De Økonomiske Råd

d. 29.11.2022

Baggrundsnotat: Klimaregnskaber i landbruget

Dette baggrundsnotat til kapitel II i *Økonomi og Miljø, 2022* beskriver de primære udledningskilder på en malkekvægsbedrift, diskuterer forskellige opgørelsesmetoder og beskriver beregningerne på eksempelbedriften. Afsnit 1 beskriver udledningerne af metan fra fordøjelse. Afsnit 2 beskriver udledninger af metan og lattergas forbundet med gødningshåndtering. Herefter følger en gennemgang af forskellige udledningskilder relateret til markbrug i afsnit 3.

Indhold

1 Udledninger fra fordøjelse 2
1.1 Målinger af de faktiske udledninger 2
1.2 Nationale opgørelser 3
1.3 Estimation af metanudledning med prædiktionsligninger 4
2 Udledninger fra gødningshåndtering 6
2.1 Gødningstyper og -mængder 6
2.2 Udledning af metan 7
2.2.1 Opgørelse på bedriftsniveau 8
2.2.2 Konkret beregning af udledningerne af metan fra gødning 11
2.3 Direkte og indirekte lattergasudledninger 12
2.4 Totale udledninger fra gylle 13
3 Udledninger fra marken 14
3.1 Direkte lattergasudledninger fra udbragt gødning 14
3.2 Indirekte lattergasudledninger fra udvaskning af nitrat til vandmiljøet 16
3.3 Andre udledningskilder fra marken 17
3.3.1 Planterester 17
3.3.2 Kulstofindhold i jorden 19
3.3.3 Kalkning 21
4 Litteraturliste 23
5 Bilag 1. Oversigt over MCF i den danske emissionsopgørelse 26
6 Bilag 2. Beregninger af andre frekvenser for tømning af stalden 27

De illustrative beregninger i kapitlet tager udgangspunkt i en typisk konventionel, dansk malkekvægbedrift, jf. tabel 1. Data stammer fra Danmarks Statistik og blev også anvendt til beregningerne i *Økonomi og Miljø, 2021*.

Tabel 1. Karakteristika for eksempelbedrift

Husdyr			
	----------	Antal	----------
	Malkekvæg	Kvier	Tyre
	203	158	12
Afgrøder			
	----------	Hektar	----------
	Vårbyg	Slætgræs	Majs
	29	64	53
Staldtype			
	Sengestald med spalter (kanal, bagskyl eller ringkanal) og gylle		

Anm.: Eksempelbedriften er beregnet som et gennemsnit for en række bedrifter rundt om medianbedriften som angivet ved antallet af malkekøer og staldtype.
Kilde: Egne beregninger på data fra Danmarks Statistik. Anvendt i *Økonomi og Miljø, 2021.*

1 Udledninger fra fordøjelse

Udledningen af metangas fra malkekvægs fordøjelse forekommer som et restprodukt fra køernes fordøjelse af foderindtaget. Køer er drøvtyggere ligesom blandt andet får, geder, kameler og bisoner, og derfor kan de optage næring fra cellulosen i planter. I koens fordøjelsessystem findes en række mikroorganismer, der nedbryder cellulosen i koens foder til kulhydrater, som koen kan optage. Når cellulosen nedbrydes forekommer rest-produkter i form af blandt andet de to gasser brint (H_2) og kuldioxid (CO_2). I det sidste led i nedbrydningsprocessen omdannes brint og kuldioxid til metangas (CH_4) og vand af bakterier, der kaldes methanogener eller metanbakterier.[1] Denne proces kan kun forekomme under iltfrie forhold, der forefindes i en af drøvtyggernes fire maver, nemlig vommen. Det er denne forgæring, der gør, at drøvtyggere er i stand til at udnytte fibre i græs, jf. Lund mfl. (2020).

1.1 Målinger af de faktiske udledninger

Køers udledning af metan er et gasformigt tab, og derfor kræver det specialudstyr at måle de faktiske udledninger. Målinger kan foretages direkte ved at indespærre dyrene i et respirationskammer, der er et aflukket rum på ca. 17 m^3, jf. Hill mfl. (2016). I Danmark måles metanudledningen ofte med respirationskamre, der typisk betragtes som "guldstandarden". En ulempe ved respirationskamre er, at processen er dyr og tidskrævende, og at forsøgene ofte er af kort varighed (fra få timer og op til maksimalt tre dage).

Et alternativ til respirationskamre er en amerikanskproduceret maskine kaldet *GreenFeeder*. Her opstilles en maskine i stalden, som koen lokkes hen til to-tre gange i

[1] Denne proces kan beskrives via den kemiske formel $4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_20$

døgnet, og hvor der samtidig foretages målinger. Med så få målinger pr. ko er der ikke nødvendigvis nok data til at estimere udledningerne præcist, da det er velkendt, at udledningen af metan svinger henover døgnet og blandt andet afhænger af, hvornår den enkelte ko æder. Der findes også udstyr til at måle udledningen af drivhusgassen sulfur hexafluoride (SF_6), der efterfølgende kan anvendes til at estimere udledningen af metan.

Det er ikke realistisk at måle de faktiske udledninger på alle bedrifter, fordi de ovennævnte metoder alle er upraktiske i stor skala.[2] Som alternativ til at måle de faktiske udledninger anvendes typisk forsøgsdata til at estimere en matematisk model, der kan forudsige udledningen af metangas ud fra de vigtigste determinanter.

1.2 Nationale opgørelser

Som følge af IPCC's vejledninger (2006, 2019) er de danske nationale opgørelser af metangasudledningen baseret på det samlede energiindtag multipliceret med en ydelsesfaktor. Ydelsesfaktoren angiver, hvilken andel af koens energiindtag, der tabes i form af metan. Energiindtaget i en konkret foderplan kan beregnes ud fra fodersammensætningen. Denne ligning er et eksempel på en simpel model for udledningen af metangas, der kun afhænger af én variabel, nemlig det samlede energiindtag, jf. Nielsen mfl. (2022). For malkekvæg har IPCC en global anbefaling om, at tabet af metan skal opgøres som en fast ydelsesfaktor svarende til 6,5 pct. af energiindtaget. Ifølge IPCC har denne emissionsfaktor en usikkerhed på ca. 20 pct.

Hvis et land kan henvise til nationale studier, så har de mulighed for i stedet at anvende estimater fra disse til at beregne de nationale udledninger. IPCC anvender tre forskellige niveauer for detaljegraden i nationale opgørelser. Det laveste niveau kaldet tier 1 er baseret på deres globale anbefalinger, tier 2 er baseret på nationale data, og det mest detaljerede niveau kaldet tier 3 er baseret på bedriftsdata. Danmark anvender en tier 2-opgørelse baseret på en national ydelsesfaktor på 6 pct. af koens energiindtag for både Holstein og jerseykøer, jf. Hellwing mfl. (2016). Denne ydelsesfaktor er lavere end anbefalingen fra IPCC, så ved at anvende en tier 1-tilgang ville udledningerne af metangas fra fordøjelse overvurderes i den danske nationale opgørelser.[3]

Ulempen ved at anvende en opgørelsesmetode baseret på en gennemsnitlig ydelsesfaktor er, at flere studier har vist, at denne model har en lav nøjagtighed. Det gælder særligt for foderblandinger med et højt fedtindhold, jf. Moate mfl. (2016). Som tidligere nævnt medfører en fodersammensætning med et højt indhold af fedtsyrer lavere udledninger af metan. Ifølge en oversigtsartikel svinger den observerede ydelsesfaktor mellem 3,9 pct. og 8,4 pct. afhænger af foderindtaget, jf. Appuhamy mfl. (2016). Fodersammensætningens betydning for metangasudledningen fanges ikke af modeller, der er baseret på én ydelsesfaktor, jf. Niu mfl. (2018) og Moraes mfl. (2014). Udover

[2] Det er dog muligt, at dette vil ændre sig i fremtiden. Således er der foretaget forsøg med ubemandede droner, der kan flyve henover en bedrift og opsamle målinger af metanudledninger fra fordøjelse og gødning, jf. Vinković mfl. (2022). På baggrund af disse data er det muligt at estimere udledningerne på bedriften.

[3] Som et eksempel på dette vil et skifte til en forbedret model for udledningen af metangas reducere den nationale emissionsopgørelse fra metangas fra australsk malkekvæg med ca. 10 pct., jf. Moate mfl. (2016).

foderindtaget og -sammensætningen kan andre forhold som eksempelvis det eksterne miljø, hvorvidt der tilføres fedtsyrer til foderet og koens vægt også have betydning for de samlede udledninger, jf. Boadi mfl. (2014).[4]

1.3 Estimation af metanudledning med prædiktionsligninger

Et alternativ til IPCC's simple model baseret på en ydelsesfaktor er at estimere en empirisk model, der kan beskrive udledningen af metangas ud fra udvalgte observerbare aktivitetsvariable. Hvis landmanden samtidig har mulighed for direkte at påvirke de anvendte aktivitetsvariable, så kan denne fremgangsmåde skabe et incitament til at reducere udledningen af drivhusgasser. Det kræver, at virkemidlet er en forklarende variabel.

I SEGES' klimaværktøjet kaldet ESGreen Tool opgøres udledningen af metan fra malkekvæg ud fra følgende ligning, der stammer fra Nielsen mfl. (2013):

Malkekøer:

$$\begin{aligned} kg\ CH_4\ pr.\text{årsko} \\ &= ((1{,}230\ \times\ Foderoptag, kg\ ts/ko/dag \\ &- 0{,}145\ \times\ Fedtsyre, g/kg\ ts/ko/dag \\ &+ 0{,}012 \times NDF, g/kg\ ts/ko/dag)/55{,}65 \times 335) \\ &+ (0{,}304 \times 30). \end{aligned}$$

Udledningen af metangas afhænger positivt af foderoptaget og fiberkoncentrationen (NDF), men negativt med mængden af fedtsyrer i foderet.[5]

De årlige udledninger beregnes ved at summere de daglige udledninger, der er den afhængige variabel i Nielsen mfl. (2013). Her tages højde for goldperioden. Den første parentes angiver udledninger for det gennemsnitlige antal dage, hvor en malkeko giver mælk, jf. Henriksen mfl. (2021). Den anden parentes angiver udledningerne i goldperioden, der har en længde på 30 dage om året.[6]

Ifølge Appuhamy mfl. (2016) og Niu mfl. (2018) er foderindtaget opgjort i tørstofmængder den vigtigste variabel for at forudsige udledningen af metan. Hvis denne variabel kan opgøres med en præcision på mindre end 10 pct. kan udledningerne opgøres med en præcision opgjort ved varianskoefficienten på mindre end 15 pct., jf. Appuhamy mfl. (2016). Ifølge IPCC's opgørelsesmetode af usikkerhed svarer dette til en usikkerhed på ca. 30 pct., hvilket er i samme størrelsesorden som ligningen fra Nielsen mfl. (2013).

[4] Der tages imidlertid indirekte højde for dyrets kropsvægt i prædiktionsmodeller, der inkluderer foderindtaget, fordi en større ko alt andet lige vil have et større foderindtag. I sådanne tilfælde vil kropsvægt typisk ikke være statistisk signifikant i modeller, hvor foderindtager indgår som en forklarende variabel, jf. eksempelvis Nielsen mfl. (2013).

[5] Der divideres med 55,65 for at omregne fra megajoules (MJ) til kilo.

[6] De 30 dage er kortere end en normal goldperiode på ca. 50 dage, hvilket skyldes, at der tages højde for slagtedyr, som ikke får en goldperiode inden slagtning, jf. Henriksen mfl. (2021). Den gennemsnitlige udledning i goldperioden adskiller sig på tværs af race.

I det følgende beskrives beregningen af metanudledning fra malkekvægs fordøjelse på eksempelbedriften. Hvis data er tilgængelige, bør der anvendes bedriftsspecifikke data for de tre afhængige variable: foderoptag, fedtsyreindhold og fiberkoncentration. Hvis det ikke er tilfældet kan man i stedet anvende mælkeydelsen og normtal for foderindtag til at udregne disse værdier, jf. eksempelvis Henriksen mfl. (2021). Denne fremgangsmåde er fulgt i eksempelberegningerne med en forudsat mælkeydelse på 11.000 kg. EKM, hvilket giver følgende input:

- $Foderoptag, kg\ ts/ko/dag\ =\ 23{,}7$
- $Fedtsyre, g/kg\ ts/ko/dag\ =\ 32{,}8$
- $NDF, g/kg\ ts/ko/dag\ =\ 305{,}6$

Hvilket svarer det årlige udledninger på:

$$((1{,}230 \times\ 23{,}7 - 0{,}145\ \times\ 32{,}8\ +\ 0{,}012\ \times\ 305{,}6)/55{,}65 \times\ 335) +\ 9{,}12 \\ =\ 178\ kg\ CH_4\ pr.\text{årsko}.$$

Med 203 årskøer medfører dette en samlet udledning på ca. 1.000 ton CO_2e pr. år, når 1 kg. metan omregnes til CO_2-ækvivalenter med faktor 28 ($=\ 178 \times 203/1000 \times 28$).

For kvier og kalve op til seks måneder anvendes standardparameter beregnet ud fra standardfoderplaner, jf. Henriksen mfl. (2021). Nedenstående tabel viser den estimerede samlede mængde metan fra de seks måneders opdræt fordelt på dyretype:

Tabel 2. Standardberegnet udledning fra kvier og kalve, 0-6 måneder

Dyretype	Standardværdi, kg CH_4
Opdræt 0-6 mdr, tung race	8,48
Opdræt 0-6 mdr, Jersey	4,65
Tyre 0-6 mdr, tung race	13,22
Tyre 0-6 mdr, Jersey	8,67

Anm.: Bemærk, at udledningerne er opgjort som de samlede udledninger for perioden på seks måneder.
Kilde: Henriksen mfl. (2021).

For opdræt af husdyr, der er mere end seks måneder gammel (herunder slagtekvæg fra seks måneder til slagtning) anvendes følgende ligning, der stammer fra det nordiske fodersystem NorFor:

Opdræt, 6 mdr. til kælvning og tyre 6 mdr. til slagtning:

$$kg\ CH_4\ pr.\text{årsdyr} \\ =\ (1{,}6978\ +\ 0{,}5950\ \times\ Kraftfoderoptag \\ +\ 1{,}4655 \times\ grovfoderoptag \\ -\ 0{,}00388\ \times\ fedtsyreindtag \\ -\ 0{,}00308\ \times\ askeindtag)\ /\ 55{,}65\ \times\ 365,$$

hvor:

- *kraftfoderoptag*, kg ts/dyr/dag = foderoptag, kg ts/dyr/dag × kraftfoderandel, %
- *grovfoderoptag*, kg ts/dyr/dag = foderoptag, kg ts/dyr/dag - kraftfoderoptag, kg ts/dyr/dag
- *fedtsyreindtag*, g/dyr/dag = foderoptag, kg ts/dyr/dag × fedtsyre, g/kg ts/dyr/dag
- *askeindtag*, g = 860 g/dyr/dag.

I eksempelberegningerne anvendes standardværdier fra Henriksen mfl. (2021) svarende til et foderoptag på 7,3 kg., en kraftfoderandel på 52 pct. og et fedtsyreindtag på 18 g. pr. dyr, hvilket medfører følgende årlige metanudledning pr. dyr:

$$(1{,}6978 + 0{,}5950 \times 7{,}3\, x\, 52\, pct. + 1{,}4655\, x\, 7{,}3 \times 48\, pct. - 0{,}00388 \times 18 - 0{,}00308 \times 860) / 55{,}65 \times 365 = 41{,}8\, kg. CH_4\, pr. årsdyr.$$

Et skifte fra en større andel grovfoder i rationen til en større andel kraftfoder vil reducere udledningen af metan. Det skyldes, at der typisk er en større andel fedt og stivelse i kraftfoder, hvilket reducerer produktionen af metan i koens fordøjelsessystem. Der er dog en grænse for, hvor høj andel kraftfoder, der kan indgå i en ration, jf. Lund mfl. (2022).

2 Udledninger fra gødningshåndtering

Dette afsnit beskriver, hvordan udledningerne af metan og lattergas fra køers gødning kan opgøres. De forskellige opgørelsesmetoder gennemgås, herunder de forbundne usikkerheder. Der foretages en konkret beregning af udledningerne på eksempel-bedriften.

2.1 Gødningstyper og -mængder

Der udledes metan og lattergas fra husdyrenes gødning (fæces og urin). Udledning sker både i stalden og på lageret (f.eks. fra gylletank eller markstak). Husdyrgødning er en fællesbetegnelse for fast gødning, ajle og gylle. Fast gødning består af ekskrementer, strøelse og foderrester og kaldes ofte staldgødning. Hvis der løbende tilføres halm eller andet tørstof til at opsuge udskilt urin og vandspild, kaldes gødningen for dybstrøelse. Ajle er urin adskilt fra den faste gødning, mens gylle er en sammenblanding af fast gødning og ajle. Det er grundlæggende staldsystemet, som bestemmer gødningstypen.[7] Mere end to-tredjedele af den samlede husdyrgødning i landbruget opbevares i dag som gylle. For malkekøer er gødningsmængderne i 2020 i alt opgjort til 17,1 mio. ton, hvoraf 16,2 mio. ton er flydende gødning (gylle og ajle) og 0,9 mio. ton er fast gødning og dybstrøelse, jf. Energistyrelsen (2022). I 2030 forventes gødningsmængderne fra malkekøer i alt at være 19,2 mio. ton.

[7] Husdyrgødning indeholder en række næringsstoffer, primært kvælstof, kalium, fosfor, magnesium og svovl samt kobber, mangan og zink. Variationen i indholdet kan være stor, ikke blot mellem dyrearterne, men også mellem forskellige staldsystemer.

Det mest udbredte staldsystem for malkekøer er sengestald med spaltegulv efterfulgt af sengestalde med fast gulv (i alt ca. 85 pct. af køerne), jf. Energistyrelsen (2022). Disse staldsystemer producerer gylle.[8] De resterende malkekøer er i bindestalde eller i stalde med dybstrøelse, hvor der produceres fastgødning, ajle og dybstrøelse. Denne overordnede staldfordeling forventes ikke ændret frem til 2030, dog med den vigtige tilføjelse, at andelen af køer, som står i staldsystemet med sengestald med hældende fast gulv og regelmæssig skrab øges samtidig med, at andelen af køer i de øvrige staldsystemer med sengestald reduceres, jf. tabel 2. Dette vil alt andet lige reducere den gennemsnitlige opholdstid af gødningen i stalden.

Tabel 3. Udviklingen i staldtypefordelingen for malkekvæg st. race

Staldtype	1990	2000	2010	2020	2030
Bindestald m. grebning eller riste	0,79	0,46	0,12	0,03	0,00
Sengestald m. fast gulv	0,04	0,06	0,14	0,16	0,10
Sengestald m. spaltegulv (1,2 m kanal, bagskyl, ring)	0,13	0,34	0,45	0,45	0,26
Sengestald m. spaltegulv (0,4 m kanal, linespil)	0,01	0,03	0,21	0,22	0,15
Sengestald m. fast gulv. 2% hældning. Skrabning hver 2. time	0,00	0,00	0,02	0,06	0,40
Dybstrøelse (hele arealet)	0,03	0,11	0,06	0,08	0,09

Kilde: Energistyrelsen (2022)

I resten af afsnittet ses der først på udledningen af metan (CH_4) efterfulgt af udledninger af lattergas fra gylle.

2.2 Udledning af metan

Produktion af metan fra gødning skyldes mikrobiel nedbrydning af organiske materialer under anaerobe, dvs. iltfrie, forhold. Produktionen af metan påvirkes af mængden af produceret gødning, gødningssammensætning, gødningsstyringssystem og klimatiske forhold. Typen af gødningshåndteringssystem bestemmer vigtige produktions-regulerende faktorer for metan, herunder kontakt med ilt, vand indhold og pH-værdi (IPCC, 2006).

I Klimaværktøjet fra SEGES ESGreen Tool anvendes IPCC-tilgangen (IPCC 2006). Ifølge IPCC (2006) afhænger metan (CH_4) emissionen fra husdyrgødning i stald og lager af den totale mængde af organisk stof (*VS*) udskilt i gødningen, B_0 – den maksimale andel af organisk stof der kan omsættes til metan og af *MCF* – den procentvise andel af B_0, der faktisk omdannes til metan:

$$CH_4\ emissionen\ =\ VS\ x\ B_0\ x\ MCF\ x\ 0{,}67 \qquad (1)$$

hvor:

[8] I væskesystemer skrabes gødning typisk fra staldgulvet, iblandet med vand og opbevaret som en væske (< 10 % tørstof), dvs. som gylle, i en tank.

VS (volatile solids) er mængden af flygtige faste stoffer, dvs. mængden (kg) af total organisk stof udskilt i gødningen. Denne er opgjort som en andel af *VS* i tørstoffet i gødningen. For både svinegylle og kvæggylle regnes der med, at *VS* udgør 80 pct. af tørstofindholdet, mens den resterende del af tørstoffet er sand og lignende.

B_0 er den maksimale andel af det organiske tørstof, som omdannes til metan (m^3 CH_4 pr. kg VS) – dvs. en fraktion af *VS* som inden for 50-100 dage under optimerede laboratorieforhold omdannes til metan. B_0 er baseret på IPCC's standardværdi, som for kvæggylle er angivet til 0,24 m^3 CH_4 pr. kg VS.

MCF = metankonversionsfaktoren er den procentvise andel af den potentielle metanemission (B_0), der rent faktisk finder sted, og denne afhænger af gødningshåndteringen, f.eks. af temperatur og lagringstid.

Den faste faktor på 0,67 (massefylden af metan ved 20 grader) anvendes til omregning fra m^3 CH_4 til kg CH_4. Enheden er kg CH_4 pr. m^3 CH_4.

Køers produktion af flygtige faste stoffer kan bestemmes ud fra en gødningsanalyse (hvor flygtige faste stoffer er de brændbare komponenter i fast gødning) eller kan estimeres baseret på foderoptagelseshastighed, fordøjelighed og tørstofindhold. Tilsætning af halm medfører, at mængden af VS øges og dermed metan udledningerne, og de skal derfor indgå i beregningerne.

MCF er den centrale parameter i forhold til landmandens muligheder for at påvirke udledningerne. For hvert staldsystem, herunder lagerforhold, har *MCF* en bestemt værdi. Antagelsen er, at staldsystemet bestemmer rammerne for landmandens adfærd. Kortere opholdstid af gyllen i stalden, regelmæssig tømning af lageret og levering til biogasanlæg eller forsuring er nogle af de virkemidler, som landmanden har til rådighed. Disse virkemidler påvirker *MCF*-værdierne afhængigt af staldsystem.

I de nationale opgørelse af Danmarks udledninger anvendes en tier 2-tilgang for udledningerne fra gødning. Det vil sige, at der for nogle staldsystemer er fastlagt andre *MCF*-værdier end IPCC's default værdier. For eksempel er *MCF* fastsat til 12,6 pct. i stedet for 10 pct. for de mest almindelige staldsystemer for malkekøer. Se bilag 1 for en oversigt over de anvendte *MCF*-værdier i den danske emissionsopgørelse.

2.2.1 Opgørelse på bedriftsniveau

Ved hjælp af *MCF*-værdierne kunne udledningerne af metan beregnes på bedriftsniveau; men da disse værdier som nævnt er gennemsnitlige, f.eks. givet temperatur og opholdstid af gødning i stald, så vil beregningen være unøjagtig, dvs. at estimatet ikke

er middelret.[9] Det betyder, at beregningen på bedriftsniveau vha. gennemsnitlige *MCF*-værdier vil være systematisk forkerte.[10]

En enkelt *MCF*-faktor på nationalt niveau kan således ikke tilfredsstillende beskrive udledningen af metan på forskelligartede bedrifter, hvor lokale forhold såsom staldsystem og landmandens adfærd påvirker udledningerne. Effekten af reduktionstiltag som gyllekøling, forsuring, eller biogasbehandling vil tillige være vanskelige at inkludere i klimaregnskabet. Det vil sige, at der vil være en individuel *MCF* for hver bedrift, hvis udledningerne skal opgøres middelret.

I litteraturen, jf. f.eks. Petersen mfl. (2016), men også Sommer mfl. (2004) og Møller mfl. (2022), argumenteres der for at anvende en tier 3-tilgang til opgørelse af udledningerne på bedriftsniveau, hvor opgørelsen er tilpasset forholdene på den enkelte bedrift. Denne tier 3-tilgang anvender en numerisk model for udledningsraten af metan, som afhænger dels af konstante parameter, som er ens på tværs af bedrifter, og af bedriftsafhængige parametre. Modellen beskriver udledningerne af metan pr. tidsperiode pr. time i henholdsvis stald og lager af gyllen.[11] Modellens centrale parameterværdi (*lnA* i ligning nedenfor) er beregnet baseret på målinger af metan produktionsraten F_t fra gyllen/gødning i stalde og på lageret på den enkelte bedrift.

Udgangspunktet for opgørelse af metan udledninger fra gylle er følgende ligning, som beskriver udledningsraten af metan:

$$F_t = (b_1 VS_d + b_2 VS_{nd}) e^{(lnA - \frac{E}{RT})} \qquad (2)$$

hvor:

F_t er metanproduktionsraten (g CH_4 kg^{-1} VS h^{-1})[12], b_1 og b_2 er konstanter, som bestemmer, hvor nedbrydelig det organiske stof VS er. VS_d og VS_{nd} er andelene af henholdsvis let-nedbrydeligt og svært-nedbrydeligt VS. I litteraturen fastsættes b_1 typisk til 1 og b_2 til 0,01. Modellen forudsætter således, at nedbrydningen af VS_{nd} er 100 gange langsommere end nedbrydningen af VS_d.

lnA (g CH_4 kg^{-1} VS h^{-1}) angiver metanomdannelsespotentialet af det organiske stof. E (J mol^{-1}) er parameteren for metanproduktionens temperaturafhængighed, R er

[9] Jf. IPCC (2006) skal estimater være både præcise og nøjagtige. Præcision beskriver, at den tilfældige usikkerhed, angivet ved spredningen, er så lille som muligt, mens nøjagtighed beskriver, at estimatet (præcist eller upræcist) ikke er systematisk forkert, enten over eller under den sande værdi, dvs. estimatet er middelret (*unbiased*). Kravet til et estimat er ingen systematiske fejl (middelret estimat) og mindst mulig spredning.

[10] Unøjagtighed eller bias kan eksempelvis forekomme på grund af manglende registrering af alle relevante emissioner eller reduktionsprocesser, eller fordi de tilgængelige data ikke er repræsentative for, hvad der i virkeligheden sker.

[11] Da det organiske stof løbende nedbrydes, vil der være en mindre mængde til rådighed i de efterfølgende perioder og dermed alt andet lige færre udledningerne.

[12] Forkortelsen af disse enheder skal læses som gram metan pr. kg. VS pr. time.

parameteren for den universelle gaskonstant (J mol^{-1} K^{-1}) og T er temperaturen (målt i Kelvin). *E* er 81.000 (J mol^{-1}).

For den enkelte bedrift kalibreres *lnA* på baggrund af faktiske målinger af metan produktionsraten F_t og temperaturen *T* i gødningen ved hjælp af ligning (2), jf. Petersen mfl. (2016). Herefter kan ligning (2) anvendes til at beregne udledningsraten, når temperatur og fordelingen af VS i henholdsvis VS_d og VS_{nd} kendes. Udledningsraterne danner grundlaget for at beregne de samlede udledningerne af metan fra en given bedrift. Det er muligt med denne empiriske tilgang at beregne reduktionerne i mængden af VS pr. tidsenhed, hvilket sammen med den daglige tilførsel og tilførsel på lageret og afgang fra lageret bestemmer udledningerne.

Usikkerhed

I klimaværktøjet ESGreen Tool er usikkerheden angivet til at være 20 pct. på emissionsfaktoren, hvor den centrale parameter er *MCF*, se ligning (1) ovenfor. Usikkerheden er defineret som værende lig med halvdelen af 95 pct. konfidensinterval[13] divideret med middelværdien og vist i pct., jf. IPCC (2006), se i øvrigt uddybet forklaring i kapitlet. Det antages desuden, at usikkerheden på opgørelsen af gødningstype og –indhold, dvs. på VS i ligning (1), er 5 pct, jf. ESGreen Tool. Hvis disse usikkerheder omsættes til ligning (2), så er der 5 pct. usikkerhed for mængderne af VS. Usikkerheden af metan opgørelsen på bedriftsniveau knytter sig til målingerne af metanudledningsraterne F_t og dermed til *lnA*.

Da fordelingen mellem VS_d og VS_{nd} ikke kendes nogenlunde sikkert beregnes den kalibrerede parameter ud fra den samlede mængde VS, jf. Møller mfl. (2022). Rent teknisk erstattes det første led i ligning (2) med VS_{total} og den kalibrerede parameter kaldes *lnA'*.

Møller mfl. (2022) angiver, at standardafvigelsen på *lnA'* er lig med 0,2 for gylle i stalden. Da standardafvigelsen ikke er angivet for udledninger af gylle i tanken er 0,2 anvendt. Antallet af observationer er ikke angivet; men må formodes at være ganske få. Hvis det antages, at *lnA'* er normalfordelt, er F_t lognormalfordelt og varianskoefficienten (CV) kan beregnes til 0,202, ud fra følgende formel:

$$CV = \sqrt{e^{\sigma^2} - 1} = \sqrt{e^{0,2^2} - 1} = 0,202 \qquad (3)$$

hvilket jf. IPCC's tilgang resulterer i en usikkerhed på ca. 40 pct.

Petersen mfl. (2016) har i tabel vist varianskoeffienten (CV) for 11 målinger af metan produktionsrate i stalden på 4 repræsentative malkekvægsbedrifter. De enkelte målinger er gentaget 6 gange. Petersen mfl. har ikke testet for om de beregnede CV-værdier for de 11 stikprøver stammer fra den samme fordeling. Med det forbehold er den

[13] Ved en symmetrisk fordeling.

gennemsnitlige CV beregnet til 18, hvilket medfører en usikkerhed på 39,59 pct. med en t-værdi på 2,2.[14]

Den samlede usikkerhed U_{MG} fra metanudledningerne af gyllen kan beregnes ved hjælp af følgende formel (side 3.19, IPCC 2019):

$$U_{MG} = \sqrt{U_{VS}^2 + U_{MPR}^2} = \sqrt{5^2 + 39{,}59^2} = 39{,}9\ pct.$$

hvor U_{VS} og U_{Metan} er lig med usikkerheden i pct. for henholdsvis *VS* og MPR (metanproduktionsraten).

2.2.2 Konkret beregning af udledningerne af metan fra gødning

Ud fra ligning 2 kan udledningerne af metan pr. dag beregnes pr. kg VS.

Vi anvender ligning 2 på vores eksempelbedrift. For E_α og *lnA'* benyttes samme værdier som i Møller mfl. (2022). Bemærk, at der benyttes forskellige metanomdannelses-potentialer (*lnA'*) for stald henholdsvis lager. Der antages samme månedstemperaturer som i Sommer mfl. (2009). Tabel 3 viser de anvendte parameter værdier:

Tabel 4. Parameterværdier

Variabel	Værdi
E_α	81 kJ mol-1
lnA':	
Stald	30,1 g CH_4 kg VS^{-1} h^{-1}
Gylletank	29,2 g CH_4 kg VS^{-1} h^{-1}
R	8,314 J K^{-1} mol^{-1}
T:	
Januar	-0,5 C°
Februar	-0,5 C°
Marts	1,8 C°
April	5,5 C°
Maj	10,5 C°
Juni	14,2 C°
Juli	15,4 C°
August	15,1 C°
September	12,1 C°
Oktober	8,5 C°
November	4,2 C°
December	1,1 C°

Kilde: Møller mfl. (2022) og Sommer mfl. (2009).

Det antages, at gyllen tømmes fra stalden over i en gylletank. Vi beregner metanproduktionsraten for stald F_t^{stald} henholdsvis udendørsopbevaring $F_t^{udendørs}$, dvs. opbevaring i en gylletank. Raten bestemmes månedligt. Den totale udledning kan derefter bestemmes ved at summe over månederne.

Vi ender således med følgende model for den månedlige produktionsrate af metan:

[14] Aflæst i en tabel for t-test med et signifikansniveau på 5 pct. og antal observationer på 11.

$$F_t = dage * 24 * VS_{total} * e^{\left(\ln A' - \frac{E_\alpha}{RT}\right)} \qquad (2a)$$

hvor:

24: antal timer i et døgn. Benyttes til at omregne til udledninger pr. dag.

dage: antal dage gyllen i gennemsnit ligger til opbevaring i løbet af måneden. Antallet af *dage* afhænger af antagelser om, hvor ofte stalden tømmes.

I det følgende antages, at der er 30 dage i en måned, og at der produceres gylle (og *VS*) kontinuertligt hver dag. Der antages forskellig antal dage mellem tømningerne.

Stalden tømmes hver måned

Den gylle, som tilføres stalden den første dag i måneden, ender med at ligge i stalden alle 30 dage, mens gyllen, der tilføjes på dag to, ender med at ligge i stalden i 29 dage osv. Det vil sige, at gyllen i gennemsnit ligger i stalden i 15 dage (15,5 dage):

$$dage = \frac{\sum_{t=1}^{30} t}{30} = 15{,}5 \approx 15$$

Hver måned tømmes stalden helt for gylle. Dvs. der ligger ikke gylle i stalden fra måneden før. Derfor er mængden af VS konstant hver måned (svarende til en tolvtedel af den årlige produktion).

Gyllen overføres til en gylletank, hvilket antages at ske den sidste dag i måneden.

Vi kan foretage forskellige antagelser om, hvor ofte tanken tømmes. Antagelserne vil påvirke mængden af VS i gylletanken. Baseline er, at tanken tømmes en gang om året i det tidlige forår. Vi beregner også metanudledninger for en enkelt større tømning sidst i marts måned og for flere mindre tømninger i løbet af året, se bilag. Fordelingen af tømningerne henover året er baseret på DCE (2016).

I bilag 2 er beregninger for andre frekvenser for tømning af stalden gennemgået: hver anden måned, to gange om måneden og fire gange om måneden.

2.3 Direkte og indirekte lattergasudledninger

Der forekommer både direkte og indirekte udledninger af lattergas fra gødningen. Direkte emissioner af lattergas dannes ved ufuldstændig nedbrydning af ammoniak til nitrat.[15] Der dannes også lattergas ved omdannelse af nitrat til frit kvælstof. Udledningen af lattergas fra gødningsopbevaring og gødningshåndtering afhænger af kvælstofindholdet i gødningen, varigheden af opbevaringen og behandlingens art. Indirekte udledning af

[15] Ved en fuldstændig nedbrydning oxideres ammoniak i gødning via nitrit til nitrat, men hvis eksempelvis iltmangel forhindrer nitratdannelsen, dannes lattergas.

lattergas skyldes tab af kvælstof, der opstår som fordampning i form af ammoniak og kvælstofpartikler, som blandt andet omdannes til lattergas.

De direkte og indirekte udledninger af lattergas opgøres i de nationale opgørelser på baggrund af kvælstofindholdet i gødningen multipliceret med en emissionsfaktor. Det forudsættes, at den direkte emissionsfaktor er 0,5 pct. af den mængde af kvælstof, af kvælstofmængden i stald, der udledes som lattergas.[16] Disse emissionsfaktorer følger IPCC's anbefalinger (tier 1-tilgang). De indirekte udledninger beregnes også som en andel af mængden af kvælstof i gødningen, men her korrigeres for, at det kun er en mindre andel, der fordamper som ammoniak. Den andel, som fordamper, forudsættes at være 7,8 pct., mens emissionsfaktoren er 1 pct. Disse emissionsfaktorer har en meget stor usikkerhed og er på nuværende tidspunkt ikke middelrette på bedriftsniveau. Udledningen af N2O fra gylle under opbevaring og behandling afhænger blandt andet af varigheden af opbevaringen og behandlingens art.

For eksempelbedriften er de samlede lattergasudledninger 90 ton CO_2e, hvoraf 13 ton CO_2e er indirekte udledninger af lattergas.

Direkte og indirekte lattergas udledninger bestemmes således årligt som:

$$Lattergas_{direkte} = kg\ N * antal\ husdyr * 0{,}005 * \frac{44}{28}$$

$$Lattergas_{indirekte} = kg\ N * antal\ husdyr * 0{,}078 * 0{,}01 * \frac{48}{28}$$

Ovenstående beregnes for $husdyr = malkekvæg, tyrer, kvier.$

2.4 Totale udledninger fra gylle

De samlede udledninger af metan og lattergas fra gyllehåndteringen er vist i tabel 4:

Tabel 5. CO_2e fra gyllehåndtering. Ton

Dage mellem tømning af stald	60 dage	30 dage	15 dage	7,5 dage
Ton CO_2e med årlig tømning af gylletank	389	355	340	305
Ton CO_2e med tømning af gylletank efter antagelser i DCE 2016	-	269	-	-

Anm: De totale udledninger indeholder også metan udledninger fra husdyr på dybstrøelse. Der er antaget at 25% af tyrene og kvierne står på dybstrøelse. Udledningerne er baseret på den samlede mængde VS for hvert dyr multipliceret med en emissionsfaktor.
Kilde: Egen beregninger.

Ved en årlig tømning af tanken og månedlige tømning af stalden (30 dage) er de samlede udledninger 355 ton CO_2e, hvoraf metanudledningerne er 266 ton CO_2e. Tabellen viser også at metanudledningerne falder, når frekvensen af tømningerne stiger både af stald[17] og lager.

[16] Herefter omregnes fra N_2O-N til N_2O ved at multiplicere med 44/28, der er en standardværdi angivet af IPCC. Ligninger, der beskriver udledninger af lattergas fra gyllehåndtering, kan findes i kapitlets baggrundsnotat.

[17] Det gælder også, når de øgede metanudledningerne i tanken medregnes.

3 Udledninger fra marken

I dette afsnit diskuteres følgende udledningskilder fra marken:

- Direkte lattergasudledninger fra udbragt gødning
- Indirekte lattergasudledninger fra udbragt gødning
- Lattergasudledninger fra planterester
- CO_2-udledninger fra ændringer i kulstofindholdet i jorden
- CO_2-udledninger fra kalkning

3.1 Direkte lattergasudledninger fra udbragt gødning

Der udledes lattergas fra den gødning, der tilføres marken.[18] Det gælder både for husdyrgødning, kunstgødning og anden organisk gødning. Tilførsel af kvælstof til markerne er en forudsætning for en intensiv fødevareproduktion. Planter kan ikke omsætte kvælstof direkte. Det skal komme fra jorden enten via gødning (handelsgødning eller organisk gødning) eller via mineralisering af den organiske pulje i jorden. Her spiller jordens kvalitet en stor rolle.

Det organiske kvælstof skal mineraliseres til ammonum-kvælstof (NH_4), før planterne kan optage det. Ammonium omdannes via iltning til nitrit (NO_2) og videre til nitrat-kvælstof (NO_3) i en proces, der kaldes nitrifikation. Ved nitrifikation sker et lille tab af lattergas og en forsuring af jorden. Herefter kan nitrat-kvælstoffet omdannes til frit kvælstof i en proces kaldet denitrifikation, der kun forekommer under iltfrie forhold. Den største udledning af lattergas sker som et mellemprodukt ved denitrifikation, jf. Petersen mfl. (2022). De to processer nitrifkation og denitrifikation er imidlertid indbyrdes afhængige, da der ikke kan forekomme denitrifikation, medmindre kvælstoffet først er omdannet til nitrat via nitrifikation.

De direkte udledninger fra den gødning, der tilføres afgrøderne på marken, er knyttet til kvælstofindholdet (mængden af grundstoffet N) i gødningen og dermed til forbruget af gødning, jf. nedenstående ligning:

$$Lattergas_{husdyrgødning} = F_{husdyrgødning} \times EF_1 \times 44/28$$

hvor:

$F_{husdyrgødning}$ = kg N i gødning pr. år. I eksempelberegningerne er det forudsat, at landmanden gøder op til det det tilladte ifølge harmonikrav, jf. Landbrugsstyrelsen (2020). Dette er samme fremgangsmåde, som blev anvendt i beregningerne i *Økonomi og Miljø, 2021*. Dermed bestemmes gødningsbehovet ud fra følgende formel:

$$F_{gødning} = \sum_{h,i} GB_{h,i} \times areal_h \times JB_i$$

[18] Der udledes stort set ikke metan, når organisk gødning udbringes på marken. Det skyldes, at de mikroorganismer, der danner metan, hæmmes af tilstedeværelsen af ilt.

hvor:

$GB_{h,i}$ = Gødningsbehovet i kg N pr. ha af afgrøde h på jordbundstype *i.*

$areal_h$ = Areal opgjort i ha. med afgrøde *h*.

JB_i = Andel af areal med jordbundstype *i*.

EF_1 = Emissionsfaktor, kg N_2O-N pr. kg N. Emissionsfaktoren angiver, hvor stor en andel af det kvælstof, der tilføres jorden, der forventes at blive omsat til lattergas.

44/28 er omregningsfaktoren fra N_2O-N til N_2O. Det er en standardværdi fra IPCC.

Herefter omregnes udledningen af lattergas til CO_2-ækvivalenter med omregnings-faktoren 265, der stammer fra IPCC's femte statusrapport, jf. IPCC (2014).[19]

For vores eksempelbedrift bliver den samlede direkte udledningen af lattergas fra udbragt gødning:

$$29.111{,}45 \times 0{,}01 \times \frac{44}{28} = 475{,}33\ kg\ N_2O$$

svarende til:

$$475{,}33 \times \frac{265}{1000} = 125{,}96\ ton\ CO_2e.$$

Der er tilsvarende ligninger for handelsgødning samt anden organisk gødning. For nuværende anvendes en emissionsfaktor på 0,01 svarende til 1 pct. for alle tre typer af gødning, jf. IPCC (2006, 2019). Emissionsfaktoren multipliceres med kvælstofindholdet, hvilket medfører, at den primære reduktionsmulighed er at anvende mindre gødning. Ifølge IPCC er usikkerheden for denne emissionsfaktor meget høj, og 95 pct. konfidensintervallet varierer fra 0,1 pct. til 1,8 pct. Dermed kan udledningerne på den enkelte bedrift både være betydeligt mindre eller større afhængig af kvælstofover-skuddet, lokale jordforhold (f.eks. jordtype og jordens surhedsgrad), temperatur, dyrkningsmetoder, nedbør mv.

[19] I EU anvendes omregningsfaktoren 298, der stammer fra IPCC's fjerde statusrapport (AR4). I 2023, hvor de første emissionsopgørelser for 2021 vil blive offentliggjort, skiftes til den nye omregningsfaktor, der stammer fra IPCC's femte statusrapport (AR5). Energistyrelsens klimafremskrivning overgik til de nye omregningsfaktorer med *Klimastatus- og fremskrivning 2021*, fordi klimalovens delmål for 2025 skal opgøres efter de nye anbefalinger. I forbindelse med udgivelsen af IPCC's femte statusrapport i 2014 blev omregningsfaktoren for lattergas imidlertid sænket til 265, mens udledningsfaktoren for metan blev øget fra 25 til 28, jf. IPCC (2014). Samlet set medfører dette lidt højere udledninger fra landbruget, jf. Energistyrelsen (2021).

Et lavere kvælstofforbrug kan opnås ved sædskifte til en afgrøde som f.eks. græs, der kræver mindre kvælstof. Et andet virkemiddel for konventionelle landbrugsbedrifter er nitrifikationshæmmere, der forsinker omdannelsen fra ammonium til nitrat og dermed forlænger den periode, hvor kvælstoffet har en form, som planterne kan optage. Det kan muligvis medføre, at forbruget at kvælstof kan reduceres. Særligt på sandjorde og med afgrøder, der optager kvælstof sent (f.eks. majs, kartofler og vårafgrøder) kan effekten være markant, og forsøg har fundet en reduktion af lattergasemissioner på 39-48 pct., jf. Petersen mfl. (2022). Det samme gælder forgasning af gylle, der øger tilgængeligheden af kvælstof i husdyrgødning og medfører, at udnyttelseskravet kan øges med ca. 5 pct., jf. Olesen mfl. (2018).

3.2 Indirekte lattergasudledninger fra udvaskning af nitrat til vandmiljøet

Til at beregne de indirekte udledninger af lattergas fra udvaskning i de nationale opgørelser anvendes en samlet emissionsfaktor på 0,0075 kg. N_2O-N for hvert kilo tilført kvælstof svarende til 0,75 pct. Denne emissionsfaktorer er fordelt lige mellem udvaskning til grundvand, overfladevand samt kystvand og følger IPCC's retningslinjer (IPCC, 2006):

$$\begin{aligned} N_2O - N_{udvaskning} \\ &= F_{udvaskning} \times EF_{Grundvand} \\ &+ F_{udvaskning} \times (1 - Retention_{Grundvand}) \times EF_{Overfladevand} \\ &+ F_{udvaskning} \times (1 - Retention_{Total}) \times EF_{Kystvand} \end{aligned}$$

hvor:

$F_{udvaskning}$ = den tilførte mængde kvælstof (N).

EF = emissionsfaktoren, kg N_2O-N pr. kg N. Emissionsfaktoren angiver, hvor stor en andel af den udvaskede mængde kvælstof, der forventes at blive omsat til lattergas. Som nævnt ovenfor er alle tre emissionsfaktorer lig 0,0025 svarende til 0,25 pct.

Retention = Den del af den tilførte mængde kvælstof, der aldrig når kystvand eller grundvand, men i stedet forsvinder undervejs, f.eks. via denitrifikation.

SEGES har beregnet typetal for nitratudvaskning for alle afgrøder med anvendelse af en model kaldet N-LES5, jf. Henriksen mfl. (2021). Typetallene er beregnet med udgangspunkt i gødskning med kunstgødning (handelsgødning). Ifølge Henriksen mfl. (2021) er de nationale opgørelser baseret på faktiske målinger i kyst- og grundvand. De beregnede udvaskningskoefficienter i ESGreen Tool er kalibreret efter den målte totalværdi. I 2020 var det således 23 pct. af den tilførte mængde kvælstof, der blev udvandet til grundvandet og 21 pct., der blev udvasket til kystvand, jf. Nielsen mfl. (2022, s. 431). Dette kan sammenlignes med IPCC's tier 1-anbefaling til udvaskningsandelen, der er 30 pct.

For eksempelbedriften bliver den samlede indirekte lattergasudledning fra udbragt gødning:

$$(30248{,}35 \times 0{,}0025 + 30248{,}35 \times 0{,}23 \times 0{,}0025 + 30248{,}35 \times 0{,}21 \times 0{,}0025) \times \frac{44}{28}$$
$$= 171{,}12\ kg\ N_2O$$

svarende til:

$$171{,}12 \times \frac{265}{1000} = 45{,}35\ ton\ CO_2e.$$

3.3 Andre udledningskilder fra marken

3.3.1 Planterester

I forbindelse med de nationale opgørelser af drivhusgasudledninger er der opstillet retningslinjer for beregning af kvælstof (N) i planterester. Det er tørstofindholdet i planterester, som bestemmer indholdet af kvælstof og dermed af lattergas.[20] Beregningsteknisk opgøres tørstofindholdet og dermed også kvælstofindholdet af planterester både over og under jorden ved hjælp af høstudbyttet og parameterværdier fra DCE. Herfra fratrækkes kvælstofindholdet i bjerget halm. Der anvendes samme emissionsfaktor som ved udledning fra udbragt gødning, nemlig 1 pct. af kvælstofindholdet. Det svarer til tier 1-retningslinjerne fra IPCC, jf. IPCC (2006).

Lattergasudledninger fra planterester afhænger af afgrødetypen, høstudbyttet samt mængden af bjærget halm. Kvælstofindholdet i planterester pr. hektar beregnes ved hjælp af følgende formel:

$$AGR_h = HUh \times DRY_h \times (RAG_h \times NAG_h \times RBG_h \times NBGh) - HB_h \times NHB$$

hvor:

AGR_h = kg N i planterester af afgrøde h pr. hektar
HU_h = høstudbytte pr. Ha af afgrøde h
DRY_h = tørstof-procent af afgrøde h
RAG_h = forholdet mellem tørstof i henh. rester over jorden og høstudbytte pr. hektar
RBG_h = forholdet mellem tørstof i henh. rester under jorden og høstudbytte pr. hektar
NAG_h = Kg N pr. kg tørstof i rester over jorden
NBG_h = kg N pr. kg tørstof i rester under jorden
HB_h = Kg bjerget halm pr. hektar

[20] I beregningerne indgår fire afgrødefraktioner for hovedafgrøder, nemlig 1) høstudbytte, 2) overjordisk afgrøderest (inkl. halm, top mv.), 3) halm eller top, der bjærges og 4) underjordisk afgrøderest. De overjordiske planterester beregnes ud fra en lineær funktion af udbyttet opgjort i tørstof. Koefficienter stammer fra IPCC (2006). De underjordiske planterester beregnes som en fraktion i forhold til summen af det høstede udbytte og de overjordiske planterester.

NHB = Kg N pr. kg bjerget halm

For flerårige afgrøder som f.eks. kløvergræs beregnes emissionen af lattergas over alle brugsår. Hvis en mark omlægges hvert tredje år korrigeres de overjordiske udledninger med faktor ⅓.

Den samlede mængde kvælstof fra planterester beregnes ved at gange mængden af kvælstof i planterester pr. afgrøde pr. hektar med det dyrkede areal opgjort i hektar:

$$F_{\text{planterester}} = \sum_{h=1}^{N} AGR_h \times areal_h.$$

Udledningerne af lattergas fra planterester bestemmes via formlen:

$$Lattergas_{\text{planterester}} = F_{\text{planterester}} \times 0{,}01 \times 44/28.$$

hvor faktoren 0,01 svarende til 1 pct. er emissionsfaktoren, jf. ovenstående afsnit 4.1, og 44/28 er omregningsfaktor fra N_2O-N til N_2O. Lattergasudledningerne omregnes efterfølgende til CO_2-ækvivalenter med omregningsfaktoren 265. Det er samme fremgangsmåde, som blev anvendt til beregningerne i *Økonomi og Miljø, 2021*.

Tabel 6 viser mængden af kvælstof i planterester pr. hektar (svarende til AGR_h) fordelt på afgrødetype.

Tabel 6. Kg. N pr. ha. i planterester

Afgrøde	---------- kg N pr. Ha ----------
Vinterhvede	95,47
Vårhvede	51,85
Rug	44,01
Vinterbyg	67,24
Vårbyg	59,04
Havre	43,22
Triticale og andet korn til modenhed	100,85
Majs til modenhed	19,44
Majs til opfodring	100,76
Kartofler	52,71
Lucerne	70,41
Bælgsæd til modenhed	42,85
Sukkerroer til fabrik+foderroer	63,77
Korn til ensilering (helsæd)	66,16
Bælgsæd til ensilering (helsæd)	125,96
Braklægning	2,43
Græs- og kløvermark i omdriften + frø til udsæd	84,58
Græsarealer uden for omdriften	13,83
Raps, hør og anden industrifrø	37,07
Efterafgrøder	45,00

Kilde: DCE.

På eksempelbedriften bliver den samlede udledning af lattergas fra planterester:

$$11.916{,}15 \times 0{,}01 \times \frac{44}{28} = 188{,}88\ kg\ N_2 0$$

svarende til:

$$188{,}88 \times \frac{265}{1000} = 50{,}05\ ton\ CO_2 e.$$

Ny forskning tyder imidlertid på, at der er stor forskel på, hvor meget lattergas forskellige planterester udleder. Modne planterester som eksempelvis halm nedbrydes kun langsomt og udleder dermed mindre end emissionsfaktoren fra IPCC-tilgangen, mens umodne planterester nedbrydes hurtigere af jordens mikroorganismer og dermed udleder mere lattergas. Det drejer sig blandt andet om efterafgrøder, grøntsager og græs.

3.3.2 Kulstofindhold i jorden

I vækstsæsonen optager planter CO_2 fra atmosfæren, der indlejres i planten og det tilhørende rodsystem. Den del af planten, der høstes, forudsættes at være CO_2-neutral, fordi den optagne CO_2 frigives, når mennesker eller dyr spiser planterne.

Den mængde kulstof, der er indlejret i planterester og rødder, kan lagres i jorden og dermed medføre en reduktion af CO_2-indholdet i atmosfæren. En måde at øge jordens kulstofpulje på er ved at nedmulde halm frem for f.eks. at bjærge det og anvende det til energiproduktion. Når halmen afbrændes, frigives den optagne CO_2 på afbrændingstidspunktet, men ved at nedmulde halmen i jorden nedbrydes den optagne CO_2 kun langsomt henover en periode på 20-40 år. Ved at opvarme halmen til mindst 400 °C under iltfrie forhold omdannes halmen til biokul (biochar) i en proces kaldet pyrolyse. I denne proces frigives ca. halvdelen af CO_2-indholdet i halmen, men den resterende del vil være meget mere stabil og kan binde kulstof i op til tusinde år. Et skifte fra omdrift til permanent græs vil også øge kulstofbindingen i jorden, jf. Olesen mfl. (2018). I den periode, hvor jorden ligger uden plantedække og ikke gødes, er der ikke et kulstofinput, men fortsat mulighed for at omsætte kulstof. Et skifte i enten dyrkningspraksis eller sædskifte vil medføre en tilpasning i jordens kulstofpulje indtil en ny ligevægt mellem kulstofinput og omsætning er nået, jf. Petersen mfl. (2013).

Kulstoflagringen kan enten beregnes i et 20-årigt perspektiv (som anbefalet af IPCC) eller et 100-årigt perspektiv (som anvendes til at beregne klimabelastningen af et enkelt produkt i en livscyklusberegning; også kaldet LCA). I de nationale danske opgørelser anvendes C-TOOL-modellen, jf. Taghizadeh-Tossi mfl. (2014), der kan anvendes ved begge tilgange.

Efter anbefaling fra forskere fra Aarhus Universitet anvendes der i SEGES' klimaværktøj ESGreen Tool en metode baseret på Pedersen mfl. (2013), der beregner kulstoflagringen i et 100-årigt perspektiv, jf. Kristensen mfl. (2021). Valget af tidsperspektiv har betydning for kulstoflagringen på samme måde som valget af omregningsfaktor fra

metan og lattergas til CO_2-ækvivalenter. For at afspejle IPCC's valg af et 100-års perspektiv i anbefales det også at omregne kulstoflagringen i et 100-års perspektiv, jf. Kristensen mfl. (2021).

En af fordelene ved metoden er, at den er baseret på data, der er lettilgængelig på bedriftsniveau. Det drejer sig om det dyrkede areal fordelt på afgrødetype, mængden af tørstofudbytte og eventuelt tilførsel af husdyrgødning. Disse data findes i Gødnings-regnskabet og de årlige EU-ansøgninger til hektartilskud. Hvis muligt bør der anvendes gårdspecifikke udbytter, og alternativt kan man anvende normtal.

Et centralt element ved metoden i Kristensen mfl. (2021) er, at den baserer sig på en sammenligning med et grundforløb eller en udgangssituation. Her er valgt en gennemsnitlig klimaeffekt fra typiske danske afgrøder svarende til et gennemsnitlig kulstofinput på 4.093 kg. kulstof per hektar. Omregnet til en 100-årig periode svarer denne til 397 kg. kulstof pr. hektar årligt.[21]

Bruttoinput af kulstof på årsbasis beregnes ved hjælp af følgende formel:

$$\begin{aligned} &Brutto\ kulstofinput\ pr.ha \\ &\quad = (kg.tørstof\ fra\ overjordiske\ planterester/ha \\ &\quad + kg\ tørstof\ fra\ underjordiske\ planterester/ha \\ &\quad + kg\ tørstof\ fra\ organisk\ gødning/ha) \times 0{,}45 \times 0{,}097. \end{aligned}$$

Indledning af tørstof omregnes til kulstofindlejring med det gennemsnitlige indhold af organisk materiale på 45 pct. Hvor meget kulstof, der nedbrydes over tid, afhænger af nedbrydningskurven, jf. f.eks. figur 2 i Petersen mfl. (2013). Heraf fremgår det, at de første år nedbrydes en stor andel af kulstoffet, mens det de efterfølgende år er mindre, der nedbrydes. Det forudsættes, at nedbrydningskurven er den samme uafhængigt af, om kulstoffet tilføres i form af planterester, halm, græs eller organisk gødning (f.eks. gylle). Selvom nedbrydningskurven som nævnt ikke er lineær sættes den årlige udledning til et gennemsnit på 9,7 pct. af det totale kulstofinput, når der anvendes et 100-årigt perspektiv.[22]

For eksempelbedriften kan klimaeffekten af ændringer i kulstofindholdet i jorden beregnes for hver af de tre afgrødetyper som produktet mellem kulstofinput pr. ha. multipliceret med arealet af den pågældende afgrøde.[23]

[21] Dette beregnes ved at gange kulstofinputtet med emissionsfaktoren, der er 21 pct. i et 20-årigt perspektiv og 9,7 pct. i et 100-årigt perspektiv: 4.093 kg. C x 9,7 pct. = 397 kg. C.

[22] Hvis der tilføres kulstof på en meget mere stabil form som biokul er nedbrydningstiden meget langsommere, og derfor bør der anvendes en anden nedbrydningskurve. En undersøgelse har fundet en emissionsfaktor fra biokul på 72 pct., jf. Thers mfl. (2019).

[23] Kulstofinput pr. ha. er baseret på C-TOOL modellen og fremgår af tabel A2 i Kristensen mfl. (2021).

Vårbyg:

$$2.283 \times 29 = 66.207\ kg\ C$$

Slætgræs:

$$5.751 \times 64 = 368.064\ kg\ C$$

Majs:

$$6.902 \times 53 = 365.806\ kg\ C$$

Den samlede netto kulstofudledning bliver:

$$66.207 + 368.064 + 365.806 - 4.752 \times 146 = 106.285\ kg\ C.$$

Som nævnt sammenlignes med kulstofinputtet fra en gennemsnitlig dansk mark svarende til 4.752 kg. kulstof pr. ha. Den samlede klimaeffekt kan beregnes ved at gange med nedbrydningsfaktoren på 9,7 pct. og omregningsfaktoren fra kulstof (C) til CO_2. Bemærk, at klimaeffekten er negativ svarende til et netto CO_2e-optag:

$$-106.285 \times 0{,}097\ \times \frac{44}{12} = -37{,}8\ ton\ CO_2.$$

Det er særligt vedvarende græs og majs, der har et højt kulstofinput. Dertil skal yderligere tillægges en effekt, hvis den enkelte landmand tilfører snittet halm, organisk gødning eller anvender efterafgrøder.

3.3.3 Kalkning

Kalk tilføres typisk marken med fire-fem års mellemrum med det formål at neutralise jordens surhed og øge pH-værdien. Det skyldes, at kun få planter trives i sur jordbund. Når jordens pH-værdi øges skabes en højere plantevækst. Det medfører en stigning i mængden af kulstof. Mens en del af denne kulstof bindes i jorden, så er der også en øget frigivelse af kulstof, der omdannes til CO_2.

Det er altså ikke hvert år, at alle marker tilføres kalk. I SEGES' klimaværktøj ESGreen Tool beregnes kalkmængderne omregnet til årlige tilførsler pr. ha. jord i omdrift:

$$\begin{aligned} &Total\ mængde\ pr.\text{år}, kg \\ &\qquad = antal\ ha\ i\ omdrift \\ &\qquad \times standardtal\ for\ forbrug\ af\ kalk\ (CaCO_3)\ pr.ha/\ \text{år}. \end{aligned}$$

Der anvendes et standardtal på 170 kg pr. ha om året. Endeligt omregnes til CO_2e baseret på en molaromregning fra $CaCO_3$ til C og derefter til CO_2:

$$kg\ CO_2e\ =\ (total\ mængde\ pr.\ år, kg/100\ \times\ 12)\ \times\ 44/12.$$

For eksempelbedriften med 146 ha. jord kan den samlede udledning af CO_2 fra kalkning beregnes som:

$$\frac{(146\ \times\ 170)}{100}\ \times\ 12 \times \frac{44}{12} = 10{,}92\ ton\ CO_2$$

Hvis det kan dokumenteres, at der bruges mindre kalk, justeres mængderne tilsvarende. Der er store lokale forskelle på jordens surhed, og derfor anbefales det at foretage jordprøver, der kan give viden om, hvor meget kalk en mark bør tilføres. Det er nemlig hverken gavnligt at tilføre for meget eller for lidt kalk.

4 Litteraturliste

Albrektsen, R., J.C.S. Henriksen og A. Maresca (2021): Estimering af datakvalitet i Landbrugets klimaværktøj 2021. Notat fra SEGES og Økologisk Landsforening.

Appuhamy, J.A.D.R.N., J. France og E. Kebreab (2016): Models for predicting enteric methane emissions from dairy cows in North America, Europe, and Australia and New Zealand. *Global Change Biology*, 22, s. 3039-3056.

Boadi, D., C. Benchaar, J. Chiquette og D. Massé (2014): Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Canadian Journal of Animal Science*, 84, s. 319-335.

Cárdenas, A., C. Ammon, B. Schumacher, W. Stinner, C. Herrmann, M. Schneider, S. Weinrich, P. Fischer, T. Amon og B. Amon (2021): Methane emissions from the storage of liquid dairy manure: Influences of season, temperature and storage duration. *Waste Management*, 121, s. 393-402.

De Økonomiske Råds formandskab (2021): *Økonomi og Miljø, 2021.*

Energistyrelsen (2021): Principper for emissionsopgørelse. Forudsætningsnotat nr. 2B. I: Energistyrelsen (2021): *Klimastatus- og fremskrivning 2021*. Opdateret april 2021.

Energistyrelsen (2022): *Klimastatus- og fremskrivning 2022*. April 2022.

Hellwing, A.L.F., M.R. Weisbjerg, M. Brask, L. Alstrup, M. Johansen, L. Hymøller, M.K. Larsen og P. Lund (2016): Prediction of the methane conversion factor (Y_m) for diary cows on the basis of national farm data. *Animal Production Science*, 56, s. 535-540.

Henriksen, J.C.S., S.K. Hvid, F. Oudshoorn, F. Udesen, N.I. Nielsen, M.Ø. Kristensen og J.S. Petersen (2021): Landbrugets klimaværktøj 1.0. Klimaværktøj til beregning af klimaaftrykket på den enkelte bedrift. Notat fra SEGES.

Hill, J., C. McSweeney, A.-D.G. Wright, G. Bishop-Hurley, K. Kalantar-zadeh (2016): Measuring Methane Production from Ruminants. *Trends in Biotechnology*. 34(1), s. 26-35.

IPCC (2006): *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.

IPCC (2014): *Climate Change 2014: Synthesis report*. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2019): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.

Kristensen, T., L. Mogensen og M.T. Knudsen (2021): Kulstof i jord – implementering i klimaregnskab. Notat. April 2021.

Landbrugsstyrelsen (2020): Vejledning om gødsknings- og harmoniregler.

Lund, P., M.O. Nielsen, C.F. Børsting og M.R. Weisbjerg (2020): Forskere i husdyr: "Hvis kvægbruget skal have en fremtid i Danmark, skal der ske en markant reduktion i klimaaftrykket." Debatindlæg i Altinget. 21. oktober 2020.

Lund, P., O. Højbjerg, C.F. Børsting, M.O. Nielsen, T. Villumsen og M.R. Weisbjerg (2022): Muligheder for at begrænse metan fra drøvtyggere. *Vand & Jord*, 29(3), s. 93-95.

Moate, P.J., M.H. Deighton, S.R.O. Williams, J.E. Pryce, B.J. Hayes, J.L. Jacobs, R.J. Eckard, M.C. Hannah og W.J. Wales (2016): Reducing the carbon footprint of Australian milk production by mitigation of enteric methane emissions. *Animal Production Science*, 56, s. 1017-1034.

Moraes, L.E., A.B. Strathe, J.G. Fadel, D.P. Casper og E. Kebreab (2014): Prediction of enteric methane emissions from cattle. *Global Change Biology*, 20(7), s. 2140-2148.

Møller, H.B., P. Sørensen, J.E. Olesen, S.O. Petersen, T. Nyord og S.G. Sommer (2022). Agricultural Biogas Production–Climate and Environmental Impacts. *Sustainability*, 14(3), s. 1-24.

Nielsen, N.I, H. Volden, M. Åkerland, M. Brask, A.L.F. Hellwing, T. Storlien og J. Bertilsson (2013): A prediction equation for enteric methan emission from dairy cows for use in NorFor. *Acta Agriculturae Scand Section A*. 63(3), s. 126-130.

Nielsen, O.-K., M.S. Plejdrup, M. Winther, M. Nielsen, S. Gyldenkærne, M.H. Mikkelsen, R. Albrektsen, M. Thomsen, K. Hjelgaard, P. Fauser, H.G. Bruun, V.K. Johannsen, T. Nord-Larsen, L. Vesterdal, I. Stupak, N. Scott-Bentsen, E. Rasmussen, S.B. Petersen, L. Baunbak og M.G. Hansen (2022). *Denmark's National Inventory Report 2022. Emission Inventories 1990-2020 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.* April 2022.

Niu, M., E. Kebreab A.N. Hristov, J.C. Arndt, A. Bannink, A.R. Bayat, A.F. Brito, T. Boland, D. Casper, L.A. Crompton, J. Dijkstra, M.A. Eugène, P.C. Garnsworthy, M.N. Haque, A.L.F. Hellwing, P. Huhtanen, M. Kreuzer, B. Kuhla, P. Lund, J. Madsen, C. Martin, S.C. McClelland, M. McGee, P.J. Moate, S. Muetzel, C. Muñoz, P. O'Kiely, N. Peiren, C.K. Reynolds, A. Schwarm, K.J. Shingfield, T.M. Storlien, M.R. Weisbjerg, D.R.

Yáñez-Ruiz, & Z. Yu (2018): Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. *Global Change Biology*, 24, s. 3368-3389.

Olesen, J.E., S.O. Petersen, P. Lund, U. Jørgensen, T. Kristensen, L. Elsgaard, P. Sørensen og J. Lassen (2018): *Virkemidler til reduktion af klimagasser i landbruget*. DCA rapport (130).

Petersen, B.M., M.T. Knudsen, J.E. Hermansen og N. Halberg (2013): An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 52, s. 217–224.

Petersen, S.O., D. Abalos og L.S. Jensen (2022): Lattergasemission fra jord – kilder og kontrol. *Vand & Jord*, 29(3), s. 100-103.

Sommer, S.G., S.O. Petersen og H.B. Møller (2004). Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69(2), s. 143-154.

Sommer, S. G., J.E. Olesen, S.O. Petersen, M.R. Weisbjerg, L. Valli, L. Rodhe og F. Beline (2009). Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology*, 15(12), s. 2825-2837.

Taghizadeh-Toosi, A., Christensen, B. T., Hutchings, N. J., Vejlin, J., Kätterer, T., Glendining, M. og Olesen, J. E. (2014a). C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *Ecological Modelling*, 292, s. 11-25.

Vinković, K., T. Andersen, M. de Vries, B. Kers, S. van Heuven, W. Peters, A. Hensen, P. van den Bulk og H. Chen (2022): Evaluating the use of an Unmanned Aerial Vehicle (UAV)-based active AirCore system to quantify methane emissions from dairy cows. *Science of the Total Environment*, 831, s. 1-12.

5 Bilag 1. Oversigt over MCF i den danske emissionsopgørelse

Table 3D-15 National manure management system and MCF vs. IPCC manure management system and MCF, 2020

DK housing systems	Manure type	IPCC MMS ID	MCF estimation	MCF
Cattle				%
Tethered with urine and solid manure	Liquid	4	National estimation	12,3
	Solid	2	IPCC	2
Tethered with slurry	Slurry	3	National estimation	12,3
Loose-holding with beds, solid floor	Slurry	3	National estimation	12,3
Loose-holding with beds, slatted floor	Slurry	3	National estimation	12,3
Loose-holding with beds, slatted floor, scrape	Slurry	3	National estimation	12,3
Loose-holding with beds, drained floor	Slurry	3	National estimation	12,3
Loose-holding with beds, solid floor with tilt	Slurry	3	National estimation	12,3
Deep litter (all)	Deep bedding >1 month	7	IPCC	17
Deep litter, long eating space, solid floor	Slurry	3	National estimation	12,3
	Deep bedding >1 month	7	IPCC	17
Deep litter, slatted floor	Slurry	3	National estimation	12,3
	Deep bedding >1 month	7	IPCC	17
Deep litter, slatted floor, scrape	Slurry	3	National estimation	12,3
	Deep bedding >1 month	7	IPCC	17
Deep litter, solid floor	Slurry	3	National estimation	12,3
	Deep bedding >1 month	7	IPCC	17
Deep litter, solid floor (Calves)	Deep bedding <1 month	6	IPCC	3
Deep litter (boxes)	Deep bedding <1 month	6	IPCC	3
Slatted floor-boxes	Slurry	3	National estimation	12,3
Biogas	Slurry	5	IPCC / National estimation	7,7
Pasture/Range/Paddock**		1	IPCC	1

IPCC MMS ID	IPCC MANURE MANAGEMENT SYSTEMS		MCF
1	Pasture/Range/Paddock		1.0%
2	Solid storage		2.0%
3	Liquid/Slurry	With natural crust cover	10%
4	Liquid/Slurry	Without natural crust cover	17%
5	Anaerobic digester		0-100%
6	Cattle and Swine deep bedding	< 1 month	3%
7	Cattle and Swine deep bedding (cont.)	> 1 month	17%
8	Poultry manure with or without litter		1.5%
9	Sheep, horses and goats		1.0%

6 Bilag 2. Beregninger af andre frekvenser for tømning af stalden

Stald tømmes hver anden måned

Der vil nu hver anden måned ligge VS fra måneden før. Mængden vil dog være mindre, da mængden af organisk stof er mindre og derfor mindre end en tolvtedel af den årlige emission. Der tilføjes stadig gylle og VS hver måned svarende til en tolvtedel af den årlige produktion.

Vi kan splitte metanproduktionsraten op i metan fra gyllen overført samme måned og metan fra gylle overført fra måneden før:

$$F_t = \underbrace{dage_t * 24 * VS_{dt} e^{\left(\ln A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}}_{g\ metan\ fra\ tilføjelse\ af\ VS_d} + \underbrace{dage_{t-1} * 24 * VS_{dt-1} e^{\left(ln\, A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}}_{g\ metan\ fra\ VS_d\ fra\ forrige\ måned}$$
$$= (dage_t * VS_{dt} + dage_{t-1} VS_{dt-1}) * 24 * e^{\left(ln\, A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}$$

For hver anden måned er det sidste led nul. Vi kan omskrive til:

$$F_t = \left(dage_t * VS_{dt} + I^{overførsel} * dage_{t-1} VS_{dt-1}\right) * 24 * e^{\left(ln\, A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}$$

$I^{overførsel}$ er 1, hvis der overføres gylle fra forrige måned og 0, hvis der ikke gør.

Ny gylle ligger i gennemsnit i 15 dage, mens det overførte ligger i 30 dage.

I dette scenarie overføres der kun gylle til tanken hver anden måned. Gyllen ligger i tanken i alle 30 dage. Der antages, at gylletanken tømmes sidst på året.

Stald tømmes efter 15 dage (hver halve måned)

I dette scenarie tømmes stalden to gange i måneden, og der ligger intet gylle til overs fra måneden inden. Vi er derfor tilbage ved vores første formel:

$$F_t = dage * 24 * VS_d e^{\left(\ln A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}$$

Nu ligger gyllen i gennemsnit 8 dage i stalden:

$$\text{dage} = \frac{2 * \sum_{t=1}^{15} t}{30} = 8$$

Der overføres gylle to gange pr. måned. Dvs. i gylletanken har vi på dag 1 gyllen overført fra sidste måned af to omgange (første omgang måned før, anden omgang i starten af den nye måned). På dag 15 tilføjes mere gylle.

$$F_t = \underbrace{30 * 24 * VS_{dt-1} e^{\left(\ln A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}}_{g\ metan\ fra\ VS_d\ fra\ tidligere\ periode} + \underbrace{15 * 24 * VS_{dt} e^{\left(ln\, A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}}_{g\ metan\ fra\ VS_d\ overført\ 15\ dage\ ind\ i\ måneden}$$

$$= (30 * VS_{dt-1} + 15VS_{dt}) * 24 * e^{\left(ln\,A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}$$

Stald tømmes efter 7,5 dage

Antal dage beregnes ud fra samme koncept som før. Gyllen ligger i gennemsnit 4,23 dage. Vi begynder beregningerne fra april måned, og det antages at der ikke overføres gylle i tanken fra marts måned.

Der overføres gylle 4 gange i en måned. Der antages, at den sidste overførelse finder sted den sidste dag på måneden. Derfor medregnes metan ikke fra denne overførelse før i perioden efter.

$$F_t = 4{,}23 * 24 * VS_d e^{\left(\ln A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}$$

Gyllen tømmes over i tanken 3 gange i løbet af måneden.

$$F_t = \underbrace{30 * 24 * VS_{dt-1} e^{\left(\ln A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}}_{g\ metan\ fra\ VS_d\ fra\ tidligere\ perioder} + \underbrace{\sum_{s=1}^{3} dage_s * 24 * \frac{VS_{dst}}{4} e^{\left(ln\,A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}}_{g\ metan\ fra\ VS_d\ overført\ i\ løbet\ af\ måneden}$$

$$= \left(30 * VS_{dt-1} + \sum_{s=1}^{3} dage_s * \frac{VS_{ds}}{4}\right) * 24 * e^{\left(ln\,A - \frac{E_\alpha}{RT}\right)}$$