

CENTRUM VOOR AGROBIOLOGISCH ONDERZOEK
WAGENINGEN

AMMONIAK-EMISSIE UIT GRASLAND

N. Vertregt en B. Rutgers

CABO-verslag nr. 65

Nederlands Zure Regenprogramma
rapport 64-1

Wageningen, 1987

267361

Inhoudsopgave	Pagina
1. Inleiding	2
2. Meetapparatuur	3
3. Experimenten	5
3.1. Proefvelden	5
3.1.1. Zandgrond	5
3.1.2. Kleigrond	5
3.1.3. Veengrond	6
3.1.4. Bodemkenmerken	6
3.2. Uitvoering van de experimenten	6
4. Resultaten en discussie	8
4.1. Algemeen	8
4.2. Invloed van de stikstofconcentratie in de urine	10
4.3. Invloed van beregening	11
4.4. Hoogte van de begroeiing	13
4.5. Stikstofbemestingsniveau	13
4.6. Effect van de windsnelheid	14
4.7. Invloed van de grondsoort op de ammoniakvervluchtiging	17
4.8. Verband tussen bodem pH en ammoniakvervluchtiging	18
4.9. Stikstofbalans en ammoniakvervluchtiging	20
5. Conclusie	21
6. Literatuur	23
Tabellen 1-4	

1. INLEIDING

Op intensieve weidebedrijven is de jaarlijkse kunstmest stikstof (N) bemesting ongeveer 400 kg N ha^{-1} . Bij dit bemestingsniveau wordt ongeveer 75% van het gras opgenomen door het vee en wordt tot 65% van de opgenomen N met de urine uitgescheiden (1,2). De N-uitscheiding in de urine gedurende het weideseizoen is dan $270 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Een voor de grasgroei optimale kunstmest-N gift van $270 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ aangevuld met de beschikbaar komende bodem- en urine-N leidt tot een N-opname door het vee van $400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. De N-uitscheiding in de urine is bij dit bemestingsniveau $190 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Deze N-uitscheiding in de urine kan ook verder naar het dier worden gespecificeerd. In een beweidingscyclus van 30 dagen is de gemiddelde veebezetting 3,2 runderen per ha. De dagelijkse voederopname is te stellen op 15 kg droge stog met 35 g N kg^{-1} . Het aantal urinelozingen is 10 per dag met een volume van 2-3 liter en een stikstofconcentratie van $7-14 \text{ g N l}^{-1}$. Een urineplek beslaat een oppervlak van $0,5 \text{ m}^{-2}$ (3,4,5). Per beweidingscyclus van 30 dagen wordt dus 5% van het grasland met urineplekken bedekt met een N-belasting in de plekken van $400-800 \text{ kg N ha}^{-1}$. Voor de meting van de ammoniakvervluchtiging bemonsteren Ball et al. (3) de ventilatielucht in een over de urineplek geplaatste doos met een grondoppervlak van $0,1 \text{ m}^2$. Bij een ventilatiesnelheid van slechts $0,01 \text{ m s}^{-1}$ en een urinegift overeenkomend met $300-600 \text{ kg N ha}^{-1}$ vervluchtigt 15% van de N in de vorm van ammoniak, en gaat nog eens 35% van de N langs onbekende andere weg verloren. De auteurs opperen de mogelijkheid dat de ammoniakemissie met de meetmethodiek wordt onderschat.

Sherlock et al. (6) passen een vergelijkbare methode toe, met een luchtsnelheid van $0,05 \text{ m s}^{-1}$. Gemeten wordt een ammoniakvervluchtiging van 8-37% bij een urinegift op basis van 500 kg N ha^{-1} . De auteurs achten het waarschijnlijk dat, onder de omstandigheid dat processen als nitrificatie en immobilisatie afwezig zijn, uiteindelijk de volledige hoeveelheid urine-N als ammoniak vervluchtigt. Vallis et al. (4) meten 28% ammoniakvervluchtiging bij een luchstroomsnelheid van $0,1-1,5 \text{ m s}^{-1}$.

Het bezwaar van de afwijkende omgevingsomstandigheden bij het meten onder geventileerde dozen wordt ondervangen bij het gebruik van een micrometeorologische meetmethode, waarbij de over een groot meetperceel waaiende lucht wordt bemonsterd en de ammoniakvervluchtiging uit de profielopbouw in de atmosfeer en de windsnelheid wordt berekend (7). Met deze methode wordt door Ryden een ammoniakvervluchtiging van 35-53% van de N-gift aan het grasland gemeten, dat is dus 70-100% van de urinestikstof (8). Op basis van de literatuurgegevens kan een ammoniak-N vervluchtiging uit beweid grasland worden berekend van $25-200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Deze potentieel hoge NH_3 -emissie uit beweid grasland was aanlei-

ding tot het uitvoeren van een nader onderzoek naar de omvang van de NH_3 -emissie en naar de mogelijkheden om deze te beperken.

Het is in beginsel mogelijk om de ammoniakemissie te berekenen uit fysisch-chemische eigenschappen van de bodem. Het kwantificeren van de reactieconstanten, de diffusiecoëfficiënten en vooral ook van de ammoniumconcentratie in de heterogene bovenste bodemlaag is echter niet eenvoudig.

Daarom is besloten om de ammoniakemissie te meten in een ruimtelijk goed gedefinieerd windtunnelsysteem. De dimensionering is zo gekozen dat de milieuomstandigheden in de tunnelruimte niet belangrijk afwijken van het klimaat buiten de tunnel. Windsnelheid en regenval, en eventueel ook straling, kunnen dan als proefvariabelen nog op gewenste waarden worden ingesteld.

In dit verslag wordt een overzicht gegeven van de in 1986 verkregen proefresultaten. Een verdere uitwerking vindt plaats in een volgend rapport.

2. MEETAPPARATUUR

De ammoniakvervluchtiging uit een urineplek wordt gemeten door bemonstering van de uit een over de plek geplaatste geventileerde tunnel stromende lucht, zie figuur 1.

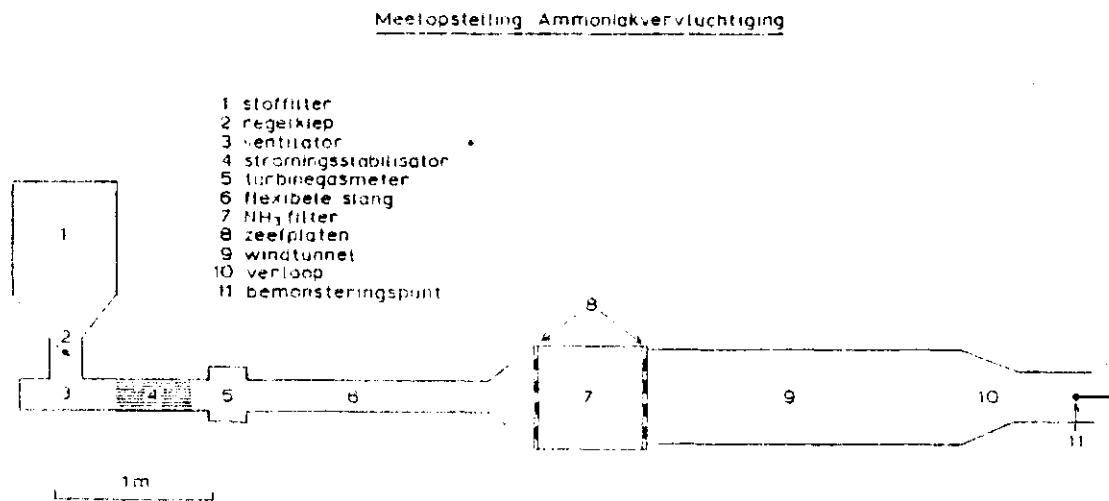


Fig. 1. Schema van de meetopstelling van ammoniakvervluchtiging.

Een centrifugaalventilator zuigt buitenlucht aan door een $2 \mu\text{m}$ stoffilter. In de verbindingspijp tussen ventilator en stoffilter is een smoorklep gemonteerd. Hiermee kan het totaal debiet door het systeem worden ingesteld van 200 tot $1850 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$, overeenkomend met een gemiddelde windsnelheid (in de windtunnel) van $0,16$ tot $1,50 \text{ m s}^{-1}$. De uit de ventilator stromende lucht wordt eerst door een stromingsstabilisator geleid en daarna door een turbinegasmeter die het volume registreert. Via een flexibele slang stroomt de lucht naar het

ammoniakfilter, dat bestaat uit met fosforzuur geïmpregneerde polypropyleen filterzakken. Het filter is gemonteerd in een filterkast tussen twee zeefplaten om een gelijkmatige verdeling van de lucht over het totale filteroppervlak te verkrijgen. De ammoniakvrije lucht stroomt vervolgens door de windtunnel, welke is gevormd uit één plaat doorzichtig polycarbonaat (dikte 3 mm) met de afmeting: $l \times b \times h = 2,00 \text{ m} \times 0,55 \text{ m} \times 0,64 \text{ m}$.

De onderzijde van de tunnel rust in twee U-profielen. Deze U-profielen zijn op een ijzeren frame gelast dat over de volle hoogte van 12 cm de grond in is gedreven. De tunnel beslaat een bodemoppervlak van $1,10 \text{ m}^2$. Het einde van de tunnel is vernauwd tot de effectieve doorsnede van de zeefplaten. Nabij het einde van deze vernauwing wordt de uitstromende lucht op acht plaatsen, gelijkmatig verdeeld over het oppervlak, bemonsterd. Via een teflon slang wordt het luchtmonster naar de gasabsorptie-opstelling geleid (Figuur 2).

Bemonsteringsopstelling

- A wasfles met fosforzuur
- B flowregelaar
- C vacuumpomp
- D gasmeter

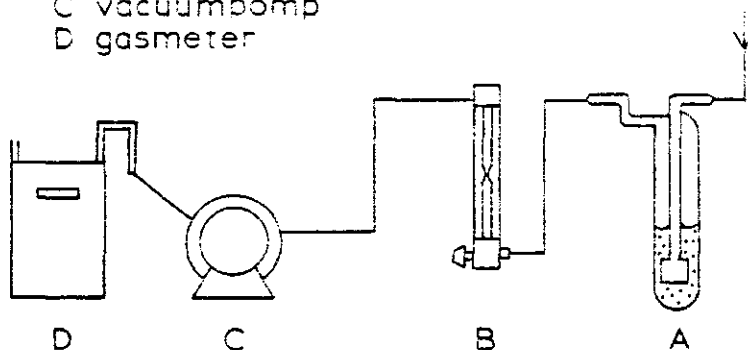


Fig. 2. Schema van de ammoniakabsorptie-opstelling.

Een vacuumpompje zuigt de lucht door een gaswasfles met 80 ml van een $0,27 \text{ mol l}^{-1}$ fosforzuuroplossing. De monsternamenflow wordt m.b.v. een flowmeter met naaldventiel globaal ingesteld op 13 l min^{-1} . Het bemonsterde volume wordt met een balgengasmeter nauwkeurig gemeten. Aan het einde van de monsterperiode wordt de gaswasfles verwijderd. In het laboratorium wordt de oplossing aangevuld tot 100 ml en wordt de ammoniumconcentratie bepaald met een colorimetrische analyse gebaseerd op de Berthelotreactie in een Technicon Auto Analyzer II systeem. De detectielimiet bij deze werkwijze is $0,005 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ uur}^{-1}$. De detectielimiet kan nog worden verlaagd tot $0,0001 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ uur}^{-1}$ door gebruik te maken van denuder buizen voor de ammoniakabsorptie en daarbij de ventilatiesnelheid te beperken tot $500 \text{ m}^3 \text{ uur}^{-1}$.

3. EXPERIMENTEN

3.1. Proefvelden

3.1.1. Zandgrond

Een perceel grasland van de proefboerderij Droevendaal te Wageningen werd onderverdeeld in 20 veldjes van $3,5 \times 10 \text{ m}^2$. Een deel van de veldjes werd op een hoog, een ander deel op een laag N-niveau bemest; resp. 480 en $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. In de proefperiode werd volgens onderstaand schema bemest.

Datum bemesting	N-bemesting kg N ha^{-1}	
	Laag N-niveau	Hoog N-niveau
2/4	40	81
9/5	20	81
4/6	20	81
2/7	20	81
29/7	20	81

Per meetperiode werd op twee objecten de ammoniakvervluchtiging gemeten. Hier toe werd per veld van 35 m^2 een meetveldje, een parallelveldje en een blanco-veldje uitgezet met afmetingen van $2 \text{ m} \times 0,55 \text{ m}$. De nog te gebruiken velden werden tot 5 dagen vóór het begin van een experiment wekelijks met een gazonmaaier gemaaid om een goed gesloten zode te behouden. Het gemaaid gras werd afgevoerd. Aan het meetveldje en parallelveldje werd bij aanvang van het experiment urine toegediend, aan het blancoveldje werd geen urine toegediend. Na toediening van de urine werd op het betreffende veld geen kunstmest-N meer gegeven. Alleen over het meetveldje werd een tunnel geplaatst en werd de ammoniakvervluchtiging gemeten. Elke meetperiode duurde 10 dagen, alleen meetperiode 3 duurde 9 dagen.

3.1.2. Kleigrond

Op het proefterrein van het CABO te Wageningen werden drie kuilen van $4 \text{ m} \times 2 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$ gegraven. De kuilen werden na te zijn bekleed met landbouwplastic gevuld met kleigrond, een kalkhoudende lichte zavel afkomstig uit Swifterbant.

De veldjes werden ingezaaid met Engels raaigras (*Lolium perenne* L.). De verdere behandeling was als bij de zandgrondpercelen, de N-bemesting was gelijk aan het hoogste N-niveau op zandgrond.

3.1.3. Veengrond

Als onder 3.1.2. werden drie kuilen gevuld met veengrond afkomstig uit Zegveld, ingezaaid en bemest.

3.1.4. Bodemkenmerken

Bodemkenmerken van de verschillende grondsoorten zijn

	pH	org.	CaCO ₃	afslib-	CEC	kationsamenstelling			
	(KCl)	stof		baar	me/100 g	(% van CEC)			
		%	%	%		Ca	Mg	K	Na
Zandgrond	5,0	5,7	-	-	16,3	33,9	4,4	0,8	0
Kleigrond	7,4	2,6	6,4	28	21,2	-	5,4	0,8	0
Veengrond	5,7	71,6	-	-	130,0	18,8	2,0	0,3	0

3.2. Uitvoering van de experimenten

Van het parallelveldje en het blancoveldje werd het minerale-N gehalte van de bodem vóór urinetoediening bepaald. Hiertoe werden de lagen 0-10 cm, 10-20 cm en 20-40 cm bemonsterd; elk monster bestond uit zes steken. Ammonium-N en nitraat-N werden bepaald in een 1:2,5 (w/v) 1 M KCl extract m.b.v. een Technicon Auto Analyzer II systeem.

Om 09.00 uur werd m.b.v. een gieter de urine homogeen over het meetveldje en over het parallelveldje verdeeld. Onmiddellijk hierna werd de tunnel op het meetveldje geplaatst en werd de meting gestart.

Tijdens de dagperiode (8-20 uur) werd de windsnelheid in de tunnel ingesteld op $1,5 \text{ m s}^{-1}$, tijdens de nachtperiode (20-8 uur) op $0,5 \text{ m s}^{-1}$.

De wasflessen werden tijdens de eerste vier dagen van elke meetperiode verwisseld om 08.00 uur, 12.00 uur, 16.00 uur en 20.00 uur, daarna om 08.00 uur en 20.00 uur.

De bodemtemperatuur (laag 0-3 cm) van het meetveldje en van het parallelveldje werd m.b.v. thermokoppels gemeten om 08.00 uur, 12.00 uur, 16.00 uur en 20.00 uur. De oppervlakte-pH van de bodem van het parallelveldje werd gemeten m.b.v. een gecombineerde glas/calomel elektrode na plaatselijk bevochtigen van de bodem. Deze metingen werden op de eerste dag verricht om 08.00 uur (vóór urinetoediening), 12.00 uur, 16.00 uur en 20.00 uur en op de volgende dagen om 08.00 uur.

Aan het einde van de meetperiode werd van het meetveldje, het parallelveldje en het blancoveldje het minerale-N gehalte van de bodem bepaald in de lagen 0-10 cm, 10-20 cm en 20-40 cm, 2 mengmonsters van elk 6 steken op het meetveldje en het parallelveldje en 1 op het blancoveldje. Eén week na afloop van de meetperiode werden de veldjes gemaaid en werden de drogestof- en N-opbrengsten bepaald.

Voor de uitvoering van de experimenten werd gebruik gemaakt van kunsturine omdat de ureum in runderurine snel hydrolyseert, waardoor de urine omgezet wordt in een ammoniakoplossing.

De samenstelling van kunsturine met een N-gehalte van $12,1 \text{ g N l}^{-1}$ is:

	g l^{-1}	% N van totaal
Ureum	24,0	89,1
Hippuurzuur	10,0	6,2
Creatinine	0,200	0,6
Allantoïne	0,500	1,4
Urinezuur	0,070	0,2
Ammoniumchloride	1,20	<u>2,5</u>
		100,0
KHCO_3	19,2	
KCl	14,3	

Uit laboratorium-experimenten is gebleken dat de ureumhydrolysesnelheid, het pH-verloop en het N-verlies van mengsels van kunsturine met grond gelijk is aan het verloop van deze parameters in mengsels van runderurine met grond. Doak (5).

4. RESULTATEN EN DISCUSSIE

4.1. Algemeen

Een totaaloverzicht van de resultaten van de experimenten uitgevoerd in 1986 is gegeven in de tabellen 1 en 2. Voor elk experiment is getabelleerd: de ammoniakvervluchtiging in de meetperiode (in kg N ha^{-1} en als % van de gift urine-N), de ammoniakvervluchtiging op de laatste meetdag, het gemiddelde van de globale stralingssom, het gemiddelde van de bodemtemperatuur (laag 0-3 cm) gemeten om 16.00 uur, het volumetrische bodemvochtgehalte (laag 0-10 cm) aan het begin van het experiment. De bodemvoorraad anorganische-N (laag 0-40 cm) aan het begin en aan het eind van de meetperiode, de geschatte N-opname door het gras in de meetperiode en het N-balanstekort aan het eind van de meetperiode.

In tabel 3 is per meetperiode de ammoniakvervluchtiging tijdens elke dag- en nachtperiode vermeld. In tabel 4 zijn de 's morgens gemeten oppervlakte-pH's van de bodem gedurende de meetperiode weergegeven; voor dag 1 is de gemiddelde waarde van de oppervlakte-pH vermeld.

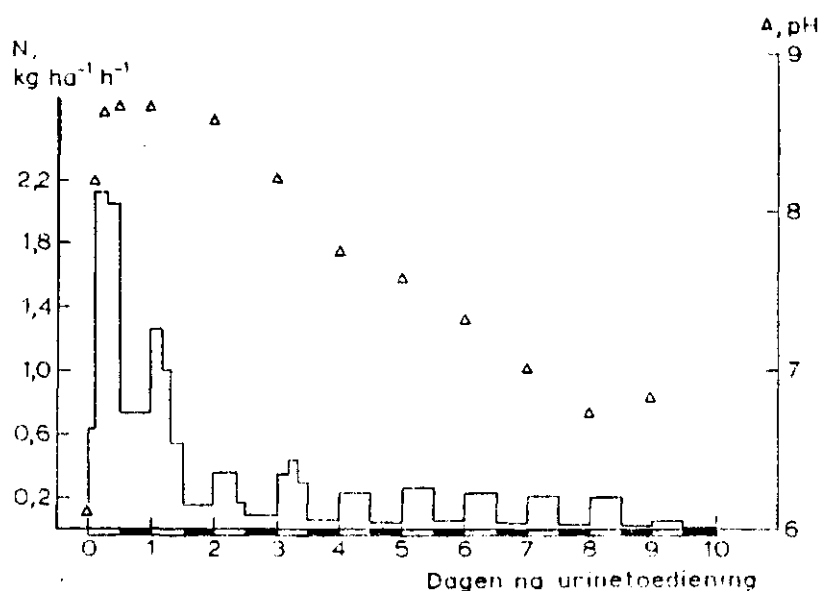


Fig. 3. Verloop van de ammoniakvervluchtiging en de oppervlakte pH van de bodem in experiment 4.1. □ dagperiode, 8-20 uur ■ nachtperiode.

In figuur 3 is voor een representatief experiment, 4.1, het verloop van de ammoniakvervluchtiging en de oppervlakte-pH van de bodem tijdens de meetperiode weergegeven. In de tweede bemonsteringsperiode van 4 uur na de urinetoediening werd de maximale vervluchtiging bereikt, deze bedroeg hier $2,12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{uur}^{-1}$. De vervluchtiging per dag nam gedurende het verloop van de meetperiode

geleidelijk af en bedroeg gedurende het laatste etmaal van de meetperiode gemiddeld $0,033 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ uur}^{-1}$. De vervluchtiging was overdag circa vier tot acht maal hoger dan 's nachts, als gevolg van de omstandigheid dat in de nachtperiode de instraling en de windsnelheid in de tunnel lager waren. De ammoniakvervluchtiging was in deze meetperiode 67 kg N ha^{-1} ; 70% hiervan vervluchtigde in de eerste drie dagen van de meetperiode. De oppervlakte-pH van de bodem was binnen 8 uren na de urinetoediening gestegen van 6,11 tot een maximum van 8,65 als gevolg van de ureumhydrolyse. Het tijdstip waarop de maximale pH werd bereikt, viel vrijwel samen met het bereiken van de maximale ammoniakvervluchtiging. In de loop van de meetperiode daalde de pH geleidelijk tot 6,84 op dag 9; de oorspronkelijke pH van 6,11 werd dus binnen de duur van de meetperiode niet meer bereikt.

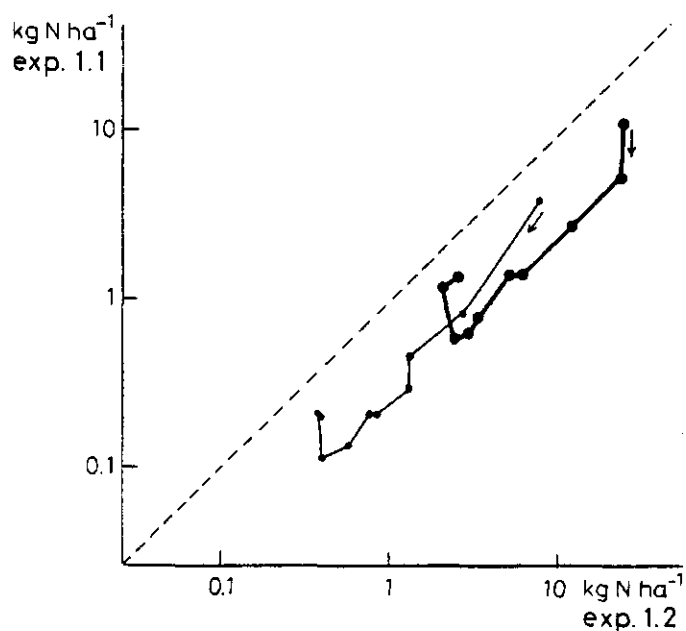


Fig. 4. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha^{-1} , gedurende tien opeenvolgende dag- (●) en nacht (.) perioden bij hoge (exp. 1.2) en lage (exp. 1.1) N-concentratie in de urine.

Achtereenvolgens wordt hierna de invloed van de verschillende proefvariabelen op het verloop van de ammoniakvervluchtiging besproken. Hierbij worden telkens de resultaten van 2 gelijktijdig uitgevoerde experimenten vergeleken. De meetwaarden van de 2 objecten zijn voor een gelijktijdige meetperiode van 12 uur weergegeven in 1 punt in een dubbellogarithmische grafiek. Verschillen in emissie zijn over een groot meetbereik duidelijk af te lezen.

4.2. Invloed van de stikstofconcentratie in de urine

De experimenten 1 en 2 zijn uitgevoerd bij twee N-concentratieniveaus in de urine: 6 g N per liter (1.1 en 2.1) en 12 g N per liter (1.2 en 2.2). Tot de aanvang van de proef was de toegediende N-bemesting in experiment 1 40 kg N ha^{-1} , in experiment 2 160 kg N ha^{-1} . De resultaten van de experimenten zijn weergegeven in de figuren 4 en 5.

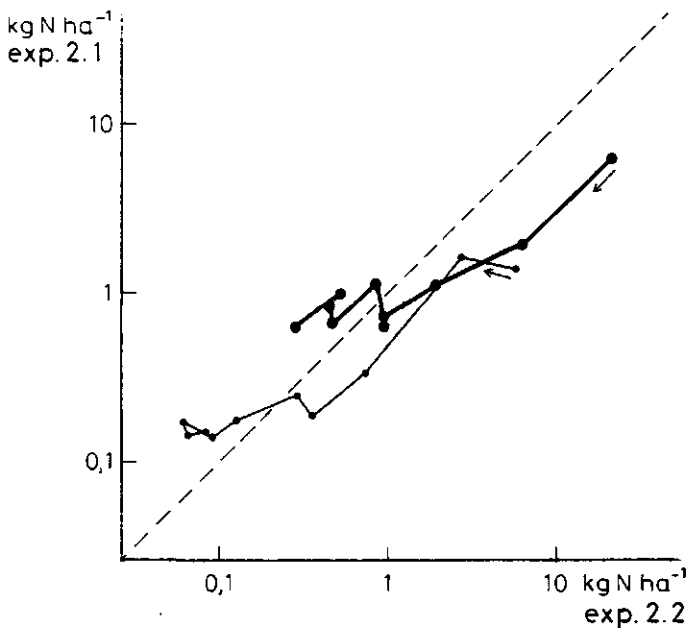


Fig. 5. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha^{-1} , gedurende tien opeenvolgende dag- (●) en nacht (.) perioden bij hoge (exp. 2.2) en lage (exp. 2.1) N-concentratie in de urine.

Er was een aanzienlijk verschil tussen de ammoniakvervluchtiging tijdens de dag- en de aansluitende nachtperioden. Dit grote verschil werd veroorzaakt doordat gedurende de nachtperiode niet alleen de instraling maar ook de ingestelde windsnelheid lager was.

In experiment 1, dat vroeg in het seizoen en bij een lage bemesting met kunstmest-N werd uitgevoerd, was de NH_3 -vervluchtiging bij de lage urine-N gift (object 1.1) in de eerste acht dagen na toediening slechts 33% van de vervluchtiging bij de hogere urine-N concentratie (1.2). Bij de lage N-concentratie in de urine liep ook de bodem-pH sneller terug. In experiment 2 was de ammoniakvervluchtiging bij lage N-concentratie in de urine aanvankelijk wel lager, maar na vijf dagen nam alleen de emissie in het object met de hoge gift urine-N nog verder af tot beneden het niveau dat in het object met de lage N-concentratie in de urine is bereikt. Deze uiteindelijk hogere NH_3 -emissie in object 2.1 was

niet in overeenstemming met de gemeten bodemvoorraad aan NH_4^+ aan het einde van de meetperiode, en ook niet met de dan gemeten oppervlakte pH. Over de eerste vijf dagen was de ammoniakemissie in object 2.1 34% van de emissie in 2.2. De N-concentratie c.q. N-hoeveelheid in de urine had dus een belangrijke invloed op de ammoniakemissie.

De ammoniakvervluchtiging in object 2.2 daalde tot een lagere waarde dan in het met betrekking tot de urinegift overeenkomstige object 1.2. Aan het eind van de meetperiode was in object 2.2 de bodem-pH lager en de nitraatvoorraad hoger dan in object 2.1. Blijkbaar was in de tweede meetperiode, bij hogere bodemtemperatuur, de nitrificatiesnelheid hoger.

4.3. Invloed van beregening

De windtunnel werd normaal tijdens een meetperiode niet van het meetveldje verwijderd zodat neerslag het meetveldje niet bereikte.

De invloed van beregening op de ammoniakvervluchtiging werd in de experimenten 3.1, 3.2, 4.1 en 4.2 onderzocht. Hiertoe werd kunstmatig beregend: over meetveldje, parallelveldje en blancoveldje werd m.b.v. een gieter de gewenste hoeveelheid leidingwater homogeen verdeeld. In experiment 3.1 werd direct na de urinetoediening 12 mm beregend. In experiment 3.2 werd direct na de urinetoediening 3 mm beregend en vervolgens zowel op de tweede, derde en vierde dag van

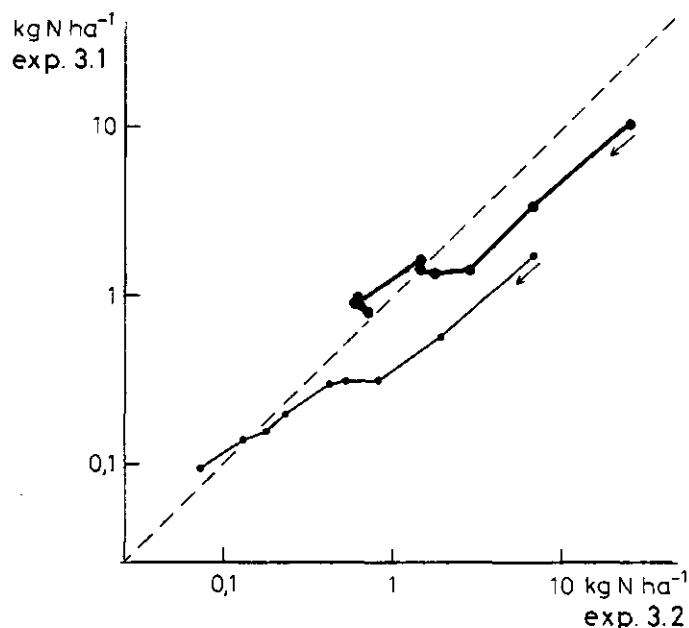


Fig. 6. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha^{-1} , gedurende negen resp. tien opeenvolgende dag- (●) en nachtperioden (.), na beregening met 12 mm water (exp. 3.1) ten opzichte van vier maal 3 mm (exp. 3.2).

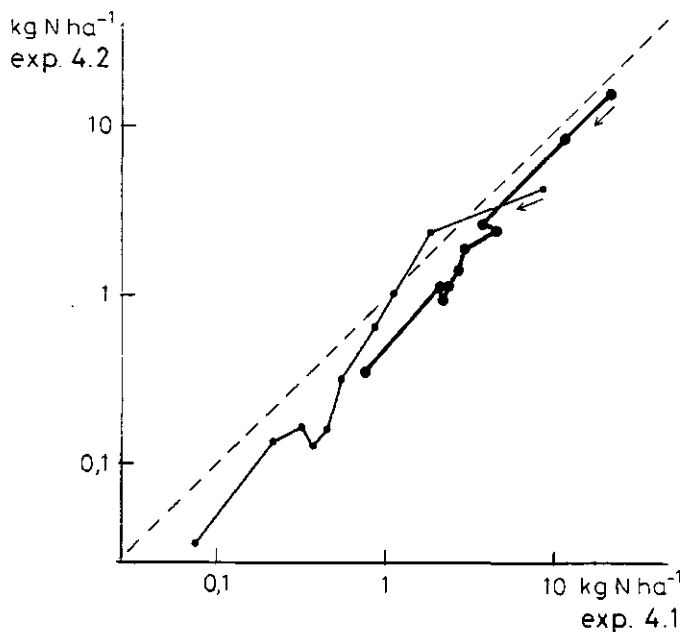


Fig. 7. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha^{-1} , gedurende negen resp. tien opeenvolgende dag- (●) en nacht (○) perioden, na berekening met 12 mm water (exp. 4.2) ten opzichte van geen berekening (exp. 4.1).

de meetperiode 3 mm. In experiment 4.2 werd direct na de urinetoeiening 12 mm berekend. In experiment 4.1 werd niet berekend.

De resultaten zijn weergegeven in de figuren 6 en 7.

In experiment 3.1. leidde de onmiddellijk na urinetoeiening uitgevoerde berekening van 12 mm tot een halvering van de ammoniakvervluchtiging in de eerste vier dagen na het begin van het experiment. De dagelijkse berekening met 3 mm in object 3.2 had geen invloed op het niveau van de vervluchtiging, vergeleken met gemiddelde van de andere objecten. Na 3 dagen was het effect van het inspoelen in object 3.1 verdwenen en stagneerde de verdere afname van de vervluchtigingssnelheid. Hierdoor was na een tweede periode van 3 dagen de vervluchtigingssnelheid in beide objecten van experiment 3 weer gelijk.

In experiment 4.2 was de invloed van een eenmalige berekening met 12 mm water minder groot dan in het vergelijkbare object 3.1. De ammoniakemissie was in 4.2 aanvankelijk groter dan in 3.1. Dit verschil zou veroorzaakt kunnen zijn door de hogere instraling in periode 4, waardoor het opwaartse transport van water en NH_4^+ kan zijn bevorderd. De oppervlakte-pH was in overeenstemming hiermee in 4.2 hoger dan in 3.1.

Het verloop van de vervluchtiging uit het niet-beregende object 4.1 was vergelijkbaar met het met 4×3 mm beregende object 3.2. De hogere instraling in periode 4 zou dus een vergelijkbaar effect hebben als de berekening in 3.2. Ook volgens deze analyse werd de ammoniakvervluchtiging positief beïnvloed door een geregelde geringe bevochtiging van de bodem.

4.4. Hoogte van de begroeiing

In experiment 5 is de invloed van de aanwezigheid van de vegetatie op de ammoniakvervluchtiging onderzocht. In object 5.1 werd het gras vóór het toedienen van de urine tot op het maaiveld afgeknipt. In object 5.2 werd het gras 5 dagen vóór het begin van het experiment op gazonhoogte gemaaid, en de urine op het hergroeiende gras aangewend.

Het resultaat is weergegeven in figuur 8.

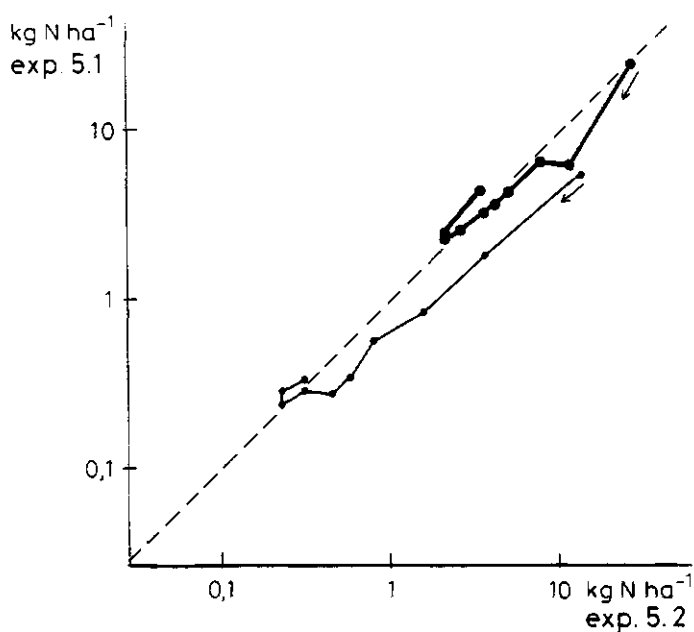


Fig. 8. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha^{-1} , gedurende tien opeenvolgende dag- (●) en nacht (•) perioden bij hergroeiend (exp. 5.2) en tot de grond weggeknipt gras (exp. 5.1).

Gedurende de nacht was de ammoniakvervluchtiging van het onbegroeide object 5.1 lager dan in het begroeide object 5.2. Ook de oppervlakte pH was in object 5.1 lager. Mogelijke oorzaken van dit verschijnsel zijn niet nader geanalyseerd. Overdag is geen effect van de begroeiing op de vervluchtiging waarneembaar.

4.5. Stikstofbemestingsniveau

In meetperiode 6 werd de invloed van het N-bemestingsniveau van het grasland op de ammoniakvervluchtiging onderzocht. Object 6.1 was tot aan de aanvang van de proefperiode bemest met 100 kg N ha^{-1} , object 6.2 met 320 kg N ha^{-1} . Het resultaat is weergegeven in figuur 9.

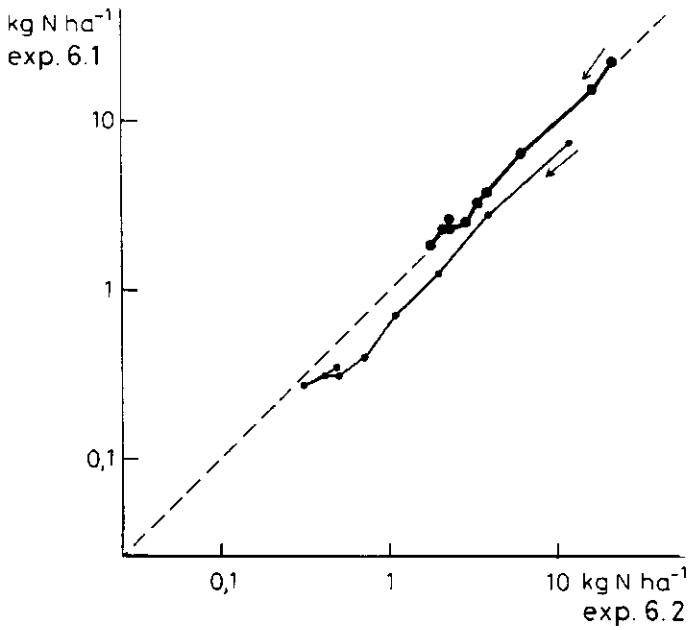


Fig. 9. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha⁻¹, bij hoog (exp. 6.2) resp. laag (exp. 6.1) N-bemestingsniveau van grasland gedurende 10 opeenvolgende dag- (●) en nacht (.) perioden.

Het verloop van de ammoniakvervluchtiging was vergelijkbaar met andere meetperiodes. Een directe invloed van het N-bemestingsniveau op de ammoniakemissie was overdag niet waarneembaar, noch in de omvang van de ammoniakemissie, noch via de oppervlakte-pH van de bodem. In de nachtperiodes was de ammoniakvervluchtiging bij hoge N-bemesting hoger dan bij lage N-bemesting.

4.6. Effect van de windsnelheid

In meetperiode 7 werd de invloed van de windsnelheid op de ammoniakvervluchtiging onderzocht. De eerste vier dagen van de meetperiode werd de windsnelheid van beide tunnels overdag om de drie uur van 0,5 naar 1,5 m s⁻¹ of omgekeerd ingesteld, daarna werd de windsnelheid alleen aan het begin van de dag- of nachtperiode versteld. Zowel overdag als 's nachts werkten de tunnels op elk moment met ongelijke windsnelheden.

In figuur 10 is het verloop van de ammoniakvervluchtiging tegen de tijd van object 7.2 gegeven. Hieruit blijkt de duidelijk invloed van de windsnelheid op deze emissie.

In figuur 11 is op de ook bij vorige meetperiodes gebruikelijke wijze de dagelijkse vervluchtiging van object 7.1 uitgezet tegen het meetresultaat van object 7.2.

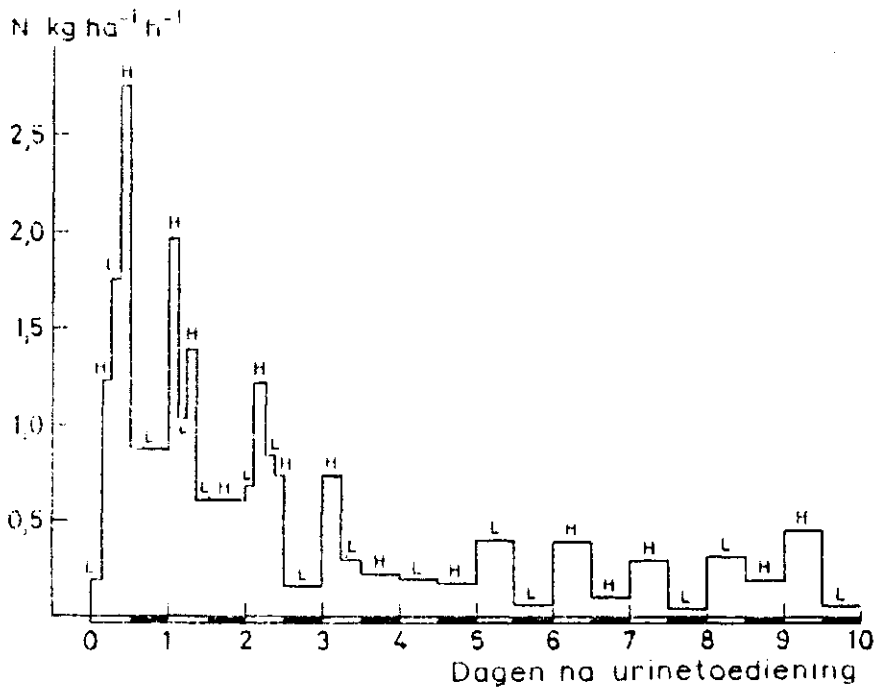


Fig. 10. Verloop van de ammoniakvervluchtiging in experiment 7.2 bij wisselende windsnelheid, $0,5 \text{ m s}^{-1}$ en $1,5 \text{ m s}^{-1}$. \square dagperiode, 8-20 uur, \blacksquare nachtperiode.

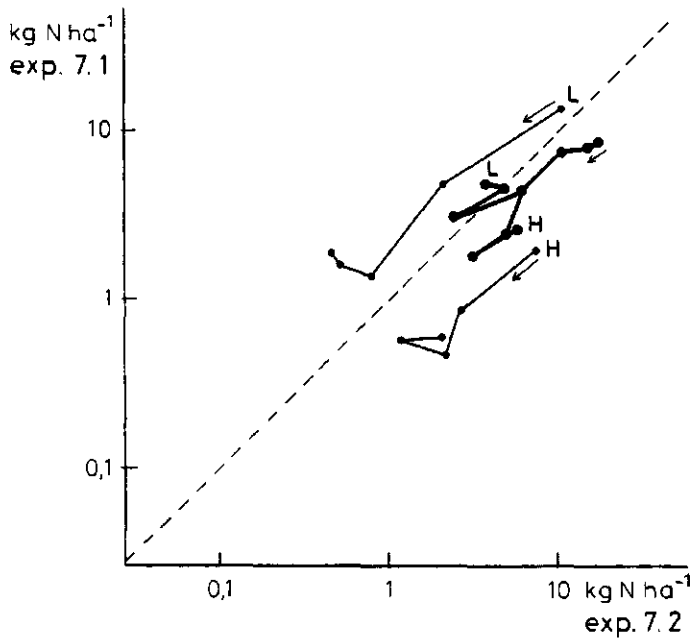


Fig. 11. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha^{-1} , gedurende tien dag- (\bullet) en nacht (\cdot) perioden bij afwisselend hoge en lage windsnelheid ($0,5 \text{ m s}^{-1}$ en $1,5 \text{ m s}^{-1}$). Meetperiode H: windsnelheid is $1,5 \text{ m s}^{-1}$ in object 7.2 en $0,5 \text{ m s}^{-1}$ in object 7.1. Meetperiode L: windsnelheid is $0,5 \text{ m s}^{-1}$ in object 7.2 en $1,5 \text{ m s}^{-1}$ in object 7.1.

In figuur 11 is voor de eerste 4 dagen van het experiment, waarin frequente windsnelheidswisselingen werden ingesteld, de ammoniakvervluchtiging per etmaal uitgezet. Voor de volgende dagen zijn de resultaten van bemonsteringsperioden waarbij de beide installaties met dezelfde windsnelheden draaiden met elkaar verbonden. Dat zijn de resultaten van perioden waarbij opstelling 7.2 met hoge en opstelling 7.1 met lage windsnelheid draaide (H), en van de perioden waarin opstelling 7.2 met lage en 7.1 met hoge windsnelheid draaide (L). Evenals in experiment 3,4 en 6 bleek ook hier het effect van de wijziging in een omgevingsfactor 's nachts het grootst te zijn. Het is verder opmerkelijk dat de emissie in object 7.1 systematisch 20% lager was dan de emissie van object 7.2. Dit verschil was in overeenstemming met een lager NH_4^+ gehalte in de bodem door hogere nitrificatie in object 7.1.

Het effect van de windsnelheid op de ammoniakemissie kan worden gekwantificeerd door het berekenen van een correctie voor de eveneens optredende variatie in omgevingsomstandigheden zoals straling. De verandering van de ammoniakvervluchtiging (E) in een bepaalde bemonsteringsperiode ten opzichte van de voorgaande bemonsteringsperiode wordt enerzijds veroorzaakt door het verschil in ingestelde windsnelheid (W) en anderzijds door het verschil in de overige omgevingsomstandigheden (O):

$$\frac{E_n}{E_{n-1}} = f \frac{W_n}{W_{n-1}} \times \frac{O_n}{O_{n-1}}$$

Bij de gevolgde werkwijze zijn de verhoudingen $\frac{W_n}{W_{n-1}}$ voor de twee installaties

elkaars reciproom, en zijn de verhoudingen $\frac{O_n}{O_{n-1}}$ voor de twee installaties in eenzelfde bemonsteringsperiode gelijk.

Hierdoor is de verandering van de ammoniakemissie als gevolg van een verandering in windsnelheid eenvoudig te berekenen.

In figuur 12 is de berekende relatieve toename van de ammoniakvervluchtiging voor een windsnelheidstoename van $0,5 \text{ m s}^{-1}$ naar $1,5 \text{ m s}^{-1}$ weergegeven. Een verdrievoudiging van de windsnelheid leidde tot een verdubbeling van de ammoniakemissie. Dit effect verminderde in de loop van de dag, waarschijnlijk door concentratieverlaging van ammonium in de toplaag van de bodem.

Onder meer om de ammoniumvoorraad in de bodem hoog te houden door het tegengaan van de nitrificatie is in experiment 7 een nitrificatie-remmer, dicyaandiamide (DIDN) aan de proefveldjes toegediend. In de paragrafen 4.8 en 4.9 wordt hier nader op ingegaan.

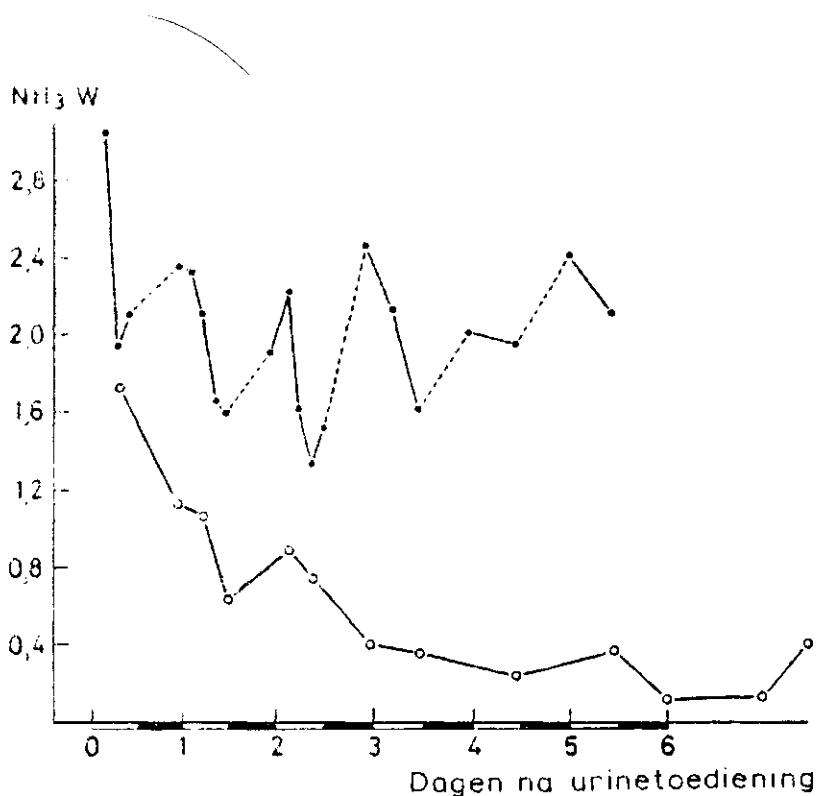


Fig. 12. Relatieve toename van de ammoniakvervluchtiging bij verhoging van de windsnelheid van $0,5 \text{ m s}^{-1}$ naar $1,5 \text{ m s}^{-1}$ (W) o—o. Verloop van de ammoniakvervluchtiging gedurende de meetperiode, $\text{kg N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ o—o. o----o nachtperiode.

4.7. Invloed van de grondsoort op de ammoniakvervluchtiging

In de meetperioden 8 en 9 werd de urine toegediend aan graslandperceeltjes op kleigrond (8.1 en 9.1) en op veengrond (8.2 en 9.2).

De resultaten zijn weergegeven in de figuren 13 en 14.

In periode 8 is de ammoniakvervluchtiging op kleigrond gedurende de dagperiodes 0,7 x de vervluchtiging op veengrond. In meetperiode 9 is dit verschil nog groter doordat de ammoniakemissie op het veengrondobject in deze periode aanzienlijk hoger was. De ammoniakvervluchtiging op veengrond is veel hoger dan uit laboratoriumonderzoek met grond-urine mengsels en op basis van de lage pH werd verwacht. Een mogelijke verklaring is dat door hoge absorptie in de bodem de ureum-concentratie in de bovenste veenlaag hoog is, of het hoge vochtbergend vermogen van veengrond waardoor urine minder ver de grond indringt. In afwijking van de situatie bij de zandgrond-objecten vindt zowel bij de klei- als bij de veengrond de maximale ammoniakemissie plaats op de tweede dag na het begin van het experiment. Blijkbaar verloopt de ureumhydrolyse trager.

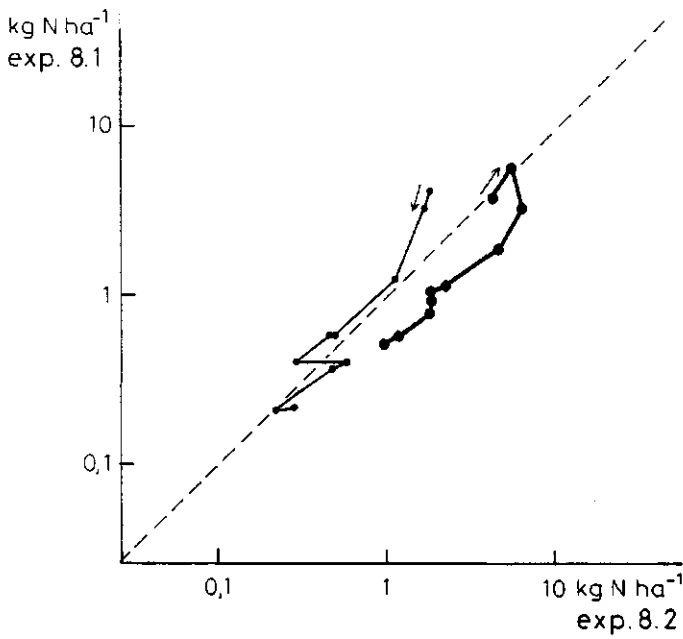


Fig. 13. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha⁻¹ gedurende tien opeenvolgende dag- (●) en nachtperioden (.) op kleigrond (exp. 8.1) en veengrond (exp. 8.2).

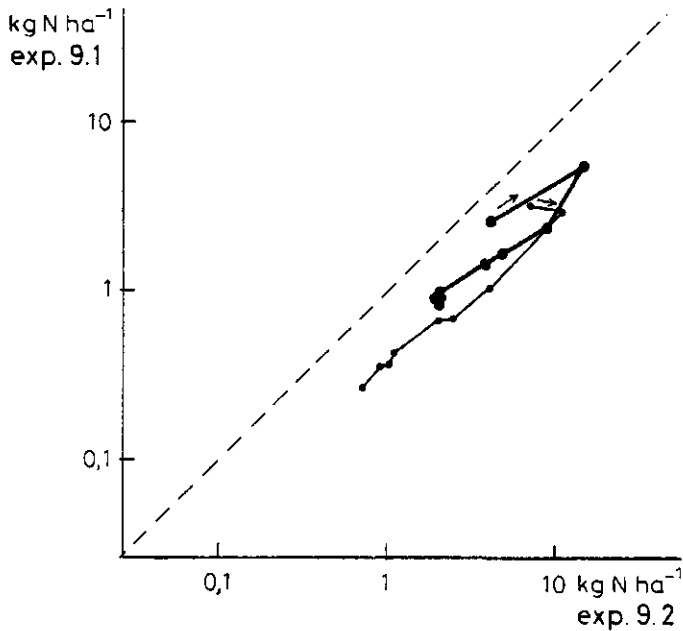


Fig. 14. Verloop van de ammoniakvervluchtiging, kg N ha⁻¹, gedurende tien opeenvolgende dag- (●) en nacht (.) perioden op kleigrond (exp. 9.1) en veengrond (exp. 9.2).

4.8. Verband tussen bodem pH en ammoniakvervluchtiging

In de figuren 15 en 16 is voor de experimenten 4 en 7 de ammoniakvervluchtiging per etmaal uitgezet tegen de oppervlakte pH aan het begin van de dagelijkse meetperiode.

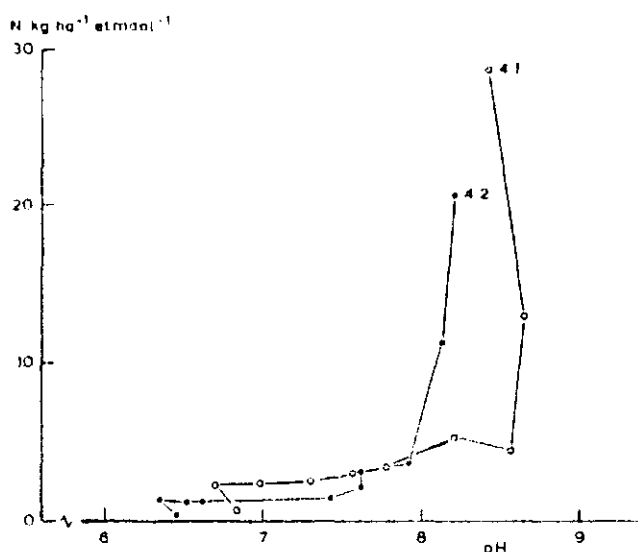


Fig. 15. Verband tussen de oppervlakte-pH van de bodem aan het begin van de dagelijkse meetperiode en de ammoniakvervluchtiging in een experiment met (4.2) en zonder (4.1) beregening.

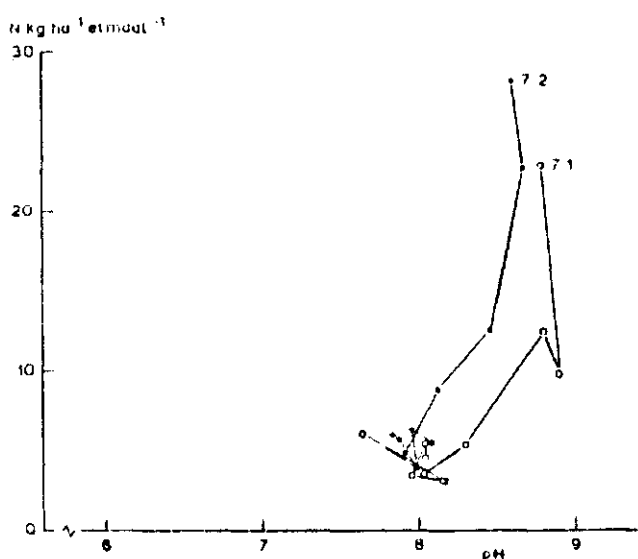


Fig. 16. Verband tussen de oppervlakte-pH van de bodem aan het begin van de dagelijkse meetperiode en de ammoniakvervluchtiging na toedienen van urine met een nitrificatieremmer (exp. 7.1 en 7.2).

Gedurende de drie dagen volgend op het uitbrengen van de urine nam de ammoniakvervluchtiging sterk af terwijl de pH van het bodemoppervlak op hetzelfde peil bleef. De totale omvang van de ammoniakvervluchtiging in deze periode is laag ten opzichte van de oorspronkelijke gift, een grote verlaging van de pH ten gevolge van deze ammoniakvervluchtiging is daarom ook niet te verwachten. De afname van de ammoniakvervluchtiging was waarschijnlijk een gevolg van de binding van de ammonium aan het bodemcomplex.

In meetperiode 4 daalt de pH na drie dagen relatief sterk bij een geringe dagelijkse vervluchtiging. Het is waarschijnlijk dat deze pH-daling een gevolg is van nitrificatie. De nitrificatie is na tien dagen al aanzienlijk, zie tabel 2. Deze veronderstelling wordt bevestigd door het grotendeels achterwege blijven van de pH-daling in experiment 7 (fig. 16) na het toedienen van een nitrificatieremmer, zie ook tabel 2.

4.9. Stikstofbalans en ammoniakvervluchtiging

De opzet van de experimenten maakt het mogelijk een N-balans op te stellen uit de N-gift in de urine, de begin- en eindvoorraad van de anorganische N in de bodem, de gewasopname en de ammoniakvervluchtiging. Voor alle uitgevoerde experimenten zijn dergelijke balansen berekend en samengevat in tabel 2. De N-verdeling over de veldjes en het bodemprofiel was onregelmatiger dan verwacht. Het ammonium-N gehalte werd hierdoor met een nauwkeurigheid van $\pm 40\%$ bepaald, het nitraat-N gehalte met een nauwkeurigheid van $\pm 15\%$.

In de meetperiodes 1 tot 6 op zandgrond is aan 10 objecten 600 kg urine-N per ha toegediend. Deze 10 objecten hadden een gemiddeld N-balanstekort van 160 kg N ha⁻¹ over de tiendaagse meetperiode. Een dergelijk balanstekort was afwezig in de met dicyaandiamide behandelde objecten van experiment 7.

De conclusie kan worden getrokken dat parallel aan de in de bodem optredende, vrij omvangrijke, nitrificatie een aanzienlijk N-verlies door denitrificatie optreedt. Niet bekend is in welke vorm deze N uit het systeem verdwijnt.

De ammoniakemissie uit de eerdergenoemde 10 objecten in meetperiode 1 t/m 6 was gemiddeld gedurende een tiendaagse meetperiode 66 kg N ha⁻¹, dat is 11% van de toegediende urine-N. Indien wordt aangenomen dat, als gevolg van voortgaande nitrificatie, de ammoniakemissie tussen de 11de en 30ste dag na urinetoeiening geleidelijk afneemt van het emissieniveau op de laatste (10de) meetdag tot nul dan is de berekende ammoniakvervluchtiging in 30 dagen 86 kg N ha⁻¹, 14% van de urine-N. Het werkelijke verloop van de ammoniakvervluchtiging over een langere periode zal in een aantal nog uit te voeren experimenten worden bepaald.

De ammoniakvervluchtiging uit urineplekken op zandgrond, kleigrond en veen ligt niet op een significant verschillend niveau.

5. CONCLUSIE

Op basis van de beschreven resultaten kunnen enkele voorlopige conclusies worden getrokken. Er zijn nog aanvullende gegevens nodig betreffende het verloop van de ammoniakemissie over een langere tijdsperiode en betreffende de ammoniakemissie uit urineplekken op meerdere grondsoorten. In 1987 worden hiertoe nog een aantal experimenten uitgevoerd.

Uit de beschikbare gegevens is de omvang van de ammoniakvervluchtiging op beweid grasland als volgt te berekenen: De vervluchtiging tijdens een periode van 10 dagen volgend op een urinelozing is, gemiddeld over het seizoen, 66 kg N per ha urineplek. Dit komt overeen met 11% van de toegediende urine-N.

Zoals in de inleiding vermeld is de jaarlijkse N-uitscheiding via de urine op beweid grasland 190 kg N ha^{-1} . Deze urine wordt per beweidingscyclus geloosd op 5% van het perceelsoppervlak. Gedurende het weideseizoen wordt in 6 beweidingscycli dus 30% van het graslandoppervlak met urineplekken bedekt. Het N-niveau in deze plekken is 600 kg N ha^{-1} .

De ammoniakvervluchtiging uit de urineplekken is, op perceelsbasis berekend dus $0,11 \times 190 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1} = 21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

Vanaf de elfde dag na de urinelozing vindt nog een additionele vervluchtiging plaats van ca. $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Deze emissie wordt in 1987 nader getoetst, evenals de naar verwachting geringe ammoniakemissie uit mestplekken en grasresten.

De in het voorliggende onderzoek gevonden waarde voor het ammoniakvervluchtigingspercentage uit urineplekken in grasland (14%) is aanmerkelijk lager dan de door Buijsman (9) gebruikte waarde (40%). Dit verschil in emissie wordt in de berekeningen van Buijsman gecompenseerd door een gelijkwaardig verschil in de schatting van de met de urine uitgescheiden hoeveelheid N. In onze berekeningen is hiervoor uitgegaan van 60 kg urine-N per rund gedurende de weideperiode, Buijsman (1) gaat in zijn berekeningen uit van de te lage waarde van 18 kg urine-N per rund per weideperiode.

De verkregen resultaten zijn gemiddelden over een geheel weideseizoen, dit gemiddelde is daardoor voldoende representatief.

De invloed van wijzigingen in de omgevingsfactoren op de ammoniakvervluchtiging is niet bijzonder groot, waarschijnlijk door beperkingen in de transportsnelheid van ammonium naar het bodem/lucht grensvlak. Na verhoging van de windsnelheid of instraling loopt de aanvankelijk hogere vervluchtigingssnelheid snel terug.

Op intensieve weidebedrijven is de kunstmest-N-bemesting ongeveer $400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Op dit bemestingsniveau is de N-uitscheiding in de urine ongeveer $270 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Uit de verkregen onderzoeksresultaten is te berekenen dat onder deze omstandigheden de ammoniakvervluchtiging ca. $33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ zal zijn.

Door verlaging van de N-bemesting van 400 kg N naar het gewenste niveau van $270 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ is, op de betreffende bedrijven, een vermindering van de ammoniakvervluchtiging met 30%, van 33 tot $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, te bereiken. Zonder een groot negatief effect op de produktie is een verdergaande vermindering van de ammoniakvervluchtiging in de weideperiode niet te realiseren. De minimale omvang van de vervluchtiging, $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, is laag ten opzichte van de in de literatuur vermelde waarden die variëren tussen 30 en $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

6. LITERATUUR

1. Meer, H.G. van der (1983). Effective use of nitrogen on grassland farms. In Corrall A.J. ed. Efficient grassland farming, 61-68. Proceedings 9th General Meeting of the European Grassland Federation (Reading). Hurley U.K.: The British Grassland Society.
2. Ball, P.R. and Ryden, J.C. (1984). Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. *Plant and Soil* 76, 23-33.
3. Ball, R., D.R. Keeney, P.W. Theobald and P. Nes (1979). Nitrogen balance in urine-affected areas of a New Zealand pasture. *Agronomy Journal* 71, 309-314.
4. Vallis, I., L.A. Harper, R. Catchpoole and K.L. Weier (1982). Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. *Aust. J. Agric. Res.* 33, 97-107.
5. Doak, B.W. (1952). Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine when voided on pasture. *Agric. Science* 42, 162-171.
6. Sherlock, R.R. and K.M. Goh (1984). Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. I. *Fertilizer Research* 5, 181-195.
7. Ryden, J.C. and 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.
8. Ryden, J.C. (1986). Gaseous losses of nitrogen from grassland. In Van der Meer, H.G., Ryden, J.C. and Ennik, G.C. eds. Nitrogen fluxes in intensive grassland systems 59-73. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
9. Buijsman, E. (1983). Ammoniakemissie in Nederland. Rapport V-83-3, Instituut voor Meteorologie en Oceanografie, Rijksuniversiteit Utrecht.

Tabel 1. Experimentele condities en ammoniakvervluchtiging in de experimenten van 1986.

No. experiment	Meet-periode, 1986	N-bemesting niveau kgNha ⁻¹ jaar ⁻¹	Urine-N gift kgNha ⁻¹	Ingrepen	NH ₃ vervluchtiging		Gemiddelde globale stralingsom J cm ⁻² dag ⁻¹	Gemiddelde bodemtemperatuur om 16.00 uur (laag 0-3 cm)	Volumetrisch bodemvochtgehalte begin meetperiode (laag 0-10 cm) ml ml ⁻¹
					In meet-periode kgNha ⁻¹	In laatste etmaal kgNha ⁻¹			
Zandgrond									
1.1	21/4- 1/5	140	284	-	34	1,6	1169	13,2	0,384
2.1	12/5-22/5	480	285	-	20	0,8	1869	19,0	0,356
1.2	21/4- 1/5	140	565	-	100	3,0	1169	13,2	0,377
2.2	12/5-22/5	480	566	-	44	0,4	1869	19,0	0,377
3.1	26/5- 4/6	140	607	12mm regen	26	1,1	1631	19,4	0,346
3.2	26/5- 4/6	140	607	4 x 3mm regen	52	0,7	1631	19,4	0,362
4.1	9/6 -19/6	480	604	-	67	0,8	2361	22,3	0,371
4.2	9/6 -19/6	480	604	12mm regen	47	0,4	2361	22,3	0,352
5.1	23/6- 3/7	140	609	kort gras	72	4,9	2332	27,9	0,290
5.2	23/6- 3/7	140	609	-	90	3,8	2332	27,9	0,231
6.1	7/7 -17/7	140	610	-	77	2,9	1840	21,8	0,203
6.2	7/7 -17/7	480	610	-	82	2,7	1840	21,8	0,228
7.1	4/8 -14/8	480	607	Didin	76	4,4	1716	22,4	0,235
7.2	4/8 -14/8	480	607	Didin	104	6,0	1716	22,4	0,222
Kleigrond									
8.1	22/9- 2/10	400	598	-	32	0,8	873	18,0	0,315
9.1	6/10-16/10	400	607	-	29	1,1	659	18,0	0,329
Veengrond									
8.2	22/9- 2/10	400	598	-	37	1,5	873	19,3	0,553
9.2	6/10-16/10	400	607	-	78	2,8	659	19,0	0,461

Tabel 2. Stikstofbalans per meetperiode van de in 1986 uitgevoerde experimenten

No. experiment	Meetperiode, 1986	Urine-N gift	Bodemvoorraad N (0-40 cm)				N-opname door gewas in meetperiode	NH ₃ vervluchtiging in meetperiode	N-balans tekort over meetperiode		
			vóór urinetoeiening		einde meetperiode						
		NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	amorg.-N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	amorg.-N				
kgNha ⁻¹											
Zandgrond											
1.1	21/4- 1/5	284	7	26	33	87	109	196	53	34	34
2.1	12/5-22/5	285	12	44	56	65	156	221	59	20	41
1.2	21/4- 1/5	565	20	26	46	249	64	313	31	100	167
2.2	12/5-22/5	566	11	72	83	135	164	299	40	44	266
3.1	26/5- 4/6	607	42	7	49	189	161	350	46	26	234
3.2	26/5- 4/6	607	8	6	14	231	148	379	42	52	148
4.1	9/6 -19/6	604	27	20	47	142	205	347	53	67	184
4.2	9/6 -19/6	604	8	48	56	153	315	468	81	47	64
5.1	23/6- 3/7	609	12	4	16	251	134	385	17	72	151
5.2	23/6- 3/7	609	7	3	10	348	78	426	89	90	14
6.1	7/7 -17/7	610	11	8	19	165	130	295	54	77	203
6.2	7/7 -17/7	610	46	83	129	271	172	443	60	82	154
7.1	4/8 -14/8	607	19	59	78	443	113	556	15	76	38
7.2	4/8 -14/8	607	11	9	20	510	60	570	15	104	-62
Kleigrond											
8.1	22/9- 2/10	598	7	5	12	146	93	239	25	32	314
9.1	6/10-16/10	607	7	5	12	193	138	331	32	29	227
Veengrond											
8.2	22/9- 2/10	598	12	17	29	375	32	407	9	37	174
9.2	6/10-16/10	607	13	17	30	216	8	224	15	78	320

Tabel 3. Ammoniakvervluchtiging, kg N ha⁻¹, tijdens opeenvolgende dag- en nachtperiodes gedurende de in 1986 uitgevoerde experimenten.

Bemonsterings- periode	Meetperiode																	
	1.1	2.1	1.2	2.2	3.1	3.2	4.1	4.2	5.1	5.2	6.1	6.2	7.1	7.2	8.1	9.1	8.2	9.2
1 dag	11,6	6,3	23,8	21,4	10,6	25,0	20,3	16,2	25,0	27,1	22,3	20,5	8,9	17,5	3,9	2,6	4,2	4,1
1 nacht	3,9	1,4	7,7	5,7	1,7	6,8	8,3	4,4	5,5	13,3	7,3	11,4	13,6	10,5	4,1	3,3	1,8	7,0
2 dag	5,5	2,0	23,0	6,1	3,4	6,8	11,2	8,8	6,3	11,4	15,5	15,6	7,9	15,0	5,9	5,6	5,4	14,6
2 nacht	0,9	1,7	2,7	2,7	0,6	1,9	1,8	2,5	1,8	3,6	2,8	3,8	2,0	7,4	3,3	3,0	1,6	11,1
3 dag	2,8	1,1	11,8	1,9	1,4	2,8	3,6	2,7	6,7	7,6	6,5	5,9	7,6	10,4	3,3	2,4	6,1	8,9
3 nacht	0,5	0,3	1,3	0,7	0,3	0,8	1,1	1,0	0,8	1,5	1,2	1,9	4,8	2,1	1,3	1,1	1,1	4,0
4 dag	1,4	0,7	6,2	1,0	1,4	1,8	4,5	2,5	4,5	5,0	3,8	3,8	4,5	6,1	1,9	1,7	4,5	4,8
4 nacht	0,3	0,2	1,3	0,4	0,3	0,5	0,9	0,7	0,6	0,8	0,7	1,1	0,9	2,7	0,6	0,7	0,5	2,5
5 dag	1,4	0,7	5,1	1,0	1,4	1,5	3,0	1,9	3,7	4,1	3,3	3,3	3,1	2,5	1,2	1,5	2,2	3,8
5 nacht	0,2	0,3	0,8	0,3	0,3	0,4	0,5	0,3	0,4	0,6	0,4	0,7	0,5	2,2	0,6	0,7	0,5	2,0
6 dag	0,8	1,1	3,3	0,9	1,6	1,5	2,6	1,4	3,3	3,6	2,5	2,8	4,6	4,8	1,0	1,0	1,8	2,1
6 nacht	0,2	0,2	0,8	0,1	0,2	0,2	0,4	0,2	0,3	0,4	0,3	0,5	1,4	0,8	0,4	0,4	0,3	1,1
7 dag	0,6	0,7	2,9	0,5	0,9	0,6	2,3	1,2	2,6	2,6	2,3	2,2	2,5	5,0	0,9	0,9	1,9	2,0
7 nacht	0,1	0,1	0,6	0,1	0,2	1,8	0,4	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4	0,6	1,2	0,4	0,4	0,6	1,0
8 dag	0,6	0,8	2,4	0,4	0,8	0,7	2,1	1,0	2,3	2,1	1,8	1,7	1,8	3,2	0,8	0,9	1,8	1,9
8 nacht	0,1	0,2	0,4	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4	1,6	0,5	0,4	0,4	0,5	0,9
9 dag	1,2	1,0	2,0	0,5	0,9	0,6	2,0	1,1	2,5	2,1	2,3	2,1	4,8	3,8	0,5	0,9	1,0	2,0
9 nacht	0,2	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3	0,3	0,6	2,1	0,2	0,3	0,2	0,9
10 dag	1,4	0,6	2,5	0,3			0,7	0,4	4,5	3,4	2,5	2,2	2,6	5,7	0,6	0,8	1,2	2,0
10 nacht	0,2	0,1	0,4	0,1			0,1	0,0	0,3	0,3	0,4	0,5	1,9	0,5	0,2	0,3	0,3	0,7

Tabel 4. Oppervlakte-pH van de bodem; 0* gemeten vóór urinetoeediening, 0 gemiddelde pH op eerste dag van experiment, 1-10: pH gemeten om 8.00 uur in de loop van de meetperiode.

Dagen na urinetoeediening	No. experiment																	
	1.1	2.1	1.2	2.2	3.1	3.2	4.1	4.2	5.1	5.2	6.1	6.2	7.1	7.2	8.1	9.1	8.2	9.2
0*	6,04	-	6,19	-	5,83	5,83	6,11	6,34	5,97	5,85	5,75	6,60	6,33	5,61	7,59	7,59	5,07	5,00
0	8,15	7,67	8,55	8,38	7,93	8,24	8,43	8,20	8,31	8,66	8,84	8,96	8,79	8,61	8,07	8,02	7,47	7,65
1	7,65	7,64	8,38	8,47	8,19	8,26	8,66	8,11	8,45	8,69	8,90	9,12	8,93	8,67	8,30	7,98	7,90	8,35
2	7,53	7,24	8,22	8,20	7,21	7,92	8,58	7,93	8,08	8,60	8,59	8,51	8,76	8,46	8,16	8,00	8,30	8,22
3	7,22	6,89	8,12	8,08	7,13	8,03	8,20	7,62	7,91	8,27	8,34	8,05	8,29	8,13	7,81	8,08	8,38	8,32
4	6,98	6,83	8,26	8,02	6,99	7,97	7,77	7,62	7,07	7,77	8,11	8,05	8,03	7,90	7,69	7,94	8,03	7,79
5	7,16	7,09	7,61	7,74	7,62	7,36	7,58	7,41	7,88	7,90	7,99	7,98	7,64	8,08	7,82	7,93	7,91	7,94
6	6,82	7,12	7,78	7,50	7,33	7,66	7,30	6,61	7,26	7,58	7,74	7,62	8,16	7,98	7,83	7,59	7,80	8,28
7	6,42	6,54	7,70	7,15	6,58	7,48	6,98	6,52	7,32	7,68	7,63	7,42	7,96	7,99	7,58	7,64	7,40	7,80
8	6,59	6,45	7,78	7,04	6,35	7,03	6,71	6,35	6,43	7,09	7,71	7,53	8,04	7,88	7,50	7,70	7,33	7,96
9	6,54	6,10	7,48	7,08	6,56	7,09	6,84	6,45	7,51	7,59	7,58	7,47	8,04	7,84	7,48	7,53	7,72	7,76
10	5,71	5,82	7,43	7,13	-	-	7,07	6,59	6,35	7,22	7,07	7,29	8,00	8,01	7,41	7,48	7,55	7,98