

35

Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening

35

Ammoniakemissie na toediening van
potstalmest en gecomposteerde mest
op bouwland

E.M. Mulder

dlo



Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening

Ammoniakemissie na toediening van
potstalmest en gecomposteerde mest
op bouwland

E.M. Mulder

Intern verslag

Meetploegverslag 34506-4100b
Januari 1992

Dienst Landbouwkundig Onderzoek
Postbus 59
6700 AB Wageningen

Interne mededeling DLO. Niets uit dit verslag mag elders worden vermeld, of worden vermenigvuldigd op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het instituut.

Bronvermelding zonder weergave van de feitelijke inhoud is evenwel toegestaan, op voorwaarde van de volledige vermelding van: auteursnaam, jaartal, titel, instituut en verslagnummer en de toevoeging: 'niet gepubliceerd'.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	2
2	Methode	3
2.1	Inleiding	3
2.2	Opzet	3
2.3	Uitvoering	4
3	Resultaten en discussie	5
3.1	Bodemgesteldheid	5
3.2	Weersomstandigheden	5
3.3	Mestsamenstelling	5
3.4	Ammoniakemissie	8
4	Samenvatting en conclusies	11
	Literatuur	12
	Bijlage I Micrometeorologische massabalansmethode	13
	Bijlage II Weersomstandigheden tijdens het experiment	16
	Bijlage III Emissiesnelheid per meetmethode	18

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 ammoniakemissie na toediening van potstalmest en gecomposteerde mest.

De in dit experiment gebruikte potstalmest heeft zich gedurende de stalperiode opgehoopt tot een dikke vastgetrapte laag van ca. 170 cm. De organische stof in het dagelijks toegevoegde stro wordt afgebroken door micro-organismen, die voor hun groei stikstof nodig hebben. Naast de vastlegging van ammoniumstikstof in bacterie-eiwit, verdwijnt een deel van de ammoniumstikstof in de vorm van ammoniak (Buys, 1991; Mulder, 1990). Nadat de dieren in het voorjaar naar buiten gaan, duurt het tot augustus voordat de mest op het land wordt gebracht. In deze tijd kunnen vooral in de bovenste 10 cm de biologische omzettingen plaatsvinden (Buys, 1991).

De mest die van de mestgang achter het voerhek afkomstig is, wordt wekelijks op een betonplaat achter de stal geschoven en ongeveer elke zes weken overgebracht naar een sleufsilos, waar de mest gedurende 10-12 maanden wordt gecomposteerd.

Het percentage ammoniumstikstof van totaalstikstof ligt in potstalmest lager dan in dunne mest (vergelijk Buys (1991) met Hoeksma (1988)). Compost zou door afbraak en vervluchtiging tijdens het bewaren eveneens minder ammoniumstikstof moeten bevatten. Op grond hiervan zou mogen worden verwacht dat er minder ammoniakverlies optreedt na toediening op het land. In de literatuur worden emissiepercentages van potstalmest gegeven van 4 tot 30% van de totaalstikstof (Buys, 1991; Köhnlein en Vetter, 1957).

In dit rapport wordt het experiment beschreven, waarbij de ammoniakemissie van bovengronds opgebrachte gecomposteerde mest en potstalmest en ondergewerkte potstalmest wordt vergeleken met bovengronds breedwerpig toegediende dunne rundermest. Het experiment vond plaats op bouwland van een biologisch-dynamisch bedrijf in Zeewolde, dat tevens de potstalmest en compost leverde. Deze proef is in dezelfde week uitgevoerd als het experiment waarbij potstalmest op grasland werd 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 bij benadering cirkelvormig 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.

Deze meetmethode is geschikt om de ammoniakemissie van proefvelden met verschillende soorten mesttoediening te vergelijken met de emissie van bovengronds breedwerpig uitgereden dunne mest - het zogenaamde referentieveld. De ammoniakemissie wordt uitgedrukt in absolute hoeveelheden en als percentage van de opgebrachte hoeveelheid ammonium- en totaalstikstof.

2.2 Opzet

Het experiment is uitgevoerd van 3 tot en met 7 september 1991 op het biologisch-dynamische bedrijf de 'Zonnehoeve' in Zeewolde. Voor het experiment is gebruik gemaakt van rundermest die zich gedurende een jaar heeft opgehoopt in de potstal van het biologisch-dynamische bedrijf. De dunne rundermest was afkomstig van een naburig melkveehouderijbedrijf.

In totaal zijn vier proefvelden van ongeveer 0,15 ha op bouwland bemest. Op twee velden is potstalmest, op één veld gecomposteerde mest en op één veld dunne rundermest uitgereden. Alle mestsoorten zijn bovengronds opgebracht; de potstalmest en gecomposteerde mest met een mestverspreider (werkbreedte ca. 2 m) en de dunne mest met een vacuumentank (werkbreedte 8-9 m). Eén van de velden met potstalmest is direct na het uitrijden met een vaste-tandcultivator ondergewerkt. Bij het opbrengen van de mest is uitgegaan van praktijkgiften, die voor bouwland op 15-20 ton/ha liggen.

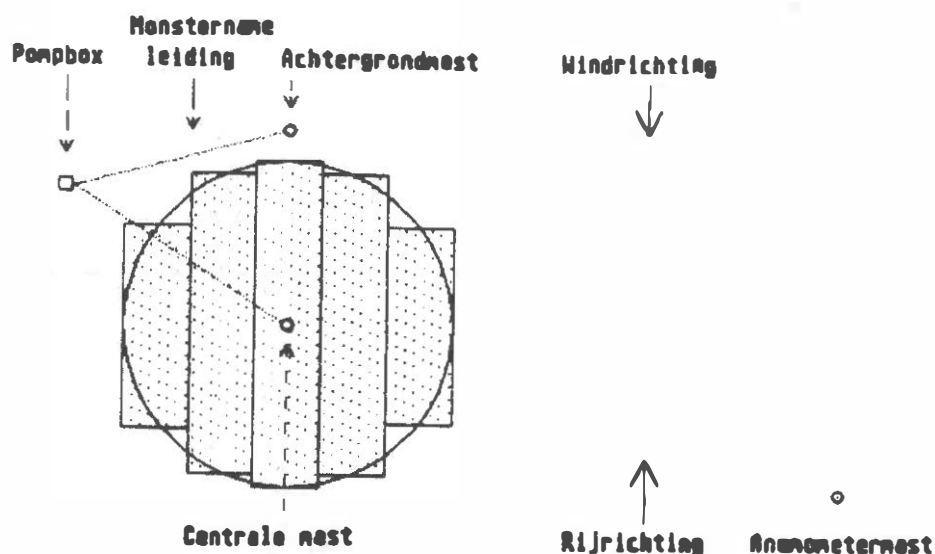
Factoren die de emissie kunnen beïnvloeden zijn voor de vier velden zoveel mogelijk gelijk gehouden. De experimenten zijn ongeveer gelijktijdig gestart, zodat verschillen in weersinvloeden op de individuele metingen kunnen worden uitgesloten. Op 3 september zijn de vier velden tussen 9:00 uur en 10:30 uur bemest.

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. De volgende monsternamperiodes zijn gekozen: 0-½ uur, ½-1½ uur, 1½-3 uur, 3-6 uur, 6 uur-schemering, schemering-zonsopkomst, zonsopkomst-48 uur, 48-72 uur, 72-96 uur. In het algemeen treedt 80-90% van de totale emissie in de eerste 48 uur op (Döhler, 1989). Eerdere experimenten hebben uitgewezen dat 96 uur na het uitrijden de emissie nihil is (Bussink et al., 1990).

2.3 Uitvoering

Voordat het experiment is gestart, zijn bodemonsters van de bovenste 5 cm van de proefvelden gestoken. Het vochtgehalte van de bodem is met behulp van deze monsters op gewichtsbasis bepaald. Van de mest die is verspreid is voor het uitrijden een aantal monsters genomen. Deze mestmonsters zijn geanalyseerd op: ammoniumstikstof, totaalstikstof, fosfor, kalium, pH, droge stof, ruw as en vluchtige vetzuren.

In Figuur 1 staat een schema van een proefveld geïllustreerd. Hierin staan de posities van de pompbox, de achtergrond- en centrale mast weergegeven. Nadat de helft van het proefveld is uitgereden is de centrale mast geplaatst en de meting gestart. Met deze mast is de ammoniakconcentratie bepaald in de lucht die over een afstand met de lengte van de straal van het veld is gegaan. Met de achtergrondmast, die bovenwinds van de centrale mast stond, is de achtergrondconcentratie gemeten. In de masten zijn op verschillende hoogten flesjes met salpeterzuur als opvangvloeistof bevestigd. Met behulp van de pomp is lucht door de flesjes gezogen, waarbij de ammoniak in het salpeterzuur is achtergebleven. In het laboratorium van het IMAG-DLO is na de meetperiode de hoeveelheid ammonium in het salpeterzuur bepaald. Uit deze hoeveelheid en de flow door het flesje die voor en na een monsternameperiode is gemeten, is de ammoniakconcentratie in de lucht bepaald. Uit de windsnelheid op verschillende hoogten en de gemeten concentratie volgt dan de hoeveelheid ammoniak die uit de mest is vervluchtigd.



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

Voor een goede beschrijving van de meetomstandigheden zijn naast bodemvocht de volgende meteorologische gegevens continu geregistreerd:

- windsnelheid op 0,2; 0,4; 0,8; 1,4; 2,4 en 3,7 m hoogte;
- windrichting;
- hoeveelheid neerslag;
- luchttemperatuur aan de grond, op 0,05 m en 1,5 m hoogte;
- bodemtemperatuur op 0,05 m beneden maaiveld;
- luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte;
- instraling;

3 Resultaten en discussie

3.1 Bodemgesteldheid

De bodem van de proefvelden bestaat uit zware zeeklei (46-60% afslibbaar en 35-46% lutum (Buys, 1991)) (Kuipers, 1956). Als gevolg van de droge zomer was het vochtgehalte van de bodem laag. Het bodemvochtgehalte van de vier velden lag tussen 13 en 18%.

Het bouwland met roggestoppels is een week voor de proef twee keer doorgetrokken met een cultivator. Het land was daardoor ongelijk en bedekt met stro. De rijrichting tijdens het opbrengen van de mest was evenwijdig aan de richting van de bewerking.

3.2 Weersomstandigheden

Op de dag van toediening was het onbewolkt, warm (middagtemperatuur van 30°C) en droog. De wind was matig (2-4 m/s op 2,4 m hoogte) en noordoostelijk. Op de tweede dag nam de wind toe tot 6-7 m/s en draaide in de middag naar het noordwesten. Op de derde dag nam de wind af tot 3-5 m/s, maar nam op de vierde dag weer toe. De laatste twee meetdagen was de wind noordelijk.

In bijlage II staan het verloop van de windsnelheid op 2,4 m hoogte, de temperatuur op 1,5 m, aan en in de grond, de luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte, de globale straling en de windrichting in de tijd weergegeven. Als gevolg van een stroomstoring van 4 september 16:58 uur tot 5 september 8:14 uur zijn er geen waarnemingen in die periode. De registratie van de temperatuur en vochtigheid op 1,5 m, windrichting en globale straling heeft de hele meetperiode niet gefunctioneerd. Daarom worden in bijlage II gedeelten van figuren van het gelijktijdig uitgevoerde experiment op grasland gebruikt.

De eerste twee dagen was het onbewolkt (zie Figuur 9 in bijlage II), zodat overdag de temperatuur kon oplopen en het 's nachts sterk kon afkoelen. Op 1,5 m werden maximumtemperaturen van rond 28°C en minimumtemperaturen van rond 12°C gemeten. Aan de grond was het verschil tussen dag en nacht groter en varieerde de temperatuur van 9 tot 33°C. De derde en vierde dag was het bewolkt en namen de temperaturen en het verschil tussen dag en nacht af. Uit de bewolking is geen neerslag gevallen. Met de bewolking steeg wel de relatieve luchtvochtigheid overdag van 30-60% naar 80-100%. Gedurende de hele meetperiode was de luchtvochtigheid 's nachts 100%.

3.3 Mestsamenstelling

Er zijn drie mestmonsters genomen van de dunne rundermest. In Tabel 1 staan de gemiddelde waarden van deze monsters (A) in vergelijking met de gemiddelde samenstelling van ruim 400 monsters dunne rundermest, afkomstig van bedrijven in Gelderland, Noord-Brabant en Limburg (Hoeksma, 1988). In deze Tabel worden ook de gegevens (B) opgenomen van de mestmonsters van de proef met potstalmest op grasland (Mulder, 1992). Deze proef is namelijk in dezelfde week uitgevoerd en de gebruikte mest is van hetzelfde bedrijf afkomstig.

De samenstelling van de in dit experiment gebruikte mest stemt goed overeen met de samenstelling van de dunne mest die in dezelfde week voor het experiment op grasland is gebruikt. De mestsamenstelling wijkt, afgezien de pH en het drogestofgehalte, weinig af van de gemiddelde samenstelling. De hoogst- en laagstgevonden waarde van de pH in de gemiddelde mest zijn resp. 8,8 en 7,0 en van het drogestofgehalte resp. 200 en 34 g/kg, zodat de lagere pH en het lagere drogestofgehalte binnen de spreiding van de gemiddelde mest vallen. Het verschil tussen de hoogste en laagste waarde in de monsters van de gebruikte dunne mest

was wat betreft het totaalstikstofgehalte klein (80 mg/kg), maar voor het ammoniumstikstofgehalte was dit groter (170 mg/kg). Dit is in tegenstelling tot de eerder gebruikte mest, waar het verschil in het aandeel van ammoniumstikstof juist kleiner was.

Tabel 1. Gemiddelde samenstelling van de in dit experiment gebruikte dunne rundermest (A) in vergelijking met analyses van de dunne rundermest (B) uit het experiment op grasland (Mulder, 1992) en de gemiddelde waarden uit Hoeksma (1988).

Grootheid	[eenheid]	Dunne rundermest		Gemiddeld
		A	B	
ammoniumstikstof	[mg/kg]	2373	2483	2400
totaalstikstof	[mg/kg]	4470	4483	4900
fosfor	[mg/kg]	560	530	874
kalium	[mg/kg]	4760	4450	5146
pH	[-]	7,7	7,6	8,2
droge stof	[g/kg]	60,3	60,2	96
ruwe as	[% van ds]	32,0	31,4	28
vluchtige vetzuren	[mg/l]	8964	11150	*

* geen waarneming

Van de potstalmest en gecomposteerde mest zijn meer monsters genomen, omdat deze vaste mestsoorten niet homogeen zijn. Er zijn in totaal acht monsters van potstalmest en vier van compost genomen. De monsters van potstalmest zijn vergeleken met de analyseresultaten van potstalmest van de proef op grasland (Mulder, 1992), die een dag eerder is gestart (zie Tabel 2). Vanwege de heterogeniteit van de mest zijn tevens de hoogste en laagste waarden gegeven.

Tabel 2. Gemiddelde samenstelling en spreiding van de in dit experiment gebruikte potstalmest (A) vergeleken met waarden van mest uit dezelfde stal (B) uit het experiment op grasland (Mulder, 1992).

Grootheid	[eenheid]	Potstalmest	
		A	B
ammoniumstikstof	[mg/kg]	* 1785	*** 2034
totaalstikstof	[mg/kg]	** 5988	**** 6019
fosfor	[mg/kg]	885	680
kalium	[mg/kg]	9920	8780
pH	[-]	8,9	8,9
droge stof	[g/kg]	217	204
ruwe as	[% van ds]	28,1	26,3

* spreiding 1080-2560 mg/kg; ** spreiding 1620-2330 mg/kg;

*** spreiding 1620-2330 mg/kg; **** spreiding 5360-6750 mg/kg.

De ammonium- en totaalstikstofgehaltes van de in dit experiment gebruikte potstalmest zijn iets lager dan in de mest, die een dag eerder is gebruikt voor de proef op grasland. De spreiding is echter groter. In vergelijking met dunne rundermest (Tabel 1) is het gemiddelde ammoniumgehalte van potstalmest lager, hoewel de spreiding veel groter is. Het kaliumgehalte is evenals het fosforgehalte en drogestofgehalte hoger, omdat de vaste mest geconcentreerder is. De pH in potstalmest is hoger dan in dunne rundermest.

De gegevens over de samenstelling van de gecomposteerde mest staan in Tabel 3. De compost was heterogener dan de potstalmest en er werden onder meer organisch stof, aardappelen en klei in aangetroffen.

Tabel 3. Gemiddelde samenstelling en spreiding van gecomposteerde mest.

Grootheid	[eenheid]	Compost
ammoniumstikstof	[mg/kg]	* 84
totaalstikstof	[mg/kg]	** 6085
fosfor	[mg/kg]	810
kalium	[mg/kg]	10500
pH	[-]	8,0
droge stof	[g/kg]	402
ruwe as	[% van ds]	54,5

* spreiding 14-240 mg/kg; ** spreiding 3880-8960 mg/kg.

Door afbraak gevolgd door vervluchtiging van ammoniumstikstof uit de mest tijdens de composteringsperiode daalt de hoeveelheid ammoniumstikstof en vindt er een verschuiving plaats in de verhouding tussen ammonium- en organisch gebonden stikstof. De hoeveelheid totaalstikstof neemt afhankelijk van de mate van vervluchtiging af. Door concentratie van de mest als gevolg van verdamping (zie het hogere drogestofgehalte in vergelijking met potstalmest) nemen de gehalten in de mest echter toe. Het gehalte aan ammoniumstikstof in de compost is desondanks duidelijk lager dan in de potstalmest. Het gehalte aan totaalstikstof is ondanks de concentrering van de mest nauwelijks hoger dan in potstalmest. Dit betekent dat naast eventuele afbraak van ammoniumstikstof een belangrijk deel van de stikstof als ammoniak uit de mest is verdwenen tijdens de compostering.

Doorgaans is in dunne rundermest ongeveer 50% van de hoeveelheid totaalstikstof in de vorm van ammoniumstikstof aanwezig (Amberger et al., 1987; Huijsmans en Klarenbeek, 1988; Hoeksma, 1988). Voor potstalmest wordt een waarde gevonden van 15-24% (Buys, 1991). Voor de in dit experiment gebruikte dunne rundermest ligt het aandeel ammonium- stikstof van totaalstikstof op 55%, voor potstalmest op 34% en voor de gecomposteerde mest op 1%. In vergelijking met de literatuurwaarden ligt dit percentage voor potstalmest hoog. Het uiteindelijke ammonium- gehalte van de potstalmest wordt vooral bepaald door (Buys, 1991):

- de hoeveelheid verteerbaar ruw eiwitgehalte van het rantsoen;
- de eventuele microbiële omzettingen;
- de grootte van de ammoniakverliezen in de stal.

Het hoge gehalte aan ammoniumstikstof in potstalmest zou dus kunnen worden verklaard door het eiwitrijke rantsoen van de koeien. Dit rantsoen bestond uit lucerne kuil en gras/klaver in de verhouding 3:1 (pers. med. IJzendoorn, 1991). Op grond van gegevens over de hoeveelheid eiwit in het voer en de melk kan worden berekend dat het rantsoen 30% te veel eiwit bevat (pers. med. Oomen, 1991).

3.4 Ammoniakemissie

In bijlage III staat het emissieverloop van elk proefveld per periode vermeld. In Tabel 4 staan de gemiddelde mest- en stikstofgiften en de totale ammoniakemissies per proefveld. De mestgiften van de dunne rundermest worden gegeven in m³/ha en van de vaste mestsoorten in ton/ha. De opgebrachte hoeveelheden ammonium- en totaalstikstof worden in kg/ha gegeven. De ammoniakemissie wordt uitgedrukt als absolute hoeveelheid in kg/ha en als percentage van de opgebrachte hoeveelheid ammonium- en totaalstikstof in de mest. Ter vergelijking zijn de resultaten van de proef op grasland, die in dezelfde week met potstalmest uit dezelfde stal werd uitgevoerd, in Tabel 4 opgenomen.

Tabel 4. Gemiddelde giften en ammoniakemissie van potstalmest en compost in vergelijking met dunne rundermest voor het experiment op bouwland en grasland.

Mestsoort	Giften			Ammoniakverlies		
	mest	NH ₄ -N	N-tot		NH ₄ -N	N-tot
	{ton/ha}	{kg/ha}	{kg/ha}	{kg/ha}	{%}	{%}
<u>Bouwland:</u>						
Dunne mest	18,8*	44,6	83,9	19,6	43,9	23,2
Compost	22,5	1,9	136,9	1,5	75,8	1,1
Potstalmest ondergewerkt	18,0	32,1	107,8	13,7	42,7	12,7
Potstalmest	15,9	28,4	95,2	12,1	42,7	12,7
<u>Grasland:</u>						
Dunne mest	16,4*	40,6	73,5	27,5	67,8	37,5
Potstalmest I	14,7	29,9	88,5	20,7	69,1	23,3
Potstalmest II	14,2	28,9	85,5	21,6	74,9	24,3
Vaste mest	16,4	13,7	95,0	13,8	100,6	14,5

* m³/ha.

De opgebrachte hoeveelheden mest wijken niet veel af van de beoogde praktijkgiften. Van de dunne rundermest is gemiddeld ongeveer 44% van de in mest aanwezige ammoniumstikstof geëmitteerd. Van 4 september 16:58 uur tot 5 september 8:14 uur is de stroom uitgevallen, zodat in dat interval geen metingen zijn gedaan. De emissieniveaus zullen daarom hoger zijn dan in Tabel 4 en 5 is weergegeven. Dit verschil zal niet groot zijn, omdat het al de 2e dag na het uitrijden was en het een nachtelijke periode betreft. In het experiment in dezelfde week op grasland vindt 70-80% van de totale emissie in de eerste 24 uur plaats en is de emissie 's nachts veel lager dan overdag (Mulder, 1992). Vanwege het eerdergenoemde heterogene karakter van de vaste mestsoorten, worden in Tabel 5 de laagste en hoogste waarden van de giften en ammoniakemissies weergegeven.

Tabel 5. Spreiding in de giften van ammonium- en totaalstikstof en de emissies.

Mestsoort	Giften		Ammoniakverlies	
	NH ₄ -N	N-tot	NH ₄ -N	N-tot
	[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	[%]
<u>Bouwland:</u>				
Dunne mest	45,8 - 42,6*	84,5 - 83,0	42,7 - 45,9	23,2 - 23,6
Compost	5,4 - 0,9	201,6 - 87,3	27,2 - >100	0,7 - 1,7
Potstalmest ondergewerkt	46,1 - 19,4	145,1 - 82,4	29,7 - 70,6	9,4 - 16,6
Potstalmest	40,7 - 17,2	128,2 - 72,8	29,8 - 70,5	9,5 - 16,6
<u>Grasland:</u>				
Dunne mest	41,0 - 40,5*	79,4 - 68,9	67,2 - 68,0	34,7 - 40,0
Potstalmest I	34,3 - 23,8	99,2 - 78,8	60,2 - 86,8	20,8 - 26,2
Potstalmest II	33,1 - 23,0	95,9 - 76,1	65,4 - 94,1	22,6 - 28,4
Vaste mest	18,4 - 10,2	144,3 - 66,4	74,9 - >100	20,8 - 9,5

* m³/ha.

De spreiding in de giften van de vaste mestsoorten is, zoals verwacht, groter dan in de giften van de dunne mest. Zodoende is de spreiding in de emissiepercentages van de vaste mestsoorten ook groter. Door de heterogeniteit van de potstalmest en compost is het moeilijk een enkel emissiepercentage te noemen. Daarbij speelt de vraag in hoeverre de mestmonsters representatief zijn voor de mestsamenstelling een belangrijke rol. Uit de gegevens in Tabel 5 kunnen wel grenzen aangegeven worden, waartussen de ammoniakemissie ligt.

Voor bovengronds toegediende potstalmest is het percentage geëmitteerde ammoniak van de hoeveelheid opgebrachte ammoniumstikstof 30-71%. Deze emissiewaarden liggen rond de waarde van dunne mest. Als gevolg van de lagere NH₄-gift is het ammoniakverlies van potstalmest absoluut gezien echter lager.

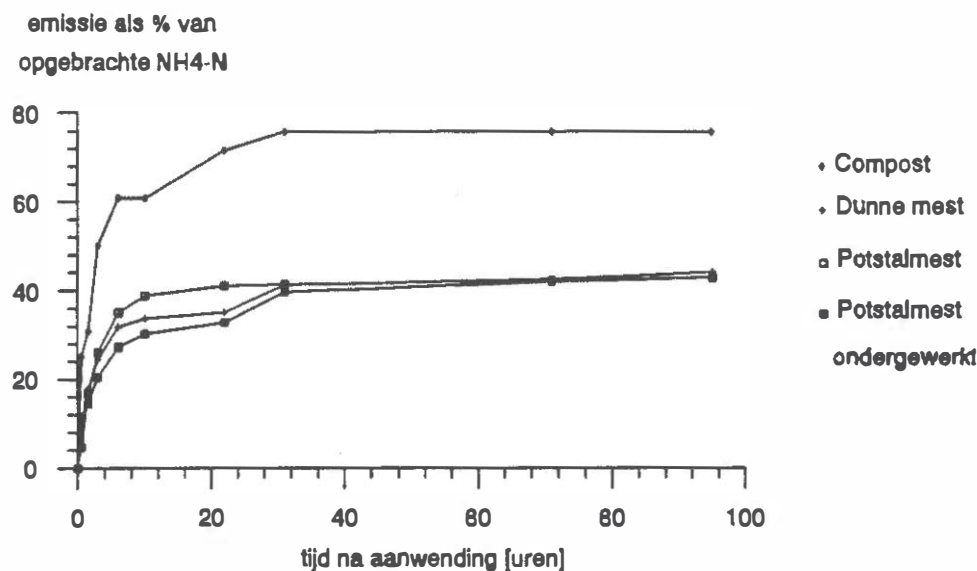
De emissie van de ondergewerkte potstalmest ligt eveneens tussen de 30-71%, terwijl verwacht mag worden dat onderwerken van mest een emissiereducerend effect heeft (Bode, 1990a; Bode, 1990b; Bode, 1990c). Het zou kunnen zijn dat door het gebruik van de vaste-tandcultivator de klonten vaste mest deels zijn ondergewerkt en deels in kleinere stukken zijn verdeeld, waardoor het oppervlaktevergroterend effect het effect van onderwerken teniet doet. Door vergroting van het contactoppervlak tussen mest en lucht neemt de ammoniakverluchting namelijk toe (Thompson et al., 1990). Op het biologisch-dynamische bedrijf wordt deze relatief eenvoudige bewerking met een vaste-tandcultivator niet toegepast, maar wordt de potstalmest met een ploeg ondergewerkt. Deze laatste bewerking heeft volgens Bruins en Huijsmans (1989) betere emissiereducerende resultaten dan de vaste-tandcultivator.

Omdat in dit experiment de gecomposteerde mest zeer heterogeen is - meer dan potstalmest en vaste mest, is de spreiding in de emissie erg groot (27 - >100%). De verdeling van de mest op het veld was slecht en door heersende windrichting is de emissie van één helft van het veld gemeten. Het is daarom niet verstandig een enkel emissiepercentage dan wel grenzen waar binnen het emissiepercentage ligt te geven. De absolute emissie is 1,5 kg/ha en is in vergelijking met de andere mestsoorten klein. Dit komt omdat in de gecomposteerde mest door ammoniakverluchting tijdens opslag nog maar weinig ammoniumstikstof aanwezig was.

Uit dit experiment blijken de emissieniveaus op bouwland lager dan op grasland te zijn. Voor de dunne mest kan dit worden verklaard doordat het gras als barrière tussen mest en bodem fungeert en de mest minder makkelijk de bodem kan intrekken (Amberger, 1987; Thompson et al., 1990; Döhler, 1989). De mest blijft

na het bovengronds uitrijden aan het blad kleven, waardoor het contactoppervlak tussen mest en lucht wordt vergroot, zodat meer ammoniak kan vervluchtigen (Thompson et al., 1990). Onder de warme, droge weersomstandigheden, waaronder gemeten is, kan het in de mest aanwezige vocht snel verdampen, waardoor de concentraties in mest oplopen en sneller ammoniak kan vervluchtigen (Bussink et al., 1990). Doorgaans wordt op het biologisch-dynamische bedrijf geen potstalmest op grasland toegediend.

Om een beeld te krijgen van het emissieverloop, zijn in Figuur 2 de gemiddelde waarden uit Tabel 4 tegen de tijd uitgezet.



Figuur 2. Het verloop van de ammoniakemissie in de tijd van bovengronds toegediende potstalmest, compost en dunne rundermest.

In de literatuur worden emissiewaarden van potstalmest gegeven in de orde van 4-30% van de in mest aanwezige hoeveelheid totaalstikstof (Köhnlein en Vetter, 1957). De in dit experiment gevonden waarden (9-17%) passen goed in dit interval.

4 Samenvatting en conclusies

In dit experiment zijn de ammoniakemissies vergeleken van vier velden op bouwland: twee velden met bovengronds verspreide potstalmest, waarvan één direct met een vaste-tandcultivator werd bewerkt, één veld met bovengronds verspreide gecomposteerde mest en één veld met bovengronds breedwerpig opgebrachte dunne rundermest.

De hoeveelheid ammoniak die van het veld met bovengronds breedwerpig uitgereden dunne rundermest vervluchtigde, bedraagt 20 kg/ha. Dit is 44% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. Deze waarde is kleiner dan de emissie van grasland, omdat de dunne mest niet wordt gehinderd door het gras en direct de bodem kan intrekken (Amberger, 1987; Thompson et al., 1990; Döhler, 1989).

De ammoniakemissie van de bovengronds verspreide potstalmest is 14 kg/ha. Deze hoeveelheid ligt lager dan de hoeveelheid die van het veld met dunne rundermest emitterde. Omdat potstalmest inhomogeen is en dus een grotere spreiding in de mestmonsters heeft, kan de emissie als percentage van de hoeveelheid opgebrachte ammoniumstikstof voor deze vaste mestsoort niet in een enkel getal uitgedrukt worden. Voor potstalmest wordt de emissie aangegeven met een boven- en ondergrens. De emissie van bovengronds uitgereden potstalmest ligt tussen 30-71% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. De emissie van ondergewerkte potstalmest ligt in exact hetzelfde interval, terwijl onderwerken in het algemeen een emissiereducerend effect heeft. Waarschijnlijk zijn door de bewerking met een vaste-tandcultivator de brokken vaste mest ten dele ondergewerkt en ten dele in kleinere stukken gescheurd. Door het ontstane grotere contactoppervlak tussen de mest en lucht kan de ammoniakvervluchtiging toenemen (Thompson et al., 1990). Op het biologisch-dynamische bedrijf wordt deze relatief eenvoudige bewerking met de vaste-tandcultivator niet toegepast, maar vindt het onderwerken met een ploeg plaats. Uit eerder onderzoek is gebleken dat de laatste bewerking tot betere emissiereducerende resultaten leidt (Bruins en Huijsmans, 1989).

De emissie van gecomposteerde mest is door het zeer heterogene karakter en de slechte verdeling tijdens het verspreiden moeilijk uit te drukken in een emissiegetal of -interval. De emissie van gecomposteerde mest is 1,5 kg/ha en is lager dan van de andere mestsoorten, omdat de $\text{NH}_4\text{-N}$ -gift lager is. Dit komt door het feit dat er nog maar weinig ammoniumstikstof in de compost aanwezig is als gevolg van vervluchtiging tijdens het composteren.

Bij de genoemde emissiecijfers moet worden aangetekend dat het rantsoen van de koeien in de potstal eiwitrijker was dan normaal en dat er 30% meer eiwit in zat dan strikt nodig was (pers. med. Oomen, 1991). Een eiwitarmere voeding zal te zijner tijd voor een lagere ammoniumstikstofgift zorgen.

Literatuur

- Amberger, A., J. Huber en M. Rank, 1987, Gülleausbringung: Vorsicht, Ammoniakverluste, DLG Mitteilungen 20, 1084-1086.
- Bode, M.C.J., 1990a, Ammoniakemissie-onderzoek bij mengmesttoediening: de invloed van FIR-toevoeging, DLO-meetploegverslag 34506-1100. IMAG-DLO, Wageningen.
- Bode, M.C.J., 1990b, Ammoniakemissie-onderzoek bij mengmesttoediening: de ammoniakemissie bij toediening van rundveemest met behulp van de duospaymachine, DLO-meetploegverslag 34506-2000. IMAG-DLO, Wageningen.
- Buys, J., 1991, Bodem en bemesting op de Zonnehoeve 1982-1989, ALTLA-mededelingen 1991.02. Vakgroep Alternatieve Landbouw, 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.
- Döhler, H., 1989, Laboratory and field experiments for estimating ammonia losses from pig and cattle slurry following application. Bayreuth.
- Hoeksma, P., 1988, De samenstelling van drijfmest die naar akkerbouwbedrijven wordt afgezet. IMAG, Wageningen.
- Huijsmans, J. en J. Klarenbeek, 1988, Snel mest onderwerken op bouwland nuttig, Landbouwmechanisatie, 8, 28-29.
- Köhnlein, J. Von en H. Vetter, 1957, Anfall, Nährstoffgehalt und Ertragswirkung von Tiefstallmist und Stapelmist, Z. Pflanzenernähr., Dung., Bodenkunde 79, 1-14.
- Kuipers, S.F. 1956, Bodemkunde. Educaboek b.v., Culemborg.
- Mulder, J., 1990, De potstal in Nederland, doctoraalverslag. Vakgroep Alternatieve Landbouw, Wageningen.
- Mulder, E.M., 1992, Praktijkonderzoek naar ammoniakemissie bij mesttoediening: ammoniakemissie na toediening van potstalmest op grasland, Meetploegverslag 34506-4100a. DLO, Wageningen.
- Oomen, G., Vakgroep Alternatieve Landbouw, Landbouw Universiteit Wageningen.
- 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. IMAG, Wageningen.
- IJzendoorn, P. van, Biologisch-dynamisch bedrijf de 'Zonnehoeve'.

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	=	aanstroamlengte, 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:

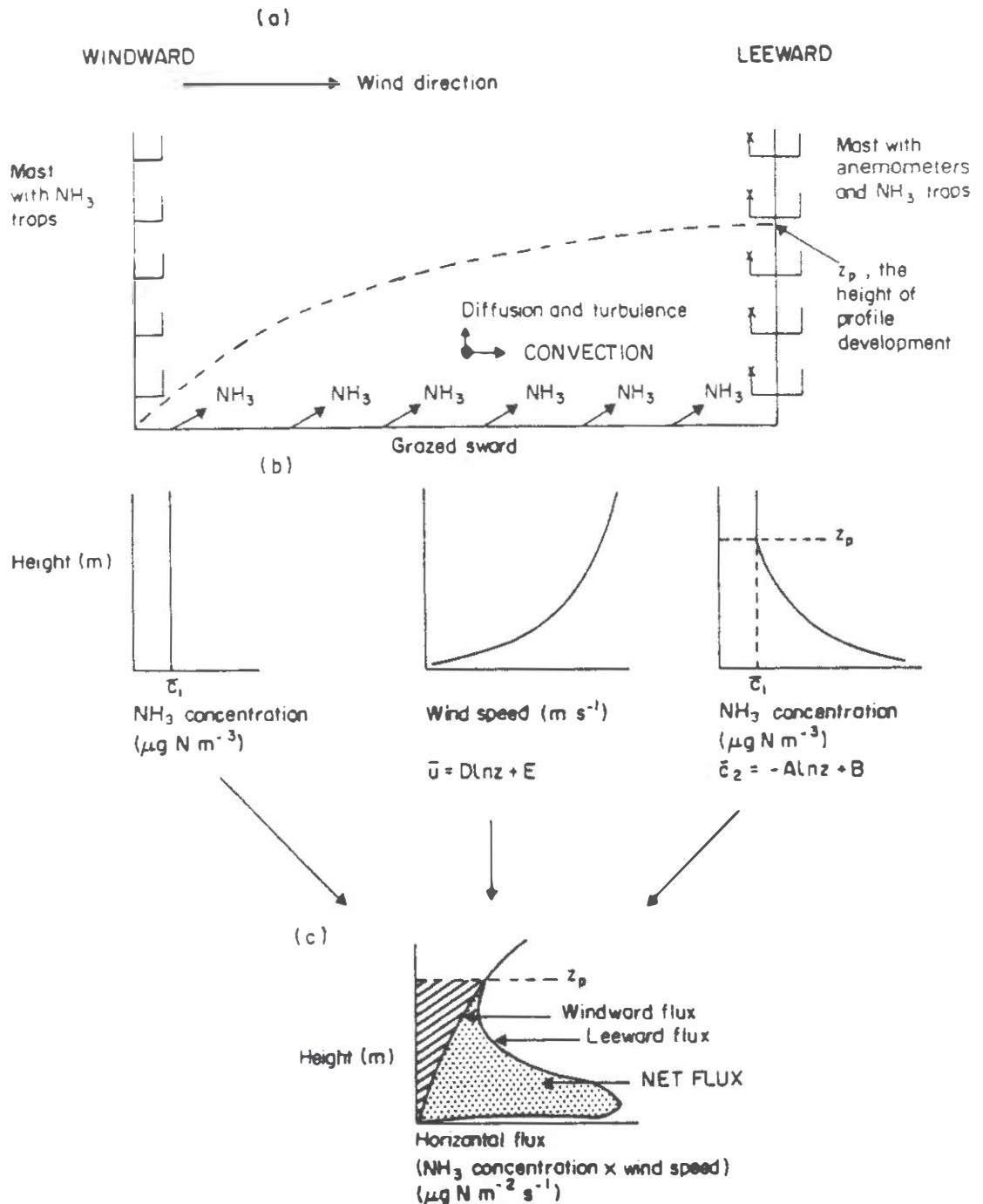
$$F = \frac{1}{x} \int_{z_0}^{z_p} \bar{u}(z) \cdot \bar{c}(z) dz \quad (2)$$

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 aanstroamlengte:

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

waarin:

F_N	=	nettoflux [$\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$];
$\bar{c}_1(z)$	=	de gemiddelde bovenwindse ammoniakconcentratie op hoogte z [g m^{-3}];
$\bar{c}_2(z)$	=	de gemiddelde benedenwindse ammoniakconcentratie op hoogte z [g m^{-3}].



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 (bron: 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.

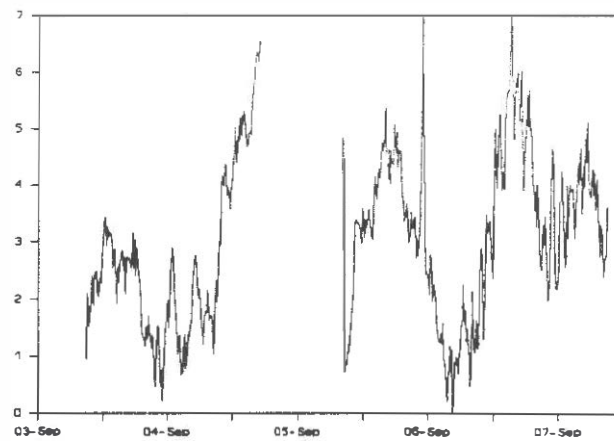
Denmead, O.T., J.R. Simpson en J.R. Freney, 1977, A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia, Soil Sci. Soc. Am. 41, 1001-1004.

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.

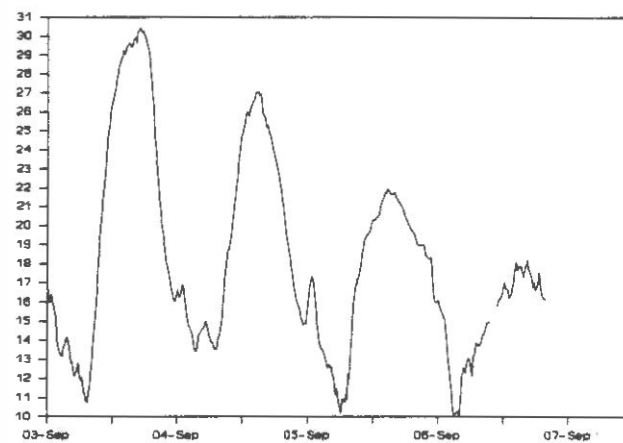
Bijlage II Weersomstandigheden tijdens het experiment

m/s



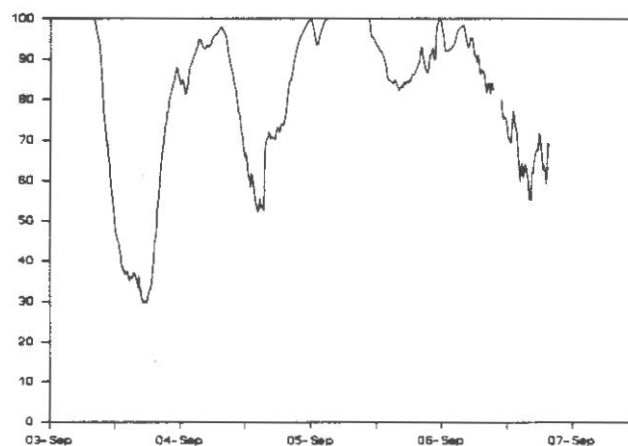
Figuur 4. Windsnelheid op 2,4 m hoogte.

°C



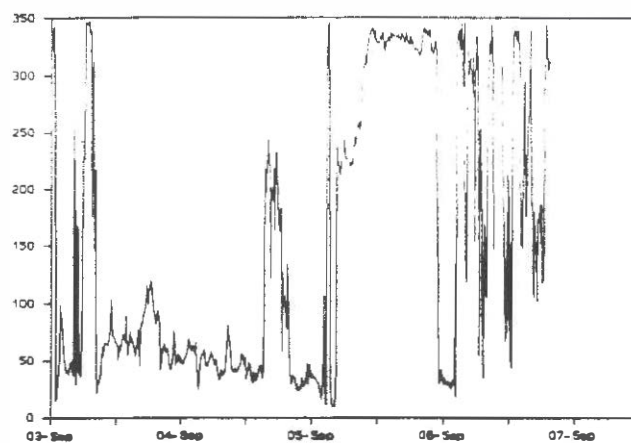
Figuur 5. Luchttemperatuur op 1,5 m hoogte.

%



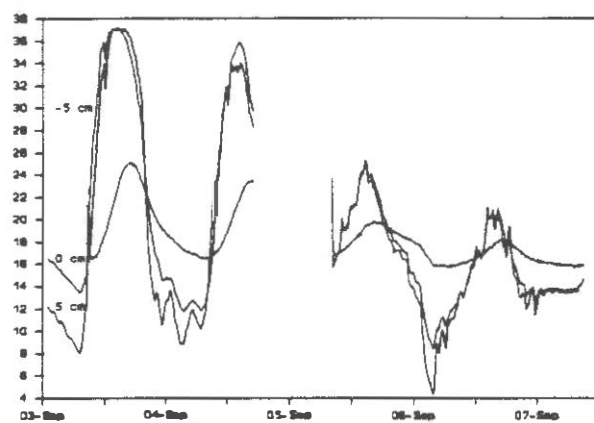
Figuur 5. Relatieve luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte.

Graden



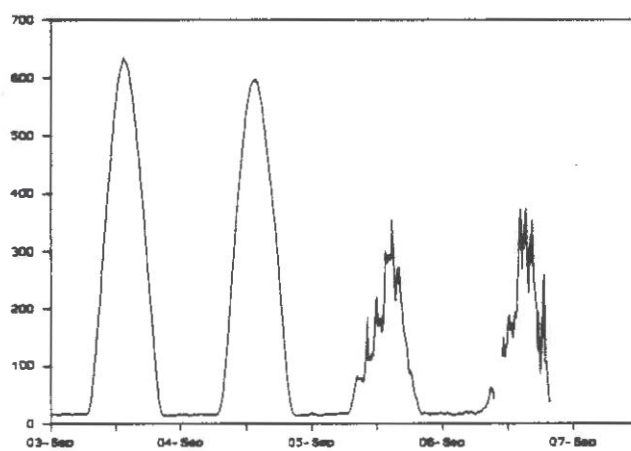
Figuur 7. Windrichting.

°C



Figuur 8. Temperaturen op 5 en 0 cm boven de grond en 5 cm in de grond.

W/m²



Figuur 9. Globale straling.

Bijlage III Emissiesnelheid per meetmethode

Bovengronds breedwerpig dunne rundermest (referentieveld)

periode na uitrijden	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
0 - ½ uur	189,95	4,09	19,18	4,87
½ - 1½ uur	95,86	7,95	17,84	9,47
1½ - 3 uur	52,35	10,93	24,53	13,02
3 - 6 uur	25,41	14,18	31,82	16,90
6 - 10 uur	5,21	15,04	33,75	17,92
10 - 22 uur	1,23	15,64	35,10	18,63
22 - 31 uur	6,69	18,32	41,11	21,83
31 - 47 uur	-	-	-	-
47 - 71 uur	0,61	18,93	42,48	22,55
71 - 95 uur	0,64	19,57	43,92	23,32

* geen gegevens vanwege stroomstoring

Compost bovengronds

periode na uitrijden	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
0 - ½ uur	23,33	10,49	25,25	0,36
½ - 1½ uur	2,75	0,60	30,93	0,44
1½ - 3 uur	6,25	0,97	50,00	0,71
3 - 6 uur	1,69	1,18	60,82	0,86
6 - 9 uur	0,00	1,18	60,82	0,86
9 - 21 uur	0,44	1,39	71,65	1,02
22 - 30 uur	0,20	1,47	75,77	1,07
30 - 46 uur	-	-	-	-
46 - 70 uur	0,00	1,47	75,77	1,07
70 - 94 uur	0,00	1,47	75,77	1,07

Potstalmest ondergewerkt

periode na uitrijden	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
0 - ½ uur	173,01	3,72	11,59	3,45
½ - 1½ uur	23,56	4,71	14,67	4,37
1½ - 3 uur	31,04	6,58	20,50	6,10
3 - 6 uur	17,29	8,77	27,32	8,14
6 - 10 uur	5,49	9,73	30,31	9,03
10 - 22 uur	1,64	10,52	32,77	9,76
22 - 32 uur	5,39	12,69	39,53	11,77
32 - 47 uur	-	-	-	-
47 - 71 uur	0,74	13,44	41,87	12,47
71 - 95 uur	0,26	13,70	42,68	12,71

Potstalmest bovengronds

periode na uitrijden	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH ₄ -N	N-tot
0 - ½ uur	765,54	1,37	4,82	1,44
½ - 1½ uur	81,24	4,75	16,73	4,99
1½ - 3 uur	46,98	7,39	26,02	7,76
3 - 6 uur	19,73	9,94	35,00	10,44
6 - 11 uur	5,92	11,05	38,91	11,61
11 - 22 uur	1,24	11,65	41,02	12,24
22 - 32 uur	0,19	11,72	41,27	12,31
32 - 47 uur	-	-	-	-
47 - 72 uur	0,28	12,00	42,25	12,61
72 - 96 uur	0,12	12,12	42,68	12,73