

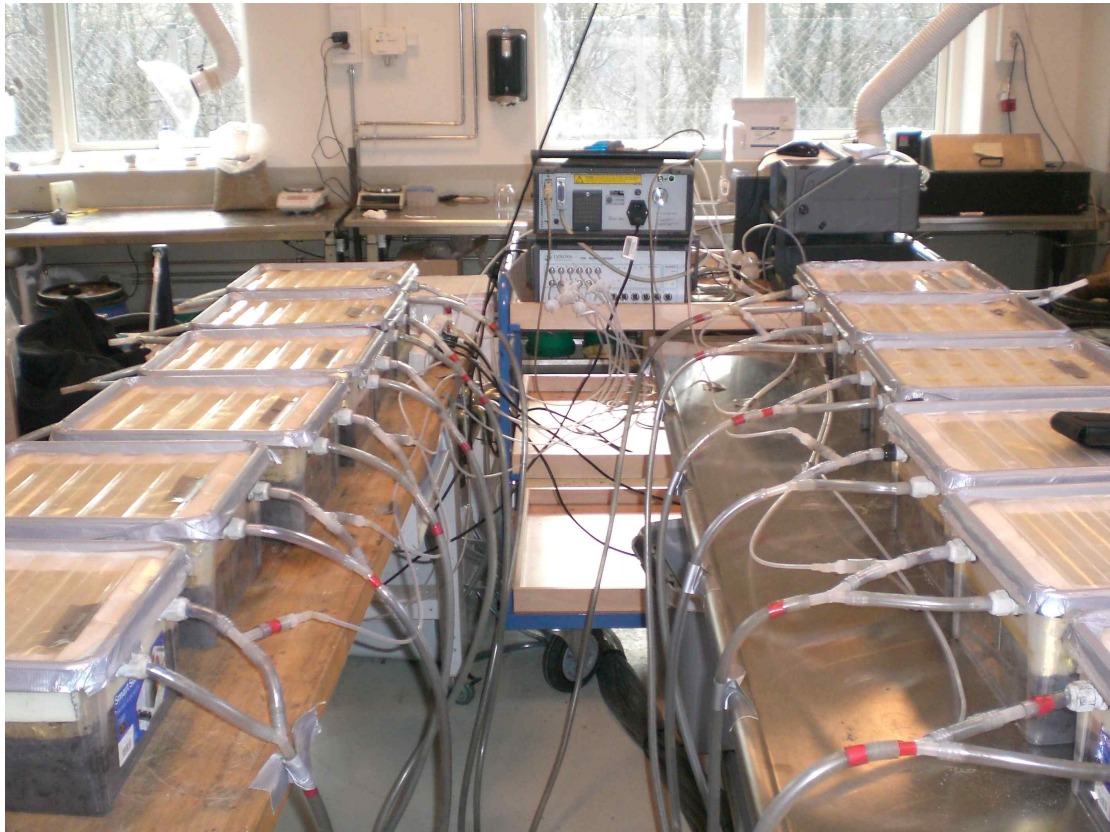
Effekt af gylleforsuring og inkorporering til reduktion af ammoniakfordampning - alternativ til sortjordsnedfældning

Bachelorprojekt (15 ECTS) af Anders Ankær Sørensen, 20095411

Vejledere:

Tavs Nyord, Aarhus Universitet

Torkild Birkmose, AgroTech



Udarbejdet ved Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet
Juni 2012

Forord

Dette bachelorprojekt er udarbejdet som afslutning på bacheloruddannelsen Jordbrug, Fødevarer og Miljø. Bachelorprojektet er udarbejdet ved Institut for Ingeniørvidenskab, Science and Technology på Aarhus Universitet.

Rapporten indeholder et litteraturstudie om ammoniakfordampning fra udbragt gylle, samt forsøgsresultater og diskussion af forsøg med forsuring og inkorporering af gylle.

Ideen til projektet opstod i samarbejde med adjunkt Tavs Nyord, Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet og seniorkonsulent Torkild Birkmose, AgroTech. Begge har vist et stort engagement i projektet og skal have stor tak for kompetent vejledning og kritisk gennemlæsning.

Forsøget, som ligger til grundlag for dette projekt, er blevet udført på Forskningscenter Foulum, 8830 Tjele. Laboratoriet der blev stillet til rådighed, er beliggende på Biogasanlægget ved Forskningscenter Foulum. Alle ansatte her skal have tak for deres tålmodighed og imødekommenhed overfor projektet.

Til hjælp med forsøgsopsætning har Henrik Mortensen og Patricia de Sousa, været en stor hjælp og skal derfor have en særlig tak. De statistiske beregninger og databehandling er blevet udført af seniorforsker Kristian Kristensen, Institut for Agroøkologi, og der skal lyde stor tak herfor.

Der sendes desuden en stor tak for opbakning og økonomisk støtte til projektets gennemførelse til:

- Infarm A/S, Systemvej 6, 9200 Aalborg SV
- Biocover A/S, Veerst Skovvej 6, 6600 Vejen
- J.H. Staldservice, Nørgårdsvej 18, 7500 Holstebro
- Brenntag Nordic Agro & Disinfection, Strandgade 35, 7100 Vejle

Aarhus, juni 2012

Anders Ankær Sørensen
Stud. BA
20095411

Sammendrag

I Danmark er der fokus på ammoniakfordampning fra landbruget. Ved slangeudlægning af gylle bliver overfladearealet væsentligt forøget i forhold til ved lagring. Dette skaber potentiale for ammoniakfordampning. Mange faktorer spiller en rolle for ammoniakfordampningen i marken. Dette projekt har særlig fokus på, hvordan forsuring af gylle kan reducere ammoniakfordampningen. Det er ligeledes undersøgt om inkorporering af forsuret gylle yderligere kan reducere ammoniakfordampningen. Forsøget til dette projekt har været udført med det formål, at undersøge om forsuring til henholdsvis pH 5,5 og pH 4,9, kan reducere ammoniakfordampningen i samme grad som sortjordsnedfældning. Gylle forsuret til begge niveauer, er ligeledes blevet inkorporeret efter en time. Forsøget var præget af mange usikkerheder og mulige forsøgsfejl. På den baggrund har det ikke været muligt, at drage nogle sikre konklusioner. *Nedfældning* gav den laveste ammoniakfordampning. Forsuring til pH 4,9 viste tendens til lavere ammoniakfordampning end pH 5,5 og tilsyneladende havde *Inkorporering* i dette forsøg, ingen effekt på ammoniakfordampning. Dette skyldes dog hovedsageligt inkorporeringsmetoden, som bevirkede, at den udlagte gylle ikke blev dækket med jord.

Indholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag	3
1. Gylleforsuring	5
1.1 Indledning.....	5
1.2 Baggrund.....	5
1.2.1 Ammoniakfordampning.....	5
1.2.2 Nedfældning af gylle.....	7
1.2.3 Inkorporering.....	8
1.2.4 Gylleforsuring.....	9
1.3 Problemformulering.....	12
2 Teori	13
2.1 Ammoniakfordampning.....	13
2.1.1 Ammoniakfordampningsmodel.....	13
2.1.1.1 "To-film modellen".....	16
2.1.2 Hvordan pH i gylle påvirker ammoniakfordampningen.....	18
2.1.3 Buffersystem i gylle og jord.....	18
2.1.4 Tørstofindholds påvirkning på ammoniakfordampning fra gylle.....	19
2.1.5 Inkorporering.....	21
2.2.1 Reducering af ammoniakfordampning i praksis.....	22
3. Metode og forsøgsopstilling	23
3.1 Forsøgskasser og jordpakning.....	23
3.2 Jorden.....	23
3.3 Forsøgsbehandlinger.....	24
3.4 Forsøgsgyllen og forsuring.....	25
3.4.1 Udlægning af gylle i forsøgskasser.....	27
3.4.2 Simuleret nedharvning.....	27
3.4.3 Nedfældning i forsøgskasser.....	27
3.5. Innovamåler og datalogning.....	27
3.6 Statistik.....	30
3.7. Fejlkilder og forsøgsudfordringer.....	30
4. Resultater og diskussion	31
4.1 Ammoniakfordampningsforløb.....	31
4.2 Akkumuleret ammoniakfordampning.....	36
4.3 Fejlkilder, usikkerheder samt anbefalinger.....	38
5. Konklusion	39
Referenceliste	40
Bilag	43
Bilag 1.....	43
Bilag 2.....	43

1. Gylleforsuring

1.1 Indledning

Forsuring af gylle er blevet en relativ udbredt teknologi i Danmark i løbet af de seneste år (Birkmose 2012, pers. medd.). Det er både miljømæssige, økonomiske og praktiske årsager til, at forsuring af gylle i dag bliver brugt på en del danske landbrug.

De forskellige forsuringsteknologier bruger alle tilsætning af syre, for at sænke ammoniakfordampningen fra gylle, enten i stalden, i lagertanken eller under udbringning på marken. Hver metode har sine fordele og ulemper. Formålet med gylleforsuring er dels at binde kvælstoffet i gyllen som ammonium, hvilket reducerer ammoniakfordampningen fra gyllen, samt at tilføre gylle svovl. Begge effekter gør gyllen mere værdifuld som gødning.

1.2 Baggrund

Landbruget er den største udleder af ammoniak i Danmark med en andel på 97 % af den totale udledning. De resterende 3 % udgøres af industri og trafik (Gyldenkærne og Mikkelsen 2007).

1.2.1 Ammoniakfordampning

Danmark har forpligtet sig til at sænke udledningen af ammoniak gennem Gøteborg Protokollen og gennem EU direktivet om nationale emissionslofter (NEC) (United Nations 2004; Europakommissionen 2001). Danmark er pålagt at sænke udslippet med 43 % fra udgangspunktet i 1990 til 2010.

I 1990 var den samlede danske udledning 111.100 tons $\text{NH}_3\text{-N}$ /år, hvoraf de 110.500 tons $\text{NH}_3\text{-N}$ /år kom fra landbruget (Gyldenkærne og Mikkelsen 2007). Grundet landbrugets store udledning har det derfor været naturligt at starte med at nedbringe landbrugets udledning af ammoniak, da man her vil kunne opnå den største reduktion.

Tabel 1 viser den estimerede ammoniakemission fra 1990 til 2025, i tons NH₃-N/år. Fra 2010 til 2025 vises tabellen prognoser (Gyldenkerne og Mikkelsen 2007)

	1990	2000	2005	2010	2015	2020	2025
Husdyrgødning	80,400	60,700	53,800	46,700	40,400	38,300	36,400
Handelsgødning	8,700	5,600	4,500	4,300	4,000	3,900	3,700
Afgrøder	13,000	11,500	11,400	11,100	10,900	10,700	10,500
Ammoniakbehandlet halm	8,400	2,000	0	0	0	0	0
Slam	100	100	100	100	100	0	0
Halmafbænding	0	0	0	0	0	0	0
Industri	400	500	500	500	500	500	500
Transport	100	1,800	2,000	2,000	2,000	2,000	2,000
I alt	111,100	82,100	72,200	64,700	57,900	55,400	53,200
Relativ udvikling	100	74	65	58	52	50	48
Ifølge NEC direktivet	89,700	68,600	60,800	53,600	47,000	44,800	42,700
NEC (det nationale emissionsloft)				56,800		51,000	

Miljøregulering af landbruget sker bl.a. igennem Husdyrgodkendelsesloven og husdyrgødningsbekendtgørelsen (Husdyrgodkendelsesloven 2009, Husdyrgødningsbekendtgørelsen 2006). For at nå målet om en reduktion af ammoniakfordampning på 43 % for hele Danmark, blev det i 2006 vedtaget, at landbruget skulle sænke deres udledning med 25 % i 2010 (Husdyrgødningsbekendtgørelsen, 2006). Det blev besluttet, at reduktionen af ammoniak skulle sænkes med 25 % i forhold til referenceåret 2005/2006 (Husdyrgødningsbekendtgørelsen 2006). Der tages på denne måde udgangspunkt i udledningen af ammoniak fra en reference bedrift i året 2005/2006, når en landmand søger om tilladelse til udvidelse af sin husdyrproduktion hos kommunen. Landmanden skal sandsynliggøre, at ammoniakfordampningen fra den udvidede produktion vil være 25 % mindre, end den var i referenceproduktionen i referenceåret.

Derfor stilles der krav om at bruge miljøteknologi, der sænker ammoniakfordampningen ved udvidelse af en husdyrproduktion (Husdyrgodkendelsesloven 2009). I Danmark er det Miljøstyrelsen der afgør, om en teknologi kan klassificeres som værende i stand til at sænke ammoniakfordampningen. Miljøstyrelsen opdaterer løbende *Teknologilisten*, som fungerer som en liste over hvilke teknologier, der er godkendt nu og her (Miljøstyrelsen 2012). Derfor kan kommunerne, i forbindelse med ansøgninger fra landmænd om udvidelse af husdyrproduktionen, stille krav til landmanden om at installere og benytte teknologi, der står opført på denne Teknologiliste (Husdyrgodkendelsesloven 2009):

§ 19. Kommunalbestyrelsen skal ved vurderingen af en ansøgning om tilladelse efter § 10 eller godkendelse efter §§ 11, 12 eller 16 sikre sig, at

- 1) ansøgeren har truffet de nødvendige foranstaltninger til at forebygge og begrænse forureningen ved anvendelse af den bedste tilgængelige teknik.*

Den bedste tilgængelige teknik går under betegnelsen BAT (Best Available Technique) Miljøstyrelsen vurderer, om ny miljøteknologi kan betegnes som BAT, og er ligeledes ansvarlig for implementering og administration af BAT i Danmark (Miljøstyrelsen 2012). Ligeledes er der regler for hvordan husdyrgødning skal udbringes på marken. Disse regler er beskrevet i Bekendtgørelsen om husdyrbrug og dyrehold, for mere end 3 dyreenheder, husdyrgødning, ensilage m.v. også kaldet husdyrgødningsbekendtgørelsen (Husdyrgødningsbekendtgørelsen 2006). I relation til dette projekt er det væsentligste punkt § 24 stk. 3. Paragraffen er som følger:

Stk. 3. Udbringning af flydende husdyrgødning på sort jord og græsmarker skal ske ved nedfældning.

I 2011 kom denne tilføjelse til Husdyrgødningsbekendtgørelsen §24 stk. 3:

... Udbringning kan dog også ske ved anden udbringningsteknik end nedfældning, såfremt husdyrgødningen inden udbringning er behandlet ved en teknik eller teknologi opført på Miljøstyrelsens teknologiliste med samme effekt på ammoniakfordampning i forbindelse med udbringning, som nedfældning...

1.2.2 Nedfældning af gylle

Nedfældning af gylle er en teknologi, som figurerer på Miljøstyrelsens *Teknologiliste* og som har vist sig meget effektiv til at sænke ammoniakfordampningen ved udbringning i forhold til slangeudlægning af gylle. Med ikrafttrædelsen af husdyrgødningsbekendtgørelsen fra 2006, blev det et krav, at flydende husdyrgødning skulle nedfældes på græsmarker og på marker, hvor afgrøder endnu ikke er etableret. I 2003 blev det ligeledes forbudt at bredsprede gylle. Dette skyldes hovedsageligt, at ammoniakfordampningen ved bredspredning er vurderet til at være op imod 1,7 gange højere end ved slangeudlægning (Hansen et al. 2008). Denne store forskel kommer af den store kontaktoverflade, som bredspredning skaber mellem gylle og atmosfærisk luft

(Sommer, et al. 1997). Dette krav er gældende generelt, hvilket betyder, at alle bedrifter er underlagt dette krav.

Sortjordsnedfældning benyttes på marker, hvor der ikke er etableret nogen afgrøde endnu, og fungerer ved, at gyllen inkorporeres i jorden under udbringning. En harvetand danner en 10-12 cm dyb fure, hvori gyllen placeres. Furen lukkes som regel fuldstændig, således gyllen ikke er i kontakt med luften over jorden. Det anslås, at nedfældning i sortjord kan nedbringe ammoniakfordampningen til 5% af tabet af slangeudbragt gylle (Hansen, et al. 2008). Ved *græsmarksnedfældning* bruges der typisk skiveskær, og ikke en tand, til at skabe rillen, hvor gyllen placeres. Under optimale forhold kan rillen indeholde den udbragte mængde gylle. Hvis rillen ikke bliver lavet dyb nok, grundet eksempelvis tør jord, hvori skiveskæret ikke kan skære igennem, løber gyllen over rillens kanter, og kontaktoverfladen bliver stor, hvilket kan føre til øget ammoniakfordampning. Gyllen udbringes som regel i en kort afgrøde. Rillen hvor i gyllen placeres, bliver ikke lukket, efter gyllen er blevet udlagt. Dette resulterer i, at gyllen i et vist omfang er i forbindelse med atmosfærisk luft (Hansen 2008; Hansen, Sommer, et al. 2008). Reduktionen af ammoniakfordampning ved græsmarksnedfældning er stærkt korreleret med nedfældningsdybden (Hansen, et al. 2008). De fleste af forsøgene i tabel 2 er udført i græsmarker. Det ses, at reduktionen i ammoniakfordampning ligger mellem 20-80% ved græsmarksnedfældning.

1.2.3 Inkorporering

Inkorporering af slangeudlagt gylle kan være en effektiv metode til at sænke ammoniakfordampningen. Inkorporering fungerer ved at slangeudlagt gylle nedharves eller nedpløjes. Nedharvning kan ske med mange forskellige typer af harver, men overordnet set, kan man tale om to typer harver. Den ene type er tandharvning, som kan bearbejde jorden i store dybder og på den måde forøge porevolumet i jorden, således gyllen kan infiltrere hurtigere, hvilket reducerer perioden hvor fordampning kan ske. En anden type harvning kan eksempelvis være en tallerkenharve eller en lignende type, som kan dække gyllen med jord. Dette sker ved at jorden, med tallerknerne, bliver kastet sideværts, hvorved jorden på denne måde dækker gyllen. Harvning giver en stor kapacitet for jordbearbejdning i forhold til pløjning. Dette aspekt er vigtigt, da ammoniakfordampningen fra gylle er størst umiddelbart efter udlægning (Sommer og Hutchings, 2001). En hurtig jordbearbejdning er dermed nødvendig for at reducere ammoniakfordampningen. I forsøg er det fundet, at pløjning giver den største redukti-

on i ammoniakfordampning efterfulgt af tallerkenharvning (Sommer og Hutchings, 2001).

Tabel 2 viser sammenstilling af både danske og udenlandske forsøg med nedfældning (Hansen, 2008).

Kilde	Afgrøde	Nedfældnings-system	Nedfældnings-dybde	Reduktion ift. slæbeslange, %	Reduktion ift. bredspredning, %
Balsari et al., 2005	Stub	Tandskær	10	72-83	
Dobbelaere and Maton, 1992	Græs	Tandskær	5-8		90
Hansen et al., 2003	Græs	Tand/-skiveskær	3-7	20-75	
Huijsmans et al., 2000	Græs	?	?	70	
Lorenz et al., 1997	Græs	?	5		90
Misselbrook et al., 1996	Græs	Tandskær	6		40-79
Misselbrook et al., 2002	Græs	Tand/-skiveskær	?		73
Misselbrook et al., 2002	Stub	Tandskær	?		23
Mattila & Joki-Tokola, 2003	Græs	Tandskær	8-10	> 80	> 80
Pahl et al., 2001	?	?	?		84
Rubaek et al., 1996	Græs	Tandskær	5	47-72	
Smith et al., 2000	Græs	Skiveskær	5	32	58
Vandre et al., 1997	Hvede	Tandskær	?		Ca. 50
Wulf et al., 2002	Græs	?	?	50	70
Peel et al., 1997	Græs	?	?		28
Huijsmans et al., 1997	Græs	Tand/-skiveskær	?		55

1.2.4 Gylleforsuring

Forsuring af gylle har vist sig effektivt til at nedbringe ammoniakfordampning, og flere teknologier er i dag godkendt og optaget på *Teknologilisten* med dette formål. Overordnet kan gylle forsures ved tre forskellige metoder. Ved *staldforsuring*, *tankforsuring* og *forsuring ved udbringning*. *Staldforsuring* fungerer ved, at der ved gylleudløbet fra stalden til lagertanken etableres en omrøregrav, hvor syren tilsættes gyllen. Der bliver tilsat syre, til det ønskede pH niveau er opnået, typisk pH 5,5. Herefter bliver en del af gyllen pumpet tilbage i stalden, og en del pumpes ud i lagertanken

(Infarm.dk 2012). *Tankforsuring* fungerer efter et meget simpelt princip. Syren tilsættes under omrøring og tilsættes langsomt, for at kontrollere skumudviklingen i lagertanken. Syren kan tilsættes med en pumpe eller ved hjælp af undertryk fra gylleomrøringen (Harsø.dk 2012). Ved *spreaderforsuring* tilsættes syre under udbringning. På gyllevognen bliver gyllen mikset med syre, umiddelbart inden gyllen pumpes ud igennem slæbeslangerne (Biocover.dk 2012).

Følgende teknologier til forsuring af gylle er i dag på Miljøstyrelsens *Teknologiliste* (Miljøstyrelsen 2012), og de kan derfor lovligt anvendes som alternativer til nedfældning i fodergræsmarker.

- Infarm A/S staldforsuring, Systemvej 6, 9200 Aalborg SV
- Biocover A/S spreaderforsuring, Veerst Skovvej 6, 6600 Vejen
- J.H. Staldservice staldforsuring, Nørgårdsvej 18, 7500 Holstebro
- Harsø Maskiner A/S tankforsuring, Fåborgvej 5, 6818 Årre
- Ørum Smeden tankforsuring, Vrejlevklostervej 310, 9830 Tårs

I forsøg af Kai et al. (2008) fandt man en 70 % ammoniakreduktion af forureet gylle udbragt i vinterhvede. Referencen i dette forsøg var gylle med pH 7,5. Denne blev forsuret til 6,3 med 96% koncentreret svovlsyre.

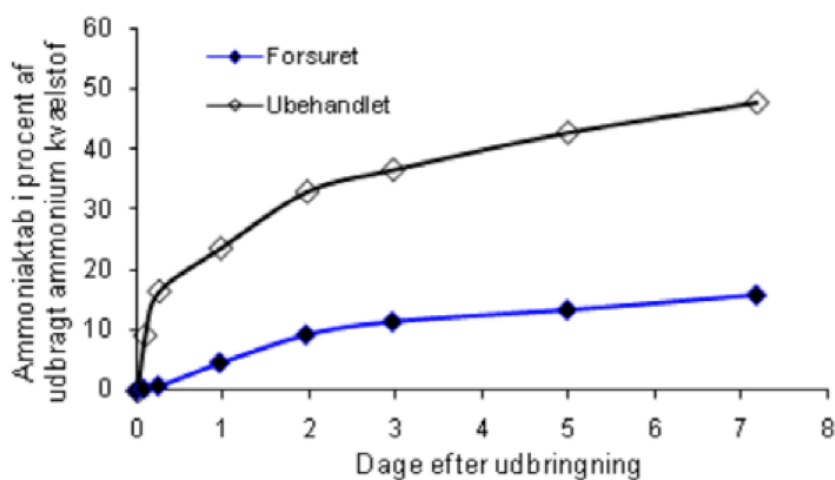


Fig. 1 viser den kumulerede ammoniakfordampning fra reference gyllen og den forsurede gylle af Kai et al. (2008). Fordampningen er angivet som tab af udbragt TAN (Kai, et al. 2008).

I 2010 gennemførte Nyord et al. (2010) forsøg med SyreN (spreaderforsuring) og Infarm (staldforsuring) forsuret gylle. Forsøgene blev udført på slætgræs og i vinterhvede. I gennemsnit af forsøgene i græs og vinterhvede, reducerede nedfældning ammoniakfordampningen med 54 % i forhold til slangeudlægning. SyreN reducerede am-

moniakfordampningen med 42 %, og Infarm reducerede ammoniakfordampningen med 59 %. Forskellen mellem de to forsuringssystemer blev forklaret med et større syreforbrug ved Infarm forsuring og dermed lavere pH ved udlægning (Nyord, Adamsen, et al. 2010).

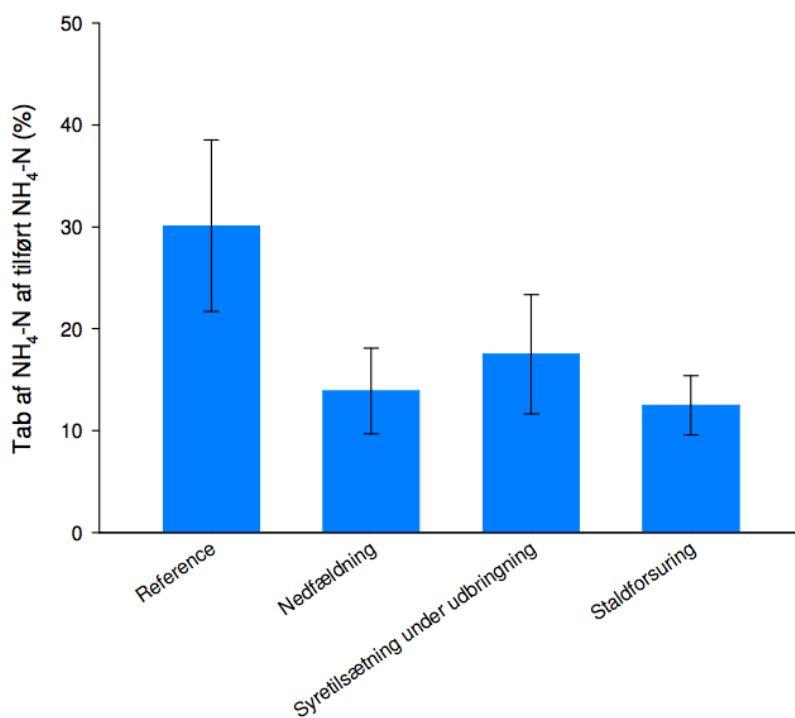


Fig. 2 viser den akkumulerede ammoniakfordampning fra nedfældning, SyreN- og Infarm forsuring (Nyord, Adamsen, et al. 2010).

I dag findes der som nævnt systemer, som kan anvendes som alternativ til nedfældning på græsmarker, men der findes endnu ikke alternativer til sortjordsnedfældning. I tabel 3 ses en oversigt over hvordan gylle må udbringes på forskellige afgrøder.

Tabel 3 viser hvilke gylle udbringningsmuligheder der er på forskellige afgrøder inkl. sort jord (Vestergaard, 2012)

Afgrøde				
Udbringning	Sortjord	Vintersæd	Frøgræs	Fodergræs
Slangeudlægning	Nej	Ja	Ja	Nej
Nedfældning	Ja	Ja	Ja	Ja
Slangeudlægning af gylle med: SyreN/Infarm/Harsø/ Ørum/Hyldgård	Nej	Ja	Ja	Ja

Den specifikke teknik skal være optaget på *Teknologilisten*, for at kunne være alternativ til nedfældning. Derfor skal den enkelte producent søge om optagelse.

I foråret 2012 søgte Landbrug & Fødevarer om dispensation til at bruge forsuret gylle på sort jord, som et alternativ til sortjordsnedfældning. Denne blev dog afslået, da Miljøstyrelsen og Miljøministeren vurderede, at dette ville medføre øget ammoniakfordampning fra udbringning af gylle på sort jord (Auken 2012). Afslaget blev givet, da Landbrug & Fødevarer ikke kunne fremvise dokumentation for, at forsuring kan nedsætte ammoniakfordampningen i samme grad som sortjordsnedfældning.

1.3 Problemformulering

Formålet med denne rapport er at belyse, i hvor høj grad forsuring i kombination med inkorporering kan reducere ammoniakfordampningen i samme grad som sortjordsnedfældning. Derfor vil følgende søges at blive belyst:

1. *Hvor stor en ammoniakreduktion kan opnås ved forsuring til udvalgte pH-niveauer ved simulering af slangeudlægning af forsuret gylle?*
2. *Kan inkorporering af forsuret gylle på et givent tidspunkt sænke ammoniakfordampningen i samme grad som sortjordsnedfældning?*

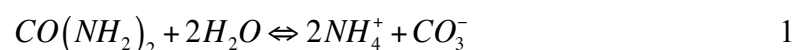
Målsætningen med projektet er at bidrage til grundlaget for en ny vurdering af gylle-forsurings ammoniakreducerende effekt i kombination med inkorporering.

2 Teori

Ammoniaktab fra gylle sker konstant, lige fra afføring og urin forlader dyret i stalden, under opbevaring i gylletanken, til den bliver udbragt på marken. Flere faktorer har indflydelse på fordampningen, herunder er de primære gyllens pH, indholdet af tørstof og vindbevægelsen over gylle, samt væske- og lufttemperaturen (Sommer 1992).

2.1 Ammoniakfordampning

Størstedelen af ammonium (NH_4^+) i gyllen kommer fra urin. I urin findes ca. 70 % af kvælstoffet i form af urea. Urea hydrolyseres af enzymet urease til ammonium og karbonat ved følgende reaktion:



Denne reaktion sker hurtigt under staldforhold, hvor der er fugtigt og varmt, og derfor findes kun en meget lille del tilbage som urea i gyllen, når det ender i gylletanken. Urease enzymet findes i fæces; det vil sige at hydroliseringen begynder, når fæces og urin sammenblandes i stalden (Sommer 1992).

2.1.1 Ammoniakfordampningsmodel

I gylle står ammonium ioner (NH_4^+) og frit ammoniak (NH_3) konstant i ligevægt.



Summen af ammonium og ammoniak bliver betegnet TAN. TAN er en forkortelse for "Total Ammoniacal Nitrogen" (Ni 1999; Sommer 1992; Zhang, et al. 1994)



Hvis ligevægten, beskrevet af ligning 2, bliver forskubbet mod højre vil ammoniak fordampe, som angivet i ligning 4.



For at ammoniakfordampning kan finde sted skal der være en koncentrationsgradient mellem gyllen og den atmosfæriske luft. Ved slangeudlægning placeres gyllen i striber. Gyllens overfladeareal er stort efter udbringning i forhold til ved lagring. Denne forskel vil resultere i, at der fremkommer en koncentrationsgradient mellem den overfladeudlagte gylle og atmosfæriske luft. En gradient, som vil forårsage fordampning af ammoniak fra gyllen til den atmosfæriske luft. Gradientens størrelse afhænger bl.a. af luftens turbulens, nedbør og temperatur (Sommer, et al. 2003). Ammoniakfordampningen (F_v) kan derfor beskrives således (Sommer, et al. 2003; Jayaweera og Mikkelsen 1990):

$$F_v = K \cdot u (NH_{3,g} - NH_{3,a}) \quad 5$$

K er en transport koefficient og u er vindhastigheden.

For at beskrive ammoniaks partialtryk i atmosfæren bruges Henrys Lov om gassers opløselighed. Ved en given temperatur er koncentrationen af ammoniak i gyllen ($NH_{3,aq}$) i ligevægt med partialtrykket i atmosfæren over gylleudlægningen (P_{NH_3}) (Zhang, et al. 1994). Dette kan beskrives således:

$$P_{NH_3} = H_{NH_3} [NH_{3,l}] \quad 6$$

H_{NH_3} er Henrys konstant for ammoniak.

For at kunne beskrive de forskellige faktorerers indflydelse på ammoniakfordampningen vil disse blive forklaret med fig. 1 og "to-film modellen", se afsnit 2.1.1.1.

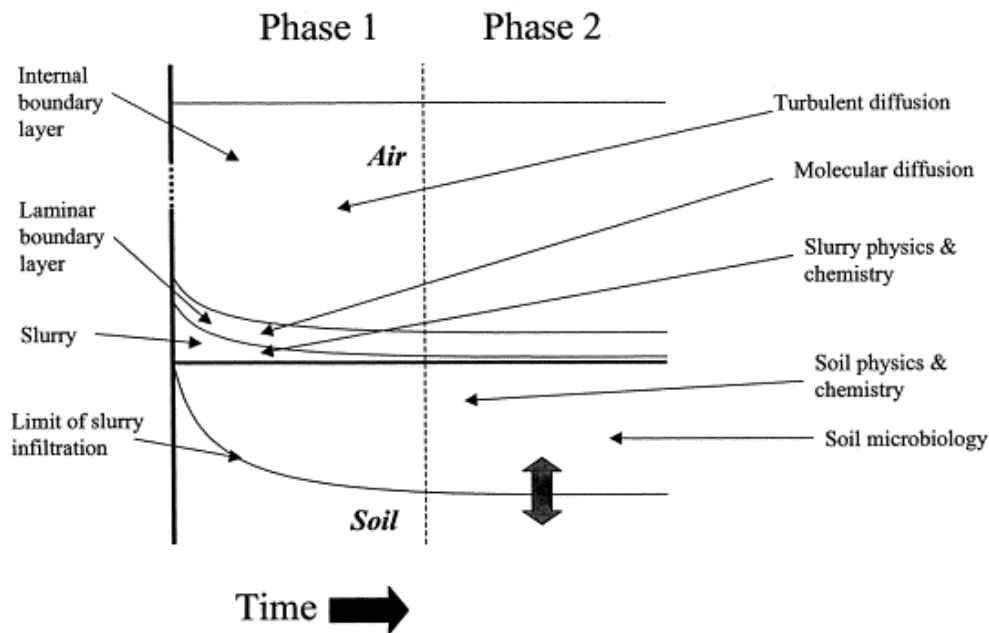


Fig. 3 viser en ammoniakfordampningsmodel delt op i to faser opdelt efter tid. X-angiver tiden efter gylleudlægning. Y-aksen angiver højden over og under jorden, som udgøres af den lige vandrette linje midt i figuren. Fase 1 beskriver tidspunktet fra udbringning af gylle på marken til infiltration. Fase 2 beskriver tiden indtil der kan ses bort fra ammoniakfordampningen. (Sommer, et al. 2003)

I figur 3 ses en model for overfladeudlagt gylle i to faser. Faserne beskriver to forskellige tidsrum, hvor fordampningen fra gylle foregår markant forskelligt. Umiddelbart efter gylleudlægning vil væskefraktionen søge ned i jorden, og tørstoffractionen vil blive liggende på jordoverfladen. Dette sker i fase 1 (Sommer, et al. 2003). I fase 1 er sammenspillet med den atmosfæriske luft og gyllens kemiske egenskaber de centrale faktorer, der påvirker ammoniakfordampningen. Dette skyldes at gyllen hovedsageligt ligger oven på jorden og kun i mindre grad er infiltreret, hvorfor de overjordiske faktorer har størst indflydelse på ammoniakfordampningen. Fordampningen af ammoniak, kan på figur 3, ses som transporten af ammoniak fra overfladen af gyllen til den atmosfæriske luft. Ved denne transport passerer ammoniak igennem to tynde luftlag. Disse lag kaldes grænselag. Transporten igennem lagene er styret af koncentrationsgradientforskellen mellem ammoniakkoncentrationen i gyllen og den i atmosfæren, som beskrevet med ligning 5. I fase 2 styres ammoniakfordampningen i større grad af jorden. Det vil sige, at jordens fysiske og kemiske egenskaber, vil have størst betydning for ammoniakfordampningen. Eksempelvis kan nedbør bringe væskefraktionen fra gylle hurtigere ned i jorden og dermed mindske ammoniakfordampningen. Ligeledes kan temperatur eller solindstråling skabe forhold i jorden, hvor gyllevæsken fordampes og bevæger sig mod jordoverfladen. Denne proces vil derved føre til øget ammoniakfordampning. Mikrobiologiske processer i jorden har ligeledes en vigtig

rolle for ammoniakfordampning i fase 2 (Sommer, et al. 2003). Hvordan de meteorologiske faktorer påvirker fordampningen, uddybes med *“to-film”* modellen, se afsnit 2.1.1.1.

2.1.1.1 ”To-film modellen”

Til at beskrive hvorledes ammoniak, opløst i gylle, kan fordampe fra overfladen af, eksempelvis slangeudlagt gylle, bruges her *“to-film”* modellen, som ses i figur 4. Modellen er et øjebliksbillede af situationen i marken, umiddelbart efter udlægning af gylle i en streng. Dette er en forsimpning af tilstanden, hvorfor figur 1 viser et mere retvisende billede, når der måles ammoniakfordampning over tid (Sommer, et al. 2003), men *“to-film modellen”*, inddrages for at anskueliggøre betydningen af gyllens pH.

Modellen består af fire lag. Bundlaget i figur 4 udgøres af den opløste gylle, som vurderes til at være påvirket af turbulens, dog i mindre grad. Ligeledes er det øverste luftlag kendetegnet ved mulighed for turbulens, eksempelvis på grund af vind. I disse lag foregår transporten af ammoniak ved konvektion. Turbulensen i det atmosfæriske luftlag må vurderes til at have den største indflydelse, da koncentrationsgradienten størrelse er afhængig af konvektion i dette lag.

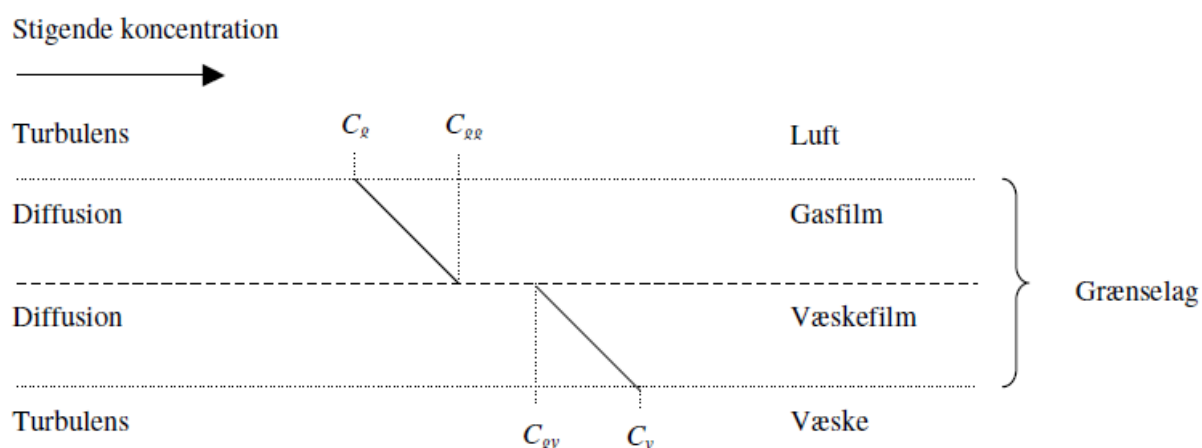


Fig. 4. viser *“to-film”* modellen modeleret efter Ni (1999). Koncentrationen i den udlagte gylle, stigende mod højre. C_v , C_{gv} , C_{gg} og C_g beregnes som partialtryk. (Ni 1999).

Lagene imellem væskeoverfladen og den atmosfæriske luft betegnes som væske- og gas-filmen. Heri antages der ingen turbulens, hvorfor alt transport foregår ved diffusion (Ni 1999). Disse to lag kaldes tilsammen grænselaget.

I et øjebliksbillede vil modellen fungere ved at konvektion vil mindske ammoniak-koncentrationen i den atmosfæriske luft over gasfilmen. Herefter vil ammoniak ved

diffusion bevæge sig igennem grænselaget, imod den atmosfæriske luft over grænselaget. I gyllen vil der ligeledes ske en diffusion af ammoniak mod grænselaget. Denne proces forløber, så længe koncentrationsgradienten mellem gyllen og den atmosfæriske luft er tilstede (Ni 1999).

Igennem *film-lagene* antages modstanden, at være afhængig af lagenes tykkelse. Der vil strømme den samme mængde ammoniak igennem gas- og væskefilmen, da strømmen af ammoniak sker ved diffusion (Ni 1999). Derfor er det ikke muligt at måle en koncentrationsforskel mellem gas- og væskefilmen (Ni 1999).

Lagene er kaldet *film* for at beskrive, at deres tykkelse er meget begrænset i forhold til væskelaget og den atmosfæriske luft over grænselaget. Grænselagets tykkelse og dermed de enkelte *film-lags* tykkelse er afhængige af turbulensen i de omkringliggende lag. Hvis turbulensen er stor vil det påvirke grænselagets tykkelse negativt, og det vil blive mindre (Ni 1999; Sommer, et al. 2003). Diffusionshastigheden gennem grænselaget er afhængig af koncentrationsgradienten mellem væskelaget af gyllen samt den atmosfæriske luft. Disse er angivet på figur 1 som C_v og C_g . Under antagelse af at koncentrationsgradienten er 0, vil ammoniakfordampning ikke finde sted (Zhang, et al. 1994). Koncentrationsgradienten påvirkes af henholdsvis koncentrationen af TAN i gyllen, samt koncentrationen i den atmosfæriske luft (Ni 1999). Hvis koncentrationsgradienten stiger (eller grænselaget mindskes), vil vinklen mellem henholdsvis C_v og C_{gv} blive mindre. Denne mindre vinkel er et udtryk for ammoniakfordampningen, og en mindre vinkel betyder større ammoniakfordampning. Ved *forsuring* af gylle vil koncentrationsgradienten og dermed også diffusionshastigheden sænkes igennem grænselaget, da pH sænkes og dermed koncentrationen af ammoniak i gyllen (se afsnit 2.1.2). Koncentrationsgradienten mellem atmosfærisk luft og gyllen mindskes, hvilket resulterer i mindre ammoniakfordampning. *Inkorporering* i jorden influerer positivt på grænselagets tykkelse. Dette skyldes, at konvektion i den atmosfærisk luft bliver nedsat, da gyllen bliver blandet med jord. Således er gyllen ikke udsat for eksempelvis vind i samme grad, som hvis gyllen ikke var inkorporeret. Dermed bliver grænselaget tykkelse forsøget, hvilket medfører, at ammoniak i større grad skal diffundere fra en højkoncentration til en lavere.

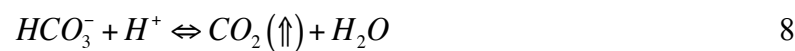
To-film modellen kan relateres til ligning 5, som angiver, at ammoniakfordampningen er afhængig af koncentrationsgradienten samt konvektiv transport af den atmosfæriske luft.

2.1.2 Hvordan pH i gylle påvirker ammoniakfordampningen

pH værdien i gylle er en af de mest bestemmende faktorer for ammoniakfordampning (Ni 1999).

$$[NH_{3(aq)}] = \frac{TAN}{1 + 10^{(0,09018 + (2729/T + 273) - pH)}} \quad 7$$

Af ligning 7 kan udledes, at hvis pH bliver høj, vil andelen af TAN blive forskubbet mod frit ammoniak, som det fremgår i ligning 4. Ved høje pH-værdier over 9 er langt den største andel af TAN på ammoniakform (Jensen og Schjørring 2002). pH værdien styrer særligt indholdet af ammoniak i den vandige fase ($NH_{3(aq)}$) i gyllen. Ved syretilsætning til gylle sænkes pH, og der frigives CO_2 . I praksis, ved eksempelvis tankforsuring, kan CO_2 resultere i skumdannelse. Fordampningen af CO_2 og NH_3 influerer på pH i gylle (Ni 1999). Nedenstående ligninger viser, hvorledes dette forholder sig (Ni 1999; Sommer, et al. 2003):



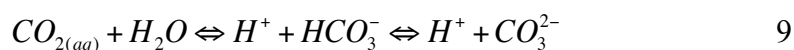
Ligning 8 illustrerer situationen, hvor H^+ sammen med HCO_3^- danner CO_2 og H_2O . CO_2 vil da fordampe, hvilket fjerner H^+ , som hæver pH i gyllen. Ligning 4 viser den omvendte situation. Den illustrerer omdannelsen af ammonium til ammoniak, hvor pH falder på grund af frigivelse af H^+ ioner.

Ved forsuring af gylle vil pH, som beskrevet, falde. Over tid vil pH dog igen stige på grund af buffersystemet i gylle, som vil blive beskrevet i afsnit 2.1.3. I forsøg af Eriksen et al. (2008) fandt de en pH stigning fra 5,5 til 7,0 i forsuret gylle efter en lagring på over 300 dage. Ligeledes steg pH værdien i den ikke forsurede gylle igennem lagringsperioden. Samme tendens fandt Petersen et al. (2012).

2.1.3 Buffersystem i gylle og jord

I gylle findes uorganisk kulstof TIC (Total Inorganic Carbon = $CO_2 + HCO_3^- + CO_3^{2-}$). Ved pH 7-8 findes langt hovedparten af TIC som bikarbonat (HCO_3^-) (Sommer, et al. 2003). Bikarbonat, der tilsættes syre (svarer til at ligning 8, forskubbes mod højre), reagerer ved, at der dannes CO_2 , som kan fordampe. Dette skyldes, at tilsætning af syre til gylle reducerer gyllens bufferkapacitet, som primært består af bikarbonat. Bi-

karbonat betragtes som den mest betydningsfulde buffer i gylle (Vandre og Clemens 1996). Ved CO₂ fordampning hæves pH, hvilket er et udtryk for bufferkapaciteten i gylle. Denne mekanisme kan ses i gylle som forsures samt jord der bliver tilført forsuret gylle.



Ligning 9 illustrerer forholdet mellem bikarbonat og karbonat ved høje pH værdier (over 9) findes hovedandelen af TIC som karbonat. Ved forsuring af gylle vil pH, som beskrevet, falde. Over tid vil pH dog igen stige på grund af buffersystemet i gylle, som vil blive beskrevet i afsnit 2.1.3. I forsøg af Eriksen et al. (2008) fandt de en pH stigning fra 5,5 til 7,0 i forsuret gylle efter en lagring på over 300 dage. Ligeledes steg pH værdien i den ikke forsurede gylle igennem lagringsperioden. Samme tendens fandt Petersen et al. (2012).

Ammoniak opløses 200 gange hurtigere end CO₂ i vand. Derfor ses der ofte umiddelbart efter udbringning af gylle en stigning i pH på et procentpoint (Sommer og Olesen, 1991). Ammoniak går på denne måde i forbindelse med jordvandet og bliver bundet hurtigere end CO₂. Efter periode på et til to døgn ses et fald i pH som følge af jordens og gyllens bufferkapacitet. Efter infiltrationen af gylle er tilendebragt, er det overvejende jordens bufferkapacitet, der styrer pH i jord/gyllevæsken (Sommer og Olesen, 1991). Dynamikken i ammoniakfordampningen i disse to faser er beskrevet skematisk i figur 3.

2.1.4 Tørstofindholds påvirkning på ammoniakfordampning fra gylle

Tørstofindholdet i gylle har indvirkning på ammoniakfordampningen (Sommer, et al. 2003, Sommer og Olesen, 1991). Forsøg af Sommer og Olesen (1991) viste en lineær sammenhæng mellem tørstofindhold og ammoniakfordampning op til 6 timer efter udlægning af gylle (figur 5). Over længere tid var der stadig en lineær sammenhæng ved lavt tørstofindhold. Ved højt tørstofindhold (over 10%) var der ikke et lineært forhold mellem tørstofindhold og ammoniakfordampning.

I figur 4 ses ligeledes tørstofindholdets påvirkning på ammoniakfordampningen (F). I figur 4 vises ammoniakfordampningen alene på baggrund af tørstofindholdet, da pH og temperatur er udelukket i udregningen. Der ses et sigmoid kurveforløb, der viser at ændringer i tørstofindholdet ved lave procentsatser (0-5 %) og meget høje procentsat-

ser (15-30 %) ikke har stor indvirkning på ammoniakfordampningen. I området 5-15 % tørstof giver en lille stigning i tørstofindhold derimod en stor stigning i ammoniakfordampning (Sommer og Olesen, 1991).

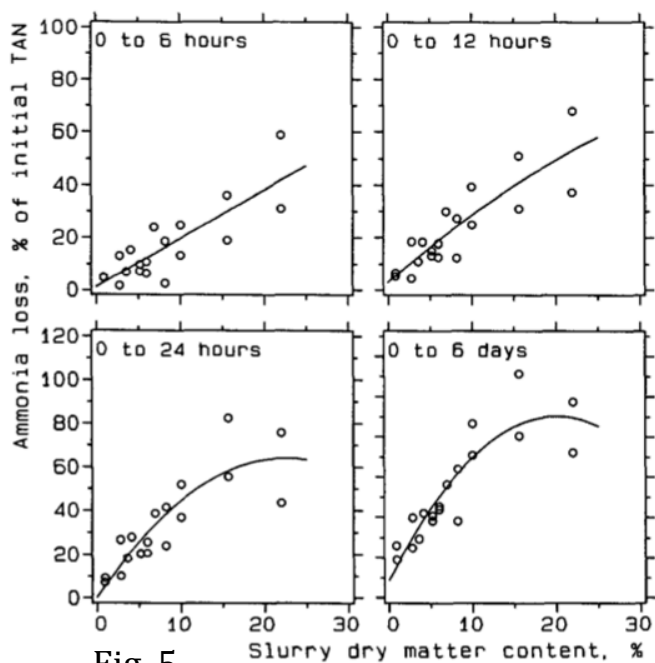


Fig. 5

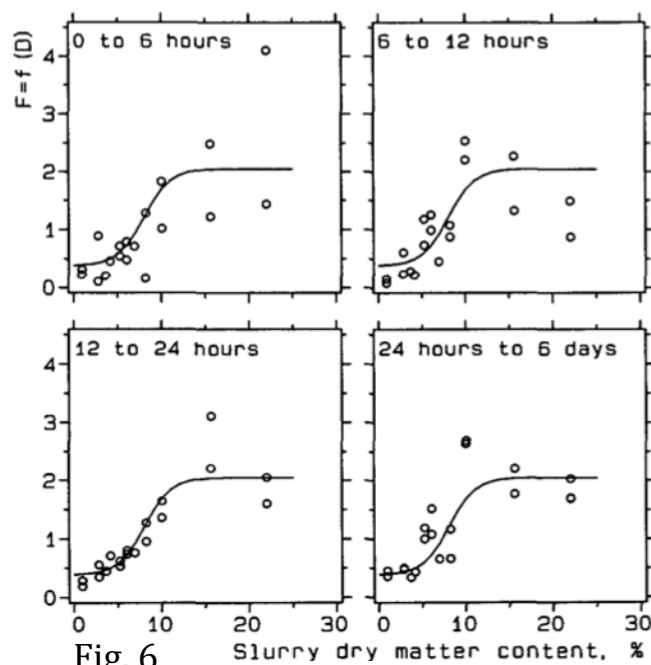


Fig. 6

Fig. 5 viser ammoniakfordampning i sammenhæng med tørstofindhold. Der er lavet målinger af ammoniakfordampning ved forskellig indhold af tørstof over fire forskellige tider. Fig. 6 viser de samme målinger, men hvor der er korreleret for effekten fra pH og temperatur, i forhold til ammoniakfordampning (Sommer og Olesen, 1991).

Tørstof i gylle kan tilbageholde væskefraktionen, således infiltrationen i jorden sker langsommere ved højt tørstofindhold (Sommer et. al, 2006; Petersen og Andersen 1996). Kvæggylle har oftest det største tørstofindhold og kan tilbageholde mere væske end eksempelvis svinegylle, hvorved ammoniakfordampning stiger, da gyllen ikke kan infiltreres i jorden i samme omfang som svinegylle (Petersen og Andersen 1996).

Partikelstørrelsen i tørstoffractionen i gylle varierer efter type. Eksempelvis indeholder kvæggylle en større andel af partikler med en størrelse på over 1 mm. I forsøg har Sommer et. al (2006) vist at kvæggylle infiltrere jorden i mindre grad end svinegylle, og at dette kan relateres til indholdet af tørstof og partikelstørrelsen i tørstoffet.

Efterhånden som sol og vind udtørre overfladeudbragt gylle, vil tørstoffet blive liggende tilbage som en skorpe på jorden. Denne skorpe kan reducere diffusionen mellem jorden og den omkringliggende atmosfære. Dette kan medføre en lavere ammoniakfordampning (Sommer, et al. 2003).

2.1.5 Inkorporering

Infiltrering af overfladeudlagt gylle nedbringer ammoniakfordampningen (Sommer og Hutchings, 2001). Dette sker af to årsager. Dels er diffusionen af ammoniak begrænset under jorden, som beskrevet i afsnit 2.1.1.1. Ligeledes binder ammonium sig til lerkolloiderne, således det samlede fordampningspotentiale mindskes.

Infiltrationen styres særligt af tørstofindholdet i gyllen (se afsnit 2.1.4), jordtype og porevolumen samt jordens vandindhold (Sommer og Hutchings, 2001). Der er i forsøg, fundet modstridende resultater, hvad angår jordtypens indflydelse på ammoniakfordampning. Jordens struktur og dermed porøsitet er derimod afgørende for infiltrationshastigheden. Er jorden kompakt sænkes infiltrationshastigheden, og dermed stiger ammoniakfordampningen (Sommer, et al. 2003). I forsøg af Petersen og Andersen (1996), fandt man at lavt jordvandindhold øgede infiltrationen og dermed sænkede ammoniakfordampningen. Ligeledes vil stigende vandindhold sænke infiltrationen og hæve ammoniakfordampningen (Sommer, et al. 2003).

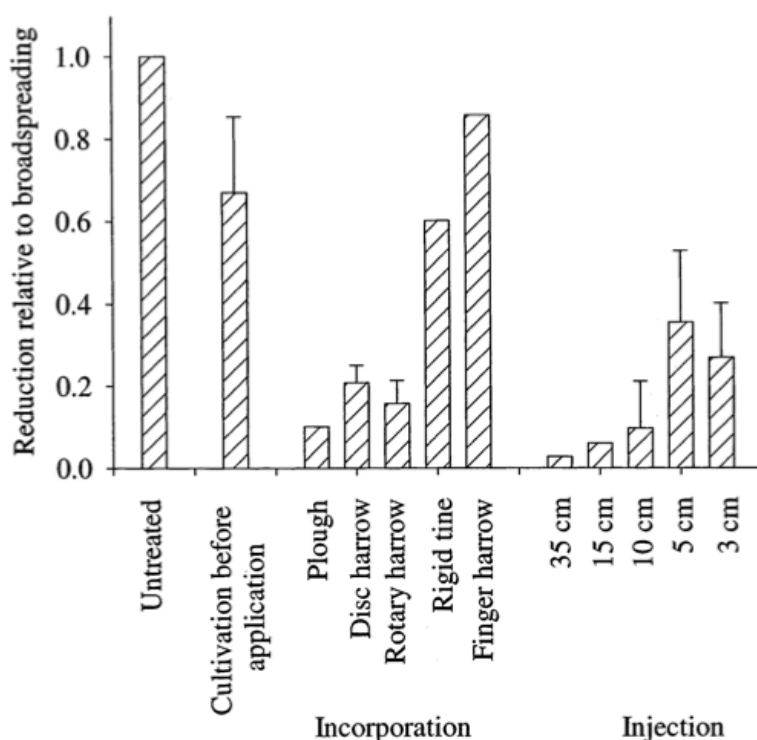


Fig. 7 viser den relative reduktion i ammoniakfordampning ved forskellige jordbehandlinger og nedfældning i forhold til bredspredning (Sommer og Hutchings, 2001).

Gylle kan i praksis nedfældes, hvorved ammoniakfordampningen falder. Ligeledes kan den inkorporeres efter slangeudlægning ved en overharvning eller nedpløjning. På

denne måde laves en forceret infiltrering, som sænker kontaktoverfladen mellem gyllen og den atmosfæriske luft, og dermed sænker ammoniakfordampningen.

Der ses i figur 7 en stærk korrelation mellem nedbringningsdybde og relativ ammoniakfordampning. Ved pløjning eller nedfældning til under 10 cm er ammoniaktabet minimalt.

2.2.1 Reducering af ammoniakfordampning i praksis

Som beskrevet i afsnit 2.1.2 og 2.1.5 kan forsuring og inkorporering nedsætte ammoniakfordampningen fra udlagt gylle. Ved inkorporering er tidsrummet mellem udbringning og inkorporering meget afgørende for det samlede tab af ammoniak, da eksempelvis slangeudlægning forøger ammoniakfordampningspotentialet betragteligt som beskrevet i afsnit 2.1.1.1. Derfor skal inkorporeringen ske umiddelbart efter slangeudlægning for at sænke ammoniakfordampningen i størst mulig omfang. Denne hurtige inkorporering er ikke altid mulig i praksis. Eksempelvis kan vejret afgøre, om det er forsvarligt, at lave en jordbehandling. Logistik og kapacitets udfordringer med maskiner, kan ligeledes være afgørende for om inkorporering kan ske umiddelbart efter slangeudlægningen.

Forsuring af gylle sænker pH og dermed ammoniakfordampningen, som beskrevet i afsnit 2.1.2. Ved forsuring vil pH dog stige igen over tid. Tidshorizonten for denne stigning er afhængig af gyllens bufferkapacitet samt de jordfysiske forhold, som beskrevet i afsnit 2.1.3. Stigningen sker langsomt over tid, hvilket er årsagen til, at ammoniakfordampning fra forsuret gylle vedbliver at være mindre end ikke-forsuret gylle (Eriksen et al, 2008).

En kombination af slangeudlagt forsuret gylle og inkorporering må derfor forventes at give en lavere ammoniakfordampning, end forsuring eller inkorporering alene. Da stigningen i pH i forsuret gylle sker langsomt, har landmanden derved et større tidsrum til at kunne inkorporere gyllen i stedet for at sortjordsnedfælde. Dette giver landmanden en større frihed til at disponere over sine maskiner samt en fleksibilitet i forhold til vejret. Et andet aspekt er, at sortjordsnedfældning på svær lerjord kan give anledning til strukturskader (Birkmose, pers. meddelse, 2012). For at der fra myndighedernes side kan gives tilladelse til, at en kombination af forsuring og inkorporering skal kunne sidestilles med sortjordsnedfældning, er kravet at der ikke må ske en større ammoniakfordampning. Derfor vil forsøget i dette projekt forsøge at efterprøve om dette er muligt.

3. Metode og forsøgsopstilling

Forsøgene blev udført på Forskningscenter Foulum, 8830 Tjele. Laboratoriet der blev brugt var lokaliseret på Biogasanlægget, Burrehøjvej 43, 8830 Tjele. Laboratoriet var temperaturkontrolleret igennem hele forsøgsperioden til ca. 18°C. Forsøget blev udført fra d. 5. marts til og med d. 19. marts 2012.

3.1 Forsøgskasser og jordpakning

Til opstillingen benyttedes 12 PVC kasser (25 cm, 35 cm, 18 cm) Kasserne havde et rumfang på 15.750 cm³. Kasserne var beklædt med gastæt aluminiumfolie, som reducerer risikoen for at ammoniakgas (NH₃)_(g) kan diffundere ud af kasserne eller klæbe til PVC materialet. Se billeder i bilag 2.

Kasserne blev hver fyldt med 15 kg jord. Dette skete af 3 omgange, så der kom 5 kg jord i hvert lag. Efter hvert lag blev kassen rystet i ca. 30 sek. på en jordryster. Til slut blev jorden presset med 300 kg i 40 sekunder. Dette tryk svarer til 0,34 kg/cm². Jorden blev presset med et stempel ført frem af olietryk, som styres manuelt. Til måling af den præcise belastning (tryk på jorden) anvendtes en tryktransducer af mærket Hottinger (type C3H3, Hottinger Balwin Messtechnik, Darmstadt, Tyskland). Til at aflæse trykket brugtes en signalprocessor (model MVD 2630 A, Hottinger Balwin Messtechnik, Darmstadt Tyskland).

Densiteten af jorden i kasserne efter pakning var $15.000 \text{ g}/(25*35*12) = 1,43 \text{ g/cm}^2$. (15 kg/rumfang af forsøgskasse). Denne densitet er sammenlignelig med, hvad der ville kunne findes i typisk markjord ved Foulum (Scjønning 1992). Efter pakning var overfladestrukturen præget af en del små revner forårsaget af klumper af jord, som var blevet presset sammen. Jorden var fugtig, således den ikke smuldrede under trykket fra pressen.

3.2 Jorden

Jorden der blev brugt til forsøget, var en JB 4 jord. Teksturanalysen viste følgende: grovsand 27,6 %, finsand 50,5 %, silt 6,6 %, ler 4,85 % og humus 4 %. Der blev ved en fejl ikke bestemt jordvandindhold. Jorden kom fra en mark beliggende ved Forskningscenter Foulum. Der havde været dyrket majs på marken året før. Jordstrukturen i forsøgskasserne var ikke direkte sammenlignelig med, hvad der ville kunne findes under markforhold ved udbringning af gylle i foråret. Dette skyldes, at jordstrukturen i kasserne var præget af et stort porevolumen, som ville kunne resultere i hurtig infiltr-

ration. Det kunne være en medvirkende årsag til, at overfladeudlagt gylle infiltrerer jorden hurtigere, end hvad ville være sket under virkelige markforhold. Under markforhold vil der typisk blive kørt gylle ud på en majsstubmark i foråret. Denne jord er tæt pakket efter en vinter med nedbør og frost, og derfor vil gylle infiltrere langsommere, end hvad man må forvente i jorden brugt i forsøget, vil være.

I forsøgsjorden var der en del majsstubbe og rødder, og jorden var meget vandmættet. Dette betød, at jorden ikke kunne pakkes i kasserne med det samme, og derfor blev den lagt til at tørre i en opvarmet hal, i et lag af ca. 10 cm. Inden jorden tørrede havde den en densitet i kasserne på $(18 \text{ kg/rumfang}) = 1,71 \text{ g/cm}^3$. Kasserne var dermed 3 kg tungere end de endelige forsøgskasser, og densiteten i kasserne var 21 % større. Jorden tørrede i 7 dage, og var derefter tjenlig til at blive pakket i kasserne. Jorden til første forsøg blev pakket i kasser d. 2/3-2012. Jorden til næste forsøg blev overdækket med presenning, for at opretholde det samme jordvandindhold til næste forsøg. Kasserne blev herefter sat udenfor under et halvtag.

Den 12/3-2012 blev der pakket jord i kasser til anden forsøgsrunde. Jordvandindholdet blev vurderet til at være lidt lavere end i første forsøgsrunde.

Inden jorden blev pakket i kasser, blev rødder, majsstubbe og sten med en diameter større end 3 cm. frasorteret. Dette blev gjort, da elementer af denne størrelse ville kunne få stor indflydelse på resultatet af ammoniakfordampningsmålingerne. Eksempelvis vil en majsstub, placeret i jordoverfladen i en forsøgskasse, kunne øge overfladen af gyllestrengen og derved forøge potentialet for ammoniakfordampning betragteligt. Derudover ville en majsstub på overfladen af jorden kunne påvirke luftgennemstrømningen i forsøgskasserne i forholdsvis stor grad. Dette vil ikke være tilfældet under markforhold, hvorfor rødderne blev fjernet fra kasserne.

3.3 Forsøgsbehandlinger

1. Ubehandlet, overfladeudlagt
2. Forsuret gylle, ikke nedmuldet
3. Forsuret gylle, nedmuldet efter 1 time
4. Ubehandlet, nedfældet straks

Forsøgene blev hver udført med tre gentagelser af alle behandlinger. Dermed var der 12 kasser i hvert forsøg. Behandlingerne blev fordelt tilfældigt på de 12 kasser.



Fig. 8

Billede 1 viser overfladeudlagt gylle som ikke er forsuret. Billederne er taget en uge efter - ved forsøgets afslutning. Særligt bemærkes, at en stor del af tørstoffet ligger tilbage på overfladen. **Billede 2** viser overfladeudlagt gylle som er forsuret. Særligt bemærkes at farven er væsentlig lysere pga. syretilsætning.

Billede 3 viser forsuret gylle som er nedmuldet/overharvet efter en time. Særligt bemærkes, at gyllen er væk fra overfladen og at jordstrukturen er væsentlig anderledes/oprevet.

Billede 4 viser ikke forsuret nedfældet gylle. Særligt bemærkes, at gyllen er væk fra overfladen. Derudover er overfladen blevet mere løs pga. nedfældningen.

3.4 Forsøgsgyllen og forsurening

Til forsøgene er brugt kvæggylle fra kvægstaldene på Forskningscenter Foulum. Gyllen blev udtaget fra en fortank med nyudpumpet gylle. Der blev kun brugt gylle fra denne udtagning til begge forsøgsrunder. Gyllen blev opbevaret i en lukket container i perioden mellem første og anden forsøgsrunde. Der blev til forsøget anvendt kvæggylle, da det fortrinsvis er kvægbedrifter, der har brug for at sortjordsnedfælde. Dette sker ofte inden majssåning. Da formålet med forsøget er at undersøge, om forsurening

med efterfølgende inkorporering kan erstatte sortjordsnedfældning, var det derfor naturligt at bruge kvæggylle til forsøget.

Total N blev analyseret ved hjælp af Kjeldahl metoden (AOAC 1999 a). Gyllens indhold af Total N blev bestemt til 3,46 g/L. Ved tildeling af 25 m³ pr. ha gav det en kvælstoftildeling, der svarer til på 86,5 kg N/ha. Tørstofprocenten blev målt til 10,66% og askeprocenten til 2,93%.

Tørstof og aske blev bestemt ved at tørre gylleprøven i 24 timer ved 105 C^o og derefter ved 550 C^o i 4 timer. Tørstofprocenten var forholdsvis høj i forsøgsgyllen. Dette kan have flere årsager, men særligt at gyllen er helt frisk, og den ikke er fortyndet med regnvand i gyllebeholderen. Gennemsnitlig kvæggylle fra lagret gylle har en tørstofprocent på 7,41 % (M. N. Hansen, et al. 2008). Over tid omsættes og tabes tørstof i gylle som CO₂ og ved mikrobiel omsætning. Efter en lagringstid på 140 dage er der observeret tab på 17 % tørstof i kvæggylle (Poulsen, et al. 2001). Dette tab er ikke sket i forsøgsgyllen, da denne blev udtaget af frisk gylle fra en fortank. En årsag til det høje tørstofindhold kan også være, at gyllen er udtaget med spand i de øverste 30 cm. i fortanken. I dette lag kan der være ophobet et flydelag med meget tørstof, selv om dette ikke umiddelbart var synligt (Hansen 2012, pers. medd.).

Den del af gyllen, der skulle forsures, blev forsuret med 96% koncentreret svovlsyre. Start pH for gyllen blev målt til 7,0 i første forsøg med elektronisk pH-meter (Knick, mod. Portmess type 911). 3 liter gylle blev udtaget, og der blev tilsat 15 ml. svovlsyre, hvilket svarer til 5 liter pr. ton. Efter tilsætning skummede gyllen kraftigt op. I de følgende to timer blev gyllen omrørt ca. 4 gange timen, til frigivelsen af CO₂ var stoppet. Da gyllen var stabiliseret, blev pH målt til 5,5. pH blev målt løbende de følgende to timer. Gyllens pH ændrede sig ikke og forblev 5,5 frem til, den blev udlagt i kasserne. Denne forsursingsmetode svarer i praksis til tankforsuring. Ved tankforsuring, forsures gyllen til under pH 6,0 hvis gyllen udbringes inden 24 timer og under pH 5,5, hvis gyllen udbringes indenfor en uge (Miljøstyrelsen, 2012).

Konsistensen af den forsurede gylle ændrede ikke karakter og var derfor stadig sammenlignelig med den ubehandlede. Farven af den forsurede gylle blev mere lys, end den ikke forsurede, som det ses på billede 2 i figur 1.

Fremgangsmåden ved anden forsøgsrunde var den samme, som ved første. Forsøgsgyllens start pH blev denne gang målt til 6,8. Gyllen blev forsuret til pH 4,9 ved tilsætning af 20 ml. svovlsyre, hvilket svarer til 6,66 liter pr. ton. Det skal bemærkes, at gyllens start pH faldt med 0,2 %-point i løbet af en uge i en lukket container.

3.4.1 Udlægning af gylle i forsøgskasser

Der blev udlagt, hvad der svarer til 25 m^3 gylle pr. ha. Arealet af en kasse var 875 cm^2 , hvilket svarer til $0,00000875 \text{ ha}$. For at finde den mængde, der skal udlægges pr. kasse, udregnes følgende: $0,00000875 * 25.000 = 0,22 \text{ liter} = 220 \text{ ml}$. Denne mængde blev afmålt og udlagt i hver kasse.

Gyllen blev lagt ud med et målebæger i en ca. 5 cm. bred streng på langs af kassen. Gyllens indhold af tørstof var stort, således en del af tørstoffractionen blev liggende på jorden. Dette gjorde sig gældende for både den ubehandlede og for den forsurede gylle. Dette ses på billede 1 og 2 i figur 8.

3.4.2 Simuleret nedharvning

I behandling nummer 3 blev den forsurede gylle simuleret nedharvet en time efter, den var blevet overfladeudlagt. I praksis er det kapacitets- og tidsmæssigt muligt at følge en slangeudlægning med en harve. Inkorporeringen foregik en time efter for at give en tidsmæssig buffer, hvilket vil betragtes som realistisk i praksis. Inkorporeringen blev gjort med en tretands håndkultivator. Billede af denne kan ses i bilag 1. Jorden blev derved bearbejdet i ca. 3-5 cm. dybde.

3.4.3 Nedfældning i forsøgskasser

Gyllen blev nedfældet i en dybde af 7-9 cm. På en skruetrækker blev der monteret et stykke tape til at markere dybden med. Skruetrækkeren blev brugt til at løsne jorden til den rigtige dybde. Billede af denne kan ses i bilag 1. Med hænderne blev jorden derefter taget op af den rille, der blev lavet. Rillen var som et V-snit med en bredde på 3 cm. i toppen og 1 cm. i bunden. Rillen gik på langs i hele kassens længde.

Kvæggyllen blev herefter fyldt i rillen og fyldte den ca. 4 cm. op. For at simulere en nedfældning, blev løs jord herefter lagt over gyllen. Dette lag af jord var ca. 3-4 cm. Herefter blev kassen forsejlet med låg, beklædt med folie og påsat gaffa tape langs kanten for at forhindre luft i at trænge ind i kassen. Dette vil ændre vindbevægelsen i kassen og gøre omstændighederne for fordampning af ammoniak forskellig fra kasse til kasse.

3.5. Innovamåler og datalogning

Koncentrationen af ammoniak i luften blev målt på afgangsluften fra hver kasse med to fotoakustiske gasdetektorer, kaldet Innova-målere. Prøveudtagningen blev styret af en multiplexer monteret mellem kasserne og de fotoakustiske gasdetektorer (Brüel &

Kjær Photoacoustic Multi-gas Monitor type 1312 og type 1309, Air Tech Instruments A/S, DK-2750 Ballerup, Denmark).

Hver Innova-måler blev tilkoblet en computer til datalogning. Innova-måler nr. 1 målte koncentrationen af ammoniak i luften fra fire kasser, samt to baggrundsmålinger, hvor luft fra rummet, hvor forsøget blev udført, blev suget ind i gasdetektoren. Samtidig med forsuringsforsøget blev der lavet andre forsøg i laboratoriet, som kunne influere på ammoniakmålingerne, hvilket er grunden til at der laves baggrundsmålinger. Innova-måler nr. 2 målte i otte kasser. Dette kan ses i tabel 4.

Innova-målerne virker ved at suge en mængde luft fra den enkelte kasse ind i målekammeret. Luften bliver først rensat igennem to filtre. Herefter kommer luftprøven ind i selve analysekammeret, som bliver forseglet. Gasanalysen fungerer ved, at infrarød lys bliver sendt igennem optiske filtre, som bestemmer hvilken type gas, der måles på. Det infrarøde lys kommer som impulser, der opvarmer gassen i analysekammeret. Gassen udvider sig på grund af denne opvarmning. Udvidelsen detekteres af to ”mikrofoner” i analysekammeret, som opfanger denne udvidelse og på den baggrund kan Innova-måleren fastlægge en koncentration af eksempelvis af ammoniak i luftprøven (lumasenseinc.com 2012). Målingen påvirker ikke luftflowet igennem kassen, da udtaget er placeret udenfor kassen.

Luftprøven blev analyseret i måleren, hvilket tog ca. 1 min. pr. måling. Ved opstart af hvert forsøg blev Innova-målerne indstillet til at foretage 5 målinger i hver enkelt kasse. Dette blev gjort for at mindske ”overslæb” af ammoniak fra den foregående kasse, da slanger og måleren ikke renses tilstrækkeligt mellem målingerne. Dette vil særligt være et problem, hvis der er forskel i ammoniakkoncentrationen mellem forsøgsbehandlingerne. Ved databehandling vil de første fire målinger blive slettet og kun den femte måling gøre sig gældende. Dermed vil emissionsdata vise koncentrationen af ammoniak i kassernes headspace for hver $5 \cdot 6 = 30$ min. eller $5 \cdot 8 = 40$ min.

Head-space er bestemt som det frie rum over jorden i forsøgskassen og op til lågets underkant.

Tabel 4 viser forsøgsopstillingen hhv. 5. og 12. marts ved forsøgsstart. Derudover viser den hvilken pH gyllen havde ved hver forsøgsbehandling, samt hvilken Innova måler og udgang der hører til hvert forsøgsled.

Betegnelse i datasæt	pH i forsøgs-gylle	Dato for start	Innova nr.	Innova udgang
Reference 1	7	05/03/12	1	3
Reference 2	7	05/03/12	2	5
Reference 3	7	05/03/12	2	9
Reference 4	6,8	12/03/12	1	3
Reference 5	6,8	12/03/12	2	5
Reference 6	6,8	12/03/12	2	9
Nedfældet 1	7	05/03/12	1	6
Nedfældet 2	7	05/03/12	2	8
Nedfældet 3	7	05/03/12	2	12
Nedfældet 4	6,8	12/03/12	1	6
Nedfældet 5	6,8	12/03/12	2	8
Nedfældet 6	6,8	12/03/12	2	12
pH 4.9 nedmuldet 1	4,9	12/03/12	1	5
pH 4,9 nedmuldet 2	4,9	12/03/12	2	7
pH 4.9 nedmuldet 3	4,9	12/03/12	2	11
pH 4.9 overflade 1	4,9	12/03/12	1	4
pH 4.9 overflade 2	4,9	12/03/12	2	6
pH 4.9 overflade 3	4,9	12/03/12	2	10
pH 5.5 nedmuldet 1	5,5	05/03/12	1	5
pH 5.5 nedmuldet 2	5,5	05/03/12	2	7
pH 5.5 nedmuldet 3	5,5	05/03/12	2	11
pH 5.5 overflade 1	5,5	05/03/12	1	4
pH 5.5 overflade 2	5,5	05/03/12	2	6
pH 5.5 overflade 3	5,5	05/03/12	2	10
Baggrund 1		05/03/12	1	1
Baggrund 2		05/03/12	1	2
Baggrund 3		12/03/12	1	1
Baggrund 4		12/03/12	1	2

Begge forsøg blev igangsat mandag eftermiddag og kørte frem til følgende mandag morgen. I alt ca. 20.000 målinger pr. forsøg. Heraf blev 4/5-dele slettet som anført ovenfor, hvilket bragte antallet af gældende målinger ned på ca. 4000. Dermed består det endelige datasæt af knap 8000 målinger af ammoniakkoncentrationen i luften fra kasserne.

Tabel 4 viser forsøgsopstillingerne for henholdsvis forsøget d. 5. marts og d. 12. marts. Tabellen viser samtidig, hvilke forsøgsled der findes i hvilke kasser, og hvilken udgang, der er brugt på hvilken Innova-måler. Dette skal bruges ved databehandlingen. Forsøgsbehandlingerne blev fordelt tilfældigt ud på Innova måler og udgange.

For at efterligne markforhold blev der skabt luftgennemstrømning i kasserne, som var med til at skabe et luftskifte over gyllen. Hvis dette ikke blev gjort, ville ammoniakken blive opkoncentreret og give et forkert billede af hvad der sker under markforhold. Dette ville ikke afspejle virkelige/naturlige forhold. Otte gange i minuttet blev luften udskiftet i head-space. Dette svarede til et luftskifte på $2,75 \text{ m}^3/\text{t}$. Ved hjælp af en vakuumpumpe påmonteret en manifold og et anemometer blev luftgennemstrømningen styret og tilpasset i alle kasser. Prøveudtaget til Innova-måleren var placeret i forbindelse med luftudtaget, således at den luftprøve, der blev udtaget, var den samme som den der strømmede ud af kassen.

3.6 Statistik

På baggrund af en statistisk model, blev det testet om udvalgte faktorer havde statistisk sikker betydning for resultaterne. Af tidsmæssige årsager, vil der ikke blive redegjort for den statistiske model, i denne rapport.

3.7. Fejlkilder og forsøgsudfordringer

Luftgennemstrømningen i forsøgskasserne blev styret centralt af en vakuumpumpen og et manifold, hvilket i teorien skulle give en ens luftgennemstrømning i alle forsøgskasser. Kassernes luftgennemstrømning blev ved forsøgsstart målt individuelt. Målingen blev udført ved at måle suget i indgangsluften ved hver forsøgskasse. Denne måling viste stor varians imellem forsøgskasserne, hvilket kan skyldes usete utætheder i forsøgskasserne. Luftskiftet har indflydelse på koncentrationen af ammoniak i luften. Luftkoncentrationen stiger med faldende luftskifte. Denne fejlkilde kan være årsag til forskelligheder imellem gentagelserne i forsøget. Det var ikke muligt at ændre ved luftgennemstrømningen i hver enkelt forsøgskasse, da luftgennemstrømningen blev styret centralt af vakuumpumpen.

Efter forsøgets gennemførelse blev vi gjort opmærksom på, at begge Innova-målere skulle have været kalibreret af leverandøren inden forsøget. Dette var ikke blevet gjort af ukendte årsager. Det vurderes, at Innova-målerne dermed kan udgøre en fejlkilde, da de muligvis ikke vil måle den samme koncentration af ammoniak.

Der blev af ukendte årsager ikke målt ammonium-N i forsøgsgyllen. Ammonium-N skal bruges til bestemmelse af TAN i gyllen og dermed til bestemmelse af ammoniakfordampningen.

4. Resultater og diskussion

4.1 Ammoniakfordampningsforløb

I alle forsøgsbehandlinger, på nær *nedfældning*, var ammoniakfordampningsraterne relativt høje det første døgn efter tildeling af gylle til målekamrene. I figur 9 ses en samlet oversigt over de forskellige forsøgsbehandlinger og det tilhørende antal gentagelser. *Reference* (overfladeudbragt ubehandlet gylle), samt *nedfældet*, er gengivet 6 gange, og er det antal gentagelser, der har været af disse forsøgsbehandlinger i de to forsøg – tre i hver. *pH 5,5 overflade*; *pH 5,5 nedmuldet (inkorporeret)*; *pH 4,9 overflade* og *pH 4,9 nedmuldet (inkorporeret)* er gengivet 3 gange som er lig de 3 gentagelser af disse behandlinger. Der blev igennem forsøget foretaget målinger af koncentrationen af ammoniak i baggrundsluften, der ligeledes kan ses i figur 9.

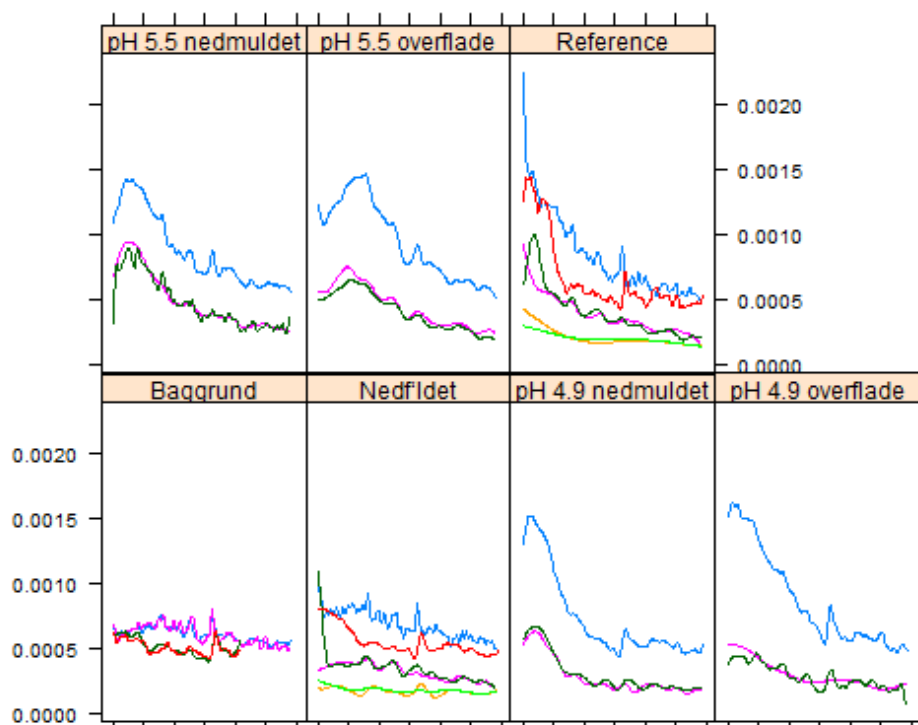


Fig.9. x-aksen angiver tid (døgn). Y-aksen angiver tab (% NH₃-N s⁻¹)

Fig. 1 viser det procentvise tab pr. sekund af ammoniak i tid efter gylleudlægning

I figur 9 fremgår det, at der er en del variation imellem gentagelserne. Særligt er variationen stor ved de forsurede forsøgsbehandlinger. I figur 9 ses tydeligt, at den lyseblå graf i alle forsøgsbehandlinger er væsentligt forskellig fra de øvrige. Ligeledes ses den røde graf ved *referencen* og ved *nedfældet* at adskille sig fra de øvrige gentagelser. Dette menes, at skyldes en forskel i målinger mellem Innova-målerne. De blå og røde kurver er udført af Innovamåler nr. 1. Som beskrevet i afsnit 3.6. var Innova må-

lerne ikke kalibreret inden forsøgsstart, hvilket kan være skyld i måleforskellen mellem Innova-målerne.

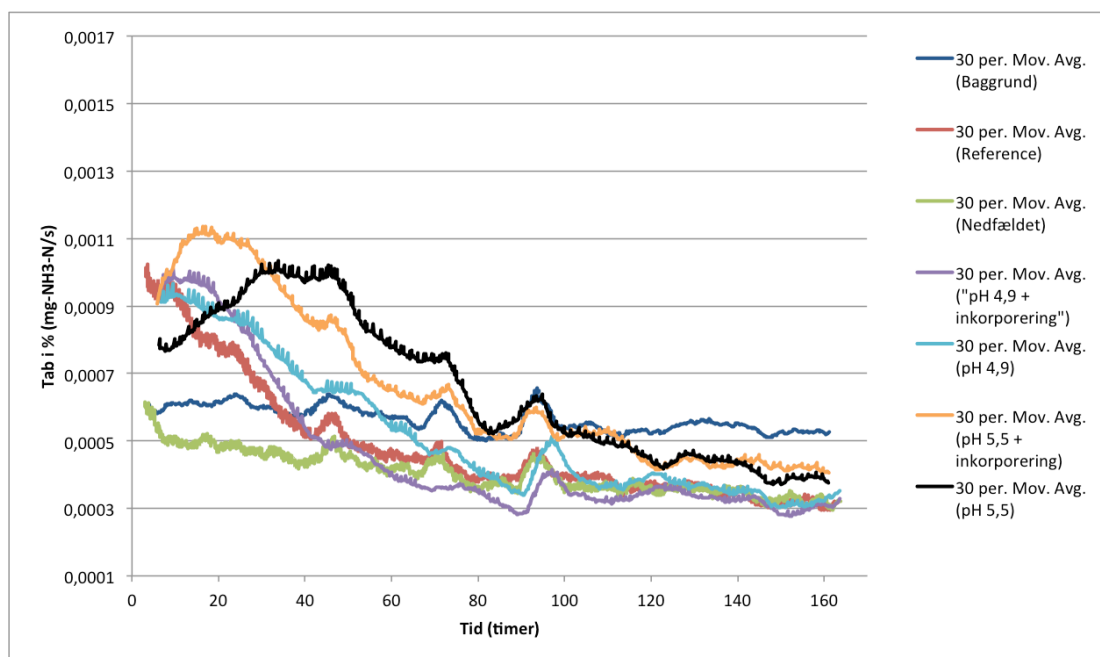


Fig. 10 viser gennemsnittet af alle gentagelser samlet fra fig. 1. Måledata til grafen er et gennemsnit over 30 gentagelser. Det vil sige at hvert punkt på grafen er et gennemsnit af 30 målinger.

I figur 10 ses det, at nedfældning sænker ammoniakfordampningsraten markant det første døgn i forhold til de øvrige forsøgsbehandlinger. Ammoniakfordampningsraten forbliver lav og falder løbende til forsøgets afslutning.

Fra time 2 til 24 ses en stigning i ammoniakfordampningsraten for *pH 5,5 + inkorporering*, hvorefter den falder i takt med de øvrige forsøgsbehandlinger. Ved *pH 5,5* ses en stigning fra time 2 til 44, hvorefter denne også falder. I andre forsøg er der ikke fundet samme udvikling i ammoniakfordampningen. Normalt falder ammoniakfordampningsraten efter få timer (Misselbrook, et al. 2002, Kai, et al. 2008, Sommer et al. 2006). Fordampningsraten kan dog forblive høj i længere tid. I et markforsøg af Sommer et al. (1997), fandt man en høj ammoniakfordampningsrate frem til 38 timer efter udlægning af gylle. Det er dog svært direkte at sammenligne mark- og laboratorieforsøg, da de meteorologiske og jordfysiske effekter spiller ind på en anden måde på fordampningsraten i markforsøg end på laboratorieforsøg. Årsagen til stigningen i ammoniakfordampningsraten i dette projekts forsøg kan skyldes, at CO_2 fordamper fra den overfladeudlagte gylle, hvilket får pH til at stige efter udlægning af gylle, og derved forøges ammoniakfordampningen. Den tidsmæssige forskel mellem

stigningerne på et døgn kan skyldes flere ting. Muligvis kan forklaringen på, at ammoniakfordampningsraten for *pH 5,5 + inkorporering* stiger forholdsvis hurtigt være, at inkorporeringen roder jordoverfladen op, hvorved overfladearealet bliver større end i kasserne med pakket jord. Derved bliver arealet med kontaktarealet mellem gylle og luft større. Herved kan CO₂ hurtigere fordampe, hvilket får pH til at stige jævnt før ligning 8. Inkorporering skete, som beskrevet i afsnit 3.4.2, overlig tandharvning. Denne tandharvning blandende jorden og gyllen sammen, men dækkede ikke gyllen til med jord. En anden form for jordbearbejdning, som eksempelvis pløjning eller tallerkenharvning, vil gyllen i et større omfang blive dækket med jord. Derved reduceres kontakten mellem gylle og atmosfærisk luft, dermed øges tykkelsen af grænselaget og dermed mindskes ammoniakfordampningen, som beskrevet i afsnit 2.1.5. Inkorporeringen foregik en time efter gylleudlægning. Jorden i forsøgskasserne havde et stort porevolumen, som følge af jordpakningsproceduren. Dette store porevolumen kan medføre høj infiltrationshastighed af væskefraktionen i gyllen, ned i jorden. Hvis dette er tilfældet kan væskefraktionen dermed hurtigere infiltrere jorden, hvilket medfører, at inkorporeringen ikke reducerer ammoniakfordampningen. Hermed opstår der ingen nævneværdig forskel, mellem om gyllen er blevet inkorporeret eller ikke. Under praktiske markforhold vil porevolumen være væsentligt anderledes. Derfor kan det forventes, at inkorporering vil have en reducerende effekt på ammoniakfordampningen, da kontaktarealet mellem gylle og luft bliver mindre. Desuden kan der i praksis forekomme skorpedannelser på jordoverfladen, og derved reducere infiltrationshastigheden. I forsøg af Sommer og Ersbøll (1994) fandt man, at jordbearbejdning, inden gylleudlægning, sænkede ammoniakfordampningen markant, grundet bedre infiltration på grund af jordløsning. Dette betyder at jorden får et større porevolumen, hvilket kan minde om jorden i forsøgskasserne.

Ammoniakfordampningsraterne målt ved behandlingerne *pH 4,9* og *pH 4,9 + inkorporering*, var på et relativt højt niveau i den første del af måleperioden. Inkorporering af gylle med *4,9*, påvirker ikke umiddelbart fordampningsraten. Ammoniakfordampningsraten for *referencen* er i de første 40 timer høj, som de øvrige forsøringsbehandlinger. Fra 40 – 160 timer ligger ammoniakfordampningsraten fra *referencen* dog under de forsuredede behandlinger. Dette strider imod teorien afsnit 2.1.2. og litteraturen, som alle finder en mindsket ammoniakfordampningen fra forsuret gylle (Hansen, et al. 2008, Petersen et al. 2012, Bussink et al. 1994, Nyord et al. 2010, Kai, et al. 2008). Derfor tyder det på, at der er sket en fejl ved dataopsamlingen.

I figur 10 bemærkes det, at samtlige forsøgsbehandlinger efter 120 timer har en lavere fordampningsrate, end hvad der måles af baggrundsammoniakemission. Igennem hele forsøget er fordampningsraten for *nedfældet* ligeledes lavere end baggrundsammoniakemission. Denne forskel i fordampningsrate kan i realiteten ikke lade sig gøre, da baggrundsmålingen i alle tilfælde bør være lavere eller på samme niveau som forsøgsbehandlingerne, da der ikke burde være noget sted i forsøgsopstillingen, at ammoniakken opsamles og derved reduceres i koncentration. Som beskrevet tidligere er der tilsyneladende forskel i størrelsen af ammoniakfordampningsraten mellem Innova 1 og 2. Forskellen mellem Innova-målerne bestyrkes ved analyse af baggrundsmålingerne. Disse er alle målt af Innova nr. 1. Det må derfor konstateres, at Innovamåler nr. 1 måler væsentligt højere værdier end Innovamåler nr. 2. Dette blev testet statistisk, og det viste sig, at måleforskellen var signifikant ($p < 0,0001$) mellem de to Innovamålere.

Figur 11 og figur 12 er udarbejdet for at illustrere måleforskellen imellem Innova-målerne. X og Y akser er ens i begge grafer, og de kan derfor direkte sammenlignes. Baggrundsammoniakemissionen er, som beskrevet, kun udført af Innova 1, hvorfor denne kun ses i figur 11.

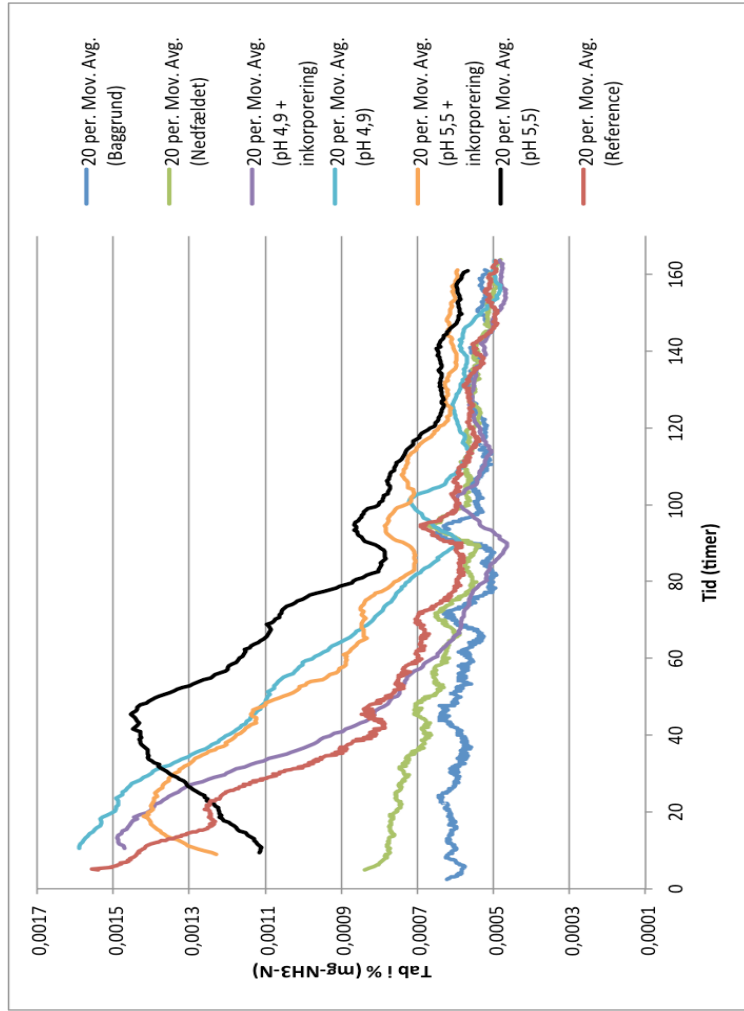


Fig. 11 viser målinger af Innova 1 og viser gennemsnittet alle gentagelser. Måledata til grafen er et gennemsnit over 20 gentagelser.

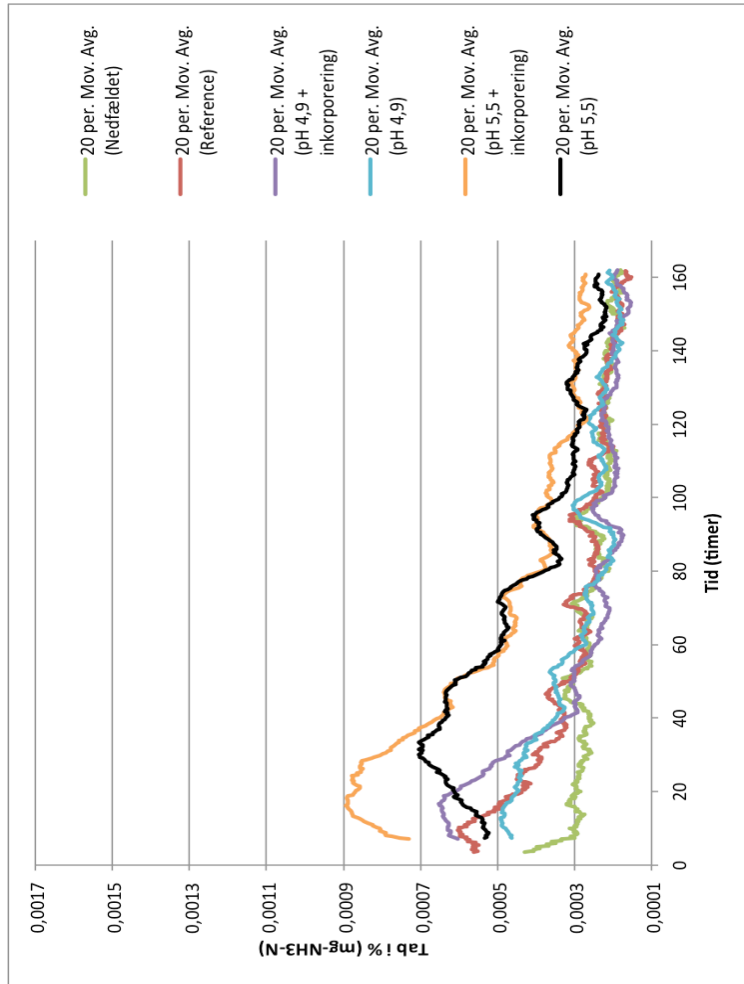


Fig. 12 viser målinger af Innova 2 og viser gennemsnittet alle gentagelser. Måledata til grafen er et gennemsnit over 30 gentagelser.

I både figur 11 og 12 ligger ammoniakfordampningsraten for *referencen* lavt. Som tidligere beskrevet må dette være en målefejl, hvorfor forsøgsbehandlingerne ikke vil blive sammenlignet med denne. En årsag til dette kunne være en fejl i multiplekseren. Det har vist sig i et andet forsøg, at en ældre multiplekser har bevirket, at Innovaen har målt forkert ammoniakfordampning (Nyord og Hansen, pers. medd. 2012).

4.2 Akkumuleret ammoniakfordampning

Den akkumulerede ammoniakfordampning for de enkelte forsøgsbehandling kan beregnes som arealet under kurven. Det kan ses i figur 10, at det største frie areal under graferne mellem *forsurede forsøgsbehandling* og *nedfældet*, ligger i tidsrummet mellem udlægning og tredje døgn. I denne periode ses dermed den største forskel i ammoniakfordampning. Denne forskel er udslagsgivende i en akkumuleret højere ammoniakfordampning.

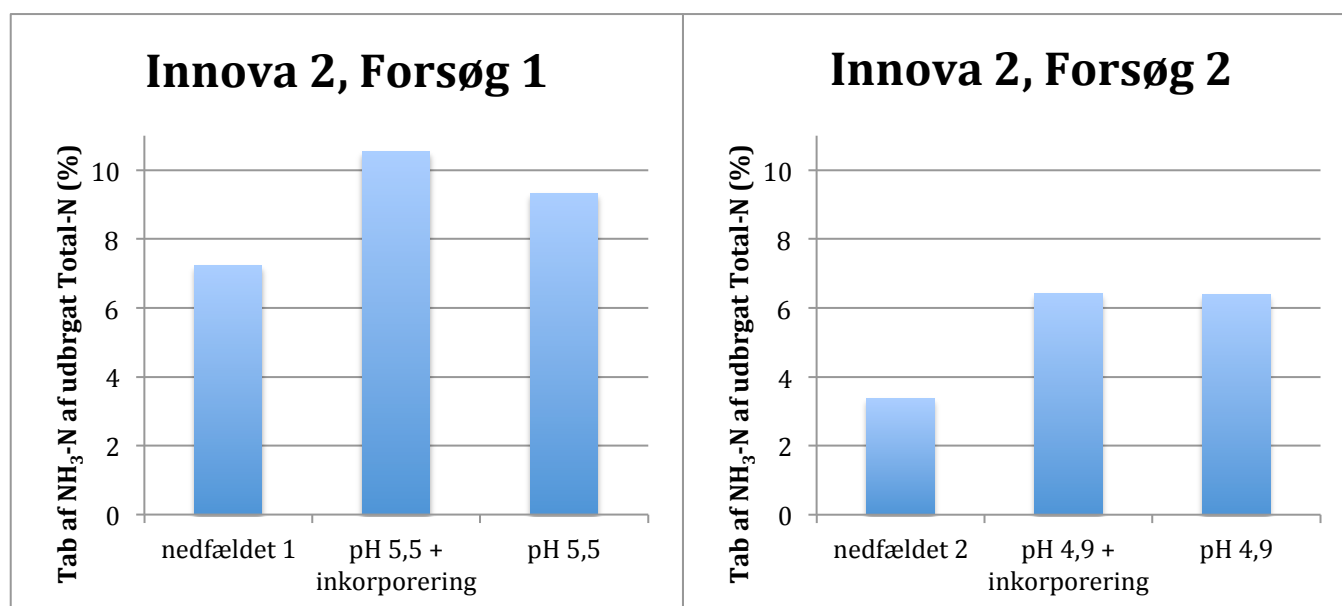


Fig. 13 viser den akkumulerede fordampning i procent målt af Innova 2. Diagrammet er opdelt efter forsøgs nr.

Som tidligere beskrevet havde Innova nummer signifikant indflydelse på forsøget. Innova 1 målte højere fordampningsrater end Innova 2. Derfor blev det valgt at se bort fra Innova 1, således data herfra ikke indgår i evalueringen af den akkumulerede fordampning.

I forsøget var der ligeledes signifikant indflydelse ($p > 0,0001$) for forsøgsnummer. Derfor blev det valgt, at opdele de akkumulerede tab efter forsøgsnummer. Dette ses i figur 13. Særligt bemærkes en markant forskel imellem de akkumulerede tab ved *nedfældning*. Denne forskel kan begrundes med en forskel i baggrundsemissions mellem

de to forsøg, hvilket figur 10 indikerer. Forskellen kan dog også skyldes en forskel i nedfældningen, således gyllen er blevet dækket bedre i uge 2, hvilket har mindsket potentialet for ammoniakfordampning. Med forbehold for disse fejlkilder, viser figur 13 en reducere af ammoniakfordampningsrate og akkumuleret fordampning mellem forsuring fra *pH* 5,5 til *pH* 4,9, hvilket stemmer overens med teorien i afsnit 2.1.5. I forsøg af Bussink et al. (1994) fandt man, at forsuring med salpetersyre til *pH* 6,0 sænkede ammoniakfordampningen med 55%. Yderligere forsuring til *pH* 4,5 sænkede ammoniakfordampningen med 85 %.

Af tidsmæssige årsager er der ikke lavet en grundig statistisk analyse af, hvorvidt det er tilfældigheder eller systematiske effekter, der har betydning for de akkumulerede ammoniakfordampningsværdier, hvis man adskiller data for de to Innova-målere. Derfor skal der tages store forbehold for de få konklusioner, som der forsøges at drages i det følgende, om eventuelle behandlingseffekter.

Der var en tendens til, at forsuring til *pH* 4,9 giver reduceret ammoniakfordampning, når man ser på de procentvise tab af udbragt total N. Der er en klar tendens til, at *nedfældning* nedsætter ammoniakfordampningsraten markant. Dette kan der være flere årsager til. For eksempel havde forsøgsgyllen til forsøget havde en høj tørstofprocent 10,66%. Som beskrevet i afsnit 2.1.4. så øges ammoniakfordampningen med stigende tørstofindhold i gyllen ved slangeudlægning. Dermed vil forskellen i ammoniakfordampning formodes at blive større efter nedfældet gylle og slangeudlagt gylle. Dette skyldes, at en del af TAN bliver tilbageholdt i tørstoffet og ikke infiltrere jorden. Dette skaber muligvis potentiale for øget ammoniakfordampning og kan antages at være en del af grunden til den forskel, der opstår imellem *forsuret* og *nedfældet* gylle i forsøget. I forsøg af Sommer et al. (2006) blev det vist, at høj tørstofprocent giver mindre infiltration og dermed større ammoniakfordampning.

Nedfældning gav den mindste akkumulerede ammoniakfordampning i forsøget, hvilket stemmer godt overens med at det i litteraturen er fundet, at ammoniakfordampning kan begrænses helt ned til 5 % ved sortjordsnedfældning (Huijsmans et al. 2003).

En mulig årsag til at nedfældning reducerer ammoniakfordampningen mest, kan skyldes, at der stadig er en lille del ammoniak tilbage i gyllen på trods af forsuring. Dette vil være til stede i hele fordampningsforløbet og bliver ikke bragt på ammonium form. Fordampningen kan bidrage til den forskel, der ses imellem forsuring og nedfældning.

4.3 Fejlkilder, usikkerheder samt anbefalinger

Forsøget var præget af mange usikkerheder og mulige forsøgsfejl. Til forsøget blev der ved en fejl ikke lavet analyse af ammonium N i forsøgsgyllen, men kun Total-N. Efter forsøgets afslutning blev forsøgsgyllen bortskaffet således, det ikke var muligt at lave en ny ammonium N analyse. Det blev derfor besluttet at tage en ny gylleprøve fra samme fortank og analysere denne for alle både total N, ammonium N, samt tørstof. Ved sammenligning af total N og tørstof i de to gylleprøver fandt vi at disse var sammenlignelige. Derudfra antog vi, at ammonium N på denne måde også ville være sammenligneligt.

Ved en gentagelse af forsøget kan det anbefales at bruge lagret gylle, og ikke gylle fra en fortank. Lagret gylle er mere repræsentativt i forhold til praksis.

Måleforskellen mellem Innova-målerne har været kraftigt forstyrrende i bearbejdelsen af data. En gentagelse skal ligeledes ikke placeres i et laboratorium, hvor der arbejdes med gylle. Dette har influeret i meget høje baggrundsmålinger, som ligeledes har været forstyrrende i databearbejdningen. Baggrundsmålinger bør måles af begge måleenheder, således der kan korrigeres for dette i databearbejdningen.

Inkorporeringen i dette forsøg har ikke været optimal og kan ikke relateres til praksis. Generelt vurderes det, at det ikke er muligt at lave en inkorporering i forsøgskasser, som man ville kunne under markforhold. Dette skyldes dels størrelsen af forsøgskasserne og dels mangel på instrumenter, der ville kunne give en tilstrækkelig inkorporering i disse kasser.

5. Konklusion

- Nedfældning gav den største reduktion i ammoniakfordampning i dette forsøg.
- Forsuring til pH 4,9 viser tendens til lavere ammoniakfordampningen end pH 5,5.
- Inkorporering viste sig ikke effektiv til at reducere ammoniakfordampningen i dette forsøg. Dette begrundes med, at gyllen ikke blev dækket med jord, hvilket må betragtes som essentielt for at sænke ammoniakfordampningen.
- Forsuring i kombination med en effektiv inkorporering vurderes til at have en så markant reducerende effekt, at det muligvis vil kunne blive betragtet som et alternativ til nedfældning, når alle de driftsmæssige fordele medregnes.
- Forsøg under markforhold, og med udstyr til kraftig jordbearbejdning vil kunne give et mere retvisende billede af potentialet for at reducere ammoniakfordampningen ved forsuring i kombination med inkorporering.
- Der skal laves flere og større forsøg for at kunne give et videnskabeligt grundlag for, at forsuring i kombination med inkorporering skal sidestilles med sortjordsnedfældning.

Referenceliste

- Auken, Ida. »Afslag på ansøgning om dispensation fra husdyrgødningsbekendtgørelsen § 24, krav om nedfældning af flydende husdyrgødning på sort jord og fodergræsarealer.« Miljøministeriet, 2012.
- Biocover.dk. *Biocover*. 2012. www.biocover.dk (senest hentet eller vist den 2012).
- Birkmose, Torkild, interviewet af Anders Ankær. *Seniorkonsulent* (16. 05 2012).
- Europakommisionen. <http://europa.eu>. 10 2001.
http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28095_da.htm (senest hentet eller vist den 27. 04 2012).
- Eriksen, Jørgen, Peter Sørensen, og Lars Elsgaard. *The Fate of Sulfate in Acidified Pig Slurry during Storage and Following Application to Cropped Soil*. Journal of Environmental Quality, 2008.
- Gyldenkerne, Steen, og Mette Hjorth Mikkelsen. »Projection of the Ammonia Emission from Denmark from 2005 until 2025.« University of Aarhus, National Environmental Research Institute, 2007, 43.
- Hansen, Martin N., Sven G Sommer, N. J. Hutchings, og Peter Sørensen. *Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampningen ved lagring og udbringning af husdyrgødning*. DJF, DJF Husdyrbrug, 2008.
- Hansen, Martin Nørregaard . »NEDFÆLDNING AF GYLLE I VINTERSÆD.« Evalueringsrapport, Agrotech, Skejby, 2008.
- Hansen, Martin Nørregaard, interviewet af Anders Ankær Sørensen. *Seniorkonsulent at Agrotech* (08. 05 2012).
- Hansen, Martin Nørregaard, Svann G Sommer, Nicholas J Hutchings, og Peter Sørensen. »Emissionsfaktorer til beregning af ammoniak- fordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning.« DJF-rapport, Aarhus Universitet, 2008.
- Harsø.dk. *Harsø*. 2012. <http://www.harso.dk/home.html> (senest hentet eller vist den 2012).
- Husdyrgødningsbekendtgørelsen. *retsinformation.dk*. 2006.
<https://www.retsinformation.dk/forms/R0710.aspx?id=13063> (senest hentet eller vist den 16. 05 2012).
- Husdyrgodkendelsesloven. <https://www.retsinformation.dk>. 2009.
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=128754#K3> (senest hentet eller vist den 19. 04 2012).
- Infarm.dk. *Infarm.dk*. 2012. www.infarm.dk (senest hentet eller vist den 2012).

Jayaweera, G. R., og D. S. Mikkelsen. *Ammonia Volatilization from Flooded Soil Systems: A Computer Model. I Theory and Model Results*. Soil science society of American Journal, 1990, 1447-1455.

Jensen, L. S., og J. K. Schjørring. *Nitrogen Fertilizers and Fertilization*. Plant Nutrition, Soil Fertility, Fertilizers and Fertilization., 2002, 8-1-8-42.

Kai, P., P. Pedersen, J. E. Jensen, M. N. Hansen, og S. G. Sommer. *A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions*. Europ. J. Agronomy, 2008.

Landbrugsinfo. *Vestergaard, Annette Vibeke*. 2012. (senest hentet eller vist den 17. 05 2012).

lumasenseinc.com. *Photoacoustic multigas detector*. 2012.
<http://lumasenseinc.com/EN/products/gas-monitoring/gas-monitoring-instruments/photoacoustic-gas-monitor-innova-1412i.html> (senest hentet eller vist den 2012).

Miljøstyrelsen. *www.mst.dk*. 03 2012.
http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Landbrug/Husdyrgodkendelse_r/bat/Teknologiliste_ny.htm (senest hentet eller vist den 27. 04 2012).

Ni, Jiqin. *Mechanistic models of ammonia release from liquid manure*. Hangzhou Rural Energy Office, J. Agric. Engng Res., 1999.

Nyord, Tavs. »Slut rapport mixed models.« 2006.

Nyord, Tavs, Anders Peter Adamsen, Dezhao Liu, Søren Petersen, og Martin Hansen. »Emission af ammoniak, lugt og lattergas ved udbringning af gylle med slæbeslange, nedfældning og forsuring med SyreN- og Infarmsystemer.« 2010.

Petersen, Søren O., og Mathias Andersen. *INFLUENCE OF SOIL WATER POTENTIAL AND SLURRY TYPE ON DENITRIFICATION ACTIVITY*. Soil Biol. Biochem, 1996.

Petersen, Søren Ole, Astrid Andersen, og Jørgen Eriksen. *Effects of Cattle Slurry Acidification on Ammonia and Methane Evolution during Storage*. Journal of Environmental Quality, 2012.

Poulsen, Hanne Damgaard, Christian Friis Børstin, Hans Benny Rom, og Sven Gjedde Sommer. *Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning - normal 2000*. DJF Rapport, DJF, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2001.

Retsinformation.dk. »Retsinformation.dk.« Bekendtgørelse om tilladelse og godkendelse m.v. af husdyrbrug1). 31. 03 2009.
<https://www.retsinformation.dk/forms/R0710.aspx?id=124123&exp=1> (senest hentet eller vist den 05. 05 2012).

Scjønning, Per. *Karakterisering af jordarealer omkring Forskningscenter Foulum*. Afdeling for kulturteknik, Statens Planteavlsvforsøg, Tjele: Tidsskrift for Planteavl Specialserie, 1992.

S. G. SOMMER, L. S. JENSEN, S. B. CLAUSEN AND H. T. SØGAARD¹. *Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth*. Journal of Agricultural Science, 2006.

Sommer, S. G., og A. K. Ersbøl. *Effect of air flow rate, lime amendments, and chemical soil properties on the volatilization of ammonia from fertilizers applied to sandy soils*. Biology and fertility of soils, 1996, 21-53-60.

Sommer, Sven G, S Genermont, P Cellier, N. J. Hutchings, J. Olesen, og T. Morvan. *Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field*. Danish Institute of Agricultural Sciences, European Journal of Agronomy, 2003, 465-486

Sommer, Sven G., og Jørgen E. Olesen. *Effects of Dry Matter Content and Temperature on Ammonia Loss from Surface-Applied Cattle Slurry*. J. ENVIRON.QUAL., 1991.

Sommer, Sven G., og N. Hutchings. *Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper*. European Journal of Agronomy, 2001.

Sommer, Sven Gjedde. *Ammonia volatilization from cattle and pig slurry during storage and application in the field*. Ph.D. Dissertation, Section of Soil, Water and Plant Nutrition, The Royal Veterinary and Agricultural University, Statens Planteavlsvforsøg, 1992.

Sommer, Svinn G., E. Friss, A. Bach, og J. K. Schjorring. *Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat*. Journal of environmental quality, 1997, 7.

United Nations. »Handbook for the 1979 Convention of Long-Range-Transboundary Air Pollution and its Protocols.« Handbook, UNECE Publication Unit, Geneva, 2004.

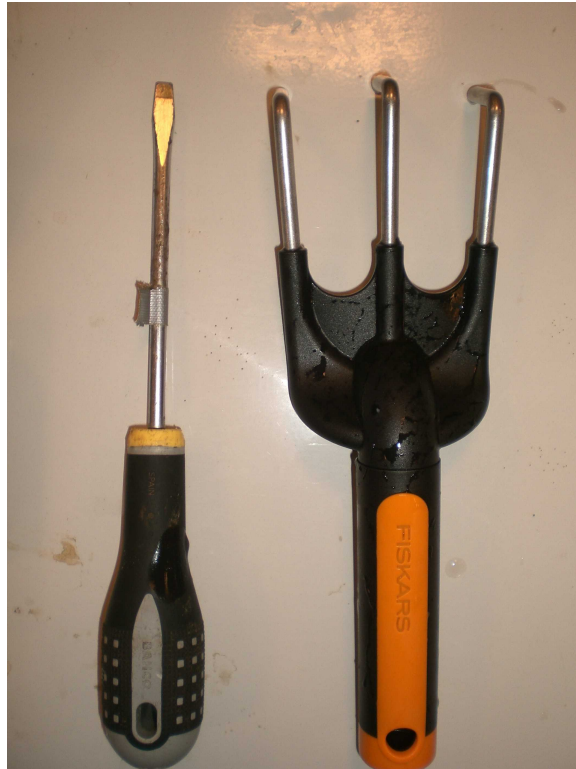
Zhang, R. H., D. L. Day, L. L. Christianson, og W. P. Jepson. *A Computer Model for Predicting Ammonia Release Rates from Swine Manure Pits*. University of Illinois, J. Agric. Engng Res., 1994.

Vandre, Robert, og Joachim Clemens. *Studies on the relationship between slurry pH, volatilization processes and the influence of acidifying additives*. KluwerAcademicPublisher, 1996.

Bilag

Bilag 1

Tretand håndkultivator og skrue-
trækker til dybde afmåling
ved nedfældning.



Bilag 2

Billede af
forsøgsopstilling
med forsøgskasser,
samt Innovamålere.

