

41

Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening

41

Het effect van toediening van dunne
rundermest met de duospraymachine
op kleigrasland

E.M. Mulder
J.M.G. Hol

dlo



Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening

Het effect van toediening van dunne
rundermest met de duospraymachine
op kleigrasland

E.M. Mulder
J.M.G. Hol

Meetploeg verslag 34506-4600
juli 1992

De uitkomsten van dit onderzoek gelden alleen voor de omstandigheden waaronder de experimenten plaats vonden. Vergelijking is derhalve niet zonder meer mogelijk en is voorbehouden aan de rapporteur.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	2
2	Methode	3
2.1	Inleiding	3
2.2	Opzet	3
2.3	Uitvoering	4
3	Resultaten	6
3.1	Inleiding	6
3.2	Bodemgesteldheid en grashoogte	6
3.3	Weersomstandigheden	6
3.4	Mestsamenstelling	7
3.5	Ammoniakemissie	8
4	Discussie	10
5	Samenvatting en conclusies	12
	Literatuur	13
Bijlage I	Micrometeorologische massabalansmethode	14
Bijlage II	Schema proefvelden 17 t/m 21 maart 1992	17
Bijlage III	Weersomstandigheden tijdens het experiment	18
Bijlage IV	Emissiesnelheid per meetmethode	21

1 Inleiding

In opdracht van de begeleidingscommissie voor het intensiveringsonderzoek heeft de veldmeetploeg, die door het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij is ingesteld, onderzoek verricht naar de vermindering van de ammoniakemissie na toediening van dunne rundermest met de duospraymachine op grasland in het voorjaar.

De werking van duospray berust op het inregenen van de mest in dezelfde werkgang als het toedienen. De tank van de duospraymachine is verdeeld in twee naast elkaar gelegen, even grote compartimenten voor water en mest, zodat tijdens het toedienen de mest met een even grote hoeveelheid water wordt ingeregend. De compartimenten worden elk via een ketsplaat gelegegd. De toevoeging van water door duospray zorgt voor een verlaging van de ammoniumconcentratie, waardoor de snelheid van ammoniakvervluchtiging afneemt (Bussink et al., 1990). Ook is van belang dat de mest minder aan het gras blijft kleven en sneller de bodem intrekt, waardoor de contacttijd en het contactoppervlak met de lucht worden verminderd.

In 1990 zijn door het IMAG-DLO twee proeven uitgevoerd, waarbij dunne rundermest en varkensmest met de duospraymachine op grasland is toegediend (Bode, 1990a; Bode, 1990b) en in 1991 is een proef met duospray en dunne rundermest gedaan door het Nederlands Meststoffen Instituut (NMI) (Bussink en Tjalma, 1991). De reductiepercentages ten opzichte van de referentie (bovengronds, breedwerpig toegediende dunne rundermest) bedroegen 25% tot 42%. De reducties waren niet hoog, wat een gevolg kan zijn geweest van de hoge temperaturen (16 tot 25°C) in de periodes dat de proeven werden uitgevoerd (juli, augustus en september). Bij deze hoge temperaturen kon veel water verdampen, waardoor het verdunningseffect te niet werd gedaan. De verdamping is over het algemeen in het voorjaar (maart, april en mei) lager, omdat het koeler is (maximumtemperaturen tussen 7,5 en 16,5°C) (Bussink en Tjalma, 1991). Tevens mag worden verwacht dat bij een voorjaarstoediening de mestgift hoger is dan in de zomer, met het gevolg dat er ook meer water wordt toegediend. Dit betekent dan een betere afspoeling van de mest.

Om de ammoniakemissie na toediening met de duospraymachine onder koelere omstandigheden te meten, is het in dit verslag beschreven experiment in de maand maart uitgevoerd. In dit experiment is, naast dunne rundermest met de duospraymachine, 1:1-verdunde mest en (als referentie) onverdunde dunne rundermest bovengronds breedwerpig met de vacuumentank toegediend.

Dit rapport doet verslag van één experiment en geldt daarom slechts voor de omstandigheden waaronder is gemeten.

2 Methode

2.1 Inleiding

De ammoniakemissie van een bemest veld wordt bepaald met behulp van de micro-meteorologische massabalansmethode. In het kort komt deze methode neer op het meten van het verschil tussen aan- en afvoer van ammoniak over een bemest proefveld. Dit proefveld is afhankelijk van de werkbreedte van de gebruikte toedieningsmachines cirkelvormig (werkbreedte < 10 m) of vierkant (werkbreedte > 10 m) en heeft in het algemeen een oppervlakte die tussen 0,15 en 0,20 hectare ligt. Voor deze meetmethode zijn concentratie- en windsnelheidsmetingen op bepaalde hoogten nodig. In Bijlage I wordt een korte toelichting op deze methode gegeven.

In dit experiment wordt de ammoniakemissie van proefvelden met verschillende soorten mesttoedieningstechnieken vergeleken met de emissie van een proefveld met daarop bovengronds, breedwerpig toegediende, onverdunde mest. Ten opzichte van het laatste veld - het zogenaamde referentieveld - kan een reductiepercentage worden berekend. De ammoniakemissie wordt uitgedrukt als percentage van de opgebrachte hoeveelheid ammonium- en totaalstikstof.

2.2 Opzet

Het experiment is uitgevoerd op kleigrasland van het IMAG-DLO-proefbedrijf 'de Vijf Roeden' in Duiven. Dit is een melkveehouderijbedrijf, waar de mest onder de stallen wordt opgeslagen. De gebruikte dunne rundermest was afkomstig van dit bedrijf. In Tabel 1 staat vermeld welke toedieningsmachines en mest zijn gebruikt op de drie proefvelden.

Tabel 1. Overzicht van de gebruikte toedieningsmachines en mest tijdens het experiment.

Veld	Toedieningstechniek	Mestsoort en -behandeling	Toedieningsmachine	Kenmerken
1	bovengronds breedwerpig	dunne rundermest	vacuumtank	werkbreedte 8-9 m; referentieveld; cirkelvormig proefveld
2	bovengronds breedwerpig	1:1 verdunde dunne rundermest	vacuumtank	werkbreedte 8-9 m; cirkelvormig proefveld
3	bovengronds breedwerpig gevolgd door inregenen	dunne rundermest en water	duospraymachine	werkbreedte ca. 10 m; vierkant proefveld

Op één proefveld werd de mest toegediend met de duospraymachine (werkbreedte ruim 10 m). Deze machine bestaat uit twee even grote naast elkaar gelegen compartimenten voor mest en water. Tijdens het toedienen wordt de mest met een even grote hoeveelheid water ingeregend. De compartimenten worden elk via een ketsplaat gelegeerd. In Bijlage II is de ligging van de velden geïllustreerd. Bij de toediening is uitgegaan van mestgiften van 15 m³/ha onverdunde mest.

Factoren die de emissie kunnen beïnvloeden moeten voor de drie velden zoveel mogelijk gelijk worden gehouden. De experimenten zijn ongeveer gelijktijdig gestart, zodat verschillen in weersinvloeden op de individuele metingen kunnen worden uitgesloten.

Uit voorgaand onderzoek is gebleken dat de emissie direct na het verspreiden van de mest hoog is (Pain en Klarenbeek, 1988). Om het verloop van de emissie te meten moeten de monsternamperiodes direct na de mesttoediening kort zijn. Hierna neemt de emissiesnelheid snel af en kan op langere monsterperiodes worden

overgegaan. Vaak is op de tweede dag nog het verschil tussen de emissie overdag en 's nachts te zien. De volgende monsternameperiodes zijn gekozen:

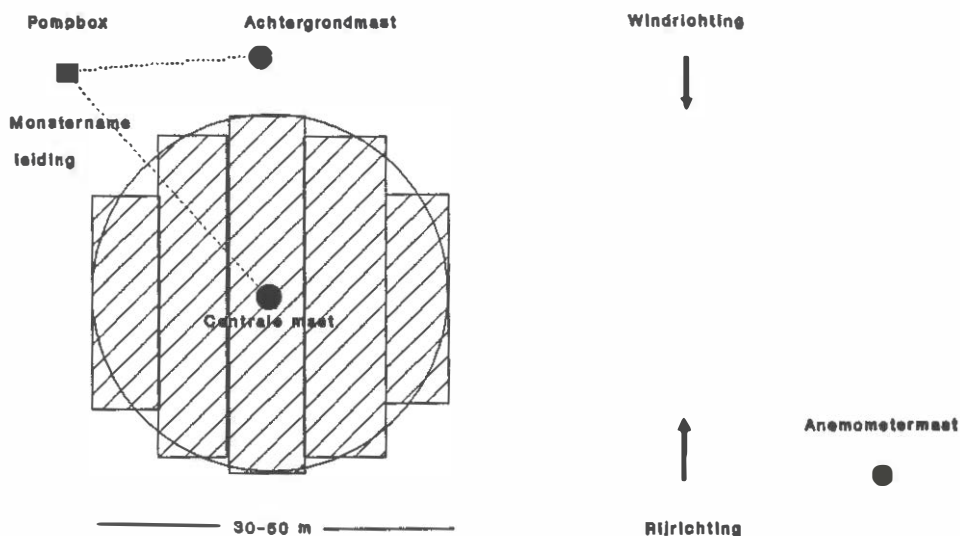
Eerste dag: 0-½ uur, ½-1½ uur, 1½-3 uur, 3-6 uur, 6 uur-schemering, schemering-zonsopkomst;
 Tweede dag: zonsopkomst-36 uur, 36-48 uur;
 Derde dag: 48-72 uur;
 Vierde dag: 72-96 uur.

In het algemeen treedt 40-50% van de totale emissie binnen de eerste 6 uur op (Jarvis en Pain, 1990) en 80-90% van de totale emissie (na 4 dagen) in de eerste 48 uur op (Döhler, 1991). Ook eerdere experimenten hebben uitgewezen dat 96 uur na het uitrijden de emissie nihil is (Bussink et al., 1990).

2.3 Uitvoering

De verdunde en onverdunde mest wordt voor het uitrijden in viervoud bemonsterd. De mestmonsters worden geanalyseerd op het gehalte aan ammoniumstikstof, totaalstikstof, fosfor, kalium, pH, droge stof, ruw as en vluchtige vetzuren. De gemiddelde resultaten zijn vermeld in Tabel 2.

In Figuur 1 staat een cirkelvormig proefveld schematisch weergegeven. Tevens staan de posities van de pompbox, de achtergrond- en centrale mast weergegeven. Als de helft van het proefveld is uitgereden wordt de centrale mast geplaatst en de meting gestart. Met deze mast worden de ammoniakconcentraties bepaald in de lucht die over een afstand met de lengte van de straal van het veld gaat. Met de achtergrondmast, die bovenwinds van de centrale mast staat, wordt de achtergrondconcentratie gemeten. In de masten zijn op verschillende hoogten flesjes met salpeterzuur als opvangvloeistof bevestigd. Met behulp van de pomp wordt lucht door de flesjes gezogen, waarbij de ammoniak in het salpeterzuur achterblijft. In het laboratorium van het IMAG-DLO wordt na de meetperiode met een ionchromatograaf (Waters, proteïne-pak kolom sp 5pw) de hoeveelheid ammonium in het salpeterzuur bepaald. Uit deze hoeveelheid en de flow door het flesje, die voor en na een monsternameperiode wordt gemeten, wordt de ammoniakconcentratie in de lucht bepaald. Uit de windsnelheid op verschillende hoogten en de gemeten concentraties volgt dan de hoeveelheid ammoniak die uit de mest is vervluchtigd.



Figuur 1. Schema van een proefveld voor de micrometeorologische massabalansmethode.

Voor een goede beschrijving van de meetomstandigheden worden de vochtigheid van de bodem en de grashoogte bepaald. Het bodemvochtgehalte wordt op basis van droog gewicht bepaald. Van de bovenste 5 cm van de bodem worden monsters gestoken, die minstens 24 uur bij 105°C worden gedroogd. De grashoogte is ca. 10 keer per veld met een eenvoudige grashoogtemeter gemeten. Gedurende de hele meetperiode worden de volgende meteorologische gegevens continu geregistreerd (hoogte gemeten t.o.v. maaiveld):

- windsnelheid op 0,3; 0,4; 0,9; 1,4; 2,4 en 3,7 m hoogte;
- windrichting op 3,9 m hoogte;
- hoeveelheid neerslag;
- luchttemperatuur aan de grond en op 1,5 m hoogte;
- bodemtemperatuur op 5 cm beneden maaiveld;
- luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte;
- globale straling op 1,5 m hoogte;

3 Resultaten

3.1 Inleiding

Het experiment is uitgevoerd van 17 tot en met 21 maart. Op 17 maart zijn de drie velden tussen 8:50 en 9:45 bemest. In Bijlage II is de ligging van de proefvelden ten opzichte van elkaar schematisch weergegeven. De gemiddelde oppervlakte van de cirkelvormige velden was 0,15 ha. De oppervlakte van het met de duospraymachine bemeste, vierkante veld was groter, namelijk 0,19 ha. De onderlinge afstand tussen de velden was ruim 98 m.

Het uitrijden vond plaats tegen de heersende zuidelijke windrichting in om een zo goed mogelijke verspreiding van de mest te krijgen. Na het uitrijden van de mest was duidelijk verschil waar te nemen tussen de drie velden. Op het referentieveld bleef de mest zichtbaar aan het gras kleven. Dit was bij het veld waar 1:1-verdunde mest was toegediend minder en op het veld waar mest met de duospraymachine was toegediend niet het geval.

Tijdens de meetperiode was er een stroomstoring van 3:21 tot 8:55 uur in de eerste nacht. In deze periode ontbreken alle meteorologische en concentratiegegevens.

3.2 Bodemgesteldheid en grashoogte

De grondsoort waarop de proefvelden lagen, wordt als komklei geklassificeerd (74-78% afslibbaar). De bodem was door de regenval in de aan het experiment voorafgaande dagen erg vochtig tot nat. De grond van het perceel waarop de velden van duospray en 1:1-verdunde mest lagen, was zelfs nagenoeg verzadigd met water, zodat af en toe water op het land lag. Dit was niet het geval op de proefvelden zelf. Het verschil in vochtigheid is terug te vinden in de bodemvochtgehalten. Het vochtgehalte van het perceel waarop het referentieveld lag, was 34%. Het deel waarop de 1:1-verdunde mest lag, had een vochtgehalte van 40% en het gedeelte waarop de met duospray toegediende mest lag had een vochtgehalte van 41%.

De lengte van het gras was ongelijk. De grashoogte van het perceel met de het referentieveld was gemiddeld 6,6 cm (10 waarnemingen; 4,5-9,5 cm) en het gras op het gedeelte met de door duospray toegediende mest was ongeveer even hoog, namelijk 6,1 cm (10 waarnemingen; 3,6-8,5 cm). Het gras op het gedeelte waar 1:1-verdunde mest was toegediend bedroeg gemiddeld 4,7 cm (10 waarnemingen; 2,5-6,8 cm). Het perceel waar het referentieveld op lag, was in maart nog bemest.

3.3 Weersomstandigheden

In Bijlage III staan, in Figuur 5 t/m 10, het verloop van de windsnelheid op 2,4 m hoogte, de temperaturen op 1,5 m, aan de grond en op 5 cm diepte, de relatieve luchtvochtigheid, de windrichting, de globale straling en de accumulatieve regenhoeveelheid in de tijd weergegeven. In Figuur 9 staat geen schaalverdeling bij de y-as, omdat de metingen van de stralingsmeter niet betrouwbaar zijn. Het figuur is toch in de Bijlage opgenomen als indicatie voor de bewolking.

Op de dag van het uitrijden was het koel en rustig weer: er hing een nevel en er stond vrijwel geen wind. Als gevolg van de vochtige bodem en de lage temperatuur lag er veel dauw op het gras. In deze weersituatie kwam geen verandering tot ongeveer 12:00 uur. Toen was de windsnelheid toegenomen tot 2,5-3 m/s op 2,4 m hoogte en was de temperatuur op 1,5 m hoogte gestegen tot 14°C. De windrichting was zuidwest. In de avond nam de windsnelheid af en daalde de temperatuur op 1,5 m hoogte naar 4°C.

De tweede dag begon wederom mistig met weinig wind. Uit Figuur 9 blijkt dat er op die dag meer instraling was dan op de eerste dag, zodat de temperatuur met name aan de grond overdag hoger kon oplopen en 's nachts meer kon dalen. De maximumtemperatuur was op 1,5 m hoogte 17°C en aan de grond 19°C en de minimumtemperatuur lag rond de 4°C. In Figuur 6 is de dalende trend in luchttemperatuur op de derde en vierde dag te zien. Dit kwam door de toenemende bewolking. In de nacht daalde de temperatuur als gevolg van deze bewolking minder dan in de eerste en tweede nacht.

Uit Figuur 5 blijkt dat de windsnelheid naarmate de meetperiode vorderde, toenam van 2-3 m/s op de eerste dag tot 5-6 m/s op de vierde dag. De relatieve luchtvochtigheid was in de hele meetperiode overdag 60-80% en 's nachts 90-100%, met uitzondering van de derde nacht en vierde dag. In de derde nacht (van 19 op 20 maart) kwam de relatieve luchtvochtigheid niet boven de 85%. De vierde dag (20 maart) was met een relatieve luchtvochtigheid van ruim 80% vochtiger dan de andere dagen. Dit kwam waarschijnlijk door de aanwezigheid van meer bewolking. In de derde nacht was er ca. 0,5 mm regen gevallen en in de laatste nacht viel nog ca. 4 mm regen.

In de eerste nacht van de meetperiode had zich een stroomstoring voorgedaan. Uit eerdere experimenten is gebleken dat de emissieniveau's tijdens de nacht laag zijn en er zelfs imissie kan optreden (Hol, 1991). Dit is een gevolg van lage windsnelheden en temperaturen (Huijsmans en Klarenbeek, 1988) en hoge luchtvochtigheden 's nacht. Uit Bijlage III blijkt dat er inderdaad 's nachts sprake was van weinig wind, lage temperaturen en een hoge relatieve luchtvochtigheid. Het is daarom niet nodig om voor deze periode een correctie op de emissie toe te passen.

3.4 Mestsamenstelling

In Tabel 2 staan de gemiddelde analyseresultaten van vier monsters onverdunde mest en vier monsters 1:1-verdunde mest in vergelijking met de gemiddelde samenstelling van dunne rundermest (Hoeksma, 1988). Het blijkt dat in de onverdunde mest de pH, de totaalstikstof-, fosfor-, kalium- en drogestofgehaltes lager liggen dan de gemiddelde waarden, maar wel binnen de spreiding vallen. De verschillen zijn terug te voeren op verschillen in rantsoen en wateropname. Het rantsoen op de proefboerderij "de Vijf Roeden" bestond uit 70% kuil en 30% mais op basis van droge stof.

Tabel 2. Gemiddelde samenstelling van de in dit experiment gebruikte dunne rundermest in vergelijking met de gemiddelde waarden met bijbehorende spreiding uit Hoeksma (1988).

Grootheid	[eenheid]	1:1-verdund	Dunne rundermest	Gemiddeld
ammoniumstikstof	[g/kg]	1,2	2,2	2,4 (0,2 - 4,4)*
totaalstikstof	[g/kg]	2,1	3,8	4,9 (2,4 - 7,8)
fosfor	[g/kg]	0,3	0,6	0,9 (0,3 - 3,4)
kalium	[g/kg]	2,0	3,4	5,1 (1,0 - 7,6)
pH	[-]	7,4	7,3	8,2 (7,0 - 8,8)
droge stof	[g/kg]	37,5	65,7	96 (34 - 200)
ruwe as	[% van ds]	26,9	26,8	28 (11 - 136)
vluchtige vetzuren	[g/kg]	3,8	5,3	-**

* spreiding waarnemingen;

** geen waarneming.

De verdunning op basis van gewogen hoeveelheden mest en water was 1,04 deel water op 1 deel mest. De verdunning kan eveneens berekend worden met de gehalten in de mest. De meest bruikbare gehalten voor deze bepaling zijn het drogestofgehalte en het forforgehalte. Op basis van het drogestofgehalte was de verdunning 0,8 deel water op 1 deel mest was en wat betreft het fosforgehalte bedroeg de verdunning 1 deel water op 1 deel mest.

3.5 Ammoniakemissie

In Bijlage IV is het emissieverloop van elk proefveld per periode vermeld. In Tabel 3 zijn de gemiddelde mest- en stikstofgiften en de totale ammoniakemissie per mestsoort op genomen.

De mestgift was ongeveer 15 m³/ha op het referentieveld en op het met de duospraymachine bemeste veld. De hoeveelheid water die met de duospraymachine op het land is gebracht bedroeg 17 m³/ha. Het was de bedoeling om met de verdunde mest evenveel ammoniumstikstof op het land te brengen als met de onverdunde mest. De mestgift voor 1:1-verdunde mest zou dus twee keer zo groot moeten zijn. Uit Tabel 3 blijkt dat de mestgift meer dan twee keer zo groot was. - De ammoniumstikstofgift die met de verdunde mest is toegediend was derhalve groter dan de ammoniumstikstofgift op het referentieveld.

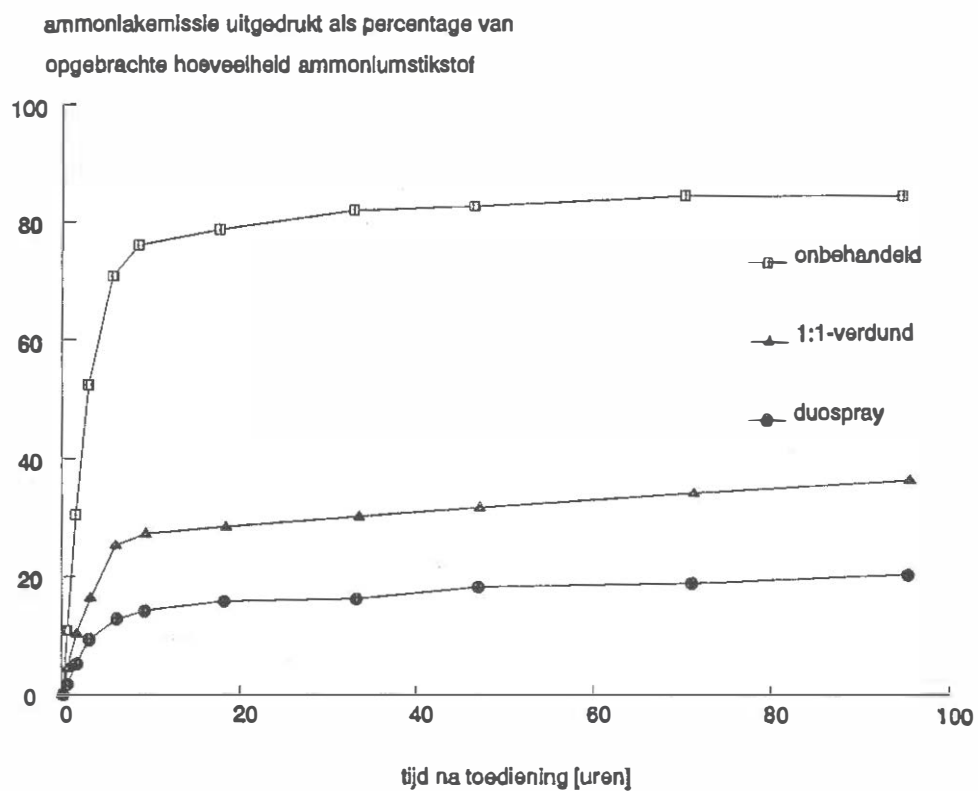
Tabel 2. Gemiddelde giften en ammoniakemissie van bovengronds breedwerpig verspreide onverdunde en 1:1-verdunde mest en onverdunde mest toegediend met de duospray.

Mestsoort	Giften				Ammoniakemissie		
	mest	water	NH ₄ -N	N-tot	NH ₄ -N	N-tot	
	[m ³ /ha]	[m ³ /ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	[%]
Referentie	17,6	*	38,7	66,2	32,8	84,8	49,6
Duospray	15,4	16,6	33,9	57,9	7,1	21,1	12,3
1:1-verdund	37,8	*	43,4	77,7	15,8	36,4	20,3

* niet van toepassing.

Na bovengronds, breedwerpige toediening van onverdunde dunne rundermest vervluchtigde 85% van de aanwezige ammoniumstikstof. Toediening van de mest met de duospraymachine resulteerde in een verlaging van de emissie: van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof vervluchtigde 21%. De emissie werd ten opzichte van het referentieveld met 75% gereduceerd. De emissie van het veld met 1:1-verdunde mest bedroeg 36% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. Dit betekent een reductie van 57% ten opzichte van de onverdunde mest.

In Figuur 2 is het verloop van de emissie weergegeven. In dit figuur zijn de verschillen in emissieniveau's goed te zien. Uit dit figuur en Bijlage IV blijkt dat 90% van de totale emissie van het referentieveld binnen de eerste 9 uur plaats vond. Na ongeveer 48 uur was 98% van de emissie opgetreden. De emissies van de 1:1-verdunde en de met de duospraymachine toegediende mest kwamen langzamer op gang dan de emissie van onverdunde mest. Na 9 uur was respectievelijk 75% en 69% van de totale emissie opgetreden en na ongeveer 48 uur was dit respectievelijk 87% en 89%.



Figuur 2. Stikstofverlies als functie van de tijd na het bovengronds breedwerpig toedienen van onbehandelde en 1:1-verdunde mest en mest toegediend met duospray.

4 Discussie

In Tabel 4 zijn de resultaten weergegeven van eerdere emissiemetingen aan mest, die werd toegediend met de duospraymachine. Alle metingen behalve de laatste zijn uitgevoerd door het IMAG-DLO. Het laatste experiment in de tabel (Bussink en Tjalma, 1991) is uitgevoerd door het NMI en heeft niet de duur van een 'normale' meetperiode van ongeveer 96 uur. Tijdens dit experiment is alleen gedurende de periodes van 0-11 en 22-31 uur na toediening gemeten. In de tussenliggende nacht zijn dus geen metingen verricht.

Tabel 4. Mestgiften, ammoniakemissies en reductiepercentages van metingen aan duospray.

Toediening	Mestsoort	Mestgift [m ³ /ha]	Water [m ³ /ha]	NH ₄ -N-gift [kg/ha]	Emissie [%]	Reductie [%]	Literatuur- referentie
Referentie	drm [*]	17,6	***	38,7	85	-	dit rapport
Duospray	drm	15,4	16,6	33,9	21	75	" "
Referentie	drm	8,6	-	18,2	83	-	Bode (1990a)
Duospray	drm	11,3	13,7	25,3	62	25	" "
Referentie	dvm ^{**}	8,4	-	30,0	63	-	Bode (1990b)
Duospray	dvm	10,0	13,5	34,6	43	32	" "
Referentie	drm	19,8	-	16,2	97	-	Bussink en
Duospray	drm	19,7	21,2	16,7	56	42	Tjalma (1991)

* dunne rundermest;

** dunne varkensmest;

*** niet van toepassing.

Uit Tabel 4 blijkt dat de ammoniakemissies van de referentievelden voor de experimenten met dunne rundermest hoog waren, namelijk 83-97% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. De emissie na toediening van dunne varkensmest was lager. Hierom en om de verschillende mestsamenstelling wordt deze emissiemeting niet meegenomen in verdere vergelijkingen.

De resultaten van de duospraymachine vertonen een grote spreiding. De emissiecijfers van de voorgaande twee proeven met dunne rundermest lagen dicht bij elkaar, namelijk 56% en 62%, maar de emissie die in dit experiment was gemeten ligt beduidend lager op 20% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. Ook voor de emissie na toediening van 1:1-verdunde mest geldt dat de in dit experiment gevonden reductie hoger ligt dan in eerder uitgevoerde experimenten (57% tegen 20% (Bode, 1990a)).

Volgens Bussink en Tjalma (1991) waren de hoge temperaturen, met als gevolg de toenemende waterverdamping en ammoniakvervluchtiging, verantwoordelijk voor de hoge emissieniveaus en lage reducties bij de eerdere experimenten. In het in dit rapport beschreven experiment was de gemiddelde temperatuur op 1,5 m hoogte op de eerste dag 12°C. Dit was iets lager dan de 16°C in het experiment in juli 1990 (Bode, 1990a) en veel lager dan de 25°C in het experiment in september 1991 (Bussink en Tjalma, 1991). Volgens Jarvis en Pain (1990) zijn twee van de belangrijkste emissiefactoren de bodemconditie en het drogestofgehalte van de mest. De verschillen in ammoniakemissie moeten niet alleen worden teruggevoerd op verschillen in temperatuur. De potentiële ammoniakemissie wordt namelijk vooral bepaald door de mestsamenstelling, echter de manier waarop deze mogelijke emissie tot uiting komt wordt bepaald door omgevings- en bedrijfstechnische factoren. Omgevingsfactoren zijn temperatuur, windsnelheid, regen, bodemtype en begroeiing. Bedrijfstechnische factoren zijn de mestgift, toedieningstechniek

en eventuele verdunning van de mest. De wisselwerking tussen al deze factoren is complex en elke factor op zich heeft maar een klein effect op de uiteindelijke emissie (Jarvis en Pain, 1990). Het is daarom moeilijk verschillende experimenten onderling te vergelijken. Toch wordt geprobeerd een verklaring te vinden voor de overeenkomst in emissies van de referentie en het verschil in de emissies van de met duospray toegediende mest. Omdat het experiment in september 1991 niet volledig was, wordt de vergelijking beperkt tot juli 1990 en maart 1992.

In Tabel 5 staan de meest opvallende verschillen in meetomstandigheden tussen de twee experimenten.

Tabel 5. Waarden van de verschillende parameters tijdens de experimenten in juli 1990 en maart 1992.

Parameter		Experiment juli 1990 (Bode, 1990a)	Experiment maart (dit rapport)
Temperatuur	[°C]	16	12
Windsnelheid	[m/s]	3-4	2-3
Mestgift	[m ³ /ha]	8,6	17,6
Drogestofgehalte	[%]	7,3	6,6
NH ₄ -N-gehalte	[g/kg]	2,2	2,2
Bodemvochtgehalte	[%]	19	34
pH	[-]	7,9	7,3

In juli 1990 was de emissie van de met duospray toegediende mest groter dan in maart 1992. De emissiesnelheid tijdens het experiment in juli 1990 was na het uitrijden groter dan in het in dit rapport beschreven experiment. Dit kwam waarschijnlijk doordat een kleinere hoeveelheid water over de mest was toegediend (minder afspeeling van het gras) en door de hogere temperatuur en windsnelheid dan in het in dit rapport beschreven experiment van maart 1992. Hierdoor konden de verdamping en ammoniakvervluchtiging toenemen. Door de droge bodem (vochtgehalte ca. 20%) trok de mest snel de bodem in en duurde de emissie maar kort. Het resultaat was een korte en hoge emissie: in het eerste half uur na het uitrijden had ruim 30% van de totale emissie plaatsgevonden en na 6 uur was 90% van de totale emissie opgetreden. In het in dit rapport beschreven experiment werd meer water over de mest toegediend en was door de lagere temperatuur de verdamping en ammoniakvervluchtiging minder. Door de nattere bodem (vochtgehalte 30%) kon de mest niet snel de bodem intrekken (Jarvis en Pain, 1990). Het resultaat was een langdurende en lagere emissie: na een half uur was 8% en na 6 uur 69% van de emissie opgetreden. Pas na twee etmalen had 90% van de emissie plaatsgevonden.

Opvallend bij de vergelijking van de experimenten uit juli 1990 en maart 1992 is dat er geen verschil was tussen de ammoniakemissies van de referentievelden, ondanks de grote verschillen in omstandigheden. Bij beide experimenten waren er factoren die ongunstig en gunstig voor de emissie waren, zodat het netto effect blijikbaar hetzelfde was.

5 Samenvatting en conclusies

In dit experiment is dunne rundermest toegediend met de duospraymachine en vergeleken met bovengronds breedwerpig verspreide 1:1-verdunde en onverdunde mest. De tank van de duospray is verdeeld in twee even grote, naast elkaar gelegen, compartimenten voor water en mest, waarmee tijdens het toedienen de mest met een even grote hoeveelheid water wordt ingeregend. Gedurende 96 uur is de ammoniakemissie gemeten.

De meetperiode werd gekenmerkt door matige weersomstandigheden: bewolking, matige wind en temperaturen tussen van de 4°C 's nachts tot 17°C overdag. De emissie van het referentieveld met onverdunde mest bedroeg 85% van de toegediende ammoniumstikstof. Het toedienen van de 1:1-verdunde mest verlaagde de emissie tot 36%, overeenkomend met 57% reductie ten opzichte van het referentieveld. Na toediening van de mest met duospray werd 21% van de opgebrachte ammoniumstikstof geëmitteerd. De emissie werd met 75% gereduceerd.

Literatuur

Bode, M.J.C. de, 1990a, Ammoniakemissie-onderzoek bij mengmesttoepassing; de ammoniakemissie bij toepassing van rundveemest met behulp van de duospraymachine, IMAG-DLO-Meetploegverslag 34506-2000. IMAG-DLO, Wageningen.

Bode, M.J.C. de, 1990a, Ammoniakemissie-onderzoek bij mengmesttoepassing; de ammoniakemissie bij toepassing van varkensmest met behulp van de duospraymachine, IMAG-DLO-Meetploegverslag 34506-2100. IMAG-DLO, Wageningen.

Bussink, D.W., J.V. Klarenbeek, J.F.M. Huijsmans en M. Bruins, 1990, Ammoniakemissie bij verschillende toedieningsmethoden van dunne mest aan grasland, rapport A 89.086, NMI, 's Gravenhage.

Bussink, D.W. en S.G. Tjalma, 1991, Ammoniakemissie bij toediening van dunne mest met duospray, NMI-Rapport 91.170. NMI, 's Gravenhage.

Dijken, P van, 1985, Ammoniakvervluchtiging: een simulatiemodel, afstudeerverslag Vakgroep Theoretische Teeltkunde. Vakgroep Theoretische Teeltkunde, Landbouwuniversiteit, Wageningen.

Döhler, H., 1991, Laboratory and field experiments for estimating ammonia losses from pig and cattle slurry following application, in: Nielsen, V.C., J.H. Voorburg en P. L'Hermite (eds.), Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier Science Publishers Ltd, Londen.

Hoeksma, P., 1988, De samenstelling van drijfmest die naar akkerbouwbedrijven wordt afgezet, IMAG, Wageningen.

Hol, J.M.G., 1991, Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening: het effect van aanzuern van dunne rundermest vlak voor toediening, IMAG-DLO-meetploegverslag 34506-3800. IMAG-DLO, Wageningen.

Huijsmans, J. en J. Klarenbeek, 1988, Snel mest onderwerken op bouwland nuttig, Landbouwmechanisatie 8, 28-29. IMAG, Wageningen.

Jarvis, S.C. en B.F. Pain, 1990. Ammonia volatilisation from agricultural land, The Fertiliser Society, Proceedings No. 298.

Pain, B.F. en J.V. Klarenbeek, 1988, Anglo-Dutch experiments on odour and odour emissions from landspreading livestock wastes, IMAG-research report 88-2, Wageningen.

Bijlage I Micrometeorologische massabalansmethode

Theorie

De metingen van de ammoniakemissie worden ondermeer uitgevoerd met de micrometeorologische massabalansmethode. Een uitgebreide beschrijving van deze methode is te vinden in Denmead (1983). Hier wordt volstaan met een beknopte beschrijving. De micrometeorologische massabalansmethode is gebaseerd op het verschil in aan- en afvoer van ammoniak over een proefveld (Figuur 3a). Bij afwezigheid van ammoniak bovenwinds van het proefveld wordt de ammoniakflux F vanaf het veld gegeven door:

$$F = \frac{1}{x} \int_{z_0}^{z_p} (\bar{u}(z) \cdot \bar{c}(z) + u'(z) \cdot c'(z)) dz \quad (1)$$

waarin:

F	=	flux [$\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$];
x	=	aanstroomlengte, de afstand tussen de plaats waar de wind het veld binnenkomt en de centrale mast [m];
z_p	=	de hoogte waar de ammoniakconcentratie gelijk wordt aan de achtergrond (zie Figuur 3b) [m];
z_0	=	de ruwheidslengte (de hoogte waarop u gelijk aan 0 wordt) [m];
$u(z) \cdot c(z)$	=	de in de tijd gemiddelde horizontale flux veroorzaakt door horizontale convectie op hoogte z van de centrale mast [$\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$];
$u'(z) \cdot c'(z)$	=	de turbulente flux veroorzaakt door horizontale diffusie loodrecht op de windrichting [$\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$].

In het algemeen wordt aangenomen dat de laatste term verwaarloosbaar is ten opzichte van de convectieve term (Denmead, 1983; Denmead et al., 1977; Beauchamp et al., 1982; Beauchamp et al., 1987). Vergelijking (1) wordt daarom vereenvoudigd tot:

$$F = \frac{1}{x} \int_{z_0}^{z_p} \bar{u}(z) \cdot \bar{c}(z) dz \quad (2)$$

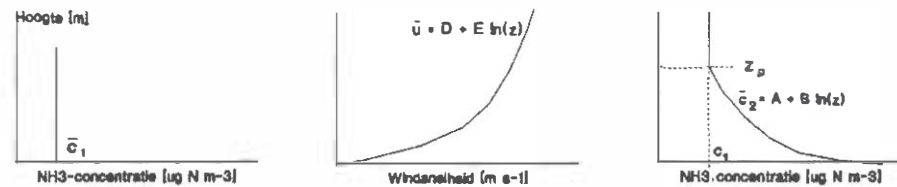
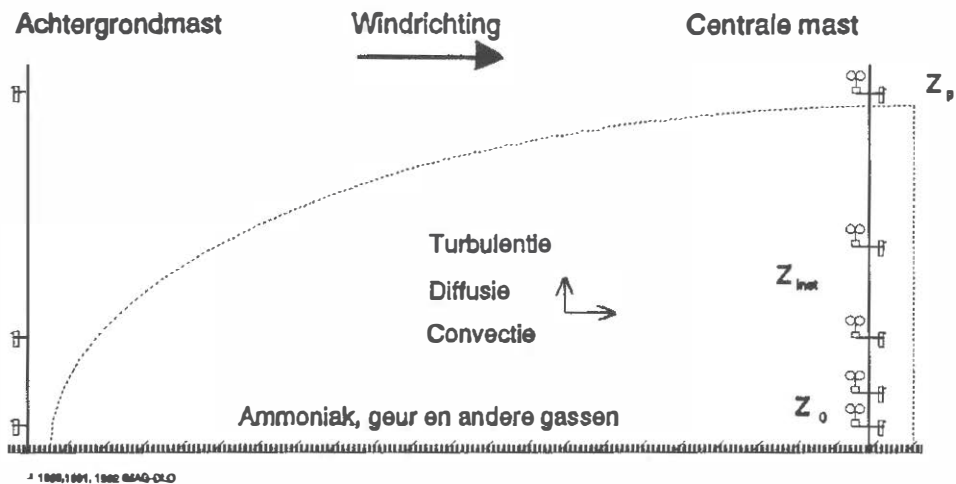
Bij aanwezigheid van ammoniak in de achtergrondlucht moeten zowel boven- als benedenwinds de profielen van de ammoniakconcentratie worden vastgesteld (Figuur 3b). Met deze profielen kan vervolgens het profiel van de horizontale flux worden berekend (zie Figuur 3c). De geïntegreerde horizontale flux over de hoogte levert voor beide meetposities de flux door een vertikaal vlak van eenheidsbreedte. De netto flux van het proefveld is het verschil tussen de fluxen door beide verticale vlakken. De flux kan worden uitgedrukt per landoppervlakte d.m.v. deling door de aanstroomlengte:

$$F_N = \frac{1}{x} \left(\int_{z_0}^{z_p} \bar{u}(z) \cdot \bar{c}_2(z) dz - \int_{z_0}^{z_p} \bar{u}(z) \cdot \bar{c}_1(z) dz \right) \quad (3)$$

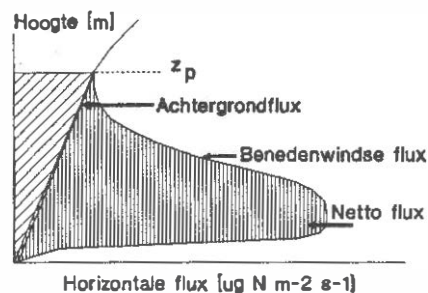
waarin:

F_N	=	nettoflux [$\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$];
$c_1(z)$	=	de gemiddelde bovenwindse ammoniakconcentratie op hoogte z [g m^{-3}];
$c_2(z)$	=	de gemiddelde benedenwindse ammoniakconcentratie op hoogte z [g m^{-3}].

(a)



(b)



(c)

Figuur 3. Schematisch overzicht van de stappen in de bepaling van ammoniakemissie gebruikmakend van de micrometeorologische massabalansmethode; (a) veldopstelling in relatie tot windsnelheid, (b) typische vormen van de profielen van ammoniakconcentratie en windsnelheid en (c) de profielen van de horizontale flux boven- en benedenwinds van het veld (naar Ryden en McNeill, 1984).

Uit voorgaand onderzoek bleek dat er een lineair verband bestaat tussen de logaritme van de hoogte en de windsnelheid en tussen de logaritme van de hoogte en de ammoniakconcentratie:

$$u = D + E \ln(z) \quad (4)$$

$$c_2 = A + B \ln(z) \quad (5)$$

De ammoniakconcentratie in de achtergrondlucht is homogeen over de hoogte verdeeld.

Uitvoering

Bij het uitrijden wordt de mest verspreid zoals in Figuur 1 is weergegeven. De diameter van een veld is ongeveer 45 m. Een cirkelvormig veld vergemakkelijkt de berekening van de emissie. De benedenwindse flux kan dan in het midden van het veld worden gemeten, zodat de fetch voor alle windrichtingen gelijk is.

De ammoniakconcentratie in het midden van het veld is gemeten door zo snel mogelijk na het uitrijden (in ieder geval binnen 15 min) een 3,5 meter hoge mast in het midden van het veld te plaatsen (centrale mast). De centrale mast bevat 7 monsternamepunten, die in hoogte logaritmisch over de mast zijn verdeeld. Een monsternamepunt bestaat uit een wasflesje gevuld met met 0,02 M HNO₃ als absorptievloeistof en een impinger. Een impinger maakt het mogelijk door middel van een pomp en aanzuigslangen lucht door de vloeistof te leiden. Het ammoniumgehalte in de absorptievloeistof is met behulp van een ionchromatograaf bepaald. De luchtsnelheid door de absorptievloeistof wordt ingesteld op 2,5 l min⁻¹. De flow wordt per meetperiode 2 keer nagemeten.

De achtergrondconcentratie is gemeten door bovenwinds van het veld een mast te plaatsen van 3,5 m hoogte (achtergrondmast). Vanwege het ontbreken van een profiel is deze mast van slechts 4 monstername punten voorzien. Bij draaiing van de wind wordt de achtergrondmast zo verplaatst dat deze bovenwinds van het veld blijft staan. Naast het proefveld is een mast opgesteld voorzien van 6 anemometers om het windprofiel te meten. Ook de anemometers zijn in hoogte logaritmisch over de mast verdeeld.

Literatuur

Beauchamp, E.G., G.E. Kidd en Thurtell, 1978, Ammonia volatilization from sewage sludge in the field, J. Environ. Qual. 7, 141-146.

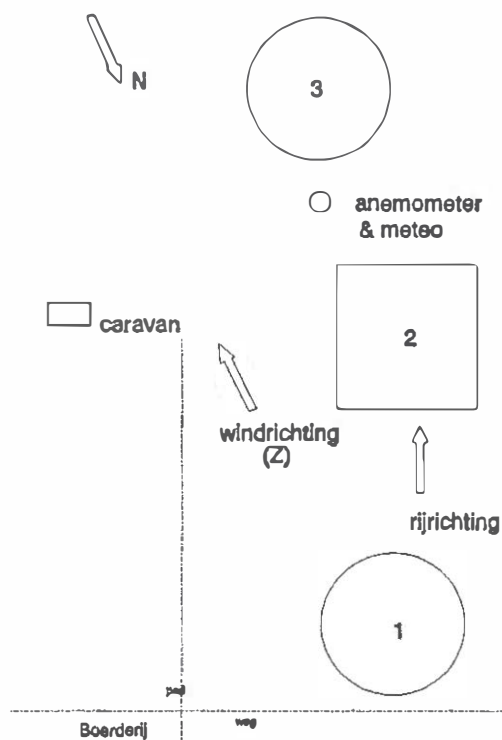
Beauchamp, E.G., G.E. Kidd en G. Thurtell, 1982, Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field, Can. J. Soil Sci. 62, 11-29.

Denmead, O.T., J.R. Simpson en J.R. Freney, 1977, A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia, Soil Sci. Soc. Am. 41, 1001-1004.

Denmead, O.T., 1983, Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field, in: J.R. Freney en J.R. Simpson (eds), Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems, Martinus Nijhoff/Dr W Junk Pub, Den Haag.

Ryden, J.C. en J.E. McNeill, 1984, Application of the micrometeorological mass balance method to the determination of ammonia loss from a grazed sward, J. Sci. Food Agric. 35, 1297-1310.

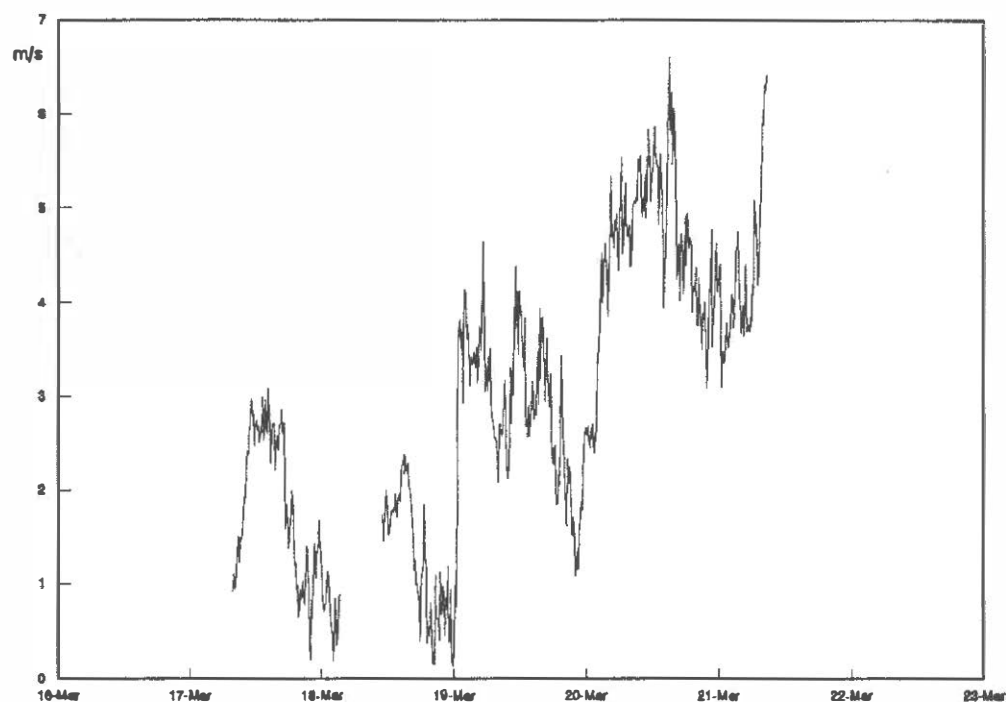
Bijlage II Schema proefvelden 17 t/m 21 maart 1992



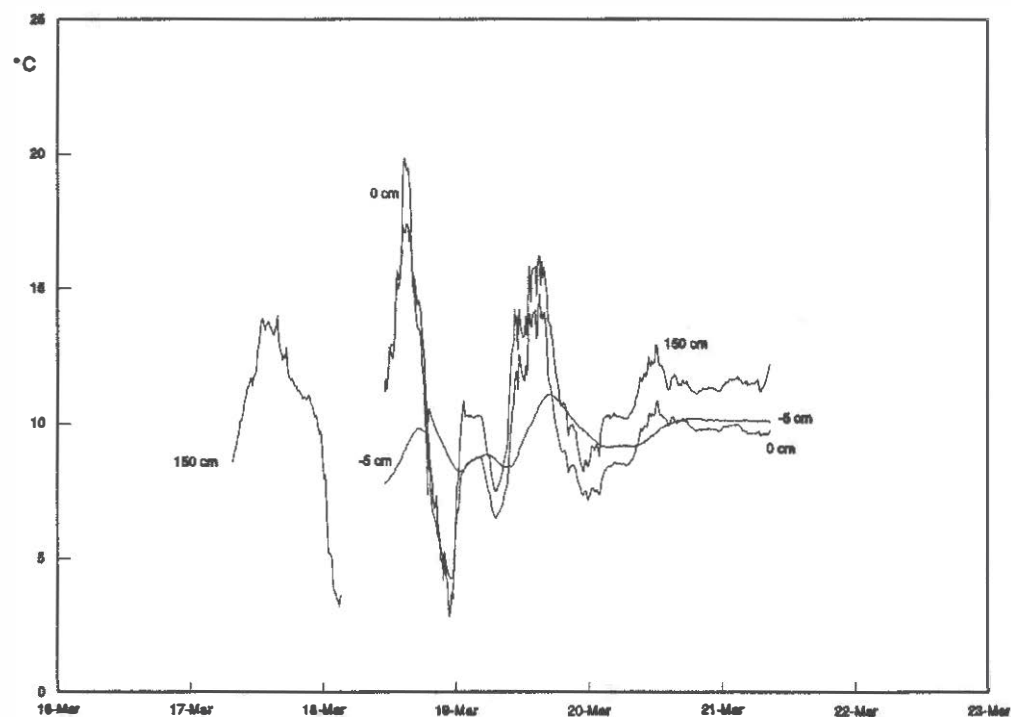
Figuur 4. Onverdunde bovengronds breedwerpig verspreide mest (1), mest verspreid met de duospraymachine (2) en 1:1-verdunde bovengronds breedwerpig verspreide mest (3).

- | | |
|--------|---|
| Veld 1 | Als laatste uitgereden; duidelijk zichtbaar op gras; bleef aan gras kleven. |
| Veld 2 | Als tweede uitgereden toen de helft van 1:1-verdunde mest was uitgereden; nauwelijks van gras te onderscheiden; moeilijk zichtbare grenzen, minder zichtbaar op het gras dan 1:1-verdunde mest. |
| Veld 3 | Als eerste uitgereden; na uitrijden van bovenwindse helft meting gestart en tank bijgevuld. Duidelijker zichtbare mest dan duospray, maar minder duidelijk dan bovengronds onbehandeld. |

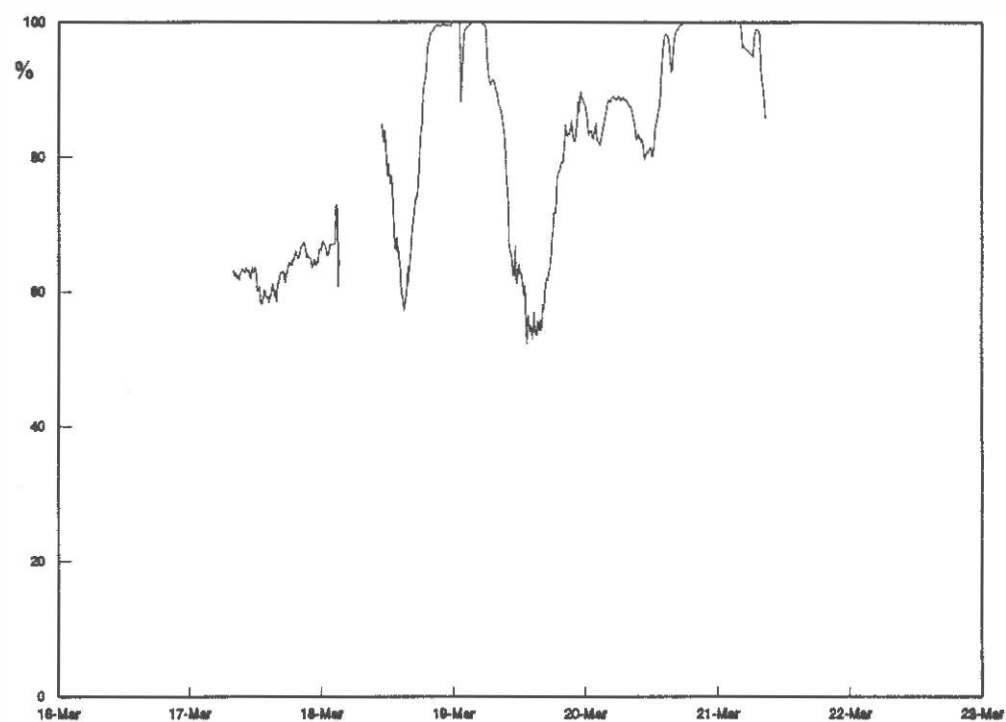
Bijlage III Weersomstandigheden tijdens het experiment



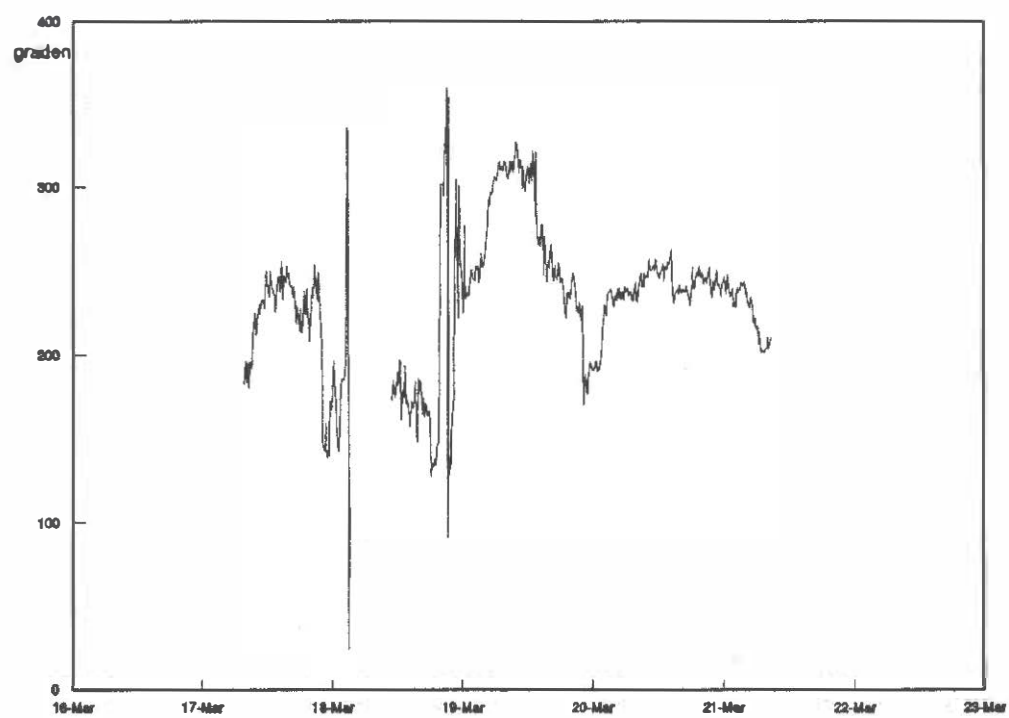
Figuur 5. Windsnelheid op 2,4 m hoogte.



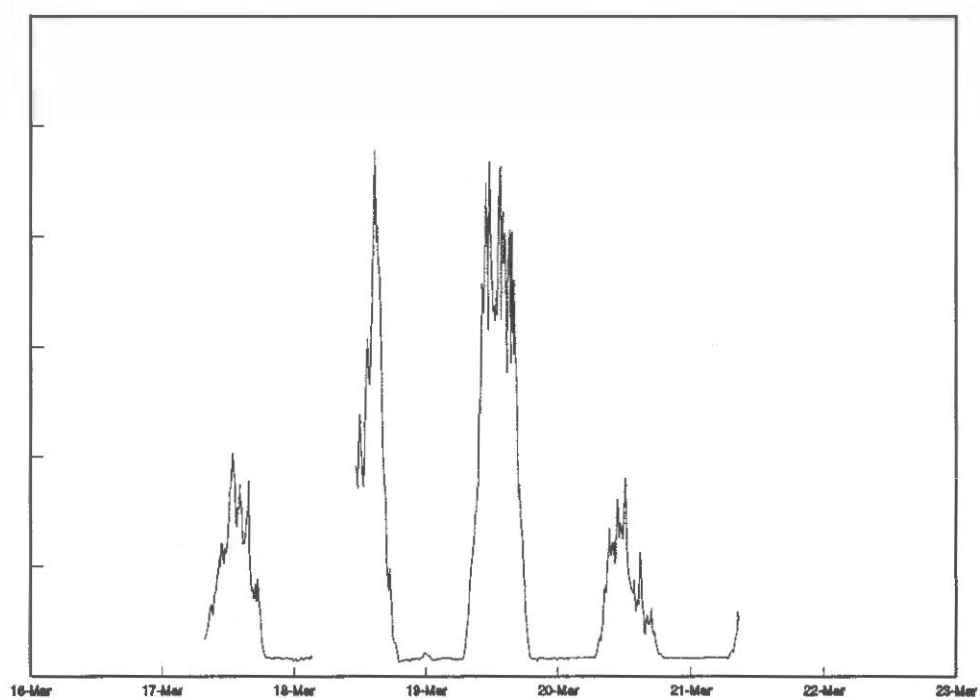
Figuur 6. Luchttemperatuur op 1,5 m hoogte en aan de grond; bodemtemperatuur op 5 cm diepte.



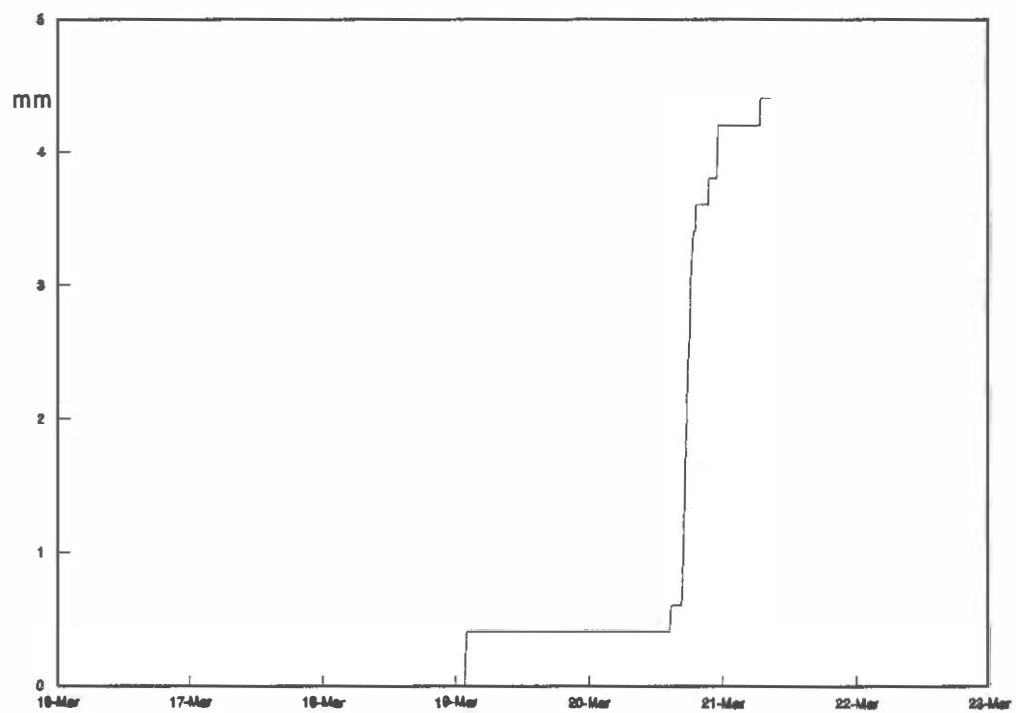
Figuur 7. Relatieve luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte.



Figuur 8. Windrichting op 3,9 m hoogte.



Figuur 9. Globale straling.



Figuur 10. Regenhoeveelheid.

Bijlage IV Emissiesnelheid per meetmethode

Onverdunde dunne rundermest (referentieveld)

periode	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
na uitrijden				
0 - ½ uur	200,45	4,18	10,79	6,31
½ - 1½ uur	207,38	11,81	30,50	17,84
1½ - 3 uur	145,13	20,27	52,36	30,64
3 - 6 uur	62,37	27,42	70,82	41,43
6 - 9 uur	16,82	29,45	76,07	44,51
9 - 18 uur	2,63	30,46	78,66	46,02
23* - 33 uur	3,31	31,79	82,10	48,03
33 - 47 uur	0,50	32,07	82,83	48,46
47 - 70 uur	0,70	32,77	84,62	49,51
70 - 95 uur	0,05	32,82	84,75	49,57

Duospray

periode	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
na uitrijden				
0 - ½ uur	35,60	0,74	2,19	1,28
½ - 1½ uur	30,28	1,98	5,85	3,42
1½ - 3 uur	23,17	3,35	9,89	5,79
3 - 6 uur	9,38	4,53	13,37	7,82
6 - 9 uur	3,59	5,00	14,77	8,64
9 - 18 uur	1,42	5,54	16,35	9,57
24* - 33 uur	0,37	5,68	16,78	9,82
33 - 47 uur	1,24	6,40	18,88	11,05
47 - 71 uur	0,21	6,61	19,51	11,41
71 - 95 uur	0,53	7,14	21,09	12,34

1:1-verdunde mest

periode	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
na uitrijden				
0 - ½ uur	89,75	21,87	4,31	2,41
½ - 1½ uur	62,47	4,43	10,21	5,70
1½ - 3 uur	43,87	7,05	16,24	9,07
3 - 6 uur	31,68	10,96	25,26	14,11
6 - 9 uur	6,22	11,82	27,24	15,22
9 - 18 uur	1,35	12,34	28,43	15,88
24* - 33 uur	1,88	13,08	30,14	16,84
33 - 47 uur	1,18	13,76	31,70	17,71
47 - 71 uur	1,08	14,84	34,19	19,10
71 - 96 uur	0,96	15,81	36,43	20,35

* stroomstoring gedurende 5½ uur.