



Rapport 42

# Gasvormige emissies na toediening van vergiste mest op grasland



April 2007





## Colofon

### Uitgever

Animal Sciences Group / Veehouderij  
Postbus 65, 8200 AB Lelystad  
Telefoon 0320 - 238238  
Fax 0320 - 238050  
E-mail [info.po.asg@wur.nl](mailto:info.po.asg@wur.nl)  
Internet <http://www.asg.wur.nl/po>

### Redactie

Communication Services

### Aansprakelijkheid

Animal Sciences Group aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen

Losse rapporten zijn te verkrijgen via de website.

## Abstract

This report shows the results of three experiments performed to study the effect of digestion on the emissions of  $\text{NH}_3$ , odour and greenhouse gases ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ) after slurry application on grassland soils. The digestion process resulted in an increase of the pH (by 8-10%) and the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (by 6-25%) of the slurry for all three experiments. The dry matter and organic matter content of the slurry was lower in the digested slurry compared to the conventional slurry in the first two experiments (dry matter: 32-61% lower; organic matter: 36-64% lower). In the third experiment, differences in dry matter content between both slurries were not significant. The application of digested slurry resulted in higher  $\text{NH}_3$  emissions (a factor 1.9 in experiment 1, a factor 1.5 in experiment 2) compared to conventional slurry during the first two experiments. For experiment 3, due to the lack of wind during the night of the first day after the application of the slurry it was not possible to calculate accurately the cumulative emission from the plots. The cumulative  $\text{NH}_3$  emission was in general high when compared to previous measurements reported in the literature for experiments using shallow injection. No effect was found of digestion on the emissions of odour and greenhouses after slurry application.

ISSN 1570-8616

Mosquera, J. en J.M.G. Hol

Gasvormige emissies na toediening van vergiste mest op grasland (2007)

Rapport 42

41 pagina's, 7 figuren, 7 tabellen

**Trefwoorden:** ammoniak, geur, broeikasgassen, mesttoediening, grasland, vergisting



Rapport 42

# Gasvormige emissies na toediening van vergiste mest op grasland

## Gaseous emissions after the application of digested manure to grassland

J. Mosquera  
J.M.G. Hol

April 2007

## Samenvatting

De landbouw is een belangrijke bron voor ammoniak- ( $\text{NH}_3$ ), geur- en overige broeikasgasemissies ( $\text{CH}_4$  en  $\text{N}_2\text{O}$ ) in Nederland. Ongeveer 80% van de totale  $\text{NH}_3$  uitstoot uit de landbouw is afkomstig vanuit bronnen uit stallen en bij het aanwenden van mest. Deze twee bronnen spelen ook een belangrijke rol voor geurhinder in Nederland. De landbouw is verantwoordelijk voor ongeveer 8% van alle broeikasgasemissies in Nederland. Ongeveer 50% van de totale  $\text{N}_2\text{O}$ -uitstoot uit de landbouw wordt veroorzaakt door emissies na mesttoediening.  $\text{CH}_4$ -emissies na aanwending van mest worden meestal als verwaarloosbaar ingeschat (circa 75% van de totale uitstoot van  $\text{CH}_4$  uit de landbouw wordt veroorzaakt door pensvergisting, de rest komt uit mestopslagen).

De belangstelling voor mestvergisting ten behoeve van de productie van groene stroom en als emissiereductie optie voor broeikasgassen is in de laatste jaren in Nederland sterk toegenomen. Verschillende studies hebben al aangetoond dat mestvergisting de mestsamenstelling kan veranderen. Echter, het aantal studies waarbij de emissies van  $\text{NH}_3$ , geur en broeikasgassen ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) ook gemeten zijn, is beperkt. Bovendien komen de resultaten van deze studies niet altijd overeen.

De doelstelling van dit onderzoek was de emissies van  $\text{NH}_3$ , geur en broeikasgassen bij toediening van vergiste mest en van gangbare (onvergiste) mest met elkaar te vergelijken. Er zijn drie experimenten uitgevoerd. Per experiment werden twee proefvelden (diameter < 50 m) met een zodenbemester aangelegd: in één proefveld werd vergiste mest toegediend, in het andere proefveld werd "gangbare" (onvergiste) drijfmest uitgereden. Voor de bepaling van de ammoniakemissie werd gebruik gemaakt van de massabalans methode. De emissies van geur en broeikasgassen ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$ ) werden met grote geventileerde fluxkamers (3,5 m<sup>2</sup> oppervlakte, 1,5 m<sup>3</sup> inhoud) gemeten.

In de drie experimenten leidde vergisting van de mest tot een verhoging van de pH (van 8 tot 10%) en van het gehalte aan  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (van 6 tot 25%). Bij de eerste twee experimenten was het drogestofgehalte en het organische stofgehalte van vergiste mest lager (drogestof: 32-61% lager; organische stof: 36-64% lager) dan die van gangbare mest. De verschillen in drogestofgehalte en organische stofgehalte bij vergiste en gangbare mest in het derde experiment waren niet significant. De mestgift kwam in experiment 1 en 2 ongeveer overeen met de geplande mestgift van 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. In experiment 3 was de mestgift te laag. Dit werd veroorzaakt door een verkeerde instelling van de zodenbemester.

Bij de eerste twee experimenten was de  $\text{NH}_3$  emissie van de vergiste mest hoger dan van de gangbare mest (respectievelijk een factor 1,9 en 1,5 hoger voor experiment 1 en 2). Doordat het windstil werd bij experiment 3 in de eerste nacht na mesttoediening kon de cumulatieve emissie niet meer worden vastgesteld. Het niveau van de ammoniakemissie was hoog t.o.v. de resultaten van andere gemeten objecten (7,1-15,7% van de opgebracht  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ; Huijsmans, 2003) na toediening met een zodenbemester.

Broeikasgassen werden alleen tijdens experiment 2 en 3 gemeten. Echter, tijdens de metingen in experiment 2 was de windsnelheid rondom de meetopstelling te hoog met als gevolg dat het ventilatiedebiet in de meetopstelling niet betrouwbaar kon worden gemeten. Daardoor kon ook de emissie van  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{CO}_2$  in experiment 2 niet betrouwbaar worden berekend. Bij experiment 3 waren de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{CO}_2$  emissies na aanwending van vergiste mest hoger dan die van gangbare mest. Echter, de emissies werden niet geheel tegelijkertijd gemeten. Bij de eerste meetperiode na mesttoediening werd bij de vergiste mest de vervluchtiging van de al aanwezige broeikasgassen in de mest gemeten. Bij de gangbare mest werden de metingen later gestart dan gepland. Het is dus mogelijk dat deze gassen al voor een deel vervluchtigd waren.

Ondanks de duidelijke geurbeleving tijdens de metingen bleek dit niet te resulteren in aanzienlijke (hoge) geurconcentraties na bemonstering ter plaatse en analyse in het geurlaboratorium door een geurpanel. Het geurniveau in experiment 2 was hoger dan in experiment 3. Echter waren bij beide experimenten de concentraties gemeten vanaf de proefvelden vergelijkbaar met de achtergrondconcentraties.

In dit onderzoek werd een hogere  $\text{NH}_3$ -emissie gemeten na toediening van vergiste mest t.o.v. van gangbare mest. Voor geur en broeikasgassen werd geen eenduidige effect van vergisting op de emissies bij mesttoediening gevonden. Zowel de samenstelling van de mest die de vergister in gaat als het vergistingproces variëren. Gehalten van drogestof en ammonium in de mest en pH van de mest variëren daardoor ook op het moment van toediening. Ook de weerscondities op het moment van toediening en daarna variëren. Een grootschalige meetcampagne is vereist om het gemiddelde effect van vergisting naast de effecten van alle andere variatiebronnen te kwantificeren.

## Summary

Agriculture is an important source of ammonia ( $\text{NH}_3$ ), odour and non- $\text{CO}_2$  greenhouse gas ( $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions in the Netherlands. For  $\text{NH}_3$ , approximately 80% of all agricultural emissions are originating from animal houses and after the spreading of manure into land. These two sources are also the main contributors for odour complaints related to agricultural activities in the Netherlands. Agriculture is responsible for about 8% of the total greenhouse gas emissions in the Netherlands. Approximately 50% of all agricultural  $\text{N}_2\text{O}$  emissions are the result of soil emissions after manure application. For  $\text{CH}_4$ , emissions after manure application are considered to be negligible (75% of all agricultural  $\text{CH}_4$  emissions related to enteric fermentation and 25% to animal waste management systems).

The interest for anaerobic digestion to produce green power and as an emission reduction technique for greenhouse gases has greatly increased in the last few years in the Netherlands. A large number of studies have already shown that anaerobic digestion changes the composition of the manure. However, only a few studies have focused on the effect of anaerobic digestion on the emissions of  $\text{NH}_3$ , odour, and greenhouse gases after manure application. In addition, these results are not always consistent.

The objective of this research was to compare the emissions of  $\text{NH}_3$ , odour and greenhouse gases after the spreading of digested and conventional (not digested) slurry into grassland. Three experiments were performed. Per experiment, slurry was applied with a shallow injector into two small circular plots (diameter <50 m), one for digested slurry and the other one for not digested slurry. For  $\text{NH}_3$  emissions, the mass balance method was used, whereas closed flux chambers (3.5  $\text{m}^2$  surface; 1.5  $\text{m}^3$  volume) were used to determine the emission of odour,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  from the plots.

The digestion process resulted in an increase of the pH (by 8-10%) and the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (by 6-25%) of the slurry for all three experiments. The dry matter and organic matter content of the slurry was lower in the digested slurry compared to the conventional slurry in the first two experiments (dry matter: 32-61% lower; organic matter: 36-64% lower). In the third experiment, differences in dry matter content between both slurries were not significant. The application rate was comparable in the first two experiments ( $\sim 20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), and significantly lower (due to a technical error in the dosage of the slurry with the injector) for the third experiment.

The application of digested slurry resulted in higher  $\text{NH}_3$  emissions (a factor 1.9 in experiment 1, a factor 1.5 in experiment 2) compared to conventional slurry during the first two experiments. For experiment 3, due to the lack of wind during the night of the first day after the application of the slurry it was not possible to calculate accurately the cumulative emission from the plots. The cumulative  $\text{NH}_3$  emission was in general high when compared to previous measurements reported in the literature (7.1-15.7% of the applied  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ; Huijsmans, 2003) for experiments using shallow injection.

Greenhouse gases were only measured during experiments 2 and 3. However, during experiment 2 the wind speed outside the chambers was high. This resulted in an inaccurate determination of the ventilation rate (leakage) for the chambers. Therefore, greenhouse gas emissions could not be determined during experiment 2. During experiment 3, greenhouse gas emissions were in general higher after the application of digested slurry compared to conventional slurry. However, a direct comparison between both slurries is not possible, since these emissions were not simultaneously measured. Measurements at the plot where conventional slurry was applied started later than planned, which means that we could have missed part of the emissions (in particular of the  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  present in the slurry) at the start of the experiment. This would result in lower emissions by the plot with conventional slurry.

Even though odour was clearly perceived during the field measurements, this did not result in extremely high odour concentrations. The odour threshold was higher during experiment 2 than during experiment 3, but the concentrations were in the same order of magnitude as the background odour concentrations.

# Inhoudsopgave

## Samenvatting

## Summary

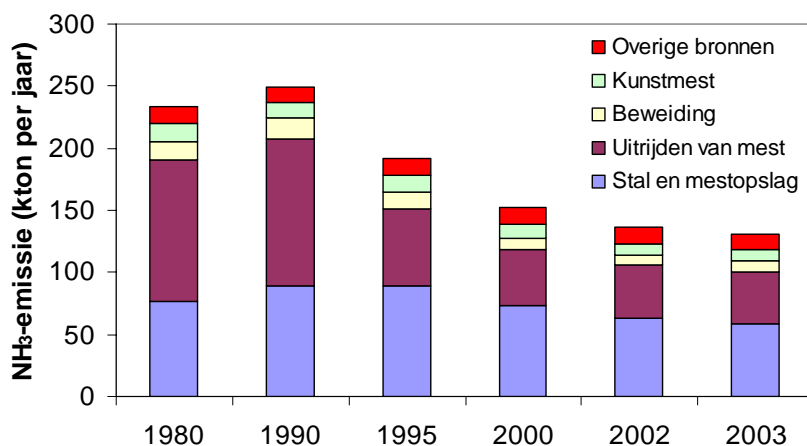
<b>1</b>	<b>Inleiding</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Materiaal en methode</b> .....	<b>3</b>
2.1	Meetlocatie en meetomstandigheden.....	3
2.2	Meetmethode .....	4
2.2.1	Massabalans methode met proefvelden voor ammoniakemissiemetingen .....	4
2.2.2	Geventileerde fluxkamers voor broeikasgassen- en geuremissiemetingen.....	5
<b>3</b>	<b>Resultaten</b> .....	<b>8</b>
3.1	Mestsamenstelling en mestgift .....	8
3.2	Ammoniak .....	9
3.3	Broeikasgassen .....	10
3.4	Geur .....	11
<b>4</b>	<b>Discussie</b> .....	<b>13</b>
<b>5</b>	<b>Conclusies en aanbevelingen</b> .....	<b>15</b>
	<b>Bijlagen</b> .....	<b>16</b>
Bijlage A	Meteorologische omstandigheden per experiment en periode .....	16
Bijlage B	NH <sub>3</sub> -emissies per experiment en periode .....	19
Bijlage C	Debiet en broeikasgassenconcentraties per periode (experiment 2) .....	20
Bijlage D	Debiet en broeikasgassenconcentraties per periode (experiment 3) .....	28
	<b>Literatuur</b> .....	<b>40</b>

## 1 Inleiding

### Achtergrond

De landbouw is een belangrijke bron van ammoniakemissies ( $\text{NH}_3$ ), die verantwoordelijk zijn van een aantal milieuproblemen, zoals verzuring, vermisting, vervuiling van grond- en oppervlaktewateren, en afname van de biodiversiteit van de natuur (Binkely en Richter, 1987; Bobbink *et al.*, 1992; Heij en Schneider, 1991; Heil en Bruggink, 1987; Schulze *et al.*, 1989; van Breemen en van Dijk, 1988; van Dam *et al.*, 1986). In 2003 droeg de landbouw voor 91% bij aan de nationale uitstoot van  $\text{NH}_3$  (MNP, 2005). De meeste emissie vindt plaats vanuit bronnen uit stallen en bij het aanwenden van mest, samen verantwoordelijk voor 80% van de totale uitstoot (figuur 1). De EU heeft voor Nederland een  $\text{NH}_3$ -emissieplafond van 128 kton voor 2010 vastgesteld (EU, 2001).

**Figuur 1**  $\text{NH}_3$  emissies in Nederland. Bron: MNP (2005)



Naast de problematiek van de emissies van  $\text{NH}_3$  speelt ook de geurhinder, die wordt veroorzaakt door landbouwactiviteiten, een steeds belangrijkere rol in de wet- en regelgeving. De landbouwsector is, samen met de industrie en het wegverkeer, een belangrijke bron van geurhinder in Nederland (VROM, 1998). Geurhinder in de landbouw wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door twee bronnen, namelijk het toedienen van dierlijke mest en het vrijkomen van geur uit de veehouderijgebouwen. Door het op grote schaal toepassen van emissiearme mesttoedieningstechnieken is de geurhinder (het aantal stankklachten) sterk verminderd in vergelijking met enkele decennia geleden. De Wet geurhinder en veehouderij (Wgv) vormt vanaf 1 januari 2007 het toetsingskader voor de milieuvergunning, als het gaat om geurhinder van dierenverblijven van veehouderijen.

De Nederlandse landbouw draagt ook bij aan de uitstoot van broeikasgassen, die schadelijk zijn voor het klimaat. Ongeveer 8% van alle broeikasgasemissies was in 2003 afkomstig uit de landbouw (Klein Goldewijk *et al.*, 2005). Methaan ( $\text{CH}_4$ ) en lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) zijn de belangrijkste overige (non- $\text{CO}_2$ ) broeikasgassen in Nederland (Klein Goldewijk *et al.*, 2005). Ongeveer 53% van de emissies uit de landbouw werden in 2003 veroorzaakt door  $\text{N}_2\text{O}$ -emissies, en 47% door  $\text{CH}_4$  emissies. Ongeveer 50% van de totale  $\text{N}_2\text{O}$ -uitstoot uit de landbouw wordt veroorzaakt door emissies na mesttoediening.  $\text{CH}_4$ -emissies na aanwending van mest worden meestal als verwaarloosbaar geschat (circa 75% van de totale uitstoot van  $\text{CH}_4$  uit de landbouw wordt veroorzaakt door pensvergisting, de rest komt uit mestopslagen). In het Kyoto protocol is vastgesteld dat Nederland in 2012 de uitstoot van broeikasgassen ten opzichte van 1990 met 6% terug moet brengen.

De belangstelling voor mestvergisting als emissiereductie optie voor broeikasgassen is in de laatste jaren in Nederland sterk toegenomen. Verschillende studies (Anonymous, 2004; Birkmose, 2000; Bosker en Kool, 2004; Clemens en Huschka, 2001; Clemens *et al.*, 2006; De Boer, 2004; Hansen *et al.*, 2006; Pain *et al.*, 1990; Rubaek *et al.*, 1996; Sommer en Husted, 1995; Sommer en Olesen, 1991; Sommer *et al.*, 2004, 2006; Velthof *et al.*, 2002; Wulf *et al.*, 2002a,b; Zethner *et al.*, 2002) hebben al aangetoond dat mestvergisting de mestsamenstelling kan veranderen. Het is echter nog niet duidelijk hoe deze verandering in mestsamenstelling de emissies van  $\text{NH}_3$ , geur en broeikasgassen ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) kan beïnvloeden.

### **Doelstelling**

De doelstelling van dit onderzoek was om bij toediening van vergiste en onvergiste mest de emissies te vergelijken van

- (1)  $\text{NH}_3$  (in opdracht van het ministerie van VROM)
- (2) Geur en broeikasgassen (in opdracht van het ministerie van LNV)

De geur- en broeikasgasemissies werden oriënterend gemeten; de experimenten waren primair opgezet om ammoniakemissies te meten.

### **Hoofdstukwijzer**

In dit rapport worden de resultaten gepresenteerd van het onderzoek dat door Agrotechnology & Food Innovations (vanaf 2006 onderdeel van de Animal Sciences Group (ASG)) werd uitgevoerd om de gasvormige emissies na toediening van vergiste en onvergiste (gangbare) mest met elkaar te vergelijken. In hoofdstuk 2 worden de meetlocatie en meetopstelling beschreven. De belangrijkste resultaten van het onderzoek worden in hoofdstuk 3 gerapporteerd, en in hoofdstuk 4 bediscussieerd. Hoofdstuk 5 geeft de conclusies en aanbevelingen van deze studie.

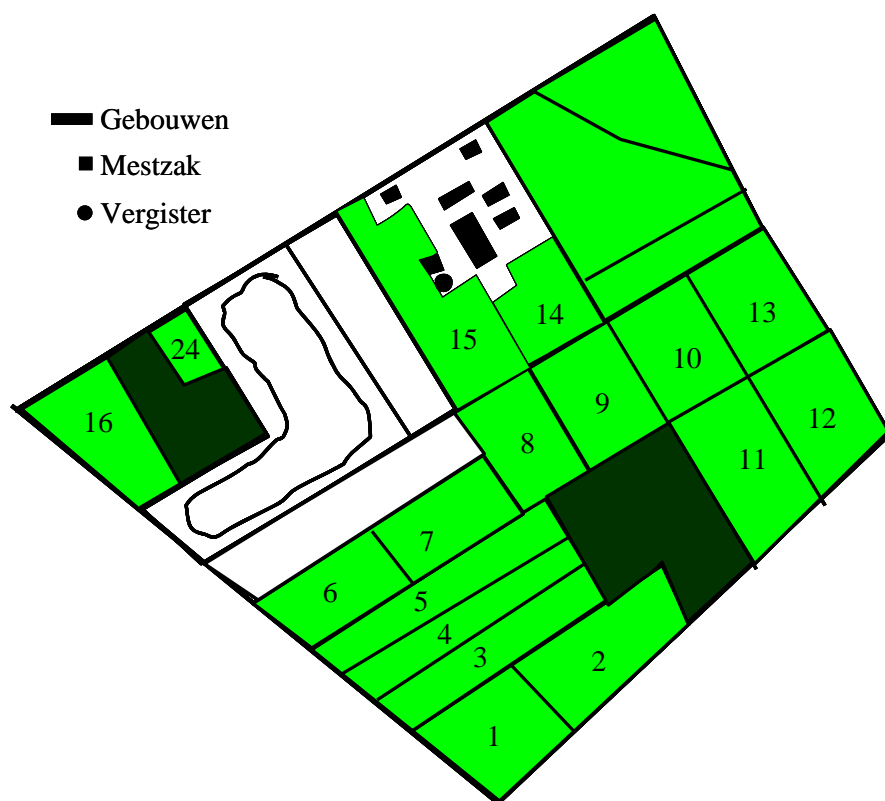


## 2 Materiaal en methode

### 2.1 Meetlocatie en meetomstandigheden

De metingen werden uitgevoerd op het Praktijkcentrum voor Melkveehouderij en Milieu "De Marke", te Hengelo (Gelderland). Het praktijkcentrum beschikt sinds eind februari 2003 over een mestvergistinginstallatie (figuur 2), waarin de drijfmest uit de melkveestal wordt behandeld.

**Figuur 2** Plattegrond percelen Praktijkcentrum De Marke



Er zijn drie experimenten uitgevoerd om de gasvormige emissies ( $\text{NH}_3$ , geur en broeikasgassen) na toediening van vergiste en onvergiste mest op grasland te bepalen. Voor alle experimenten werd in perceel 6 en 7 (figuur 2) per experiment een proefveld aangelegd: in één proefveld werd vergiste mest toegediend, in het andere proefveld werd "gangbare" (onvergiste) drijfmest toegediend. De mest werd bij beide proefvelden met een zodenbemester op het land gebracht. In tabel 1 staat het meetschema dat gehanteerd werd voor de verschillende gasvormige emissies die in de drie experimenten zijn gemeten.

**Tabel 1** Meetschema

	$\text{NH}_3$	Geur	Broeikasgassen ( $\text{CH}_4$ , $\text{N}_2\text{O}$ en $\text{CO}_2$ )
Experiment 1 18-05-05	7 aaneengesloten meetperioden gedurende 4 dagen na mesttoediening	Geen meting	Geen meting
Experiment 2 19-07-05	8 aaneengesloten meetperioden gedurende 4 dagen na mesttoediening	3 meetperioden waarvan 2 op dag 1 en 1 op dag 2	3 meetperioden waarvan 2 op dag 1 en 1 op dag 2
Experiment 3 02-08-05	4 aaneengesloten meetperioden gedurende de dag van mesttoediening	3 meetperioden waarvan 2 op dag 1 en 1 op dag 2	3 meetperioden waarvan 2 op dag 1 en 1 op dag 2

Bij ieder experiment werden van iedere mestsoort mestmonsters genomen om de mest samenstelling van vergiste en onvergiste mest te karakteriseren. Deze monsters werden in het chemische laboratorium van de Agrotechnology & Food Sciences Group (AFSG) geanalyseerd. Daarbij werd zowel het gehalte aan totaal-N, totaal-P, totaal-K,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , drogestof, als as en pH bepaald. De hoeveelheid opgebrachte mest werd bepaald door weging voor en na de mesttoediening (per proefveld). Op basis van de mest samenstelling en de opgebrachte hoeveelheid mest kan de ammoniakemissie ten opzichte van de opgebrachte hoeveelheid  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (kg/ha) worden berekend. Van de stikstof in de mest komt alleen het deel dat in ammoniumvorm in de mest aanwezig is direct in aanmerking voor ammoniakvervluchtiging.

## 2.2 Meetmethode

### 2.2.1 Massabalans methode met proefvelden voor ammoniakemissiemetingen

In deze methode wordt de emissie van een klein plot (proefveld; breedte < 50 m), gemeten. Het proefveld wordt "cirkelvormig" gemaakt door de mest in stroken van verschillende lengten (figuur 3a) toe te dienen. Nadat de helft van het proefveld is uitgereden, wordt meteen midden in het proefveld een mast (centrale mast; figuur 3b) geplaatst waarbij de ammoniakconcentratie op verschillende hoogten (logaritmisch verdeeld) kan worden gemeten. Bovenwinds van de bron wordt een tweede mast (achtergrond mast) geplaatst om de achtergrondconcentratie op verschillende hoogten te bepalen. Een derde mast met een windvaan en anemometers (weerstation) wordt dicht bij het proefveld geplaatst om het windsnelheidsprofiel te bepalen.

De ammoniakconcentraties worden met gaswasflessen (figuur 3c; natchemisch methode) gemeten. De natchemisch methode wordt uitgebreid beschreven in Denmead (1983) en Ryden en McNeill (1984). Met behulp van een pomp wordt lucht met een constante luchtstroom ( $2\text{-}4 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ ) door de flesjes ( $100\text{-cm}^3$  flesjes, met  $0,02 \text{ M HNO}_3$  als opvangvloeistof) gezogen, waarbij de ammoniak wordt opgevangen. De monsters worden getransporteerd naar het chemische laboratorium van AFSG, waarin ze voor ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) met behulp van een ion chromatograaf worden geanalyseerd (NEN 6472). Uit deze concentratie en de luchtstroom door het flesje is de ammoniakconcentratie berekend.

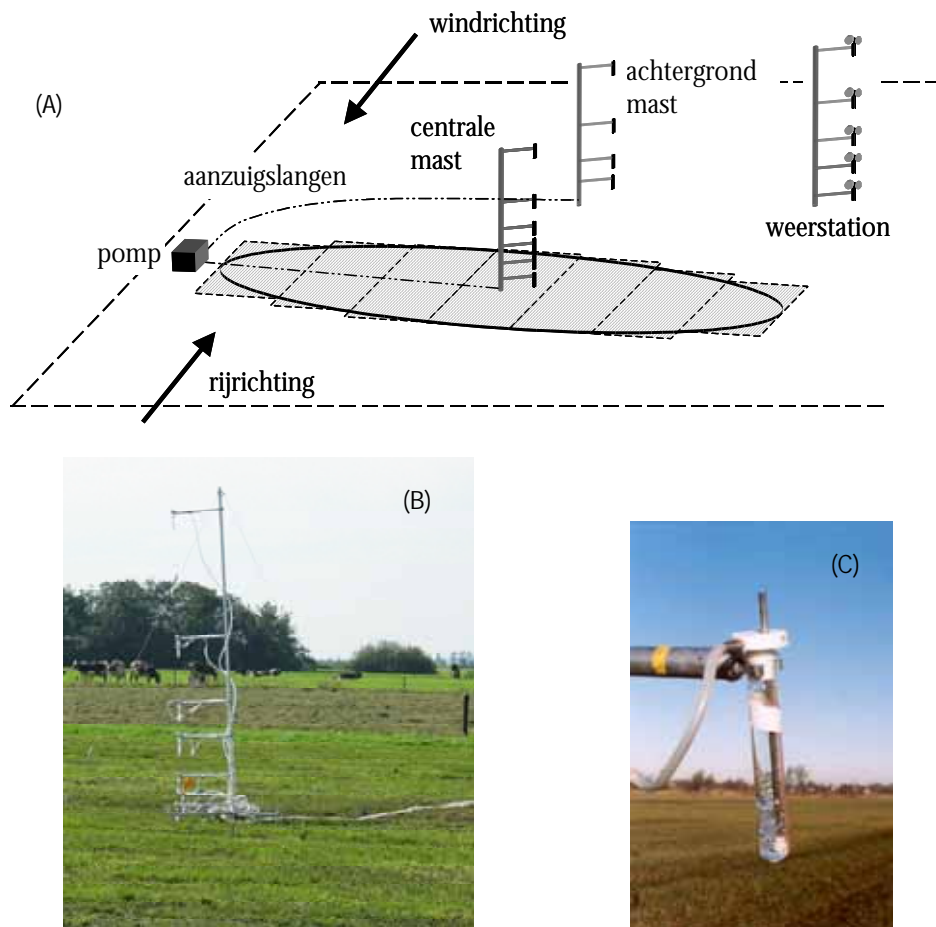
Aangezien het te verwachten is dat de  $\text{NH}_3$  emissie direct na het toedienen van mest hoog zal zijn, worden de monsternamperiodes direct na de mesttoediening kort gehouden. Daarna kunnen langere periodes worden gebruikt. De monsternamperiodes worden meestal ingedeeld in de volgende tijdsperiodes (uren na toediening van de mest): 0-1; 1-3; 3-6; 6-9; 9-24; 24-48; 48-72 en 72-96 uren. Naast de concentratiemetingen worden ook de opgebrachte mesthoeveelheid (weging mesttank), de mest samenstelling (bemonstering tijdens opzuigen van de mest), bemestingsduur, bemest oppervlak, afstanden tot de meetmasten, windsnelheid, windrichting, temperatuur, relatieve luchtvochtigheid en neerslag bepaald. De windsnelheid meet men met gekalibreerde cupanemometers die op verschillende hoogtes (logaritmisch verdeeld) zijn geplaatst. De windrichting wordt op één hoogte bepaald. Alle windsnelheden en de windrichting worden met behulp van een datalogger geregistreerd waarbij de gegevens iedere 10 minuten worden opgeslagen.

De bronsterkte wordt (per meetperiode) als volgt bepaald:

$$E_{\text{NH}_3} = \frac{1}{x} \cdot \sum_{i=1}^{i=n} u_i \cdot (c_i^d - c_i^u) \cdot z_i \cdot A \quad (1)$$

Met	$E_{\text{NH}_3}$	= ammoniakemissie uit het bemeste proefveld [ $\mu\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$ ]
	$i$	= masthoogte [m] waarin ammoniakconcentratie en windsnelheid werden gemeten
	$n$	= aantal hoogten in de mast
	$u_i$	= windsnelheid [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ] op hoogte $i$
	$c_i^d$	= ammoniakconcentratie [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ] op hoogte $i$ benedenwinds van de bron
	$c_i^u$	= ammoniakconcentratie [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ] op hoogte $i$ bovenwinds van de bron
	$z_i$	= verticale afstand [m] waarbij de metingen ( $\text{NH}_3$ -concentratie, windsnelheid) representatief zijn
	$A$	= oppervlakte van het bemeste proefveld [ $\text{m}^2$ ]
	$x$	= fetch (aanstroomlengte langs het bemeste proefveld [m]), in dit geval de straal van het proefveld

**Figuur 3** Meetopstelling voor de massabalans methode met proefvelden



### 2.2.2 Geventileerde fluxkamers voor broeikasgassen- en geuremissiemetingen

De emissies van geur en broeikasgassen ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$ ) werden met geventileerde fluxkamers (figuur 4a) gemeten. Fluxkamers zijn eenvoudig te gebruiken, maar kunnen de emissies beïnvloeden door de klimaatomstandigheden binnen de gemeten ruimte te veranderen ten opzichte van het klimaat in de open lucht. Om dit te beperken is gekozen om de fluxkamers zo kort mogelijk (~40 minuten) in het veld te laten staan. Er is ook gekozen om grote fluxkamers ( $3,5 \text{ m}^2$  oppervlakte,  $1,5 \text{ m}^3$  inhoud) te gebruiken, om het effect van (ruimtelijke) variatie in de emissies te beperken. Om lekkages te beperken werden de fluxkamers geplaatst op houten profielen die vóór de metingen in de grond ingebracht werden. Elke fluxkamer werd voorzien van een kleine ventilator (aangevoerd door een 12-V accu), die voor een goede menging binnen de fluxkamer zorgde. Fluxkamers gebruiken de wet van behoud van massa om de emissies van de gemeten gassen vanuit een specifieke meetoppervlakte te bepalen:

$$V \cdot \frac{dC_i}{dt} = -\phi \cdot (C_i - C_e) + Q - f \quad (2)$$

waarin: V = volume van de geventileerde fluxkamer  
 $C_i$  = gasconcentratie binnen de fluxkamer  
 $C_e$  = gasconcentratie in de buitenlucht  
 $\phi$  = ventilatiedebiet → lekkage  
 Q = emissie van het gemeten gas  
 f = ad- en absorptie verliezen van het gas

Wanneer het ventilatiedebiet, de emissie en de ad- en absorptie verliezen van het gas constant over de gehele meetperiode ( $t$ ) blijven, kan de concentratie van het gas binnen de fluxkamer na die meetperiode ( $t$ ) op de volgende wijze worden bepaald:

$$C = \left( \frac{\phi \cdot C_e + Q}{\phi + Q} \right) \cdot \left( 1 - e^{-\frac{\phi+Q}{V} \cdot t} \right) + C_0 \cdot e^{-\frac{\phi+Q}{V} \cdot t} \quad (3)$$

Waarin  $C_0$  de gasconcentratie binnen de fluxkamer op  $t=0$  is. Voor korte meetperioden en goed afgesloten fluxkamers (de lekkage termen zijn verwaarloosbaar,  $\Phi \approx 0$ ), kan de gasconcentratie  $C$  als volgt worden bepaald:

$$C = C_0 + \frac{Q}{V} \cdot t \quad (4)$$

Wanneer de lekkage termen niet verwaarloosbaar zijn, is het noodzakelijk om het ventilatiedebiet nauwkeurig te kunnen meten. Een mogelijkheid is om de tracergas *rate of decay* methode te gebruiken (Mosquera *et al.*, 2002). Met deze methode wordt een bepaalde hoeveelheid van een tracergas (b.v. SF<sub>6</sub>) binnen de fluxkamer ruimte geïnjecteerd, en het verloop van het tracergas concentratie in de tijd gemeten. Deze methode is ook op de wet van behoud van massa gebaseerd. Echter zijn er hier geen emissie en verliestermen:

$$V \cdot \frac{dC_i}{dt} = -\phi \cdot (C_i - C_e) \quad (5)$$

Als het aangenomen wordt dat het ventilatiedebiet constant blijft over de gehele meetperiode, kan het verloop van de tracergas concentratie met de tijd op de volgende wijze worden bepaald ( $C_e \approx 0$ ):

$$C = C_0 \cdot e^{-\frac{\phi}{V} \cdot t} \quad (6)$$

In deze studie wordt (6) gebruikt om het ventilatiedebiet gedurende de gehele meetperiode te karakteriseren, en (3) om de emissie van de verschillende gassen te bepalen. In de volgende alinea's wordt kort beschreven hoe de concentraties van overige broeikasgassen en geur worden gemeten.

Om de concentratie van overige broeikasgassen (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) te meten werd een fotoakoestische monitor (Innova 1312; figuur 4b) via een slang met de fluxkamer verbonden. De concentraties werden gedurende de gehele meetperiode (ongeveer 40 minuten) semi-continu (eenmaal per 2 minuten) gemeten.

Voor het meten van de geurconcentratie werd lucht vanaf een punt in de fluxkamer via de zogenaamde longmethode (Ogink en Mol, 2002) in een geurzak gezogen. Hierbij wordt een lege monsterzak (teflon), die zich in een gesloten vat bevindt, via een slang verbonden met de fluxkamer (figuur 4c). Door het vat te evacueren wordt de zak gevuld met een monster van de geurbron. Per fluxkamer werden twee monsters genomen, één op  $t=0$  min (4 minuten na het injecteren van het tracergas in de fluxkamers), en één op  $t=40$  min. De monsternametijd was ongeveer 2 minuten.

Het monster werd direct na bemonstering naar het geurlaboratorium van Animal Sciences Group vervoerd om binnen 30 uur te worden gemeten. De geuranalyses werden uitgevoerd door het geurlaboratorium van Animal Sciences Group volgens de Europese norm EN 13725 (CEN, 2003). Het geurlaboratorium van Animal Sciences Group is onder nummer L313 geaccrediteerd door de Raad voor Accreditatie te Utrecht voor het uitvoeren van geuranalyses. Aan de geuranalyses werd deelgenomen door een groep van 4 tot 6 panelleden in wisselende samenstelling. De gevoeligheid van de panelleden werd voor de metingen getest met butanol. De geurconcentraties en –emissies worden vermeld in respectievelijk OU<sub>E</sub>/m<sup>3</sup> en OU<sub>E</sub>/s. De eenheid 'OU<sub>E</sub>' staat hierbij voor 'European Odour Units' (Europese geureenheden). Deze aan de EN 13725 ontleende terminologie sluit aan bij de internationale literatuur op dit vakgebied.

**Figuur 4** Meetopstelling voor geur- en overige broeikasgasemissies. (A): Fluxkamer; (B): Fotoakoestische methode voor broeikasgas concentratiemetingen; (C); Geurvat voor geurconcentratiemetingen



### 3 Resultaten

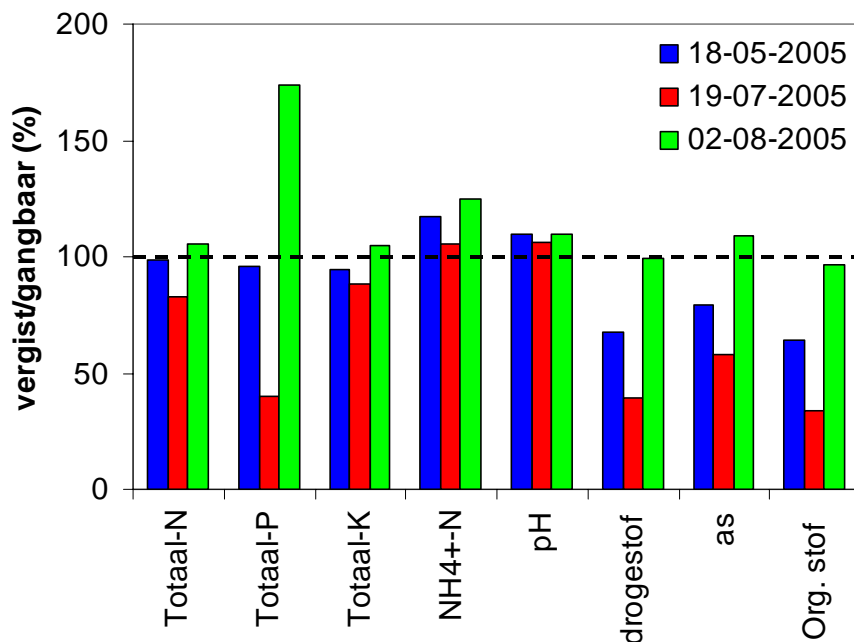
#### 3.1 Mestsamenstelling en mestgift

In tabel 2 wordt, per meetperiode, de samenstelling van vergiste en onvergiste mest voor alle drie experimenten weergegeven. Vergisting leidde tot een verhoging van de pH bij 8-10% (figuur 5) en een toename van het minerale N ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) met 6 tot 25% (figuur 5). De fractie aan minerale N in totaal-N nam ook toe door vergisting (51-53% bij gangbare mest, 61-66% bij vergiste mest). Opvallend is de grote variatie in totale P en K gehalten in de mest tussen de verschillende proeven (figuur 5). Bij de eerste twee experimenten was het drogestofgehalte en het organische stofgehalte van de vergiste mest lager (drogestof: 32-61% lager; organische stof: 36-64% lager) dan die van gangbare mest. In het derde experiment verschilden het drogestofgehalte en organische stofgehalte niet significant tussen de vergiste en de gangbare mest.

**Tabel 2** Mestsamenstelling van vergiste en onvergiste mest voor alle meetperioden

Datum	Code	Totaal-N [g kg <sup>-1</sup> ]	Totaal-P [g kg <sup>-1</sup> ]	Totaal-K [g kg <sup>-1</sup> ]	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ [g kg <sup>-1</sup> ]	pH	Drogestof [g kg <sup>-1</sup> ]	As [g kg <sup>-1</sup> ]	Org. stof [g kg <sup>-1</sup> ]
Experiment 1 18-05-2005	Gangbaar	3,94	0,47	4,98	2,07	7,2	80,2	18,6	61,6
	Vergist	3,88	0,45	4,72	2,42	7,9	54,4	14,8	39,6
Experiment 2 19-07-2005	Gangbaar	3,90	0,49	4,92	2,00	7,6	83,1	19,4	63,7
	Gangbaar	3,88	0,49	4,96	2,02	7,5	81,6	19,2	62,4
	Vergist	3,24	0,19	4,34	2,13	8,0	32,2	10,9	21,3
	Vergist	3,22	0,20	4,39	2,12	8,0	32,8	11,5	21,3
Experiment 3 02-08-2005	Gangbaar	3,89	0,49	4,69	2,02	7,1	79,8	18,6	61,2
	Gangbaar	3,95	0,50	4,76	2,06	7,2	80,9	19,0	61,9
	Vergist	4,14	0,88	4,94	2,54	7,8	81,1	20,7	60,4
	Vergist	4,14	0,84	4,94	2,55	7,9	78,9	20,2	58,7

**Figuur 5** Verhouding tussen vergiste en gangbare mest voor sommige mesteigenschappen



In tabel 3 wordt een overzicht gegeven van de hoeveelheid mest per proefveld omgerekend naar  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ . In de eerste twee experimenten kwam de mestgift ongeveer overeen met de geplande mestgift van  $20 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ . In experiment 3 was de mestgift te laag, dit werd veroorzaakt door een verkeerde instelling van de zodenbemester.

**Tabel 3** Mestgift per proefveld omgerekend naar  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  en  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  gift in  $\text{kg ha}^{-1}$ 

	Code	Mestgift [ $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ]	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ gift [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]
Experiment 1 18-05-2005	Gangbaar	23	47
	Vergist	22	54
Experiment 2 19-07-2005	Gangbaar	19	37
	Vergist	21	33
Experiment 3 02-08-2005	Gangbaar	8	16
	Vergist	14	36

### 3.2 Ammoniak

In tabel 4 wordt een samenvatting gegeven van relevante meteorologische parameters (temperatuur, windsnelheid) voor de drie experimenten. Omdat de ammoniakemissie direct na mesttoediening snel toeneemt en na enkele uren weer zal afnemen zijn de weersomstandigheden in de eerste uren belangrijk voor de hoogte van de totale emissie. Daarom is gekozen om in tabel 4 de gemiddelde temperatuur en windsnelheid voor de eerste meetdag en over de gehele periode weer te geven. In bijlage A zijn figuren geplaatst die het verloop van temperatuur, windsnelheid, relatieve luchtvochtigheid, windrichting en regenval weergeven. Voor de eerste meetdag valt de hogere windsnelheid bij experiment 2 op, bij de andere twee experimenten zijn vergelijkbare windsnelheden gemeten. Ook is de gemiddelde temperatuur bij experiment 2 het hoogst. Beide factoren (hogere windsnelheid en hogere temperatuur) hebben een verhogend effect op de ammoniakemissie (Huijsmans, 2003).

**Tabel 4** Meteorologische omstandigheden (temperatuur, windsnelheid) tijdens de metingen

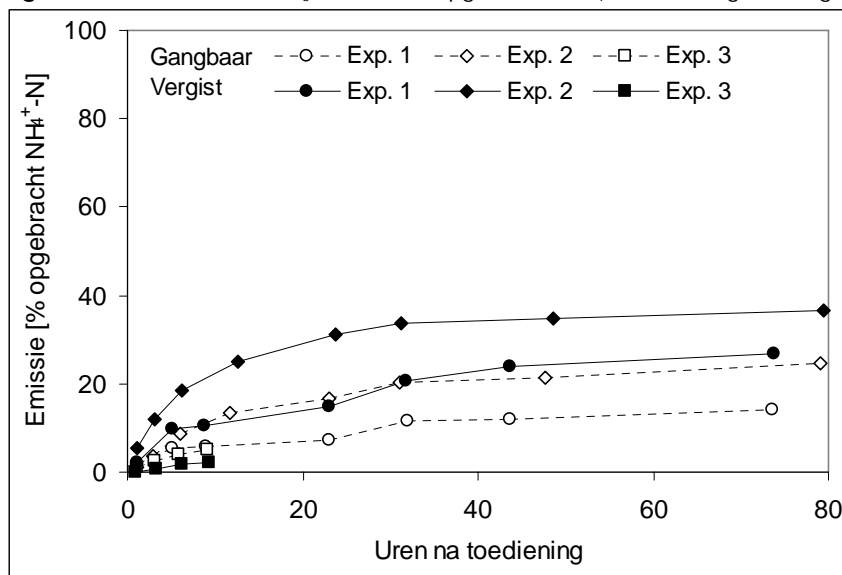
		Eerste meetdag		Totale meetperiode	
		Temperatuur [°C]	Windsnelheid (2 m hoogte) [ $\text{m s}^{-1}$ ]	Temperatuur [°C]	Windsnelheid (2 m hoogte) [ $\text{m s}^{-1}$ ]
Experiment 1	Meeturen	9	9	74	74
	Gangbaar	16,8	1,3	15,7	2,4
	Vergist	16,8	1,2	15,7	2,1
Experiment 2	Meeturen	12	12	79	79
	Gangbaar	22,6	3,9	19,6	3,6
	Vergist	22,3	3,9	19,5	3,6
Experiment 3	Meeturen	9	9	78	78
	Gangbaar	18,8	1,5	17,0	1,4
	Vergist	18,7	1,4	16,9	1,4

In tabel 5 wordt de emissie na de eerste meetdag en de totale emissie per experiment gepresenteerd. In bijlage B wordt de emissie per meetperiode per experiment in een tabel weergegeven. In Figuur 6 is het emissieverloop per experiment per mestsoort weergegeven. Doordat het windstil werd bij experiment 3 in de eerste nacht na mesttoediening kon de cumulatieve emissie niet meer worden vastgesteld. Voor de gebruikte rekenmethode is enige wind noodzakelijk (zie formule (1)). Bij de eerste twee experimenten was de  $\text{NH}_3$  emissie op de eerste meetdag en over de gehele meetperiode voor vergiste mest hoger dan voor gangbare mest (figuur 6). Het niveau van de ammoniakemissie is hoog t.o.v. de resultaten van andere gemeten objecten (Huijsmans, 2003). Huijsmans (2003) vond een gemiddelde emissie van 7,1-15,7% van de opgebrachte  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  na toediening met een zodenbemester.

**Tabel 5** Per experiment de NH<sub>3</sub> emissie na mesttoediening

		Eerste meetdag			Totale meetperiode		
		kg NH <sub>4</sub> -N ha <sup>-1</sup>	% opgebracht NH <sub>4</sub> -N	% opgebracht N-totaal	kg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N ha <sup>-1</sup>	% opgebracht NH <sub>4</sub> -N	% opgebracht N-totaal
Experiment 1	Meeturen	9	9	9	74	74	74
	Gangbaar	2,7	5,8	3,1	6,6	14,2	7,4
	Vergist	5,7	10,6	6,6	14,4	26,7	16,6
Experiment 2	Meeturen	12	12	12	79	79	79
	Gangbaar	5,1	13,5	7,0	9,3	24,7	12,8
	Vergist	11,3	24,9	16,4	16,6	36,6	24,1
Experiment 3	Meeturen	9	9	9	-	-	-
	Gangbaar	0,8	5,0	2,6	-	-	-
	Vergist	0,7	2,1	1,3	-	-	-

**Figuur 6** Cumulatieve NH<sub>3</sub>-emissie [% opgebracht NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N] van vergiste en gangbare mest, per experiment



### 3.3 Broeikasgassen

Bij experiment 2 werden op 2 tijdstippen (0,5-1 uur en 25-26 uur na mesttoediening) metingen uitgevoerd. Tijdens deze metingen was de windsnelheid buiten de kappen hoog (2,4-2,6 m s<sup>-1</sup> op 0,25 m hoogte). Dit had als gevolg dat het tracer gas (SF<sub>6</sub>), dat gebruikt werd om het verdunningsverloop (lekkage) over de gehele meetperiode te bepalen, al na enkele minuten was verdwenen. Hierdoor kon het ventilatiedebiet door de kappen slecht worden gemeten. De inschatting van het debiet op basis van slechts enkele minuten meten (dit zijn in de praktijk maximaal 2 meetpunten) is discutabel. Bovendien kan bij harde wind de menging in de fluxkamer worden verstoord omdat de horizontale luchtbevinging ten opzichte van de mengbevinging van de ventilator zou kunnen overheersen. In Tabel 6 wordt een inschatting van het ventilatiedebiet gegeven en de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O en CO<sub>2</sub> concentraties direct na plaatsing van de fluxkamers. De emissie werd niet berekend omdat de onzekerheid over de juistheid van de meetresultaten te groot was. In Bijlage C wordt in figuren inzicht gegeven in de gemeten SF<sub>6</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O- en CO<sub>2</sub>-concentraties.



**Tabel 6** Ingeschatte debiet en gemeten CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O en CO<sub>2</sub> concentraties direct na het plaatsen van de fluxkamers voor beide perioden tijdens experiment 2

	Gangbaar				Vergist			
	Debiet [m <sup>3</sup> uur <sup>-1</sup> ]	CH <sub>4</sub> [ppm]	N <sub>2</sub> O [ppm]	CO <sub>2</sub> [ppm]	Debiet [m <sup>3</sup> uur <sup>-1</sup> ]	CH <sub>4</sub> [ppm]	N <sub>2</sub> O [ppm]	CO <sub>2</sub> [ppm]
Periode 1: 0,5-1 uur na mesttoediening	71,3	3,8	0,4	486	56,1	4,5	0,6	742
Periode 2: 25-26 uur na mesttoediening	46,5	4,8	0,5	436	20,6	4,4	0,5	450

Bij experiment 3 was de windsnelheid een stuk lager (0,6 m s<sup>-1</sup> op 0,25 m hoogte). In totaal werden op 3 tijdstippen (0,2-0,6 uur; 3,6-4 uur; 23-24 uur na mesttoediening) metingen uitgevoerd. In Tabel 7 worden het debiet, en de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O- en CO<sub>2</sub>-emissies per meetperiode weergegeven. In Bijlage D wordt in figuren inzicht gegeven in de gemeten SF<sub>6</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O- en CO<sub>2</sub>-concentraties. Over het algemeen werden hogere emissies (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O en CO<sub>2</sub>) gemeten na toediening van vergiste mest t.o.v. gangbare mest. Echter, aangezien de emissies niet tegelijkertijd werden gemeten, is een vergelijking tussen beide mestsoorten niet eenvoudig. Dit is vooral van belang voor de CH<sub>4</sub>- en CO<sub>2</sub>-emissies gemeten tijdens meetperiode 1 (net na mesttoediening). In meetperiode 1 wordt de vervluchtiging van de al aanwezige broeikasgassen in de mest gemeten. Doordat de broeikasgasmetingen bij gangbare mest later zijn gestart dan gepland, is het mogelijk dat deze gassen voor een deel al vervluchtigd waren, met als gevolg een lagere emissie. De emissies in perioden 2 en 3 zijn afkomstig van microbiologische (bacteriële) omzettingen in de bodem. Het is opvallend dat vergiste mest zowel CH<sub>4</sub> als N<sub>2</sub>O blijft emitteren, terwijl dit niet het geval is (of in mindere mate) voor gangbare mest. De negatieve CO<sub>2</sub> emissie in periode 3 voor vergiste mest moet als verwaarloosbaar worden beschouwd.

**Tabel 7** Debiet, en CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O- en CO<sub>2</sub>-emissies voor alle 3 meetperioden tijdens experiment 3

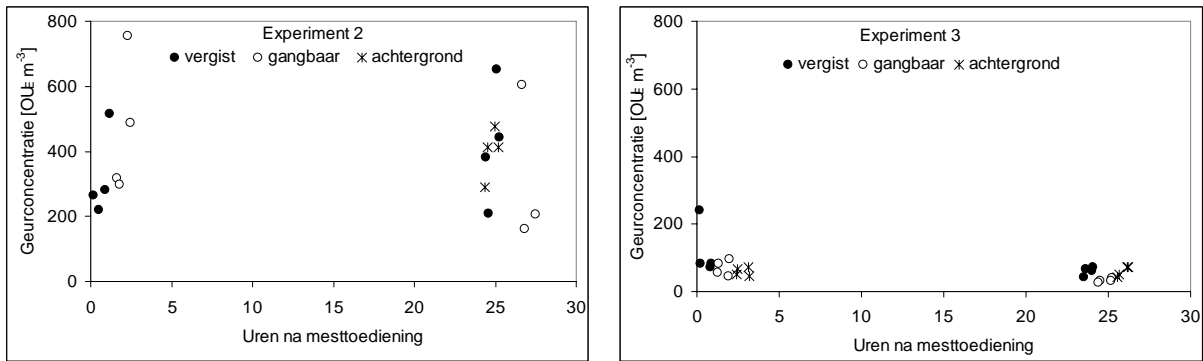
	Gangbaar					Vergist				
	Tijd na toediening [uur]	Debiet [m <sup>3</sup> uur <sup>-1</sup> ]	Emissie [mg m <sup>2</sup> uur <sup>-1</sup> ]			Tijd na toediening [uur]	Debiet [m <sup>3</sup> uur <sup>-1</sup> ]	Emissie [mg m <sup>2</sup> uur <sup>-1</sup> ]		
			CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>			CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>
Periode 1	0,2	10,0	3,8	0,6	1256	0,6	18,1	54,6	1,7	5425
Periode 2	4,0	8,4	-3,5	0,7	992	3,6	18,5	3,4	2,5	1836
Periode 3	23,3	3,4	-1,3	0,0	254	23,6	20,5	0,4	0,6	-221

Het tijdsbestek van deze proef is te kort om de verschillen in emissies van broeikasgassen vanuit de bodem als gevolg van verschillende mesttoediening te kunnen meten. Emissies vanuit de bodem zijn meestal het gevolg van trage processen. Daarnaast tonen deze emissies een grote ruimtelijke variatie. Dit betekent dat verschillen in emissies ook sterk afhankelijk zullen zijn van het meetpunt (de locatie binnen het perceel) waar gemeten wordt. In de twee experimenten werd per mestsoort slechts op één punt (3,5 m<sup>2</sup>) gemeten. Aangezien de gemeten verschillen zeer klein zijn, is er geen uitspraak te doen over het mogelijke verschil in emissie tussen beide mestsoorten.

### 3.4 Geur

Ondanks de duidelijke geurbeleving tijdens de metingen (ter plaatse) bleek dit niet te resulteren in aanzienlijke (hoge) geurconcentraties in geurmonsters die volgens een Europese standaard door een geurpanel in het geurlaboratorium werden bepaald. Uit figuur 7 blijkt dat het geurniveau in experiment 2 hoger was dan in experiment 3 maar dat bij beide experimenten de achtergrondconcentratie vergelijkbaar was met de concentraties gemeten vanaf de proefvelden.

**Figuur 7** Geurconcentraties [ $\text{OU}_E \text{ m}^{-3}$ ] bij vergiste en gangbare mest tijdens experimenten 2 en 3



## 4 Discussie

### *Effect vergisting op mestsamstelling*

De samenstelling van de mest is belangrijk want eigenschappen zoals pH, drogestofgehalte en  $\text{NH}_4^+$ -gehalte in de mest kunnen de emissie van  $\text{NH}_3$ , geur en broeikasgassen beïnvloeden. Een hogere pH zorgt ervoor dat de ammoniakemissie sneller verloopt. Een laag drogestofgehalte zal het wegzakken van de mest in de bodem versnellen: dit kan leiden tot een lagere  $\text{NH}_3$  emissie en hogere broeikasgasemissies. Bij een hoger  $\text{NH}_4^+$ -N gehalte zal meer N kunnen vervluchtigen omdat er meer N aanwezig is.

In de literatuur is het verschil tussen vergiste en gangbare mest voor pH, drogestof en  $\text{NH}_4^+$ -N vergelijkbaar. De absolute niveaus zijn echter niet vergelijkbaar. Dit is logisch omdat het uitgangsmateriaal vóór vergisting al divers is en het vergistingproces kan ook verschillen, waardoor het eindproduct ook variabel is. Het vergistingproces leidt over het algemeen tot

1. een toename van het gehalte aan  $\text{NH}_4^+$ -N in de mest (Anonymous, 2004; Birkmose, 2000; Bosker en Kool, 2004; Clemens en Huschka, 2001; Clemens *et al.*, 2006; Sommer en Husted, 1995; Sommer *et al.*, 2006; Wulf *et al.*, 2002a,b; Zethner *et al.*, 2002)
2. een hogere pH (De Boer, 2004; Clemens en Huschka, 2001; Clemens *et al.*, 2006; Hansen *et al.*, 2006; Pain *et al.*, 1990; Rubaek *et al.*, 1996; Sommer en Husted, 1995; Velthof *et al.*, 2002)
3. een lager drogestofgehalte (lagere viscositeit; Clemens en Huschka, 2001; Clemens *et al.*, 2006; De Boer, 2004; Hansen *et al.*, 2006; Pain *et al.*, 1990; Sommer en Olesen, 1991; Sommer *et al.*, 2004, 2006; Velthof *et al.*, 2002; Wulf *et al.*, 2002a,b). Vergelijkbare resultaten werden in het onderhavige onderzoek gevonden.

In het onderhavige onderzoek werd bij alle drie experimenten een hogere pH en een hoger gehalte aan  $\text{NH}_4^+$ -N gemeten bij vergiste mest t.o.v. niet vergiste mest. In twee van de drie experimenten werd een lager drogestofgehalte bij vergiste mest gevonden (de verschillen waren in het derde experiment niet significant).

### *Effect vergisting op ammoniakemissie bij mesttoediening*

Op basis van de verschillen in mestsamstelling zou de  $\text{NH}_3$  emissie van vergiste mest, door de hogere pH en  $\text{NH}_4^+$ -N gehalten, hoger kunnen zijn t.o.v. onvergiste mest, maar het lagere drogestofgehalte van vergiste mest zou ook tot lagere  $\text{NH}_3$  emissies kunnen leiden. In het onderhavige onderzoek was bij twee van de drie experimenten de  $\text{NH}_3$  emissie van vergiste mest hoger dan van gangbare mest. Het derde experiment (met een lagere mestgift) resulteerde in lagere  $\text{NH}_3$  emissies na het toedienen van vergiste t.o.v. gangbare mest. In de literatuur wordt ook geen eenduidig beeld verkregen over het effect van vergisting op de emissies van  $\text{NH}_3$  na mesttoediening. Sommer *et al.* (2006) en Amon *et al.* (2006) vonden (significant) hogere  $\text{NH}_3$  emissies na aanwending van vergiste t.o.v. onvergiste varkensmest. Wulf *et al.* (2002a) vond ook hogere  $\text{NH}_3$  emissies bij onvergiste mest t.o.v. vergiste mest, maar de verschillen waren niet significant. In Rubaek *et al.* (1996) werd geen significant verschil gevonden in ammoniakemissie tussen vergiste en onvergiste mest bij mestinjectie. Bij aanwending met een tank met sleepslangen waren de resultaten niet consistent. In het eerste jaar werd geen significant verschil gemeten tussen vergiste en onvergiste mest, terwijl in het tweede jaar een lagere ammoniakemissie werd gevonden bij vergiste mest. Clemens *et al.* (2006) vonden geen significant verschil in  $\text{NH}_3$  emissie tussen vergiste en onvergiste mest bij aanwending op grasland. In het onderzoek van Pain *et al.* (1990) werd een lagere ammoniakemissie bij bovengrondse aanwending van vergiste t.o.v. onvergiste varkensmest op grasland gemeten. De verschillen waren echter niet significant. Andere factoren, zoals de bodemgesteldheid en de weersomstandigheden direct na mesttoediening, kunnen de  $\text{NH}_3$  emissie ook sterk beïnvloeden.

In het huidige onderzoek was het emissieniveau hoog (14,2 tot 24,7 % van de opgebrachte  $\text{NH}_4^+$ -N) t.o.v. andere studies (Huijsmans, 2003; 7,1-15,7% van de opgebrachte  $\text{NH}_4^+$ -N na toediening van gangbare mest met een zodenbemester). Er is geen verklaring gevonden voor deze hoge niveaus. De omstandigheden waaronder de mest werd toegediend waren niet extreem. De experimenten werden uitgevoerd op zandgrond, op deze grondsoort is de werking van een zodenbemester goed (duidelijke sleuven in de grond) en kan de mest gemakkelijk in de grond wegzakken. De weersomstandigheden gedurende de experimenten (beperkte windsnelheid en normale buitentemperatuur) gaven geen aanleiding om hogere emissies te verwachten.

### *Effect van vergisting op broeikasgasemissies bij mesttoediening*

Uit de resultaten van de broeikasgasemissiemetingen blijkt dat de meetopstelling niet optimaal was om deze emissies nauwkeurig te kunnen bepalen. Bij de uitvoering van de experimenten is vooral gekeken naar de optimale meetomstandigheden voor  $\text{NH}_3$ , die niet gelijk hoeven te zijn met die voor broeikasgassen. Een voorbeeld hiervan is dat voor de massabalansmethode voor  $\text{NH}_3$  een redelijke windsnelheid noodzakelijk is voor een goede proefuitvoering, terwijl voor de fluxkamers voor broeikasgassen een zeer lage windsnelheid gewenst is om lekkage in de fluxkamers te voorkomen. Om een goed inzicht te krijgen in de broeikasgasemissie na

mesttoediening zou een meetcampagne opgesteld en uitgevoerd moeten worden waarbij de metingen onder meer optimale omstandigheden (voor broeikasgasmetingen) uitgevoerd worden. Daarnaast is het van belang om de emissies vaker (en over een langere meetperiode) te meten, om een beter beeld te krijgen van het emissieverloop, de variatie in emissie en de factoren/processen die het emissieverloop zou kunnen beïnvloeden. Uit een literatuurstudie blijkt dat de conclusies over het effect van vergisting op de emissies van broeikasgassen na mestaanwending niet consistent zijn. Clemens en Huschka (2001) en Amon *et al.* (2006) vonden een lagere N<sub>2</sub>O-emissie bij vergiste mest t.o.v. onvergiste mest. Wulf *et al.* (2002b) vonden hogere N<sub>2</sub>O emissies bij toediening van vergiste t.o.v. onvergiste mest op grasland, hoewel de verschillen niet significant waren. Op bouwland werd geen significant verschil gevonden tussen beide mestsoorten. Clemens *et al.* (2006) vonden ook geen significant verschil in N<sub>2</sub>O-emissie tussen vergiste en onvergiste mest bij aanwending op grasland. Wulf *et al.* (2002b) vonden, zowel op grasland als op bouwland, een lagere CH<sub>4</sub> emissie bij vergiste t.o.v. onvergiste mest. Hetzelfde resultaat werd door Amon *et al.* (2006) bij aanwending van vergiste en onvergiste drijfmest op grasland. Clemens *et al.* (2006) vonden geen significant verschil in CH<sub>4</sub>-emissie tussen vergiste en onvergiste mest.

In 2002 en 2004 zijn experimenten uitgevoerd met gangbare mest om de geuremissie na mesttoediening te bepalen (Mosquera *et al.*, 2007). Bij deze experimenten werd hetzelfde resultaat gevonden als bij de huidige experimenten. De gemeten geurconcentratie boven een bemest oppervlak was nauwelijks hoger dan de geurconcentratie van de (schone) buitenlucht. Dit terwijl bij alle experimenten door de ter plaatse aanwezige mensen een duidelijke mestgeur werd waargenomen. Het is onverklaarbaar waarom geurbeleving en geurmeting hier niet overeenstemmen. Harreveld (1981), Pain *et al.* (1990) en Hansen *et al.* (2006) vonden een lagere geurconcentratie voor vergiste mest. Als verklaring hiervoor wordt gegeven dat in vergiste mest minder (geen) gemakkelijk afbreekbare koolstoffen zitten en dat vergiste mest beter in de grond infiltreert door een laag drogestofgehalte in de mest.

## 5 Conclusies en aanbevelingen

Uit het onderhavige onderzoek en de geraadpleegde literatuur blijkt dat het effect van vergisting op de emissies van  $\text{NH}_3$  na mesttoediening sterk kan variëren tussen individuele metingen. Niet alleen verschillen in de mestsamenstelling, maar ook weersomstandigheden en bodemeigenschappen kunnen van belang zijn voor de emissie na aanwending. Dit heeft als gevolg dat onder specifieke omstandigheden vergisting tot een hogere  $\text{NH}_3$  emissie na aanwending kan leiden, maar onder andere omstandigheden ook lagere (of vergelijkbare) emissies kunnen worden gemeten.

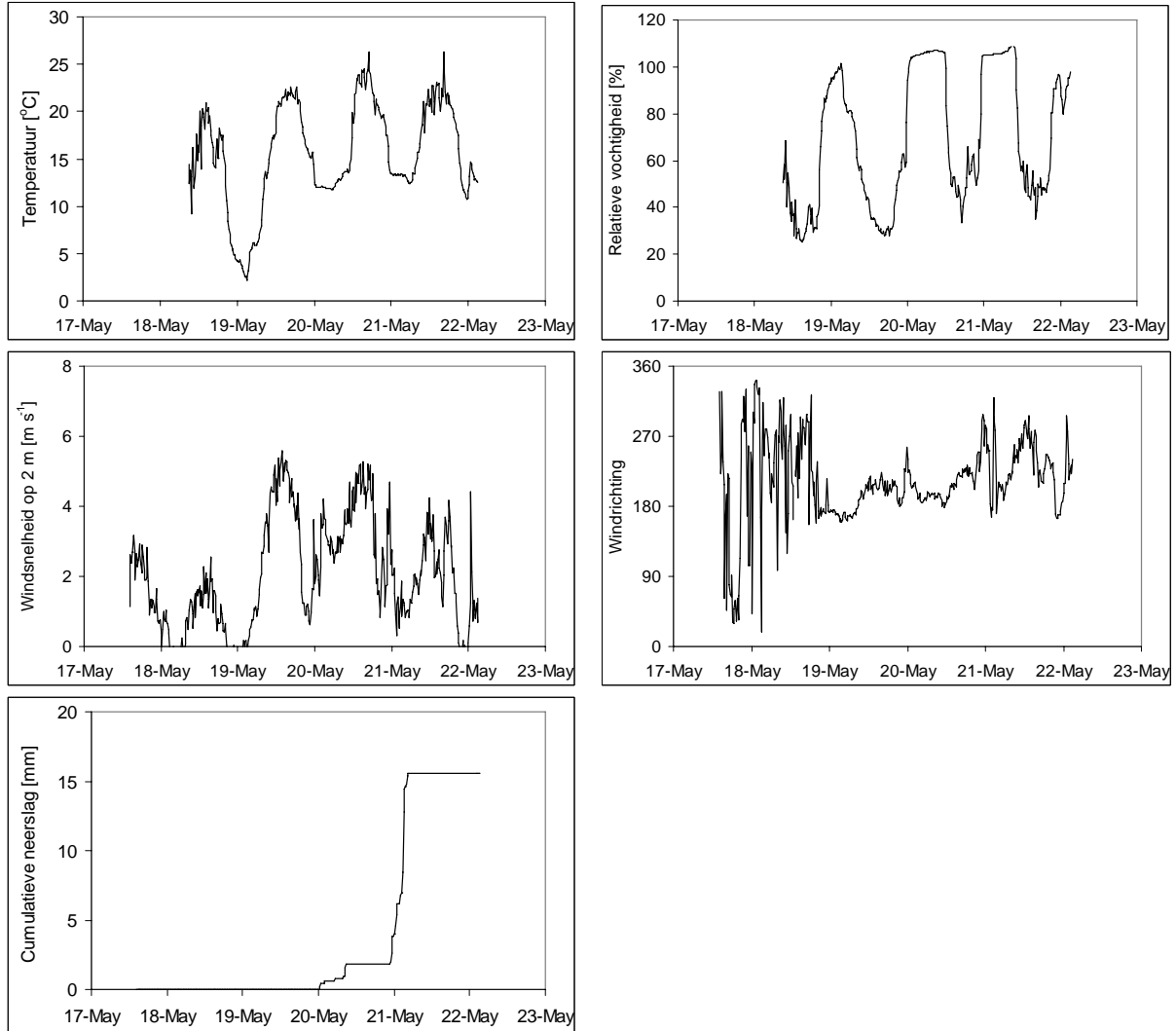
De resultaten van de metingen om de broeikasgasemissie na mestaanwending te bepalen waren onvoldoende om het mogelijke verschil in emissie tussen vergiste en gangbare mest vast te stellen. Wanneer broeikasgassen na mesttoediening moeten worden gemeten zal de proefopzet gericht moeten zijn op de optimale randvoorwaarden van de meetmethode die gebruikt wordt om de broeikasgasemissies te meten.

Met de gebruikte meetmethode is het niet gelukt om de geuremissie voor beide mestsoorten vast te stellen.

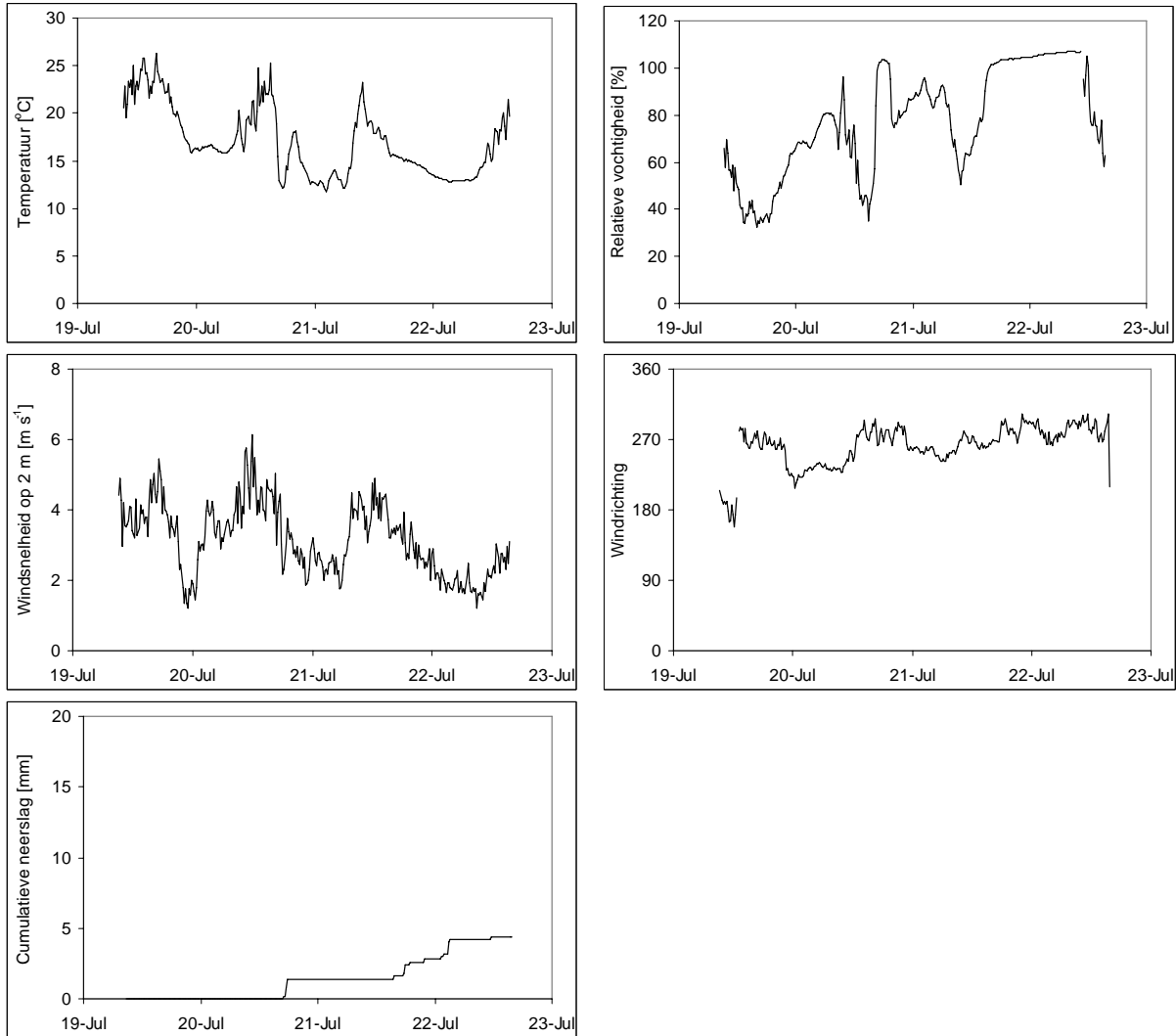
## Bijlagen

### Bijlage A Meteorologische omstandigheden per experiment en periode

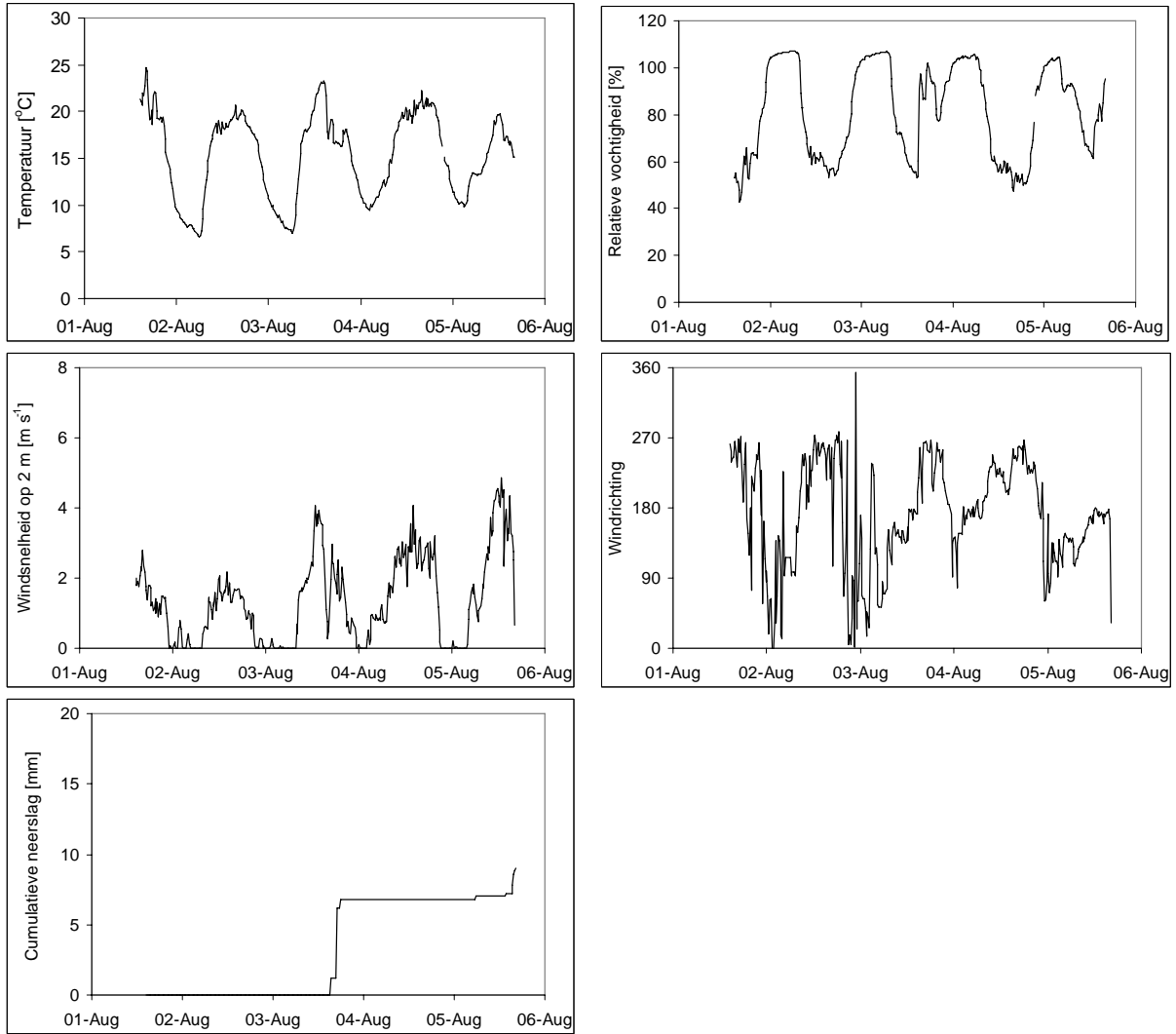
**Figuur A.1** Meteorologische omstandigheden tijdens experiment 1



**Figuur A.2** Meteorologische omstandigheden tijdens experiment 2



**Figuur A.3** Meteorologische omstandigheden tijdens experiment 3



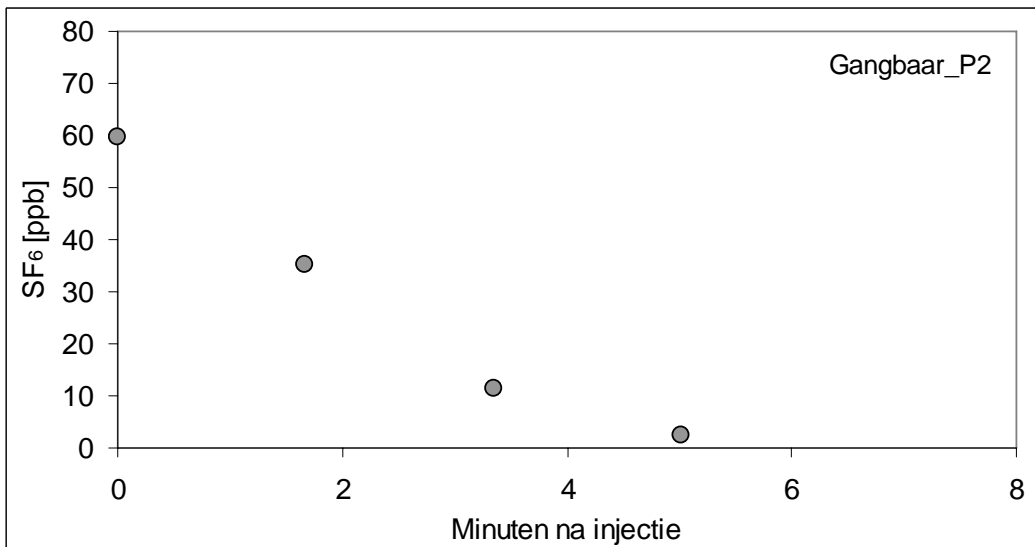
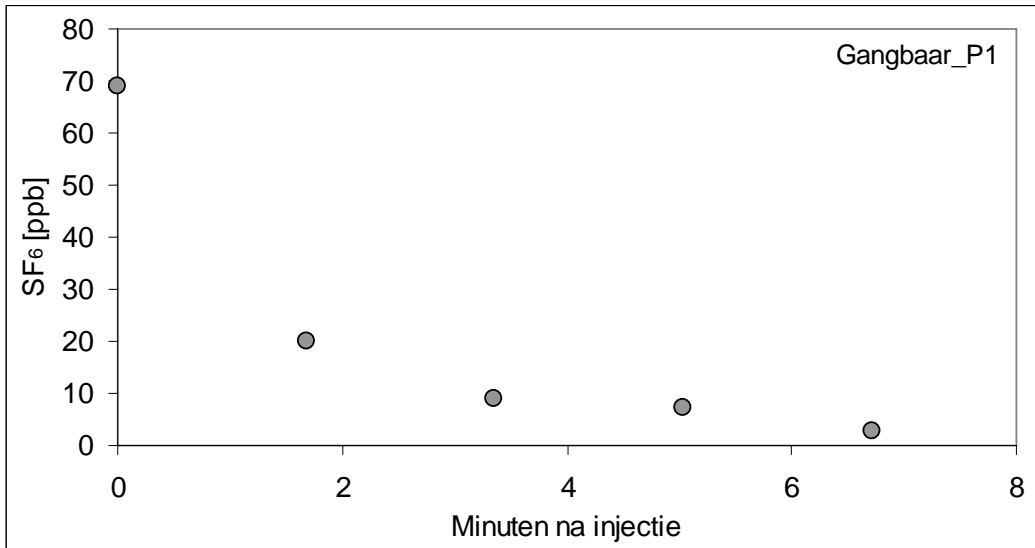


Bijlage B NH<sub>3</sub>-emissies per experiment en periode

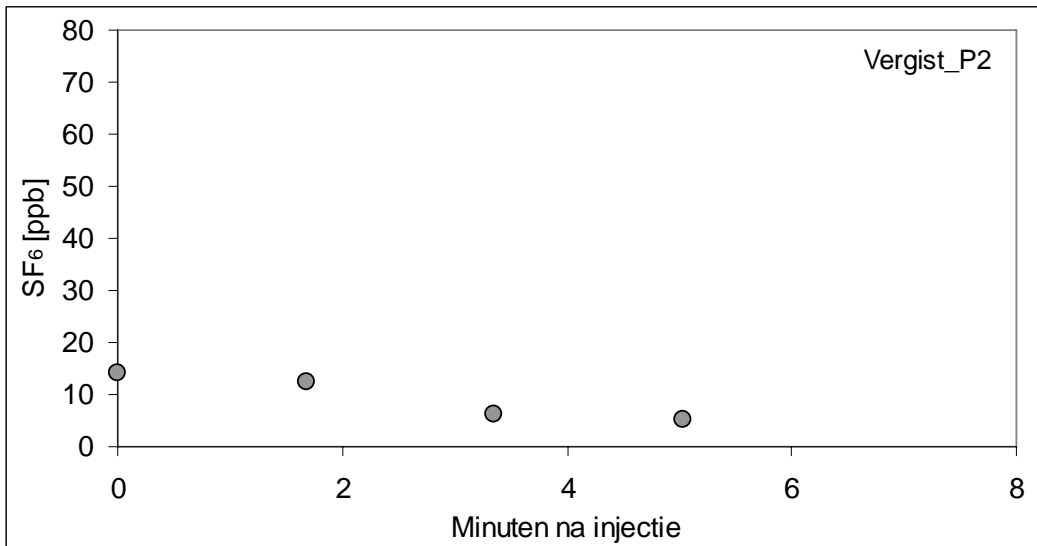
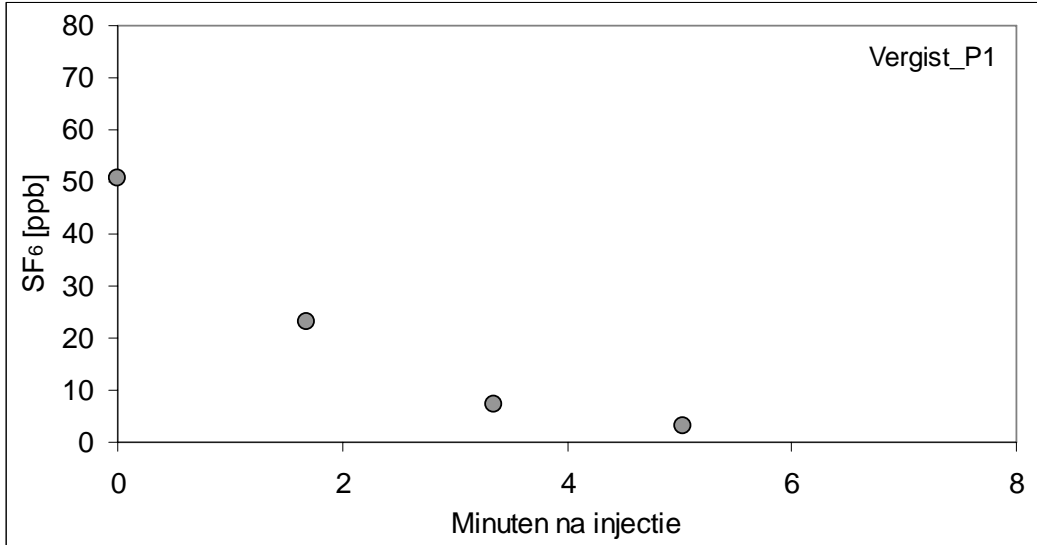
Experiment (proefveld)	Mestsoort	Begin datum	Uren na mesttoediening	Emissie kg NH <sub>4</sub> -N ha <sup>-1</sup>	Emissie % opgebrachte NH <sub>4</sub> -N	Emissie % opgebrachte N-totaal
1 (1)	Vergist	18-5-2005 11:55	0-1,0	1,2	2,3	1,4
			1,0-5,2	4,0	7,4	4,6
			5,2-8,9	0,5	1,0	0,6
			8,9-23,1	2,4	4,4	2,7
			23,1-31,9	3,1	5,7	3,6
			31,9-43,6	1,8	3,3	2,1
			43,6-73,8	1,4	2,6	1,6
			<b>Geaccumuleerd</b>	<b>14,4</b>	<b>26,7</b>	<b>16,6</b>
1 (2)	Gangbaar	18-5-2005 12:20	0-1,0	0,8	1,7	0,9
			1,0-5,2	1,8	3,8	2,0
			5,2-9,0	0,2	0,3	0,2
			9,0-23,1	0,7	1,5	0,8
			23,1-32,0	2,1	4,5	2,3
			32,0-43,6	0,2	0,4	0,2
			43,6-73,7	0,9	2,0	1,1
			<b>Geaccumuleerd</b>	<b>6,6</b>	<b>14,2</b>	<b>7,4</b>
2 (1)	Vergist	19-7-2005 9:02	0-1,1	2,4	5,3	3,5
			1,1-3,0	3,0	6,5	4,3
			3,0-6,1	3,0	6,6	4,4
			6,1-12,6	2,9	6,4	4,2
			12,6-23,7	2,9	6,3	4,2
			23,7-31,2	1,2	2,6	1,7
			31,2-48,5	0,5	1,1	0,8
			48,5-79,4	0,8	1,7	1,1
<b>Geaccumuleerd</b>	<b>16,6</b>	<b>36,6</b>	<b>24,1</b>			
2 (2)	Gangbaar	19-7-2005 9:32	0-1,1	0,5	1,2	0,6
			1,1-3,0	0,9	2,5	1,3
			3,0-6,0	1,9	5,0	2,6
			6,0-11,6	1,8	4,8	2,5
			11,6-23,0	1,2	3,3	1,7
			23,0-31,1	1,3	3,5	1,8
			31,1-47,7	0,4	1,0	0,5
			47,7-79,1	1,3	3,4	1,8
<b>Geaccumuleerd</b>	<b>9,3</b>	<b>24,7</b>	<b>12,8</b>			
3 (1)	Vergist	2-8-2005 9:20	0-1,0	0,1	0,2	0,1
			1,0-3,2	0,2	0,5	0,3
			3,2-6,2	0,4	1,1	0,7
			6,2-9,4	0,1	0,3	0,2
			<b>Geaccumuleerd</b>	<b>0,7</b>	<b>2,1</b>	<b>1,3</b>
3 (2)	Gangbaar	2-8-2005 9:48	0-1,1	0,2	1,1	0,6
			1,1-3,1	0,3	1,5	0,8
			3,1-5,9	0,2	1,3	0,7
			5,9-9,1	0,2	1,1	0,6
			<b>Geaccumuleerd</b>	<b>0,8</b>	<b>5,0</b>	<b>2,6</b>

Bijlage C Debiet en broeikasgassenconcentraties per periode (experiment 2)

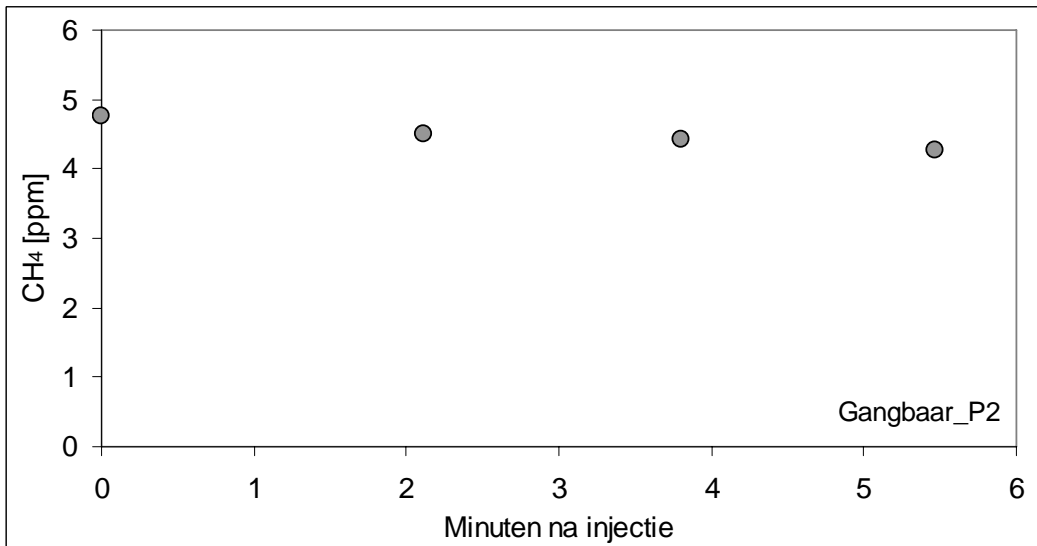
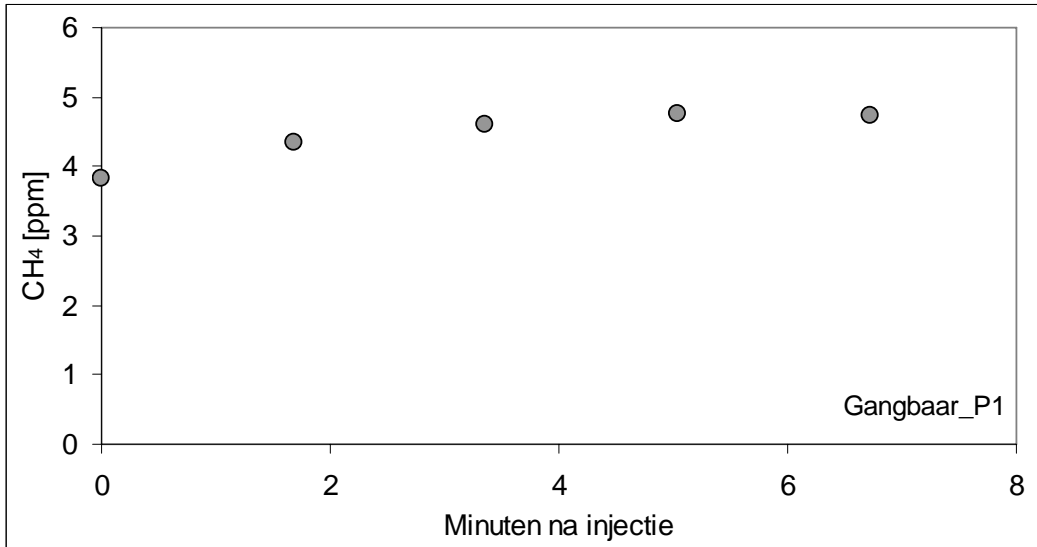
Figuur C.1 SF<sub>6</sub> concentraties (gangbaar; [ppb]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)



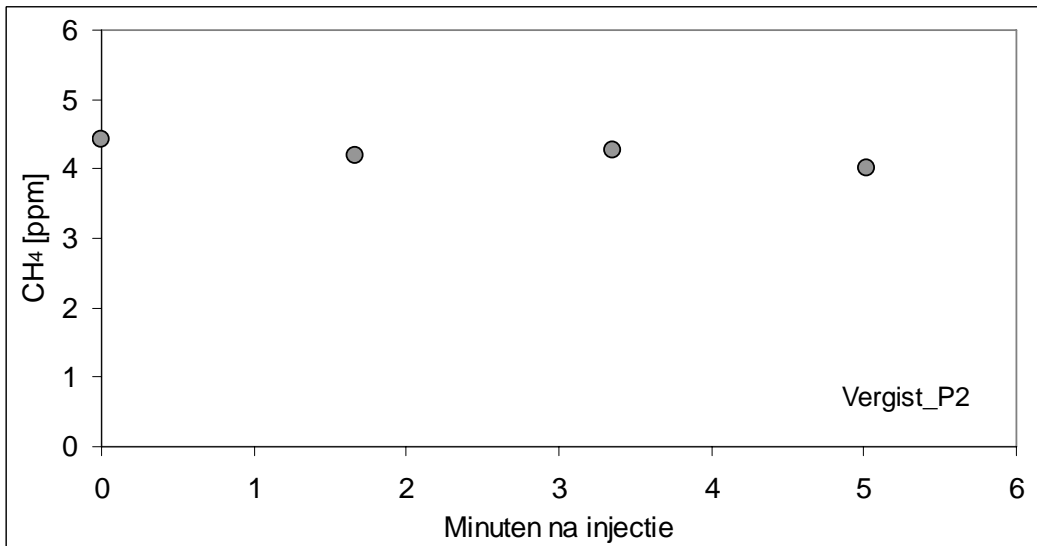
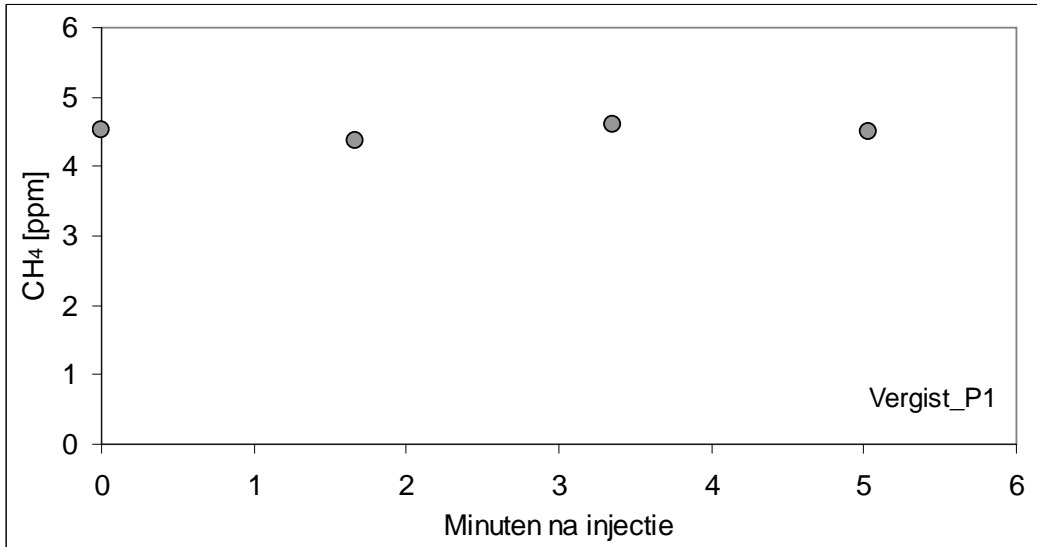
**Figuur C.2** SF<sub>6</sub> concentraties (vergist; [ppb]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)



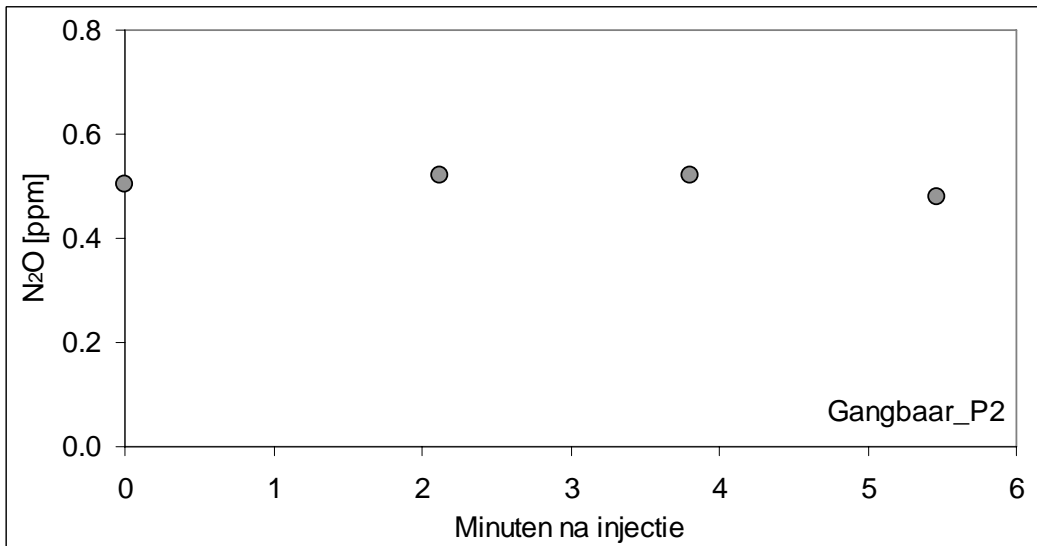
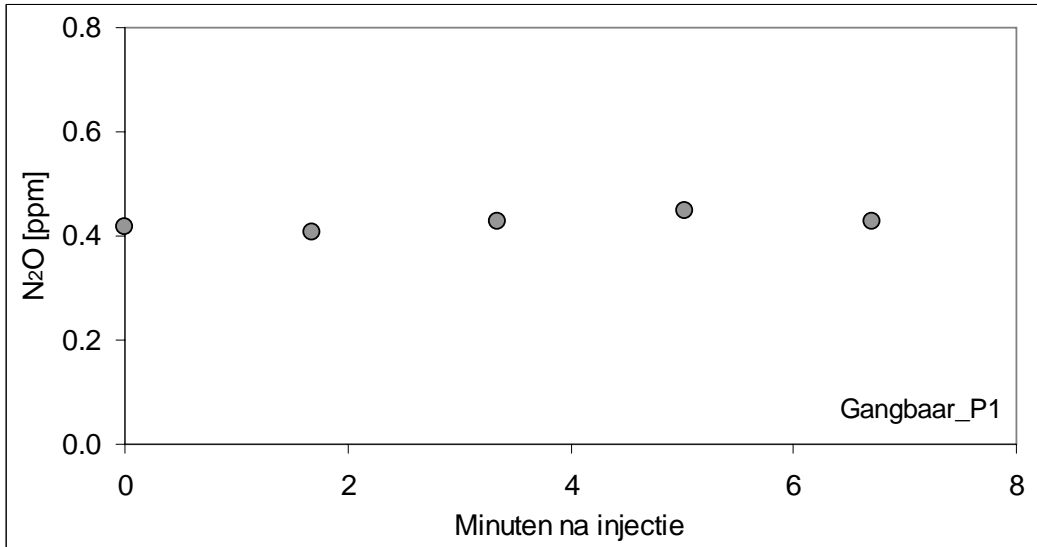
**Figuur C.3** CH<sub>4</sub> concentraties (gangbaar; [ppm]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)



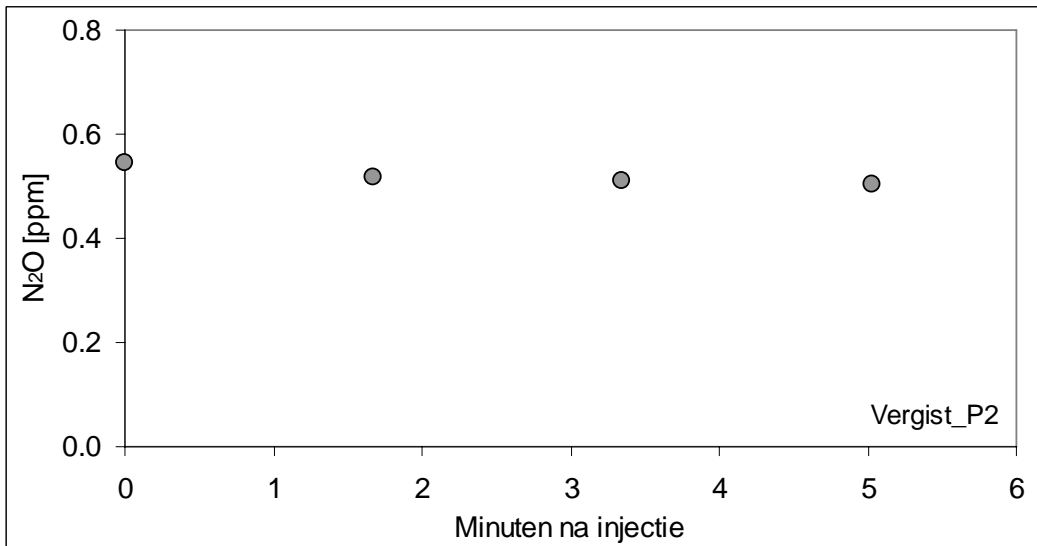
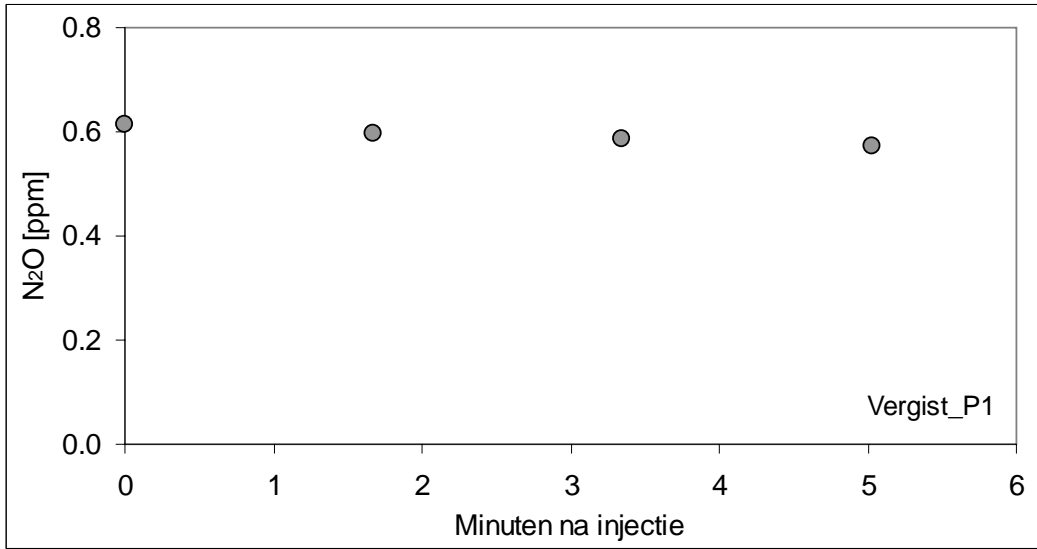
**Figuur C.4** CH<sub>4</sub> concentraties (vergist; [ppm]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)



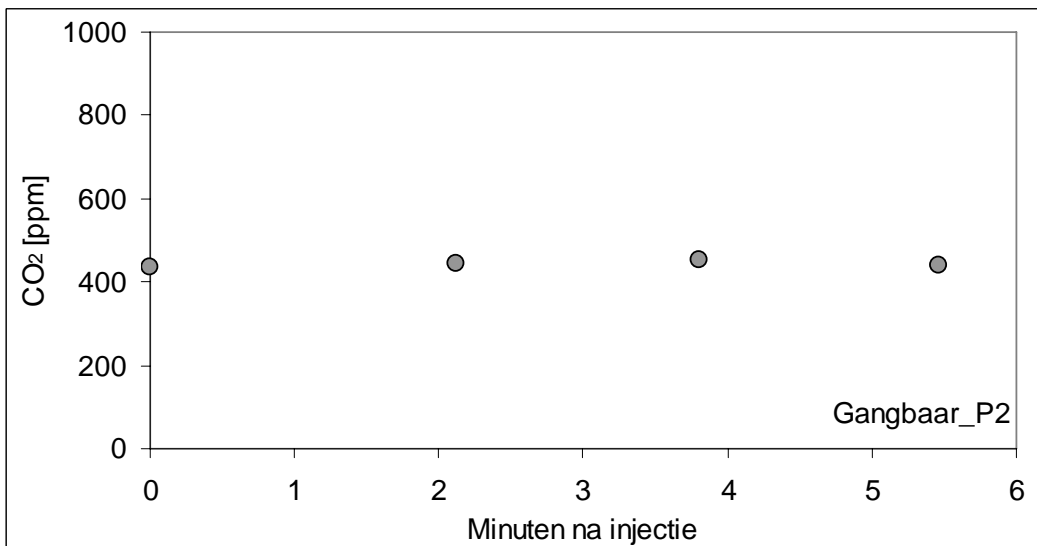
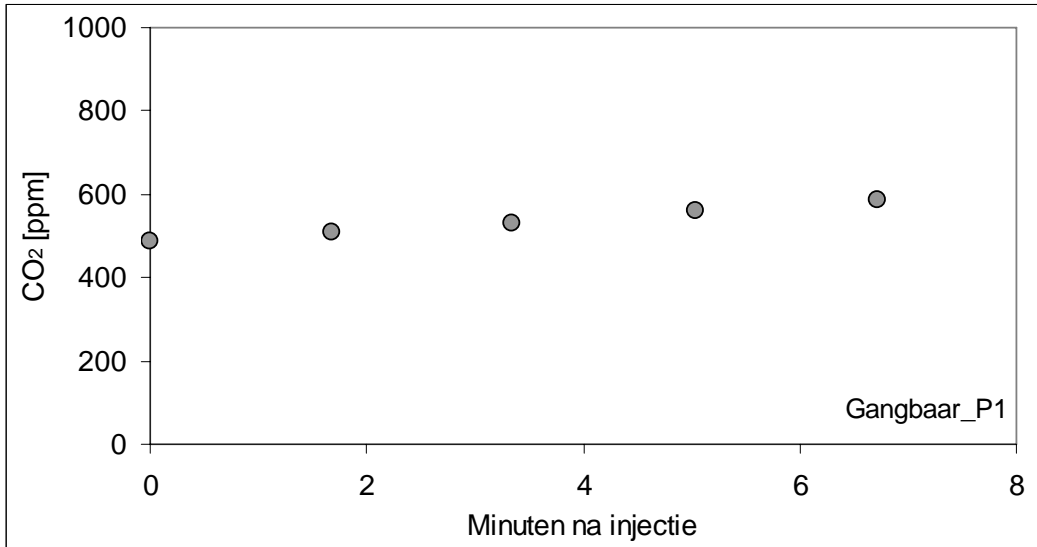
**Figuur C.5** N<sub>2</sub>O concentraties (gangbaar; [ppm]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)



**Figuur C.6** N<sub>2</sub>O-concentraties (vergist; [ppm]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)

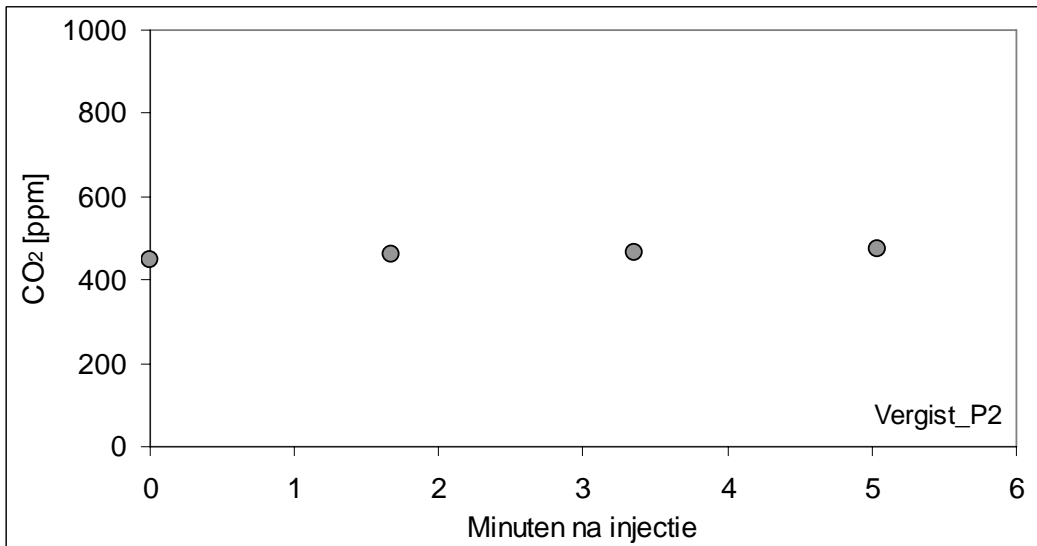
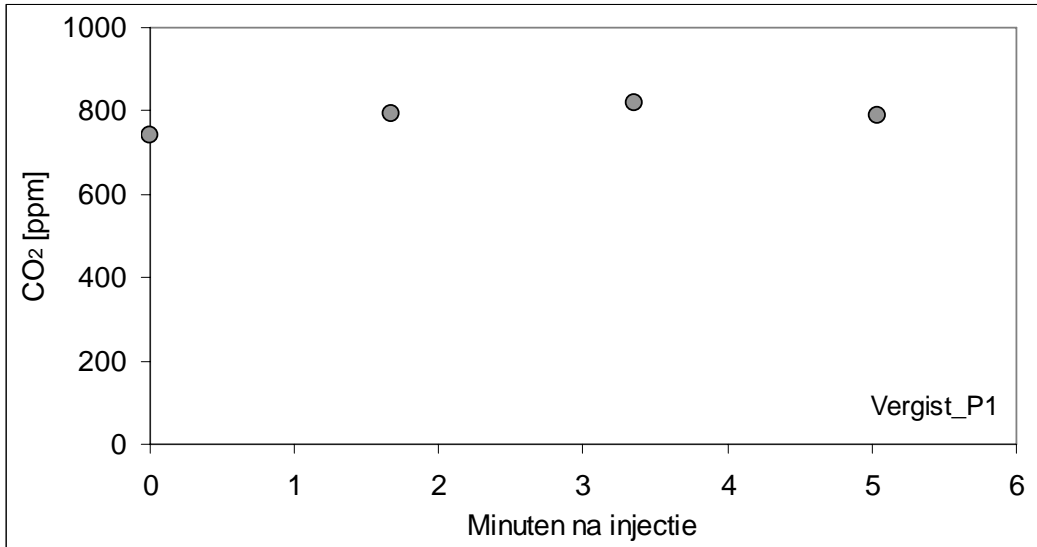


**Figuur C.7** CO<sub>2</sub> concentraties (gangbaar; [ppm]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)



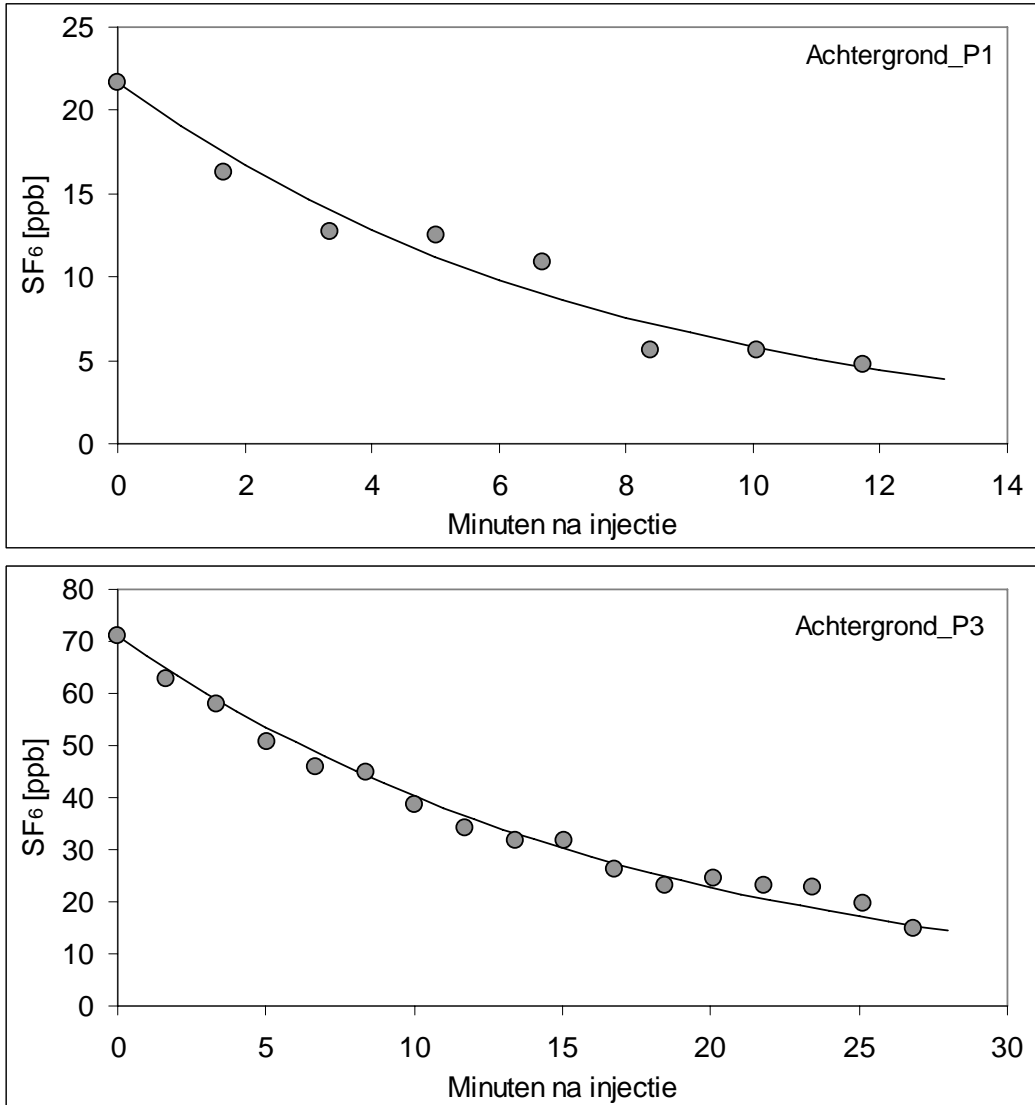


**Figuur C.8** CO<sub>2</sub> concentraties (vergist; [ppm]) tijdens experiment 2 (P1: periode 1; P2: periode 2)

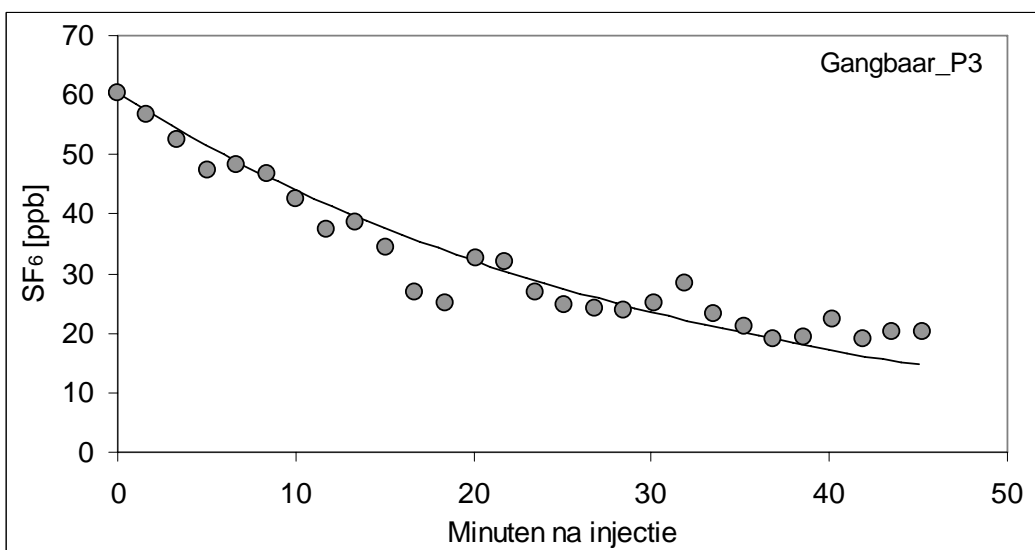
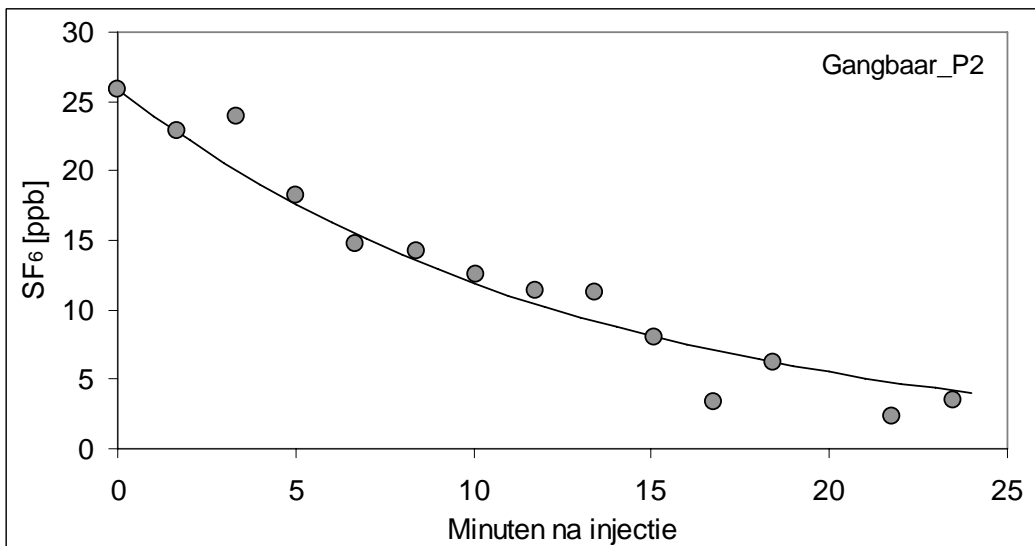
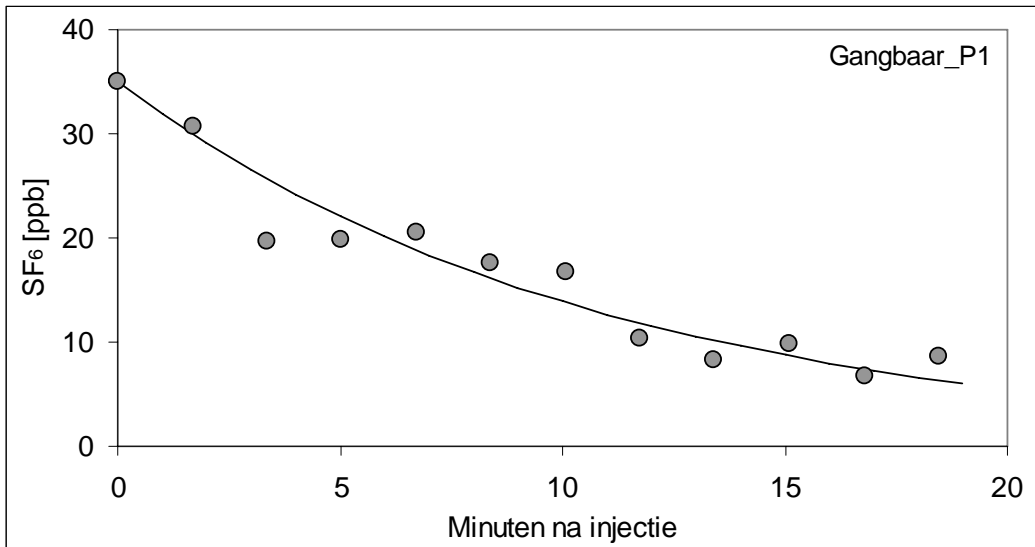


**Bijlage D Debiet en broeikasgassenconcentraties per periode (experiment 3)**

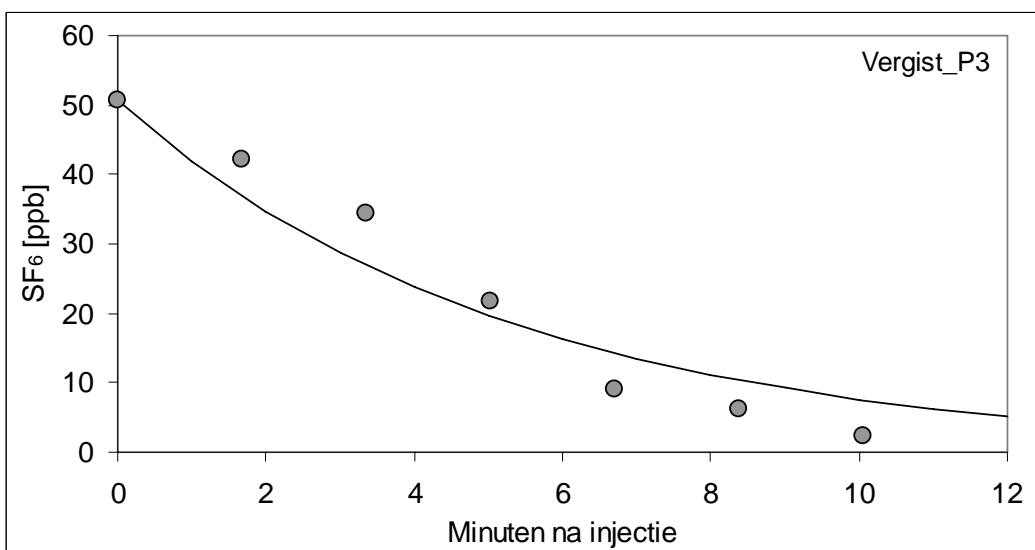
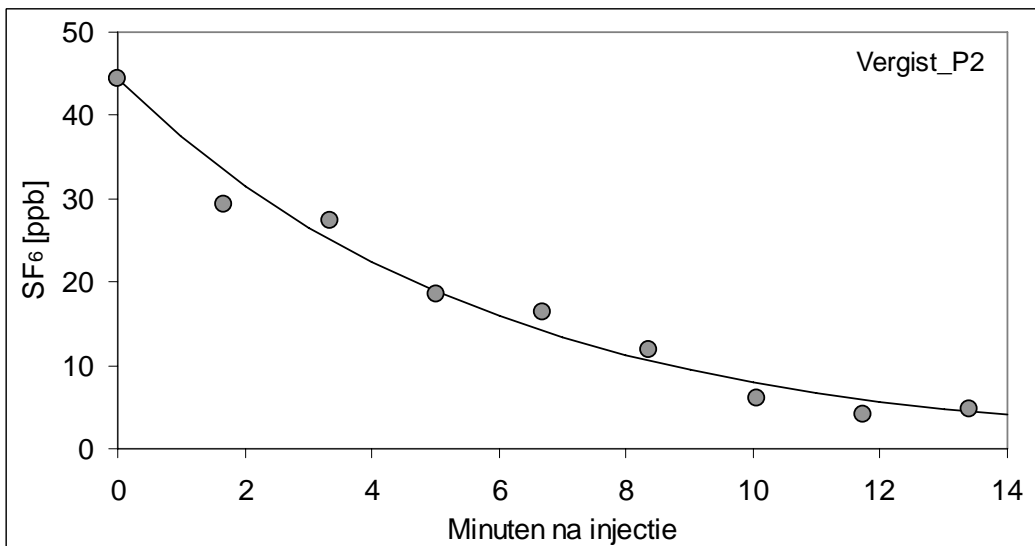
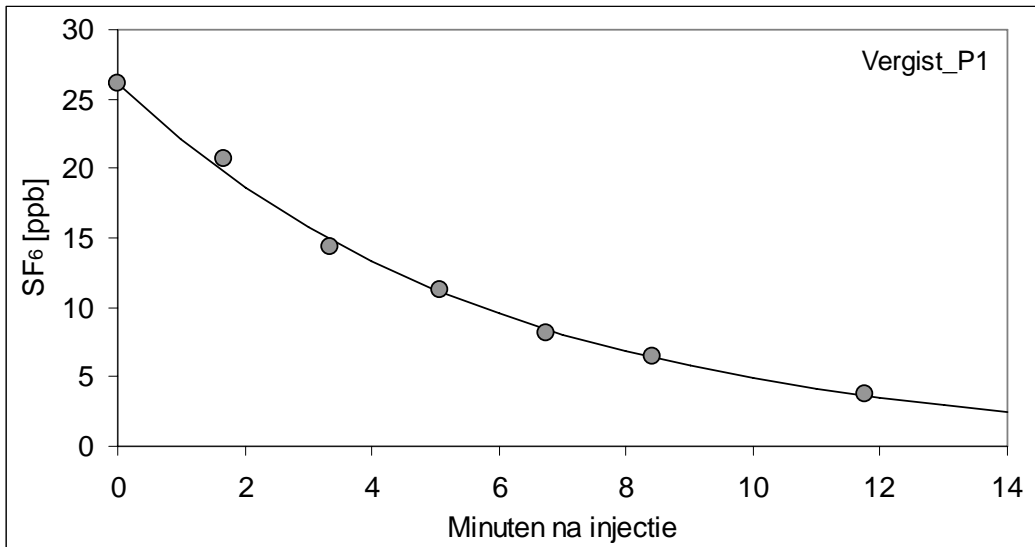
**Figuur D.1** SF<sub>6</sub> concentraties (achtergrond; [ppb]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (6)



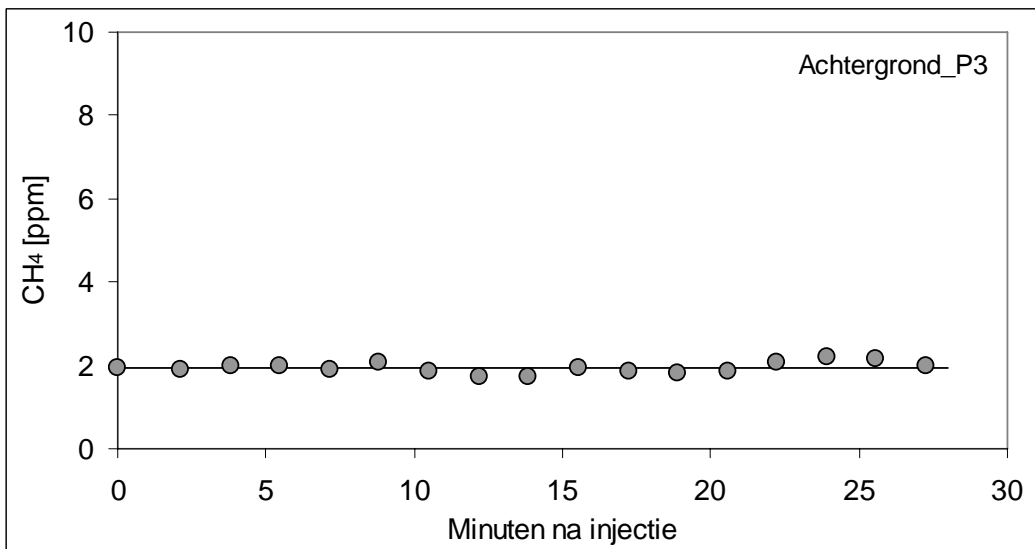
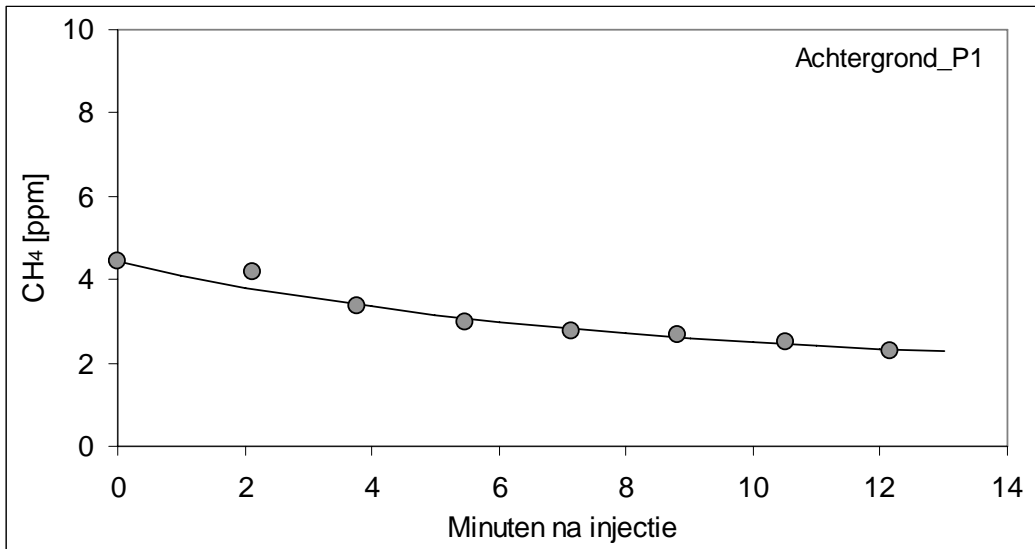
**Figuur D.2** SF<sub>6</sub> concentraties (gangbaar; [ppb]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (6)



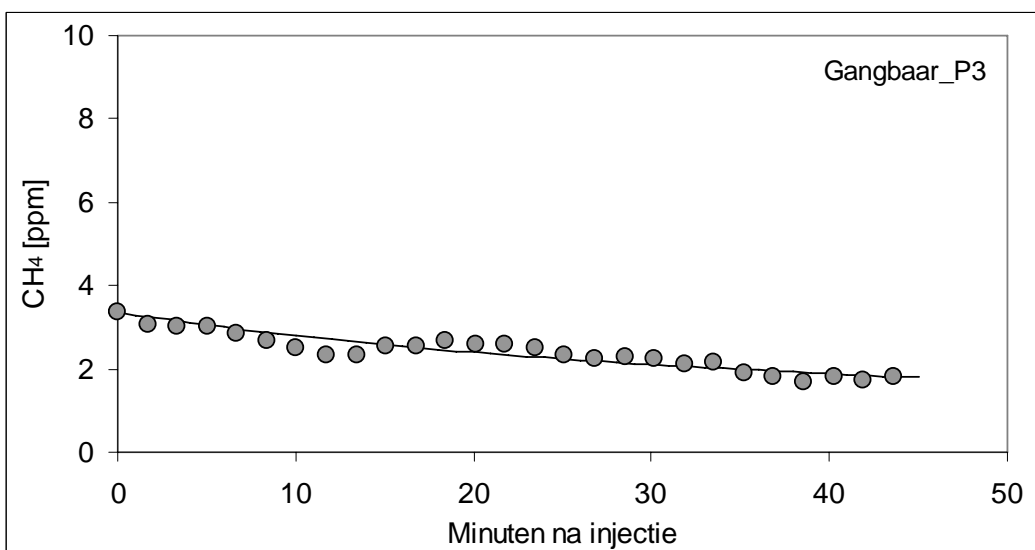
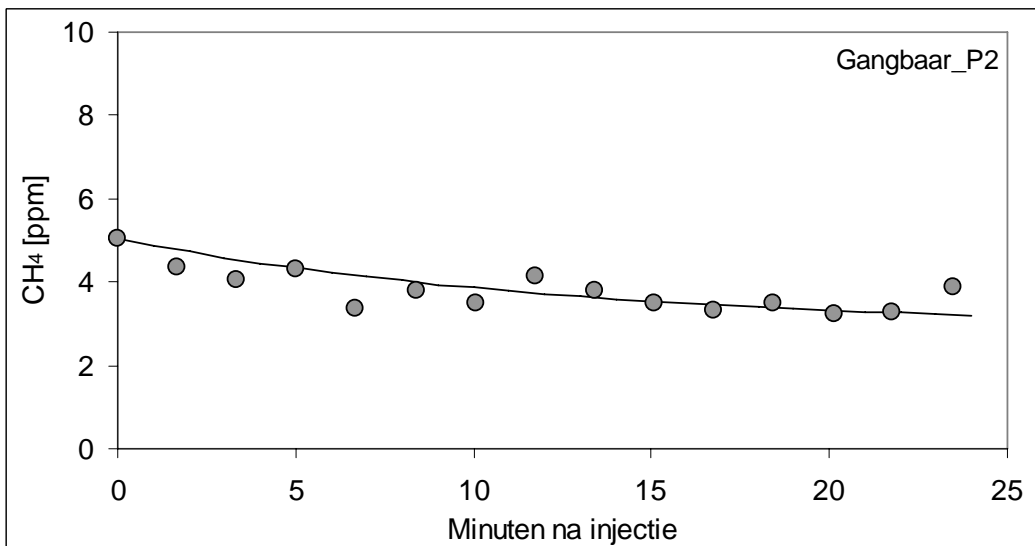
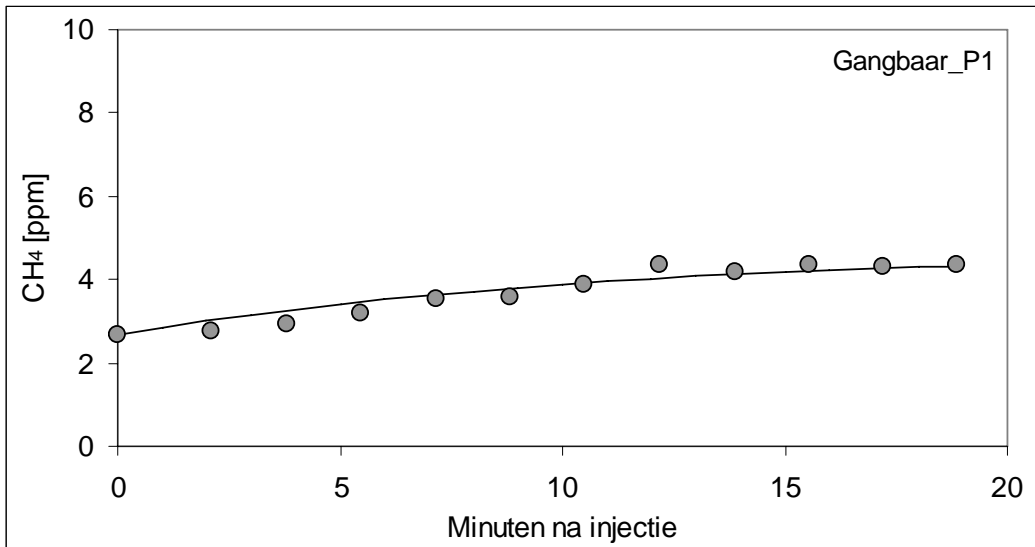
**Figuur D.3** SF<sub>6</sub> concentraties (vergist; [ppb]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (6)



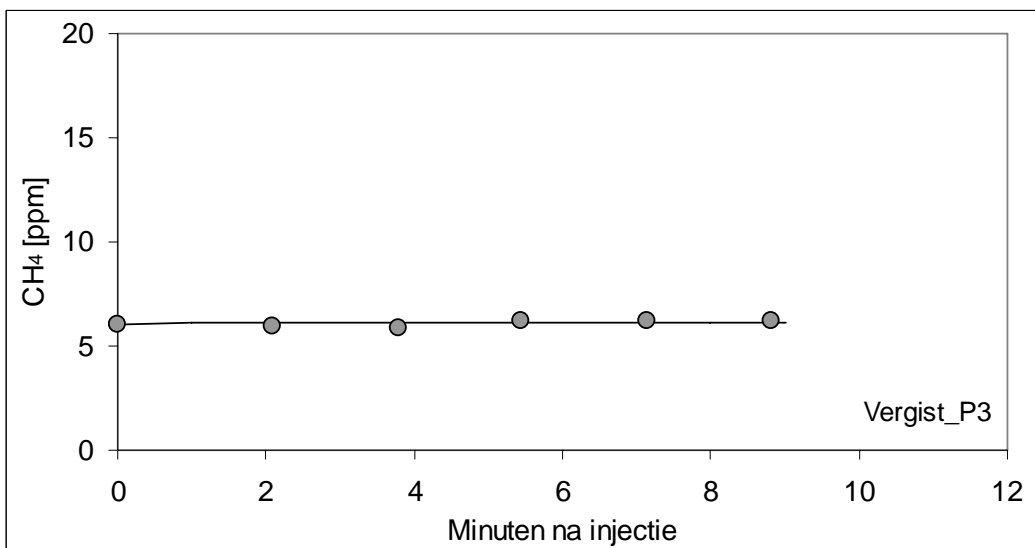
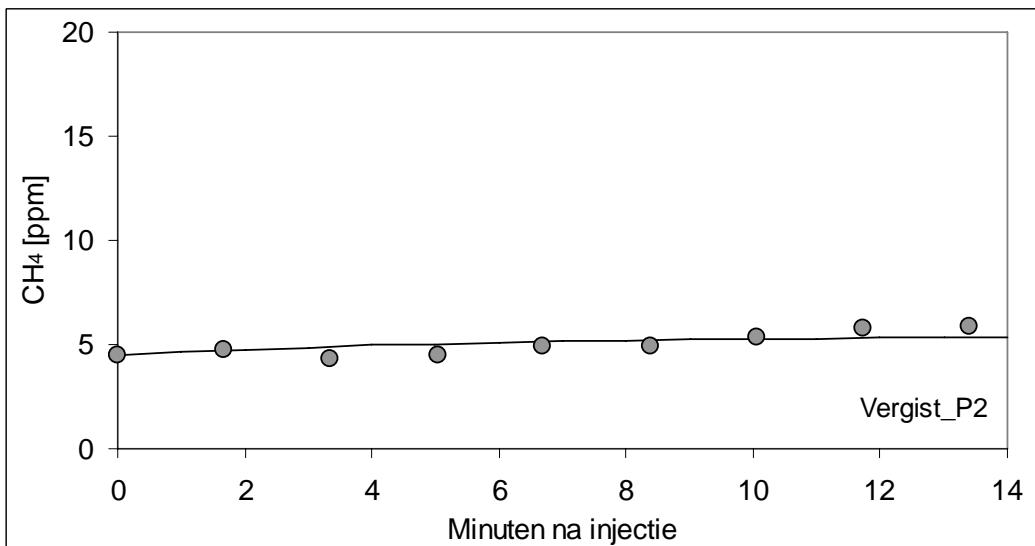
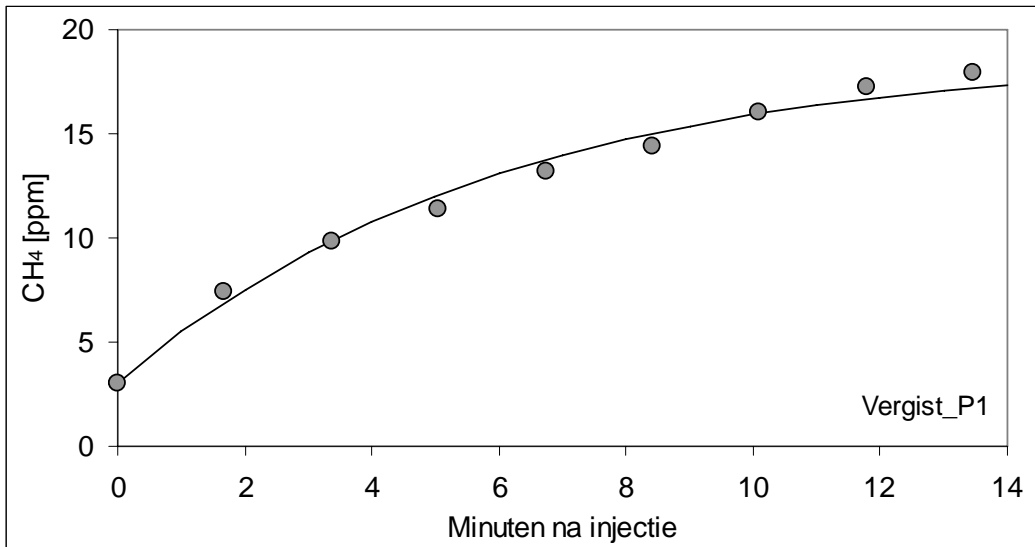
**Figuur D.4** CH<sub>4</sub> concentraties (achtergrond; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



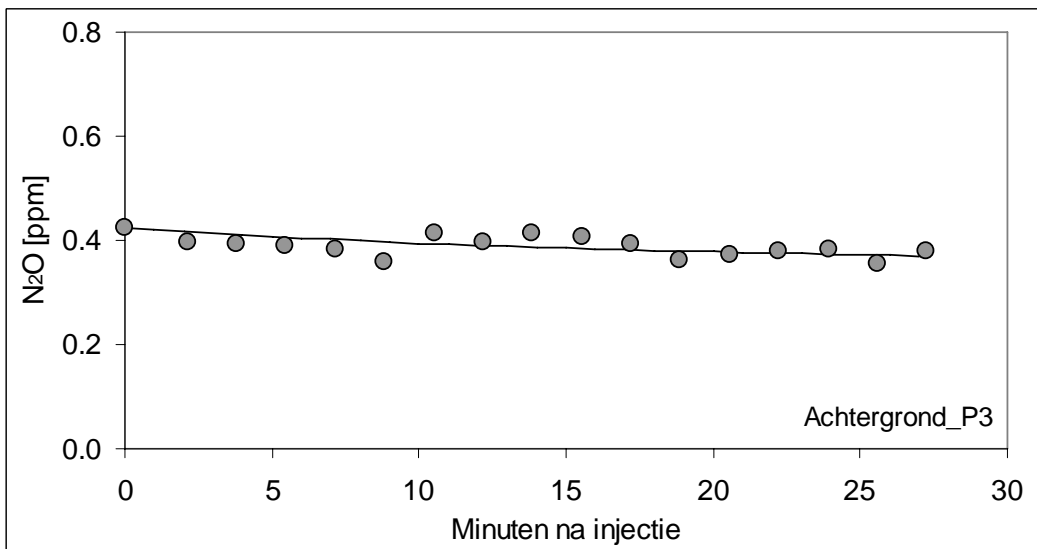
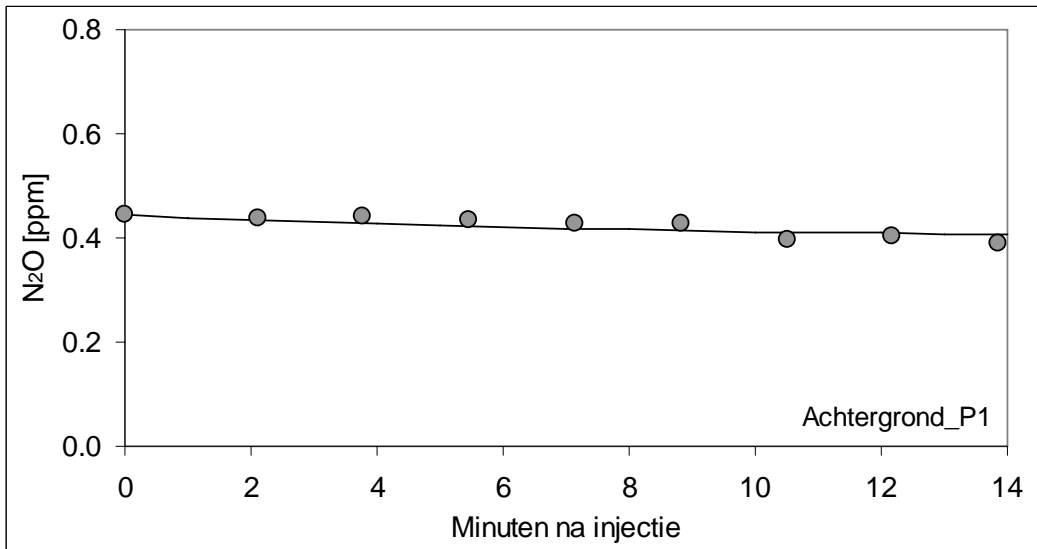
**Figuur D.5** CH<sub>4</sub> concentraties (gangbaar; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



**Figuur D.6** CH<sub>4</sub> concentraties (vergist; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)

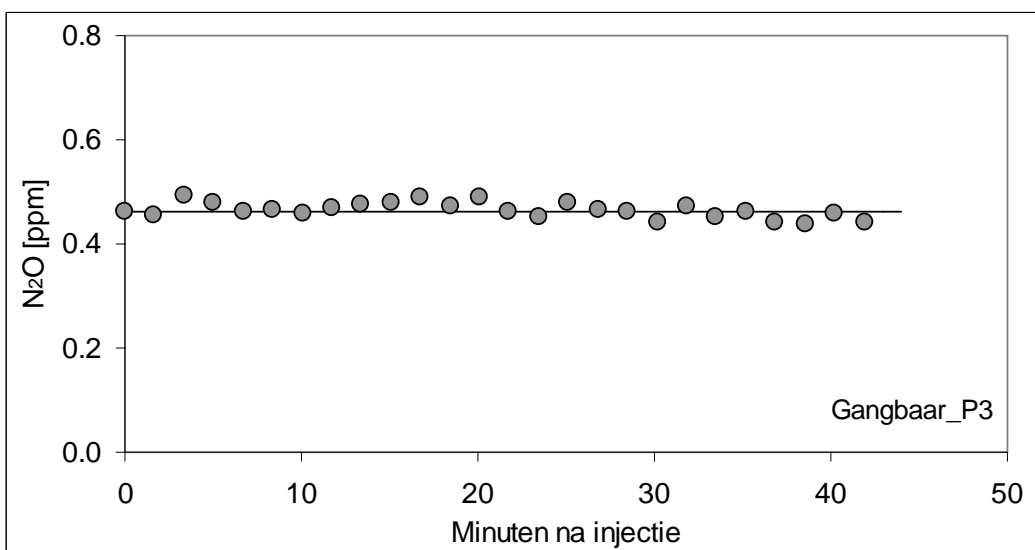
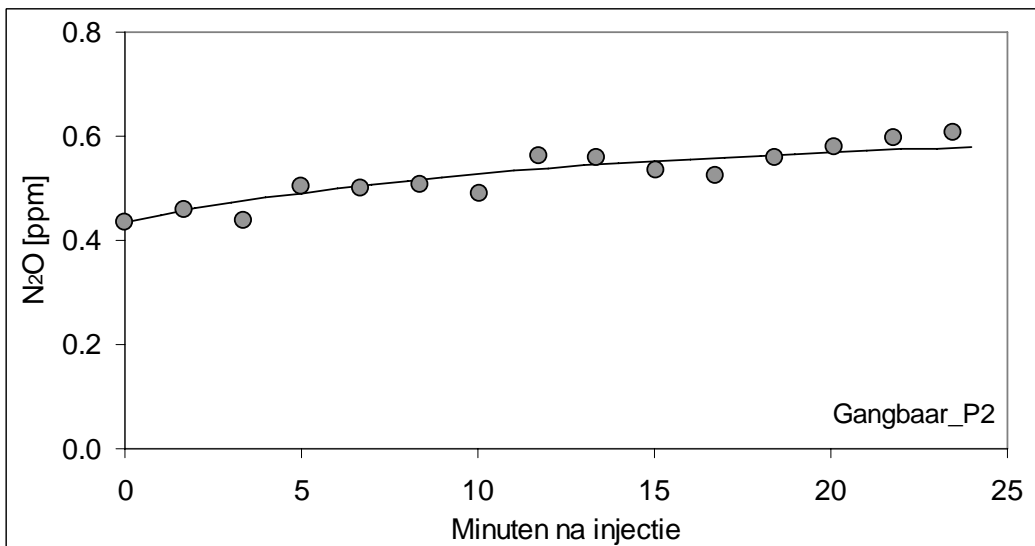
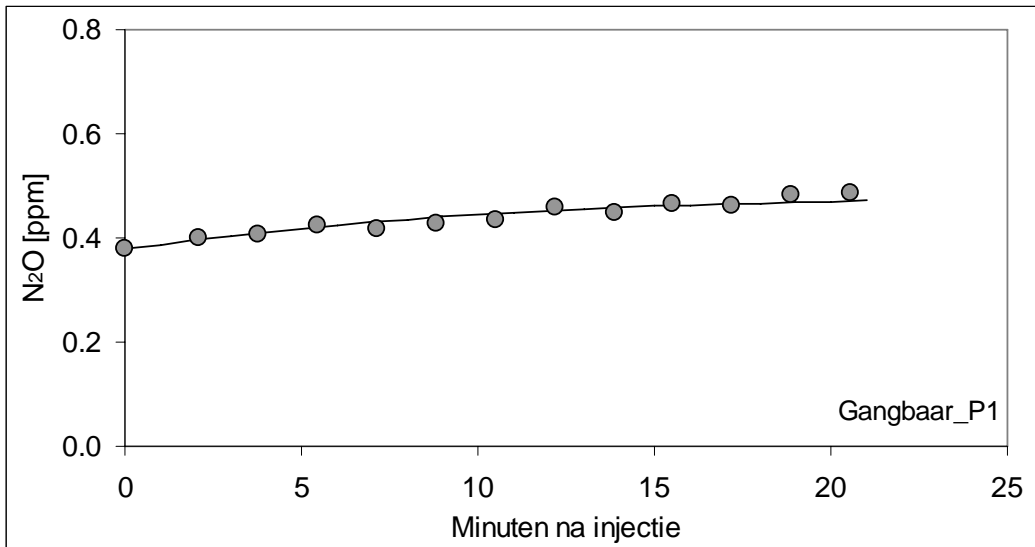


**Figuur D.7** N<sub>2</sub>O-concentraties (achtergrond; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)

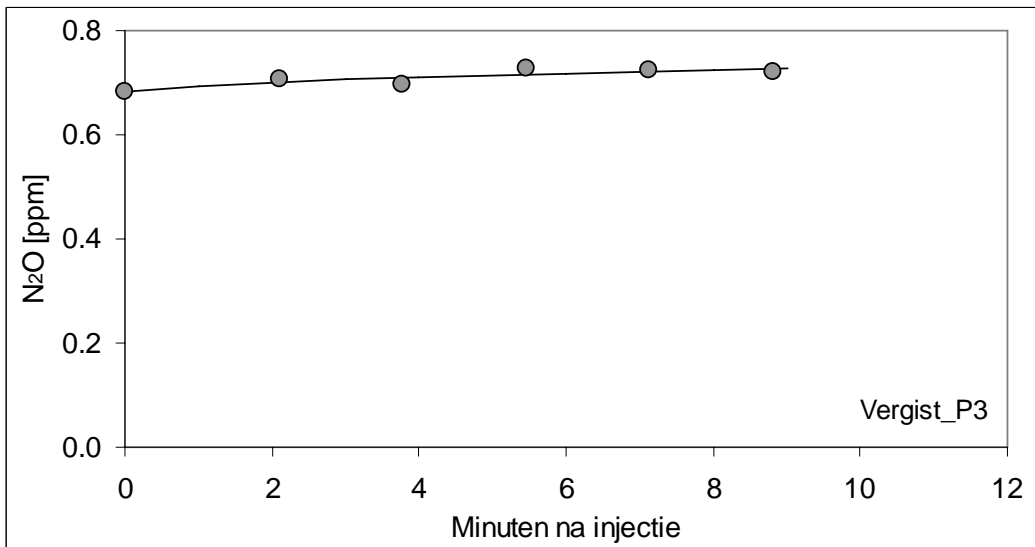
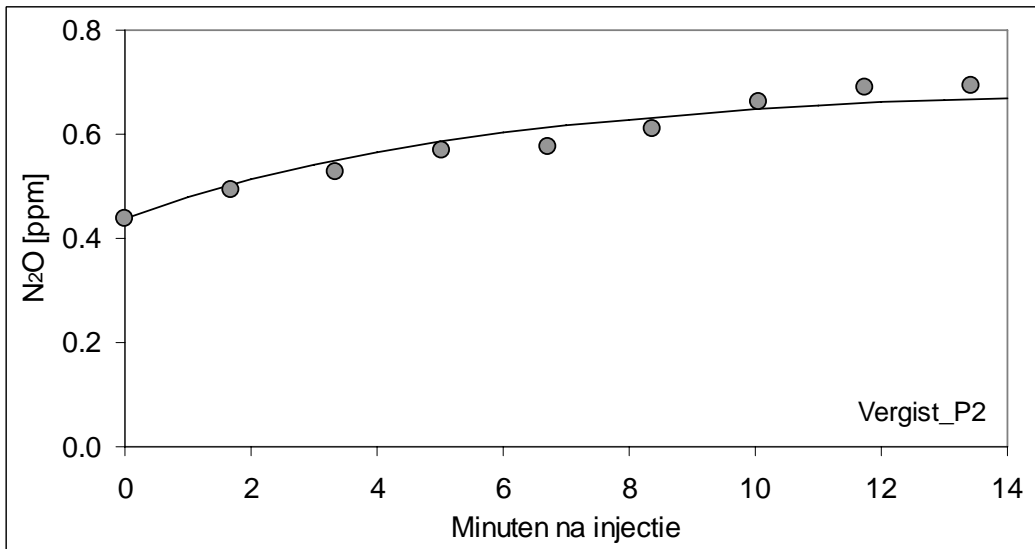
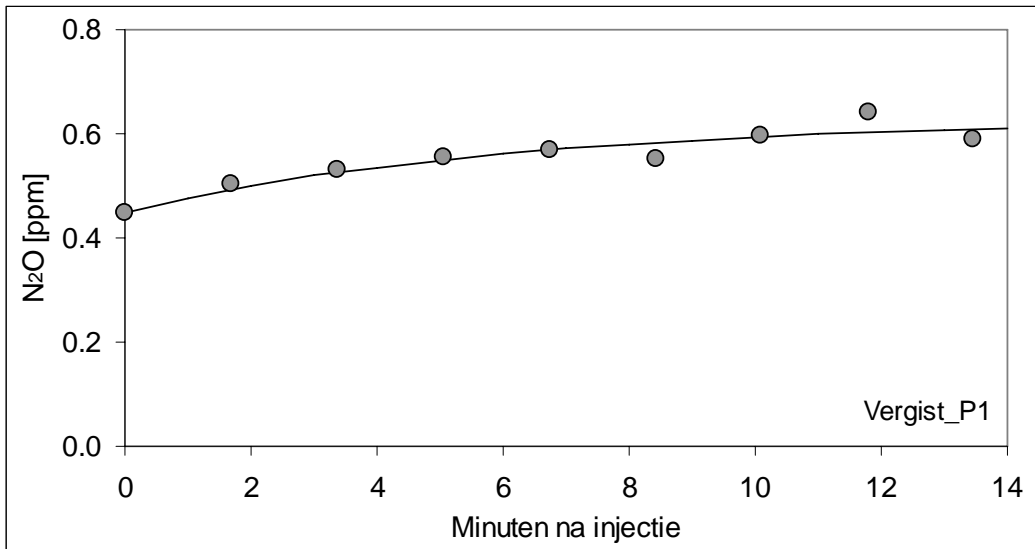




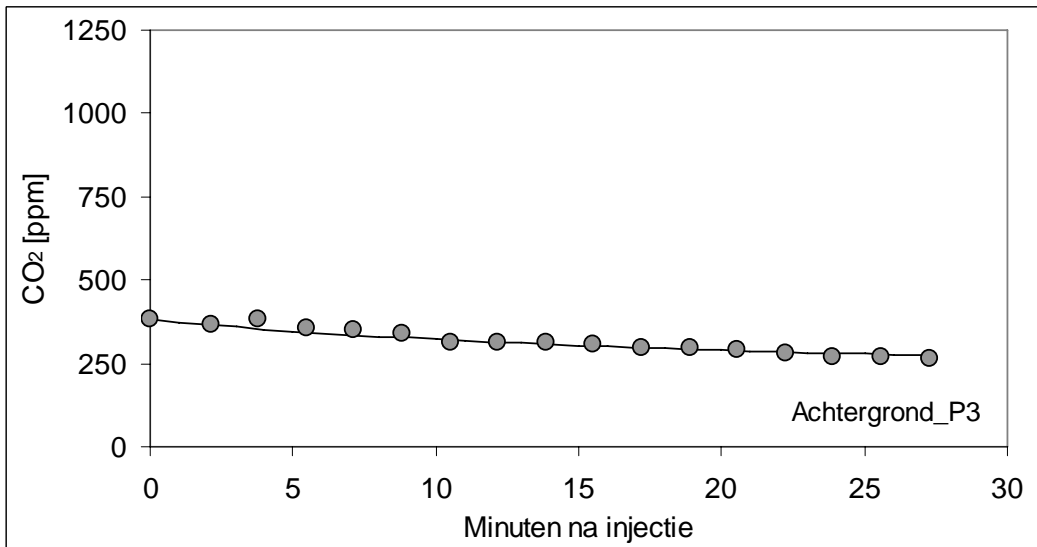
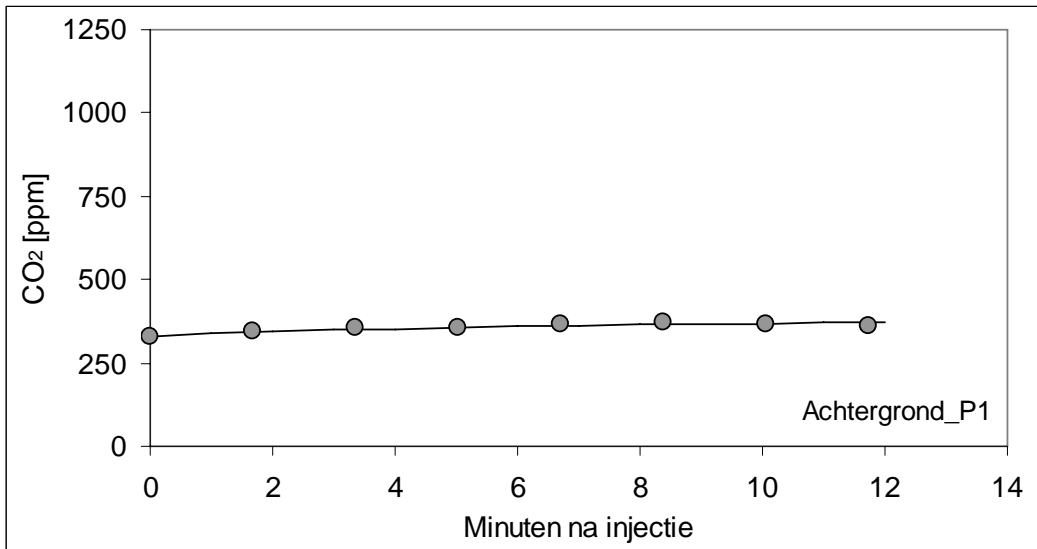
**Figuur D.8** N<sub>2</sub>O-concentraties (gangbaar; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



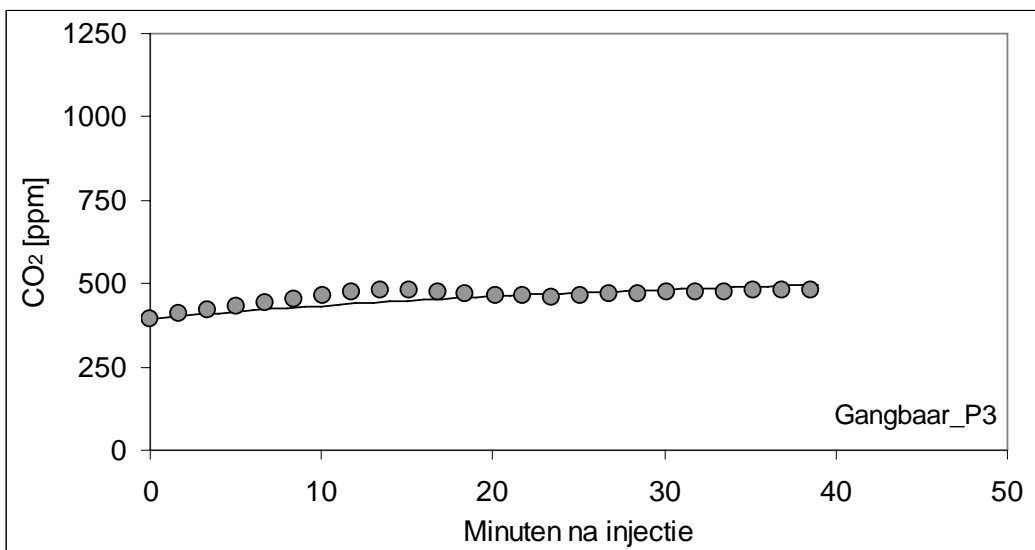
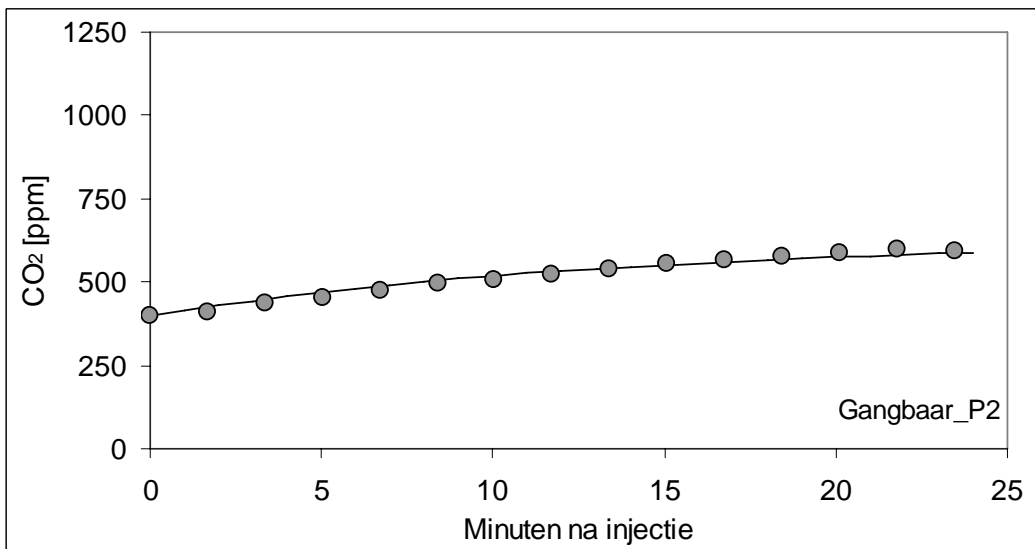
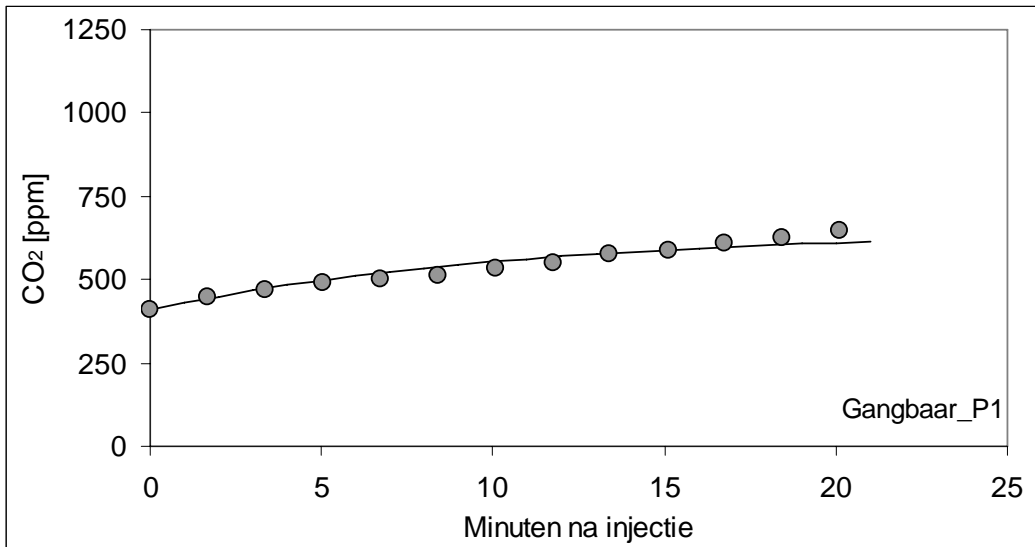
**Figuur D.9** N<sub>2</sub>O-concentraties (vergist; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



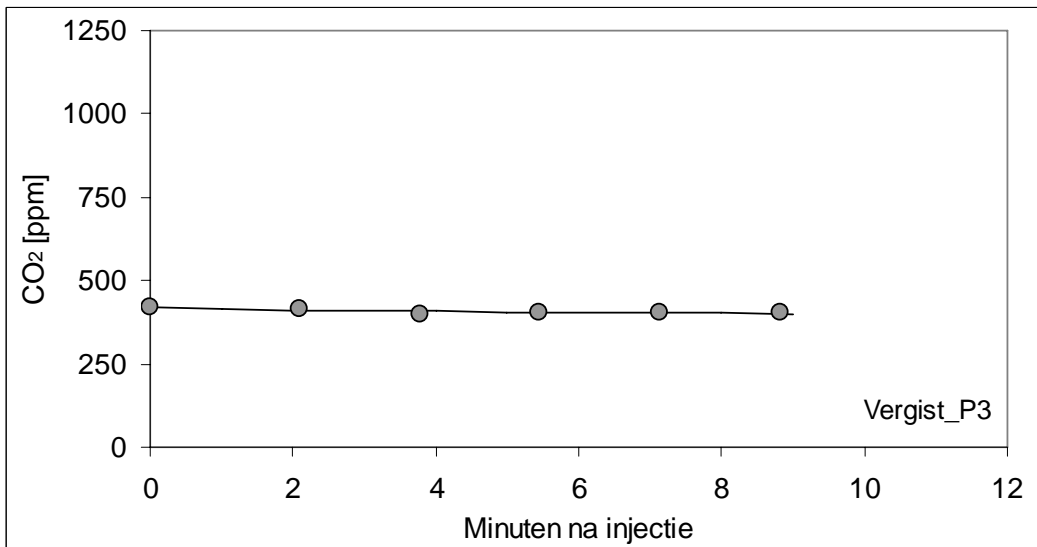
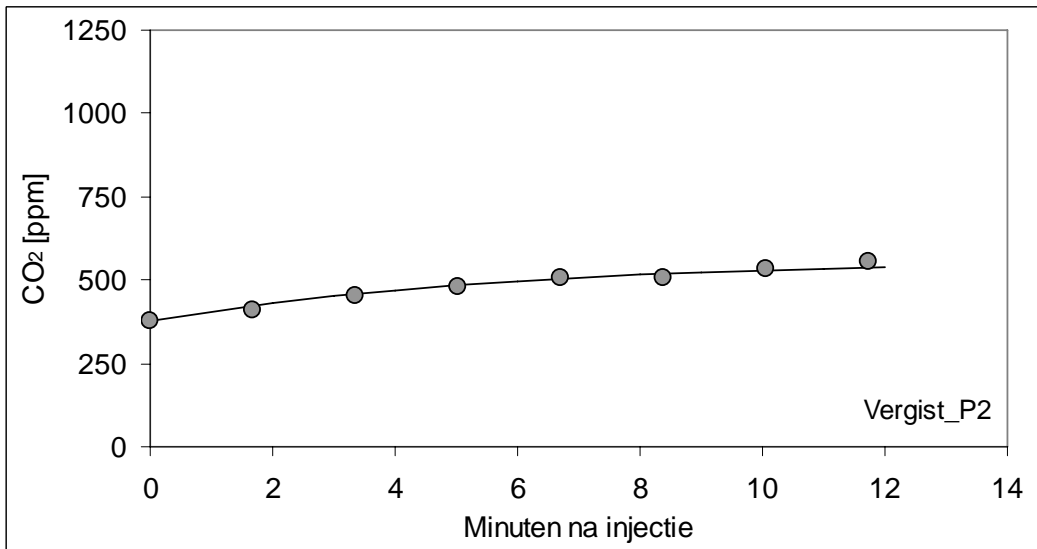
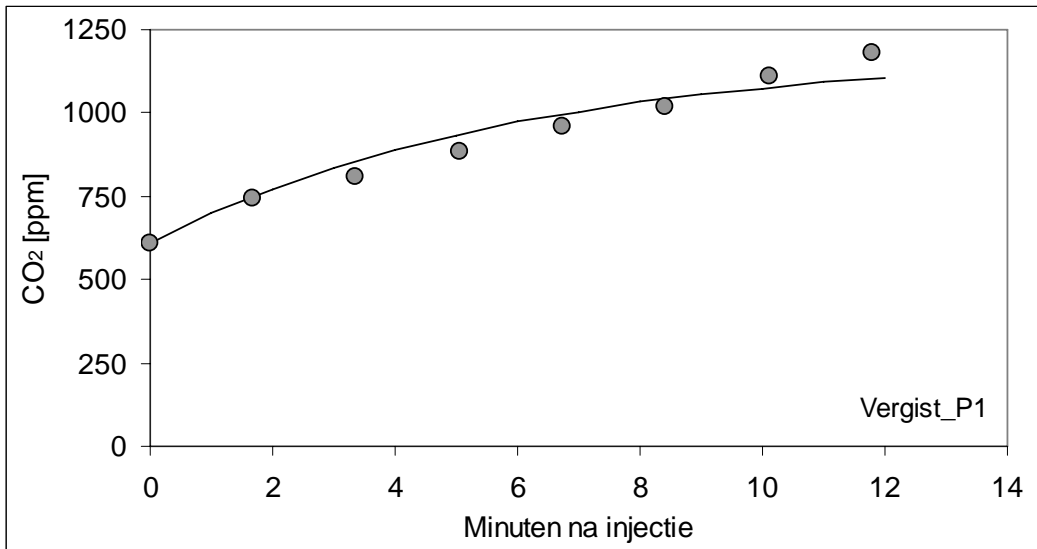
**Figuur D.10** CO<sub>2</sub> concentraties (achtergrond; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



**Figuur D.11** CO<sub>2</sub> concentraties (gangbaar; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



**Figuur D.12** CO<sub>2</sub> concentraties (vergist; [ppm]) tijdens experiment 3 (P1: periode 1; P2: periode 2; P3: periode 3), en regressielijn volgens vergelijking (3)



## Literatuur

- Amon, B., V. Kryvoruchko, T. Amon en S. Zechmeister-Boltenstern (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112 (2-3), 153-162.
- Anonymous (2004). Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow, Duitsland.
- Binkley, D. en D. Richter (1987). Nutrient cycles and H<sup>+</sup> budgets of forest ecosystems. *Advances in Ecological Research* 16, 1-51.
- Birkmose, T. (2000). Centralised biogas plants; a contribution to sustainable agriculture. The Danish Agricultural Advisory Centre, Skejby, Denmark.
- Bobbink, R., D. Boxman, E. Fremstad, G. Heil, A. Houdijk en J. Roelofs (1992). Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In *Critical loads for nitrogen* (eds. Grennfelt, P. and E. Thörnelöf), p.41. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Bosker, T. en A. Kool (2004). Emissies bij aanwending van vergiste mest. Centrum voor Landbouw en Milieu, Culemborg.
- CEN (2003). Air quality: Determination of odour concentration by dynamic olfactometry (EN 13725). Brussels, Belgium: European Committee for Standardization
- Clemens, J. en A. Huschka (2001). The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59, 193-198.
- Clemens, J., M. Trimborn, P. Weiland en B. Amon (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112 (2-3), 171-177.
- De Boer, H.C. (2004). Stikstoflevering uit onvergiste en vergiste runderdrijfmest na zodebemesting van grasland op zware zeelei. Praktijkrapport Rundvee 51, Praktijkonderzoek Animal Sciences Group van Wageningen UR.
- Denmead, O.T. (1983). Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems* (eds. J.R. Freney en J.R. Simpson), pp. 133-157. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- EU (2001). Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. *Official Journal L* 309, 27/11/2001, pp. 22-30
- Hansen, M.N., P. Kai en H.B. Møller (2006). Effects of anaerobic digestion and separation of pig slurry on odour emission. *Applied Engineering in Agriculture* 22(1), 135-139.
- Harreveld, A.P.H. van (1981). De geuremissie tijdens en na het verspreiden van varkensmest. IMAG Rapport 37.
- Heij, G.J., en T. Schneider (1991). Acidification research in the Netherlands. In *Studies in Environmental Science* 46 (eds. Heij, G.J. and Schneider, T.), pp. 3-24, Elsevier, Amsterdam.
- Heil, G.W. en M. Bruggink (1987). Competition for nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Oecologia* 73, 105-107.
- Huijsmans, J.F.M. (2003). Manure application and ammonia volatilization. PhD Thesis, Wageningen University.
- Klein Goldewijk, K., J.G.J. Olivier, J.A.H.W. Peters, P.W.H.G. Coenen en H.H.J. Vreuls (2005). Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2003. National Inventory Report 2005. RIVM Report 773201009/2005.
- MNP (2005). Milieucompendium 2005: Milieu en Natuur in cijfers.
- Mosquera, J., P. Hofschreuder, J.W. Erisman, E. Mulder, C.E. van 't Klooster, N.W.M. Ogink, D. Swierstra en N. Verdoes (2002). Meetmethoden gasvormige emissies uit de veehouderij. IMAG rapport 2002-12.
- Mosquera, J., C. ter Beek en J.M.G. Hol (2007). Meetmethodes voor geuremissie na mesttoediening. *In voorbereiding*.
- Ogink, N.W.M. en G. Mol (2002). Uitwerking van een protocol voor het meten van de geuremissie uit stallocaties en stalsystemen in de veehouderij. IMAG nota P 2002-57, 31 pp.
- Pain, B.F., T.H. Misselbrook, C.R. Clarkson en Y.J. Rees (1990). Odor and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 259-267.
- Rubaek, G.H., K. Henriksen, J. Petersen, B. Rasmussen en S.G. Sommer (1996). Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *Journal of Agricultural Science* 126, 481-492.
- 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. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 35, 1297-1310.
- Schulze, E.D., W. de Vries, M. Hauhs, K. Rosén, L. Rasmussen, S.O. Tamm en J. Nilsson (1989). Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 48, 451-456.

- Sommer, S.G. en S. Husted (1995). The chemical buffer system in raw and digested animal slurry. *Journal of Agricultural Science* 124, 45-53.
- Sommer, S.G. en J.E. Olesen (1991). Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality* 20, 679-683.
- Sommer, S.G., M.N. Hansen en H.T. Søggaard (2004). Infiltration of slurry and ammonia volatilization. *Biosystems Engineering* 88(3), 359-367.
- Sommer, S.G., L.S. Jensen, S.B. Clausen en H.T. Søggaard (2006). Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *Journal of Agricultural Science* 144(3), 229-235.
- Van Breemen, N. en H.F.G. van Dijk (1988). Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environmental Pollution* 54, 249-274.
- Van Dam, D., H.F. van Dobben, C.F.J. ter Braak en T. de Wit (1986). Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in the Netherlands. *Vegetatio* 65, 47-52.
- Velthof, G.L., J. Dolfing, G.J. Kasper, J.W. van Groeningen, W.J.M. de Groot, A. van den Pol- van Dasselaar en P.J. Kuikman (2002). Beperkingen van lachgasemissie uit bemeste landbouwgronden. Eindrapport voor Reductie Overige Broeikasgassen Landbouw Cluster 1, Alterra, Wageningen.
- VROM (1998.) Nationaal Milieubeleidsplan 3. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.
- VROM en LNV (1996). Richtlijn Veehouderij en Stankhinder 1996. Publicatie van de Ministeries van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Wulf, S., M. Maeting en J. Clemens (2002a). Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading. I. Ammonia volatilization. *Journal of Environmental Quality* 31, 1789-1794.
- Wulf, S., M. Maeting en J. Clemens (2002b). Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading. II. Greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality* 31, 1795-1801.
- Zethner, G., E. Pfundtner en J. Humer (2002). Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen. Monographien, Band 160, Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd), Wien, Oostenrijk.