

# Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening

Het effect van onderwerken van  
dunne varkensmest op bouwland II

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

Meetploegverslag  
34506-4700b  
Juni 1993

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

Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO)  
Postbus 59  
6700 AB Wageningen

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

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

2199836

## Inhoudsopgave

1	Inleiding	2
2	Methode	3
	2.1 Inleiding	3
	2.2 Opzet	3
	2.3 Uitvoering	4
3	Resultaten	5
	3.1 Inleiding	5
	3.2 Bodemgesteldheid en stoppelhoogte	5
	3.2 Weersomstandigheden	5
	3.3 Mestsamenstelling	5
	3.4 Ammoniakemissie	6
4	Discussie	8
5	Conclusies	9
	Literatuur	10
	Bijlage I Micrometeorologische massabalansmethode	11
	Bijlage II Weersomstandigheden tijdens het experiment	14
	Bijlage III Emissiesnelheid per monsterperiode	17

# 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 het toedienen en onderwerken van dunne varkensmest op een tarwestoppelveld. In dit experiment werden dezelfde onderwerkmachines gebruikt als tijdens een experiment in het voorjaar van 1992 (Mulder en Hol, 1992b). Het enige verschil is dat de mest toen op kaal bouwland werd ondergewerkt. De emissiereductie na bewerking met de Dyna-Drive was in het experiment op kaal bouwland 74% ten opzichte van bovengronds, breedwerpig uitgereden mest. Na onderwerken met de Rau-schijftandcultivator werd de emissie met 67% gereduceerd. In een experiment in september 1991 werd de emissie door onderwerken met een Rau-schijftandcultivator op kaal bouwland met 89% gereduceerd (Mulder, 1992).

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



## 2 Methode

### 2.1 Inleiding

De ammoniakemissie werd bepaald met behulp van de micrometeorologische 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 was bij benadering cirkelvormig en had een oppervlakte van ca. 0,15 ha. Voor deze meetmethode zijn concentratie- en windsnelheidsmetingen op bepaalde hoogten nodig. In bijlage I wordt een toelichting op deze methode gegeven.

Doordat gelijktijdig op verschillende proefvelden werd gemeten, kon onder praktijkomstandigheden de ammoniakemissie van verschillende manieren van onderwerken worden vergeleken met de emissie van bovengronds breedwerpig uitgereden mest (referentie). De ammoniakemissie werd uitgedrukt als percentage van de opgebrachte hoeveelheid ammonium- en totaastikstof. Ten opzichte van de referentie werd een reductiepercentage berekend.

### 2.2 Opzet

Het experiment werd uitgevoerd op het IMAG-DLO-proefbedrijf de 'Oostwaardhoeve' in Sloodorp. Bij het experiment was gebruik gemaakt van dunne vleesvarkensmest uit een mestsilo. In totaal werden drie proefvelden bemest. Op alle velden werd de mest bovengronds breedwerpig verspreid, waarna de mest op twee velden met resp. een Dyna-Drive en Rau-schijftandcultivator werd ondergewerkt. Bij de toediening is uitgegaan van giften van ca. 30 m<sup>3</sup>/ha. In Tabel 1 staan deze onderwerkmachines met de werkbreedtes gegeven.

Tabel 1. Overzicht van de gebruikte toedieningsmachines tijdens het experiment van 17 t/m 21 september 1992.

Veld	Toedienings- of onderwerktechniek	Machine(s)	Kenmerken
1	bovengronds breedwerpig	vacuümtank	werkbreedte ca. 9 m; referentieveld
2	bovengronds breedwerpig gevolgd door onderwerken	vacuümtank en Dyna-Drive	werkbreedte Dyna-Drive 2,8 m
3	bovengronds breedwerpig gevolgd door onderwerken	vacuümtank en Rau-schijftandcultivator	werkbreedte Rau 3,1 m

Factoren die de emissie kunnen beïnvloeden werden zoveel mogelijk gelijk gehouden. De experimenten werden ongeveer gelijktijdig gestart, zodat verschillen in weersinvloeden op de individuele metingen konden worden uitgesloten. Uit voorgaand onderzoek bleek dat de emissie direct na het verspreiden van de mest hoog is (Pain en Klarenbeek, 1988). In het algemeen treedt 80-90% van de totale emissie in de eerste 48 uur op (Döhler, 1991). Na 96 uur na het uitrijden is de emissie nihil (Bussink et al., 1990). 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 de tweede dag nog het verschil tussen de emissie overdag en 's nachts te zien. De volgende monsternamperiodes na moment van toediening zijn gekozen:

Eerste dag: 0-½ uur, ½-1½ uur, 1½-3 uur, 3-6 uur, 6 uur-schemering, schemering-zonsopkomst;

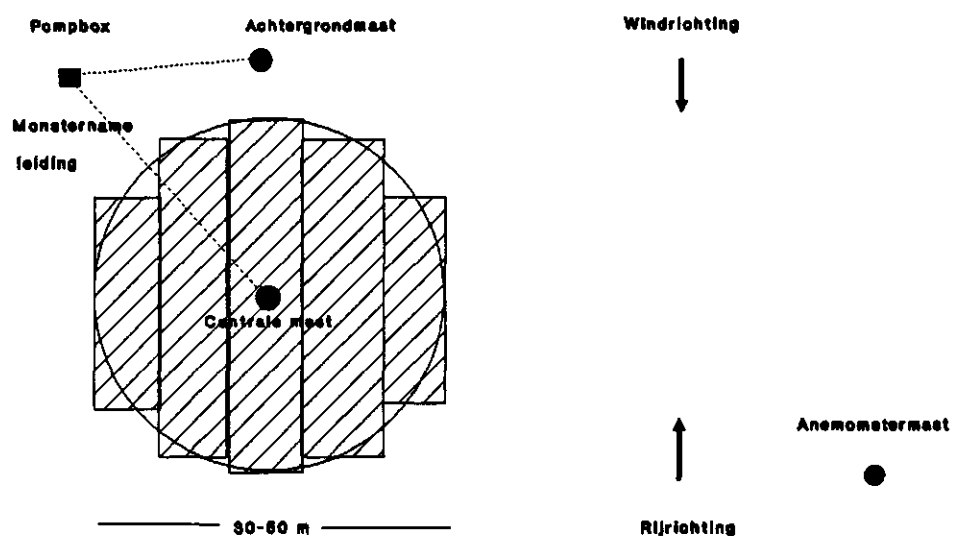
Tweede dag: zonsopkomst-36 uur, 36-48 uur;

Derde dag: 48-72 uur;

Vierde dag: 72-96 uur.

## 2.3 Uitvoering

In Figuur 1 staat een schema van een cirkelvormig proefveld. In deze figuur staan de posities van de pompbox, de achtergrond- en centrale mast gegeven. Nadat de helft van het proefveld was uitgereden en waar nodig ondergewerkt, werd de centrale mast geplaatst en de meting gestart. Met de centrale mast werd de ammoniakconcentratie bepaald in de lucht die over een afstand met de lengte van de straal van het veld ging. Met de achtergrondmast, die bovenwinds van de centrale mast stond, werd de achtergrondconcentratie gemeten. In de masten waren op verschillende hoogten gaswasflessen met salpeterzuur als opvangvloeistof bevestigd. Met behulp van de pomp werd lucht door de flessen gezogen, waarbij de ammoniak in het salpeterzuur achterbleef. In het laboratorium van het IMAG-DLO werd na de meetperiode de hoeveelheid ammonium in het salpeterzuur met een ionchromatograaf (Waters, proteïn-pak kolom sp 5pw) bepaald.



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

Uit deze hoeveelheid en de flow door de fles, die voor en na een monsternameperiode werd gemeten, werd de ammoniakconcentratie in de lucht bepaald. Uit de windsnelheid op verschillende hoogten en de gemeten concentraties werd de hoeveelheid ammoniak berekend die uit de mest was vervluchtigd.

Voor de start van het experiment werden ca. 30 bodemmonsters per proefveld van de bovenste 5 cm van de grond gestoken. Met behulp van deze monsters werd op gewichtsbasis het vochtgehalte van de bodem bepaald. Van het referentieveld werd de stoppelhoogte gemeten met een eenvoudige grashoogtemeter. Van de mest die werd verspreid werd voor het uitrijden een aantal monsters genomen. Deze mestmonsters werden geanalyseerd op: ammoniumstikstof, totaalstikstof, fosfor, kalium<sup>1</sup>, pH, droge stof, ruw as en vluchtige vetzuren.

Voor een goede beschrijving van de meetomstandigheden werden naast de bepaling van het bodemvocht de volgende meteorologische gegevens continu geregistreerd (hoogte gemeten t.o.v. maaiveld):

- windsnelheid op 0,25; 0,4; 0,8; 1,3; 2,4 en 3,7 m hoogte;
- windrichting op 3,7 m hoogte;
- hoeveelheid neerslag;
- luchttemperatuur aan de grond op 0,05 m en op 1,5 m hoogte;
- bodemtemperatuur op 0,05 m beneden maaiveld;
- luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte;
- globale straling op 1,5 m hoogte.

<sup>1</sup>fosfor- en kaliumgehalte in slechts één monster bepaald.

## 3 Resultaten

### 3.1 Inleiding

Het experiment werd uitgevoerd van 17 tot en met 21 september 1992. Op de eerste dag van het experiment werden de drie velden tussen 10:15 en 11:00 uur bemest. Na het onderwerken van de mest met de Dyna-Drive was in de sporen duidelijk de mest zichtbaar. Met de Rau-schijftandcultivator leek de mest beter te worden ondergewerkt.

De meteorologische gegevens van de laatste twee meetdagen waren niet geregistreerd. Voor de emissieberekening werd gebruik gemaakt van de windsnelheid, die gemeten was op het meteostation van de proefboerderij in Slootdorp. Voor de Figuren 4 t/m 7 in Bijlage II werden voor de laatste twee dagen de meteorologische gegevens gebruikt van dit meteostation.

### 3.2 Bodemgesteldheid en stoppelhoogte

De bodem van de proefvelden wordt geklassificeerd als zandgrond. De proef werd een dag uitgesteld vanwege zware regenval op de dag voor de oorspronkelijke uitrijdag (15 september). Als gevolg hiervan was op de dag van het uitrijden de bovenlaag van de grond nog nat. Het bodemvochtgehalte van de bovenste 5 cm bedroeg 17-20%. De stoppelhoogte bedroeg op het referentieveld gemiddeld 13 cm (10 waarnemingen).

### 3.2 Weersomstandigheden

In Bijlage II wordt het verloop van de windsnelheid, de temperatuur, de relatieve luchtvochtigheid, de windrichting, de regen en de globale straling in de tijd gegeven. Bij de figuur van de globale straling (Figuur 9) is geen schaalverdeling bij de y-as opgenomen, vanwege de onnauwkeurigheid van de meetgegevens. Deze figuur is toch in de bijlage opgenomen als indicatie voor bewolking. Van de laatste twee dagen waren geen stralingsgegevens voorhanden.

Op de eerste dag van het experiment waaide het vrij hard, namelijk 4-6 m/s op 2,3 m hoogte. De bewolking was hoog en dun, zodat het over het algemeen vrij zonnig was. De maximumtemperatuur bedroeg ca. 20°C op 1,5 m hoogte. Gedurende de nacht daalde de temperatuur naar ca. 15°C en nam de wind af tot ca. 3 m/s. De tweede dag nam de bewolking toe en regende het af en toe. De windsnelheid was afgenomen tot 3-4 m/s. De temperatuur bleef ongeveer gelijk aan die op de eerste dag.

De rest van de meetdagen bleef het bewolkt en viel er af en toe regen. De windsnelheid varieerde tussen 2-4 m/s overdag en 1-2 m/s in de nacht. De maximumtemperatuur bedroeg ca. 20°C en de minimumtemperatuur ca. 13°C. De relatieve vochtigheid was 70-80% overdag en 90-100% 's nachts.

### 3.3 Mestsamenstelling

In Tabel 2 staan de gemiddelde waarden van analyseresultaten van vier monsters van de gebruikte dunne varkensmest in vergelijking met de gemiddelde samenstelling uit het onderzoek van Hoeksma (1988) met 379 monsters van dunne varkensmest.

Uit Tabel 2 blijkt dat het totaalstikstofgehalte, het drogestof- en ruwe-asgehalte lager waren dan in de literatuur (Hoeksma, 1988). Het kaliumgehalte was hoger dan de literatuurwaarden. De genoemde gehalten vielen echter ruim binnen de opgegeven spreiding van de gemiddelde mest. De andere gemiddelde gehalten van de gebruikte mest kwamen goed overeen met de literatuurwaarden. Van het





gehalte aan totaalstikstof in de gebruikte mest was 71% in de vorm van ammoniumstikstof aanwezig.

Tabel 2. De gemiddelde samenstelling van de in dit experiment gebruikte dunne varkensmest in vergelijking met de gemiddelde waarden uit het onderzoek van Hoeksma (1988).

Grootheid	[eenheid]	Dunne varkensmest	Hoeksma
ammoniumstikstof	[g/kg]	3,9	3,6 (1,3 - 5,5) <sup>a</sup>
totaalstikstof	[g/kg]	5,5	6,5 (2,5 - 10,6)
fosfor	[g/kg]	1,2	1,7 (0,1 - 5,2)
kalium	[g/kg]	6,9	5,6 (2,0 - 9,0)
pH	[-]	8,1	8,0 (7,3 - 8,6)
droge stof	[g/kg]	55,8	74 ( 15 - 157)
ruwe as	[% van ds]	40,8	25 ( 7 - 53)
vluchtige vetzuren	[mg/kg]	19,9	b

<sup>a</sup> tussen haakjes de spreiding binnen waarnemingen;

<sup>b</sup> geen waarneming.

### 3.4 Ammoniakemissie

In bijlage III wordt het emissieverloop van elk proefveld per periode vermeld. In Tabel 3 staan de mest- en stikstofgiften en de totale ammoniakemissie per proefveld.

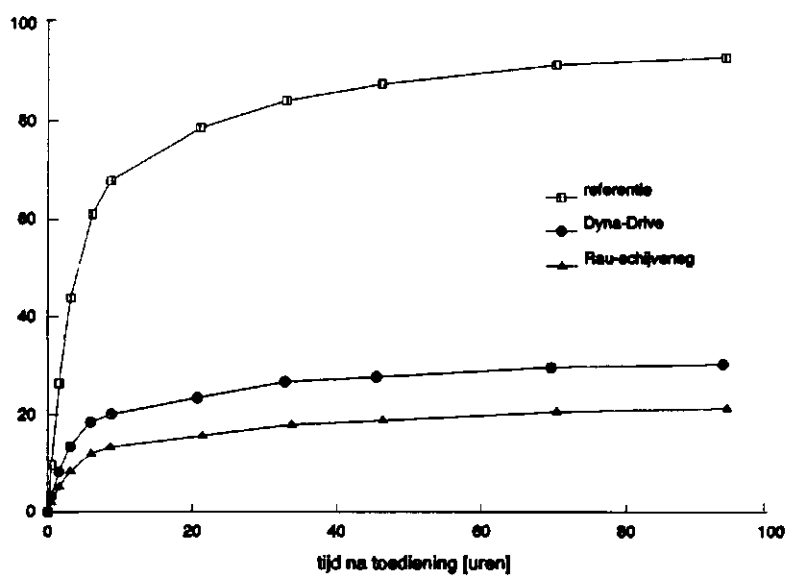
Tabel 3. Gemiddelde giften en ammoniakemissie van bovengronds breedwerpig verspreide dunne varkensmest in vergelijking met ondergewerkte dunne varkensmest.

Bewerking	Giften			Ammoniakemissie			Reductie
	mest	NH <sub>4</sub> -N	N-tot	NH <sub>4</sub> -N		N-tot	t.o.v. refe-
	[m <sup>3</sup> /ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[%]	[%]	[%]
Referentie	28,7	111,9	157,6	104,3	93,2	66,2	-
Dyna-Drive	29,8	116,2	163,6	35,3	30,3	21,5	67
Rau-schijftandcultivator	29,3	114,3	160,9	24,3	21,2	15,1	77

De mestgiften waren op alle velden ongeveer de beoogde 30 m<sup>3</sup>/ha. De totale emissie van het referentieveld was hoog, namelijk 93% van de hoeveelheid opgebrachte ammoniumstikstof. De ammoniakemissie van het veld waar de mest met de Dyna-Drive was ondergewerkt, bedroeg 30% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. Dit betekent een reductie ten opzichte van het referentieveld met 67%. De emissie na onderwerken met de Rau-schijftandcultivator was 21% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. De emissiereductie bedroeg 77% ten opzichte van de referentie.

In Figuur 2 wordt het verloop van de cumulatieve emissies in de tijd gegeven. In Bijlage III valt op te maken dat de emissie in de nacht hoger was dan op de dag erna.

ammoniakemissie als percentage van  
opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof



Figuur 2. Verloop van de cumulatieve emissie van ondergewerkte dunne varkensmest in vergelijking met bovengronds breedwerpig verspreide dunne varkensmest.



## 4 Discussie

De emissie van het referentieveld was in het in dit verslag besproken experiment hoog, namelijk 93%. Een reden hiervoor zou de aanwezigheid van stoppels kunnen zijn. De mest kon aan de stoppels blijven kleven, waardoor het emitterend oppervlak werd vergroot en de op de grondliggende stoppels konden de mest verhinderen in de grond te trekken (Amberger, 1989). Ook de weersomstandigheden waren zodanig, dat de emissie werd bevorderd. Normaliter is de emissie in de eerste nacht lager dan op de tweede dag (Mulder en Hol, 1992b). In de nacht zijn de windsnelheid en temperatuur vaak lager dan op de dag erna. In dit experiment was de windsnelheid gedurende de eerste nacht vrij hoog (3-4 m/s), zodat in de nacht de emissie door kon gaan.

De emissiereductie van de Dyna-Drive en de Rau-schijftandcultivator waren in het in dit verslag beschreven experiment resp. 67% en 77%. Uit de resultaten van het experiment in het voorjaar van 1992 met dezelfde onderwerkmachines maar dan op kaal bouwland, bleek dat de emissiereductie van de Dyna-Drive en Rau-schijftandcultivator resp. 74% en 67% was. Evenals in dit experiment was de emissie van de referentie hoog (81%) en bedroegen de mestgiften ca. 30 m<sup>3</sup>/ha. De emissiereductie van het experiment in september 1991 met de schijftandcultivator op kaal bouwland was 89% (Mulder, 1992).

Ondanks dat het experiment in het voorjaar van 1992 op kaal bouwland en op lichtere grond was uitgevoerd, kwam het reductiepercentage van de Dyna-Drive in het in dit verslag beschreven experiment goed overeen met het eerder gevonden cijfer. In vergelijking met de experimenten in het voorjaar van 1992 en september 1991 lag de emissiereductie van de Rau-schijftandcultivator in het in dit verslag beschreven experiment hier tussenin.

## 5 Conclusies

In het in dit verslag beschreven experiment is de ammoniakemissie na het onderwerken van dunne varkensmest vergeleken met de emissie van bovengronds breedwerpig toegediende dunne varkensmest. De mest werd met een Dyna-Drive en Rau-schijftandcultivator ondergewerkt. Het experiment vond plaats op zandgrond met een tarwestoppel van ca. 13 cm hoogte.

De ammoniakemissie van het referentieveld was 93% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. De emissie na het onderwerken met de Dyna-Drive bedroeg 30% van de opgebrachte hoeveelheid ammoniumstikstof. Ten opzichte van het referentieveld werd de emissie met 67% gereduceerd. De emissie van de met de Rau-schijftandcultivator ondergewerkte mest was 21% van de toegediende ammoniumstikstof. Het reductiepercentage was 77% ten opzichte van de referentie.

De emissiereductie van de Dyna-Drive kwam goed overeen met die van een eerder experiment in het voorjaar van 1992, ondanks het feit dat toen op kaal bouwland werd gewerkt. De emissiereductie van de Rau-schijftandcultivator tijdens het in dit verslag beschreven experiment viel tussen de emissiereductiepercentages, die tijdens experimenten in het voorjaar van 1992 en in september 1991 werden gevonden.



## Literatuur

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.

Bruins, M.A. en J.F.M. Huijsmans, 1989, De reductie van de ammoniakemissie uit varkensmest na toediening op bouwland; In- en onderwerkmethoden en tijdstippen van de bewerking na mesttoediening, IMAG-rapport 225. IMAG, 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.

Mulder, E.M., 1992. Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening: het effect van onderwerken van dunne varkensmest op bouwland. IMAG-DLO-rapport januari 1992. DLO, Wageningen.

Mulder, E.M. en J.M.G. Hol, 1992a. Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening: het effect van onderwerken van dunne varkensmest op bouwland in de eerste en tweede werkgang I, DLO-Meetploegverslag 34506-4700a. DLO, Wageningen.

Mulder, E.M. en J.M.G. Hol, 1992b. Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie bij mesttoediening: het effect van onderwerken van dunne varkensmest in een maisstoppel, DLO-Meetploegverslag 34506-4400a. DLO, Wageningen.

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

## Bijlage I Micrometeorologische massabalansmethode

### Theorie

De metingen van de ammoniakemissie worden 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 eerste, convectieve, term (Denmead, 1983; Denmead et al., 1977; Beauchamp et al., 1982; Beauchamp et al., 1987). Vergelijking (1) wordt daarom vereenvoudigd tot:

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

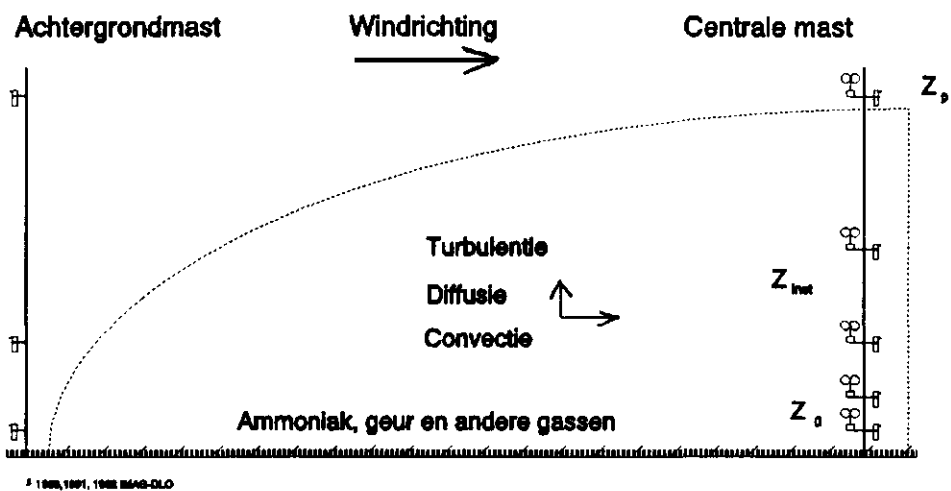
Bij aanwezigheid van ammoniak in de achtergrondlucht moeten zowel boven- als benedenwinds de profielen van de ammoniakconcentratie worden vastgesteld (Figuur 3b). Met deze profielen kan vervolgens het profiel van de horizontale flux worden berekend (zie Figuur 3c). De geïntegreerde horizontale flux over 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:

$$F_N = \frac{1}{x} \left( \int_{z_0}^{z_2} \bar{u}(z) \cdot \bar{c}_2(z) dz - \int_{z_0}^{z_1} \bar{u}(z) \cdot \bar{c}_1(z) dz \right) \quad (3)$$

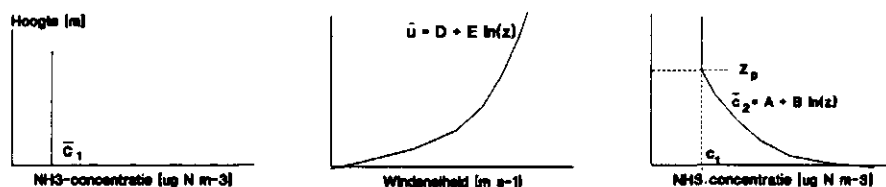
waarin:

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

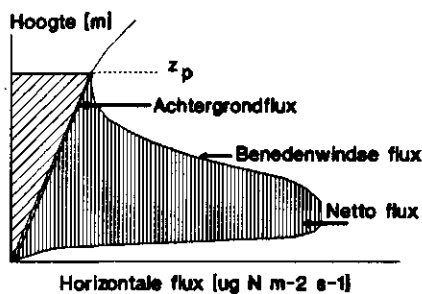




(a)



(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:

$$u = D + E \ln(z) \tag{4}$$

$$c_2 = A + B \ln(z) \tag{5}$$

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 HNO<sub>3</sub> 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 ca. 2,5 l min<sup>-1</sup>. De flow wordt aan het begin en eind van een meetperiode gemeten.

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.

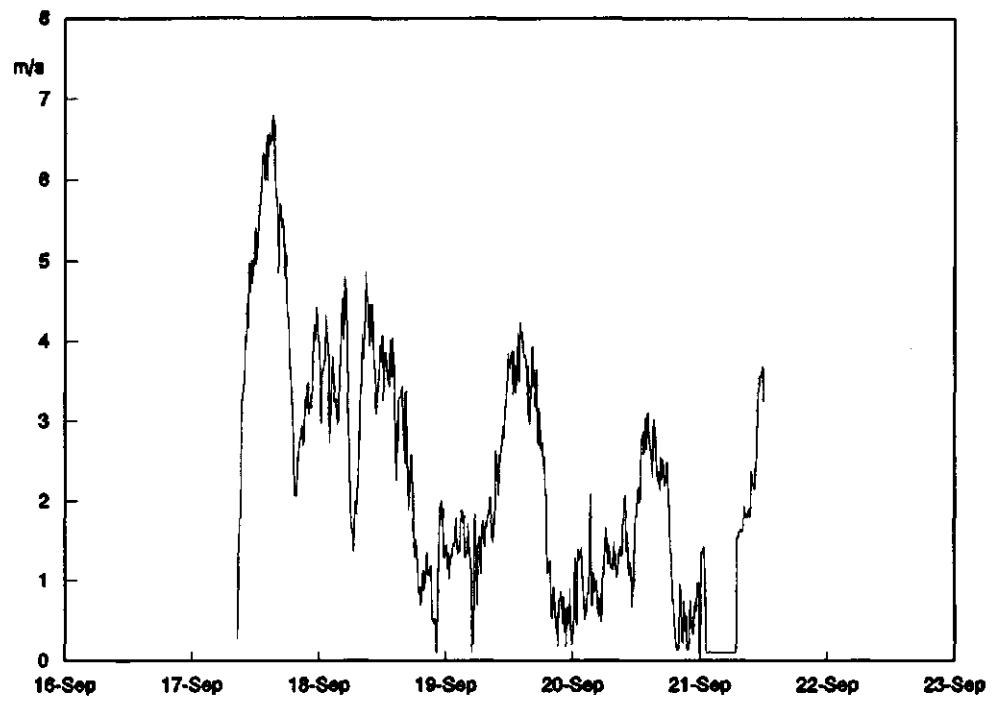
Denmead, O.T., J.R. Simpson en J.R. Freney, 1977, A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia, Soil Sci. Soc. Am. 41, 1001-1004.

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.

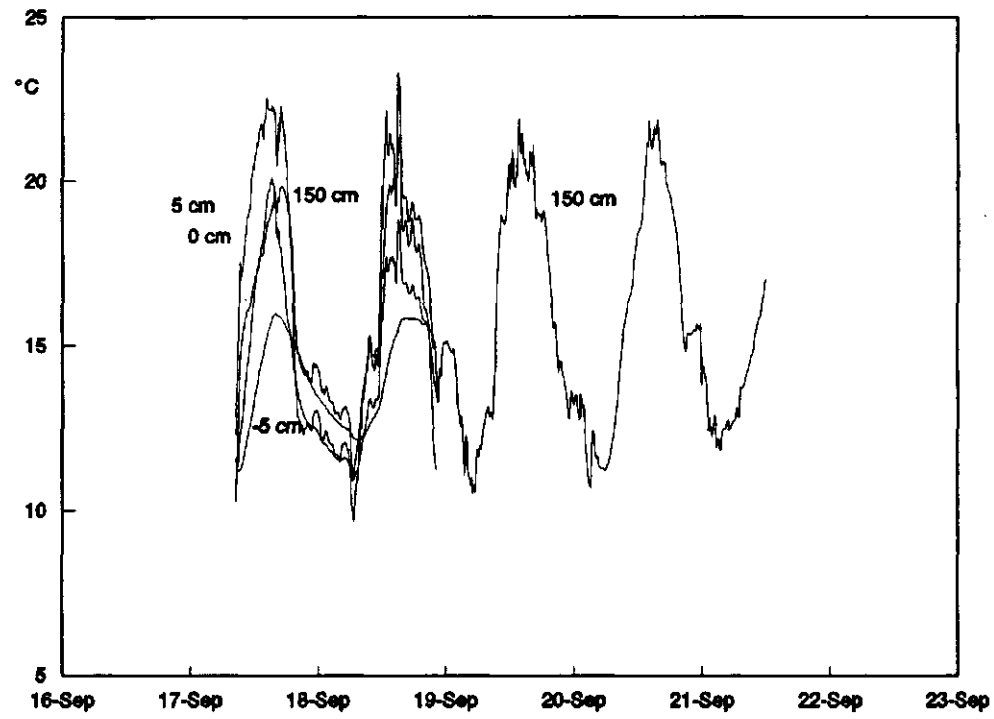
Ryden, J.C. en J.E. McNeill, 1984, Application of the micrometeorological mass balance method to the determination of ammonia loss from a grazed sward, J. Sci. Food Agric. 35, 1297-1310.



### Bijlage II Weersomstandigheden tijdens het experiment

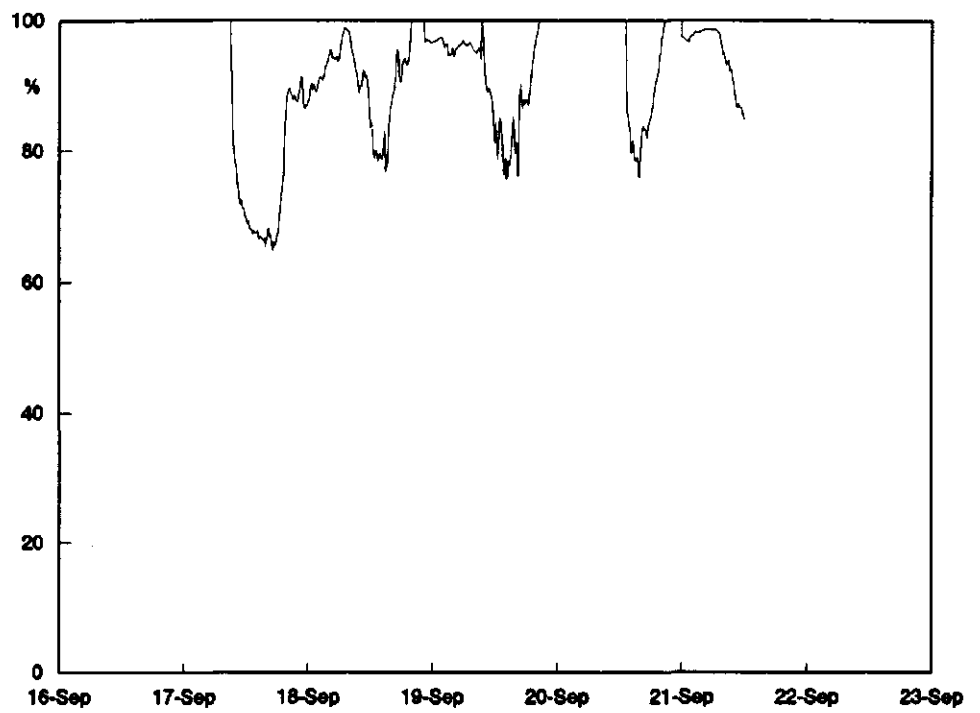


Figuur 4. Windsnelheid op 2,3 m hoogte.

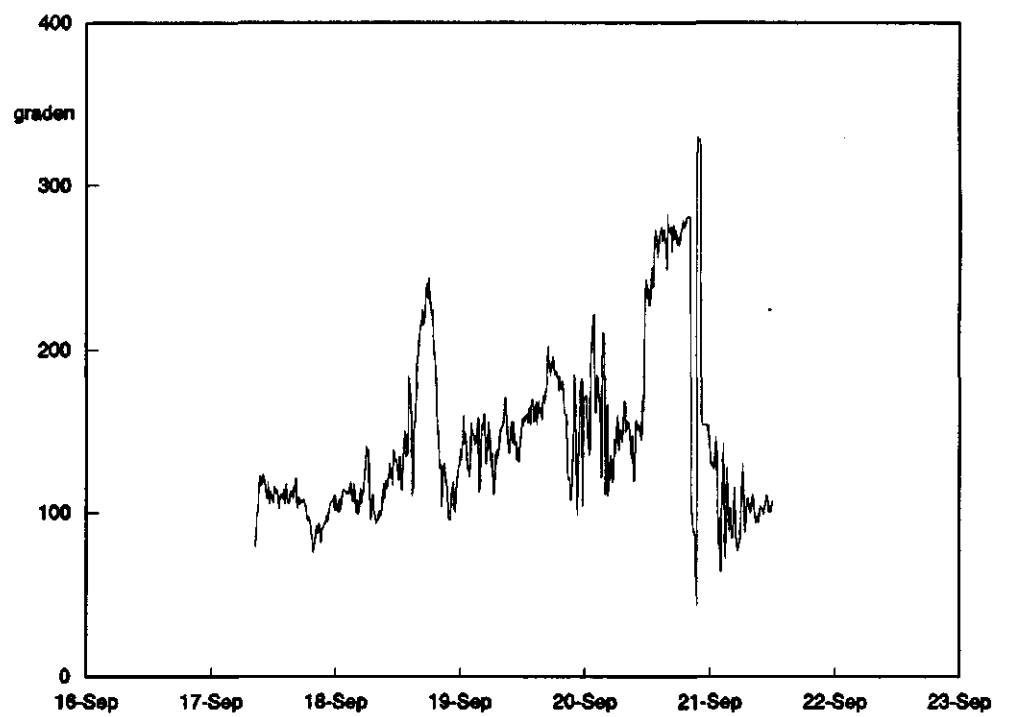


Figuur 5. Luchttemperatuur op 1,5 m, 0,05 en 0 m hoogte; bodemtemperatuur op 0,05 m diepte.

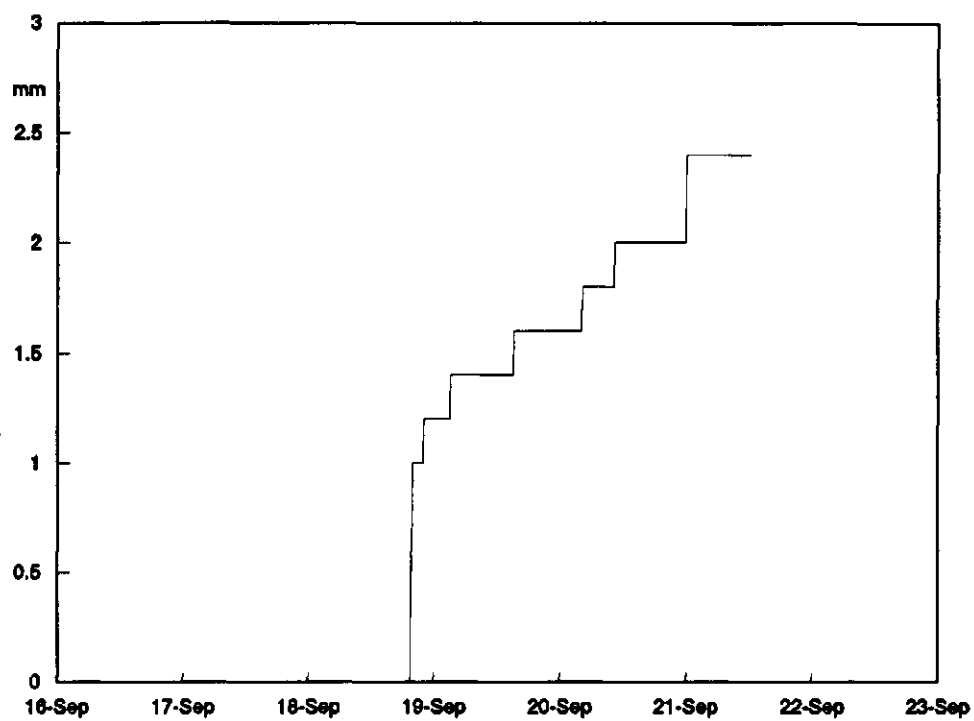




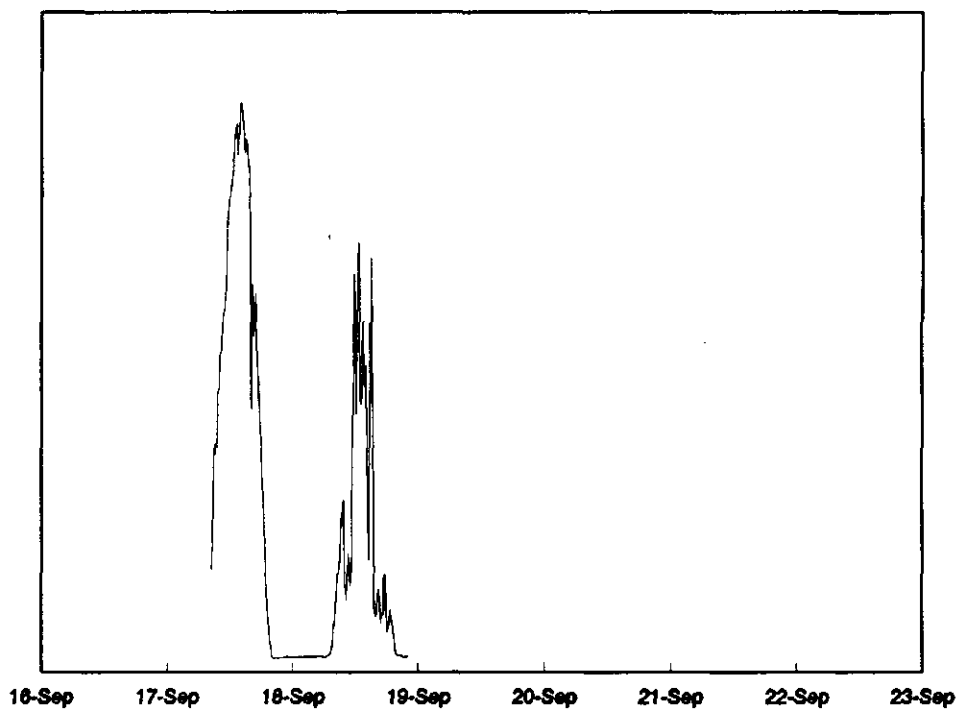
Figuur 6. Relatieve luchtvochtigheid op 1,5 m hoogte.



Figuur 7. Windrichting.



Figuur 8. Regenhoeveelheid.



Figuur 9. Globale straling.

## Bijlage III Emissiesnelheid per monsterperiode

### Bovengronds breedwerpig dunne varkensmest (referentieveld)

periode	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH <sub>4</sub> -N	N-tot
na uitrijden				
0 - ½ uur	505,19	10,88	9,72	6,91
½ - 1½ uur	457,16	29,61	26,47	18,81
1½ - 3 uur	284,01	48,93	43,76	31,08
3 - 6 uur	154,41	68,13	60,92	43,28
6 - 9 uur	74,09	75,74	67,73	48,11
9 - 21 uur	23,40	87,83	78,54	55,79
21 - 33 uur	12,70	94,15	84,19	59,80
33 - 46 uur	7,02	98,01	87,64	62,26
46 - 70 uur	4,40	102,43	91,59	65,06
70 - 94 uur	1,88	104,25	93,22	66,22

### Dyna-Drive

periode	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH <sub>4</sub> -N	N-tot
na uitrijden				
0 - ½ uur	176,96	3,69	3,17	2,25
½ - 1½ uur	151,64	9,58	8,24	5,85
1½ - 3 uur	89,23	15,66	13,46	9,56
3 - 6 uur	48,71	21,37	18,37	13,05
6 - 9 uur	16,57	23,32	20,04	14,24
9 - 21 uur	8,00	27,28	23,45	16,66
21 - 33 uur	7,48	31,05	26,69	18,96
33 - 45 uur	2,19	32,21	27,69	19,67
45 - 70 uur	2,20	34,41	29,58	21,01
70 - 93 uur	0,86	35,27	30,32	21,54





## Rau-schijftandcultivator

periode  na  uitrijden	emissiesnelheid		cumulatief verlies	
	[kg/ha/dag]	[kg/ha]	[%] t.o.v.	
			NH <sub>4</sub> -N	N-tot
0 - ½ uur	108,12	2,25	1,97	1,40
½ - 1½ uur	88,18	5,87	5,13	3,64
1½ - 3 uur	58,23	9,59	8,38	5,95
3 - 6 uur	32,70	13,63	11,91	8,46
6 - 9 uur	14,30	15,19	13,28	9,43
9 - 21 uur	5,13	17,91	15,66	11,12
21 - 34 uur	4,88	20,42	17,85	12,68
34 - 46 uur	2,21	21,58	18,87	13,40
46 - 70 uur	2,00	23,59	20,62	14,65
70 - 94 uur	0,71	24,29	21,23	15,08