *Følsomhed overfor udrådningsperiode*

Emissionen af metan blev for hvert scenarie beregnet med hhv. 45, 60 og 90 dages hydraulisk retentionstid (HRT) i reaktoren. Dette påvirker potentialet for metanemission under lagringen efter, men ikke før, biogasbehandlingen. I figur 3.6 herunder vises som et eksempel kilderne til metan for scenarie 4 (økologisk biogas). Bidragene fra stald og lager er vist for hver af de fire biomasser, som indgår i scenariet, kvæggylle (50%), kvægdybstrøelse (20%), kløvergræsensilage (25%) og bioaffald (5%).

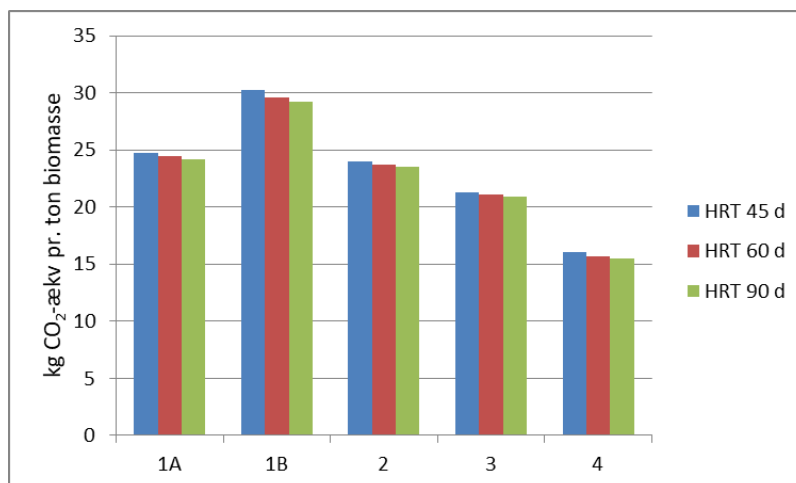
Med den anvendte beregningsmetode er det primært kvæggyllens bidrag til metanemissionen, som påvirkes af en længere HRT, med ca. 15% mindre metanemission ved 90 sammenlignet med 45 d HRT. Metanemissionen fra dybstrøelse under lagring af afgasset biomasse var 5-6% mindre, mens

ændringen i bidrag fra græsensilage og bioaffald var <1%. Figur 3.6 illustrerer også den relative betydning af metanemission fra gylle i stald og udendørs lager for referencescenariet (HRT 0 d), og potentialet for reduktion af metanemission fra både gylle og dybstrøelse ved biogasbehandling.



Figur 3.6. Metanemission fra biomasser uden biogas (HRT 0 d) og med biogas ved forskellig opholdstid i biogasanlægget (45-90 dage). Scenariet er for økologisk biogas (modelanlæg 4) baseret på kvæggylle, dybstrøelse, bioaffald og kløvergræs.

Den samlede effekt af at øge HRT fra 45 dage til 60 eller 90 dage på metanemissionen under opbevaring (stald og lager) er vist i figur 3.7. Det fremgår, at effekterne af HRT på metanemissioner er meget små, med 2-3% mindre drivhusgasemission ved 90 d sammenlignet med 45 d.



Figur 3.7. Den samlede emission af metan under lagring før og efter biogasbehandling ved en hydraulisk opholdstid (HRT) på hhv. 45, 60 og 90 d. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs.

## 3.2 Lattergas fra opbevaring og efter udbringning

Kvælstoftab i biogasbehandlingsprocessen kan stort set undgås, men nettomineralisering af organisk bundet kvælstof vil typisk give den afgassede biomasse en højere andel af kvælstof på ammoniumform end de substrater, som fødes i reaktoren. Denne ammonifikationsproces øger risikoen for ammoniaktab (se afsnit 5.1), men ammonium (ammoniak) kan også omsættes via nitrifikation og efterfølgende denitrifikation. Denitrifikation er den vigtigste kilde til lattergas, men denne er dog også afhængig af let nedbrydelig VS som energi- og kulstofkilde, en pulje som reduceres med biogasbehandling. Lattergasemission fra gylle og afgasset gylle kan ske under lagring, og efter udbringning på dyrkede arealer.

Under lagring af fast gødning vil der i stakken ske en omsætning af organisk stof, der ofte er forbundet med stigende temperatur og emissioner af ammoniak, frit kvælstof ( $N_2$ ), lattergas og metan. Produktion af lattergas er knyttet til oxidation af ammonium til nitrat (nitrifikation) og efterfølgende reduktion af nitrat til frit kvælstof (denitrifikation) under hhv. iltede og iltfrie forhold (boks 3.1).

I stakke med fast gødning er der god iltforsyning til de yderste lag, mens poreluften i midten kan være iltfri eller næsten iltfri, fordi tilstrømmende ilt bruges hurtigere af aerobe mikroorganismer end ilten tilføres stakkens indre dele. Betingelserne for transport af nitrat i fast gødning er ringe, og derfor er det sandsynligt at lattergas dannes i iltfattige nicher tæt ved dybstrøelsens overflade, hvor der er tæt fysisk kontakt mellem zoner med nitrifikation og denitrifikation. Herfra kan dannet lattergas ledes med poreluften til overfladen og ud i atmosfæren (Bernal et al., 2017).

*Boks 3.1. Processer i den biologiske omsætning af mineralsk kvælstof med betydning for lattergasemission.*

Nitrifikation: En iltkrævende proces i to trin, hvor ammoniak ( $NH_3$ ) via nitrit ( $NO_2$ ) omdannes til nitrat ( $NO_3$ ). Lattergas ( $N_2O$ ) kan dannes under nitrifikation ved særlige forhold, bl.a. iltbegrænsning.

Denitrifikation: En trinvis reduktion af  $NO_3$  via  $NO_2$ ,  $NO$  og  $N_2O$  til frit kvælstof ( $N_2$ ). I denne proces er  $N_2O$  et frit mellemprodukt og udskilles bl.a. under iltfattige (men ikke iltfrie) forhold, idet ilt hæmmer det sidste trin i reduktionsprocessen.

### 3.2.1. Opbevaring af gylle og afgasset biomasse

Lattergasemission under lagring af gylle forudsætter, at der opbygges et flydelag, hvor populationer af nitrificerende og denitrificerende bakterier kan vokse frem. I gyllekummer dannes ikke flydelag, og lattergasemission i stalden forventes i stedet at komme fra gulvarealer. Misselbrook et al. (2005) fandt i småskalaforsøg, at tørstofindholdet har betydning for, hvor hurtigt et flydelag dannes. En senere undersøgelse af praktiske lagertanke (Smith et al., 2007) viste dog mindre entydige resultater. Nedbrydning af organisk tørstof i gylle skulle alt andet lige mindske potentialet for, at der dannes

flydelag under efterfølgende lagring, bl.a. fordi gasproduktion i væskefasen normalt er vigtig for flydelagets opdrift (Ottosen et al., 2009). På den anden side anvender biogasanlæg i stigende omfang fiberrige biomasser såsom dybstrøelse og majsensilage, der kan bidrage til opbygning af flydelag. Her antages det, at der ikke er forskel på potentialet for flydelagsdannelse ved lagring af ubehandlet og afgasset gylle.

Guidelines fra IPCC foreslår en emissionsfaktor for lagre med flydelag på 0,5%, dvs. at 0,5% af total N tilført lageret omdannes til  $N_2O$  (IPCC, 2006). Danske målinger i pilotskala indikerede lavere emissioner, 0,2-0,4% (Petersen et al., 2013), men niveauet vil være påvirket af klimatiske forhold, ikke mindst vandbalancen (Sommer et al., 2000). Uanset biogasbehandling er det dog metan, som dominerer drivhusgasbalancen for gyllelagre (Baral et al., 2018). Uden flydelag sætter IPCC emissionsfaktoren for  $N_2O$  til 0 for både ubehandlet gylle og afgasset gylle, og emissionen af  $N_2O$  under lagring forventes således at variere mellem 0 og 0,5% af total N.

### *3.2.2 Opbevaring af dybstrøelse*

Produktion og udledning af lattergas fra stakke med lav vægtfylde er begrænset (figur 3.4). Det kan tolkes som et resultat af høj ilttilgængelighed, men også høj temperatur kan hæmme nitrifikation og denitrifikation. For stakke med høj vægtfylde er lattergasudledningen variabel (figur 3.4), hvilket viser at også andre forhold end ilt og temperatur har betydning (Pardo et al., 2015). I en undersøgelse af gasemissioner fra lagre med fiberfraktion var lattergasudledningen fra en stak uden overdækning 5% af total N, men blot 0,04% fra en stak overdækket med plastik (Hansen et al., 2006).

For kvægdybstrøelse er IPCCs  $N_2O$  emissionsfaktoren for stald og lager 1% af total N, uanset hvor længe dybstrøelsen opholder sig i stalden (tabel 3.2). Hvis halvdelen antages at stamme fra uendørs lagring, er emissionen herfra 0,5% af total N. I danske undersøgelser af lattergasudledningen fra relativt små stakke var emissionen af  $N_2O$ -N på 0,1-0,3 % af total-N (Sommer, 2001), mens Pardo et al. (2015) beregnede en udledning på 1,7%. I den aktuelle analyse benyttes 0,5% (tabel 3.2), men vi er enige med Pardo et al. (2015) i, at IPCCs emissionsfaktor bør revurderes. Pardo et al. (2015) beregnede, at emissionen af  $N_2O$ -N fra kompoststakke med organisk affald svarede til 2,2% af total-N. Den større udledning skyldes formentlig, at kompoststakke beluftes aktivt eller vendes, hvilket kan bidrage til koblede anaerobe-aerobe zoner med gode betingelser for  $N_2O$  dannelse i en større del af det samlede volumen.

### *3.2.3 Udbringning af gylle*

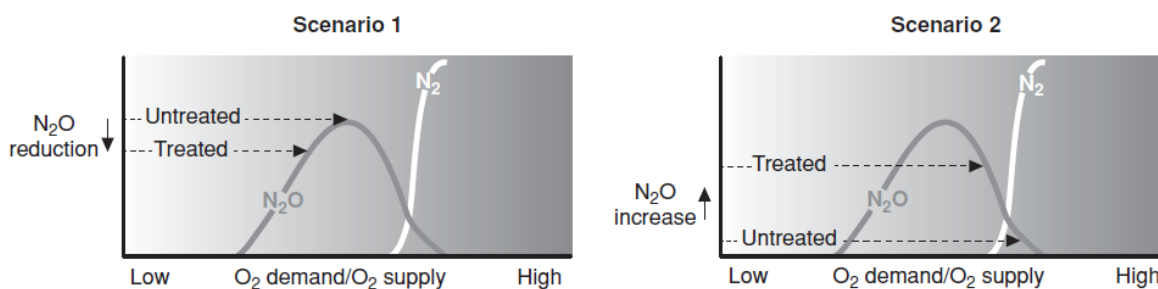
Gylle er flydende og indeholder kulstof og kvælstof på både opløst og partikulær form. En større del af kvælstoffet i afgasset gylle er mineralisk og på opløst form, som potentielt kan infiltrere i jorden. I den gyllemættede jord kan omsætning af organisk stof føre til iltfrie forhold og gode betingelser for

denitrifikation (Petersen og Sommer, 2011). I praksis vil væskens fordeling afhænge af gyllens indhold af organisk tørstof (VS, primært fibre), som har en høj vandretentionsevne (Petersen et al., 2003). Fordelingen af gyllens væske i jorden kan derfor estimeres ud fra gyllens indhold af VS og jordens vandpotentiale (Sommer et al., 2004). Er der mindre VS i afgasset sammenlignet med ubehandlet gylle, vil det alt andet lige reducere andelen af kvælstof, som tilbageholdes og omsættes i gyllemættet jord.

Gyllemiljøer er iltfattige på grund af det iltforbrug, som følger med omsætningen af nedbrydeligt kulstof i gyllen. Hvis afgasset gylle indeholder mindre nedbrydeligt kulstof, så vil det iltfattige miljø derfor have en kortere levetid. Alt andet lige vil det mindske risikoen for lattergasemission. Der er da også studier, som har fundet signifikant mindre lattergasemission fra afgasset gylle sammenlignet med ubehandlet gylle (Petersen, 1999; Möller, 2015), mens andre studier ikke har fundet en sådan effekt (Thomsen et al., 2010). Et laboratorieforsøg med to jordtyper fandt en reduktion af lattergasemissionen med biogasbehandling i sandjord, men ikke i lerholdig jord (Oenema et al., 2005). Som det fremgår af de anvendte modelanlæg tilsættes i stort omfang andre typer biomasser til gylle, og den resulterende afgassede biomasse indeholder derfor ikke nødvendigvis mindre VS end ubehandlet gylle.

Thomsen et al. (2010) foreslog en konceptuel model for denitrifikation i jord, hvor balancen mellem iltforbrug og iltforsyning kontrollerer balancen mellem denitrifikationens hovedprodukter,  $N_2O$  og  $N_2$  (figur 3.8). Figurens to scenarier kan forklare modstridende observationer med hensyn til effekt af biogasbehandling. Hvis biogasbehandling fjerner letnedbrydeligt VS, så mindsker det iltforbruget og dermed forholdet mellem iltforsyning og iltforbrug. Scenarie 1 illustrerer en relativt veldrænet jord, hvor biogasbehandling skifter balancen mellem aerobe (iltkrævende) og anaerobe processer imod en større andel af iltkrævende omsætning og dermed lavere risiko for lattergasemission sammenlignet med ubehandlet gylle. Hvis derimod jorden er våd, komprimeret, eller har en tekstur, som forsinke gastransport (Scenarie 2), vil omsætningen af ubehandlet gylle domineres af anaerobe processer som denitrifikation med slutproduktet  $N_2$ . Selv efter biogasbehandling vil der ved tilførsel af afgasset biomasse til jorden fortsat være en stor andel af anaerob omsætning via denitrifikation. Men i denne situation vil det lavere iltforbrug forskyde balancen mellem  $N_2O$  og  $N_2$  i retning af  $N_2O$ . Biogasbehandling vil i et sådant scenarie endda kunne øge emissionen af  $N_2O$ .





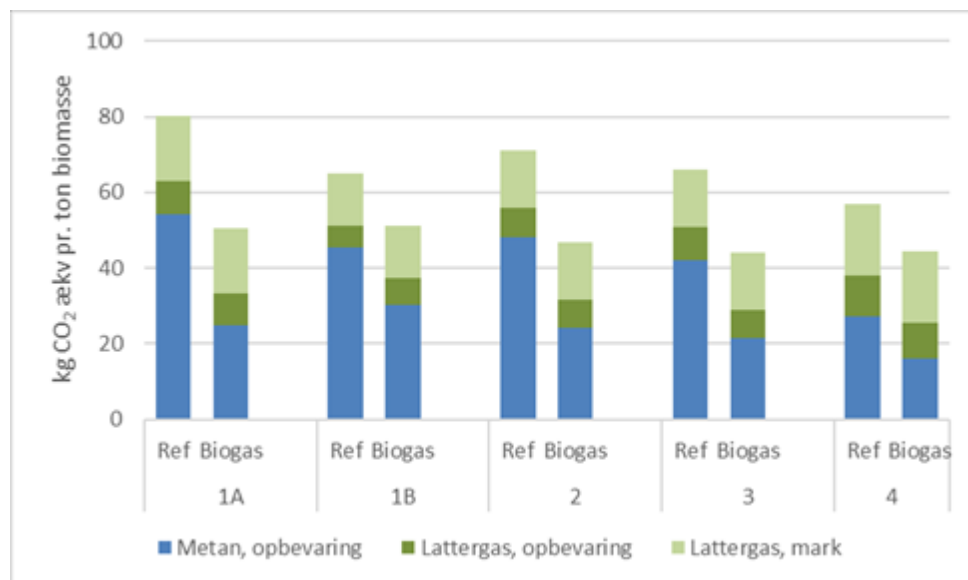
Figur 3.8. To scenarier for effekten af gyllebehandlingsteknologier, som fjerner nedbrydeligt VS, på risikoen for lattergasemission. Figurerne illustrerer, at lattergasemission påvirkes af både iltforbruget til nedbrydning af VS og af jordens iltforsyning. Fjernelse af VS vil reducere iltforbruget og dermed mindske forholdet mellem iltbehov og iltforsyning ("O<sub>2</sub> demand/O<sub>2</sub> supply"), som er vist på x-aksen. I scenarie 1, som repræsenterer en veldrænet og veliltet jord, vil dette føre til mindre lattergasemission. Men lattergas er et mellemprodukt i denitrifikationen, og scenarie 2 repræsenterer en våd eller kompakt jord med dårlig iltforsyning, hvor komplet denitrifikation til N<sub>2</sub> dominerer. I den situation kan en fjernelse af VS faktisk øge risikoen for lattergasemission. Modificeret fra Petersen og Sommer (2011).

### 3.2.4 Udbringning af dybstrøelse

Udbringning af dybstrøelse indgår i flere af reference-scenarierne, hvor den direkte emission af lattergas estimeres med IPCC's standard-emissionsfaktor for N<sub>2</sub>O, som er 1% af total N i den udbragte gødning. Den faktiske emission af lattergas afhænger i høj grad af kvælstoftilgængeligheden i gødningen. Nettomineraliseringen af kvælstof falder med stigende C:N-forhold (Petersen og Sørensen, 2008), og derfor vil et halmrigt materiale som dybstrøelse alt andet lige have en lavere risiko for lattergasemission end gylle og afgasset biomasse. Dog kan tilførsel af handelsgødning før eller samtidig med udbringning af dybstrøelse ophæve kvælstofbegrænsningen og føre til øget emission af lattergas (Charles et al., 2017).

### 3.2.5 Samlet drivhusgasbalance for opbevaring og udbringning

En samlet balance for emissioner af metan og lattergas fra stald, lager og efter udbringning er vist i figur 3.8. Som allerede beskrevet er der beregnet en markant reduktion af metanemissionen efter biogasbehandling, varierende fra 41 til 56%. Men lattergas indgår i drivhusgasbalancerne for både reference- og biogas-scenarier, og der forudsættes ingen effekt af biogasbehandling på lattergasemissioner under lagring eller efter udbringning; derfor er lattergasemissionen generelt knyttet til total N i de anvendte biomasser. I de samlede drivhusgasbalancer for metan og lattergas varierer reduktionseffekten af biogasbehandling for de fem scenarier mellem 21% og 40%.



Figur 3.9. Samlet udledning af metan og lattergas fra opbevaring af gylle og andre biomasser i reference-scenarier (til venstre) og biogas-scenarier (til højre). Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs.

De emissionsfaktorer, som anvendes for lattergas, er 0,5% under opbevaring (gylle, dybstrøelse i overdækket stak), 2,2% (bioaffald, som antages at blive komposteret) og 1% af total-N efter udbringning. Der er kun få danske undersøgelser af disse emissioner, men et enkelt pilotstudie med lagring af gylle (Petersen et al., 2013) fandt emissioner på 0,2-0,4% for svinegylle med flydelag, mens et mindre antal markstudier (sammenfattet af Petersen et al., 2018) indikerer en gennemsnitlig lattergasemissionsfaktor for udbragt gødning på 0,7% (95% konfidensinterval 0,5-0,8%). Disse tal indikerer, at den relative betydning af lattergas under danske forhold kan være mindre end vist i figur 3.8.

Danmark og store dele af Nordeuropa er domineret af sandede jordtyper (Ballabio et al., 2016). På baggrund af ovenstående betragtninger er det mest sandsynlige udfald af biogasbehandling, at der vil være tendens til lavere emission af lattergas efter udbringning. Petersen (1999) skønnede på baggrund af to års markforsøg på lerblandet sandjord (JB4), at effekten kunne være i størrelsesordenen 20-40%, mens et senere studie på en sandblandet lerjord (JB6) ikke viste nogen effekt (Thomsen et al., 2010).

IPCCs opgørelsesmetode er baseret på kvælstof, men meta-studier indikerer, at der er forskel på risikoen for lattergasudledninger afhængig af gødningstype (handelsgødning, husdyrgødning) og samtidig tilførsel af handels- og husdyrgødning (Charles et al., 2017). Nyere studier af lattergasemission under danske forhold har konkluderet, at forekomsten af omsætteligt organisk materiale, og ikke kun N, kan være en vigtig drivkraft bag lattergasemission. Således fandt Pugesgaard et al. (2017), at mængden af N i planterester, og ikke mængden af N i tilført gødning, gav den bedste forudsigelse

af lattergasemissionen i forårsperioden. Andre undersøgelser har observeret lattergasemission også i veldrænet sandjord (Nair et al., 2020), og også her er der stærk evidens for, at nedbrydning af organisk stof skaber de nødvendige iltfrie forhold, som giver basis for produktion af lattergas.

Vi vurderer på baggrund af en række studier, at organiske materialer som planterester og organisk gødning kan opretholde et potentiale for lattergasemission under meget varierende jordbundsforhold, og at det skyldes et lokalt højt iltforbrug under nedbrydningen af nytålført organiske materiale (bl.a. Li et al., 2016; Pugesgaard et al., 2017).

En forenklet beskrivelse af, hvordan opløst kulstof (antages at svare til nedbrydeligt VS) og N i gylle og afgasset biomasse fordeles i jorden blev foreslået af Petersen et al. (2003). Sommer et al. (2004) foreslog på den baggrund en empirisk model for estimering af lattergasemission med og uden biogasbehandling. I modellen er også fiberfraktionen vigtig, fordi organiske fibre har en stor vandretentionsevne (Petersen et al., 2003) og dermed tilbageholder vand, såvel som opløste kvælstof- og kulstofforbindelser, i områder/klumper med gødningsmættet jord.

Biogasbehandling vil reducere indholdet af opløst C og det vil ofte reducere potentialet for denitrifikation efter udbringning (jf. figur 3.8 og tilhørende tekst). Afhængigt af hvilke biomasser, som tilsættes biogasanlægget, kan fiberindholdet i afgasset biomasse dog være højere end i ubehandlet gylle, hvilket omvendt vil tilbageholde opløst C og N i og omkring iltfattige områder i jorden, og dermed øge risikoen for lattergasemission. Der er behov for at kortlægge afgassede biomasser med hensyn til sammensætning, vandretentionsevne, og lattergasemission under varierende jordbundsforhold. Den omtalte empiriske model for lattergasemission er blevet forbedret (Baral et al., 2016), men har fortsat væsentlige begrænsninger og tager f.eks. ikke højde for jordens nitratindhold. Af denne grund er der ikke aktuelt tilstrækkeligt grundlag for at estimere effekten af biogasbehandling på lattergasemission fra dyrkningsjorden. Der er desuden behov for en vurdering af effekten af forskellige typer biomasser på den endelige sammensætning af biogasgyllen, og dermed af potentialet for lattergasemission.

### *3.2.6 Følsomhed overfor hydraulisk retentionstid*

Den samlede effekt af at øge HRT fra 45 dage til 60 eller 90 dage på metanemissionen under opbevaring (stald og lager) er vist i figur 3.7. Bidrag fra lattergas er defineret af faste emissionsfaktorer og påvirkes derfor ikke af HRT.

### 3.3 Biogasproduktion og substitution af fossil energi

Effekten ved fortrængning af fossil energi er beregnet for de forskellige modelanlæg ved en opholdstid på hhv. 45, 60 og 90 dages opholdstid (HRT). Endvidere er energibalancen beregnet med og uden varmeveksling. Dette er gjort for en række forudsætninger (tabel 3.4).

I beregningerne tages udgangspunkt i fortrængning af naturgas. Det antages, at den metan, der substitueres, er af fossil oprindelse med en emission på  $0,057 \text{ kg MJ}^{-1}$  (Møller et al., 2008). El-forbruget på anlægget til omrører, pumper mm. antages at blive dækket af et miks af den danske el-produktion, som anslås til  $0,150 \text{ g CO}_2 \text{ kWh}^{-1}$  i 2019 baseret på beregninger fra Energinet.dk (2019). Varmeforbruget til opvarmning af biomasse og temperaturkontrol af reaktorer produceres med naturgas, da det er normal praksis, at alt biogas opgraderes og købes tilbage af anlægget af afgiftsmæssige grunde. Hvis varmen produceres med biogas, bliver der en mindre del til opgradering, men den samlede balance påvirkes kun marginalt ved at mere biogas skal opgraderes og der er et energiforbrug til dette. Elforbruget til biogasprocessen opgøres som det gennemsnitlige forbrug pr. tons biomasse fra 16 anlæg (Møller og Nielsen, 2016) og er anslået til  $6,5 \text{ kWh ton}^{-1}$ .

Tabel 3.4. Forudsætninger for energiberegninger af biogas.

Forudsætninger	
Tanktype	Ståltank
Væskevolumen	8000 m <sup>3</sup>
Ca. dimension	ø16*H=20 m (H=1,25xD)
Isolering	200 mm mineraluld + trapezplade
Omrøring	Tophængt(e) vertikalomrører(e)
Gennemsnitlig udetemperatur	8°C
Gennemsnitlig temperatur af biomasse (Møller et al., 2019)	15°C
Gennemsnitlig temperatur af biomasse der forlader reaktor	25°C
Gennemsnitlig temperatur af biomasse der forlader biogasanlæg	20°C
Den specifikke varmekapacitet for biomasse (Møller et al. 2008) <sup>1</sup>	4,2 kJ K <sup>-1</sup> kg <sup>-1</sup>

<sup>1</sup> Cp for tørt organisk stof (halm, træ mv.) er ca.  $1,3 - 2 \text{ kJ K}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ . For vand er det  $4,2 \text{ kJ K}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ . Da der er ca. 90-95% vand i afgasset biomasse antages Cp som i vand for alle modelanlæg.

#### 3.3.1 Biogasproduktion

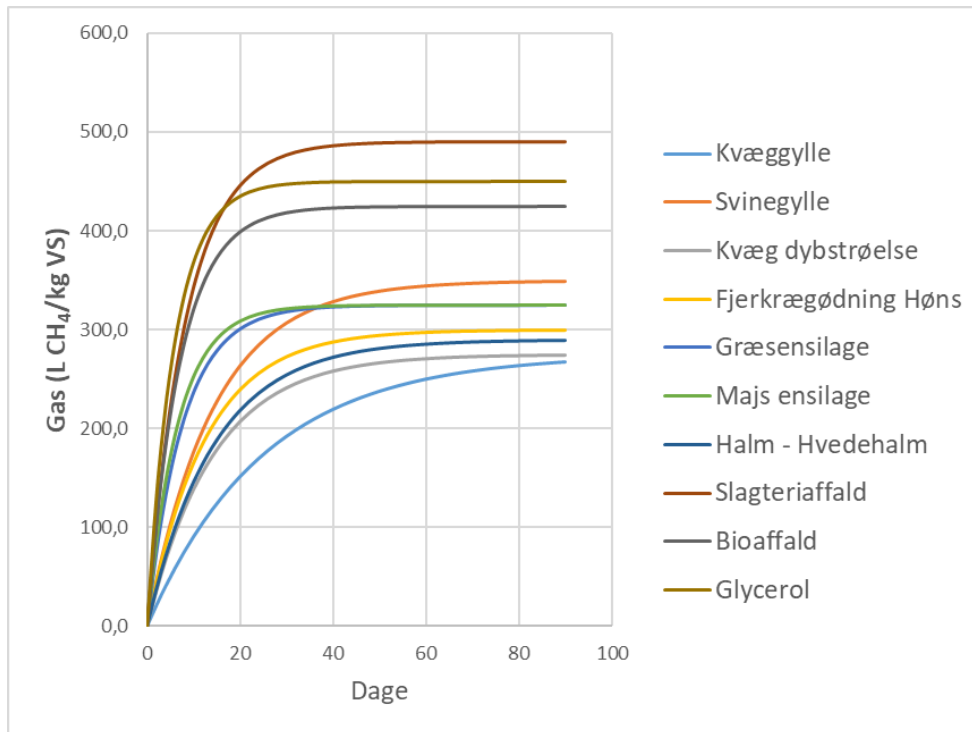
Den producerede metan fastsættes for hver enkel biomasse, og ved modellering med Gompertz ligning beregnes gaspotentialet til en given tid:

$$M(t) = B_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (4)$$

hvor  $M$  er det kumulative  $\text{CH}_4$ -udbytte ( $\text{ml g}^{-1} \text{VS}$ ),  $B_0$  er det teoretiske  $\text{CH}_4$ -udbytte ( $\text{ml g}^{-1} \text{VS}$ ),  $k$  er en første ordens kinetisk hastighedskonstant, og  $t$  er tiden. Det teoretiske gaspotentiale angiver det teoretisk mulige  $\text{CH}_4$ -udbytte ved en fuldstændig omsætning af alt organisk stof og anvendes til at fastsætte hvor stor en andel af det organiske stof der omsættes i biogasprocessen. Det teoretiske gasudbytte kan beregnes, hvis forholdet C:H:N:O:S i biomassen kendes, eller ved at bestemme indholdet af de væsentligste organiske indholdsstoffer som kulhydrat, protein, lipid, VFA, lignin og glycerol. Gasudbyttet vil også kunne anslås ud fra litteratordata.

Andelen af organisk stof, der er tilbage efter biogasprocessen, fastsættes som forholdet mellem  $M$  ved den anvendte opholdstid og det teoretiske gasudbytte. I forbindelse med beregninger af  $\text{CH}_4$ -emission ved lagring efter biogasprocessen skal  $\text{VS}_d$  og  $\text{VS}_{nd}$ , der er henholdsvis den let nedbrydelige del og den tungt nedbrydelige fiberdel af  $\text{VS}$  anvendes. Disse fraktioner kendes ikke, men er estimeret i Mikkelsen et al. (2016) for ubehandlet gylle. For andre biomasser anslås  $\text{VS}_d$  i den uomsatte biomasse til den mængde  $\text{VS}$ , der vil omsættes over 20 dage i en biogasproces ved anvendelse af Gompertz-modellen. I beregningen af  $\text{CH}_4$ -missioner fra opbevaring af gylle og afgasset biomasse anvendes opdelingen i  $\text{VS}_d$  og  $\text{VS}_{nd}$  imidlertid ikke i denne rapport, da datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt (se afsnit 3.1).

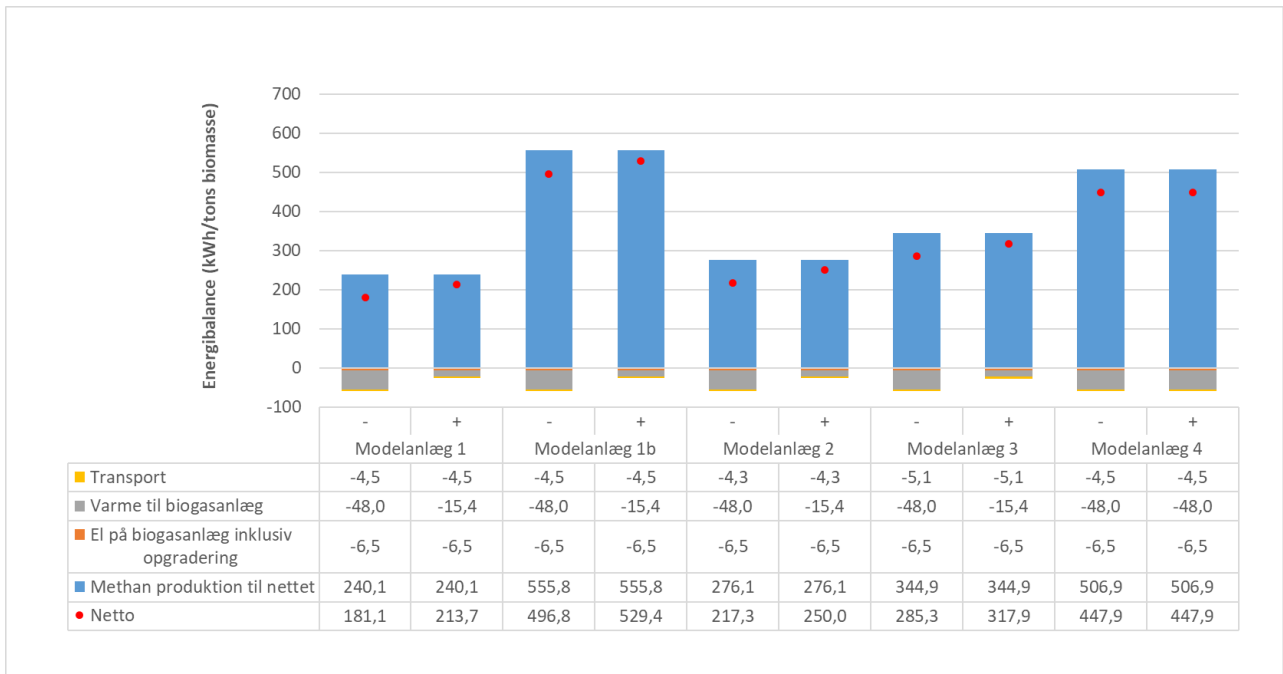
Figur 3.10 viser metanudbyttet som funktion af opholdstid i reaktoren. Det ses, at der er store forskelle mellem biomasser med hensyn til hvor hurtigt de nedbrydes og hvor stort det endelige metanudbytte bliver. Fastsættelsen af hvor hurtig gasudviklingen sker er skønnet, og dette er en betydelig kilde til usikkerhed, da den er fastsat på baggrund af laboratoriestudier, der ikke fuldstændigt afspejler procesforhold i virkelige biogas reaktorer, ligesom hver enkelt biomasse varierer i sammensætning og kvalitet. Endvidere er laboratorieforsøg oftest udført isoleret for hver enkelt biomasse, men i praksis forventes at blandingsforholdene mellem de enkelte biomasser kan give anledning til såvel synergi som antagonisme. De anvendte nedbrydningsprofiler er afgørende for fastsættelsen af gasudbyttet ved forskellige opholdstider og hvor meget  $\text{VS}$  der efterfølgende lagres. Dermed påvirker de anvendte nedbrydningsprofiler hvor meget gas der produceres og hvor stor metanemissionen ved den efterfølgende lagring bliver.



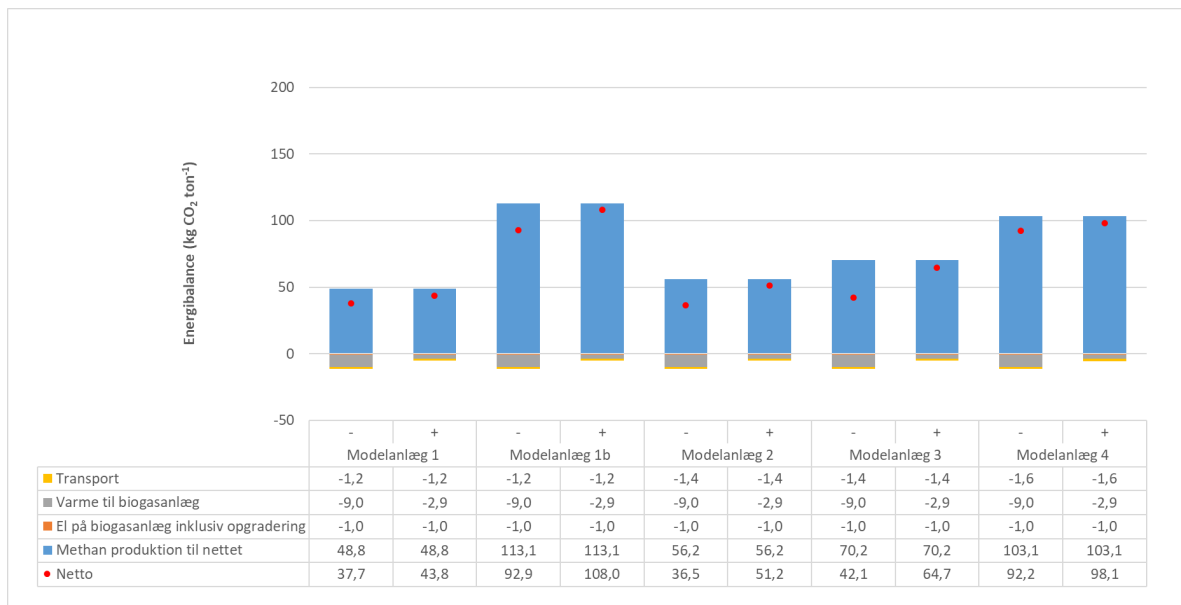
Figur 3.10. Metanudbytte af de enkelte biomasser som funktion af tiden beregnet med Gompertz ligning og estimerede  $B_0$  og  $k$  værdier (Møller, 2020).

### 3.3.2 Energibalancer

I figur 3.11 er energibalancen for de enkelte modelanlæg illustreret. Der er udført beregninger hhv. med og uden varmeveksling. I de endelige beregninger forudsættes, at der er varmeveksling til en temperatur på 25°C. Energibalancen er i figur 3.12 omregnet til reduceret CO<sub>2</sub>-udledning under forudsætning af at den producerede CH<sub>4</sub>- erstatter naturgas. Det ses, at den største reduktion fås ved anvendelse af biomasser med halm eller græs i blandingerne.



Figur 3.11. Energibalancer for de enkelte model anlæg. Energibalancen er regnet med (+) og uden (-) varmeveksler. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs.



Figur 3.12. Netto CO<sub>2</sub> reduktion fra energiproduktion og -forbrug for de enkelte model anlæg. Balancen er regnet hhv. med (+) og uden (-) varmeveksler. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs.

### 3.4 Metan fra biogasanlæg og opgraderingslæg

Der kan ske metanudslip fra forskellige kilder på biogasanlægget. Kilder til metanudslip kan være opbevaringstanke af ubehandlet og afgasset biomasse samt lækager på biogas- og opgraderingsanlæg. Endvidere kan der være tab fra motoranlæg ved el-produktion, men da stort set alle nye biogas anlæg opgraderer gas til naturgasnettet er metantab fra motorer ikke medtaget i analysen. Biogasbranchen har indgået en aftale med Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet om at igangsætte et frivilligt måleprogram. Programmet har peget på kilder til risiko for metanlækager og tiltag til at gøre noget ved det. Blandt de identificerede kilder er fortanke og efterlagertanke uden gasopsamling de vigtigste. I starten af programmet fandtes de lettere fokuspunkter som vakuumventiler, rørgennemføringer m.v. samt de teknologiafhængige kilder, herunder opgraderingsteknologi. Der er i de senere år sket en betydelig indsats i forhold til reduktion af metanlækager fra anlæggene. Indtil 2018 blev metantabet undersøgt på et stort antal anlæg med en samlet produktion på ca. 150 mio. Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>, svarende til ca. halvdelen af biogasproduktionen i 2018. Det aktuelle samlede tab blev målt til ca. 1,1 % og nærmer sig Biogasbranchens mål om et tab i 2020 på maksimalt 1% (Nielsen, 2019). Siden 2018 er der sket en betydelig indsats for yderligere at reducere lækagerne.

I dag anvendes der i Danmark forskellige typer af opgraderingsanlæg som vist i tabel 3.5. Amin- og vandskrubberanlæg udgør hovedparten (86%) af anlæggene, mens en mindre andel opgraderes med membraner (14%)

Tabel 3.5. Opgraderingsanlæg i Danmark (Kvist, 2020).

Teknologi	Andel af kapacitet (%)	Tab (%)
Amin	56	0,05
Vandskrubber	30	1,0
Membran	14	0,5

Metantabet varierer mellem de forskellige teknologier, og vandskrubbere har det højeste tab på ca. 1%. Der findes imidlertid teknologier som regenerativ termisk forbrænding (RTO), der kan oxidere metan, og 5 anlæg bruger denne teknologi i dag. RTO-anlæg kan reducere CH<sub>4</sub>-udslippet med 99,5%. Det samlede tab fra opgraderingsanlæg i Danmark vurderes af DGC (Kvist, 2020) til ca. 0,3%.

Energistyrelsen har indgået aftale om at mindske metanudslippet fra danske biogasanlæg via en målrettet indsats, der ledes af Rambøll i samarbejde med Force, DTU og Teknologisk Institut (Nielsen, 2019).

Ud fra den tilgængelige viden på nuværende tidspunkt vurderes et samlet tab på 1% for både selve biogasanlægget og opgraderingsanlægget. Det kan dog ikke udelukkes at anlæg, som ikke er med



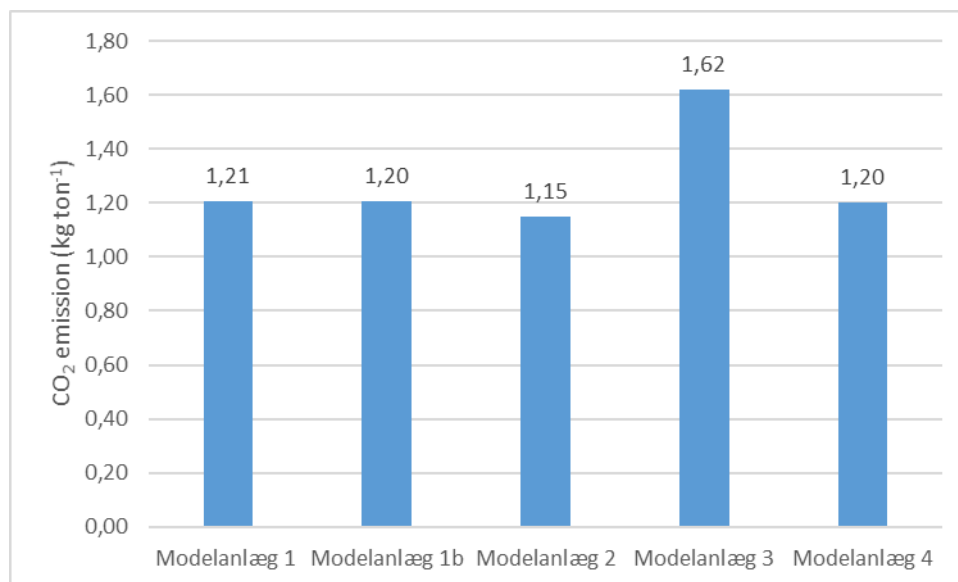
i den frivillige ordning, kan have højere tab. Ligeledes vil anlæg med vandskrubber ikke kunne overholde en emission på max. 1%, medmindre der er installeret et RTO-anlæg, da der altid forventes at være et tab fra selve biogasanlægget ud over det, der kommer fra opgradering.

### 3.5 Energiforbrug til transport af biomasser

Biomassen der tilføres biogas fællesanlæg transporteres i enten flydende eller fast form. Transportmængden af de forskellige biomasser varierer og der antages forskelligt dieselforbrug per kørt km. Tabel 3.6 viser forudsætningerne for energiforbrug og CO<sub>2</sub> udledning ved transport. Afstandene regnes som gennemsnitlig mertransport i forhold til situationen, hvor biomassen ikke tilføres biogasanlæg. Figur 3.13 viser de beregnede CO<sub>2</sub>-emissioner fra transport for de enkelte modelanlæg.

Tabel 3.6. Forudsætninger for transport af biomasse. Der regnes med en CO<sub>2</sub>-udledning på 2,7 kg per liter diesel.

Biomasse type	Kategori	Afstand, km	Transport- mængde ton læs <sup>-1</sup>	Dieselforbrug		CO <sub>2</sub> udledning kg CO <sub>2</sub> ton <sup>-1</sup>
				km L <sup>-1</sup>	L ton <sup>-1</sup>	
Kvæggylle	Gylle	20	38.000	1,2	0,4	1,2
Svinegylle	Gylle	20	38.000	1,2	0,4	1,2
Dybstrøelse kvæg	Fast biomasse	30	25.000	2,5	0,5	1,3
Høsegødning	Fast biomasse	30	25.000	2,5	0,5	1,3
Græsensilage	Andet biomasse	15	20.000	2,5	0,3	0,8
Majsensilage	Andet biomasse	15	20.000	2,5	0,3	0,8
Hvedehalm	Andet biomasse	20	15.000	2,8	0,5	1,3
Slagteriaffald	Industri	50	25.000	2,5	0,8	2,2
Bioaffald	Industri	55	20.000	2,5	1,1	3,0
Glycerol	Industri	300	35.000	2,0	4,3	11,6



Figur 3.13. CO<sub>2</sub> emission ved transport af biomasse. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs.

### 3.6 Kulstoflagring

Effekten af biogasbehandling af gylle og anden husdyrgødning på kulstoflagring i jorden er endnu relativt dårligt belyst, men et studie baseret på inkubering i laboratoriet har målt en lidt mindre kulstoflagring i jorden ved bioafgassing (Thomsen et al., 2013). Baseret på Thomsen et al. (2013) antages at den kulstofmængde, der afgasses i biogasanlægget, ville have bidraget til kulstoflagring med 25% af den effekt, der fås fra tilførsel af kulstof i frisk plantemateriale og halm, dvs. at  $0,25 \times 15\% = 3,75\%$  af det nedbrudte kulstof i biogassen ville have været lagret efter en 20-års periode, idet der forudsættes en lagring i jorden på 15% af tilført kulstof i plantemateriale over 20 år (Christensen, 2004). Her ses altså på hvor stor en kulstoflagring, der ville have været hvis ikke det organiske materiale var blevet omsat i biogasanlægget. Dette resulterer i en netto CO<sub>2</sub> udledning fra mindre kulstoflagring i jorden på 37,5 kg C svarende til 138 kg CO<sub>2</sub> per ton C i den producerede biogas (metan og CO<sub>2</sub>), eller med et kulstofindhold på 45% i VS en mindre kulstoflagring på 62 kg CO<sub>2</sub> per ton VS, der nedbrydes i biogasanlægget. Der er en vis usikkerhed knyttet til estimaterne for effekten af bioafgassing på kulstoflagring, men andre undersøgelser viser at en reduktion i den mængde omsætteligt kulstof, inkl. kulhydrater, der tilføres jorden vil reducere kulstoflagringen (Liang et al., 2018).

### 3.7 Klimaeffekter ved brug af energifgrøder og affald til biogas

De anvendte biomasser omfatter ud over husdyrgødning og bioaffald følgende typer: kløvergræsensilage, majsensilage, halm fra vinterhvede og glycerol.

For produktion af majsensilage forudsættes alternativet at være produktion af korn (vårbyg og vinterhvede). Der er ingen forskel mellem dyrkning af korn og majs på kulstoflagring i jorden (Hamelin et al., 2012). For majs er der i sammenligning med vårbyg og vinterhvede i gennemsnit en øget udledning af lattergas på ca. 0,2 kg N<sub>2</sub>O-N/ha, hvilket med en GWP for lattergas på 298 giver 0,19 t CO<sub>2</sub>-ækv ha<sup>-1</sup>. Der forudsættes et tørstofudbytte i majs på 9,4 t ha<sup>-1</sup> (Hamelin et al., 2012). Dette giver med et tørstofindhold i majsensilage på 31% en øget klimabelastning fra majsensilage på 6,2 kg CO<sub>2</sub>-ækv. ton<sup>-1</sup> biomasse. Dyrkning af majs til biogas vil i princippet alt andet lige reducere korndyrkningens størrelse, hvilke kan føre til lækageeffekter, hvor der vil skulle produceres korn et andet sted i verden. Da opgørelserne i denne rapport alene forholder sig til emissioner på Danmarks territorium, er denne effekt ikke medtaget her. Dette følger reglerne i EU's Direktiv for fornybar energi, hvor der heller ikke for andre typer biobrændstoffer som fx biodiesel fra raps inddrages sådanne lækageeffekter (Elsgaard et al., 2013). Der er desuden store usikkerheder knyttet til disse lækageeffekter, da det afhænger af behovet for opdyrkning af nyt areal et andet sted på kloden for at kompensere for det mindre areal til fødevarerproduktion i Danmark, kaldet iLUC (indirect Land Use Change) effekt. Denne iLUC effekt af majs er opgjort til potentielt at kunne udgøre 2,6 ton CO<sub>2</sub>-ækv. per ton kerne, hvilket omregnet til majsensilage giver ca. 0,9 ton CO<sub>2</sub>-ækv. per ton biomasse (Searchinger et al., 2018). En sådan iLUC effekt vil i praksis være afhængig af mange ubekendte faktorer, herunder i hvor stort omfang en mindsket produktion ved lavere dyrket areal erstattes af højere produktivitet på eksisterende landbrugsareal samt af hvilken typer arealanvendelse, der tages ind i dyrkningen. Disse effekter lader sig kun i ringe grad bestemme med sikkerhed, og effekter af iLUC inddrages derfor ikke yderligere i denne rapport.

Kløvergræs forudsættes her at være dyrket i økologiske dyrkningssystemer, hvor alternativet til brug af kløvergræs til biogas er, at kløvergræsset udnyttes til grøngødning (Brozyna et al., 2013). Der vil således ikke blive dyrket mere kløvergræs ved brug af dette til biogas, og der er dermed heller ikke effekter på klimabelastningen fra dyrkningen.

For halm forudsættes alternativet at være nedmuldning. Langtidseffekten af behandling af halm i biogasanlæg på kulstoflagring i jorden er ikke eksperimentelt kendt, men der er målt en lidt mindre kulstoflagring i jorden ved bioforgasning på mellemlangt sigt (Thomsen et al., 2013). Baseret på Thomsen et al. (2013) antages, at der ved direkte tilførsel til jorden af halm på mellemlangt sigt vil blive tilbageholdt 15% af kulstoffet, mens andelen vil være 13% for bioforgasset halm (Christensen et al., 2004; Olesen et al., 2013). For et ton halm vil dette med et tørstofindhold i halmen på 85% og et kulstofindhold i tørstof på 45% svare til en mindsket kulstoflagring i jorden på 7,7 kg C, svarende til 28,1 kg CO<sub>2</sub>.

Glycerol er et flydende brændbart produkt, der kommer som et restprodukt ved forarbejdning af animalsk og vegetabilsk fedt og kan anvendes direkte til energiproduktion (Bohon et al., 2010), men det er også et velegnet produkt til biogasproduktion. Energiindholdet er ca. 16 MJ kg<sup>-1</sup> i ren form,

men ofte er det methyleret og dimethyleret med et energiindhold på 20 og 21 MJ kg<sup>-1</sup>. I beregningerne antager vi 19 MJ kg<sup>-1</sup> (Bohon et al., 2010). Den glycerol, der leveres til danske biogasanlæg, forventes at have et indhold på 70% af den rene vare, svarende til et energiindhold på 13,3 MJ kg<sup>-1</sup>. Ved direkte anvendelse til energiproduktion svarer dette til en CO<sub>2</sub> effekt på 690 kg CO<sub>2</sub> per ton ved erstatning af naturgas til varme. Til sammenligning forventes det at kunne producere 299 Nm<sup>3</sup> metan per ton svarende til 558 kg CO<sub>2</sub> per ton ved erstatning af naturgas med biogas. Der er således en lavere CO<sub>2</sub> effekt ved at anvende glycerol til biogas frem for direkte anvendelse til energi. Der kan imidlertid stadig være argumenter for at anvende glycerol til biogas, da der opnås en mere højværdig energiform, der kan lagres og konverteres til el. Ligeledes er der ikke anlæg, der i dag anvender større mængder glycerol til energi til varme og kraftvarme og på den korte bane vil biogas derfor ofte være den eneste mulighed. Det kan således være vanskeligt at bruge glycerol med andre energiteknologier, og så længe betalingsvilligheden er stor i biogassektoren vil glycerol blive anvendt her. Hvis ikke der var en stor efterspørgsel fra biogassektoren forventes det, at glycerol vil blive anvendt til energiproduktion ved andre teknologier..

## 4. Udvaskning af kvælstof

### 4.1 Effekt af bioforgasning på nitratudvaskning

Ved bioafgasning sker der en mineralisering af organisk bundet N, der f.eks. findes i proteiner, hvilket betyder at en større andel af N kommer på mineralsk form og dermed bliver tilgængeligt for den afgrøde, som den afgassede gødning udbringes til. Det betyder samtidigt, at der efterlades mindre organisk bundet N i jorden, der kan give anledning til nitratudvaskning i de følgende år, efterhånden som det organisk bundne N bliver frigivet ved mineralisering.

Nitratudvaskningen fra det tilførte gødning i tilførselsåret forventes at være bestemt af mængden af total N tilført (Sørensen og Børgesen, 2015). Det indebærer, at udvaskningen forventes uændret før og efter afgang i tilførselsåret, idet der med de nuværende regler for udnyttelseskrav kan tilføres samme mængde kvælstof før og efter afgang af husdyrgødning.

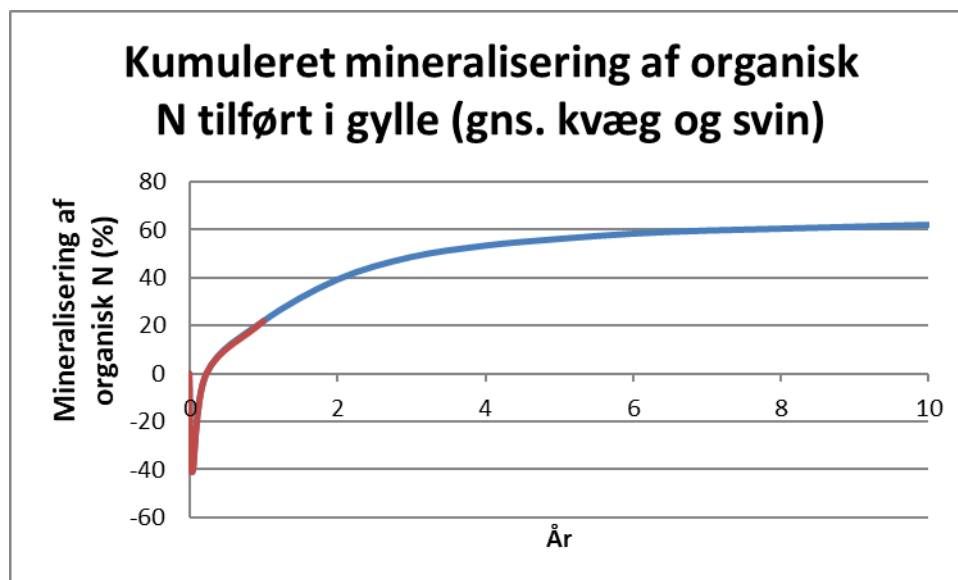
Det nuværende regelsæt medfører dog, at der gennemsnitligt kan anvendes mere N i handelsgødning, når gødningen har været igennem et biogasanlæg (Sørensen og Pedersen, 2020). Det skyldes, at N-indholdet i ubehandlet gødning baseres på normtal, mens N-indholdet i den gødning et landbrug modtager fra et biogasanlæg oftest er baseret på direkte kemisk analyse af den afgassede gødning. En nærmere analyse af gødningsregnskaber lavet på danske biogasanlæg med stabil produktion viste, at der på papiret kom mere N ind på anlæg end der kom ud til landmænd som afgasset biomasse. Sørensen og Pedersen (2020) opgjorde denne reduktion i N-indhold til gennemsnitligt 4,3%, men med en betydelig variation mellem de enkelte biogasanlæg. Effekten heraf på udvaskningen er beregnet at medføre en øget udvaskning svarende til 0,54% af total N i den behandlede gødning (Sørensen og Pedersen, 2020). En ny opgørelse i juni 2020 viser at der i 2018 var en forskel på ca 10% mellem N tilført og N fraført biogasanlæg (upublicerede data). Dette medfører øget mulighed for anvendelse af gødning efter bioforgasning, der stort set neutraliserer den beregnede reduktion i nitratudvaskning ved biogas. Denne effekt er dog ikke inkluderet i de følgende beregninger, idet den vurderes at være en effekt af det nuværende regelsæt omkring gødningsregnskaber i forbindelse med biogasanlæg.

Effekten af afgang på nitratudvaskningen, beregnet over en 10 årig periode, er beregnet med en simpel model efter samme principper som anvendt af Sørensen og Børgesen (2015). I beregningen er der anvendt en række antagelser:

- Udvasningen fra tilført mineralsk N og organisk N frigivet i tilførselsåret er den samme som for tilført kvælstof i handelsgødning og er baseret på marginaludvasningen beregnet med NLES4 udvasningsmodellen for et standardsædskifte (kvægbrugssædskifte opstillet af Sørensen og Børgesen (2015)). Dette tab sker ifølge NLES4 inden for de første 5 år efter tilførsel. Den nyligt

opdaterede NLES5 model (Børgesen et al, 2020) beregner gennemsnitligt samme marginaludvaskning som NLES4 modellen.

- Udvaskningen fra mineraliseret N der frigives fra år 2 og efterfølgende år antages at være dobbelt så stor som fra forårstilført mineralisk N, idet frigivelsen sker hen over hele året (Sørensen og Børgesen, 2015; Sørensen et al., 2019).
- Der er beregnet et gennemsnitligt mineraliseringsforløb, der er anvendt for organisk N i alle gødningstyper (figur 4.1).



Figur 4.1. Gennemsnitlig kumuleret N-mineralisering fra organisk N tilført i husdyrgødning over en 10 årig horisont (Sørensen og Børgesen, 2015).

- Beregningerne af marginaludvaskning er gennemført for lerjord (JB6) med lav gennemsnitlig nedbør og sandjord (JB3) med høj gennemsnitlig nedbør. Der er beregnet en gennemsnitlig effekt efter vægtning med 80% af gødningen tilført sandjord med høj nedbør og 20% til lerjord med lav nedbør, idet ca. 80% af husdyrgødningen i Danmark udbringes på sandjord (Sørensen og Pedersen, 2020).
- Der er endvidere gjort antagelser om udnyttelseskrav for input af organisk gødning samt for andel af ammonium N (eller umiddelbart plantetilgængeligt N) i organisk gødning uden og med afgangning (tabel 4.1).
- Effekten af ændret ammoniaktab, der sker i forbindelse med lagring og udbringning af gødning, er beregnet separat.

Tabel 4.1. Antagelser om ammonium-N indhold i biomasser før og efter biogasbehandling, udnyttelseskrav for forskellige gødningstyper, samt den beregnede effekt af afgangning på reduktion i NO<sub>3</sub>-udvaskningen fra forskellige gødningstyper før indregning af effekten af NH<sub>3</sub>-tab. Andelen af ammonium-N i gødning stammer dels fra Sørensen og Børgesen (2015) og dels fra egne skøn.

Gødningstype	Ammonium N total N <sup>1*</sup>		Udnyttelseskrav, %	Reduceret NO <sub>3</sub> udvaskning ved afgangning	
	Ubehandlet	Afgasset		% af total N	kg N ton <sup>-1</sup>
	Kvæggylle	0,58	0,68	70	1,7
Svinegylle	0,79	0,90	75	1,8	0,105
Kvægdybstrøelse	0,20	0,50	45	5,0	0,477
Fjerkrægødning høns	0,50	0,80	45	5,0	0,957
Kløvergræsensilage	0,35	0,60	40	5,0	0,440
Majsensilage	0,25	0,60	40	-19,3	-0,757
Halm	0,00	0,30	40	5,0	0,213
Mave-tarm indhold, slagteri	0,25	0,60	40	5,9	0,229
Bioaffald KOD	0,25	0,80	40	9,2	0,479

\*Ammonium N/total N angiver for de faste ubehandlede gødninger ikke ammonium-N indhold, men andelen af total N der forventes plantetilgængeligt for den første afgrøde ved direkte anvendelse som gødning. Det skyldes at mængden af organisk N fra gødning der efterlades i jorden efter første afgrøde er grundlag for beregning af nitratudvaskning. I flydende gødninger (gylle) antages mængden af organisk N efterladt i jord identisk med tilført organisk N.

Tabel 4.1 viser den modelberegnete effekt af afgangning af forskellige typer organisk gødning. Ved anvendelse af en energiafgrøde som majsensilage vil der ske en øget tilførsel af kvælstof til systemet, og det betyder en øget nitratudvaskning (angivet som negativ værdi i tabel 4.1). I beregningerne er der ikke indregnet en effekt på nitratudvaskning ved selve dyrkingen af energiafgrøden. Det er vanskeligt at lave en sådan beregning, idet det bl.a. vil afhænge af den erstattede afgrøde og det tilknyttede sædskifte.

## 4.2 Økologisk scenarie

Ved anvendelse af kløvergræsensilage i et økologisk biogasanlæg er det antaget, at alternativet til en afgangning af høstet kløvergræs er at efterlade kløvergræsset som afslået grøngødning direkte i marken. Det er antaget at 35% af N i ubehandlet kløvergræs er tilgængeligt på kort sigt (Sørensen et al., 2013). De Notaris et al. (2018) sammenlignede den målte udvaskning i to økologiske systemer, hvor afslåning af kløvergræs/lucerne med tilbageføring som grøngødning blev sammenlignet med høst af afgrøde og tilførsel af tilsvarende mængde N i afgasset gødning. De fandt en lidt højere udvaskning ved tilførsel af afgasset gødning (ikke statistisk sikker), men også en N-balance i perioden 2010-14, der tydede på en opbygning af organisk bundet N i jorden, når afslået kløvergræs blev

efterladt i marken. I den efterfølgende periode (2015-17) fandtes derimod lidt højere udvaskning i system, hvor kløvergræs blev efterladt i marken med en øget udvaskning på 4 kg N ha<sup>-1</sup> i forhold til system med tilført afgasset gødning. Der er betydelig usikkerhed på disse målinger, men det målte stemmer dog godt overens med den beregnede effekt af afgasning af kløvergræs vist i tabel 4.1 på 5,0% af total N. Det svarer til en reduktion i nitratudvaskningen på ca. 3-4 kg N ha<sup>-1</sup> ved en gennemsnitlig fjernelse og efterfølgende returnering af afgasset kløvergræs på 70 kg N ha<sup>-1</sup>, som fundt sted i ovennævnte forsøg (De Notaris et al., 2018). Det kan bemærkes at det økonomisk normalt vil være mest optimalt at bruge kløvergræs som dyrefoder, og evt. senere afgasse den producerede gødning herfra. Det er imidlertid ikke alle økologiske planteavlsbedrifter, der er placeret tæt på kvægbedrifter, hvor kløvergræs kan afsættes.

### 4.3 Reduktion af nitratudvaskning i modelanlæg

I tabel 4.2 er vist den beregnede reduktion i nitratudvaskning fra de opstillede modelanlæg, i forhold til en reference behandling, hvor kvæggylle, svinegylle, dybstrøelse og fjerkrægødning tilføres som ubehandlet gødning til en forårssået afgrøde. Udvasningen er beregnet både uden og med indregning af ammoniaktab efter afgasning. Hvis slagteriaffaldet ikke blev afgasset er det antaget, at det ville blive tilført som ubehandlet gødning efter hygiejnisering og opblanding med gylle. Det er endvidere antaget, at bioaffald/KOD ville blive komposteret og ligeledes tilført til en forårssået afgrøde, som alternativ til afgasning.

Tabel 4.2. Beregnet effekt af afgasning på nitratudvaskning (kg N ton<sup>-1</sup>) ved anvendelse af opstillede modelanlæg før og efter indregning af effekt af ændret ammoniaktab på udvaskningen.

Model anlæg	Reduceret NO <sub>3</sub> udvaskning ved uændret NH <sub>3</sub>	Øget NH <sub>3</sub> tab	Effekt af NH <sub>3</sub> på reduktion af NO <sub>3</sub> udvaskning	Reduceret NO <sub>3</sub> udvaskning ved afgasning
1a. Kvæggylle, svinegylle, kvægdybstrøelse	0,16	0,20	0,02	0,19
1b. Kvæggylle, svinegylle, 20% halm	0,11	0,18	0,02	0,13
2. Kvæggylle, svinegylle, kvægdybstrøelse, majs	0,02	0,21	0,03	0,04
3. Kvæg- og svinegylle, kvægdybstrøelse, bioaffald	0,16	0,15	0,02	0,18
4. Kvæggylle, kvægdybstrøelse, kløvergræs, KOD	0,41	0,32	0,04	0,45

Nogle typer affald og biomasser ville ikke blive anvendt på landbrugsjord uden bioforgasning, og anvendelsen heraf medfører et øget input af kvælstof til landbrugsjord og dermed også et større



potentiale for nitratudvaskning. Der indregnes et udnyttelseskrav på 40% for N i affald, hvilket har betydning for forbruget af handelsgødning (substitution). Andre typer biomasse som bioaffald og slagteriaffald kan anvendes som gødning eller jordforbedring også uden afgasning (f.eks. som kompost eller direkte efter hygiejniserings), og her kan forventes en reduktion i langsigtet nitratudvaskning efter afgasning, da en større andel af kvælstof er på uorganisk form.

Der er i kapitel 5 beregnet et øget gennemsnitligt ammoniaktab efter afgasning, der både vil have en direkte og en indirekte effekt på nitratudvaskningen (Petersen og Sørensen, 2008). Ved øget ammoniaktab bliver der mindre kvælstof tilgængeligt for afgrøden og dermed også for udvaskning, og det må forventes at marginaludvaskningen fra dette kvælstof er den samme som for andet mineralsk N (Børgesen et al., 2020). Med NLES5 modellen er fundet en gennemsnitlig marginaludvaskning på 17% for mineralsk N tilført om foråret (Børgesen et al., 2020/2019). Hvis der tages højde for at 80% af husdyrgødningen udbringes på sandjord (Blicher-Mathiesen et al., 2020), vil marginaludvaskningen dog være lidt højere, og kan med tilnærmelse antages at være på ca. 20% fra ammonium-N i tilført husdyrgødning. Denne marginaludvaskning baseret på NLES5 gælder for en 3-årig horisont. En del af det tilførte N er stadig bundet i jorden efter 3 år, og kan udvaskes senere. Over en 10-årig periode vurderes udvaskningen at være yderligere øget med gennemsnitligt ca. 2%, baseret på Sørensen et al. (2019), svarende til i alt 22% af det tilførte N. Et øget NH<sub>3</sub>-tab medfører derfor en reduktion i N udvaskningen svarende til 22% af tabet (direkte effekt). Indirekte vil en reduktion i ammoniakemissionen medføre en mindre afsætning af N på såvel landbrugsjord, i skove og på naturarealer. Det er estimeret at omkring 30% af det fordampede NH<sub>3</sub> fra landbruget afsættes på dansk grund igen (Hansen et al., 2008; Petersen og Sørensen, 2008). Olesen (2020) har estimeret at ca. 33% af det deponerede kvælstof gennemsnitligt udvaskes. Dermed bliver den indirekte effekt af øget N-tab med NH<sub>3</sub> en øget NO<sub>3</sub>-udvaskning på  $30\% \times 33\% = 10\%$  af det øgede N tab. Den samlede 10-årige effekt af et øget NH<sub>3</sub>-tab er således en reduceret udvaskning på 22% (direkte effekt) fratrukket en øgning på 10% (indirekte effekt), hvilket samlet giver en reduceret nitratudvaskning svarende til 12% af øget N tab med NH<sub>3</sub>. Denne faktor er anvendt til beregning af samlet reduktion i udvaskning i tabel 4.2.

## 5. Ammoniakfordampning, luftforurening og lugt

### 5.1 Ammoniakfordampning

Gylle fra biogasanlæg har et højere pH og en højere koncentration af ammonium (TAN) end ubehandlet husdyrgødning. I processen ændres gyllens fysiske og kemiske egenskaber bl.a. tørstofindhold, viskositet og visse stoffer omsættes og omdannes til andre, hvilket alt sammen har betydning for ammoniakfordampning og lugt afgivelsen efter udbringning af gyllen.

#### *5.1.1 Lagret afgasset gylle*

I dag anvendes emissionsfaktorer for ammoniakfordampning beregnet af Hansen et al. (2008) til de nationale beregninger af ammoniakfordampning fra landbruget. For lagret afgasset gylle er disse baseret på et studie af ammoniakfordampningen fra tre lagre indeholdende afgasset gylle fra Ribe Biogas (Sommer, 1997). I rapporten nævnes det, at ammoniakfordampningen fra lagret afgasset gylle er påvirket af arealet, TAN-koncentrationen, gyllens pH, temperatur og vindhastigheden (Hansen et al., 2008). Emissionsfaktorerne angives i procent af det samlede TAN indhold i den gylle, som over et år lagres i gyllebeholderen. Ved beregning af fordampningsfaktoren antages det, at målingerne er repræsentative for den aktuelle sammensætning af dansk afgasset gylle, lagring og klima. Temperaturen af den afgassede gylle er højere end ubehandlet gylle (Hansen et al. 2006), hvilket også bidrager til at emissionsfaktoren er højere for afgasset end for ubehandlet gylle (Tabel 5.1). I 2008 blev det vurderet at 27,3% af TAN i afgasset gylle fordampede fra lagre uden overdækning (tabel 5.1), hvilket er mindre end de 32% beregnet i en opgørelse, hvor der indgår studier fra USA og Canada foruden de danske data (Sommer et al. 2019). Forskellen skyldes til dels at Sommer et al. (2019) antager, at gyllelagrene i Europa har en gennemsnitlig dybde på 3 m, mens Hansen et al. (2008) antager at dybden af lagrene er 4 m (Poulsen et al., 2001). Ved stigende dybde af en gyllebeholder reduceres det relative tab af ammoniak fra den lagrede gylle, hvilket afspejles i en lavere emissionsfaktor ved stigende dybde. Da ammoniakfordampningen alt andet lige vil være den samme pr. overfladeenhed uanset dybden af et gyllelager vil ammoniak-emissionsfaktoren fra et lager med dybden 4 m være 0,75 % af den fra et lager med dybden 3 m. De 32% ville for danske forhold med 4 m dybe lagre skulle omregnes til 24%. Dette er mindre end antaget af Hansen et al. (2008), men inden for det usikkerhedsinterval som er beregnet for emissionsfaktoren i Sommer et al. (2019).

Tabel 5.1. Ammoniak emissionsfaktorer (% af TAN) for lagret kvæg-, svine- og afgasset gylle. Emissionsfaktoren fra Hansen et al. (2008) anvendes i de opstillede scenarier.

	Overdækning	Sommer et al. (2019)* (SD** i parentes)	Hansen et al. (2008)
Afgasset gylle	Ingen	32 (12,1)	27,3
Afgasset gylle	Strå, leca-nødder o. lign.		5,2
Afgasset gylle	PVC overdækning		2,6
Kvæggylle	Ingen	19 (11,2)	10,3
Kvæggylle	Strå, leca-nødder o. lign.		3,4
Kvæggylle	PVC overdækning		1,7
Svinegylle	Ingen	11(6,9)	11,4
Svinegylle	Strå, leca-nødder o. lign.		2,5
Svinegylle	PVC overdækning		1,3

\* Anvendes i den nye EU manual til beregning af ammoniak emission (European Environment Agency, 2019).

\*\* SD er standard afvigelse på middelværdien.

Emissionsfaktorerne for svinegylle beregnet i 2008 er højere end de nye EU emissionsfaktorer (European Environment Agency, 2019), hvis EU emissionsfaktorerne omregnes til emission fra lagre med dybden 4 m. De nuværende danske emissionsfaktorer for lagret kvæggylle er lidt mindre end de korrigerede EU emissionsfaktorer. Usikkerhed på EU-emissionsfaktorerne er høj, og de danske emissionsfaktorer ligger indenfor usikkerhedsintervallet; derfor bliver de danske faktorer anvendt i beregningerne. SEGES har i 2020 offentliggjort en detaljeret optælling af antallet af gylletanke i Danmark, og hvor stor en andel der er overdækket med PVC tag. Det fremgår, at ca. 20% gylle-volumen er oplagret under PVC tag med en klar tendens til, at jo større tankene er (og derved nok også nyere) jo mere stiger andelen af overdækkede tanke. Da der de seneste år er opført en del gylletanke hos landmænd i forbindelse med etablering af biogasanlæg, antages det, at 50% af gyllelagrene der rummer afgasset gylle er overdækket med PVC tag. Dermed antages, at en relativt stor andel af det afgassede biomasse oplagres i store gylletanke. Der er dog ingen empiri, til at understøtte den antagelse. De øvrige 50% af lagrene med biogassgylle er overdækket med flydelag. På ejendomme med opbevaring af ubehandlet-gylle er 20% af gyllen hen over året overdækket med PVC tag og resten med flydelag. Vi har som følge deraf beregnet en gennemsnitlig emissionsfaktor for lagre med de tre gylle typer som følger:

- Lagre med biogassgylle:  $EF = (5,2+2,6)/2 = 3,9\%$  af TAN
- Lagre med kvæggylle:  $EF = (3,4*0,8 + 1,7*0,2) \approx 3,1\%$  af TAN
- Lagre med svinegylle:  $EF = (2,5*0,8 + 1,3*0,2) \approx 2,3\%$  af TAN

### 5.1.2 Lagret dybstrøelse

Der anvendes dybstrøelse fra kvæg i flere af modelanlæggene. Referencesituationen for dette dybstrøelse er oplagring i plasttildækket markstak. Ammoniakfordampning fra en møgstak er kontrolleret af ammonium (TAN) indholdet, pH, temperatur og luftgennemstrømningen. Den samlede ammoniakfordampning vil bl.a. afhænge af forholdet mellem kulstof og kvælstof (C:N forholdet), og af nedbrydeligheden af det organiske materiale, samt i høj grad af hvorvidt stakken er overdækket eller ej – altså om luftskiftet reduceres til nær nul, som en tæt overdækning medføre. En høj tilførsel af halm i stalden vil på den ene side medføre at stakkens porøsitet er høj og temperaturen bliver høj, hvilket fremmer ammoniakfordampningen, og på den anden side bidrage til et højt C:N forhold og omdannelse af TAN til organisk kvælstof (Webb et al., 2012). Ammoniakfordampningen er således en variabel størrelse, men et gennemsnit af kendte målinger kan findes i Sommer et al. (2019) og Pardo et al. (2015), hvoraf det ses at de beregnede emissionsfaktorer er højere end de danske for kvægdybstrøelse (tabel 5.2). Forskellen skyldes blandt andet, at Hansen et al. (2008) i sine beregninger benyttede emissionsdata fra fast mæg (fast staldgødning), og fast mæg har et beskedent indehold af strøelse og ammoniakfordampningen fra fast mæg stakke er derfor lavt. En lav ammoniakemission fra en kvægmøgstak blev også målt (Petersen et al., 1998). Det anbefales på baggrund af målinger af ammoniakfordampning fra lagre af kvægdybstrøelse (tabel 5.2), at der anvendes en emissionsfaktor på 18 % af total N, hvis stakken ikke er overdækket. Er stakken overdækket reduceres fordampningen væsentlig (Hansen et al., 2008; Pardo et al., 2015).

Der er igangsat et studie af NH<sub>3</sub>-tab fra dybstrøelsesstakke og indtil data fra det foreligger vil emissionsfaktorer beregnet af Hansen et al. (2008) blive anvendt. Ifølge lovgivningen skal stakkene være overdækket og ved beregningerne antages det at NH<sub>3</sub>-emissionen er 3% af ammonium (TAN) i den lagrede dybstrøelse (Hansen et al., 2008), selvom denne værdi er lavere end angivet i andre artikler (tabel 5.2). Forskellen antages at være effekten af overdækning.

Tabel 5.2. Ammoniakfordampning fra lagre med fast staldgødning.

Gødningstype	Reference	NH <sub>3</sub> fordampning	
		% af TAN	% af total-N
Kvægmæg (staldgødning og dybstrøelse)	Sommer et al. (2019)*	32	
Kvægdybstrøelse	Sommer et al. (2019)	85 (SD=57, n=17)	18 (SD=12, n=17)
Kvægdybstrøelse	Sommer (2001)	53	17
Kvægmæg (fast staldgødning)	Chadwick (2005)	15 (SD 7, n=3)	2 (SD=2, n=3)
Kvægdybstrøelse	Hansen et al. (2008)	3	5

\*Til dels brugt i EMEP/EEA (2019) manualen til beregning af ammoniak fordampning i EU

Som for dybstrøelse er der også stor variation i fordampningen af  $\text{NH}_3$  ved kompostering af organisk affald afhængig af materiale, komposteringsmetode etc. (Pardo et al., 2015). Øget tilførsel af luft ved vending af kompoststakken eller ved beluftning øger fordampningen, og tildækning reducerer denne. Et højt vandindhold eller høj vægfyldte reducerer ammoniakfordampningen fra kompoststakke (Pardo et al., 2015). Der var ingen effekt af tilførsel af halm eller andet organisk materiale med henblik på øge C:N forholdet og øge porøsiteten; en forklaring kan være at effekt af et øget C:N forhold (potentielt reduktion af ammoniakfordampning) kompenseres af en øget porøsitet (potentielt større fordampning). Pardo et al. (2015) beregnede, at ammoniakfordampningen fra organisk fødevareraffald er omtrent 21% af total-N, og denne emissionsfaktor anvendes her.

### *5.1.3 Lagret slagteriaffald og bioaffald*

Da slagteriaffald især består af mave-tarmindhold fra svin, antages det at lagertabet i referencesituationen, er på niveau med tabet fra svinegylle med fast overdækning (flydelag), altså 2,3% af TAN. For at fastsætte lagertabet fra bioaffald, antages det at bioaffald komposteres. Vi er helt bekendt med, at dette er en "tænkt" referencesituation. Dette valg er truffet efter drøftelser med følgegruppen og begrundes med, at afbrænding ikke er tilladt og derfor er kompostering, uanset hvor sjældent det er forekommende, den mest sandsynlige alternative håndteringsform. Fordampningen af ammoniak ved kompostering af organisk affald, varierer på tilsvarende vis som fordampningen fra dybstrøelse (Pardo et al., 2015). Øget tilførsel af luft ved vending af kompoststakken eller ved beluftning øger fordampningen, og tildækning reducerer denne. Et højt vandindhold eller høj vægfyldte reducerer ammoniakfordampningen fra kompoststakke (Pardo et al., 2015). I det studie kunne der ikke påvises en effekt af tilførsel af halm eller andet organisk materiale med henblik på øge C:N forhold, en forklaring kan være at effekt af et øget C:N forhold (potentielt reduktion af ammoniakfordampning) kompenseres af en øget porøsitet (potentielt større fordampning). Pardo et al. (2015) har beregnet, at fordampningen af  $\text{NH}_3$  fra kompostering af organisk fødevarer affald er ca. 21% af total-N, og denne emissionsfaktor anvendes her.

### *5.1.4 Udbragt afgasset gylle*

Det er hidtil antaget (Hansen et al. 2008), at afgasset gylle har et lavere tørstofindhold og lavere viskositet end ubehandlet gylle, og at den derfor hurtigere og mere effektivt infiltrerer i jorden, hvilket forventes at reducere mængden og perioden af TAN på jordoverfladen og derved potentialet for ammoniakfordampning. En sådan reduktion blev antaget at udligne effekten af et højere pH og TAN indhold på ammoniakfordampningen (Pain et al., 1990; Rubæk et al., 1996). Derfor har man hidtil regnet med, at ammoniakfordampningen fra udbragt afgasset gylle kan beregnes med samme modeller som for ubehandlet gylle (Hansen et al., 2008). Siden 1990'erne er der dog sket et skift i anvendelse af biomasser i biogasproduktionen, hvilket har medført en ændring i den afgassede gylles

tørstofindhold samt muligvis viskositet og "klæbeevne", hvilket har bidraget til at potentialet for ammoniakfordampning fra afgasset gylle formentlig er højere end for ubehandlet gylle med samme tørstof og TAN indhold (Dinuccio et al., 2011; Möller og Stinner, 2009; Perschke et al., in prep).

Det er i en række studier vist, at afgasset gylle udbragt i marken har et højere potentiale for ammoniakfordampning end ubehandlet gylle (Amon et al., 2006; Clemens et al., 2006; Dinuccio et al., 2011; Möller og Stinner, 2009; Perschke et al., in prep; Rubæk et al., 1996; Sommer et al., 2006). Formodningen er, at det højere pH i biogasgylle har større betydning for den samlede ammoniakfordampning end infiltrationshastigheden i jorden. I nyligt gennemførte upublicerede studier er det målt, at tabet af ammoniak fra udbragt afgasset kvæggylle er signifikant større end fra tilsvarende ubehandlet kvæggylle. Der blev ikke tilsat andre substrater til biogasprocessen end kvæggylle. Tørstofindholdet i den afgassede kvæggylle var ca. 1,5 % lavere end i den ubehandlede kvæggylle og pH var 0,6 enheder højere i den afgassede gylle (Perschke et al., in prep). En forklaring på den øgede ammoniakfordampning fra afgasset gylle kan være en klæbende egenskab ved den afgassede gylle, som formodes at bidrage til en langsommere infiltration i jorden, og som ikke opvejes af effekten af et reduceret tørstofindhold. Denne formodede øgede "klæbeeffekt" må skyldes fysisk/kemiske ændringer i gyllens egenskaber som følge af afgasningen. Ved anaerob fermentering af gylle i biogasreaktorer sker der en nedbrydning af små og letomsættelige partikler og der dannes større mikrobielle flokke (filamenter), som bidrager til et skift mod en højere andel af større partikler i afgasset gylle i forhold til ubehandlet gylle (Marcato et al., 2008). Disse filamenter kan antages at bidrage til klæbeevnen, og denne egenskab sammen med større partikler reducerer infiltrationen i jorden som følge af blokering af jordens porer. Det er kendt at tørstofindhold og viskositet i høj grad påvirker ammoniakfordampningen fra gylle, men det er nyt at inddrage klæbeevne og ændring i partikelstørrelsen i vurderingen af ammoniakfordampningspotentialet fra udbragt biogasgylle.

I et østrigsk studie blev der udbragt kvæggylle og afgasset kvæggylle, som ikke var tilsat biomasser forud for afgasningen (Amon et al., 2006), og dette forsøg resulterede i en højere emission fra afgasset kvæggylle end fra ubehandlet. I et forsøg udført i Sverige i 2019, var der et større tab af ammoniak fra biogasgylle (af anden oprindelse) end fra ubehandlet kvæggylle til trods for et markant lavere tørstofindhold i biogasgyllen i forhold til den ubehandlede. En årsag kunne være et højere pH i biogasgyllen og også større udbredelse på jordoverfladen ved udlægning af gylle med slæbeslanger (Pedersen et al., in prep). Den øgede udbredelse på jordoverfladen er en faktor der ikke er undersøgt grundigt. Men den har utvivlsomt stor betydning for  $\text{NH}_3$ -tabpotentialet (Pedersen et al., in prep). Hvis porer i jordoverfladen blokeres, som følge af f.eks. den ændrede partikelstørrelsesfordeling ved afgasningen, kan dette medføre større udbredelse på jordoverfladen og derved øget  $\text{NH}_3$ -tab. Årsagen til den større udbredelse kan også være en højere viskositet af afgasset gylle (Sommer et al., 2006).

Nye emissionsfaktorer for ammoniak fra udbragt gylle er under udarbejdelse ved Aarhus Universitet. Emissionsfaktorerne blive udregnet ved hjælp af den statistiske og mekanistiske model ALFAM2 (Hafner et al., 2019). Modellen inddrager effekt af gyllens sammensætning, klima og afgrødehøjde. Arbejdet er ikke afsluttet, men det vurderes at effekten af afgangning kan estimeres på baggrund af dette arbejde. Der opereres ikke med en gyllekategori "afgasset gylle" i ALFAM2 arbejdet, men effekten af afgangning estimeres ud fra de "gennemsnitlige værdier" for ændring af pH og tørstof. Det har vist sig, at tørstofindholdet ikke generelt reduceres som følge af bioforgasning, på grund af tilsætning af tørstoffrige substrater. Vi vurderer på baggrund af eksisterende studier og ALFAM2 arbejdet, at fordampningen fra slæbeslangeudbragt og græsnedfældet biogasgylle er 15% højere end fordampningen fra ubehandlet gylle udbragt på tilsvarende vis (tabel 5.3 og 5.4). Nye studier vil øge vores viden om effekten af tilsætning af forskellige substrater, men p.t. har vi ikke kendskab til hvorledes forskellige typer substrater og kombination af gylle og andre biomasser vil påvirke nedsivning af gylle, som er afhængig af viskositet, tørstofindhold og klæbeevne.

Tabel 5.3. Ammoniakemissionsfaktorer fra udbragt afgasset gylle på kvægbrug (Hansen et al., 2008), samt estimat for effekt af bioforgasning på emissionsfaktorerne.

Afgrøde	Udbragt i		Fordampning, kvæggylle, % af TAN	Fordampning, bio-gas-gylle** % af TAN
	måned	Udbringningsteknik		
Byghelsæd m udlæg	April	Sortjordsnedfældning	2	2
Kløvergræs	Marts	Græsnedfældning	24	
	Juni	Slæbeslange + syre*	32	-
	Juli	Slæbeslange + syre*	32	-
	August	Slæbeslange + syre*	32	-
	Juni	Græsnedfældning	-	37
	Juli	Græsnedfældning	-	37
	August	Græsnedfældning	-	37
Byghelsæd m udlæg	April	Sortjordsnedfældning	2	2
Majs	April	Sortjordsnedfældning	2	2

\* Markforsuring til pH 6,4

\*\*Biogas gylle græsnedfældes, da forsuring ikke er praktisk mulig, grundet meget stor skumdannelse og syreforbrug.

For at udlede en vægtet emissionsfaktor for ammoniakfordampning efter udbringning af kvæggylle, antages det at 50% af gyllen sortjordsnedfældes før majs og byghelsæd, samt at de øvrige 50% udbringes på græs, hvor ca. halvdelen tildeles i marts før første slæt. Dermed bliver den vægtede emissionsfaktor for ammoniak ab mark omtrent 15% af TAN og 17% af TAN for afgasset gylle.

Tabel 5.4. Ammoniakemissionfaktorer fra udbragt svine- og biogasgylle på svine- og plantebrug (Hansen et al., 2008), samt estimat for effekt af bioforgasning på emissionsfaktorerne.

Afgørde	Udbragt		Afgørde-	Emissionsfaktor	Emissionsfaktor bio-
	måned	Udbringningsteknik	højde, cm	svinegylle* % af TAN	gas-gylle** % af TAN
Vinterraps	August	Sortjordsnedfældning	0	1	1
Vinterhvede	April	Slæbeslanger	20	15	17
Vinterhvede m efterafgrøde	April	Slæbeslanger	20	15	17
Vårbyg	Maj	Slæbeslanger	25	13	15
Vårbyg	April	Sortjordsnedfældning	0	1	1

\*Svinegylle: TS = 38 g l<sup>-1</sup>, TAN= 3,2g N kg<sup>-1</sup>, pH= 7,3 (SEGES 2018).

\*\*Biogasgylle: TS =45,3 g l<sup>-1</sup>, TAN=2,85 g N kg<sup>-1</sup>, pH= 7,73.

For at udregne en vægtet emissionsfaktor for svinegylle, antages at 15% af svinegyllen udbringes til vinterraps, mens 60% udbringes til vinterhvede og 25% til vårbyg, hvoraf halvdelen sortjordsnedfældes. Dermed bliver en vægtet emissionsfaktor for ammoniakfordampning fra svinegylle udbragt på mark omtrent 11% af TAN og for biogasgyllen omtrent 13% af TAN.

### 5.1.5 Udbragt dybstrøelse

Fra udbragt dybstrøelse fordamper en stor andel af gødningens indhold af ammonium (Hansen et al., 2008; Webb et al., 2012; Sommer et al., 2019). Medmindre regn vasker ammonium ned i jorden (Misselbrook et al., 2005) er ammoniakfordampningen fra udbragt dybstrøelse høj, fordi væskefraktionen med ammonium ikke "af sig selv" siver ned i jorden. Der var ikke et stort datamateriale til rådighed, da Hansen et al. (2008) estimerede emissionsfaktorer fra udbragt fast staldgødning. Martin Hansen (personlig kommentar 2020) har telefonisk oplyst, at der var et stort ønske om emissionsfaktorer, der afspejlede klimaforholdene i de fire årstider. I dag foreligger flere studier end i 2008, men der er fortsat en stor spredning i den målte ammoniakfordampning (Webb et al., 2012; Sommer et al., 2019), og det anses ikke at være hensigtsmæssigt at beregne emissionsfaktorer, som varierer med årstiden. På baggrund af udtræk af data fra MarkOnline (SEGES' gødningsplanlægningsværktøj, der anvendes til planlægning af omtrent 85% alle danske marker) vurderes det at mere end 90% af den producerede dybstrøelse udbringes enten forår eller efterår, hvor temperaturen ikke er meget forskellig (Petersen, 2018). Det er derfor meningsfuldt at benytte den samme emissionsfaktor for udbragt dybstrøelse uanset om udbringningen sker forår eller efterår.

Dybstrøelse skal nedbringes i jorden umiddelbart efter udbringning. Det er ikke teknisk muligt at nedbringe dybstrøelsen ved pløjning samtidigt med udbringning, og det er vist at i løbet af de ca. 20 minutter som dybstrøelsen ligger eksponeret ved den hurtigst mulige nedpløjning, vil der fordampe op til ca. 10% af den udbragte ammonium (Hansen og Birkmose, 2005). Effekten af de høje tabsrater



umiddelbart efter udbringning ses også i oversigtsartiklen af Webb et al. (2012). Af samme artikel fremgår det dog også, at efter pløjning mindre end 4 timer efter udbringning af fast svinegødning var  $\text{NH}_3$ -fordampningen i perioden efter nedpløjning ubetydelig og at der højst vil fordampe 10% af ammoniumindholdet i den udbragte dybstrøelse ved hurtig nedpløjning, dvs. nedpløjning 30 minutter efter udbringning. Vi forudsætter, at i referencesituationen for kvægdybstrøelsen, vil der anvendes plov til nedbringning. Som følge af variation i resultater fra forskellige studier afrunder vi de foreslåede emissionsfaktorer til:

- Nedpløjet ved udbringning: 10% af TAN
- Nedpløjet 1,5 timer efter udbringning: 20% af TAN
- Nedpløjet 4 timer efter udbringning: 25% af TAN
- Nedpløjet 6 timer efter udbringning: 30% af TAN

Det forudsættes, at der i gennemsnit vil gå 4 timer fra udbringning til nedmuldning. Derfor antages at ammoniakemissionfaktoren for dybstrøelse er 25 %.

Pga. manglende data, antages ammoniaktabet fra bioaffald at være på niveau med svinegylle, da meget af bioaffaldet er mave-tarmindhold fra svin og derved minder mest om svinegylle.

Tabet af ammoniak fra udbragt kompost antages at være på niveau med kvægdybstrøelse.

## 5.2 Lugt ved udbringning af gylle

Det er velkendt at bioforgasning ændrer koncentrationen af nogle af gyllens kemiske komponenter. Således reduceres koncentrationen af langt de fleste organiske syrer, hvilket resulterer i lavere lugt-afgivelse efter udbringning af gylle (Perschke et al., in prep). Da svinegylle indeholder højere koncentrationer af organiske syrer end kvæggylle, må det antages at effekten af bioforgasning er størst for svinegylle i forhold til kvæggylle. Dette gælder ikke mindst på "dag 2 og 3" efter udbringning, da disse relativt tunge gasser fordamper senere end mange af de lettere og flygtigere svovlholdige forbindelser. Samtidig tyder det på at en stor del af det kraftigt lugtende stof 4-metylphenol nedbrydes til hhv. metan og phenol. Metanen "høstes" i biogasanlægget og phenol lugter markant mindre end 4-metylphenol, hvilket kan forklare en del af den mindre lugt, der blev registreret i nylige danske forsøg (Perschke et al. in prep). Det skal understreges, at der er tale om hypoteser, da lugt fra udbragt gylle ikke er undersøgt grundigt, selvom der er en del danske forskningsaktiviteter på området i disse år.

Forskning tyder på, at bioforgasning samlet set reducerer lugtafgivelsen i forbindelse med udbringning af gylle. Dog skal der tages det forbehold, at der i forbindelse med visse biogasanlæg tilsættes kraftigt lugtende substrater til biogasprocessen, hvilket samlet set i visse tilfælde kan resultere i øget lugt-afgivelse efter udbringning af biogasygllen. Det skal dog understreges, at der ingen empiriske undersøgelser er på dette område.

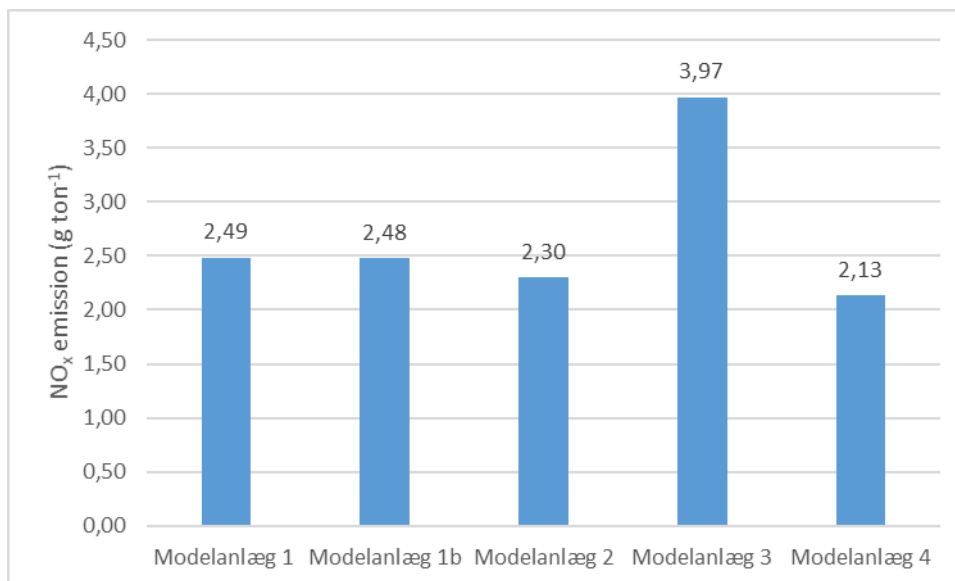
### 5.3 Luftforurening fra transport af biomasser

I forbindelse med biogasanlæg vil der være en øget transport af biomasse. I den forbindelse vil der være en luftforurening i form af NO<sub>x</sub>. Udledningen af NO<sub>x</sub> vil være afhængig af hvilken Euronorm det enkelte køretøj overholder. Der regnes med, at kørslen sker med køretøjer der opfylder Euro 6 norm, og det antages at kørslen er et vægtet gennemsnit af land/by. I beregningerne af NO<sub>x</sub> udledningen er det forudsat, at lastbilerne i gennemsnit kører med 75% last, hvilket for gylle er i den lave ende, mens det for den øvrige biomasser vurderes at være i den høje ende.

Tabel 5.5. Oversigt over udledning af kvælstofoxider (NO<sub>x</sub>) fra lastbiler opgjort på Euronorm 6 (Winther, 2020).

Lastbiler – vægtet gennemsnit.		
Emissionsfaktor i NO <sub>x</sub> g per liter diesel		
Last (%)	34-40 ton	40-50 ton
50%	1,02	0,93
75%	0,52	0,86
100%	0,82	0,79

Figur 5.1 viser emissionen af NO<sub>x</sub> som følge af ekstra transport vist i de forskellige modelanlæg. NO<sub>x</sub> udledningen er i intervallet 2,1-4,0 g ton<sup>-1</sup> biomasse. Udledningen af NO<sub>x</sub> per produceret energienhed vil kunne reduceres ved at øge tørstofindholdet i gyllen.



Figur 5.1. Udledning af NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub>) fra transport af biomasser til de forskellige modelanlæg.

## 5.4 Luftforurening fra opgradering

I forbindelse med opgradering af biogas fjernes der CO<sub>2</sub> og svovl fra gassen. CO<sub>2</sub> fra biogas betragtes ikke som en luftforurening, mens svovl er en kilde til både luftforurening og lugt fra biogasanlægget, hvor denne rapport udelukkende fokuserer på luftforurenings aspektet. Svovlen vil langt overvejende forefindes som svovlbrinte (H<sub>2</sub>S), og bidraget fra organiske svovlforbindelser er lavt, men de er formentlig vanskeligere af frarensende end svovlbrinte; der findes dog ikke data fra biogasanlæg (Feilberg, 2020). Biogasanlæg frarensende svovl med forskellige teknologier, oftest inden gassen tilføres opgraderingsanlægget. Når der anvendes amin-anlæg til opgradering, vil der ofte være en del svovl i gassen når den tilføres opgraderingsenheden. Når amin regenereres vil både CO<sub>2</sub> og svovlbrinte være til stede i afkastet, hvorefter afkastgassen renses i en biologisk rensenhed, der vil fjerne en stor del af svovlen, men der vil kunne være gennemslag af svovl ved spidsbelastninger. Der er kun få data på dette, men det undersøges i det nystartede PEAK-projekt (EUDP). Sammenlignet med svovludledningen fra husdyrproduktion generelt (Feilberg, 2020), vurderes det at andelen fra selve biogasanlægget vil være forholdsvis begrænset, men det er endnu ikke data på dette. Der forventes at være begrænsede tab af svovl fra den biologisk rensning, da biogasanlægget skal opfylde krav om lav lugtemission i henhold til deres miljøgodkendelse, men der findes eksempler på at der har været problemer med utilstrækkelig rensning. Da der ikke er viden om tabet af svovl ved opgradering, er det ikke muligt at vurdere om biogas har en positiv eller negativ indflydelse på tabet af svovl. Det kræver derfor yderligere undersøgelser af tabet af svovl fra opgradering for at kunne kvantificere dette. CO<sub>2</sub> fra opgraderingen udledes typisk til omgivelserne, men der er muligheder for i fremtiden i større omfang at bruge det til "Power to X" eller til at erstatte CO<sub>2</sub> i industrielle anvendelser.

## 6. Recirkulering og udnyttelse af næringsstoffer

Ved afgangning kan opnås en højere tilgængelighed af kvælstof i gylle, hvis der samtidigt er fokus på at undgå øgede ammoniaktab. Den øgede gødningsvirkning er tidligere vurderet af Sørensen og Børgesen (2015) at svare til 0,10-0,15 kg N kg<sup>-1</sup> behandlet N i tilførselsåret. Der vil dog samtidigt være en lavere eftervirkning, så den langsigtede stigning i gødningsværdi kun modsvarer 0,05 – 0,08 kg N kg<sup>-1</sup> behandlet N. Med de nuværende gødningsregler, hvor der kan anvendes økonomisk optimale gødningsnormer, forventes den øgede gødningsvirkning ikke at blive udnyttet til øgede udbytter, men kan potentielt udnyttes af landmanden til at reducere anvendelsen af handelsgødning. Med de nuværende regler kan en sådan "frivillig" normreduktion substitueres med reduceret anvendelse af efterafgrøder. Det betyder i princippet, at den reducerede anvendelse af gødning ikke omsættes til en reduktion i nitratudvaskning. Landmanden kan til gengæld spare omkostninger til etablering af efterafgrøder, samt spare på indkøb af kvælstofgødning.

### 6.1 Økologisk planteavl med kløvergræs

I økologiske sædskifteforsøg er der gennem flere år lavet direkte sammenligninger af udbytter målt i et system, hvor kløvergræs blev efterladt som grøngødning i marken, og et dyrkningssystem med de samme afgrøder, hvor kløvergræs blev høstet kombineret med en tilsvarende tilførsel af kvælstof i gylle til kornafgrøder i sædskiftet (gns. 70 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i hele sædskiftet, Brozyna et al. (2013)). Undersøgelserne er lavet både på lerjord ved Flakkebjerg (Sjælland) og sandjord ved Foulum (Jylland). I gennemsnit har høst af kløvergræs og returnering som gødning medført et øget kerneudbytte på 6 hkg tørstof ha<sup>-1</sup> på begge lokaliteter (Shah et al., 2017), hvilket svarer til et øget kornudbytte på 7 hkg ha<sup>-1</sup> (korn med 15% vand). Dette vurderes at kunne opnås på de fleste jorde med økologisk drift. Ved en økologisk kornpris på 2 kr. kg<sup>-1</sup> svarer dette til en gevinst på 1400 kr. ha<sup>-1</sup> fordelt på det samlede dyrkede areal.

### 6.2 Recirkulering af næringsstoffer fra affald

Værdien af andre næringsstoffer, som f.eks. fosfor og kalium, vurderes at være uændret efter bioforgasning med de opstillede scenarier, idet det er antaget at alternativet til afgangning af affald er en kompostering og tilsvarende anvendelse som gødning. Afgasningen vurderes ikke at påvirke tilgængeligheden af fosfor og kalium, der vil have en langvarig effekt. I tilfælde hvor alternativet til afgangning af affald er en afbrænding og deponering af aske, vil der også kunne opnås en bedre udnyttelse af de recirkulerede næringsstoffer, men dette er ikke indregnet her.

En øget genanvendelse af affald kan også medføre en øget nitratudvaskning, idet det samlet set medfører en øget kvælstof tilførsel til landbruget (Blicher-Mathiesen et al., 2020). I denne rapport er det kun effekten af bioforgasning i sig selv der er beregnet (afgasning versus kompostering af affald).

### 6.3 Udnyttelse og tilgængelighed af svovl i afgasset gødning

Ved afgasning af gødning sker der et tab af svovl i form af især svovlbrinte i biogassen, og svovl er også et vigtigt plantencæringsstof. Svovl i biogas er uønsket og svovl frarenses derfor i gasfiltre. I mange tilfælde anvendes biofiltre, hvorfra fås en væske, der bl.a. indeholder det frarensede svovl i en plantetilgængelig form. Fontaine et al. (2020) fandt svovltab fra gødning ved afgasning på 0 til 30% og tab omkring 20-30% må normalt forventes. Tilgængeligheden af det svovl, der er tilbage i gødningen er meget lav, og i nogle tilfælde sker der ligefrem binding af svovl fra jorden (Fontaine et al., 2020). Det må forventes at biogasanlæg typisk tilbagefører væske fra svovlfiltre til den afgassede gødning. Denne svovl er i plantetilgængelig form, men der er en risiko for, at den kan tabes igen som svovlbrinte ved længere tids opbevaring i den afgassede gødning. Netop afsluttede forsøg tyder dog på, at den frarensede svovl kan opbevares mindst et par måneder uden at den tabes, og at den har samme virkning som svovl i handelsgødning (Doline Fontaine/Peter Sørensen, AU, upublicerede data). Det er dog usikkert, hvad der sker med svovl fra gasfiltre ved mange måneders opbevaring i afgasset gødning.

Biogasanlæg bør derfor have øget opmærksomhed på hvordan de håndterer materiale fra svovlfiltre. Tilsvarende bør landmænd der modtager afgasset gødning være opmærksom på om der er tilført svovl fra gasrensningen til deres gødning. Der er risiko for at modtage gødning med en meget ringe gødningsvirkning af svovl, og dermed behov for øget tilførsel af svovlgødning.

### 6.4 Erstatning af mineralsk kvælstofgødning

Som beskrevet ovenfor kan der forventes en øget gødningsvirkning efter afgasning på 0,05-0,08 kg N kg<sup>-1</sup> behandlet N, set på længere sigt (Sørensen og Børgesen, 2015). Hvis dette omsættes til en reduktion i tilførslen af kvælstof med handelsgødning på 0,05 kg N kg<sup>-1</sup> behandlet N giver det en CO<sub>2</sub> besparelse ved den mindskede gødningsanvendelse på 5,6 kg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> N (Chojnacka et al., 2019), svarende til 0,28 kg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> behandlet N i biogasanlægget.

## 7. Modelberegnede effekter af biogasscenarier

### 7.1 Klimaeffekter

Det fremgår af tabel 7.1, at der er en samlet klimaeffekt på 65-106 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per ton biomasse i modelanlæggenes i basisscenariet med 45 dages opholdstid. Langt den største del af effekten skyldes energiproduktionens substitution af fossil energi. Forskellen mellem gasproduktion på de forskellige anlæg skyldes især forskelle i hvor meget tørstof, der tilføres de forskellige anlæg. Hertil kommer en mindre klimaeffekt fra reduktion af metan fra opbevaring af gylle, dybstrøelse og slagteriaffald. Forskellene mellem modelanlæg er mindre, hvis der ses på hvor stor klimaeffekten er per produceret energienhed; her varierer effekterne mellem 53 og 77 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per GJ bruttoenergi. Forskellene mellem resultatet udregnet pr. ton og pr. GJ skyldes primært variation i den tilførte mængde tørstof per ton biomasse. I M1b og M4 anlæggene tilføres således biomasse med højt tørstofindhold, således at der produceres meget energi per ton og der opnås dermed en høj klimaeffekt alene af denne grund. Hvis sammenligningen skal udføres uafhængigt af disse forskelle i tørstofindhold bør vurderingen foretages på baggrund af klimaeffekten pr. GJ. Eksempelvis har anlæg M1b med halm en væsentlig højere klimaeffekt pr. ton end anlæg M1 med dybstrøelse, hvilket skyldes at "halm" anlægget tilføres væsentligt mere tørstof. Hvis der med halm blev tilført den samme mængde tørstof som med dybstrøelse ville "halm" anlægget have en lavere klimaeffekt, hvilket afspejles ved at klimaeffekten pr. GJ er lavere ved anvendelse af halm frem for dybstrøelse.

Modelanlægget med den højeste effekt per ton biomasse (M1b) er anlægget, hvor der tilsættes 20% halm, hvilket med nuværende biogasteknologi ikke vurderes at være teknisk muligt pga. vanskeligheder med at pumpe og omrøre biomasse med så højt tørstofindhold, og dette anlæg skal derfor primært ses som et fremtidigt scenarie, som ventes at kunne realiseres med yderligere teknologiudvikling. Det er til gengæld det modelanlæg, der har den laveste klimaeffekt per produceret energi. Blandt de øvrige anlæg er klimaeffekten lavest på anlægget med tilsætning af industriaffald (M3), hvilket primært skyldes, at det er vurderet at den tilsatte mængde glycerol alternativt kunne være udnyttet til energi. Denne forudsætning er ikke tidligere anvendt og er en af grundene til at "industri-anlægget" i nærværende beregning falder dårligere ud end i tidligere studier. I undersøgelsen af Nielsen et al. (2002) blev der beregnet en samlet klimaeffekt på 90 kg CO<sub>2</sub> ton<sup>-1</sup> biomasse, hvilket er væsentligt højere end beregnet i nærværende undersøgelse for et anlæg baseret på husdyrgødning og industriaffald.

Tabel 7.1. Beregnede effekter pr. ton biomasse for fem modelanlæg ved 45 dages opholdstid og 1% metanlækage fra biogasanlægget. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs. Positive værdier angiver lavere udledninger og negative værdier angiver øgede udledninger ved biogas.

Kilde	M1a	M1b	M2	M3	M4
Energi (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Metan lækage (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Metan fra opbevaring (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)*					
Lattergas fra opbevaring (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)*					
Lattergas efter udbringning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas fra kvælstofudvaskning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas fra ammoniakfordampning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas ved majsdyrkning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Kulstoflagring (biomasse til biogas) (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Samlet effekt (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Energiproduktion (GJ brutto energi ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Samlet effekt (kg CO <sub>2</sub> -ækv. GJ <sup>-1</sup> brutto energi)					
Nitrat udvaskning (kg NO <sub>3</sub> -N ton <sup>-1</sup> biomasse)					
NH <sub>3</sub> fordampning (kg NH <sub>3</sub> -N ton <sup>-1</sup> biomasse)					
NOx (g NOx ton <sup>-1</sup> biomasse)					

\* Metan og lattergas fra opbevaring vedrører udledninger fra opbevaring af biomasser, især gylle, dybstrøelse og slagteriaffald.

Tabel 7.2. Beregnede effekter pr. ton biomasse for fem modelanlæg ved 60 dages opholdstid og 1% metanlækage fra biogasanlægget. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs. Positive værdier angiver lavere udledninger og negative værdier angiver øgede udledninger ved biogas.

Kilde	M1a	M1b	M2	M3	M4
Energi (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Metan lækage (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Metan fra opbevaring (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)*					
Lattergas fra opbevaring (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)*					
Lattergas efter udbringning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas fra kvælstofudvaskning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas fra ammoniakfordampning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas ved majsdyrkning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Kulstoflagring (biomasse til biogas) (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Samlet effekt (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Energiproduktion (GJ brutto energi ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Samlet effekt (kg CO <sub>2</sub> -ækv. GJ <sup>-1</sup> brutto energi)					
Nitrat udvaskning (kg NO <sub>3</sub> -N ton <sup>-1</sup> biomasse)					
NH <sub>3</sub> fordampning (kg NH <sub>3</sub> -N ton <sup>-1</sup> biomasse)					
NOx (g NOx ton <sup>-1</sup> biomasse)					

\* Metan og lattergas fra opbevaring vedrører udledninger fra opbevaring af biomasser, især gylle, dybstrøelse og slagteriaffald.



Tabel 7.3. Beregnede effekter pr. ton biomasse for fem modelanlæg ved 90 dages opholdstid og 1% metanlækage fra biogasanlægget. Modelanlæg er 1a: gylle og dybstrøelse, 1b: gylle og halm, 2: gylle, dybstrøelse og majsensilage, 3: gylle, dybstrøelse og organisk affald, 4: gylle, dybstrøelse, organisk affald og økologisk kløvergræs. Positive værdier angiver lavere udledninger og negative værdier angiver øgede udledninger ved biogas.

Kilde	M1a	M1b	M2	M3	M4
Energi (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Metan lækage (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Metan fra opbevaring (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)*					
Lattergas fra opbevaring (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)*					
Lattergas efter udbringning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas fra kvælstofudvaskning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas fra ammoniakfordampning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Lattergas ved majsdyrkning (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Kulstoflagring (biomasse til biogas) (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Samlet effekt (kg CO <sub>2</sub> -ækv. ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Energiproduktion (GJ brutto energi ton <sup>-1</sup> biomasse)					
Samlet effekt (kg CO <sub>2</sub> -ækv. GJ <sup>-1</sup> brutto energi)					
Nitrat udvaskning (kg NO <sub>3</sub> -N ton <sup>-1</sup> biomasse)					
NH <sub>3</sub> fordampning (kg NH <sub>3</sub> -N ton <sup>-1</sup> biomasse)					
NOx (g NOx ton <sup>-1</sup> biomasse)					

\* Metan og lattergas fra opbevaring vedrører udledninger fra opbevaring af biomasser, især gylle, dybstrøelse og slagteriaffald.

Modelanlægget hvor en del af dybstrøelsen erstattes med majs (M2) er kun marginalt dårligere end anlægget med dybstrøelse og gylle alene (M1a). Dette hænger sammen med, at der antages en høj omsætning af det organiske stof i majs til biogas. Desuden antages, at der er en lav metanemission fra lagring af dybstrøelse i referencen, der er vurderet at være mindre end for flydende husdyrgødning, hvorved klimaeffekten af afgang af dybstrøelse bliver begrænset. I en undersøgelse af Jacobsen et al. (2013) blev den samlede CO<sub>2</sub> effekt af et anlæg baseret på 10% majs beregnet til 72 kg CO<sub>2</sub> ton<sup>-1</sup> biomasse, hvilket er ca. 10 kg CO<sub>2</sub> ton<sup>-1</sup> højere end nærværende undersøgelse. I Jacobsen et al. (2013) indgik fiberfraktion i stedet for dybstrøelse, der blev tilskrevet en meget høj klimaeffekt ved afgang, hvilket er en af forklaringerne på den højere effekt.

Det økologiske modelanlæg har, bortset fra "halmanlægget", den bedste klimaeffekt (99 kg CO<sub>2</sub> ton<sup>-1</sup>), hvor størstedelen af effekten kommer fra et højt gasudbytte som følge af en stor mængde græs, dybstrøelse og bioaffald. Møller og Martinsen (2013) beregnede for et økologisk modelanlæg en lavere effekt på ca. 83 kg CO<sub>2</sub> ton<sup>-1</sup> for energiproduktion og mindsket metanemission. Generelt bidrager energieffekten i nærværende undersøgelse mere til den samlede klimaeffekt end i tidligere studier, hvor reduceret metan og lattergasudledning udgjorde en større andel (Nielsen et al., 2002).

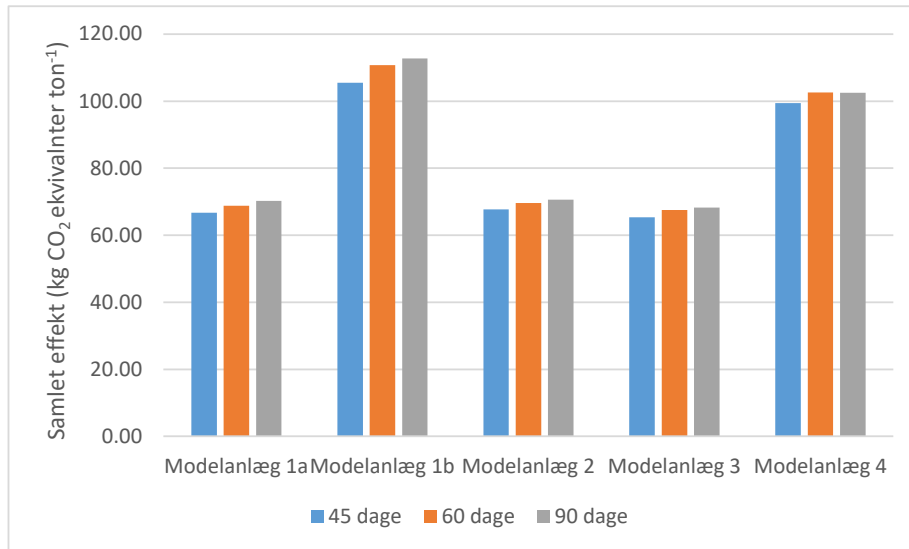
Klimaeffekterne er i denne rapport beregnet med et dansk territorialt udgangspunkt, hvor kun effekter på det danske nationale klimaregnskab opgøres. Dog indgår der i effekter af energi også en mindre klimabelastning fra produktion af handelsgødningskvælstof svarende til ca. 1,5 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per ton biomasse; da der ikke finder gødningsfremstilling sted i Danmark, indgår disse udledninger ikke i det danske nationale emissionsregnskab. Der indgår heller ikke mulige effekter af ændret arealanvendelse andre steder på jordkloden (iLUC). Dette har kun konsekvens for modelanlæg M2, hvor dyrkning af majs som energiafgrøde vil erstatte korndyrkning og dermed potentielt have iLUC-effekter. Disse iLUC-effekter er usikre, men kan meget vel overstige de beregnede positive klimaeffekter ved biogasproduktion. iLUC-effekter indgår ved opgørelse af klimabelastning i forbindelse med opgørelse af biobrændstoffer under EU's direktiv for vedvarende energi (VE), men indgår ikke i de krav EU stiller for overholdelse af VEII direktivet (EU Kommissionen, 2015). I forhold til majs til biogas er iLUC effekten i VE sammenhæng senest beregnet til 21 kg CO<sub>2</sub>-ækv MJ<sup>-1</sup> (Valin et al., 2015).

### *7.1.1 Opholdstid*

Opholdstiden på biogasanlægget har betydning for den samlede klimaeffekt ved biogas. Ved en længere opholdstid produceres der mere gas, og mængden af omsætteligt tørstof under den efterfølgende lagring bliver reduceret, hvorved metanudledningen fra lagring af det afgassede materiale reduceres. Til gengæld skal der etableres større reaktorer med en større overflade, hvorved tabet af varme til omgivelserne øges. Oftest vil volumen øges mere end overflade, hvorved der stadig vil være et relativt mindre varmetab.

Effekten af længere opholdstid er afhængig af omsætteligheden af det organiske stof i den anvendte biomasse, således at den største positive effekt opnås ved anvendelse af tungt omsættelig biomasse som husdyrgødning og halm, mens der er begrænset effekt af letomsættelig biomasse som afgrøder og affald (figur 7.1).

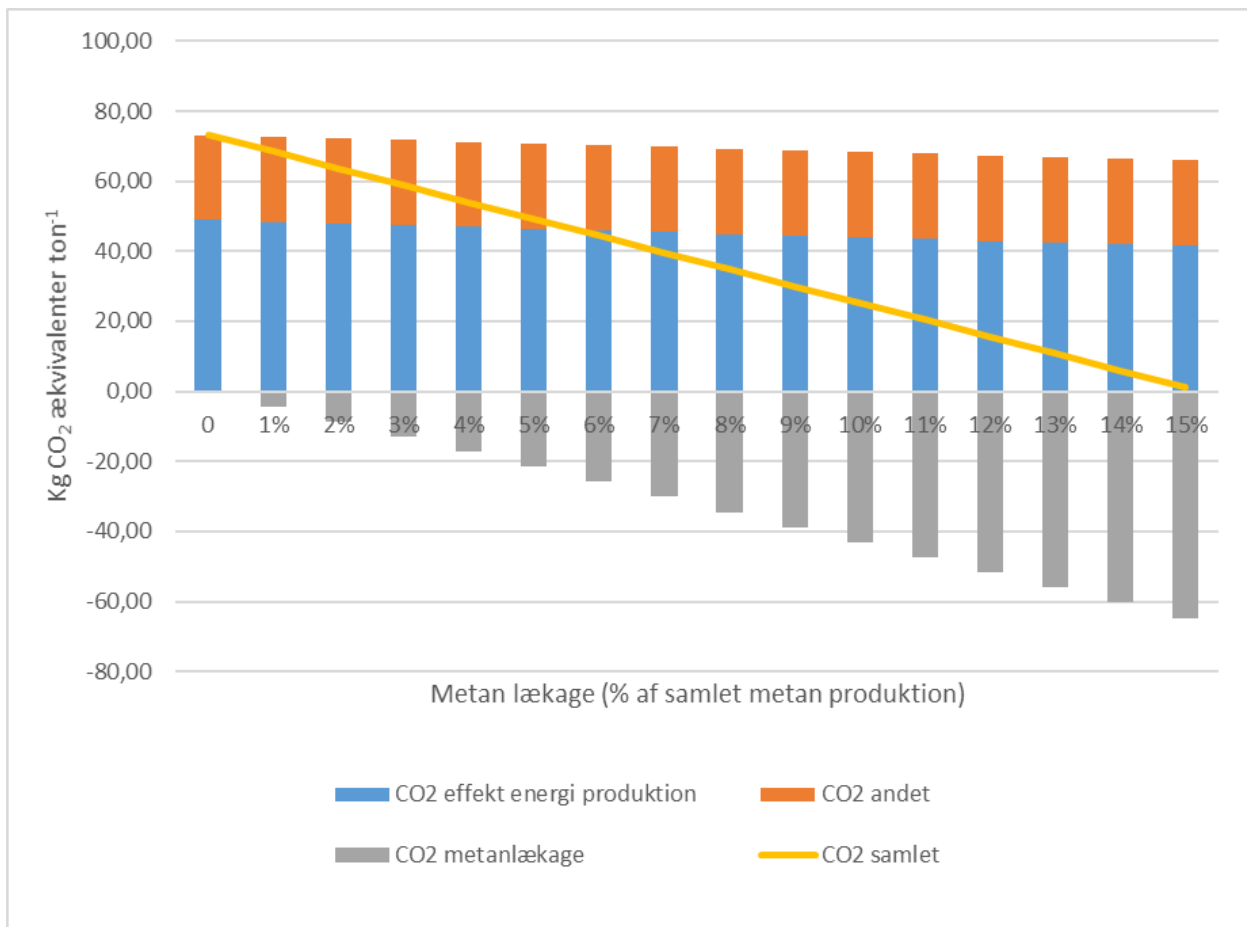
Der er en positiv effekt for alle modelanlæg ved at gå fra 45 til 60 dage, mens effekten ved at øge opholdstiden yderligere kun er positiv for anlæg M1a, M1b og M3. Dette skyldes, at den positive effekt i de øvrige anlæg mere end opvejes af højere forbrug af procesenergi.



Figur 7.1. Opholdstidens betydning for den samlede klimaeffekt.

### 7.1.2 Metanlækage

Metanlækage kan have en stor betydning på den samlede effekt primært pga. metanudslippets negative bidrag til drivhusgaseffekten og i mindre omfang som følge af den energiproduktion, der ikke realiseres. Det fremgår af figur 7.2, at der er en stort set lineær reduktion af den samlede klimaeffekt ved stigende metanlækage, og at betydningen af den mindre energiproduktion tæller meget lidt i regnskabet. Den samlede effekt reduceres med ca. 5 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per tons biomasse fra modelanlæg M1a ved 1% metanlækage og ca. 10 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per tons ved 2% lækage. Dette svarer til at ca. 7% af anlæggets positive klimaeffekt tabes per procentpoint lækage. Ved 15% lækage er der ikke længere nogen positiv effekt af biogas for modelanlæg M1a.



Figur 7.2. Beregninger af konsekvenser for klimaeffekten ved metanlækager for modelanlæg M1a.

### 7.1.3 Metanudledning fra lagring af husdyrgødning og biogasgylle

Der er i denne analyse i forhold til tidligere rapporter omkring effekter af biogas sket en række ændringer i såvel forudsætninger som beregningsgrundlag. Nielsen et al. (2002) antog, at organisk affald i referencen blev opbevaret anaerobt og dermed var en væsentlig kilde til metanudledninger. I den aktuelle analyse indgår en række biomasser fra landbrugsproduktionen i biogasproduktionen, og her er den alternative anvendelse nedmuldning (halm), ensilering (majs), opbevaring i markstak (dybstrøelse) eller kompostering (bioaffald), mens kun slagteriaffald i et modelanlæg forventes at blive lagret anaerobt. Dermed er potentialet for metanudledninger i alle tilfælde med undtagelse af slagteriaffald lavere end for den biomasse, som blev anvendt i den tidligere analyse.

Der er tidligere udviklet en empirisk model til brug for estimering af metanemission i scenarie-analyser (Sommer et al., 2004). Metanproduktionens temperaturafhængighed blev beskrevet med en Arrhenius-ligning, men

temperaturafhængigheden var estimeret fra lagringsforsøg og ikke målt direkte. Den aktuelle analyse er derimod baseret på en version af modellen, hvor parametrene ( $E_a$ ,  $\ln A'$ ) er baseret på analyser af gylleprøver. Selvom det fortsat er et begrænset antal studier, som ligger til grund for estimering af de anvendte parametre, så giver den opdaterede model mulighed for en uafhængig beregning af metanemissionen før og efter biogasbehandling.

Der er fortsat en række usikkerheder og vidensbehov vedrørende bestemmelsen af metanemission fra gylle og afgasset biomasse, som blev sammenfattet af Petersen og Gyldenkærne (2020). I den aktuelle analyse bør det fremhæves, at omsætningen af organisk stof måtte baseres på for simple antagelser. Dels blev metanemissionen baseret på total VS og ikke nedbrydeligt VS, som diskuteret i afsnit 3.1. Derudover blev en fast  $\ln A'$ -værdi (udtrykker metanproduktionspotentialt) anvendt for gylle og andre biomasser, selvom sammensætningen af afgasset biomasse må forventes at variere betydeligt. Det er derfor muligt, at de beregnede forskelle mellem 45, 60 og 90 dages opholdstid med hensyn til metanemission (figur 3.6 og 3.9) reelt er større end angivet.

#### *7.1.4 Lattergas fra udbringning af biogasgylle*

En anden markant forskel på den aktuelle analyse sammenlignet med analysen i Nielsen et al. (2002) er beregningen af lattergasemissioner. Fjernelsen af omsætteligt organisk stof under biogasprocessen vil alt andet lige reducere potentialt for den mikrobielle processer i jorden, som er ansvarlige for lattergasdannelsen. Emission af lattergas styres imidlertid af et kompliceret samspil mellem biomassens og jordens egenskaber, og faglitteraturen rummer eksempler på både reduktion, ingen effekt og endda også større emission med biogasbehandling. I Nielsen et al. (2002) blev en effekt beregnet som beskrevet af Sommer et al. (2004), men i lyset af den fortsatte mangel på afklaring af denne effekt under danske forhold er en forventning om lattergasreduktion udeladt i den aktuelle analyse. Der er usikkerhed knyttet til både den samlede emission fra ubehandlet og afgasset biomasse, og til effekten af biogasbehandling. Et nyt studie med monitoring af lattergasemission på fire jordtyper forventes at bidrage med nye data til kvantificering af denne effekt.

## **7.2 Kvælstofudvaskning**

Effekten af afgangning på nitratudvaskning fra rodzonen er her beregnet efter samme metode, som er anvendt i Sørensen og Børgesen (2015). I modelanlæg M1a, der er baseret alene på husdyrgødning, beregnes en reduktion i udvaskning på  $0,19 \text{ kg N ton}^{-1}$ , hvilket er noget højere end estimeret på  $0,11 \text{ kg N ton}^{-1}$  anvendt i tidligere analyser af Nielsen et al. (2002) og Jacobsen et al. (2013). Denne højere effekt i anlæg M1a skyldes dog i høj grad indholdet af dybstrøelse, idet effekten for ren kvæggylle kun er beregnet til  $0,07 \text{ kg N ton}^{-1}$ , og for svinogylle  $0,11 \text{ kg N ton}^{-1}$  (tabel 4.1). Ved anvendelse af 12% majsensilage (M3) er effekten af afgangning på udvaskningen tæt på nul, hvilket også blev estimeret af Sørensen og Børgesen (2015). Det skyldes bl.a., at dette scenarie giver en større tilførsel af kvælstof til jorden, og denne effekt opvejer den positive effekt af afgangning på udvaskningen. Ved anvendelse af plantebiomasse, der også tilføres jorden uden afgangning, som i

modelanlæg M4 med økologisk kløvergræs, opnås der derimod en større reduktion i udvaskningen, der her er estimeret til 0,45 kg N ton<sup>-1</sup> med den givne sammensætning af biomassen.

### 7.3 Ammoniakfordampning

Opgørelsen viser en 15% større ammoniakfordampning fra afgasset gylle end for kvæg- og svinegylle, der ikke afgasses. Det har naturligvis betydning for, at resultatet for alle modelanlæg er negativt (tabel 7.1). Det skal dog bemærkes, at det i høj grad er det øgede indhold af TAN i gylle, som får ammoniakfordampningen til at stige markant for biogasanlæggene sammenlignet med referencen. Denne effekt bidrager med 60-70% af stigningen i ammoniakfordampning som følge af bioafgasning, der primært skyldes et øget ammoniaktab efter udbringning af afgasset biomasse på marken, som er 4-5 gange større end tabet fra lageret.

Netop ved udbringning er der muligheder for at reducere ammoniaktabet, især ved øget brug af nedfældning. Det kunne være nedfældning i græsmarker, men også øget brug af sortjordsnedfældning, hvor sædskifte og jordtype tillader det. Reduktion af ammoniakfordampning gennem forsuring i lageret, eller i forbindelse med udbringning, er ikke en teknologi, der realistisk kan anvendes, da bufferkapaciteten i biogasgylle er så stor, at syreforbruget bliver uforholdsmæssigt højt, hvorfor der både økonomisk såvel som praktisk opstår problemer. Dog tyder nye undersøgelser på, at en mindre pH-sænkning kombineret med gylleudbringning, der sikrer et minimalt overfladeareal af gyllen efter udbringning, har potentiale til at sænke ammoniaktabet væsentligt. En mindre syremængde vil fortsat få biogasgyllen til at skumme, men ikke nær så meget som hvis pH skal reduceres til det niveau, som kræves ved "normal" mark/lager forsuring.

Den relativt store ammoniakfordampning fra modelanlæg M4 skyldes især, at der anvendes græsensilage som substrat i anlægget, da det øger TAN-indholdet i den afgassede gylle, og der er samtidig relativt lav ammoniakfordampning fra referencesituationen, som antages at være afpudsning og nedmuldning. Modsat skyldes den relativt lave stigning i tabet fra modelanlæg M3, at tabene fra referencesituationen er relativt store, ved både lagring og udbringning af kvægdybstrøelse og bioaffald.

Det fremgår, at det økologisk modelanlæg medfører et relativt stort ammoniaktab ved udbringning af gyllen på marken. Her er det værd at bemærke, at netop økologiske bedrifter har mulighed for at benytte nedfældning af gylle i vidt omfang. Den større andel af vårafgrøder i økologiske sædskifter og senere så-tidspunkt gør, at der generelt er gode muligheder for at benytte sortjords- eller græsnedfældning, hvilket bevirker at ammoniaktabet i praksis vil blive væsentligt mindre end antaget i denne rapport.

### 7.4 Luftforurening og lugt

Der er meget begrænset viden om lugt fra biogasgylle og hvordan f.eks. substratvalg påvirker lugten efter udbringning af biogasgylle. Derfor er det ikke muligt at konkludere noget med sikkerhed om hvordan biogas

påvirker lugt fra udbragt gylle. Med hensyn til luftforurening er hovedeffekten i øvrigt primært udledninger af NO<sub>x</sub> fra transport af biomasserne til og fra biogasfællesanlæg.

## 7.5 Afgrøder til biomasse

En fortsat udbygning af biogasproduktionen i Danmark vil kræve forsyning med tilstrækkeligt energirige biomasser. I modelanlæggene indgår, ud over husdyrgødning, forskellige typer biomasser fra landbruget. I modelanlæg M1b anvendes halm, og denne ressource er i praksis meget stor, især hvis brugen af halm til fyring i kraft- og varmegærker mindskes. Der er dog ved beregningerne i denne rapport antaget, at alternativet til anvendelse af halm er nedmuldning i marken. Hvis alternativet havde været afbrænding til kraftvarme, ville klimaeffekten have været betydeligt mindre, da energigevinsten ville have været elimineret. Til gengæld giver biogas af halm den fordel, at næringsstoffer og en del af det svært omsættelige kulstof i halmen tilbageføres marken.

Energiafgrøder som majs udgør fortsat en betydelig kilde til energiproduktionen fra danske biogasanlæg (figur 1.1). Der er, sammenlignet med korndyrkning, kun begrænsede negative effekter ved dyrkning af majs og andre energiafgrøder. Der vil dog være energiafgrøder med en bedre miljø- og klimaprofil til biogas end majs. Dette gælder bl.a. græs og sukkerroer (Olesen et al., 2018). Der er dog også betydelige muligheder for at udnytte andre typer biomasse, som fx efterafgrøder, til biogas. Herved kan lattergas fra nedmuldning af efterafgrøder reduceres (Li et al., 2015) samtidig med at potentialet for kulstoflagring fra efterafgrøder opretholdes og kvælstofudnyttelsen fra efterafgrøder muligvis forbedres. Hvis efterafgrøder og halm høstes samlet, fås en god kilde til biogas med samtidig øget udnyttelse af næringsstofferne i planteproduktionen (Fontaine et al., 2020). Udnyttelse af det stigende areal med efterafgrøder til biogasproduktion vil heller ikke have de potentielle iLUC effekter, der er knyttet til dyrkning af energiafgrøder til biogas.

## 7.6 Usikkerheder

Beregningerne i denne rapport er baseret på den nuværende viden omkring energiproduktion i form af biogas fra forskellige typer biomasser og de tilknyttede miljø- og klimapåvirkninger. Der er en konstant udvikling i biogasteknologien, men også i den alternative udnyttelse af biomasser. Dette indebærer i sig selv usikkerheder omkring repræsentativitet af relevante biogasanlæg og deres sammensætning af biomasser. Den variation, der er vist i modelanlæggene, repræsenterer dog de typer biomasser, der for nuværende udnyttes til biogas (figur 1.1).

Andre usikkerheder er knyttet til den måde, hvorpå effekter er kvantificeret. Der er i rapporten taget udgangspunkt i de modeller og data, der i øvrigt anvendes til opgørelse af miljø- og klimaeffekter i Danmark. Disse modeller er under konstant udvikling, især med hensyn til bedre at kunne tage højde for variation i miljøforhold af betydning for de biologiske processer, der betinger effekterne, og for variation i karakteren af biomasser og

hvordan disse håndteres i praksis. Det er ikke med den nuværende viden muligt at kvantificere disse usikkerheder, men herunder diskuteres usikkerhederne kvalitativt.

### *7.6.1 Usikkerheder på energiproduktion*

Gaspotentialerne af forskellige biomasser, og hastigheden hvormed gassen produceres, er en væsentlig kilde til usikkerhed, især ved vurdering af effekt af opholdstid i biogasreaktoren. De anvendte nedbrydningsprofiler er således afgørende for fastsættelsen af gasudbyttet ved forskellige opholdstider, og hvor meget VS resterer i den afgassede biomasse efter biogasprocessen. Dermed påvirker de anvendte nedbrydningsprofiler både hvor meget gas der produceres, og hvor stor metanemissionen ved den efterfølgende lagring bliver. Der er et stort vidensbehov med hensyn til at dokumentere hastigheden, hvormed gassen produceres, og der er behov for at fastsætte mulige vekselvirkninger mellem biomasser, som kan give anledning til både synergi og antagonisme. Endvidere er der behov for i større omfang at undersøge sammenhængen mellem forsøg i batch og i kontinuerede systemer. Disse forhold medfører usikkerhed ved fastsættelsen af forskelle mellem 45, 60 og 90 dages opholdstid.

I nærværende undersøgelse er det antaget, at el til procesenergi til produktion af biogas dækkes af et mix af den danske el-produktion, som anslås til  $0,150 \text{ g CO}_2 \text{ kWh}^{-1}$  i 2019. Der kan argumenteres for, at denne emission kunne sættes til  $0 \text{ g kWh}^{-1}$ , hvis der udelukkende anvendes vedvarende energi. Ved en antagelse om, at der ikke udledes  $\text{CO}_2$  ved produktion af procesenergi ville den samlede positive klimaeffekt øges med ca.  $0,97 \text{ kg CO}_2/\text{tons biomasse}$  ved 45 dages opholdstid. Dette ville betyde, at den samlede klimaeffekt øges med maksimalt 1,7%, og den anvendte emissionsfaktor for el til proces-energi er dermed af mindre betydning.

### *7.6.2 Usikkerhed på metan fra lagret gylle*

Der er fortsat en række usikkerheder og vidensbehov ved estimering af metanemission fra gylle og afgasset biomasse (Petersen og Gyldenkerne, 2020). I denne rapport er metanemissionen og den tilhørende omsætning af organisk stof baseret på forsimplede antagelser. For det første er metanemissionen beregnet på grundlag af total VS og ikke nedbrydeligt VS, som diskuteret i afsnit 3.1. Dette skyldes mangel på samhørende forsøgsdata vedrørende VS og VS-nedbrydelighed, opbevaringstemperatur og metanproduktion. Med reference til total VS var det til gengæld muligt at estimere et metanproduktionspotentiale for både kvæg- og svinegylle og afgasset biomasse på grundlag af forsøgsresultater. En anden usikkerhed er, at den samme  $\ln A'$ -værdi er anvendt for afgasset gylle og andre afgassede biomasser, mens værdien er baseret på observationer med blandinger af afgasset gylle og anden biomasse. Den kemiske sammensætning af afgassede biomasser må forventes at variere, og derfor er det muligt, at de beregnede forskelle mellem 45, 60 og 90 dages opholdstid med hensyn til metanemission (figur 3.6 og 3.7) reelt er større end beregnet her. Bedre kvantificering af disse forskelle kræver en yderligere forskningsindsats. Blandt de konkrete behov er udvikling af en standardiseret metode til bestemmelse af VS-nedbrydelighed samt monitorering af metanemission, VS-mængde og nedbrydelighed på repræsentative bedrifter.



Effekten af at øge opholdstiden fra 45 til 90 dage viste kun begrænset effekt på CH<sub>4</sub>-emissionen under den efterfølgende lagring af afgasset biomasse (Fig. 3.6), med en 15% reduktion af emissionen fra kvæggylle som den mest markante effekt. En medvirkende årsag til den begrænsede følsomhed for opholdstid kan være, at metanemissionen estimeres på grundlag af total VS, og med brug af samme lnA<sup>-1</sup>-værdi for afgasset biomasse uanset opholdstid. Den svært nedbrydelige del af VS vil dominere tørstoffet i afgasset biomasse uanset opholdstid, og derfor bliver forskellene mellem 45, 60 og 90 d opholdstid små. En forbedring af beregningsgrundlaget vil kræve opbevaringsforsøg med de enkelte afgassede biomasser ved aktuelle lagringstemperaturer med det formål at bestemme metanproduktion og VS-sammensætning på forskellige tidspunkter til beregning af specifikke lnA<sup>-1</sup>-værdier for hver afgasset biomasse.

### *7.6.3 Usikkerhed på kulstoflagring*

Der er i beregningerne inddraget en forudsætning om, at afgangning af gylle og biomasser reducerer kulstoflagringen i jorden sammenlignet med direkte udbringning af disse biomasser til marken. Der findes kun meget sparsom dokumentation for denne effekt (Thomsen et al., 2013), som er meget vanskelig eksperimentelt at bestemme. Effekten er derfor også usikker, og der er brug for yderligere studier for bedre at kvantificere denne effekt.

### *7.6.4 Usikkerhed på ammoniakfordampning*

Vores skøn af ammoniakfordampning fra biogasgylle er usikkert, fordi vi pt. ikke har kendskab til hvorledes forskellige typer substrater og kombination af substrater og gyllekategorier anvendt ved bioafgasning vil påvirke nedsivning af den afgassede gylle i jorden. Nedsivningen er en funktion af viskositet, tørstofindhold og klæbeevne. Ammoniakfordampning afhænger af, hvor hurtigt nedsivningen af gylle i jorden sker, og det er stadig dårligt forstået, hvordan denne nedsivning påvirkes af bioafgasning og substrater tilført biogasanlægget. Igen skal det dog understreges, at det i høj grad er det øgede indhold af TAN i gylle, som får ammoniakfordampningen til at stige markant for biogasanlæggene sammenlignet med referencen. Denne effekt bidrager med 60-70% af stigningen i ammoniakfordampning som følge af bioafgasning. Usikkerheden på denne effekt er dog mindre end den effekt på 15% forøget ammoniakfordampning, som henføres til højere pH og hastighed for nedsivning i jorden. Det vil sige, at det er relativt sikkert at der sker en øget ammoniakfordampning, som følge af bioafgasning, men estimatet for effekten er forbundet med betydelig usikkerhed.

Der er antaget, at 50% af den lagrede biogasgylle er overdækket med teltoverdækning og resten med flyde- eller strålag. Gylle skal være overdækket ifølge lovgivningen, og hvis en større andel af den lagrede gylle er overdækket med flyde- eller strålag, vil det ikke betyde en væsentlig større samlet udledning af ammoniak fra gødningshåndteringen end antaget her.

### *7.6.5 Usikkerheder ved recirkulering af næringsstoffer*

De forudsættes i beregningerne, at bioforgasning af biomasserne fører til en bedre kvælstofudnyttelse af gødningen, og at dette medfører en mindre anvendelse af handelsgødning. Denne antagelse kan dog, som anført i afsnit 6, ikke nødvendigvis forventes at blive realiseret i praksis, hvor effekterne også kan imødegås med øget anvendelse af efterafgrøder. Dette medfører også usikkerheder i estimaterne af effekter på nitratudvaskning. Det er her forudsat, at det reducerede behov for kvælstofgødning mindsker energibehovet til gødningsfremstilling, og dermed den tilhørende CO<sub>2</sub>-udledning. Da der ikke finder gødningsfremstilling sted i Danmark, indgår disse udledninger ikke i det danske nationale emissionsregnskab. Hvis der derfor alene ses på effekter af biogas på det danske nationale emissionsregnskab, vil klimaeffekterne i tabel 7.1 til 7.3 skulle reduceres med ca. 1,5 kg CO<sub>2</sub>-ækv. per ton biomasse.

## Referencer

- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S, 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 112, 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>
- Ballabio C, Panagos P, Monatanarella L, 2016. Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma* 261, 110-123.
- Baral KR, Arthur E, Olesen JE, Petersen SO, 2016. Predicting N<sub>2</sub>O emissions from manure properties and soil moisture: An incubation experiment. *Soil Biol. Biochem.* 97, 112-120.
- Baral KR, Jégo G, Amon B, Bol R, Chantigny MH, Olesen JE, Petersen SO, 2018. Greenhouse gas emissions during storage of manure and digestates: Key role of methane for prediction and mitigation. *Agricultural Systems* 166, 26-35.
- Bernal MP, Sommer SG, Chadwick D, Qing C, Guoxue L, Michel Jr. FC, 2017. Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In: Donald L. Sparks, editor, *Advances in Agronomy*, Vol. 144, Burlington: Academic Press, 2017, pp. 143-233. ISBN: 978-0-12-812419-2.
- Blicher-Mathiesen G, Olesen JE, Jung-Madsen S, 2020. Opdatering af Baseline 2021. Teknisk rapport fra DCE nr 162, 135pp.
- Bohon MD, Metzger BA, Linak, WP, King, KJ, Roberts, WL, 2010. Proceedings of the Combustion Institute (2010), doi:10.1016/j.proci.2010.06.154
- Brozyna MA, Petersen SO, Chirinda N, Olesen JE, 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Journal of Agriculture, Ecosystems & Environment* 181, 115-126.
- Børgesen CD, Sørensen P, Blicher-Mathiesen G, Kristensen KM, Pullens JWM, Zhao J, Olesen JE, 2020. NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. DCA report 163. Aarhus University.
- Chadwick DR, 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment* 39, 787-799.
- Charles A, Rochette P, Whalen JK, Angers DA, Chantigny MH, Bertrand N, 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems Environment*, 236, 88- 98.
- Chianese, D., Rotz, C., Richard, T., 2009. Simulation of methane emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Trans. ASABE* 52, 1313-1323.
- Chianese, D., Rotz, C., Richard, T., 2009. Simulation of methane emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Trans. ASABE* 52, 1313-1323.
- Chojnacka K, Kowalski Z, Kulczycka J, Dmytryk A, Górecki H, Ligas B, Gramza M, 2019. Carbon footprint of fertilizer technologies. *Environmental Management* 231, 962-967.
- Christensen BT, 2004. Kulstoflagring ved nedmuldning af halm og efterafgrøder. I: Olesen JE, Petersen SO, Gyldenkerne S, Mikkelsen MH, Jacobsen BH, Vesterdal L, Jørgensen AMK, Christensen BT, Abildtrup J,

- Heidmann T, Rubæk G (red). Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. DJF rapport Markbrug nr. 109. s. 157-166.
- Clemens J, Trimborn M, Weiland P, Amon B, 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 171–177.
- De Notaris C, Rasmussen J, Sørensen P, Olesen JE, 2018. Nitrogen leaching: A crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 255, 1-18.
- Dinuccio E, Berg W, Balsari P, 2011. Effects of mechanical separation on GHG and ammonia emissions from cattle slurry under winter conditions. *Animal Feed Science and Technology* 166–167, 532–538.
- Elsgaard L, Olesen JE, Hermansen JE, Kristensen IT, Børgesen CD, 2013. Regional greenhouse emissions from cultivation of winter wheat and winter rapeseed for biofuels in Denmark. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B Plant and Soil* 63, 219-230.
- Elsgaard L, Olsen AB, Petersen SO, 2016. Temperature response of methane production in liquid manure and co-digestates. *The Sci. Total Environ.* 539, 78-84.
- EMEP/EEA, 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook -Technical guidance to prepare national emission inventories, European Environment Agency (<http://www.eea.europa.eu/emep-eea-guidebook>), accessed 5 April 2020.
- Energinet.dk, 2019. <https://energinet.dk/Om-nyheder/Nyheder/2020/01/16/Rekord-lav-CO2udledning-fra-danskernes-elforbrug-i-2019>.
- Energistyrelsen, 2019. Energistatistik 2018. Data, tabeller, statistikker og kort.
- Energistyrelsen, 2020. Personlig kommunikation.
- EU Kommissionen, 2015. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv (EU) 2015/1513 af 9. september 2015 om ændring af direktiv 98/70/EF om kvaliteten af benzin og dieselolie og om ændring af direktiv 2009/28/EF om fremme af anvendelsen af energi fra vedvarende energikilder.
- European Environment Agency, 2016. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016 - Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. EEA Report No 21/2016.
- Fontaine D, Feng L, Labouriau R, Møller HB, Eriksen J, Sørensen P, 2020. Nitrogen and sulfur availability in digestates from anaerobic co-digestion of cover crops, straw and cattle manure. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 20, 621-636.
- Gyldenkærne S, pers. medd. Aarhus Universitet. Institut for Miljøvidenskab.
- Hafner SD, Pacholski A, Bittman S, Carozzi M, Chantigny M, Géniermont S, Häni C, Hansen MN, Huijsmans J, Kupper T, Misselbrook T, Neftel A, Nyord T, Sommer SG, 2019. A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmospheric Environment*. 199, 474- 484.
- Hamelin L, Jørgensen U, Petersen BM, Olesen JE, Wenzel H, 2012. Modelling the carbon and nitrogen balances of direct land use changes from energy crops in Denmark: a consequential life cycle inventory. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 889-907.
- Hansen MN, 2020. Personlig kommentar.

- Hansen MN, Birkmose TS, 2005. Hurtig nedmuldning af fast husdyrgødning – betydning for ammoniakfordampning og økonomi. Grøn Viden Markbrug, no. 311. Danmarks Jordbrugsforskning.
- Hansen MN, Henriksen K, Sommer SG, 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: effects of covering. *Atmospheric Environment*. 40, 4172-4181.
- Hansen, T.L., Sommer, S.G., Gabriel, S. and Christensen, T. H. 2006. Methane production during storage of anaerobically digested municipal organic waste. *J. Environ. Qual.*, 35, 830-836.
- Hansen MN, Sommer SG, Hutchings NJ, Sørensen P, 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF Husdyrbrug nr. 84. 43 pp.
- Husted S, 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.* 23, 585-592.
- IPCC, 2006. N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emission from lime and urea application. Chapter 11. In: Eggleston, H., Buendia, S.L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4: Agriculture, forestry and other land use. Institute for Global Environment Strategies, Hayama, Japan.
- Jacobsen BH, Laugesen FM, Dubgaard A, Bojesen M, 2013. Biogasproduktion i Danmark – Vurderinger af drifts- og samfundsøkonomi. IFRO Rapport 220, Københavns Universitet.
- Kvist T, 2020. Gasteknisk center. Personlig kommunikation.
- Leytem AB, Dungan RS, Bjorneberg DL, Koehn AC, 2011. Emissions of ammonia, methane, carbon dioxide and nitrous oxide from dairy cattle housing and manure management systems. *J. Environ. Qual.* 40:1383-1394.
- Li X, Petersen SO, Sørensen P, Olesen JE, 2015. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199, 382-393.
- Li X, Sørensen P, Olesen JE, Petersen, SO, 2016. Evidence for denitrification as main source of N<sub>2</sub>O emission from residue-amended soil. *Soil Biol. Biochem.* 92, 153-160.
- Maldaner L, Wagner-Riddle C, VanderZaag AC, Gordon R, Duke C, 2018. Methane emissions from storage of digestate at a dairy manure biogas facility. *Agricultural and Forest Meteorology* 258, 96-107.
- Liang Z, Elsgaard L, Nicolaisen M, Lyhne-Kjærbye A, Olesen JE, 2018. Carbon mineralization and microbial activity in agricultural topsoil and subsoil as regulated by root nitrogen and recalcitrant carbon concentrations. *Plant and Soil* 433, 65-82.
- Marcato CE, Pinelli E, Pouech P, Winterton P, Guisresse M, 2008. Particle size and metal distributions in anaerobically digested pig slurry. *Bioresource Technology* 99, 2340-2348.
- Mikkelsen MH, Albrechtsen R, Gyldenkerne S, 2016. Biogasproduktions konsekvenser for drivhusgasudledning i landbruget. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 197.
- Misselbrook TH, Scholefield D, Parkinson R, 2005. Using time domain reflectometry to characterize cattle and pig slurry infiltration into soil. *Soil Use Management* 21, 167-172.

- Moeller K, Stinner W, 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*. 30, 1-16.
- Møller F, Martinsen L, 2013. Socio-economic evaluation of selected biogas technologies. Scientific Report from DCE no. 62.
- Møller HB, pers. medd. Aarhus Universitet, Institut for Ingeniørvidenskab.
- Møller HB, Nielsen KJ, 2016. Biogas Taskforce – udvikling og effektivisering af biogasproduktionen i Danmark. Aarhus Universitet, DCA rapport Nr. 077.
- Møller HB, Nielsen A, Murto M, Christensson K, 2008. Manure and energy crops for biogasproduction Nordic council of Ministers TemaNord, ISSN 0908-6692; 2008:544.
- Möller K, 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 1021-1041.
- Nair D, Baral KR, Abalos D, Strobel BW, Petersen SO, 2020. Nitrate leaching and nitrous oxide emissions from maize after grass-clover on a coarse sandy soil: Mitigation potentials of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *J. Environ. Manage.* 260, 110165.
- Nielsen BS, 2019. Frivilligt måleprogram for metantab. *GASenergi*, nr. 3.
- Nielsen LH, Hjort-Gregersen K, Thygesen P, Christensen J, 2002. Samfundsøkonomiske analyser af biogafællesanlæg – med tekniske og selskabsøkonomiske baggrundsanalyser. Rapport nr. 136, Fødevarøkonomisk Institut.
- Nielsen O-K, Plejdrup MS, Winther M, Nielsen M, Gyldenkærne S, Mikkelsen MH, Albrektsen R, Thomsen M, Hjelgaard K, Fauser P, Bruun HG, Johannsen VK, Nord-Larsen T, Vesterdal L, Callesen I, Caspersen OH, Scott-Bentsen N, Rasmussen E, Petersen SB, Olsen TM, Hansen MG, 2019. Denmark's National Inventory Report 2019. Emission Inventories 1990-2017 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 886 pp. Scientific Report No. 318.
- Oenema O, Wrage N, Velthof GL, van Groenigen JW, Dolfing J, Kuikman PJ, 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72, 51-65.
- Olesen JE, 2020. Estimering af reduceret deposition på udvaskningen. I Blicher-Mathiesen G, Olesen JE, Jung-Madsen S (eds.) 2020. Opdatering af Baseline 2021. Teknisk rapport fra DCE nr 162, 135pp.
- Olesen JE, Jørgensen U, Hermansen JE, Petersen SO, Eriksen J, Søgaard K, Vinther FP, Elsgaard L, Lund P, Nørgaard JV, Møller HB, 2013. Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Aarhus Universitet.
- Olesen JE, Petersen SO, Lund P, Jørgensen U, Kristensen T, Elsgaard L, Sørensen P, Lassen, J, 2018. Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 2018. 119 p. (DCA rapport; No. 130).
- Ottosen LDM, Poulsen HV, Nielsen D Aa, Finster K, Nielsen LP, Revsbech NP, 2009. Observations on microbial activity in acidified pig slurry. *Biosystems Eng.* 102:291-297.

- Pain BF, Misselbrook TH, Clarkson CR, Rees YJ, 1990. Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 259-267
- Pardo G, Moral R, Aguilera E, del Prado A, 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology* 21, 1313-1327.
- Pedersen MJ, Andersson K, Feilberg A, Delin S, Nyord T, 2020. The effect of manure surface exposed area on ammonia emission from separated, unseparated, and digested cattle manure. In preparation.
- Petersen J, Sørensen P, 2008. Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav. DJF Rapport Markbrug nr 138. 111 pp.
- Petersen J, Sørensen P, 2008. Loss of nitrogen and carbon during storage of the fibrous fraction of separated pig slurry and influence on nitrogen availability. *J. Agric. Sci. Camb.* 146, 403-413.
- Petersen SO, 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *J. Environ. Qual.* 28: 1610-1618.
- Petersen SO, Sommer SG, 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions - the role of manure organic matter management. *Animal Feed Sci. Technol.* 166-167: 503-513.
- Petersen SO, Gyldenkerne S, 2020. Redegørelse omkring forventede justeringer i beregning af metan-emission fra husdyrgødning, Nr. 2020-0066332, 10 s., apr. 18, 2020.
- Petersen SO, Elsgaard L, Gyldenkerne S, Hutchings NJ, Kristensen IS, Lærke PE, Olesen, JE, 2018, 'Niveau af emissioner på danske jordtyper afhængig af anvendelse af forskellige gødningstyper sammenlignet med IPCC standarder', Nr. 2017-760-000338, 10 s., feb. 23, 2018.
- Petersen J, Sørensen P, 2008. Loss of nitrogen and carbon during storage of the fibrous fraction of separated pig slurry and influence on nitrogen availability. *Journal of Agricultural Science* 146, 403-413.
- Petersen SO, Lind A-M, Sommer SG, 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science* 130, 69-79.
- Petersen SO, Nissen HH, Lund I, Ambus P, 2003. Redistribution of slurry in soil as influenced by organic matter content and injection method. *J. Environ. Qual.* 32: 2399-2409.
- Petersen SO, Dorno N, Lindholm S, Feilberg A, Eriksen J, 2013. Emissions of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> and odorants from pig slurry during winter and summer storage. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 95: 103-113.
- Petersen SO, Olsen AB, Elsgaard L, Triolo JM, Sommer SG, 2016. Estimation of methane emissions from slurry pits under pig and cattle confinements. *PLOS ONE* 11(8): e0160968.
- Poulsen HD, Børsting CF, Rom HB, Sommer SG, 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport Husdyrbrug nr. 36 • november 2001. Udgivet af Danmarks JordbrugsForskning, Tjele. Pp 154.
- Pugesgaard S, Petersen SO, Chirinda N, Olesen JE, 2017. Crop residues as driver for N<sub>2</sub>O emissions from a sandy loam soil. *Agric. Forest Meteorol.* 233, 45-54.
- Rubæk GH, Henriksen K, Petersen J, Rasmussen B, Sommer SG, 1996. Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *Journal of Agricultural Science* 126, 481-492.
- Searchinger, TD, Wiersenius S, Beringer T, Dumas P, 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. *Nature* 564, 249-256.

- Shah A, Askegaard M, Rasmussen IA, Jimenez EMC, Olesen JE, 2017. Productivity of organic and conventional arable cropping systems in long-term experiments in Denmark. *European Journal of Agronomy* 90, 12-22.
- Sharpe RR, Harper LA, Byers FM, 2002. Methane emissions from swine lagoons in Southeastern US. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 17-24.
- Smith K, Cumby T, Lapworth J, Misselbrook T, Williams A, 2007. Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosystems Engineering*, 97, 464- 471.
- Sommer SG, 1997. Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmospheric Environment* 31, 863-868.
- Sommer SG, 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*. 14, 123-133.
- Sommer SG, Petersen SO, Søggaard HT, 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29: 744-750.
- Sommer SG, Petersen SO, Møller HB, 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 69:143-154.
- Sommer SG, Jensen LS, Clausen SB, Søggaard HT, 2006. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *Journal of Agricultural Science* 229-235. <https://doi.org/10.1017/S0021859606006022>
- Sommer SG, Webb J, Hutchings NJ, 2019. New Emission Factors for Calculation of Ammonia Volatilization from European Livestock Manure Management Systems. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 3:101. 1-9. doi: 10.3389/fsufs.2019.00101
- Sørensen P, Børgesen CD, 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr. 65. 46 pp.
- Sørensen P, Christensen BT, Børgesen CD, 2019. Langtidseffekter på nitratudvaskning af mineralsk kvælstof i tilført gødning (10-års perspektiv). Faglig redegørelse til MFVM. Nr. 2019-0015938, 2019. 9 s., dec. 02, 2019. Aarhus Universitet. [https://pure.au.dk/portal/files/172983126/Langtidseffekter\\_af\\_N\\_i\\_g\\_dning\\_og\\_udvaskning\\_Nov19.pdf](https://pure.au.dk/portal/files/172983126/Langtidseffekter_af_N_i_g_dning_og_udvaskning_Nov19.pdf)
- Sørensen P, Kristensen E, Odokonyero K, Petersen SO, 2013. Utilization of nitrogen in legume-based mobile green manures stored as compost or silage. In: Løes, A.-K., Askegaard, M., Langer, V., Partanen, K., Pehme, S., Rasmussen, I.A., Salomon, E., Sørensen, P., Ullvén, K., Wivstad, M. (eds.). *NJF seminar 461 Proceedings, Organic farming systems as a driver for change*. *NJF Report vol 9(3)*, 157-158.
- Sørensen P, Pedersen BF, 2020. Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald. I *Opdatering af Baseline 2021*. Teknisk rapport fra DCE nr. 162, p.51-58.
- Tafdrup S, 2019. Internt notat i Energistyrelsen.
- Thomsen IK, Pedersen AR, Nyord T, Petersen SO, 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N<sub>2</sub>O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric. Ecosys. Environ.* 136: 227-235.
- Thomsen IK, Olesen JE, Møller HB, Sørensen P, Christensen BT, 2013. Carbon dynamics and stabilization in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 58, 82-87.



- Triolo JM, Sommer SG, Møller HB, Weisbjerg MR, Jiang X, 2011. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresour. Technol.* 102, 9395–9402.
- Valin H, Peters D, van den Berg M, Frank S, Havlik P, Forsell N, Hamelinck C, Pirker J, Mosnier A, Balkovic J, Schmid E, Dürauer M, di Fulvio F, 2015. The land use change impact of biofuels consumed in the EU. Quantification of area and greenhouse gas impacts. European Commission Project: BIENL13120.
- Webb J, Sommer SG, Kupper T, Groenestein K, Hutchings NJ, Eurich-Menden B, Rodhe L, Misselbrook TH, Amon B, 2012. Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide and Methane during the Management of Solid Manures. *Sust. Agric. Rev.* 8, 67 – 107, ISSN 2210-4410
- Winther M, 2020. Personlig kommunikation.

### **Om DCA**

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug er den faglige indgang til jordbrugs- og fødevarerforskningen ved Aarhus Universitet.

Centret omfatter institutter og forskningsmiljøer, der har aktiviteter på jordbrugs- og fødevarerområdet. Det er primært Institut for Agroøkologi, Institut for Husdyrvidenskab, Institut for Fødevarer, Center for Kvantitativ Genetik og Genomforskning samt dele af Institut for Ingeniørvidenskab.

Aktiviteterne i DCA understøttes af en centerenhed, der varetager og koordinerer opgaver omkring myndighedsbetjening, erhvervs- og sektorsamarbejde, internationalt samarbejde og kommunikation.

### **Forskningsresultater fra DCA**

Resultater fra forskningen publiceres i internationale, videnskabelige tidsskrifter. Publikationerne kan findes via universitets publikationsdatabase ([pure.au.dk](http://pure.au.dk)).

### **DCA rapporter**

DCA's rapportserie formidler hovedsageligt myndighedsrådgivning fra DCA til Miljø- og Fødevareministeriet. Der kan også udgives rapporter, som formidler viden fra forskningsaktiviteter. Rapporterne kan frit hentes på centrets hjemmeside: [dca.au.dk](http://dca.au.dk).

### **Nyhedsbreve**

DCA udsender et nyhedsbrev, der løbende orienterer om jordbrugs- og fødevarerforskningen og herunder om nye forskningsresultater, rådgivning, uddannelse, arrangementer og andre aktiviteter. Det er gratis at tilmelde sig nyhedsbrevet, og det kan ske på [dca.au.dk](http://dca.au.dk).

## RESUME

Biogas er vedvarende energi, der fremstilles ved at afgasse biomasse under iltfrie forhold. Husdyrgødning, spildevand og vådt organisk affald fra industri og husholdninger kan bruges i produktionen, der samtidig fungerer som affaldsbehandling. Når husdyrgødning leveres til biogasproduktion, reduceres udledningen af drivhusgasser fra husdyrholdet. Processen gør samtidig næringsstofferne i gødningen lettere tilgængelige for planter.

Klima- og miljøeffekternes størrelse afhænger af karakteristika ved produktionen, herunder især hvilke biomasser, der anvendes. Desuden indgår forhold som transport, forbrug af procesenergi og af eventuelle metanudslip fra anlægget.

Kvantificering af biogasproduktionens klima- og miljøeffekter udgør et vigtigt grundlag for at kunne designe og målrette fremtidig biogasstøtte med henblik på at optimere klima- og miljøfordelene ved produktionen.

Rapporten præsenterer en analyse af effekter af produktion af biogas af husdyrgødning og forskellige relevante typer biomasser fra affaldshåndtering og landbrug. Effekterne beskrives for fem modelanlæg for biogasproduktion med forskellig sammensætning af biomasser

