



Växthusgaser från stallgödsel

– Litteraturgenomgång och modellberäkningar

Lena Rodhe, Andras Baky, Johanna Olsson och
Åke Nordberg



Växthusgaser från stallgödsel

– Litteraturgenomgång och modellberäkningar

Greenhouse gases from manure handling

Av Lena Rodhe, Andras Baky, Johanna Olsson och Åke Nordberg

En referens till denna rapport kan skrivas på följande sätt:

Rodhe, L., Baky, A., Olsson, J. & Nordberg, Å., 2012. Växthusgaser från stallgödsel – Litteraturgenomgång och modellberäkningar. Rapport 402, Lantbruk & Industri. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala. ISSN-1401-4963.

A reference to this report can be written in the following manner:

Rodhe, L., Baky, A., Olsson, J. & Nordberg, Å., 2012. Greenhouse gases from manure handling – Literature review and model validation. Report 402, Agriculture & Industry (In Swedish with English summary). JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering. Uppsala, Sweden. ISSN-1401-4963.

Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning	7
Summary	8
Bakgrund.....	9
Mikrobiologin styr bildningen av växthusgaser	9
Metan.....	9
Lustgas	11
Lagring.....	12
Schablonvärden enligt IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change).....	12
Flytgödsel	14
Modellering av emissioner från lagrad flytgödsel – dansk modell, svenska data.....	19
Anpassning av modell.....	20
Resultat och diskussion.....	21
Fastgödsel.....	22
Spridning.....	24
Generellt	24
Odlingssystem.....	25
Gödselslag.....	26
Flytgödsel	26
Spridningsteknik	26
Fastgödsel.....	29
Lustgas	29
Metan	29
Stallgödsel kontra mineralgödsel	30
Behandling av gödsel.....	30
Rötning.....	30
Lagring.....	30
Spridning.....	31
Separering.....	31
Surgörning av gödsel.....	32
Referenser	33
 Bilaga 1. Emissioner av metan (CH ₄) och lustgas (N ₂ O) från lager på gård eller i pilotskala, med eller utan sväntäcke, främst i Europa	 39
Bilaga 2. Lustgasemissioner efter spridning av nötflytgödsel i fältförsök	41
Bilaga 3. Lustgasemissioner efter spridning av svinflytgödsel i fältförsök.....	43

Förord

I denna rapport sammanfattas forskningen kring växthusgaser från stallgödsel i lager och efter spridning, med fokus på hur olika åtgärder påverkar utsläppen. Dessutom ingår en validering av en dansk modell för beräkning av metanemissioner från lagrad flytgödsel. Stiftelsen Lantbruksforskning (program Mjolkproduktion) har finansierat projektet, där Jordbruksverkets särskilda satsning med inriktning mot växtodling och djurhållning ingår.

Vid JTI har forskare Lena Rodhe varit projektledare och genomfört en stor del av litteratursammanställningen med hjälp av forskare Åke Nordberg, främst lagringsdelen, och forskare Johanna Olsson, främst spridningsdelen. Forskare Andras Baky har utfört valideringen av den danska modellen.

Projektet har haft en referensgrupp bestående av professor Sven G. Sommer vid University of Southern Denmark, seniorforskare Sören O. Petersen, Aarhus University, samt forskare Kristiina Regina, MTT Agrifood Research, Finland. De har alla tillfört kunskap och värdefulla synpunkter till projektet. Vi är också tacksamma för att Sven har gett oss tillgång till modellen för beräkning av metanemissioner från lagrad flytgödsel, samt varit tillmötesgående rörande diskussion av indata.

Uppsala i juli 2012

Eva Pettersson

VD för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Sammanfattning

I denna rapport sammanfattas forskningen kring växthusgaser från stallgödsel i lager och efter spridning. Dessutom ingår en validering av en dansk modell för beräkning av metanemissioner från lagrad flytgödsel.

Stallgödsel innehåller byggstenarna kol och kväve, som är en förutsättning för att växthusgaserna metan (CH_4) och lustgas (N_2O) ska bildas. Eftersom dessa gaser genereras av mikrobiologiska processer är det många miljöfaktorer som har avgörande betydelse för hur stora emissionerna blir. Klimatfaktorer som t.ex. nederbörd och temperatur går inte att påverka, men genom god planering vid hantering av stallgödsel och lämpligt val av teknik kan emissioner av växthusgaser begränsas.

I Sverige lagras den största andelen stallgödsel som flytgödsel. I flytgödselbehållare uppstår en anaerob (syrefri) miljö där CH_4 kan bildas. Låg temperatur i lager minskar CH_4 -bildning och -emissioner, vilket innebär att man bör minimera mängden gödsel i lager under varma månader. Effektiva åtgärder för att minska metangasavgången är att kyla ned gödseln eller att surgöra den ($\text{pH} < 5,5$). I försök har täckning av flytgödselbehållare med plastduk gett lägre CH_4 -gasförluster än motsvarande behållare med halmsväm-täcke eller helt utan täckning. Porösa sväm-täckten bör undvikas eftersom risken är stor att N_2O bildas.

Valideringen av en dansk beräkningsmodell för metangasavgång från lagrad flytgödsel med svenska mätdata, visade att modellen överskattar metanemissionerna i förhållande till uppmätta emissioner. Orsaken till detta kan vara storleken på den satta "frekvensfaktorn", som har stor betydelse för resultatet. Vidare kan det finnas osäkerheter i gödselns sammansättning och att modellen inte tar hänsyn till att koldioxid (CO_2) bildas vid nedbrytning av organiskt material.

Från lagrad fastgödsel har emissioner av N_2O den största påverkan på klimatet. Täckning med plastduk minskar effektivt dessa utsläpp enligt några rapporterade forskningsresultat. Vid rötning av flyt- och fastgödsel samlas metan upp från röt-kammare, vilket betyder att det också är möjligt att samla upp gas från gödsel-lagret.

Vid stallgödselhantering är det den gödslade marken som ger den största påverkan på klimatet i form av N_2O -emissioner. Omfattningen och variationen på N_2O -emissionerna från gödslad åkermark beror på många faktorer, där fuktighet och temperatur har stor inverkan på markprocesserna. Tillförsel av kol och kväve med stallgödsel till marken stimulerar bildningen av N_2O . "Goda råd" för att minska utlakning kan tillämpas även för att minimera N_2O -emissioner från mark, dvs. tillämpa precision vid spridning, både i tid och platsspecifikt, samt undvik lätt-lösligt kväve i marken på hösten. Tilläggs-giva med mineralgödsel bör anpassas efter stallgödselns kväveeffekt och grödans behov. Metangasbildningen i mineral-jordar är oftast försumbar. Ammoniak från stallgödsel kan ge indirekta emissioner av lustgas efter att ammoniakkvävet deponerats på marken. Teknik som minimerar ammoniakavgången, t.ex. myllningsaggregat, ger därmed en reduktion av indirekta N_2O -emissioner. Myllning av stallgödsel kan dock gynna N_2O -bildning när flyt-gödseln placeras i strängar i marken, men sett i ett helhetsperspektiv, då även hänsyn tas till ammoniakavgången och behovet av att kompensera förlorat kväve med mineralgödsel, så bedömer flera forskare att det även ur klimatsynpunkt är acceptabelt att mylla flytgödsel.

Summary

This report provides an overview of research in the field of greenhouse gases (GHG) originating from manure in storage or after field application. It also includes a validation of a Danish model for calculating methane emissions from stored cattle slurry.

The carbon (C) and nitrogen (N) in animal manure are found in the GHG methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), respectively. Microbiological processes generate these gases and the environmental conditions for microbes are often crucial for the magnitude of emissions. Although climate conditions such as precipitation and temperature cannot be controlled, this literature review shows that through good management and suitable technology the GHG emissions from manure handling can be minimised.

In Sweden most manure is handled as slurry. In stored slurry anaerobic conditions (lack of oxygen) prevail, which promotes the formation of methane. Low temperatures limit methane formation and consequently methane emissions, so a recommendation is to minimise the amount of slurry kept in storage during warm periods and to promote cold storage conditions. Efficient measures to reduce methane emissions from slurry include cooling or acidifying the slurry to a pH less than 5.5. Covering stored slurry with plastic sheeting can also reduce methane emissions compared with covering it with a stable straw crust or leaving it without a cover. Porous crusts should be avoided, as they can cause conditions for N₂O formation through nitrification and denitrification.

Validation of the Danish model for simulating CH₄ emissions from stored slurry using experimental data showed that simulated emissions were overestimated. This could be due to the magnitude of the Arrhenius parameter, which has a major influence on the results. In addition, the characterisation of the slurry may be incomplete and the model does not take into account the formation of carbon dioxide (CO₂).

Stored solid manure may generate N₂O emissions with a high impact on global warming. A plastic cover can effectively reduce these emissions, according to research reports. On farms with a digester plant for liquid and solid manure and gas collection systems, the CH₄ gas from stored slurry could be collected under a gastight cover in the storage and used as energy.

In total for manure handling, the largest emissions of GHG are from manure-fertilised soil and occur in the form of N₂O. The CH₄ emissions from mineral soils are often negligible. The magnitude and variation in amount of N₂O emissions depend on many factors, with soil water content and temperature having a large impact on soil processes. Addition of C and N with manure stimulates N₂O formation. 'Good agricultural practice' for minimising nitrate leaching should be employed, which means applying slurry according to crop nutrient requirements, in time and at the appropriate rate, and avoiding surpluses of soluble N in soil in autumn. Complementary mineral fertilisation should be adapted to crop nutrient utilisation of the manure and crop requirements. Low emission techniques such as injection, lead to low ammonia emissions and thereby low indirect N₂O emissions. However, While injection of slurry may increase N₂O emissions compared with band spreading, this is compensated for by reduced ammonia (NH₃) emissions, leading to less use of synthetic N and associated release of GHG during production and transport and in soil. Therefore, injection is acceptable from an overall view of GHG emissions.

Bakgrund

Aktuella växthusgaser från jordbruket är metan (CH_4) och lustgas (N_2O). Metan bildas vid idisslarnas matsmältning och i anaeroba flytgödsellager. Lustgas är en mycket ”stark” växthusgas som bildas i marken och stimuleras av gödsling. Lustgas avgår också från fastgödsellager. Idag står lantbruket för de största utsläppen av växthusgaserna CH_4 och N_2O , och totalt bidrog lantbruket med 13 % av växthusgasutsläppen i Sverige år 2008 (Naturvårdsverket, 2010).

Sett ur ett livscykelperspektiv på mjölk- och köttproduktionen i Sverige har Cederberg m.fl. (2009) bl.a. föreslagit förbättrad stallgödselanvändningen i hela kedjan samt att minska förlusterna av reaktivt kväve som åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser. Cederberg m.fl. (2009) rekommenderar också en satsning på biogasproduktion, särskilt från svinflytgödsel. I ett vidare perspektiv pekar engelska forskare (del Prado m.fl., 2010) på möjligheter att minska förlusterna genom genetiska förbättringar hos djur och grödor, användning av nitrifikationshämmare i marken, men också förändrade betessystem och foderstater. De konstaterade dock att vissa åtgärder kan medföra försämringar inom andra områden, t.ex. ammoniakavgång, djurmiljö och biologisk mångfald.

Målet med denna studie, finansierad av SLF Mjölproduktion, är att under svenska förhållanden identifiera effektiva och ekonomiska åtgärder för att minimera utsläpp av växthusgaser från stallgödsel i mjölkproduktionen samtidigt som miljömålen ”Bara naturlig försurning” och ”Ingen övergödning” uppfylls. Dessutom ingår en validering av en dansk modell för emissioner från lagrad flytgödsel.

Mikrobiologin styr bildningen av växthusgaser

Bildningen av växthusgaserna metan och N_2O styrs av biologiska processer.

Metan (CH_4)

Under syrefria (anaeroba) förhållanden bildas CH_4 från biologiskt nedbrytbart material. Den mikrobiella produktionen av CH_4 påverkas främst av tillgången på omsättbart organiskt material och olika miljöfaktorer. Temperaturen har stor betydelse och produktionen stimuleras vid temperaturhöjning, något som utnyttjas för att öka metangasproduktionen vid rötning. Vid hantering av stallgödsel är det främst från flytgödsellager som CH_4 avgår.

Mikroorganismer, s.k. metanogener, producerar CH_4 , och dessa metanbildare kan indelas i två grupper:

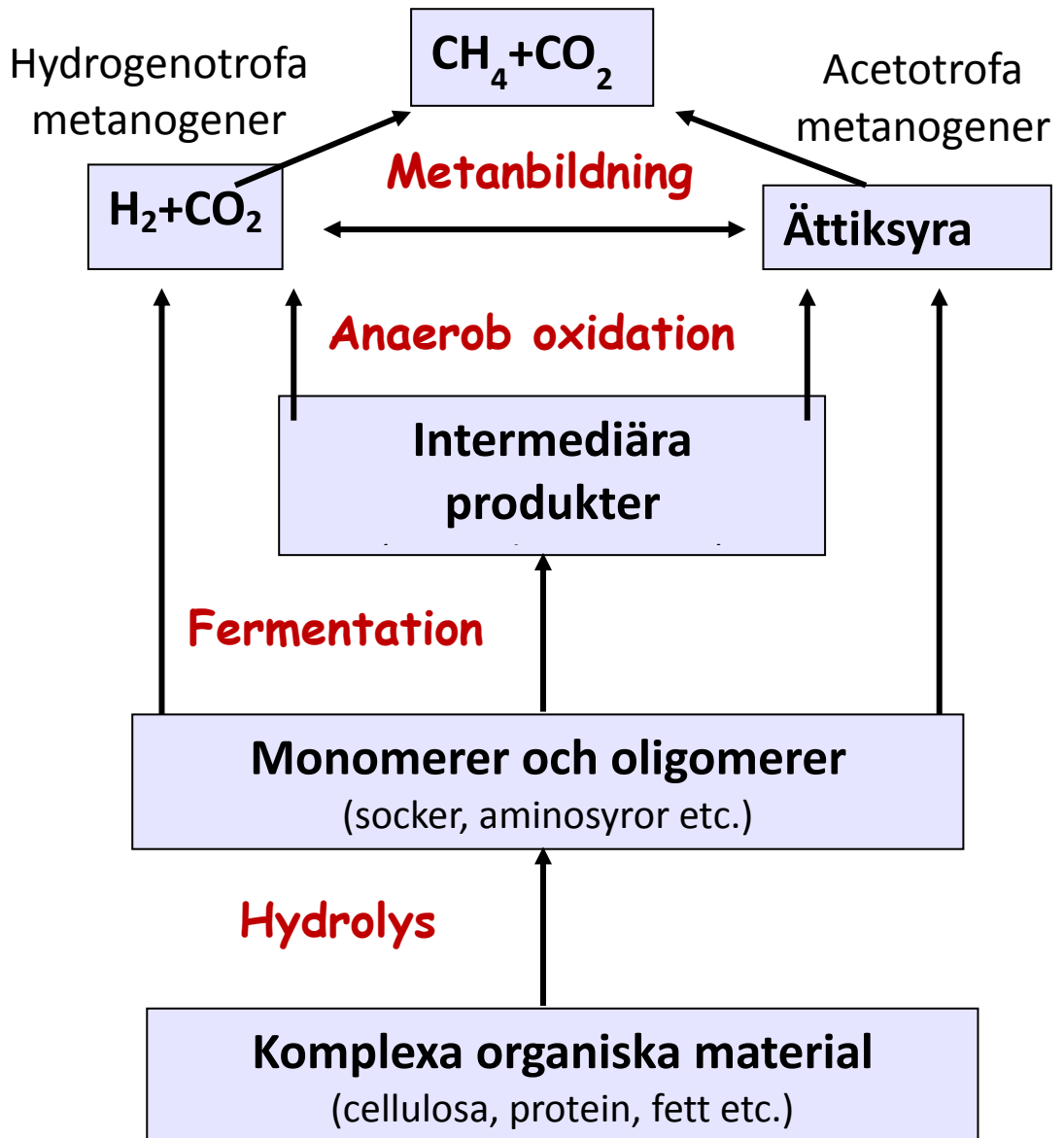
- a) hydrogenotrofa metanogener, där CH_4 bildas från vätgas och CO_2
- b) acetotrofa metanogener, där metan bildas från ättiksyra.

Produktionen av metan bygger dock på en nedbrytningsprocess som sker i flera steg där olika mikroorganismer samverkar (figur 1). Komplexa material (t.ex. cellulosa) spjälkas till enklare sockerarter som i sin tur fermenteras till organiska syror (t.ex. propionsyra). De organiska syrorerna ombildas därefter till ättiksyra, vätgas och CO_2 , som används av metanogenerna.

Metanogener finns naturligt i syrefria miljöer, t.ex. sjöar, sediment myrar, jordar samt i våmmen hos idisslare, vilket gör att de även förekommer i gödsel (Dehority, 2002).

Det finns en rad miljöfaktorer som avgör metanogenernas aktivitet och därmed metanbildning. Förutom syrefria förhållanden och tillgång på kol, energi och näring, är temperatur och pH de viktigaste. I ett flytgödsellager uppstår syrefria förhållanden i praktiskt taget hela lagervolymen. Det är bara vid ytan som syre kan diffundera in och vid kraftig omrörning kan det ske en masstransport av syre till gödseln. Syre förbrukas dock snabbt av fakultativa aeroba mikroorganismer, varvid anaeroba förhållanden uppstår efter att omrörningen stängts av. Tillgång på kol, energi och näring är god i gödsel och pH ligger ofta i ett neutralt område (pH 7-8), vilket är optimalt för metanbildning. Massé m.fl. (2008) uppmätte i laboratorium dubbla metanproduktionen från lagrad flytgödsel vid gödseltemperaturen 20°C jämfört med 10°C.

Temperatur kan i ett gödsellager därför betraktas som en av de mest avgörande parametrarna för metanbildningsaktiviteten. Metanogenerna kan delas in i olika grupper beroende på vid vilken temperatur de har högst aktivitet: psykofila (<15 °C), mesofila (35-40 °C) och termofila (55-60 °C). Oftast är den optimala temperaturen starkt kopplad till den miljö som metanogenerna har sitt ursprung i. För gödsel är det djurens mag- och tarmsystem, vilket ligger i det mesofila temperaturintervallet. Genom att hålla en låg temperatur (< 20°C) kan man kraftigt minska metanproduktionen och därmed metanemission från flytgödsellager. En systemanalys av lagring av nötflytgödsel i stall och lager i Sverige respektive i Italien visade på mer än fyra gånger högre CH₄-emissioner från lagrad nötflytgödsel i Italien än i Sverige (Sommer m.fl., 2009). Förklaringen till detta var lägre temperatur hos lagrad gödsel i Sverige vilket dels berodde på svalare klimat, dels på att stallarna gödslades ut dagligen, till skillnad från i Italien där det skedde en gång i kvartalet.



Figur 1. Nedbrytningsschema av komplext organiskt material till metan och koldioxid under anaeroba förhållanden (Baserat på Nordberg, 1996).

Lustgas (N₂O)

Lustgas bildas under både nitrifiering och denitrifiering (figur 2). Vid stallgödselhantering är den stora utsläppskällan från gödslad mark, men också från lagrad fastgödsel och flytgödsel med svämtäcke.

I marken förekommer kväve både som nitratjon (NO₃⁻) och ammoniumjon (NH₄⁺) i markvätskan samt som NH₂-grupper och liknande kväveföreningar i humusämnen. Humus representerar markens egentliga kväveförråd och kan genom mikrobiella processer göras tillgängligt för växterna genom mineralisering. Genom mineralisering bryts det organiska materialet ner och kvävet frigörs som ammonium. Det är stora mängder kväve som kan frigöras under ett år, 50-150 kg kväve, men detta påverkas av hur intensivt jorden bearbetas samt på årsmånen (Weidow, 1998). Lustgas bildas biologiskt av bakterier och svamp i marken genom främst två processer; nitrifikation och denitrifikation.

Under nitrifikation, som är en aerob dvs. syrekrävande process, mineraliseras organiskt bundet kväve och kan sedan oxideras till nitrat. Se stegen i nitrifikationen nedan (Eriksson m.fl., 2005):

Nitrifikation: Organiskt N \rightarrow NH_4^+ \rightarrow nitrit (NO_2^-) \rightarrow NO_3^-

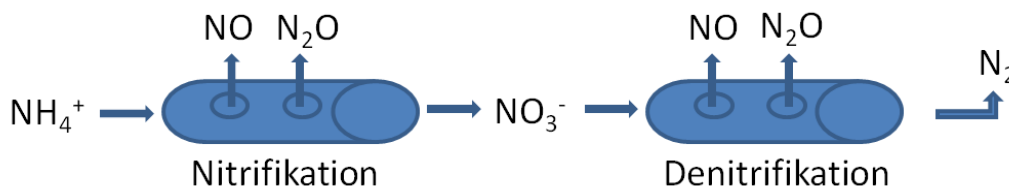
Parametrar som gynnar nitrifikation är högt pH och höga halter av NH_4^+ . Det bör tilläggas att N_2O och NO kan bildas som en biprodukt i nitrifikationsprocessen (figur 2).

Under denitrifikation, som är en anaerob dvs. syrefri process, omvandlas eller reduceras nitrat först till N_2O och sedan till kvävgas (N_2). Se stegen i denitrifikationen nedan (Havlin m.fl., 2005):

Denitrifikation: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Både N_2 och N_2O försvinner till atmosfären. Avgången av kvävgas är betydligt större än avgången av N_2O och bidrar till de största kväveförlusterna i marken. Bildande av N_2O istället för kvävgas gynnas om pH är lågt och om det finns en viss tillgång till syre.

Syrebrist kan uppstå i mark då markporerna är fulla med vatten, eller då markporerna har kompakterats av t.ex. tunga maskiner. Nedbrytning av organiskt material kan också sänka syrekoncentrationen i marken genom de nedbrytande aeroba mikroorganismernas respiration. Detta bidrar till att anaeroba processer som denitrifikation kan ske i marken. Nitrifikationen bromsas upp om det finns mycket ammonium och lite syre, då kan istället för nitrit och nitrat bildas N_2O och kväveoxid enligt figur 2.



Figur 2. Lustgasavgången från nitrifikation och denitrifikation illustrerat som ett rör med hål i, när trycket blir för högt läcker kväveoxid och lustgas ut (baserad på Firestone & Davidson, 1989 samt Sylvia m.fl., 1998).

Lagring

Schablonvärden enligt IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change)

I IPCC:s guidebok (IPCC, 2006) för beräkning av nationella utsläpp av växthusgaser anges schablonvärden som kan användas i brist på nationella mätningar av CH_4 - och N_2O -emissioner från lagrad gödsel både i stall och i lager.

För metangasemissioner från lagrad stallgödsel anger IPCC metanomvandlingsfaktorer (methane conversion factor, MCF) för olika klimat och gödselsystem. MCF anger de faktiska emissionerna ($\text{m}^3 \text{CH}_4$ per kg glödförlust [volatile solids; VS]) i relation till den maximalt möjliga (B_0 ; $\text{m}^3 \text{CH}_4$ per kg VS) enligt formeln:

$$\text{MCF} = [\text{CH}_4 (\text{m}^3) / (\text{VS}_{\text{IN lager}} * B_0) (\text{m}_3)] * 100.$$

För flytgödsel lagrad vid årsmedeltemperaturer för luft lägre än 10°C , anges en MCF på 10 % när det finns ett naturligt svämtäcke på gödselytan och 17 % när svämtäcke saknas. För fastgödsel är motsvarande schablonvärde 2 % för regioner med årsmedeltemperaturer för luft lägre än 10°C .

IPCC uppmuntrar att varje land tar fram landsspecifika MCF, eftersom förutsättningarna kan vara så olika för olika regioner och produktionssätt. Vid mätning och presentation av MCF är det enligt IPCC (2006) därför också viktigt att ange:

- Beskrivning av foder och djur
- När gödseln lagras och sprids
- Hur länge gödseln lagras
- Gödselns egenskaper (t.ex. koncentrationer av VS)
- Mängd gödsel kvar i lager efter tömning (ymp för metanbildning)
- Tid och temperaturfördelning mellan inomhus- och utomhuslager
- Temperaturvariation hos luft över dygnet
- Temperaturvariation under året.

På motsvarande sätt anges emissionsfaktorer för N_2O ($\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$) av IPCC (2006). Expertgruppen bedömer att det inte avgår någon N_2O från flytgödsel förutom när det finns ett naturligt svämtäcke, då IPCC anger emissionsfaktorn 0,5 % av totalkväve (total-N) i gödseln, samma som för fastgödsel.

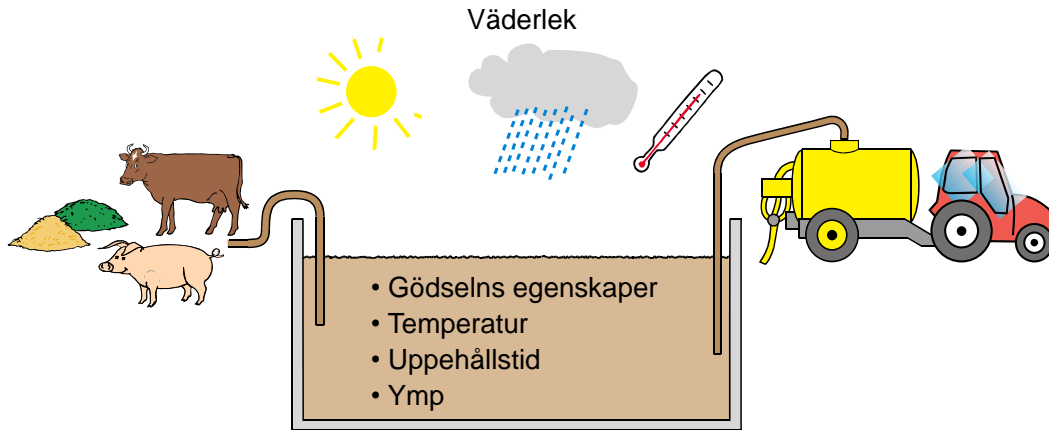
I den vetenskapliga litteraturen anges ofta metanemissionerna som g CH_4 per m^3 och dag, speciellt då mätningarna har utförts på gårdslager. I studier i mindre skala, pilotskala, då egenskaperna hos gödseln är kända, presenteras metanproduktionen ibland per kg VS. För att kunna beräkna MCF behöver också B_0 vara känd och den kan bestämmas genom utrötning i laboratorium under anaeroba förhållanden (ofta 37°C , 100 dagar). Eftersom det är en tidsödande metod, används också IPCC:s schablonvärden för B_0 som är $0,24 \text{ m}^3 \text{CH}_4$ per kg VS för nötflytgödsel och $0,45 \text{ m}^3 \text{CH}_4$ per kg VS för svinflytgödsel för Västeuropeiska förhållanden i djurproduktion. Därefter kan MCF beräknas för den aktuella gödseln (IPCC, 2006).

I IPCC:s guidebok (IPCC, 2006) finns också schablonvärden för lustgasemissioner från lagrad (hanterad) stallgödsel. Emissionsfaktorerna (EF) (lagring) anges som kg $\text{N}_2\text{O-N}$ av totala mängden N utsöndrad från djuren. För flytgödsellager med naturligt svämtäcke och för fastgödsel är emissionsfaktorn 0,5 %, men för flytgödsel utan svämtäcke anger IPCC faktorn noll.

I litteraturen har mätningar utförts för att kvantifiera utsläppen av växthusgaser från flyt- och fastgödsel under olika förutsättningar. Faktorer som studerats har bl.a. varit variationer under året, påverkan av olika täckningsmaterial, samt påverkan av omrörning i flytgödsellager och packning av fastgödselhögar.

Flytgödsel

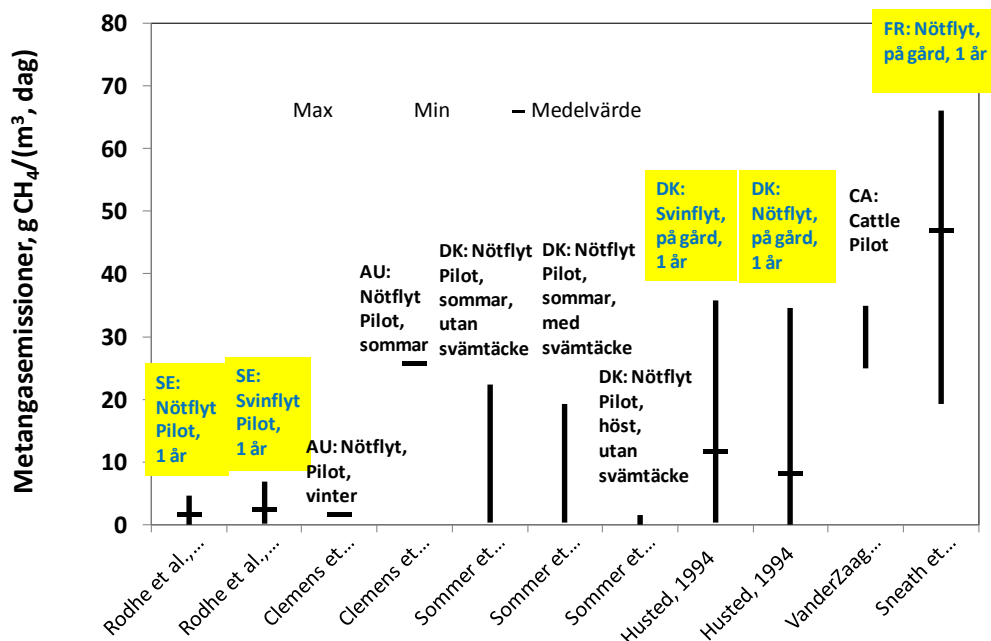
Flytgödsel lagras anaeroft (syrefritt) och därmed stimuleras metanbildningen. Faktorer som påverkar metanbildningen i ett gårdslager visas i figur 3.



Figur 3. Metanbildningen påverkas av gödselns egenskaper, temperatur, uppehållstid i lager och om det finns någon ymp som stimulerar metanbildningen.

Energirik foderstat med hög koncentration av giva och ensilage baserad på lusern och majs genererar lägre metanemissioner från gödseln i lager än om foderstaten är baserad på grovfoder (hö) visar Massé (2008).

I figur 4 visas uppmätta metangasemissioner från utvalda försök, som är utförda antingen i gårdslager eller i pilotskala. Gulmarkeringarna anger försök som pågått under ett helt år. I bilaga 1 presenteras motsvarande värden i siffror.



Figur 4. Emissioner av metan presenterade som metan (g) per m³ gödsel och dag (Clemens m.fl., 2006; Husted, 1994; Rodhe m.fl., 2008; 2010b; Sneath m.fl., 2006; Sommer m.fl., 2000; VanderZaag m.fl., 2010)

Figur 4 visar att variationen är stor både lokalt (över tiden) och regionalt, och det senare går delvis att förklara med klimatskillnader. Resultaten är ordnade så att de nordliga försöken ligger till vänster och de mer sydliga (varma) platserna ligger till höger på skalan. I Danmark var det stora skillnader mellan sommar och vinter, med lägre emissioner på vintern (0,02-1,4 g CH₄/m³, dygn) och högre på sommaren (17,5-34,5 g CH₄/m³, dygn) enligt Husted (1994). Husted (1994) beräknade de årliga emissionerna till 15,5 kg CH₄ per ko respektive 8,9 kg CH₄ per gylta. Sneath m.fl. (2006) kunde dock inte visa någon korrelation mellan lufttemperatur och metangasavgång när de mätte på ett lager nedgrävt under marknivå. Temperatursvängningarna i luften påverkade inte gödseltemperaturen nämnvärt. I kanadensiska försök där lufttemperaturen i medeltal var 8,4 °C över året, var temperaturen 0,6 m ned i flytgödseln ca 4 grader högre och i det fallet starkt relaterad till lufttemperaturen (Park m.fl., 2006). I svenska försök har vi uppmätt samma eller lägre årsmedeltemperatur i gödsel som i luften (Rodhe m.fl., 2008). Då har gödselbehållarna varit till hälften placerade under markytan.

Lustgasemissioner från lager relateras ofta till ytan (m²) och presenteras därför per ytenhet, t.ex. som g N₂O-N per m² och dag (Sommer m.fl., 2000). Det innebär att med ökat lagringsdjup så blir emissionsfaktorn E_{N₂O} (% av N₂O-N i träck och urin) lägre per m³ eftersom ytan blir densamma medan volymen ökar. I bilaga 1 visas både data för emissioner av CH₄ och N₂O från utvalda försök. Sommer m.fl. (2000) fann att nötflytgödsel med svämtäcke gav upphov till N₂O-emissioner under sommaren. Under hösten, då svämtäcket var vattenmättat, var det däremot inga N₂O -emissioner.

Täckning

Täckning av flytgödselbehållare är en effektiv åtgärd för att minimera ammoniakavgången (Sommer m.fl., 1993; Karlsson, 1996) då täckningen skapar ett övergångsmotstånd, så att ammoniak som bildas vid ytan inte har förmåga att övergå i gasform och avdunsta.

VanderZaag m.fl. (2008) har gjort en sammanställning över hur flytande täckningar i flytgödsellager påverkar utsläpp av olika gaser. De indelar täckningarna i typerna 1) naturmaterial (t.ex. naturligt svämtäcke, halm, torv och Lecakulor), 2) syntetiska material (geotextil, plast och gummi) samt 3) kombinationer av natur- och syntetmaterial. De flesta täckningar minskar effektivt ammoniakavgång och lukt. Få studier innehöll mätning av växthusgaserna metan och N₂O och då var studierna ofta utförda i liten skala. Permeabla täckningar som halm ökade N₂O emissionerna vid uttorkning (Sommer m.fl., 2000; Amon m.fl. 2006; Berg m.fl., 2006), men gav i vissa fall också mindre förluster av metan (Sommer m.fl., 2000; Clemens m.fl., 2006) jämfört med gödsel utan täckning. Sommer m.fl. (2000) förklarar detta med att metan kan oxidera i ett poröst svämtäcke och att metanet därmed övergår till CO₂. Detta sker när det är negativ vattenbalans, dvs. svämtäcket är delvis uttorkat. Guarino m.fl. (2006) fann att tjockleken hos det permeabla svämtäcket (halm, kutterspån, majsstjälkar, Leca) påverkade på så sätt att minskningen av metanemissionerna var lägre för tunnare skikt än för tjockare skikt. VanderZaag m.fl. (2009) studerade gasemissioner från nötflytgödsel under sommarförhållanden (juni till oktober) med 15 eller 30 cm tjock halmtäckning eller utan täckning som referens. Under 122 dagars lagring gav halmtäcke ökade N₂O-emissioner och CO₂-emissioner, medan metanemissionerna blev lägre jämfört med utan täckning. Den 15 cm tjocka täckningen minskade metanförlusten

med 24 %, medan 30 cm tjockt halmtäcke gav motsvarande 28 % reduktion jämfört med ej täckt gödsel.

Clemens m.fl. (2006) fann att trätak minskade metangasemissionerna från flytgödsellager av både rötad och icke rötad nötflytgödsel jämfört med utan täckning. På den rötade gödselns yta fanns ett skapat halmsvämätäcke, medan det på den icke-rötade gödseln bildades ett naturligt svämätäcke. Däremot minskade inte metanförlusterna med ett halmsvämätäcke jämfört med inget svämätäcke för rötad gödsel. Ett tak skyddar svämätäcket från regn och hjälper därmed till att hålla det torrt under vintern, men förhindrar också att det torkar ut för mycket under sommaren. Clemens m.fl. (2006) refererade till Sommer m.fl. (2000) rörande metanoxidation i halmsvämätäcket och antog att genom att utestänga regn gav taket ett relativt torrt svämätäcke, som oxiderade metan.

Senare studier av VanderZaag m.fl. (2010) omfattar hur täckning av permeabelt syntetiskt material (BiocapTM) påverkade emissionerna av växthusgaser och ammoniak från nötflytgödsel. Tre behållare (1,3 m djupa, 6,6 m² vardera) täcktes med Biocap och emissionerna mättes under 165 dagar inklusive tre dagar med omrörning under maj till och med oktober. Ytterligare tre behållare var kontroller utan täckning. Metan, CO₂ och N₂O mättes och resultaten visade att täckning minskade ammoniakavgången med ca 90 % jämfört med kontrollen, trots att det bildades skorpa på behållarna i kontrollen. Täckning minskade också ammoniakavgången under omrörning. Täckta behållare gav också lägre emissioner av CO₂ och N₂O. Däremot minskade inte metanemissionerna och därmed resulterade täckningen inte i någon större minskning av växthusgasutsläppen.

I svenska försök (Rodhe m.fl., 2008; 2009; 2010a; 2010b) utförda i Sverige mättes växthusgaser under ett år från nöt- respektive svinflytgödsel i småskaliga lager placerade utomhus, med och utan olika täckning (figur 5). Anläggningen konstruerades så att förhållandena i försökslagren skulle efterlikna de i storskaliga gårdslager när det gäller gödseltemperatur, klimat, fyllning och tömning.



Figur 5. JTI:s anläggning för mätning av växthusgaser från lagrad flytgödsel.

Emissioner av växthusgaser (CH_4 och N_2O) mättes från flytgödsel utan täckning och med två typer av täckning, nämligen halmsvämtäcke och flytande plastduk. För både nöt- och svinflytgödsel gällde att metan avgick från alla gödsellager, men bara cirka hälften så mycket under det kalla halvåret, oktober till april, jämfört med den varmare delen av året (tabell 1). Från lagren med plastdukstäckning var CH_4 -gasavgången lägre än från övriga lager, medan det inte var så stor skillnad mellan inte täckt lager och lager med halmsvämtäcke. Under varma perioder bildades synbara gasbubblor under plastduken. När och hur den inneslutna gasen avgick är okänt. Om gasen pös ut kontinuerligt fångas det in av de momentana mätningarna, men om gasen avgick under mycket kort tid så kan mätningarna ha missat detta. En förklaring till minskade CH_4 -emissioner under sommaren kan vara att koncentrationen för gaser som hämmar CH_4 -bildningen t.ex. svavelväte (H_2S) har ökat genom täckningen.

Tabell 1. Emissioner av metangas från flytgödsel i lager med olika täckning/ingen täckning (g CH_4 /kg VS) för lagring höst till vår respektive vår och höst, nöt- och svinflytgödsel. Studierna utförda i Sverige (Rodhe m.fl., 2008; 2009; 2010b; Inskickat manus 2012)

Tidsperiod	Utan täckning	Halmsvämtäcke	Plastduk
<i>Nötflytgödsel</i>			
Oktober – april, 210 dagar	4,8	3,6	4,5
Maj – oktober, 157 dagar	8,6 ^b	9,0 ^b	4,0 ^a
Medeltal per år	6,4	5,9	4,3
<i>Svinflytgödsel</i>			
Oktober – april, 210 dagar	4,4	6,3	3,2
Maj – oktober, 157 dagar	10,9	10,0	4,5
Medeltal per år	7,0	7,7	3,7

^{a,b} Värden med olika bokstäver (horisontellt) visar på statistiskt säkra skillnader $p < 0,05$

För svinflytgödsel bildades dock avsevärda mängder lustgas från gödseln med halmsvämtäcke och lustgasens effekt på den globala uppvärmningen översteg metanets för dessa lager. Andelen av maximal möjlig CH_4 från den lagrade gödseln översteg aldrig 3 %, vilket ska jämföras med schablonvärdet 10 % som rekommenderas av IPCC vid en lagringstemperatur lägre än 10°C (tabell 2). Låg medeltemperatur (8°C) och en medellagringstid på ca 3 mån kan förklara den låga uppmätta förlusten jämfört med schablonvärdena från IPCC. Andelen av kvävet som avgick som N_2O under lagringen var knappt mätbar med undantag för svin-gödseln med halmsvämtäcke, där emissionsfaktorn var 0,74 %.

Tabell 2. Emissionsfaktorer (MCF) för metan i % från flytgödsel i lager med olika täckning/ingen täckning för lagring höst till vår respektive vår till höst, nöt- och svinflytgödsel (Rodhe m.fl., 2008; 2009; 2010b; Inskickat manus 2012)

Tidsperiod	Utan täckning	Halmsvämtäcke	Plastduk
<i>Nötflytgödsel</i>			
Oktober – april, 210 dagar	2,0	1,5	1,9
Maj – oktober, 157 dagar	3,6 ^b	3,8 ^b	1,7 ^a
Medeltal per år	2,7	2,5	1,8
<i>Svinflytgödsel</i>			
Oktober – april, 210 dagar	1,6	2,3	1,2
Maj – oktober, 157 dagar	4,0	3,6	1,7
Medeltal per år	2,6	2,8	1,4
<i>Flytgödsel IPCC</i>			
Schablonvärden, < 10°C	17	10	10

^{a,b} Värden med olika bokstäver (horisontellt) visar på statistiskt säkra skillnader $p < 0,05$

Omrörning

Flytgödselbehållare rördes om 8 timmar per dag under fem dagar och det avgick då avsevärda mängder av CO₂, CH₄ och ammoniak från behållare utan och med halmsvämtäcke (15 respektive 30 cm tjockt) och jämfördes med icke omrörd flytgödsel (VanderZaag m.fl., 2009). Totalt sett var växthusgasförlusterna ungefär desamma från alla led under omrörning. Direkt efter start av omrörning ökade emissionerna av CO₂ och CH₄ dramatiskt, med högst värden under första omblandningsdagen. När omrörningen stoppades, minskade snabbt emissionerna av CO₂ och CH₄ till nivåer under de som rådde innan omrörning och under nivån i den icke omrörda tanken. Totalt sett blev skillnaden i CH₄-gasemissioner mycket liten, med något högre emissioner från de omrörda leden jämfört med icke omrörda behållare. Ammoniakemissionerna ökade dock under omrörning och var högst från behållare som varit täckta, och därmed blev den minskade ammoniakavgången lägre dvs. för 15 cm 68 % reduktion och för 30 cm täckning 76 % minskning jämfört med behållare utan täckning. Trots denna utjämning mellan leden när man inkluderar omrörningen, så innebär halmtäckena totalt en minskning av CH₄ och ammoniak jämfört med utan täckning. Senare studier av VanderZaag m.fl. (2010) visar att omrörning ger signifikant högre emissioner av ammoniak och CO₂, medan lustgasen minskar och omrörningen har ingen effekt på CH₄-emissionerna under en 24-timmarsperiod.

Svenska försök visar 43-137 ggr högre koncentrationer av CH₄ ovan gödselytan direkt efter omrörning jämfört med innan omrörning (Rodhe m.fl., 2008), medan N₂O-koncentrationerna var mycket låga både före och efter omrörning.

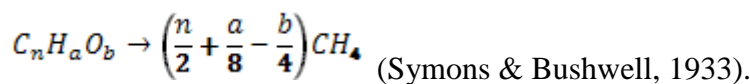
VanderZaag m.fl. (2010) gjorde också studier över tre dygn för att se hur emissionerna varierade, med registreringar var fjärde minut. De drog slutsatsen att CH₄-emissionen består av två komponenter, en basemission, som antagligen sker pga. diffusion, och en som sker mer intermittent, som antagligen beror på bubbel-emissioner (ebullition). I deras studie var bubblor en huvudkomponent av emissionerna både från täckt och inte täckt lager. Det betyder att alltför korta mätperioder är olämpligt för att mer noggrant kunna bestämma CH₄-emissioner från flytgödsel eller för att göra en säker jämförelse mellan behandlingar.

Dygnsmätningarna visade toppar, som varade ca 1-2 timmar, och dessa var ca 5-10 ggr så höga jämfört med basemissionen. Slutsatsen var att korta mätningar (minuter till timmar) är olämpligt för att bestämma CH₄-emissioner från flytgödsel. MCF beräknades till 55 % med IPCC:s schablonvärde för B₀ för nötflytgödsel (0,24 l per g VS). Även N₂O- emissionerna varierade över dygnet, men denna emission var starkt korrelerad till lufttemperaturen.

Modellering av emissioner från lagrad flytgödsel – dansk modell, svenska data

En dansk modell för att beräkna emissioner av CH₄ i lagrad flytgödsel (Sommer m.fl., 2004) utvärderades genom att sätta in faktiskt uppmätta metangasemissioner från lager från studien av Rodhe m.fl. (2008). Modellen utgår från mängden nedbrytbar organisk substans (VS) i gödseln. Med hänsyn till uppehållstider i stall innan utgödsling och temperaturen i stall och lager beräknas metanemissionerna.

Det organiska materialet (VS) delas in i två fraktioner, dels i lätt nedbrytbart VS_L, dels svårnedbrytbart VS_T. Det två fraktionerna utgörs av olika kolföreningar som kolhydrater, proteiner, fett, flyktiga fettsyror (VFA) och lignin. Modellen beräknar utifrån andelen kolföreningar den teoretiska metanbildande potentialen. Beräkningen i modellen sker med nedanstående formel:



Modellen tar hänsyn till temperaturens påverkan vid metanbildning och beräknas med formeln (Sommer m.fl., 2004):

$$F(T) = [(VS]_L \times b_1 \times \exp\left(\ln(A) - \left(\frac{E_a}{RT}\right)\right) + VS_T \times b_2 \times \exp\left(\ln(A) - \left(\frac{E_a}{RT}\right)\right)] \times 24$$

Parametrar och variabler som styr metanbildningen i stall och lager är:

- Frekvensfaktorn, $\ln(A) = 43,3 \text{ g CH}_4 \text{ kgVS}^{-1} \text{ h}^{-1}$
- Aktiveringsenergin, $E_a = 112,7 \times 10^3 \text{ J}$
- Allmänna gaskonstanten $R = 8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$
- T = Lagertemperaturen i Kelvin (K)
- b_1 = Hastighetsfaktor för nedbrytning av VS_L, dimensionslös
- b_2 = Hastighetsfaktor för nedbrytning av VS_T, dimensionslös

Aktiveringsenergin och den allmänna gaskonstanten är parametrar och ändras inte. b_1 och b_2 antas även de vara konstanta. Frekvensfaktorn $\ln(A)$ är i modellen anpassad efter IPCC-värden för bildning av metan (Sommer, pers. medd., 2010). Temperaturen (T) är en variabel som beror av rådande förhållanden.

Anpassning av modell

Ett antal förändringar gjordes av modellen för att anpassa den efter de existerande mätdata framtagna vid lagringsförsök av Rodhe m fl. (2008). Utifrån analys av den använda flytgödseln avseende kolföreningar i VS ändrades förhållandet mellan VS_L och VS_T jämfört med modellens grundinställning (tabell 3).

Tabell 3. Fördelning (%) av kolföreningar i VS i gödsel från modellens grundinställning och använd vid lagringsförsök.

	Grunddata från modellen		Sammansättning, gödsel (Rodhe m.fl., 2008)	
	VS_L	VS_T	VS_L	VS_T
Kolhydrat	41,5	16,6	29,9	12
VFA	4,0		11,8	
Fett	7,7		3,5	
Protein	16,8		33	
Lignin		13,5		9,8

I ursprungsversionen utgår modellen från medeltemperaturer per månad vid beräkningen av metanbildning i lager. Modellen anpassades till att använda medeltemperaturer per dygn uppmätta i de svenska försöken (Rodhe m.fl., 2008). I modellen användes också samma mängder gödsel som i försöken (tabell 4).

Tabell 4. Tillförda mängder organiskt material (glödförlust; VS) i ton och ackumulerad volym gödsel (m^3) (Rodhe m. fl., 2008).

	Datum	VS tillfört, ton	Volym gödsel, m^3
Fyllning 1	6 oktober	0,085	1,84
Fyllning 2	5 november	0,038	3,21
Fyllning 3	5 december	0,041	4,14
Fyllning 4	4 januari	0,049	5,13
Fyllning 5	3 februari	0,045	6,09
Fyllning 6	5 mars	0,051	6,99
Fyllning 7	4 april	0,042	7,81
Tömning, delvis	26 april		
Fyllning 8 ¹	4 maj	0,138	3,11
Fyllning 9	3 juni	0,052	4,02
Fyllning 10	3 juli	0,014	4,31
Fyllning 11	2 augusti	0,018	4,63
Fyllning 12	1 september	0,040	5,26

¹ Mängd VS och gödsel kvar efter tömning och fyllning 8

Resultat och diskussion

De beräknade metanemissionerna från gödsellager med nötflytgödsel visas i figur 4 tillsammans med gödseltemperaturerna under året.



Figur 4. Metanemissioner beräknade i SGS Methane Model (Sommer m.fl., 2004) med anpassade data från försök genomförda av Rodhe m.fl. (2008).

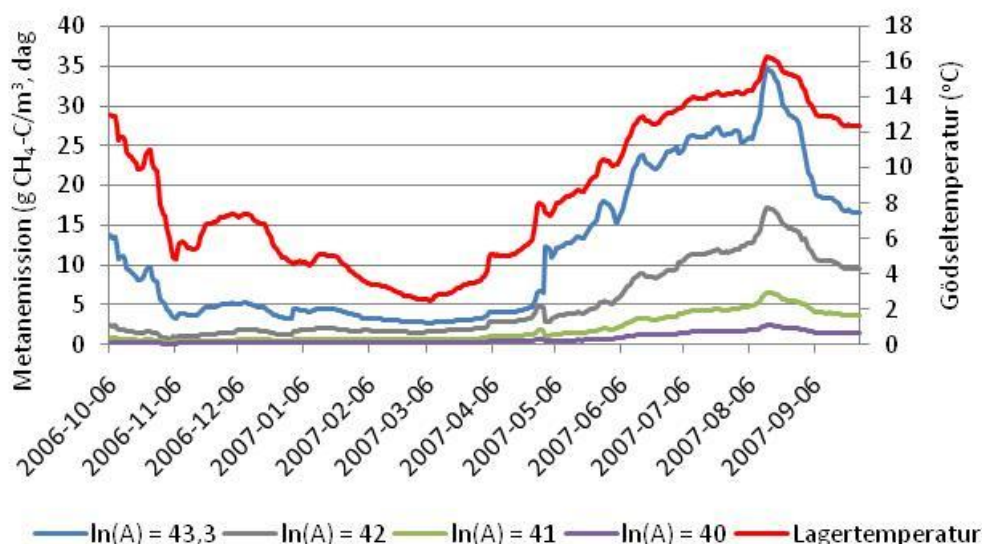
I förhållande till uppmätta metanemissioner överskattar modellen emissionerna. Uppmätta värden (Rodhe m.fl., 2008) varierar mellan 0,5 och 3,5 g CH₄-C/m³ gödsel och dag medan beräknade värden varierar mellan ca 3 och 35 g CH₄-C/m³ och dag (figur 4).

Det finns flera orsaker till att modellen överskattar emissionerna i förhållande till mätdata. Dessa är:

- Storleken på enskilda parametrar och variabler som används i modellen
- Gödselns sammansättning
- Nedbrytning av VS till CO₂

De enskilda parametrarnas storlek påverkar resultatet. Modellen styrs framför allt av två temperaturer (T) och frekvensfaktorn ln(A). Temperaturen är uppmätt och kan inte anpassas för att metanbildningen ska likna den uppmätta metanavgången annat än genom dess upplösning, d.v.s. temperaturens variation över tiden kan anges per timme, dag eller månad.

Frekvensfaktorn ln(A) påverkar resultaten i stor utsträckning och modellen är därmed mycket känslig för små förändringar av ln(A) (figur 5). Detta konstateras även av Chianese m.fl. (2009) som testat modellen.



Figur 5. Variabeln $\ln(A)$:s påverkan på beräknade metanemissioner från gödsellager med modell (Sommer m.fl., 2004). $\ln(A) = 43,3$ är modellens grundinställning (blå linje).

För att det ska vara möjligt att använda modellen är det viktigt att samtliga ingående variabler och parametrar kan beräknas och härledas för att kunna anpassas efter rådande förutsättningar. Problemet är att det i många fall saknas bra underlag för att bestämma enskilda faktorerers storlek. Därför används faktorer anpassade efter IPCC data, då de anses vara de som är av högst kvalitet (Sommer m.fl., 2004; Chianese m.fl., 2009). Problemet med dataunderlag från IPCC är att de i de flesta fall bygger på olika forskares bästa uppskattning av metanbildning under givna förhållanden.

Gödselns sammansättning påverkar resultaten. Gödsel är ett heterogent material och dess sammansättning beror av vilken foderstat som djuren utfodrats med. Det är viktigt för modellen att analyser av gödselns sammansättning avseende lätt och svårnedbrytbara kolföreningar genomförs. Standardiserade analysmetoder bör också användas.

Modellen tar inte hänsyn till att även CO₂ bildas vid nedbrytning av VS i lager. En viss bildning av CO₂ sker i lager som i sin tur påverkar mängden VS som finns kvar. Det är oklart hur stor inverkan detta har på bildning av metan i lager.

Fastgödsel

Det vi kallar fastgödsel kan ha mycket varierande egenskaper bl.a. beroende av djurslag, utfodring, stallsystem och användning av strömedel (Malgeryd m.fl., 1993). Fastgödsel från mjölkkor är idag oftast mer kletig till följd av hög avkastning, och inne i gödselhögarna finns både anaeroba och aeroba partier (Steineck m.fl., 1999; Plym Forshell, 1993). I fastgödsel finns ofta tillgång till syre och därmed kan NH₄ nitrifieras och N₂O bildas både vid nitrifiering och senare vid denitrifiering. I djupströgödsel kan det bli spontan kompostering med temperaturökning som också stimulerar produktionen av N₂O. Vid fastgödselhantering är det främst bildad N₂O under lagring som är den största växthusgasen enligt Thorman m.fl. (2007). Under lagring av svinggödsel avgick 2,6 % av kvävet som N₂O-N och från lagrad nötgödsel avgick 4,3 % av total-N som N₂O-N (Thorman m.fl., 2007).

Detta ska jämföras med att från den utspridda gödseln var förlusterna av N₂O lägre än 0,23 % av total-N i gödseln för samtliga försöksled. Thorman m.fl. (2007) provade också effekten av att tillsätta extra mängd halm i stallet, men det påverkade inte N₂O-emissionerna i fält (ej studerat under lagring).

En sammanställning av publicerade mätresultat rörande växthusgaser från lagrad fast- och djupströgödsel visas i tabell 5 (Webb m.fl., 2011).

Tabell 5. Emissioner av lustgas från fastgödselhögar från litteraturen sammanställd av Webb m.fl. (2011).

Djurslag	Gödsel- typ	Lustgasemissioner, g N/m ² och dag				Lustgaskväve, % av ursprungligt total-N			
		Medel- värde	Sdv.	Max	Min	Medelvärde	Sdv.	Max	Min
Nötkreatur	Fast	1,3	1,4	4,3	0,1	0,9	0,9	2,3	0
Nötkreatur	Djupströ					0,2	0,1	0,3	0
Nötkreatur (uppbundna)	Fast					0,5	0,2	0,8	0,3
Gris	Fast	1,9	1,1	2,9	0,7				
Gris	Djupströ					4,6	3,5	9,8	2,5
Fjäderfä	Ströbädd	0,6	0,3	0,8	0,2	0,01		0	0

Medelvärdena i tabell 5 är baserade på relativt få studier och det rör mest djupströ- eller fastgödsel med halm från nötkreatur. Emissionerna från dessa gödselslag har legat i medeltal mellan 0,2 och 0,9 % av total-N. Från djupströgödsel från svin har emissionerna varit så höga som 9,8 % av total-N, medan emissionerna från fjäderfä-gödsel har tenderat att vara låga. Förhållandena i de olika studierna presenterade i tabell 5, varierade mycket när det gäller t.ex. lagrets proportioner mellan yta:volym och gödselegenskaper, som påverkar gradienterna av syre och temperatur i högar.

För att förhindra att syre diffunderar in i fastgödseln studerade Hansen m.fl. (2007) täckning med plast av fasta fasen efter separering av flytgödsel. Lustgas-emissionerna var utan täckning 5 % av total-N, medan täckning minskade förlusterna till mindre än 0,1 % av total-N. Även Chadwick (2005) fick liknande effekt av att täcka fastgödselhögar.

En annan strategi för att minska N₂O-emissionerna från fastgödsel har varit att öka porositet genom tillsätta mycket stora mängder halm (5 kg per djurenhet jämfört med 2,5 kg) och därmed minska anaeroba partier i gödseln. Den ökande mängden halm minskade signifikant N₂O emissionerna (Amon, 1999; Sommer & Möller, 2000).

Metanemissioner från fastgödsel uppträder endast om det lokalt finns anaeroba partier i gödseln. Webb m.fl. (2011) fann i sin sammanställning av data få mätningar av CH₄ från lagrad fastgödsel (tabell 6). Därför var det också svårt att ta fram samband mellan emissioner och påverkande faktorer. Känt är att temperaturen har stor påverkan och genom att täcka stacken så att det inte blir någon stor temperaturhöjning till följd av kompostering, så visade en studie av Hansen m.fl. (2007) att CH₄ kunde minskas. Effektiv täckning minskade CH₄-emissionerna

från högen från 3,5 till 0,17 % av det ursprungliga kolinnehållet (Hansen m.fl., 2007) antagligen genom att förhindra temperaturökning till följd av kompostering. Chadwick (2005) redovisar CH₄ emissioner från 0,5 till 0,97 % av ursprungligt kolinnehåll i gödseln där lägst emissioner kom från PVC-täckta högar och högst från packade högar.

Tabell 6. Metanemissioner från högar med fastgödsel eller djupströgödsel (Webb m.fl., 2011)

Djurslag (Antal försök)		Andel av totala kolinnehållet, %			
		Medeltal	Std	Max	Min
Nötkreatur (6)	Fastgödsel	3,5	3,3	9,7	0,5
Nötkreatur (5)	Djupströgödsel	0,02	0,01	0,03	0,00

De största CH₄-emissionerna i tabell 6 kom från kompakterade högar (en traditionell metod för att minska ammoniakavgång i t.ex. Schweiz) och minst från PVC-täckta högar. Frekvent vändning kan minska anaeroba zoner i högarna. Den tekniken användes för att minska CH₄ emissionerna från fastgödsel ned till omkring 0,5 % av ursprungligt kolinnehåll (Amon m.fl., 2001).

Spridning

För utspridd stallgödsel på åkermark används i den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2010) en emissionsfaktor (EF) av 2,5 % för andel N₂O-N av total-N tillfört med stallgödsel baserad på Kasimir-Klemedtsson (2001). Kasimir-Klemedtsson (2001) påpekar att faktorn bygger på ett begränsat antal data, och att mer mätdata behövs för att få ett bättre underlag till EF för spridning av organiska gödselmedel. IPCC:s riktlinjer, anger 1 % som EF (IPCC, 2006). I klimatrapporeringarna gäller samma EF för alla typer av stallgödsel. Metanemissionerna från mineraljordar anses vara mycket små eller obefintliga och totalt sett så kan det tvärtom vara så att marken tar upp metan dvs. fungerar som en kolsänka. Direkt efter spridning av flytgödsel uppmättes emissioner av metan (Rodhe m.fl., 2006; Wulf m.fl., 2002), men sedan var det negativ flux. Emissionen i början kan komma från metan som antagligen redan har bildats under lagringen enligt Sommer m.fl. (1996) och Chadwick m.fl. (2000). I stort anses metan från mark främst uppstå under extremt anaeroba förhållanden som i risfält eller från översvämmade markytor (Laanbroek, 2010).

Generellt

Omfattningen och spridningen på N₂O-emissionerna från gödslad åkermark beror på många faktorer; kvävegödslingsstrategi, förfrukt och hantering av växtrester, rådande väderförhållanden och markegenskaper, framförallt markens syrestatus, temperatur och tillgång på kol.

Ett effektivare växtutnyttjande av kväve kan potentiellt reducera N₂O-emissionerna, genom att minska potentialen för ökade mängder NO₃-N i markprofilen (Snyder m.fl., 2007; Cassman m.fl., 2002).

Tillförsel av kväve från gödselmedel har ansetts vara den huvudsakliga kontrollfaktorn för N₂O-emissioner från mineraljordar. En studie av Meng m.fl. (2005) visade att mineral- och stallgödsel bidrog till 74,4 – 82,5 % av den totala N₂O-emissionen, vilket indikerade att huvuddelen av N₂O kom från mineral- och stallgödsel och inte från marken. Även Clemens m.fl. (1997) och Chadwick m.fl. (2000) har konstaterat att förlusterna i fält av N₂O och metan ökar vid användning av mineralgödsel eller organiska gödselmedel. Tillförsel av lättlösligt kol med stallgödsel kan stimulera N₂O-bildning av befintligt markkväve. Ett markinnehåll av NO₃ på ca 5 mg/kg anses generellt vara lägsta tröskeln för N₂O-produktion (Whalen, 2000).

Lustgasavgången vid spridningsförsök av stallgödsel i en studie av Mkhabela m.fl. (2006) startade direkt efter flytgödselspridningen och nådde sitt maximum en till två dagar efter spridningen och sedan minskade avgången till miniminivåer efter fyra till fem dagar. Samma emissionsmönster av N₂O återfinns i studier av Maag & Vinter (1999) samt Flessa & Beese (2000) där N₂O-avgången var kraftig direkt efter flytgödselspridningen som en följd av ökad denitrifikation pga. lättillgängligt kväve och kol samt mättad mark. Andra studier visar att mycket stor del av N₂O-emissionerna sker under korta perioder t.ex. på våren då marken tinar (Regina m.fl., 2004) eller då marken uppfuktas eller torkar.

Många markfaktorer påverkar N₂O-emissionerna från åkermark och markfuktighet, temperatur, mängd tillgängligt kol och mängd mineralkväve samt pH ansågs ha störst inflytande (Goodroad & Keeney, 1984; Maag & Vinter, 1999). En liten ökning av markfuktigheten, från 25 till 30 % kan ha stor inverkan på N₂O-produktionen i marken (Perälä m.fl., 2006). Tining och frysning av mark kan också generera stora utsläpp av N₂O (Regina m.fl., 2004). Rodhe m.fl. (2010a; inskickat 2012) fann i laboratorieförsök att N₂O-emissionerna ökade med ökad markfuktighet och temperatur. Det gick dock inte att förklara N₂O-emissionerna endast med dessa faktorer.

Mkhabela m.fl. (2009) undersökte hur flytgödselmängd, markvattenstatus, gödselutspädning och simulerat regn påverkade N₂O-avgången vid spridning av svinflytgödsel till vall. Ingen av de undersökta förutsättningarna påverkade N₂O-avgången, som generellt var låg. Detta var ett oväntat resultat då svinflyt brukar öka N₂O-avgången, särskilt direkt efter spridning. Den låga N₂O-avgången var troligen en följd av låga halter av NO₃⁻-N i marken, generellt < 5 mg/kg och gräsets snabba upptag av NO₃⁻-N. Markens innehåll av NO₃ är en begränsande faktor för N₂O-emissioner och vid låga halter blir N₂O-avgången låg även om övriga förutsättningar är optimala (Dobbie & Smith, 2003).

Odlingssystem

Ekologiska odlingssystem med begränsad stallgödseltillgång har inte signifikant lägre N₂O-emissioner jämfört med ett konventionellt odlingssystem med högre tillförsel av mineralgödsel enligt Chirinda m.fl. (2010). Vid inkludering av fånggrödor eller gräs-klövervall i växtföljden uppmättes ingen effekt på N₂O-emissionerna. Chirinda m.fl. (2010) drar slutsatsen att den ekologiska odlingen möter viktiga utmaningar med ett fortsatt behov av förbättrade odlingsstrategier pga. av lägre spannmålsskörd utan motsvarande reduktion av N₂O-emissionerna.

Gödselslag

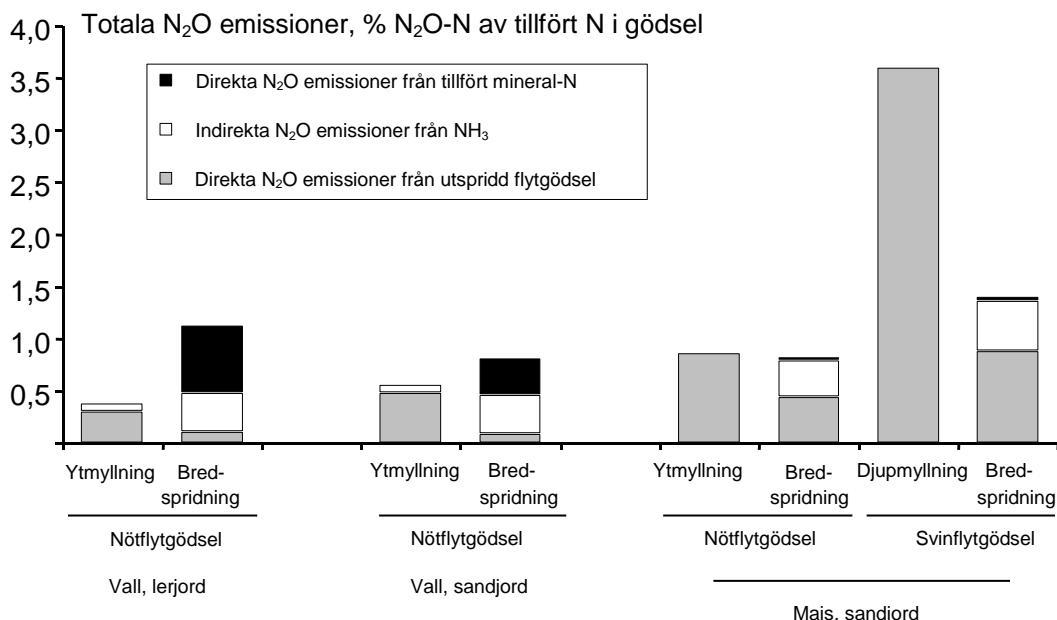
Velthof m.fl. (2003) jämförde N₂O-avgången från tre olika gödselslag i laboratorieförsök. Studien visade att svinflytgödseln gav högst N₂O-avgång, från 7,3 till 13,9 % av tillfört N, nötflytgödsel gav lägre avgång, från 1,8 till 3,0 % av tillfört N, och hönsflytgödseln gav en N₂O-avgång på 0,5-1,9 % av tillfört N.

Flytgödsel

Spridningsteknik

Spridningstekniken kan påverka avgången av N₂O efter spridning. Myllning av flytgödsel i mark har i många fall gett högre N₂O-emissioner än ytspridning (Dosch & Gutser, 1996; Vallejo m.fl., 2005; Rodhe m.fl., 2006; Perälä m.fl., 2006; Thomsen m.fl., 2010; Velthof & Mosquera, 2011) men även metangasemissioner (Flessa & Beese, 2000).

Nedmyllning av stallgödsel i marken ökar kontakten mellan jord och gödsel och ger större potential att skapa anaeroba förhållanden (Dosch & Gutser, 1996; Svensson & Lindén, 1998; Rodhe m.fl., 2006). Flera studier visar på detta (bilaga 2 och 3), men sett i ett helhetsperspektiv då även hänsyn tas till ammoniakavgången så bedömer flera forskare att det även ur klimatsynpunkt bör vara positivt att mylla flytgödsel (Rodhe m.fl., 2006; Thomsen m.fl., 2010; Velthof & Mosquera, 2011). Detta visar Velthof & Mosquera (2011) i figur 6. Ammoniakavgången ger indirekta N₂O-emissioner, 1 % av NH₃-N enligt IPCC (2006), och förlusten av NH₃-N måste kompenseras med mineral-N, som dels ger utsläpp av N₂O och CO₂ vid tillverkningen, dels ger direkta förluster av N₂O i fält.

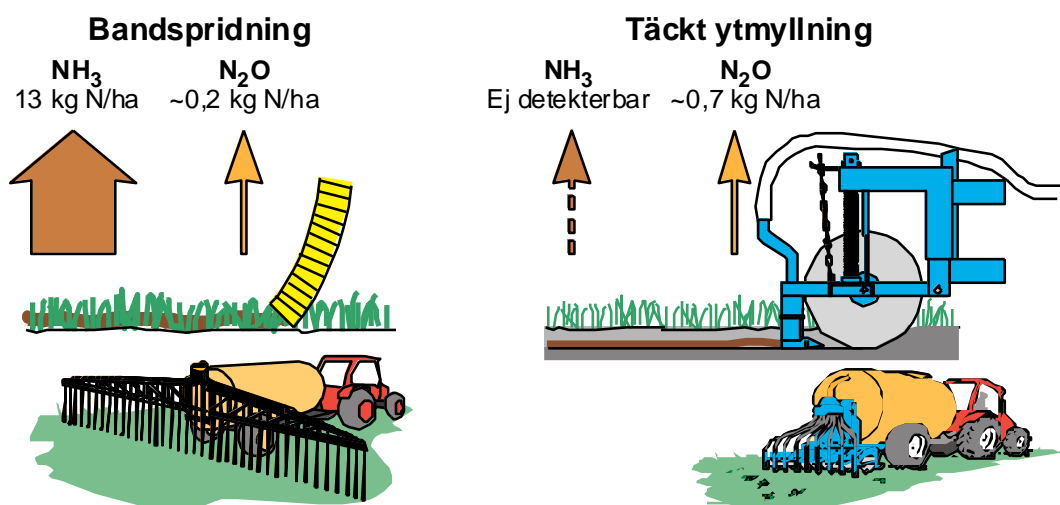


Figur 6. Totala lustgasemissioner från flytgödsel utspridd med olika tekniker dels till vall, dels till majs i medeltal för flera års försök i Nederländerna. Totala N₂O emissionerna inkluderar den direkta N₂O från utspridd flytgödsel, den indirekta N₂O relaterad till ammoniakavgång och den direkta N₂O relaterad till tilläggsiva av mineralkväve för att kompensera ammoniakavgången vid bredspridning så att N-givan av lättlösligt N blir densamma som vid myllning. Figuren är hämtad från Velthof & Mosquera (2011).

Inkubationsförsök (Velthof m.fl., 2003) visade dock att hur svinflytgödsel placeras i marken påverkar N_2O -emissionerna, så att gödsel placerad i rader på 5 cm djup gav signifikant högre emissioner än om gödseln var homogent inblandad i marken. Andra forskare har inte hittat några skillnader i emissioner av N_2O and CH_4 mellan myllning och spridning på markytan (Sommer m.fl., 1996; Clemens m.fl., 1997).

Vid myllning av flytgödsel i vall krävs speciella billar, som kan placera flytgödseln i vallen, under hårda markförhållanden utan att skada grödan. I stort kan utformningen indelas efter principerna täckt eller öppen ytmyllning (Rodhe & Pell, 2005). I bilaga 2 finns en sammanställning över uppmätta emissioner vid spridning av nötflytgödsel främst till vall. Sammanställningen visar att EF baserade på total-N oftast är under 1 % av total-N tillfört med flytgödseln. De högsta EF kommer från försök utförda i Spanien (Vallejo m.fl., 2005), där EF-värdena var så hög som 2,95 % vid myllning av flytgödsel i vall. Genomgående är det högre EF vid myllning än vid spridning på markytan. Trots höga kvävegivor till vallen i Nederländerna (Velthof & Mosquera, 2011) har EF för N_2O -emissionerna begränsats till 0,1-0,5 % i en odling med fem skördar per år.

I svenska försök gav täckt ytmyllning till 5 cm djup i vall efter första skörd högre emissioner än om nötflytgödseln bandspreddes i vallen (Rodhe m.fl., 2006). Figur 7 visar emissionerna av NH_3 och N_2O vid spridning med de två teknikerna. Metan och lustgas mättes under sju veckor efter spridning.



Figur 7. Emissioner av ammoniak (NH_3) och lustgas (N_2O) efter bandspridning eller täckt ytmyllning av flytgödsel i vall, 25 ton/ha (Rodhe m.fl., 2006)

Även i detta fall blir påverkan på den globala uppvärmningen ungefär densamma för teknikerna när hänsyn tas till indirekt N_2O från NH_3 emissionerna och utsläpp från användning av kompletterande mineralgödsel. Med myllningen kvarstår att den minimerar ammoniakavgången och därmed ammoniakens bidrag till övergödning och försurning. I senare försök erhöles liknande resultat, med emissionsfaktorn 0,78 % för täckt ytmyllning och 0,55 % för bandspridning (Rodhe m.fl., 2010a; 2010c; inskickat 2012).

Vid spridning inför sådd kan gödseln myllas ned genom harvning och då blir gödseln mer finfördelad i markytan än om den myllas ned med billar. I de studier som utförts med svinflytgödsel har gödseln oftast tillförts stråsäd innan sådd

(bilaga 3). Ett fältförsök av Perälä m.fl. (2006) visade att myllning (djup 8-10 cm) av flytgödsel med tilläggsiva av handelsgödsel gav högre N_2O -emissioner (660 ± 169 g N_2O /ha) jämfört med bandspridning på ytan med efterföljande nedbrukning (400 ± 37 g N_2O /ha). Thomsen m.fl. (2010) uppmätte N_2O -N förluster mellan 0,3 och 1,5 % av total-N i utspridd svinflytgödsel till växande korn och förlusterna var högre vid myllning än vid bandspridning på markytan. De fann dock ingen klar skillnad om flytgödseln myllades med en rak bill eller en vingbill. I svenska försök på lätt jord fick Weslien m.fl. (1998) ingen signifikant skillnad i N_2O -emissioner efter bandspridning eller bandspridning med nedharvning när svinflytgödsel spreds på våren eller inför höstsådd. I vårbruket var EF för bandspridning 0,19 % och med bandspridning och nedharvning 0,31 %. Motsvarande EF vid spridning inför höstbruket var ca tre gånger så stora, nämligen 0,76 respektive 0,95 % för de två teknikerna.

I svenska försök utlagda på en mellanlera var förlusten av N_2O vid vår- eller höstspridning av svinflytgödsel mellan 0,5 och 1,4 % av kvävet utspritt med svinflytgödsel (Rodhe m.fl., 2010a; inskickat 2012). I försöken bandspreddes svinflytgödseln i vår- eller höstbruket med eller utan nedharvning efteråt (figur 8). Minst N_2O avgick då gödseln harvades ner direkt efter bandspridningen på våren då jorden var relativt torr. Emissionsfaktorn var då 0,46 %, medan den var 1,35 % med enbart bandspridning. För metanet fungerade jorden som en kolsänka, även om den blev mindre efter flytgödselspridning. För N_2O hade jordens fuktighet stor betydelse, vilket även bekräftades i labbförsök. Under hösten då jorden var blötare skiljde det inte mycket mellan spridningsstrategierna. Slutsatsen blev att våta förhållanden ska undvikas vid flytgödselspridning vare sig de skapas av naturen eller av tekniken.



Figur 8. Försök med bandspridning av svinflytgödsel med eller utan nedharvning här utspritt i vårbruket med försöksspridare (Rodhe m.fl., 2010a; inskickat 2012)

I Nederländerna mätte Velthof & Mosquera (2011) N₂O-emissioner under två till tre år från stallgödselad vall eller majs (figur 6). I medeltal avgick 0,9 % av total-N i gödseln som N₂O-N för alla försök. De fann att vid spridning till vall är det en fördel att ytmylla flytgödseln även ur klimatsynpunkt (figur 6; bilaga B och C) om man även tar hänsyn till indirekta N₂O-emissioner relaterade till ammoniakavgång och den direkta N₂O emissionen relaterad till kompletterande giva av mineralkväve för att kompensera ammoniakavgången. I majsen, där svinflytgödseln myllades relativt djupt var N₂O-emissionerna mycket höga under ett av de tre åren på grund av hög markfuktighet och hög giva (249 kg total-N/ha). Det gav i medeltal en relativt hög emissionsfaktor av 3,6 % av total-N utspridd med gödseln genom djupmyllning.

Thomsen m.fl. (2010) drar slutsatsen att man kan försvara användning av myllare för att minska ammoniakavgången trots ett något högre utsläpp av växthusgaser omräknat till koldioxidekvivalenter (CO₂e) vid myllning (vingbill) jämfört med bandspridning av gödseln på markytan. De har då tagit hänsyn till indirekt N₂O från ammoniakförluster och utsläpp vid tillverkning av mineralkväve för att ersätta förlorat kväve som ammoniak vid bandspridning samt ökad energiförbrukning vid ytmyllning. Förlusterna omräknat i CO₂e var för bandspridning 830 kg CO₂e per ha och vid myllning med vingbillar (6-7 cm djup) 997 CO₂e per ha. De studerade också myllning med rak bill (12 cm djup), som totalt gav högre växthusgasutsläpp nämligen 1482 kg CO₂e per ha. Den högre siffran för den raka billen berodde bl.a. på högre N₂O emissioner, då den raka billen gav en förlust av 2,5 kg N₂O-N/ha jämfört med vingbillen (1,9 kg N₂O-N/ha) under de följande 34 dagarna efter spridning. Vid bandspridning var motsvarande N₂O-emissionerna 0,5 kg N/ha. Totalt spreds 162 kg total-N (140 NH₄-N)/ha med flytgödsel motsvarande 30 ton/ha.

Fastgödsel

Lustgas

Webb m.fl. (2011) fann i sin litteratursammanställning av uppmätta N₂O-emissioner från utspridd nötfastgödsel att förlusterna i medeltal var 12 % av NH₄-N (2,2 % av total-N) utan nedbrukning efter spridning och 7,3 % av NH₄-N (1,3 % av total-N) med nedbrukning. Nötfastgödseln hade i medeltal en ts-halt av 20 % . Emissionerna av N₂O efter spridning av fastgödsel från slaktsvin (ts-halt 25 %) var mycket låga utan nedbrukning (0,3 % av NH₄-N) och i detta fall var emissionerna mycket högre med nedbrukning (3,5 %). För fjäderfägödsel var N₂O-emissionerna i medeltal endast 0,1 % av NH₄-N utan nedbrukning och även här var emissionerna betydligt högre vid nedbrukning (8,9 % av NH₄-N). Sammanställningen baseras dock på få undersökningar och det varierade stort i data-materialet.

Metan

När det gäller mätning av CH₄ emissioner efter spridning finns det ännu färre mätningar gjorda på fastgödsel än när det gäller N₂O. Enligt litteraturstudien av Webb m.fl. (2010) så var medelemissionen 8 mg CH₄-C/m² och emissionerna uppträdde främst under de två första dagarna efter spridning av stallgödsel från köttdjur.

Stallgödsel kontra mineralgödsel

Det har genomförts ett stort antal studier där N₂O-avgången har uppmätts vid spridning av stallgödsel och/eller mineralgödsel. Resultaten från studierna har gett varierande resultat. Exempelvis i en studie av Damberville m.fl. (2008) där mer N₂O som en andel av tillfört NH₄⁺ avgick vid spridning av stallgödsel än vid spridning av mineralgödsel. Direkt efter spridning av stallgödseln observerades en hög avgång av N₂O, med en peak 24 timmar efter spridning. Detta menar Damberville m.fl. (2008) kan ha två olika ursprung. Lustgasen kan dels ha producerats i stallgödseln under lagring och stannat kvar där tills den frisläppts vid spridningen, dels komma från s.k. ”hot-spots” i marken som uppstår när kvävet och kolet från stallgödselspridningen stimulerar nitrifikationen och denitrifikationen.

Det finns också exempel på studier där N₂O-avgången från stallgödsel och mineralgödsel uppmätts till ungefär samma nivå. Exempelvis Gregorich m.fl. (2005) sammanställde data från olika försök i östra Canada där avgången uppmättes till 2,82 (mineralgödsel) respektive 2,83 (stallgödsel) kg N₂O-N per hektar och år i genomsnitt i majs. För stallgödseln avgick i genomsnitt 0,017 kg N₂O-N per kg tillfört N.

Mineralgödsel- och stallgödselspridning kan påverka N₂O-emissionerna på flera olika sätt speciellt beroende på typ av kvävekälla (NO₃⁻, NH₄⁺ och organiskt-N), tillförd mängd och kompositionen av olika kolföreningar. Organiska gödselmedel och mineralgödselmedel påverkar markens fysiska, kemiska och biologiska processer på olika sätt och därmed även nitrifikationen och denitrifikationen (Müller m.fl., 2003; Paul & Beauchamp, 1989) och på N₂O-emissionerna som demonstrerades av Velthof m.fl. (2003). Samma studie av Velthof m.fl. (2003) visade att N₂O-emissionerna från stallgödsel var högre än från mineralgödsel när stallgödseln spreds till jordar med låg halt av organiskt material, och emissionerna varierade med stallgödseltyp och kvalitet.

Behandling av gödsel

Rötning

Vid rötning uppsamlas den bildade metangasen vilket ger en dubbel vinst ur klimatsynpunkt, dvs. både minskade metangasutsläpp och att biogasenergin kan ersätta fossila bränslen.

Lagring

Många gånger antas att metangasutsläppen under lagring av rötresten ska vara lägre än från orötad flytgödsel och att det inte är någon skillnad i N₂O-emission från orötad och rötad nötflytgödsel utspridd i fält. Förhöjd temperatur hos rötresten jämfört med ej rötad gödsel kan dock gynna metanbildning under lagring. Vid rötning förändras gödselns egenskaper. I den syrefattiga miljön omvandlar anaeroba mikroorganismer organiskt kol till CH₄ och CO₂. På gårdsanläggningar praktiseras främst rötning vid ca 35°C, mesofil rötning, med en uppehållstid av ca 20 dagar i rötammaren. Den rötade gödseln innehåller i stort sett samma mängd kväve som den ingående gödseln, men den rötade gödseln har ofta en något större andel kväve

i lättillgänglig form, dvs. som ammoniumkväve (NH_4), vilket är bra ur växtnäringssynpunkt. Den rötade produkten har dock ett högre pH (kring 8). Den stimulerade metanbildningen i rötkammaren kan innebära att metangasemissionerna blir högre hos lagrad rötrest än hos orötad gödsel. Men det kan också vara så att förbrukningen av det lättomsatta kolet under rötningen gör det svårare för metanbildarna att hitta energi och därmed bilda metan, dvs. att det blir lägre metanemissioner från rötresten än från flytgödseln under lagringen. Amon m.fl. (2006) erhöll lägre avgång av metan från lagrad rötad nötflytgödsel än från orötad flytgödsel, medan N_2O -emissionerna var något högre från den rötade gödseln (ej signifikant). Totalt sett var växthusgasutsläppen omräknat i koldioxidekvivalenter ca 60 % lägre från den rötade gödseln jämfört med den obehandlade. Hennes studie i Österrike var baserad på mesofilt rötad nötflytgödsel (30-40 dagars uppehållstid) och lagringstemperaturen var densamma för orötad som för rötad gödsel. Clemens m.fl. (2006) redovisar andra försök utförda i samma anläggning med rötad och icke-rötad nötflytgödsel. De fann för vinter- som sommarförhållanden signifikant lägre utsläpp, både av CH_4 och också N_2O , från den rötade gödseln jämfört med orötad. Temperaturen har stor påverkan på metanbildningen och rötresten håller 35°C när den lämnar rötkammaren. Även om någon typ av värmeåtervinning finns för rötresten, kommer rötresten troligen ha en högre temperatur när den kommer in i lagret än vad som är fallet med för flytgödsel direkt från stallet.

Spridning

Amon m.fl. (2006) undersökte avgången av N_2O efter spridning av ej rötad och rötad nötflytgödsel. Avgången var för rötad 67 och för ej rötad 263 g $\text{N}_2\text{O-N/ha}$. De förklarar den lägre emissionen från rötad gödsel jämfört med ej rötad gödsel med det lägre innehållet av torrsubstans och kol (förmodat det lättillgängliga) i den rötade gödseln. Även Petersen m.fl. (1996) fann en signifikant lägre N_2O -emission från rötad gödsel jämfört med orötad, där mängden lättlösligt kol i marken verkade styra denitrifieringen. Möller & Stinner (2009) fick motsatt resultat, där gödsling jämfört med ogödslade rutor resulterade i högre N_2O -emission (1,38 % av tot-N) med rötad flytgödsel jämfört med ej rötad flytgödsel (0,57 % av total-N). Thomsen m.fl. (2010) erhöll också något högre N_2O -emissioner vid spridning av rötad gödsel jämfört med ej rötad gödsel. Wulf m.fl. (2002) observerade nästan tre gånger högre N_2O -emissioner från mark där samrötad nötflytgödsel och hushållsavfall spridits med myllningsaggregat (öppen ytmyllning, djup 10 cm) än från mark där den bredspridits uppe på markytan.

Separering

Olika tekniker finns för att separera flytgödsel till en fast och en mer lättflytande fraktion. Den fasta fasen får egenskaper som liknar fastgödsel. Dinuccio m.fl. (2008) visade att mekanisk separering av flytgödsel inte minskar växthusgasutsläppen från svin- eller nötgödsel vid lagring av den fasta fasen. Istället medförde separeringen att det avgick N_2O ifrån den lagrade fasta fasen (30 dagar) samtidigt som metanemissionerna från den mer lättflytande fasen och den ursprungliga flytgödseln var ungefär densamma. Vid separering steg totalt utsläppen av växthusgaser omräknat i koldioxidekvivalenter med upp till 30 % jämfört med ingen separering av flytgödseln.

I Danmark tillämpas separering för att få en fosforrik fast fas, som lantbrukaren kan exportera från gården. I bakgrunden ligger höga markpriser, som gör att vid expansion av grisproduktionen är det mer ekonomiskt att tillämpa separering och export av fastgödseln än att köpa till mer mark för att hålla balansen mellan antal djur och tillgänglig spridningsareal. Den fasta fasen efterfrågas dock av dem som har biogasanläggningar i och med att tillförsel av kolrik gödsel till reaktorerna ökar gasutvinningen och därmed verkningsgraden hos anläggningarna. Ett alternativt scenario, är att förbränna den fasta fasen. Vid modellering av växthusgas-emissioner från hanterad stallgödsel, erhöles den största reduktionen vid kombinationen av separering av flytgödsel och förbränning av den fasta fasen (Sommer m.fl., 2009) jämfört med flytgödselhantering. I detta scenario ersätts fossila bränslen genom förbränningen och den fasta fasen förutsätts ha 40 % torrsustanshalt.

Surgörning

Genom att sänka pH i gödsel är det möjligt att både minska ammoniakavgången och utsläpp av växthusgaser enligt Berg m.fl. (2006) och Rodhe m.fl. (2005). Berg m.fl. (2006) fann vid tillsats av mjölksyra i kombination med flytande täckning i svinflytgödsel en minskning av både CH₄ och N₂O-emissioner. I de svenska försöken sjönk pH till < 5,4 vid tillsats av fosforsyra till nötflytgödsel och metanbildningen avstannade helt (Rodhe m.fl., 2005).

I Danmark finns gårdsanläggningar (www.infarm.dk) där svavelsyra tillsätts i en separat tank före lagret tills pH 5,5 uppnås. Den surgjorda gödseln returspolas sedan till stallet, så att gödseln under spalt också blir sur. Enligt mätningar minskar ammoniakavgången i stallarna med 70 % vid surgörning (Pedersen, 2004). Kostnaden för syra, energi, underhåll, ränta och avskrivning är enligt rapport från företaget beräknad till 25-30 DDK per m³ gödsel (beräkning utförd kring år 2003).

Referenser

- Amon B., 1999. NH₃-, N₂O- och CH₄-Emissioner från festmistanbindehaltning för milchvieh – Stall – Lagering – Ausbringung. Dissertation. Forschungsbericht Agrartechnik 331. Universität für Bodenkultur, Institut für Land-, Umwelt und Energietechnik, Wien, Austria.
- Amon B., Amon T., Boxberger J., Alt C., 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient cycling in Agroecosystems* 60, 103-113.
- 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. *Agric. Ecosys. Environ.* 112, 153-162.
- Berg W., Brunsch R., Pazsiczki, I., 2006. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112(2-3), 129-134.
- Cassman K.G., Dobermann A., Walters D.T., 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31(2), 132-140.
- Cederberg C., Sonesson U., Henriksson M., Sund V., Davis J., 2009. Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK Report No 793, SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Chirinda N., Carter, S.C., Albert K.R., Ambus P., Olesen, J.E., Porter J.R., Petersen S.O., 2010. Emissions of nitrous oxide from arable organic and conventional cropping systems on two soil types. *Agric. Ecosys. Environ.*, 136, 199-208.
- Chianese D.S., Rotz C.A., Richard T.L., 2009. Simulation of Methane Emissions from Dairy Farm to Assess Greenhouse Gas Reduction Strategies, *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, Vol. 52(4), 1313-1323.
- Chadwick D.R., Pain B.F. & Brookman S.K.E., 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality*, 29, 277-287.
- Chadwick D.R., 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmos. Environ.* 39, 787-799.
- Clemens J., Vandr  R., Kaupenjohann M., Goldbach H., 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Z. Pflanzenern hr. Bodenk.* 160, 491-496.
- Clemens J., Trinborn M., Weiland P., Amon B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosys. Environ.* 112, 171–177.
- Damberville C., Morvan T., Germon J-C., 2008. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonia nitrate in Brittany. *Agric. Ecosys. Environ.* 123, 201-210.
- Dehority B.A., 2002. Gastrointestinal tracts of herbivores, particularly the ruminant: anatomy, physiology and microbial digestion of plants. *J Appl. Anim. Res.* 21: 145-160.
- Dinuccio E., Berg W., Balsari P., 2008. Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. *Atmospheric Environment* 42, 2448-2459.

- Dobbie K.E., Smith K.A., 2003. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 67, 37–46.
- Dosch P., Gutser R. 1996. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fert. Res.*, 43, 165-171.
- Eriksson J.E., Nilsson I., Simonsson M., 2005. *Wiklanders marklära* s. 236. ISBN 91-44-02482-7. Studentlitteratur, Lund.
- Firestone M.K. & Davidson E.A., 1989. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil. pp 7-21 i Andreae, M.O. & Schimel D.S. (Eds) *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Flessa H., Beese F., 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 262-268.
- Goodroad L.L., Keeney D.R., 1984. Nitrous-oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water-content. *Soil Biol. Biochem.* 16, 39-43.
- Gregorich E.G., Rochette P., VandenBygaart A.J. & Angers D.A., 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 83, 53-72.
- Guarino M., Fabbri C., Brambilla M., Valli L., Navarro P., 2006. Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure. *Transactions of the ASAE* 49(3), 737-747.
- Havlin J.L., Beaton J.D., Tisdale S.L., Nelson W.L., 2005. *Soil Fertility and Fertilizers. An introduction to Nutrient Management*. 7th Edition. ISBN: 0-13-027824-6. Pearson Prentice Hall, New Jersey.
- Hansen M.N., Henriksen K., Sommer S.G., 2007. Observations of production and emission of GHG and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: effects of covering. *Atmos. Environ.* 40, 4172-4181.
- Husted S., 1994. Seasonal Variation in Methane Emission from Stored Slurry and Solid Manures. *Journal of Environmental Quality*, 23, 585-592.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Editors: Eggleston S, Leandro Buendia L, Miwa K, Ngara T and Tanabe K. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Intergovernmental Panel on Climate Change. IGES, Japan. ISBN 4-88788-032-4.
- Karlsson S., 1996. Åtgärder för att minska ammoniakemissionerna vid lagring av stallgödsel. JTI-rapport *Lantbruk & Industri* nr 228. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala.
- Kasimir-Klemedtsson Å., 2001. Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas. Underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen. Report 5170, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.
- Laanbroek H.J., 2010. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany*, 105, 141-153.
- Massé D. I, Masse L., Claveau S., Benchaar C., Thomas O., 2008. Methane emissions from manure storage. *Trans. ASABE* 51(5) 1775-1781.
- Maag M., Vinter F.P., 1999. Effect of temperature and water on gaseous emissions from soils treated with animal slurry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 858-865.
- Malgeryd J., Wetterberg C., Rodhe L., 1993. Stallgödselns fysikaliska egenskaper - mätmetoder - betydelse vid provning av gödselspridare. JTI-rapport 166, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.

- Meng L., Ding W., Zucong C., 2005. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 2037-2045.
- Mkhabela M.S., Gordon R., Burton D., Madani A., Hart W., Elmi A., 2006. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilised with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. *Chemosphere* 65, 1381-1387.
- Mkhabela M.S., Gordon R., Burton D., Smith E., Madani A., 2009. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and the nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130, 41-49.
- Müller C., Stevens R.J., Laughlin R.J., 2003. Evidence of carbon stimulated N transformations in grassland soil after slurry application. *Soil Biol. Biochem.* 35, 285–293.
- Möller 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). *Europ. J. Agronomy* 30 (2009) 1–16.
- Naturvårdsverket, 2010. National inventory report 2009 Sweden – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nordberg Å., 1996. One- and two-phase anaerobic digestion of ley crop silage with and without liquid recirculation. Doktorsavhandling. Rapport 64, Institutionen för mikrobiologi, SLU, Uppsala. ISBN 91-576-5135-3.
- Park K-H, Thompson A. G., Marinier M., Clark K., Wagner-Riddle C., 2006. Greenhouse gas emissions from stored liquid swine manure in a cold climate. *Atmos. Environ.* 40 618-627.
- Paul J.W., Beauchamp E.G., 1989. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 69, 49–61.
- Perälä P., Kapuinen P., Tyynelä S., Esal, M., Regina K., 2006. Influence of slurry and mineral fertilizer application technique on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117:71-78.
- Petersen S.O., Nielsen T.H., Frostegård, Å., Olesen T., 1996. Oxygen uptake, carbon metabolism, and denitrification associated with manure hot-spots. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 341-349.
- Pedersen P., 2004. Svovlsyrebehandling af gylle i slagtesvinstald med drænet gulv. Meddelelse nr. 683. Landsudvalget for Svin, Den rullende Afprøvning, Dansk svinproduktion.
- Plym Forshell, L., 1993. Composting of cattle and pig manure. *J. Vet. Med. B.* 40, 634–640.
- del Prado A., Chadwick D., Cardeas L., Misselbrook T., Scholefield D., Merino P., 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136, 318-332.
- Regina K., Syväsalö E., Hannukkala A., Esala M., 2004. Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 591–599.
- Rodhe L., Mathisen B., Wikberg A., Malgeryd J., 2005. Tillsatsmedel för flytgödsel – litteraturöversikt och utveckling av testmetod. Rapport *Lantbruk & Industri* nr 333. JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Pell M., 2005. Täckt ytmyllning av flytgödsel i vall – teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning. JTI-rapport *Lantbruk & Industri* nr 337. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

- Rodhe L., Pell M., Yamulki S., 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use Manage.* 22, 229-237.
- Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Ringmar A., Nordberg Å., 2008. Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel – Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri 370, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Ascue J., Nordberg Å., 2009. Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe, *Earth and Environmental Science* vol. 8, doi: 10.1088/1755-1315/8/1/012019.
- Rodhe L., Nordberg Å., Pell M., 2010a. Greenhouse gas emissions from stored and field-applied slurry, influencing factors. Formas projektdatabas, detailed information, registration no. 2005-1130.
<http://proj.formas.se/detail.asp?arendeid=12159&sprak=2&x=230&y=0>
[access 2011-01-24]
- Rodhe L., Ascue J., Nordberg Å., 2010b. Greenhouse gas emissions from stored slurry with and without different covers. In: *Proceedings of the 14th Ramiran International Conference 12-15 September 2010*, Ref no: 0194. (Eds: Cláudia S.C. Marques dos Santos Cordovil & Luís Ferreira), Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal. I.S.B.N.: 978-972-8669-47-8.
- Rodhe L., Ascue J., Pell, M., Nordberg Å., 2010c. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern Europe conditions. In: *Proceedings of the 4th Greenhouse gases and animal agriculture conference in Banff, Canada, 3-8 October, 2010* (Eds: McGeough E.J. & McGinn S.M., Agriculture and Agri-Food Canada), p. 48-49.
- Rodhe L., Abubakar J., Ascue J., Pell M., Nordberg Å., 2012. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. (Inskickad till tidskriften *Biosystems Engineering* 2012-03-17).
- Sneath R.W., Beline F., Hilhorst M.A., Peu P., 2006. Monitoring GHG from manure stores on organic conventional dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 122-126.
- Snyder C.S., Bruulsema T.W., Jensen T.L., 2007. Greenhouse Gas Emissions from Cropping Systems and the Influence of Fertilizer management – a literature review. International Plant Nutrition Institute, Norcross, Georgia, USA.
- Sommer S.G., Christensen B.T., Nielsen N.E., Schjørring J.K., 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science* 121: 63-71. Cambridge.
- Sommer S.G., Sherlock R.R., Khan R.Z., 1996. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1541-1544.
- Sommer S.G., Møller H.B., 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *J. Agric. Sci.* 134, 327-335.
- Sommer S.G., Petersen, S.O., Sjøgaard, H.T., 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.
- Sommer S. G., Petersen S. O., Møller H. B., 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 143-154.

- Sommer S.G., Olesen J.E., Petersen S.O., Weisbjerg M.R., Valli L., Rodhe L., Beline F., 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology* 15(12), 2825-2837.
- Steineck S., Gustafson G., Andersson A., Tersmeden M., Bergström J., 1999. Stallgödselns innehåll av växtnäring och spårelement. Rapport 4974, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Svensson L., Lindén B., 1998. Utnyttjande och förluster av kväve vid ytnyckning av flytgödsel. *Teknik för lantbruket* nr 65, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.
- Sylvia D.M., Fuhrmann J.J., Hartel P.G. & Zuberer D.A. (Eds), 1998. Principles and applications of soil microbiology. pp. 504-507. Prentice Hall, Upper Saddle river, New Jersey. ISBN 0-13-459991-8.
- Symons, G., E., Bushwell, A., M., 1933. The methane fermentation of carbohydrates. *J. Am. Chem. Soc.* 55, 2028-2036.
- Thomsen I.K., Pedersen A.R., Nyord T., Petersen S.O., 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 227-235.
- Thorman R.E., Chadwick D.R., Harrison R., Boyles L.O., Matthews R., 2007. The effect on N₂O emissions of storage conditions and rapid incorporation of pig and cattle farmyard manure into tillage land. *Biosystems Engineering* 97, 501 – 511.
- Vallejo A., Lourdes García-Torres L., Díez J.A., Arce1 A., López-Fernández S., 2005. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil* 272, 313–325.
- VanderZaag A.C., Gordon R.J., Glass V.M., Jamieson R.C., 2008. Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure storages: a review. *Applied Engineering in Agriculture* Vol. 24(5), 657-671. ASABE.
- VanderZaag A.C., Gordon R.J., Jamieson R.C., Burton D.L., Stratton G.W., 2009. Gas emissions from straw covered liquid dairy manure during summer storage and autumn agitation. *Transactions of the ASABE* 52(2), 599-608.
- VanderZaag A.C., Gordon R.J., Jamieson R.C., Burton D.L., Stratton G.W., 2010. Permeable synthetic covers for controlling emissions from liquid dairy manure. *Applied Engineering in Agriculture* 26(2), 287-297.
- Velthof G.L., Kuikman P.J., Oenema O., 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol. Fertil. Soils* 37, 221-230.
- Velthof G.L., Mosquera J. 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 298-308.
- Whalen S.C., 2000. Nitrous oxide from an agricultural soil fertilised with liquid swine waste or constituent. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 781-789.
- Wulf S., Maeting M., Clemens J., 2002. Effect of application technique on the emission of trace gases (NH₃, N₂O, CH₄) after spreading cofermented slurry on arable and grassland. Part II: Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, 1795–1801.

- Webb J., Sommer S.G., Kupper T., Groenestein K., Hutchings N.J., Eurich-Menden B., Rodhe L., Menzi H., Misselbrook T., 2011. Gaseous emissions during the management of litter-based manures. A review. (Accepted for publication in *Agronomy for sustainable Development*, augusti 2010).
- Weidow B. 1998. Växtodlingens grunder. Natur och Kultur/LTs förlag.
- Weslien P., Klemedtsson L., Svensson L., Galle B., Kasimir-Klemedtsson Å., Gustafsson A., 1998. Nitrogen losses following application of pig slurry to arable land. *Soil Use and Management* 14, 200-208.

Personligt meddelande

Professor S.G. Sommer vid University of Southern Denmark.

Bilaga 1. Emissioner av metan (CH₄) och lustgas (N₂O) från lager på gård eller i pilotskala, med eller utan svämtäcke, främst i Europa

Gödselslag, land	Skala	Gödseltemperatur, °C	Längd på studie	CH ₄ , g CH ₄ per m ³ och dygn	N ₂ O		Referens (Landskod)
					Medel (vidd)	Enhet	
Svinflyt	På gård		1 år	11,6 (0,4-35,8)*	Ej mätt		Husted, 1994 (DK)
Nötflyt, DK	På gård		1 år	8,2 (0,0-34,5)*	Ej mätt		Husted, 1994 (DK)
Fastgödsel, svin DK	På gård		1 år	28,3 (0,0-142,1)*	Ej mätt		Husted, 1994 (DK)
Fastgödsel, nöt DK	På gård		1 år	5,9 (0,1-42,7)*	Ej mätt		Husted, 1994 (DK)
Nötflyt, utan svämtäcke, DK	Pilot-skala	15-20	12 v., juni till sept	(0,32-22,4)	Nära 0	N ₂ O-N, mg N m ⁻² , d ⁻¹	Sommer m.fl., 2000 (DK)
Nötflyt, med svämtäcke DK	Pilot-skala	15-20	12 v., juni till sept	(0,32-19,2)	(0-600)	N ₂ O-N, mg N m ⁻² , d ⁻¹	Sommer m.fl., 2000 (DK)
Nötflyt, utan svämtäcke	Pilot-skala	10-15	9 v., aug. till okt.	<1,6	Inga		Sommer m.fl., 2000 (DK)
Nötflyt	På gård		1 år	47 (19,2-66,1)	Nära 0; 0,1-0,2	N ₂ O-N, g N m ⁻³ , d ⁻¹	Sneath m.fl., 2006 (FR)
Nötflyt	Pilot-skala		Vinter (100 dagar)	1,63	280	N ₂ O-N, mg N m ⁻³ , d ⁻¹	Clemens m.fl., 2006 (AU)
Nötflyt	Pilot-skala		Sommar (140 dagar)	25,7	223	N ₂ O-N, mg N m ⁻³ , d ⁻¹	Clemens m.fl., 2006 (AU)
Nötflyt	Pilot-skala	8,6	1 år	1,65 (0-4,56)	Nära 0	N ₂ O-N, mg m ⁻² d ⁻¹	Rodhe m.fl., 2008; 2009 (SE)
Svinflyt	Pilot-skala	7,9	1 år	2,33 (0,08-6,91)	29,5 (0-870)	N ₂ O-N, mg m ⁻² d ⁻¹	Rodhe m.fl., 2010a; b (SE)
Nötflyt	Pilot-skala	Ca 9-22	12 maj till 28 okt., (165 dagar)	23-35 (medeltal per månad)	49	N ₂ O-N, mg m ⁻² d ⁻¹	VanderZaag m.fl., 2010 (CA)

Bilaga 2. Lustgasemissioner efter spridning av nötflytgödsel i fältförsök

Gröda	Gödsel, ts-halt, %	Spridningsteknik	Tidpunkt	N-giva, kg/ha och år		N ₂ O-emissioner			Referens (landskod)
				Tot-N	NH ₄ -N	Kumulativt, kg/ha	Total-N, EF(%)	NH ₄ -N, EF(%)	
Vall	4,9	Bredspridning	Vår	125	50	1,51	0,97	2,42	Chadwick m.fl., 2000 (UK)
Vall	5,7	Bredspridning	Sommar	110	70	0,34	0,12	0,19	
Vall	9,7	Täckt ytmyllning	Vår	199	186	1,05	2,95	3,18	Vallejo m.fl., 2005 (ES)
Vall	9,7	Bandspridning	Vår	199	186	0,78	1,60	1,72	
Vall	6,5	Täckt ytmyllning	Sommar	68	33	0,75	1,10	2,12	Rodhe m.fl., 2006 (SE)
Vall	6,5	Bandspridning	Sommar	68	33	0,20	0,30	0,43	
Vall	5,5	Täckt ytmyllning	Sommar	94	53	0,74	0,78	1,40	Rodhe m.fl., 2010a (SE)
Vall	5,5	Bandspridning	Sommar	94	53	0,52	0,55	0,98	
Vall (lera)	-	Öppen ytmyllning	1:a, 3:e och 5:e skörd	326 (medel 2 år)	-	1,54	0,3	-	Velthof & Mosquera, 2011 (NL)
Vall (lera)	-	Bandspridning	"-	326 (medel 2 år)	-	0,90	0,1	-	
Vall (sand)	-	Öppen ytmyllning	"-	309 (medel 3 år)	-	2,09	0,5	-	
Vall (sand)	-	Bandspridning	"-	309 (medel 3 år)	-	0,87	0,1	-	
Majs (sand)	-	Öppen ytmyllning	Vår	174 (medel 3 år)	-	1,75	0,9	-	
Majs (sand)	-	Bandspridning	Vår	174 (medel 3 år)	-	1,01	0,4	-	

Bilaga 3. Lustgasemissioner efter spridning av svinflytgödsel i fältförsök

Gröda	Gödsel, ts-halt, %	Spridningsteknik	Tidpunkt	N-giva, kg/ha		N ₂ O-emissioner			Referens (landskod)
				Tot-N	NH ₄ -N	Kumulativt, kg/ha	Total-N, EF(%)	NH ₄ -N, EF(%)	
Vall	6,3	På markytan	Vår	97	50	0,77	0,44	0,94	Chadwick m.fl., 2000 (UK)
Vall	4,6	På markytan	Sommar	295	135	0,57	0,12	0,27	
Vall	2,5	På markytan	Höst	300	280	0,74	0,24	0,26	
Korn	4,0	Band-spridning + harvn. 1h	Vår	129 ^a	110 ^a	0,40	0,3		Perälä m.fl., 2006 (FI)
Korn	4,0	Myllning, 8-10 cm djup	Vår	129 ^a	110 ^a	0,66	0,5		
Korn	4,0	Myllning, 8-10 cm djup	Vår	157	120	1,10	0,7	0,92	
Korn	3,8	Band-spridning	Vår 2007	162	140	0,49	0,30		Thomsen m.fl., 2010 (DK)
Korn	3,8	Myllning, rak bill	Vår 2007	162	140	2,51	1,50		
Korn	3,8	Myllning, vingbill	Vår 2007	162	140	1,86	1,20		
Höst-vete	4,7	Band-spridning	Vår 2008	127	81	0,70	0,30		Thomsen m.fl., 2010 (DK)
Höst-vete	4,7	Myllning, rak bill	Vår 2008	127	81	0,40	0,60		
Majs (sand)	-	Öppen ytmyllning	Vår	206		7,66	3,6		Velthof & Mosquera, 2011 (NL)
Majs (sand)	-	Band-spridning	Vår	206		2,06	0,9		
Korn	2,9	Band-spridning	Vår	114	81	1,57	1,35	1,89	Rodhe m.fl., 2010a; 2010c; (SE)
Korn	2,9	Band-spridning + harvning direkt	Vår	114	81	0,56	0,46	0,65	
Höst-vete	4,4	Band-spridning	Sensommar	140	98	1,31	0,77	1,08	
Höst-vete	4,4	Band-spridning + harvning direkt	Sensommar	140	98	1,57	0,97	1,35	

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Vi är ett tekniskt jordbruksinstitut med tydlig miljö- och energiprofil. Institutets fokus ligger på innovation och utveckling i nära samarbete med företag, organisationer och myndigheter.

På vår webbplats publiceras regelbundet notiser om aktuell forskning och utveckling vid JTI. Gratis mejlutskick av JTI:s nyhetsnotiser kan beställas på www.jti.se

På webbplatsen finns publikationer som kan läsas och laddas hem gratis. Se www.jti.se under fliken Publicerat.

Vissa publikationer kan beställas i tryckt form. För trycksaksbeställningar, kontakta publikationstjänst, tfn: 018-67 11 00, fax: 018-67 35 00, e-post: bestallning@jti.se



JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik
Box 7033, 750 07 Uppsala
Telefon: 010-516 69 00, Telefax: 018-30 09 56
E-post: info@jti.se
www.jti.se