

Effectiviteit van het Alternatieve Spoor in de Noordelijke Friese Wouden

M.P.W. Sonneveld¹, J.F.F.P. Bos², J.J. Schröder², A. Bleeker³, A. Hensen³, A. Frumau³, J. Roelsma⁴, D.J. Brus⁴, A.J. Schouten⁵, J. Bloem⁴, R. de Goede⁶ en J. Bouma⁷

¹ Leerstoelgroep Landdynamiek, Wageningen Universiteit

² Plant Research International, Wageningen Universiteit en Researchcentrum

³ Energieonderzoek Centrum Nederland

⁴ Alterra, Wageningen Universiteit en Researchcentrum

⁵ RIVM

⁶ Sectie Bodemkwaliteit, Wageningen Universiteit

⁷ Wageningen Universiteit

Effectiviteit van het Alternatieve Spoor in de Noordelijke Friese Wouden

M.P.W. Sonneveld¹, J.F.F.P. Bos², J.J. Schröder², A. Bleeker³, A. Hensen³, A. Frumau³, J. Roelsma⁴, D.J. Brus⁴, A.J. Schouten⁵, J. Bloem⁴, R. de Goede⁶ en J. Bouma⁷



WAGENINGEN **UR**
For quality of life

rivm



¹ Leerstoelgroep Landdynamiek, Wageningen Universiteit

² Plant Research International, Wageningen Universiteit en Researchcentrum

³ Energieonderzoek Centrum Nederland

⁴ Alterra, Wageningen Universiteit en Researchcentrum

⁵ RIVM

⁶ Sectie Bodemkwaliteit, Wageningen Universiteit

⁷ Wageningen Universiteit

Colofon

Titel : Effectiviteit van het Alternatieve Spoor in de Noordelijke Friese Wouden
Jaar : 2009
Auteurs : M.P.W. Sonneveld, J.F.F.P. Bos, J.J. Schröder, A. Bleeker, A. Hensen, A. Frumau, J. Roelsma, D.J. Brus, A.J. Schouten, J. Bloem, R. de Goede en J. Bouma

Wageningen Universiteit en Researchcentrum
Postbus 9101
6700 HB Wageningen
E-mail: info@wur.nl
Internet: www.wur.nl

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en werd mede mogelijk gemaakt door Wageningen UR. De totstandkoming van het rapport is mede mogelijk gemaakt door de Vereniging Noardlike Fryske Wâlden.

© Wageningen Universiteit en Researchcentrum

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, hetzij mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele fouten of onvolkomenheden.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system of any nature, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior permission of the publisher. The publisher does not accept any liability for the inaccuracies in this report.

Inhoudsopgave

VOORWOORD	5
SAMENVATTING	6
1. INLEIDING	13
2. BEDRIJFSVOERING (2005-2008) EN AMBITIES	23
3. AMMONIAK: METINGEN EN MODELLERING	57
4. AMMONIAK: BEREKENINGEN OP BEDRIJFSNIVEAU	90
5. NITRAAT IN HET BOVENSTE GRONDWATER	101
6. BODEMLEVEN EN BODEMSTRUCTUUR	105
7. DISCUSSIE	119
8. CONCLUSIES	123
9. REFERENTIES	128

Voorwoord

Op 9 februari 2006 verleende de minister van LNV een onderzoeksontheffing aan het laboratorium voor Bodemkunde en Geologie van Wageningen-UR (DL.2006/254). Deze ontheffing is verleend op het verbod genoemd in artikel 5, eerste lid, van het Besluit gebruik meststoffen. Daarin is gesteld dat het verboden is om dierlijke meststoffen te gebruiken op grasland, bouwland, braakland of niet-beteelde grond, tenzij de dierlijke meststoffen emissiearm worden aangewend.

Deze ontheffing heeft onder andere betrekking op 29 bedrijven die gelegen zijn in de Noordelijke Friese Wouden (NFW) in Friesland en is verleend voor afzonderlijke uitrijdperioden voor de jaren 2006, 2007 en 2008.

Conform artikel 4, lid 2 van het ontheffingsbesluit wordt hierbij de eindrapportage aangeboden aan de minister van LNV en de minister van VROM.

Dit onderzoek had niet plaats kunnen vinden zonder de ondersteuning en bijdragen van velen die wij daarom zeer erkentelijk zijn. Douwe Hoogland, Folkert Algra en Gerard van Drooge zijn namens de Vereniging Noardlike Fryske Wâlden nauw betrokken geweest bij de uitvoering van dit onderzoek. De overige leden van de themagroep Landbouw, Milieu en Water zijn wij ook erkentelijk voor hun input. In het gebied zijn Antsje Zeinstra, Janke Sikkema, Iris Bloemhof en Ankje de Boer betrokken geweest bij de dataverzameling in de eerste jaren. Frank Verhoeven en Hans Dirksen en Hans Janssen (Dirksen Management Advies) zijn nauw betrokken geweest bij het verzamelen en vastleggen van de gegevens in de latere periode. Karin Blok heeft bijgedragen aan de ontwikkeling van digitale graslandkalenders. Dank wordt uitgesproken aan de mensen van het Bureau Noordelijke Friese Wouden, in het bijzonder Thea Broersma en Bauke Benedictus voor de invoer van perceelsgegevens voor 2007 en communicatie richting de bedrijven. Ook medewerkers van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid worden bedankt voor het aanleveren van gegevens voor enkele afzonderlijke LMM bedrijven. Gerard Heuvelink en Martin Knotters worden bedankt voor hun bijdrage in de statistische analyses van de onderzoeksgegevens. Frans Bakker wordt bedankt voor zijn bijdrage in het veldwerk.

Wij zijn verder Piet Soons en Piebe Hotsma (LNV) en Kaj Sanders (VROM) vanuit de ministeries erkentelijk voor hun begeleiding gedurende het project.

In de laatste plaats, maar zeker niet in het minst, willen wij een woord van dank uitspreken aan alle deelnemende melkveehouders die ons voorzien hebben van een grote hoeveelheid gegevens met betrekking tot hun bedrijfsvoering.

Samenvatting

Onderzoeksvraag en deelvragen

Bij een deel van de melkveehouderijbedrijven in de Noordelijke Friese Wouden (NFW) leeft de wens om mest bovengronds te mogen uitrijden. Die wens vloeit voort uit een aantal bezwaren tegen emissiearme mestaanwending. Een aantal bedrijven in de NFW volgt daartoe een zogeheten alternatief spoor. Deze strategie bestaat uit een combinatie van maatregelen als een verlaging van de kunstmestgift en het voeren van een eiwitarm en structuurrijk rantsoen. Deze maatregelen zouden moeten bijdragen aan een laag aandeel ammoniakale N (N_m , TAN) in de totale hoeveelheid N (N_{tot}) in dierlijke mest (d.w.z. hoog aandeel organisch gebonden N), een laag N-overschot en een laag ureumgetal in de melk. De maatregelen moeten het mogelijk maken dat dierlijke mest bij gunstige weersomstandigheden bovengronds kan worden uitgereden, zonder dat dit leidt tot een verhoogde ammoniakemissie ten opzichte van bedrijven die het alternatieve spoor niet volgen en mest emissiearm aanwenden.

De hoofdvraag binnen dit onderzoek is of toepassing van het alternatieve spoor, inclusief het bovengronds aanwenden van mest, een even lage ammoniakemissie oplevert als op bedrijven die dit spoor niet volgen en mest emissiearm aanwenden. Voor het onderzoek is onderscheid gemaakt in ontheffingsbedrijven die geacht worden het alternatieve spoor te volgen, en referentiebedrijven die mest emissiearm aanwenden volgens de voorschriften.

Als deelvragen zijn geformuleerd:

1. In welke mate verschillen de bedrijfskenmerken van ontheffingbedrijven van de bedrijfskenmerken van referentiebedrijven? Laten deze kenmerken een ontwikkeling in de tijd zien?
2. Hoe verhouden de NH_3 concentraties in een gebied met ontheffingsbedrijven zich tot de NH_3 concentraties in een gebied met referentiebedrijven. Op welke wijze zijn deze concentraties gekoppeld aan emissies en de concrete bedrijfsvoering met name de aanwending van mest op het land?
3. Welke ammoniakemissie laat zich op grond van bedrijfskenmerken en modelstudie berekenen voor afzonderlijke bedrijven? Leveren de bedrijfskenmerken van de ontheffingsbedrijven, die mest bovengronds uitrijden, een even effectieve bijdrage aan het terugbrengen van de ammoniakemissie in vergelijking met kenmerken van referentiebedrijven, die mest emissiearm aanwenden?
4. Hoe verhoudt zich de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op zandgrond tussen beide groepen bedrijven?
5. Zijn er duidelijk aanwijsbare effecten van het alternatieve spoor op het bodemleven en op de fysische en chemische bodemkwaliteit?

Ambities bij deelnemende bedrijven

In de Noordelijke Friese Wouden hebben 29 bedrijven gedurende de jaren 2006 tot en met 2008 een ontheffing ontvangen voor het bovengronds aanwenden van drijfmest. Voor deze ontheffingsbedrijven, die tevens voorgenomen hadden het alternatieve spoor te volgen, zijn ambities opgesteld ten aanzien van enkele bedrijfskenmerken. De volgende ambities waren vastgesteld, te bereiken in 2008: een kunstmestgift lager dan 100 kg N/ha, een N-overschot lager dan 140 kg N/ha, een winterureum gehalte in de melk lager dan 20 mg/l en een aandeel van organische N (Norg) in de totale hoeveelheid N in de mest van 57% of hoger. Bovendien zouden de bedrijven zoveel mogelijk mest aanwenden bij weersomstandigheden die de ammoniakemissie reduceren. Deze ambities zijn vastgesteld met als doel om deelnemende bedrijven te stimuleren om een eiwitarm en structuurrijk rantsoen door te voeren en de N verliezen te beperken. De eerste drie ambities zijn tot stand gekomen in overleg tussen boeren, enkele onderzoekers en ambtenaren. De ambitiewaarde van 57% organische N in de mest (Norg) komt overeen met de gemiddelde waarde van deelnemende bedrijven in het laatste jaar (2003) van het voormalige Vel & Vanla project.

Tegenover de groep ontheffingsbedrijven stond een groep referentiebedrijven van eveneens 29 bedrijven. Deze groep wordt in het vervolg aangeduid als de referentiegroep. De referentiegroep volgde een 'gangbare' bedrijfsvoering: er werd niet gericht gewerkt aan de ambities van het alternatieve spoor en mest werd emissiearm aangewend.

Onderzoeksmethoden

Voor beantwoording van de eerste deelvraag is gebruik gemaakt van bedrijfsgegevens en analyses van voer en mest over de jaren 2005 tot en met 2008. De bedrijfsgegevens zijn aangeleverd door de melkveehouders of opgevraagd bij andere instanties zoals bedrijfslaboratoria. Er is in 2006 begonnen met het opvragen van informatie over 2005 om een beeld te krijgen van de uitgangssituatie van beide groepen bedrijven. De verzamelde informatie is eveneens gebruikt om te beoordelen in welke mate de voor 2008 voor de ontheffingsgroep gestelde ambitieniveaus wellicht al eerder zijn bereikt.

Voor beantwoording van de tweede deelvraag is onderscheid gemaakt in twee afzonderlijke deelgebieden op zandgrond. In het ene deelgebied lagen zes ontheffingsbedrijven. In het andere deelgebied lagen zeven referentiebedrijven. Deze deelgebieden worden aangeduid als het meetgebied ontheffingsbedrijven respectievelijk het meetgebied referentiebedrijven. In deze meetgebieden zijn ammoniakmetingen uitgevoerd met passieve samplers en met continue meetinstrumenten (Airrmonia). Met de passieve samplers werd in beide meetgebieden gedurende twee en een half jaar op tien locaties maandelijks de ammoniakconcentratie gemeten. Hiermee is een ruimtelijk en temporeel beeld verkregen van de ammoniakconcentraties. Met de Airrmonia meetinstrumenten, één in elk meetgebied, kon het verloop van de ammoniakconcentratie met een temporele

resolutie van een uur continue worden gevolgd. Door de deelnemers ingevulde graslandgebruikskalenders uit 2007 zijn gebruikt om het verloop van de ammoniakconcentraties in 2007 te verklaren. Er is in het bijzonder gekeken naar de hoeveelheid ammoniakale N (TAN) die is toegediend en de fractie daarvan die vervluchtigd is na aanwending. Deze fractie wordt ook wel aangeduid als emissiefactor en wordt in de regel uitgedrukt als percentage van de toegediende hoeveelheid TAN.

Voor beantwoording van de derde deelvraag is gebruik gemaakt van de bedrijfsgegevens in combinatie met het Koei'N model om de totale emissie van ammoniak per bedrijf te berekenen. Overige aannames in het model zijn gebaseerd op literatuurwaarden. De berekende ammoniakemissies gelden op bedrijfsniveau op jaarbasis en zijn uitgevoerd voor 2007, het laatste onderzoeksjaar waar de boekhoudkundige gegevens op jaarbasis volledig voor waren.

Voor beantwoording van de vierde vraag zijn in het voorjaar van 2007 op zeventien ontheffingsbedrijven en op twaalf referentiebedrijven meerdere monsters van het bovenste grondwater genomen. Voor beantwoording van de vijfde vraag zijn op vijftien bedrijven in 2005 en op veertien bedrijven in 2007 metingen verricht aan het bodemleven volgens een landelijk toegepaste methodiek. Voor beantwoording van de deelvraag ten aanzien van de fysische bodemkwaliteit zijn in het voorjaar van 2007 op negen ontheffingsbedrijven en op negen referentiebedrijven metingen verricht op graslandpercelen om de mate van verdichting in de bovengrond vast te stellen.

Resultaten en conclusies

1) Bij de selectie van de referentiebedrijven bij aanvang van het onderzoek is ervan uitgegaan dat zij qua intensiteit bij benadering gelijk zouden zijn aan de ontheffingsbedrijven. Het is echter gebleken dat de referentiebedrijven gemiddeld duidelijk groter zijn qua oppervlak (ruim 5 ha) en intensiever zijn qua melkproductie (ruim 3 ton melk/ha) dan de ontheffingsbedrijven. Bij de referentiebedrijven is de melkproductie per koe ook aanzienlijk hoger dan bij de ontheffingsbedrijven (ca. 1000 kg/koe).

Voor de bedrijfskenmerken die verband houden met de ammoniakemissie is er sprake van een grote variatie in gevonden waarden. De gemiddelde kenmerken voor de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven zijn weergegeven in onderstaande Tabel 1. Deze gemiddelden hebben betrekking op de jaren 2006 en 2007 waarin gewerkt werd aan de ambities van het alternatieve spoor en waarvoor de bedrijfsgegevens op jaarbasis compleet waren.

Tabel 1: Gemiddelde bedrijfskenmerken voor de jaren 2006 en 2007 voor de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven

	Ontheffingsbedrijven	Referentiebedrijven
Intensiteit (ton melk/ha)	9.3	12.5
Melkproductie (kg/koe)	6872	7823
Kunstmest-N (kg/ha)*	92	141
N-overschot (kg/ha)*	114	166
Jaargemiddeld ureum (mg/100 ml)	24.9	25.8
Winterureum (mg/100 ml)* ^a	23.1	25
Ruw eiwit eerste maaisnede (%)	14.4	15.7
Norg/Ntot ratio in de mest (%) ^{*b}	54	53
TAN (Totale minerale stikstof in de mest, g/kg product) ^b	1.80	2.06
C/Norg ratio in de mest ^b	16.0	14.3
Giftgrootte per keer (m ³ /ha) ^c	15.4	24.1
Aantal mestgiften ^c	3.0	2.0
Toegediende N uit mest (kg per ha grasland) ^c	168	198

** Voor deze kenmerken zijn voor de ontheffingsbedrijven ambitieniveaus vastgesteld voor 2008: 100 kg kunstmest-N/ha, 140 kg N overschot/ha, 20 mg/100 ml voor het melkureumgehalte in de winter en 57% voor het Norg% in de mest.*

^a Gemiddelde over de winters 2006/2007 en 2007/2008

^b Gemiddelde van mestanalyses uit begin 2006, 2007 en 2008

^c Gemiddeld voor de bedrijven in de meetgebieden

De gemiddelde kunstmest-N-giften en N-overschotten per ha waren in de jaren 2006 en 2007 in de ontheffingsgroep significant lager dan in de referentiegroep. Significante verschillen werden ook gevonden voor 2005, het jaar voorafgaand aan het onderzoek. Ongeacht de precieze verliesroutes van de overschotten kan er dus gesproken worden van een verminderde milieubelasting per eenheid oppervlak voor de ontheffingsbedrijven.

Het jaargemiddelde ureumgehalte in de melk bleek voor 2006 en 2007 niet significant te verschillen tussen de ontheffingsgroep en de referentiegroep. Het gemiddelde melkureumgehalte in de winter was alleen voor het seizoen 2006/2007 significant lager voor de ontheffingsbedrijven dan de referentiebedrijven. Het ruw eiwit gehalte in de eerste snede was bij de ontheffingsbedrijven voor 2006 en 2007 gemiddeld ruim 1.3 procentpunt lager dan bij de referentiebedrijven.

Een significant hogere Norg/Ntot verhouding werd door de ontheffingsbedrijven alleen in 2007 bereikt maar niet in 2006 en 2008. De groep ontheffingsbedrijven laat voor 2007 en 2008 significant lagere TAN gehalten zien dan de groep referentiebedrijven. De C/Norg verhouding in de mest bleek voor 2006, 2007 en 2008 significant verschillend tussen beide groepen.

In het meetgebied met ontheffingsbedrijven werd in de jaren 2006 en 2007 ruim 90% van de drijfmest bovengronds toegediend met op het bedrijf aanwezige toedieningsapparatuur. In het meetgebied met referentiebedrijven was het gemiddelde aandeel mest wat met eigen apparatuur werd toegediend in deze jaren 36%. De meeste mest werd bij de referentiebedrijven namelijk toegediend door inschakeling van loonwerkers. Daarbij is overwegend gebruik gemaakt van zodenbemesting. De gemiddelde giftgrootte was bij de ontheffingsbedrijven in deze periode 15.4 m³/ha, terwijl dit voor de referentiebedrijven 24.1 m³/ha was. In de meetgebieden gaven de ontheffingsbedrijven de mest jaarlijks gemiddeld in 3.0 giften per perceel terwijl de referentiebedrijven gemiddeld 2.0 giften per perceel toedienden. In het meetgebied met ontheffingsbedrijven werd in de jaren 2006 en 2007 via de aanwending van mest gemiddeld 30 kg N/ha grasland minder toegediend dan in het meetgebied met referentiebedrijven.

2) In de maanden van het jaar waarin mest wordt uitgereden, zijn de met passieve samplers gemeten ammoniakconcentraties in het meetgebied met ontheffingsbedrijven statistisch niet significant verschillend ten opzichte van het meetgebied met referentiebedrijven. De uitgevoerde analyses van de concentratiemetingen met passieve samplers laten het echter niet toe dat conclusies kunnen worden getrokken over emissies die optreden bij de aanwending van mest op het land. Er zijn immers ook andere ammoniakbronnen, zoals die van buiten het gebied en vanuit stallen en mestopslagen, die de gemeten concentraties bepalen. Bovendien is gebleken dat de veebezetting in het meetgebied met ontheffingsbedrijven circa 20% lager is ten opzichte van het meetgebied met referentiebedrijven.

Met behulp van de temporeel gedetailleerde Airmonia-metingen konden wel enkele afzonderlijke mestgiften nader worden geanalyseerd, maar helaas slechts beperkt. Voor 2007 zijn voor zowel het meetgebied met ontheffingsbedrijven als het meetgebied met referentiebedrijven drie episodes met metingen beschikbaar die zich lenen voor schattingen van emissiefactoren bij het uitrijden van mest. Voor het meetgebied met ontheffingsbedrijven waren de berekende emissiefactoren voor de drie episodes 21, 31 en 58%. Deze waarden liggen rond de onderkant van de bandbreedte die de literatuur aangeeft (28-100%).

Temperatuur en neerslagduur na aanwending waren tijdens de drie gemeten episodes in het meetgebied met ontheffingsbedrijven gemiddeld niet afwijkend ten opzichte van andere aanwendungen die in 2007 hebben plaatsgevonden. Overigens was het jaar 2007 als geheel relatief iets warmer en natter in vergelijking met het gemiddelde weer van de afgelopen ruim 30 jaar. Voor het meetgebied met referentiebedrijven waren de berekende emissiefactoren 16, 19 en 21%. Deze waarden vallen binnen de bandbreedte die de literatuur aangeeft voor emissiearme aanwending (1-63% voor zodenbemesting). In 2007 bleek bij de ontheffingsbedrijven 49% van de toedieningen te worden gevolgd door neerslag binnen 24 uur. Bij de referentiebedrijven gold dit voor 35% van de toedieningen.

Op basis van de slechts beperkte set metingen is een indicatieve emissiefactor van 37% te berekenen voor de bovengrondse toediening van mest bij de ontheffingsbedrijven en 19% voor emissiearme toediening bij de referentiebedrijven.

3) Als gevolg van de grote variatie in bedrijfskenmerken die de ammoniakemissie bepalen (N-bemesting, eiwitgehalten in rantsoen, uitrijdmethoden) laten ook berekende ammoniakemissies per ton melk voor 2007 een ruime spreiding zien. Bij de emissieberekeningen voor de referentiebedrijven is uitgegaan van gemiddelde emissiefactoren die de literatuur aangeeft bij emissiearme toediening: 16% bij gebruik van zodenbemesting en 26% bij gebruik van sleepvoet. Deze waarden hebben dezelfde orde van grootte als de in deze studie gemeten waarden. Voor de ontheffingsbedrijven is uitgegaan van emissiefactoren bij bovengronds toedienen zoals gemeten in dit en ander onderzoek. Uitgaande van een jaarlijkse emissiefactor van 35% bij bovengronds uitrijden, overeenkomend met de geschatte emissiefactor bij de ontheffingsbedrijven, zijn de berekende ammoniakverliezen per ton melk in de ontheffingsgroep gemiddeld iets hoger dan in de referentiegroep (8.0 vs. 6.8 kg ammoniak per ton melk). Binnen de ontheffingsgroep varieert de berekende ammoniakemissie dan nog wel aanzienlijk: van 5.7 kg NH₃ per ton melk tot 14.1 kg NH₃ per ton melk.

Uitgaande van een jaarlijkse emissiefactor van 74% bij bovengronds uitrijden, overeenkomend met de gemiddelde emissiefactor volgens de literatuur, zijn de berekende ammoniakverliezen per ton melk in de ontheffingsgroep beduidend hoger dan in de referentiegroep. De resultaten van de berekeningen staan in onderstaande Tabel 2.

Tabel 2: Berekende ammoniakemissie in 2007 op bedrijfsniveau op jaarbasis per ton melk bij een gehanteerde gemiddelde emissiefactor van 35% en 74% voor de ontheffingsbedrijven voor bovengrondse toediening. Voor emissiearme aanwending op de referentiebedrijven is uitgegaan van gemiddelde emissiefactoren volgens de literatuur: 16% voor toediening met zodenbemesting en 26% voor toediening met sleepvoet

Emissiefactor bovengronds	NH ₃ emissie (kg/ton melk)	Emissiefactoren emissiearm	NH ₃ emissie (kg/ton melk)
	Ontheffingsgroep		Referentiegroep
35%	8.0	16% / 26%	6.8
74%	11.2	16% / 26%	6.8

Of de berekende NH₃-emissie in de ontheffingsgroep gemiddeld hoger of lager is dan in de referentiegroep hangt sterk af van de aangenomen emissiefactor bij het bovengronds uitrijden van mest op grasland in vergelijking met emissiearme mesttoedieningstechnieken.

De analyse van 3 korte episodes suggereert een emissiefactor van 35% voor het bovengronds aanwenden van mest. Uitgaande van deze indicatieve emissiefactor is

de berekende ammoniakemissie, uitgedrukt in kilogram per ton melk in de ontheffingsgroep gemiddeld iets hoger dan in de referentiegroep. Binnen de ontheffingsgroep varieert de berekende emissie echter nog aanzienlijk tussen de bedrijven en er zijn ontheffingsbedrijven die ook relatief lage ammoniakemissies realiseren. Het voorgaande geeft een aanwijzing dat het bovengronds aanwenden van mest *kan* resulteren in een emissie van ammoniak die uitgedrukt per ton melk niet of nauwelijks verschilt van de emissie op referentiebedrijven die emissiearm aanwenden.

4) Op basis van de waarnemingen kan worden geconcludeerd dat de gemiddelde nitraatconcentraties gemeten op de ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven ver onder de nitraatnorm van 50 mg/l NO₃ liggen. Bovendien blijkt het geschat percentage van het oppervlak waarbinnen de nitraatnorm in het grondwater wel wordt overschreden niet significant te verschillen tussen de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven.

5) Er zijn geen significante verschillen aangetroffen tussen ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven ten aanzien van de aantallen nematoden, potwormen en regenwormen. Wel bleek het aantal bacteriën en schimmels (significant) twee keer zo laag te zijn bij de ontheffingsbedrijven, vooral op klei- en veengronden. Aangezien het onderzoek heeft plaatsgevonden op een klein aantal bedrijven, slechts 1 jaar na de start van het project, is het nog niet mogelijk om definitieve conclusies te trekken over het effect van bovengrondse mestaanwending op het bodemleven van de betrokken bedrijven.

Ten aanzien van de functionele groepsamenstelling in het bodemvoedselweb werden geen significante effecten van het type mestaanwending gevonden. Uit het onderzoek bleek verder dat er gemiddeld genomen geen sprake is van verdichting van de bovengrond (0-20 cm) op de onderzochte referentiebedrijven waar de mest emissiearm is toegediend. Er is ook geen sprake van een verschil in bodemdichtheid en poriënvolume tussen ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven met betrekking tot de bovengrond.

1. Inleiding

1.1 Ammoniakproblematiek

Overmatige atmosferische depositie van stikstof heeft gevolgen voor de natuur. Veel natuurgebieden, vooral die op zandgrond, zijn gevoelig voor een hoge stikstofaanvoer door de lucht. Het kan onder meer leiden tot vergrassing van heidegebieden en verdringing van zeldzame plantensoorten. De depositie is voor een groot deel afkomstig uit Nederland zelf, met name uit de landbouw (De Haan et al., 2008). Volgens de Europese NEC-richtlijn (EC, 2001) mag de totale emissie van ammoniak in 2010 maximaal 128 kiloton bedragen. Dit plafond wordt door Nederland hoogstwaarschijnlijk wel gehaald (PBL, 2008). Voor de langere termijn gelden overigens veel verdergaande emissiedoelstellingen. Zo noemt het vierde Nationale Milieubeleidsplan een emissieplafond van 30-55 kiloton voor 2030. Op melkveebedrijven kan stikstof via verschillende routes als ammoniak het systeem verlaten. De belangrijkste routes zijn verliezen via de stal, verliezen bij beweiding, verliezen bij de opslag van mest en verliezen bij het aanwenden van mest. Andere emissieroutes zijn verliezen bij het gebruik van kunstmest en verliezen vanuit gewassen.

1.2 Verlies van ammoniak bij aanwending van dierlijke mest

Op Nederlandse melkveebedrijven bestaat het grootste deel van de mest die wordt aangewend op het land uit drijfmest, een mengsel van faeces, urine en strooisel. De totale hoeveelheid stikstof in drijfmest is opgebouwd uit twee componenten: een organisch gebonden fractie en een minerale fractie. In drijfmest is vooral de minerale N fractie gevoelig voor vervluchtiging als ammoniak. Bij de aanwending van drijfmest zijn een groot aantal factoren van belang die de vervluchtiging van ammoniak beïnvloeden. Hieronder volgt een beknopt overzicht van deze factoren.

Meteorologie

Weersomstandigheden zijn zeer bepalend voor de emissie van ammoniak bij aanwending. Een belangrijke factor is temperatuur: hoe hoger de temperatuur, hoe hoger de ammoniakverliezen (Bussink en Oenema, 1998). Neerslag daarentegen dempt de ammoniakverliezen bij aanwending. Het effect van neerslag kan geïmiteerd worden door berekening na toediening toe te passen (Klarenbeek en Bruins, 1990; Sonneveld et al., 2008b). Ook een hoge luchtvochtigheid dempt de emissie van ammoniak terwijl windsnelheid juist een versterkend effect heeft op de ammoniakemissie bij aanwending (Huijsmans, 2003). Door de wind kan geïmitteerde ammoniak snel verwijderd worden zodat de concentratie boven het mestoppervlak laag blijft. Dit stimuleert de emissie.

Hoeveelheid van aanwending

Bij verder gelijkblijvende omstandigheden neemt de totale emissie van ammoniak toe bij enkelvoudige toediening van grotere hoeveelheden mest (Klarenbeek en Bruins, 1990). Dit hangt rechtstreeks samen met een grotere hoeveelheid toegediende N. Het ammoniakverlies als percentage van de toegediende hoeveelheid TAN kan dalen naarmate er meer wordt toegediend, met name bij grote hoeveelheden (Sommer en Hutchings, 2001).

Mestsamenstelling

Verschillende onderdelen van drijfmest zijn van invloed op de emissie van ammoniak. Vooral de hoeveelheid ammoniakale stikstof (Nm of TAN) is sterk gecorreleerd met de NH₃ emissie (Huijsmans, 2003). Hoe hoger de hoeveelheid ammoniakale stikstof in de mest, hoe hoger de emissie van ammoniak (Sommer en Hutchings, 2001). Het drogestof gehalte (ds) is eveneens van invloed op de ammoniakemissie; de emissie neemt toe bij een hoger aandeel droge stof (Sommer en Christensen, 1990; Sommer et al., 2006). De pH van de drijfmest is eveneens positief gecorreleerd met de emissie van ammoniak. Een hogere pH zal leiden tot meer emissie van ammoniak.

In 2003 is een veldexperiment uitgevoerd in de Friese Wouden naar de ammoniakemissie van verschillende soorten mest bij bovengronds (breedwerpige) toediening van verschillende drijfmesten (Huijsmans et al., 2004). De ammoniakemissie uitgedrukt als percentage van de opgebrachte NH₄-N varieerde bij bovengrondse toediening van N-arme mest van 46% tot 75%. Gemiddeld over alle proeven van zowel N-rijke als N-arme mest was de emissiefactor bij bovengrondse toediening 71%.

Techniek

In het verleden hebben veel studies zich gericht op de effectiviteit van het reduceren van de ammoniakemissie door andere aanwendingstechnieken toe te passen. Een overzicht van de resultaten van deze proeven voor Nederland wordt o.a. gegeven in (Mulder en Huijsmans, 1994). In het algemeen lieten deze studies zien dat het ammoniakverlies bij bovengronds breedwerpige aanwending het grootst was. In de experimenten emitterde gemiddeld rond de 70% van de toegediende ammoniakale stikstof. Deze relatieve ammoniakverliezen zijn in de regel beduidend lager bij het gebruik van sleepslangen, de sleepvoetmachine of de zodenbemester (Huijsmans, 2003). De veldstudies lieten overigens zien dat er een aanzienlijke spreiding bestond in daadwerkelijke emissies ook binnen één techniek (Aarnink et al., 2007; Mulder en Huijsmans, 1994). Naast oorzaken zoals variatie in meteorologische omstandigheden speelt ook de "netheid van werken" hierbij een rol: emissie van slordig toegediende mest kan twee keer zo hoog zijn als die van netjes toegediende mest.

Bodem

Een snellere infiltratie in de bodem van toegediende mest kan in de praktijk resulteren in een lagere emissie van ammoniak (Sommer et al., 2006). Wanneer er sprake is van verminderde infiltratie, bijvoorbeeld als gevolg van verdichting, kan er sprake zijn van een hogere emissie van ammoniak (Mulder en Huijsmans, 1994).

1.3 Huidige voorschriften voor aanwending en bezwaren uit de praktijk

Om de emissie van ammoniak bij aanwending in de praktijk te reduceren heeft het beleid voornamelijk ingezet op het reguleren van de aanwendingstechniek.

De regelgeving is trapsgewijs ingevoerd en vanaf 1995 is het verplicht om drijfmest op grasland emissiearm aan te wenden.

Vrijwel alle experimentele studies, waar gemeten is onder een grote range van omstandigheden, geven aan dat het inwerken of onderwerken van mest in de bodem veruit de grootste reductie oplevert van ammoniakemissie *onder verder gelijkblijvende omstandigheden* (Huijsmans et al., 2001). In de praktijk, waar er sprake is van zeer wisselende omstandigheden ten aanzien van mestsamenstelling, weerscondities en bodemgesteldheid, geven sommige bedrijven aan behoefte te hebben aan een verruiming van de mogelijkheden om mest aan te wenden. Daarbij doelen deze bedrijven met name op de mogelijkheid om mest bovengronds te mogen aanwenden.

Boeren voeren verschillende bezwaren aan tegen de verplichting rond emissiearme aanwending. Enkele van de genoemde bezwaren zijn puntsgewijs:

- Verlies van autonomie want de loonwerker wordt van te voren 'ingehuurd' en bepaalt wanneer er mest uitgereden wordt, en niet de boer zelf. Dat betekent in de praktijk dat er ook vaak onder minder gunstige omstandigheden wordt uitgereden (Ook genoemd in Schils en Kok, 2003). Bovendien worden er door loonwerkers vaak ook grotere hoeveelheden in één keer uitgereden. Boeren stellen dat het zelf uitrijden van kleinere hoeveelheden mest bij de juiste omstandigheden de benutting van stikstof zou bevorderen.
- Grote machines, zoals in gebruik bij loonwerkers, zijn moeilijk te gebruiken op langgerekte smalle percelen, zoals die voorkomen in de Noordelijke Friese Wouden (NFW). Ook het gebruik van sleepslang is lastig vanwege de moeilijkheid om te draaien op de langgerekte percelen.
- Er zou structuurbederf en schade aan bodemleven optreden wanneer zware machines worden gebruikt, in het bijzonder onder natte omstandigheden in het voorjaar. Korevaar et al. (1991) rapporteerden dat het percentage graslandareaal wat geschikt is voor emissiearme mesttoediening, inclusief zodenbemesting, in het Noordelijk zandgebied (waaronder de Friese Wouden) aanmerkelijk lager is (48%) vergeleken met andere zandgebieden (gemiddeld 80%). Deze lage berekende geschiktheid zou met name gekoppeld zijn aan de kans op zodenbeschadiging welke weer gerelateerd is aan de aanwezigheid van geringe draagkracht, gevoelige textuur en klein vochtleverend vermogen. In de Noordelijke

Friese Wouden staan deze eigenschappen met name in verband met de aanwezigheid van keileem in het profiel en een sterk lemige/fijnzandige textuur.

- Dikke mest kan soms moeilijk getransporteerd worden door de slangen of gleuven van toegestane apparatuur.

Meer recent bleek verder uit studies dat toediening van mest in de bodem kan leiden tot een iets verhoogde emissie van N_2O (Rodhe et al., 2006).

In de praktijk is wel gezocht naar andere mogelijkheden om de emissie van ammoniak bij aanwending te verminderen. Op het bedrijf Spruit is eerder vastgesteld dat een strategie van eiwitarm voeren, in combinatie met het bovengronds breedwerpig uitrijden en inregenen van de mest, geen hogere emissie oplevert dan een vergelijkbaar conventioneel bedrijf die de mest volgens de huidige voorschriften aanwendt (Sonneveld et al., 2008b). Deze alternatieve voerstrategie wordt in de volgende paragraaf nader omschreven.

1.4 Alternatieve strategie voor emissiereductie

Meerdere studies tonen aan dat de samenstelling van drijfmest is te beïnvloeden door middel van aanpassingen in het rantsoen van vee (Velthof et al., 2000). Vooral een afname van het eiwitgehalte in het rantsoen zorgt voor een lagere hoeveelheid uitgescheiden N. Hiermee daalt het urine-aandeel in de mest, en in verband daarmee de totale TAN-excretie (Kebreab et al., 2001; Sommer en Hutchings, 2001). In drijfmest zorgt een eiwitarmere voeding in de regel dan ook voor een lagere TAN (hoeveelheid ammoniakale N), een lagere totale hoeveelheid N in de mest en, daarmee samenhangend, een lager *aandeel* van TAN in de mest (Misselbrook et al., 2005; Reijs et al., 2007). Naast een eiwitarme voeding kan ook het gebruik van strooisel bijdragen in een verlaging van de ammoniakemissie tijdens toediening. Hierbij moet wel verrekend worden dat het effect hiervan teniet gedaan kan worden door ammoniakverliezen tijdens de (open) bewaring en het omzetten van strooiselrijke mest. Eiwitarme voeding kan dus indirect zorgen voor een verlaging van de ammoniakemissie bij aanwending door wijzigingen in de samenstelling van drijfmest. Mest van bedrijven met een eiwitarme voeding wordt gekarakteriseerd door een lage N_m/N_{tot} verhouding oftewel een relatief hoge N_{org}/N_{tot} verhouding.

In de Noordelijke Friese Wouden wordt door individuele bedrijven al langere tijd gestreefd naar eiwitarme(re) rantsoenen om daarmee de samenstelling van de drijfmest te beïnvloeden (Verhoeven et al., 2003). Dit wordt onder andere bereikt door een verlaging van het kunstmest-N gebruik. In de Friese Wouden wordt vooral gestreefd naar een afname van de N_m/N_{tot} verhouding en een toename van de C/N_{tot} verhouding in mest. Een hoge C/N verhouding is eveneens een indicatie van mest die geproduceerd is met een eiwitarme voeding en hangt samen met een lagere emissie van ammoniak. Om hoge C/N ratio's te krijgen moet de voeding niet alleen eiwitarm zijn maar bovendien ook structuurrijk. Reijs (2007) rapporteerde eerder voor

een aantal melkveebedrijven in de Noordelijke Friese Wouden dat de samenstelling van drijfmest substantieel afweek van nationaal gemiddelde cijfers. De C/N ratio bleek hoger terwijl de Nm/Ntot verhouding lager bleek dan het landelijk gemiddelde. Als andere indicator voor rantsoensamenstelling wordt ook het ureumgetal in de melk genoemd. Een eiwitarme voeding leidt in beginsel tot lagere ureumgehalten in de melk (Van den Ham et al., 2007; Van Duinkerken en Sebek, 2007).

Op het bedrijf Spruit (waar sprake is van een eiwitarme voeding) is de ammoniakemissie na het bovengronds toedienen van dierlijke drijfmest bepaald met de volveldse meetmethode (fluxraam) en met behulp van de massabalans methode (op proefvelden). In Tabel 1.1 worden de meetresultaten uit deze proeven beknopt gepresenteerd.

Tabel 1.1: Meetgegevens, werkmethode en emissie bij metingen op het bedrijf Spruit.

Proef	Jaar	Meeturen	Werkmethode	Emissie		
				Kg NH ₄ -N/ha	% NH ₄ -N	% N-totaal
Fluxraam						
2	2004	12	Water ^a , bagger	3.9	18.5	6.5
3	2004	29	Water, regen	3.7	17.8	6.9
4	2005	47	Water	11.5	68.4	27.3
Massabalans						
1(1)	2004	94	Water	5.7	36.0	17.0
1 (2)	2004	93	Water	4.8	31.1	14.7
2 (1)	2005	53	Water	3.1	26.2	12.8
2 (2)	2005	53	Mest proefbedrijf met sleepvoet ^b	7.4	29.5	12.8

^a Na de mestgiften werd vaak vervolgens een tank water uitgereden over het bemeste land. Het gaat hier omgerekend om zo'n 1 tot 1.3 mm. In proef 2 van de fluxraam methode is ook bagger toegediend. Bij proef 2 (2) met de massabalans methode is geen water toegediend.

^b In tegenstelling tot de andere proeven is hier geen mest van het bedrijf Spruit bovengronds uitgereden maar is gebruik gemaakt van mest van proefbedrijf Zegveld welke is toegediend met de sleepvoetmethode.

Bij Tabel 1.1 moet opgemerkt worden dat de meetperiode bij met name proeven 2 en 3 met de fluxraam methode korter zijn geweest dan standaard wordt gehanteerd (96 uur). Mogelijk dat de totale ammoniakemissies daarom hoger zijn geweest. Hoewel bij dit onderzoek als uitgangspunt is gehanteerd dat het bedrijf "gevolgd" werd in de bedrijfsvoering moest bij proef 4 een aantal weken worden gewacht als gevolg van een aanvankelijk voor de metingen ongunstige windrichting. Hier zijn ook de metingen beperkt geweest in duur (47 uur). Bij twee metingen met de massabalansmethode is

wel over een periode van bijna 96 uur gemeten (Proeven 1(1) en 1(2)). Bij alle proeven is water toegediend na toediening van de mest. Gemiddeld ging het hier om ongeveer 1 tot 1.3 mm.

Meer informatie over de meetomstandigheden en de gemeten ammoniakemissies bij aanwending op het bedrijf Spruit wordt gegeven in Mosquera et al. (2005). Monteny et al. (2005) concludeerden op basis van deze onderzoeksresultaten op het bedrijf Spruit dat er voor de praktijk kansen liggen om via bedrijfsvoering/management een lage(re) ammoniakemissie te realiseren. De voorwaarde is dan wel dat alle omstandigheden (vooral het weer) gunstig zijn.

Een combinatie van eiwitarme voeding en het aanwenden van mest bij relatief gunstige omstandigheden (lage temperatuur, voorafgaand aan neerslag, kort gras en eventueel beregenen) zou dus in theorie ook in de Noordelijke Friese Wouden kunnen leiden tot een reductie van de ammoniakemissie die zelfs bij bovengronds aanwenden vergelijkbaar is met de aanwendingsemmissie bij emissiearme toediening en zonder voeraanpassingen. In deze studie is daarom onderzoek gedaan naar de effectiviteit van dit 'alternatieve spoor' in de Noordelijke Friese Wouden.

1.5 Doelstelling van het onderzoek

Een aantal bedrijven in de Noordelijke Friese Wouden volgt een zogeheten alternatief spoor om de emissie van N naar het milieu, met name van ammoniak naar de atmosfeer, te verminderen. Het alternatieve spoor is een strategie die bestaat uit o.a. een combinatie van maatregelen zoals het voerspoor (eitwitarm/structuurrijk), ruimte voor bovengronds uitrijden, een verlaging van de kunstmestgift en rekening houden met weersomstandigheden bij het uitrijden.

Centrale doelstelling van het onderzoek is om te bezien of toepassing van deze strategie leidt tot een ammoniakemissie die vergelijkbaar is met de emissie bij de wettelijk verplichte voorschriften met betrekking tot aanwending. Ook is onderzoek verricht naar de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater om te bezien of er geen sprake is van afwenteling. Als laatste is ook gekeken of er verschillen zijn in biologische en fysische bodemkwaliteit tussen bedrijven die het alternatieve spoor volgen en bedrijven die dit niet doen.

1.6 Ambities voor deelnemers en onderzoeksvragen

Het onderzoek is uitgevoerd van 2006 tot en met juni 2008. Er zijn ambities geformuleerd voor de deelnemende bedrijven die een tijdelijke ontheffing hebben ontvangen voor het bovengronds aanwenden van drijfmest. De vier belangrijkste zijn:

- De deelnemers zullen ieder afzonderlijk in 2008 een kunstmestniveau bereikt hebben kleiner of gelijk aan 100 kg N/ ha.

- De deelnemers hebben in 2008 ieder afzonderlijk een stikstofoverschot kleiner dan 140 kg N/ha. Dit stikstofoverschot wordt berekend als: Voer-N + Kunstmest-N – Melk-N – Vlees-N – afgevoerde mest.
- De deelnemers zullen ieder afzonderlijk streven naar een laag ureumgetal, gemiddeld in de winterperiode (1 november – 1 mei) in 2008 kleiner dan 20.
- De deelnemers zullen het voerspoor volgen om hun N-emissie te reduceren. In het bijzonder zal een traject gevolgd worden van eiwitarm en structuurrijk voeren om in 2008 gemiddeld een substantiële verlaging van het Nm aandeel in de mest (TAN) te bereiken. Deze verlaging dient overeen te komen met een uiteindelijke Norg/Ntot verhouding van 57% of hoger.

De deelnemers hebben zich verder ten doel gesteld om zoveel mogelijk mest alleen uit te rijden bij weersomstandigheden die de ammoniakemissie beperken, zoals regenachtig of donker weer. Als hypothese is gesteld dat toepassing van maatregelen die behoren tot het alternatieve spoor, inclusief de mogelijkheid voor het bovengronds aanwenden van mest, niet leidt tot een hogere ammoniakemissie op bedrijfsniveau in vergelijking met bedrijven die dit spoor niet volgen.

De eerste drie ambities zijn tot stand gekomen in overleg tussen boeren, betrokken onderzoekers en ambtenaren. De ambitiewaarde van 57% Norg komt overeen met de gemiddelde waarde van drijfmest van deelnemende bedrijven in het laatste jaar (2003) van het voormalige Vel & Vanla project (2003). Landelijk geldt een gemiddelde van 50%.

Ten aanzien van de ambitie voor ureum in de melk moet opgemerkt worden dat er de nodige onzekerheid bestaat over de relatie tussen een eiwitarme voeding en lagere ureumgehalten in de melk. Verbanden tussen eiwitgehalte in rantsoen en melkureum worden alleen gevonden in datasets waarin variatie in de verklarende variabele (eiwitgehalte in rantsoen) voldoende groot is. Op landelijk niveau wordt vanwege de grote variatie inderdaad een verband gevonden tussen eiwitgehalte in rantsoen en melkureum. Maar bij een geringer aantal waarnemingen wordt dat lastiger, zeker als die waarnemingen betrekking hebben op een relatief uniforme populatie van bedrijven zoals in de Friese Wouden, gekenmerkt door een relatief extensief karakter en hoge aandelen gras in het rantsoen. Een deel van de variatie in melkureum binnen zo'n homogene populatie kan met de huidige kennis nog niet worden verklaard.

De hoofdvraag van dit onderzoek is of toepassing van het alternatieve spoor op bedrijfsniveau, met inbegrip van bovengronds uitrijden van mest, een even zo effectieve afname van de ammoniakemissie oplevert dan bedrijven die dit spoor niet volgen en mest emissiearm aanwenden. Voor het onderzoek is onderscheid gemaakt in ontheffingsbedrijven, die geacht worden het alternatieve spoor te volgen, en referentiebedrijven die mest emissiearm aanwenden volgens de voorschriften.

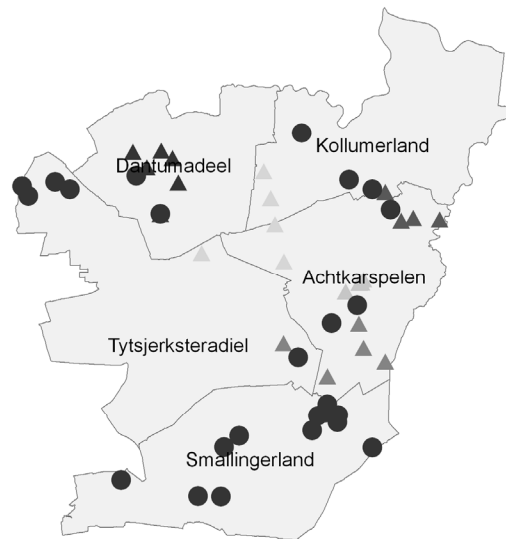
Als deelvragen zijn geformuleerd:

1. In welke mate verschillen de bedrijfskenmerken van ontheffingsbedrijven van de bedrijfskenmerken van referentiebedrijven? Laten deze kenmerken een ontwikkeling in de tijd zien?
2. Hoe verhouden de NH_3 concentraties in een gebied met ontheffingsbedrijven zich tot de NH_3 concentraties in een gebied met referentiebedrijven. Op welke wijze zijn deze concentraties gekoppeld aan emissies en de concrete bedrijfsvoering, met name de aanwending van mest op het land?
3. Welke ammoniakemissie laat zich op grond van bedrijfskenmerken en modelstudie berekenen voor afzonderlijke bedrijven? Leveren de bedrijfskenmerken van de ontheffingsbedrijven, die mest bovengronds uitrijden, een even effectieve bijdrage aan het terugbrengen van de ammoniakemissie dan kenmerken van referentiebedrijven, die mest emissiearm aanwenden?
4. Hoe verhoudt zich de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op zandgrond tussen beide groepen bedrijven?
5. Zijn er duidelijk aanwijsbare effecten van het alternatieve spoor op het bodemleven en op de fysische en chemische bodemkwaliteit?

1.7 Opzet van het onderzoek

Bij aanvang van het onderzoek hebben 29 bedrijven in de Noordelijke Friese Wouden een ontheffing ontvangen voor het bovengronds aanwenden van mest (2006 tot en met 2008). De keuze voor deze bedrijven is gemaakt door de Vereniging Noardlike Fryske Wâlden waar deze bedrijven lid van zijn. Deze bedrijven zullen in het vervolg worden aangeduid als ontheffingsbedrijven. Tegenover de groep ontheffingsbedrijven stond een referentiegroep van eveneens 29 bedrijven. Deze bedrijven worden in het vervolg aangeduid als de referentiebedrijven. De referentiebedrijven volgden een 'gangbare' bedrijfsvoering: er werd niet gericht gewerkt aan de ambities van het alternatieve spoor en mest werd emissiearm aangewend. Bij de selectie van de referentiebedrijven is ervan uitgegaan dat zij qua intensiteit bij benadering gelijk zouden zijn aan de ontheffingsbedrijven.

In Figuur 1.1 wordt de ligging van de bedrijven weergegeven.



Figuur 1.1: Een overzicht van de ligging van de deelnemende bedrijven in de vijf gemeentes van de Noordelijke Friese Wouden. Bedrijven met ontheffing zijn aangegeven met driehoeken en de referentiebedrijven zijn aangegeven met stippen.

Clusters van bedrijven binnen beide groepen waren gelegen in ruimtelijk gescheiden gebieden op zandgrond waar de ammoniakmetingen zich hebben geconcentreerd (de meetgebieden). Een meetgebied met zes ontheffingsbedrijven lag in de gemeente Achtkarspelen in de omgeving van Drogeham. Een meetgebied met zeven referentiebedrijven lag in de gemeente Smallingerland, in de omgeving van Houtigehage. In het vervolg worden deze groepen aangeduid als 'meetbedrijven ontheffing' respectievelijk 'meetbedrijven referentie'. Beide meetgebieden waren gelegen op zandgrond.

Een aantal van de betrokken bedrijven heeft al eerder geparticipeerd in het mineralenproject Vel & Vanla (Verhoeven et al., 2003). Het gaat om dertien bedrijven in de ontheffingsgroep en vier bedrijven in de referentiegroep. In totaal 41 (=16 + 25) bedrijven in de huidige populatie hebben dus niet eerder deelgenomen aan het eerdere mineralenproject Vel & Vanla.

Bij het indelen van bedrijven in de ontheffingsgroep dan wel de referentiegroep is met name gelet op een evenredige vertegenwoordiging van de landschappen en grondsoorten (zand, klei en veen) in de totale groep. Gedurende de duur van het project zijn enkele bedrijven uit de ontheffingsgroep gestopt met deelname, onder andere als gevolg van bedrijfsbeëindiging. Ook enkele referentiebedrijven zijn gedurende het project gestopt met deelname vanwege de administratieve belasting.

1.8 Opbouw van het rapport

Hoofdstuk 2 beschrijft de bedrijfsvoering van de deelnemende ontheffingsbedrijven en de deelnemende referentiebedrijven. Na een overzicht van de methode van gegevensverzameling en bewerking volgen de resultaten van de bedrijven op de indicatoren die samenhangen met de ambitieniveaus (N-overschot, kunstmest-N, mestsamenstelling en melkureum). De analyse van deze kenmerken is voornamelijk uitgevoerd door Plant Research International (PRI), onderdeel van Wageningen UR. Aparte aandacht krijgt de bemestingspraktijk op de bedrijven. In hoofdstukken 3 en 4 wordt ingegaan op de concentraties en emissies van ammoniak op de bedrijven. Voor het bepalen van de ammoniakemissie zijn hier twee routes gevolgd. De eerste route bestaat uit voornamelijk uit metingen van ammoniakconcentraties. Door middel van deze metingen, uitgevoerd door het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), is een ruimtelijk en temporeel beeld verkregen van ammoniakconcentraties in de lucht. Deze concentraties zijn vervolgens gekoppeld aan bemestingsactiviteiten met behulp van rekenmodellen (Hoofdstuk 3). De tweede route bestaat uit berekeningen van ammoniakemissies op bedrijfsniveau met behulp van het stikstofkringloopmodel Koei'N. Via deze route is het mogelijk om het effect van managementmaatregelen op de ammoniakemissie vast te stellen (Hoofdstuk 4).

In hoofdstuk 5 wordt het deelonderzoek gepresenteerd dat zich richtte op nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op de bedrijven. Dit onderzoek is uitgevoerd door Alterra, onderdeel van Wageningen UR. In hoofdstuk 6 komen bepalingen aan het bodemleven en aan de fysische gesteldheid van de bodem aan de orde. Dit onderzoek is uitgevoerd door het RIVM en het departement omgevingswetenschappen van Wageningen Universiteit. In hoofdstuk 7 volgt de discussie. Het rapport besluit met conclusies (Hoofdstuk 8).

2. Bedrijfsvoering (2005-2008) en ambities

2.1 De Noordelijke Friese Wouden

Het gebied “De Noordelijke Friese Wouden” (NFW) ligt in Noordoost Friesland. In de Nota Ruimte is het gebied aangewezen als Nationaal Landschap. In het gebied is overwegend sprake van een strokenverkaveling met doorgaans lange, smalle percelen en elzensingels of houtwallen op de perceelsranden. Het kleinschalige landschap heeft een agrarisch karakter, met een glooiend dekzandrelief en pingoruïnes. De vereniging ‘Noardlike Fryske Wâlden’ is opgericht door zes milieucoöperaties en agrarische verenigingen voor beheer van natuur en landschap. Ongeveer 800 agrarische bedrijven zijn aangesloten bij deze vereniging. Het gebied bestaat uit de gemeenten Tytsjerksteradiel, Achtkarspelen, Dantumadeel, Kollumerland en Smallingerland. Op 8 april 2005 is een intentieverklaring ondertekend door de genoemde vereniging, bovenstaande gemeentes en de provincie Fryslân, LTO-Noord, Wetterskip Fryslân, LNV en VROM, Wageningen-UR, de Friese Milieufederatie, It Fryske Gea en Landschapsbeheer Friesland. Met deze overeenkomst hebben de ondertekenaars aan willen geven gezamenlijk de identiteit van het gebied te willen behouden en verder te versterken.

Het gebied bestaat voor bijna 72% uit grasland. Verder nemen maïs en akkerbouw nog ca. 6% van het land in beslag. De bebouwingskernen en wegen in de NFW nemen ca. 10 % van het landgebruik voor hun rekening, natuur ca. 7% en open water ca. 5 %. In 2004 waren er volgens de landbouwtelling in de NFW in totaal 1275 bedrijven. De veehouderij is de grootste sector is (1169 bedrijven, ofwel 92% van alle agrarische bedrijven). De melkveehouderij heeft ook de meeste grond in gebruik met een gemiddelde bedrijfsoppervlakte in 2004 van ruim 50 ha. Het gebied bestaat hoofdzakelijk uit zandgrond (hydromorfe humuspodzolgronden). Een relatief groot areaal veengronden bevindt zich aan de westkant van het gebied terwijl er in het noordoosten sprake is van een areaal zeekleigronden.

2.2 Deelnemende bedrijven en gegevensverzameling

Alle deelnemende bedrijven zijn lid van de vereniging Noardlike Fryske Wâlden. Voor beide routes ter bepaling van de emissie van ammoniak (par.1.8) zijn veel gegevens nodig (Tabel 2.1). Gedurende de onderzoeksperiode (1 januari 2006 – 30 juni 2008) hebben de deelnemende bedrijven graslandkalenders bijgehouden waarop de perceelsactiviteiten zijn vastgelegd (bemesting, maaien en beweiding). De graslandkalenders zijn voor dit project speciaal ontwikkelde formulieren. De gegevens zijn vervolgens ingevoerd in spreadsheets.

Begin 2006 is een lijst opgesteld van alle voor de berekeningen benodigde bedrijfsinformatie. Deze lijst is vertaald naar een gegevensformulier. Van maart tot april 2006 zijn twee lokale medewerkers bij vrijwel alle bedrijven langsgegaan om alle gegevens van januari t/m december van het kalenderjaar 2005 op te vragen. Voor elk bedrijf is vervolgens een overzicht van gegevens gemaakt die in een database is ingevoerd. Bij een eerste analyse van de verkregen bedrijfsgegevens kwamen soms onjuistheden en/of onduidelijkheden boven tafel. Dit vormde dan aanleiding om de betreffende veehouder nogmaals te benaderen om te verifiëren of de cijfers wel klopten. In de meeste gevallen leidde dit tot bijstelling van de bedrijfsgegevens. De gegevensformulieren die in 2006 zijn opgesteld zijn in 2007 enigszins aangepast. Locale medewerkers in de Noordelijke Friese Wouden hebben in het voorjaar van 2007 bij de verschillende bedrijven de gegevens over kalenderjaar 2006 opgehaald. Deze gegevens zijn vervolgens verwerkt door Dirksen Management Support (DMS) voor verdere analyses. Door middel van studiegroepen zijn de gegevens teruggekoppeld met de deelnemers en gecontroleerd op onjuistheden. Eenzelfde procedure is gevolgd bij het verzamelen van de gegevens over het jaar 2007. Een deel van de gegevens, zoals kuiluitslagen, is rechtstreeks opgevraagd bij de bedrijfslaboratoria.

Tabel 2.1: Overzicht van belangrijkste gebruikte bedrijfsgegevens en hun bron

Bedrijfskenmerk	Bron
Bedrijfsoppervlakte	Schriftelijke opgave veehouder
Voeraankopen	Voerjaaroverzichten veevoerleverancier(s)
Meststofaankopen	Mestjaaroverzicht meststofleverancier(s)
Melkproductiegegevens (kg, vet, eiwit, ureum)	Jaaroverzicht zuivelverwerker
Ruwvoeranalyses	Analyseverslagen laboratoria
Mestanalyses	Analyseverslagen laboratoria
Dieraantallen	Rundveestaten
Aanleggegevens ruwvoer	Schriftelijke opgave veehouder, formulier DMS
Mestafvoer-gegevens	Schriftelijke opgave veehouder, formulier DMS
Beweidingsgegevens	Schriftelijke opgave veehouder: graslandkalender
Bemestingsgegevens (o.a. datum, perceel, dosis, toedieningstechniek)	Schriftelijke opgave veehouder: graslandkalender

Bedacht moet worden dat de nauwkeurigheid van de gebruikte bedrijfsgegevens varieert. Voorbeelden van kengetallen met een relatief hoge nauwkeurigheid zijn totaal geleverde melk, eiwitgehalte in de melk, ureumgetal in de melk en kunstmest- en krachtvoeraankopen. Deze kengetallen worden immers nauwkeurig en meestal systematisch geregistreerd door voerleveranciers en/of afnemers van melk. Voorbeelden van kengetallen met een lagere nauwkeurigheid zijn het geschatte verbruik van ruwvoerders en de voederwaarden van de aangelegde graskuilen en het mede op basis daarvan berekende eiwitgehalte van het complete rantsoen. De door de veehouders aangeleverde bedrijfsgegevens lieten het meestal niet toe rekening te houden met voorraadveranderingen van kracht- en ruwvoerders. Dit betekent dat voor

ca. 80% van de bedrijven impliciet is aangenomen dat alle in een bepaald kalenderjaar aangekochte krachtvoerders en alle aangelegd ruwvoer ook in dat jaar daadwerkelijk zijn gevoerd. In werkelijkheid is dit niet het geval. Immers in bijvoorbeeld 2006 zal een deel van de gevoerde ruw- en krachtvoerders zijn aangelegd resp. aangekocht in 2005. Evenzeer geldt dat een deel van het in 2006 aangelegde ruwvoer en aangekochte krachtvoer pas in 2007 daadwerkelijk zal zijn gevoerd. De fout die wordt gemaakt door het niet rekening houden met begin- en eindvoorraden bij berekening van het eiwitgehalte van het rantsoen zal groter zijn naarmate – bijvoorbeeld onder invloed van verschillende weersomstandigheden – schommelingen in de voorraden van jaar op jaar groter zijn en/of voederwaarden van ruwvoer sterker afwijken. Bij gebrek aan gegevens over begin- en eindvoorraden is het lastig om de grootte van de fout in te schatten.

De volgende paragrafen presenteren bedrijfskenmerken van de in het onderzoek participerende bedrijven (ontheffingsgroep en referentiegroep) over de jaren 2005 tot en met 2007. Het jaar 2005 vormt daarbij het referentiejaar, waarin nog geen sprake is van een 'ontheffingsgroep' en een 'referentiegroep': op alle bedrijven werd nog niet gericht gewerkt aan de in het alternatieve spoor geformuleerde kwantitatieve ambities (zie Hoofdstuk 1) en werd de mest 'gewoon' emissiearm aangewend. Overigens is het wel zo dat de meeste bedrijven ook voordien al werkten aan onderdelen van het alternatieve spoor. Dit had met name betrekking op het streven naar eiwitarmere rantsoenen en structuurrijkere mest. Tot aan het van start gaan van onderhavig onderzoeksproject golden dienaangaande echter geen kwantitatieve doelstellingen. In de jaren 2006 en 2007 zijn de bedrijven in de ontheffingsgroep gericht gaan werken aan het behalen van deze doelstellingen. In beide jaren is de ontheffingsgroep tevens mest bovengronds gaan uitrijden. Voor zover bekend heeft geen van de ontheffingsbedrijven toevoegmiddelen gebruikt bij de bemesting. Strooisel wordt met name gebruikt voor de kalveren en soms in de ligboxen van het melkvee. De referentiebedrijven hebben geen aan het alternatieve spoor gerelateerde ambities nagestreefd en hebben alle mest volgens de voorschriften emissiearm aangewend. Doordat verschillen in bedrijfsvoering tussen de ontheffingsgroep en de referentiegroep in de loop der jaren naar verwachting dus groter zijn geworden dan in 2005, mogen op voorhand ook grotere verschillen worden verwacht in de mate waarin ambitieniveaus gehaald worden en de daarmee verbonden ammoniakemissies. Bij het presenteren van de bedrijfskenmerken zal onderscheid gemaakt worden in de totale populaties van beide groepen bedrijven en de selectie van bedrijven die zijn gelegen in de meetgebieden. Voor het uitvoeren van statistische toetsen op verschillen tussen de twee groepen bedrijven is gebruik gemaakt van een *independent samples t-test* (SPSS).

2.3 Enkele basisgegevens: bedrijfsgrootte, melkproductie, voeder-GVE's en geschatte TAN-productie

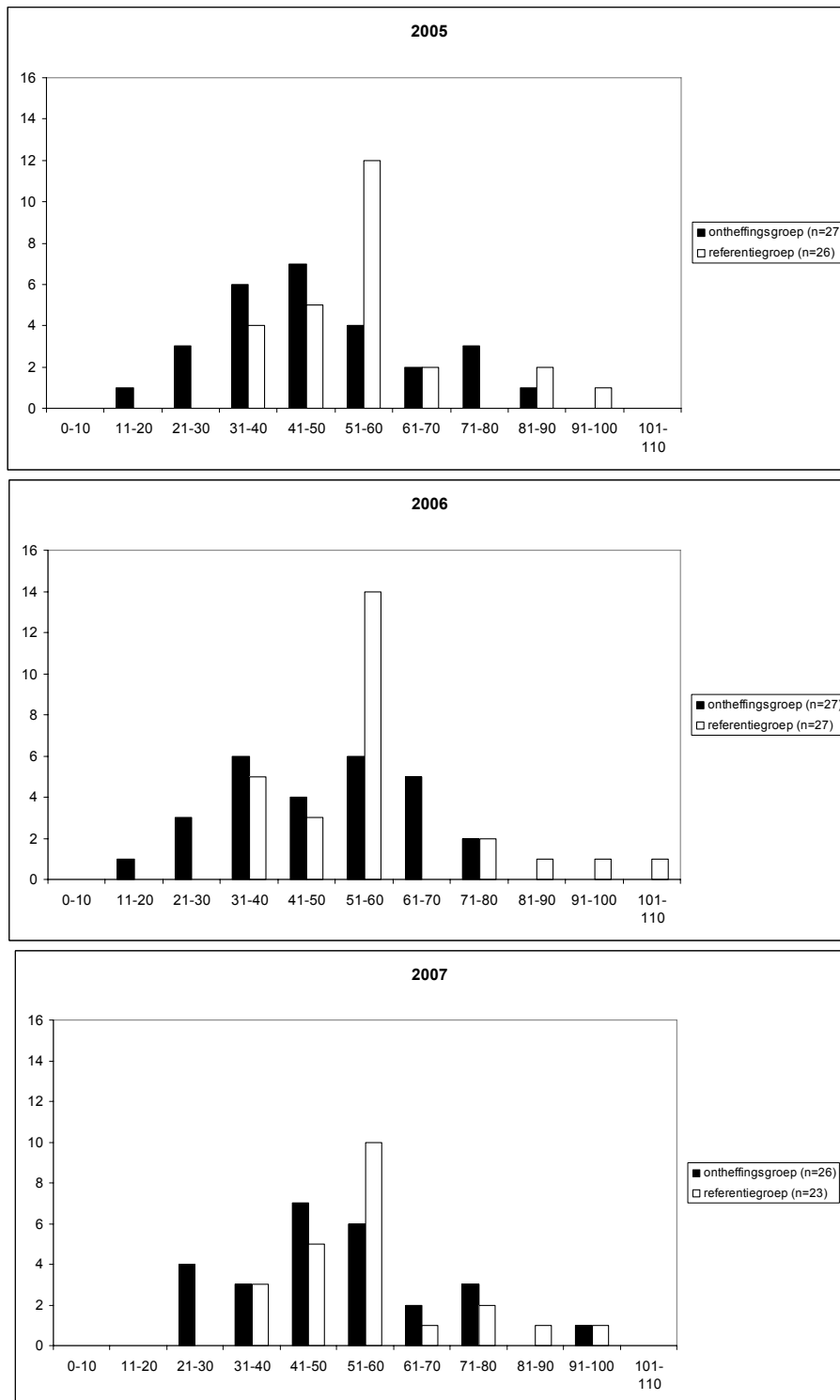
Figuur 2.1 is een weergave van de frequentieverdeling van het totale areaal gras en maïs per bedrijf (excl. SN¹ land en akkerbouwmatige teelten) in de ontheffings- en referentiegroep voor elk van de onderzochte jaren. De bedrijfsgrootte varieert sterk over bedrijven. Het kleinste bedrijf heeft een oppervlak van ca. 14 ha en het grootste van ca. 100 ha. De bedrijven in de ontheffingsgroep zijn gemiddeld 5 ha kleiner dan de bedrijven in de referentiegroep (Tabel 2.2). Ook binnen de ontheffingsgroep is sprake van onderscheid naar bedrijfsgrootte: de meetbedrijven zijn 8 ha kleiner dan de bedrijven in de ontheffingsgroep als geheel. De bedrijfsomvang laat over de gehele onderzoeksperiode geen duidelijke trend zien en lijkt dus stabiel.

Tabel 2.2: Gemiddelde bedrijfsgrootte in hectares (gras plus maïs, excl. SN land, excl. akkerbouwmatige teelten) in de jaren 2005 t/m 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen

	2005	2006	2007
Ontheffingsgroep	49	47	50
Referentiegroep	54	56	55
Meetbedrijven Ontheffing	37	39	42
Meetbedrijven Referentie	60	59	58

Op alle bedrijven is gras veruit het meest verbouwde voedergewas. Op de helft van de bedrijven in zowel ontheffingsgroep als referentiegroep wordt zelfs uitsluitend gras geteeld. Op de andere helft van de bedrijven wordt een beperkt deel van het areaal benut ten behoeve van de teelt van maïs. Het percentage maïs op bedrijven met maïsteelt in de ontheffingsgroep bedraagt gemiddeld 10%. Voor de referentiebedrijven is dit 15%.

¹ SN: Subsidieregeling Natuurbeheer



Figuur 2.1: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'oppervlakte gras en maïs' in de jaren 2005 t/m 2007 in hectaren in de ontheffingsgroep en de referentiegroep.

Figuur 2.2 geeft de frequentieverdeling van de intensiteit van de melkveehouderijbedrijven, gemeten naar melkproductie per ha, in ontheffings- en referentiegroep voor elk van de onderzochte jaren. De variatie in intensiteit in beide groepen is groot: over de hele populatie en alle jaren heen loopt de melkproductie per ha uiteen van 3.6 tot 17.4 ton (Figuur 2.2). In de ontheffingsgroep komt een viertal bedrijven voor met een melkproductie lager dan 8 ton per ha. In de referentiegroep zijn dergelijke extensieve bedrijven niet vertegenwoordigd. Over de hele linie zijn de ontheffingsbedrijven extensiever dan de referentiebedrijven (Figuur 2.2, Tabel 2.3). De areaalgewogen melkproductie per ha in de ontheffings- en de referentiegroep in alle drie jaren bedraagt ruim 9 resp. ruim 12 ton per ha. Daarbinnen bedragen areaalgewogen gemiddelden van de meetbedrijven ca. 9 ton per ha voor de ontheffingsbedrijven en 11 à 12 ton per ha voor de referentiebedrijven. Op grond van deze cijfers is de melkproductie per ha in de ontheffingsgroep zo'n 25% lager. Een trendontwikkeling naar een hogere dan wel lagere intensiteit is in beide groepen niet duidelijk waarneembaar, al is in beide groepen per saldo sprake van een geringe toename. Of dit samenhangt met een gevolgde bedrijfsontwikkelingsstrategie is niet onderzocht.

Tabel 2.3: Gemiddelde melkproductie in ton per ha in de jaren 2005 t/m 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen

	2005	2006	2007
Ontheffingsgroep	9.0	9.4	9.2
Referentiegroep	12.3	12.4	12.6
Meetbedrijven Ontheffing	8.9	9.4	9.2
Meetbedrijven Referentie	10.9	11.4	12.2

Tabel 2.4: Gemiddelde melkproductie in kg per koe in de jaren 2005 t/m 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen

	2005	2006	2007
Ontheffingsgroep	7005	6849	6895
Referentiegroep	7730	7796	7849
Meetbedrijven Ontheffing	6687	6867	7064
Meetbedrijven Referentie	7181	7099	7251

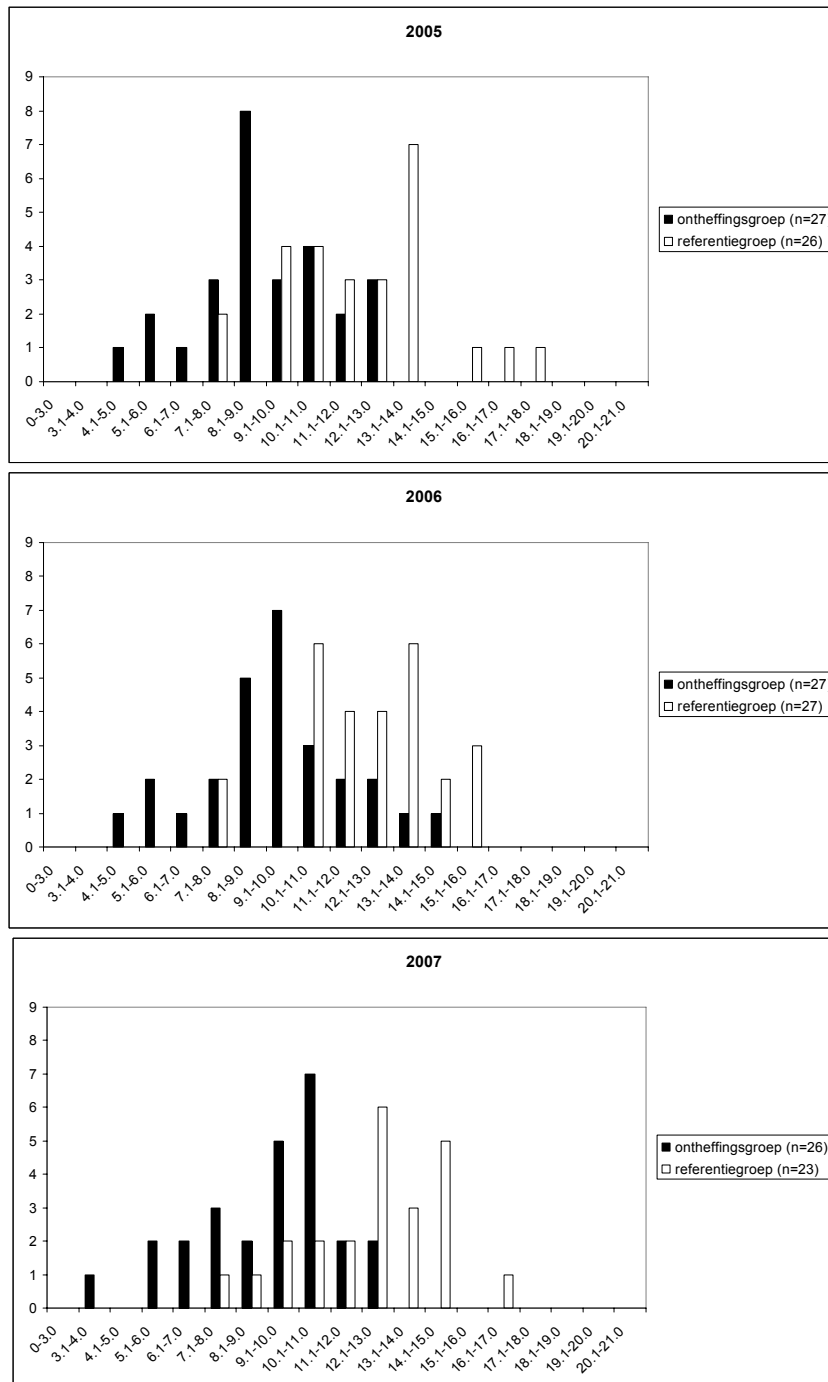
De melkproductie per koe loopt in de hele populatie van bedrijven uiteen van 3.2 ton per koe per jaar tot 9.6 ton. Daarbij bestaan er duidelijke verschillen tussen de ontheffingsgroep en de referentiegroep (Tabel 2.4): in de referentiegroep is de melkproductie per koe aanzienlijk hoger. In 2005 bedraagt het verschil ca. 700 kg per koe, in 2006 en 2007 zelfs ca. 1000 kg per koe. Dit verschil in melkproductie per koe betekent dat in de referentiegroep een zekere hoeveelheid melk met een

geringer aantal dieren wordt geproduceerd dan in de ontheffingsgroep. Overigens is het verschil in melkproductie per koe binnen de groep meetbedrijven veel geringer. Op grond van gemiddeld aanwezige dieraantallen (melkkoeien plus bijbehorend jongvee) en melkproductie per koe is voor het jaar 2007 het aantal voeder-GVE's per ha voedergewassen berekend. In de ontheffingsgroep is de veebezetting gemiddelde 2.0 voeder-GVE per ha, in de referentiegroep is dit 2.2 voeder-GVE per ha. In de ontheffingsgroep is het aantal voeder-GVE's dus ca. 10% hoger. Het verschil tussen de beide groepen meetbedrijven is nog wat groter en bedraagt ca. 20% (1.9 voeder-GVE per ha in de ontheffingsgroep, 2.4 in de referentiegroep). Het aantal stuks jongvee per 10 melkkoeien bedraagt 7.4 in de ontheffingsgroep en 7.1 in de referentiegroep.

Op basis van gemiddeld aanwezige dieraantallen op de afzonderlijke bedrijven is een schatting gemaakt van de uitgereden totale ammoniakale N (TAN, in kg) voor het jaar 2007. De totale N-excretie door de veestapel is berekend aan de hand van N-excretie forfaits zoals gehanteerd door LNV. Deze forfaits betreffen N-excreties op jaarbasis door de verschillende veecategorieën na aftrek van gasvormige verliezen uit de stal en uit de mestopslag. De forfaits voor melkkoeien zijn een functie van melkproductie per koe en ureumgehalte in de melk. Niet alle in een jaar uitgescheiden N belandt in de mestkelder. Een deel van de N wordt immers tijdens beweiding uitgescheiden. Op basis van het aantal beweidingdagen op de afzonderlijke bedrijven is berekend welk deel van de uitgescheiden N in de mestkelder belandt. Na correctie voor eventueel afgevoerde mest, resteert een schatting voor de totale hoeveelheid N in op het bedrijf uitgereden mest. TAN aandelen daarin zijn berekend op basis van analyse van mestmonsters op elk bedrijf. Via sommatie van TAN-producties per bedrijf kunnen voor de onderscheiden groepen totale TAN-producties en TAN-producties per ha cultuurgrond berekend worden. Tabel 2.5 vermeldt de resultaten uitgaande van geanalyseerde mestmonsters op twee momenten, namelijk in januari/februari 2007 en januari/februari 2008. Hieruit blijkt dat de absolute TAN-productie en de TAN-productie per ha in de ontheffingsgroep aanzienlijk lager is dan in de referentiegroep. Deze lagere TAN-productie in de ontheffingsgroep is met name het gevolg van een lagere veebezetting en een lagere melkproductie per koe. Vanzelfsprekend is de berekende TAN-productie in uitgereden mest gevoelig voor de TAN-gehalten in de geanalyseerde mestmonsters. Uitgaande van de mestanalyses in 2007, is de uitgereden TAN-hoeveelheid per ha in de ontheffingsgroep 30 à 40% lager dan in de referentiegroep. Uitgaande van de mestanalyses in 2008 is de in de ontheffingsgroep uitgereden hoeveelheid 20% lager.

Tabel 2.5.: Berekende hoeveelheden uitgereden TAN in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen

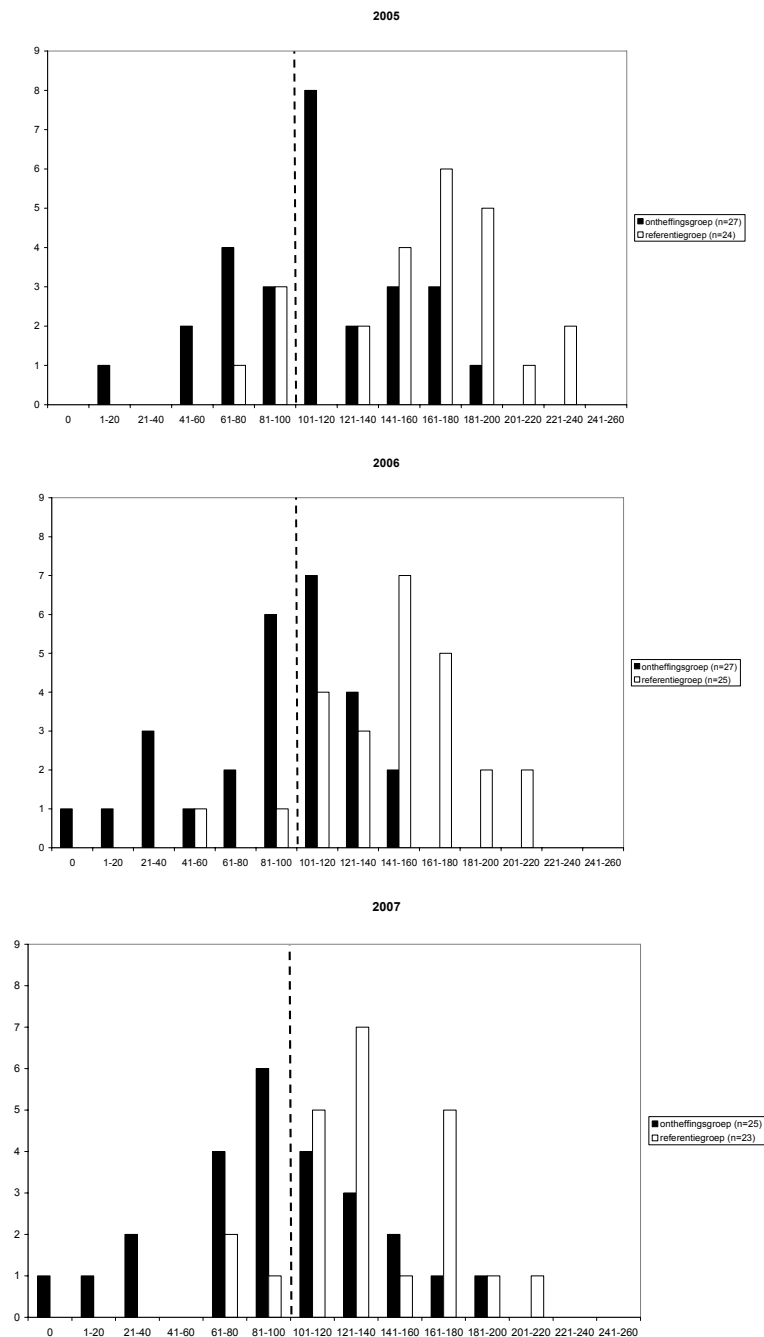
	mestanalyse 2007		mestanalyse 2008	
	Uitgereden TAN (kg N abs.)	Uitgereden TAN (kg N per ha)	Uitgereden TAN (kg N abs.)	Uitgereden TAN (kg N per ha)
Ontheffingsgroep	83720	64	82145	63
Referentiegroep	117715	93	104300	82
Meetbedrijven Ontheffing	14000	56	16260	65
Meetbedrijven Referentie	37415	92	32460	79



Figuur 2.2 Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'melkproductie in ton per ha' in de jaren 2005 t/m 2007 in ontheffingsgroep en referentiegroep.

2.4 Kunstmest-N

De frequentieverdeling van het bedrijfskenmerk 'kunstmest-N per ha' is voor beide groepen en afzonderlijke jaren weergegeven in Figuur 2.3.



Figuur 2.3: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'kunstmest-N per ha' in de jaren 2005 t/m 2007 in ontheffingsgroep en referentiegroep. De verticale stippellijn geeft het ambitieniveau voor 2008 aan.

Ook dit bedrijfskenmerk vertoont een grote variatie, met 0 en 232 kg N als minimum respectievelijk maximum voor de hele populatie over alle jaren heen. Voor de totale populatie aan bedrijven bleken de verschillen tussen beide groepen voor alle jaren significant te zijn (Tabel 2.6). In 2006 en 2007 strooide een vijftal bedrijven in de ontheffingsgroep minder dan 60 kg kunstmest-N per ha, waaronder enkelen met nulgiften. Gemiddelden van alle ontheffings- en referentiebedrijven in 2007 zijn 94 resp. 134 kg N per ha (Tabel 2.6). Daarbinnen bedragen gemiddelden van de meetbedrijven voor de ontheffingsbedrijven 85 kg N per ha en 129 kg N per ha voor de referentiebedrijven. Deze cijfers tonen aan dat er op de ontheffingsbedrijven aanzienlijk minder kunstmest-N wordt gebruikt. Ten opzichte van 2005 is het gebruik van kunstmest in beide groepen gedaald (Tabel 2.6). In de ontheffingsgroep bedraagt deze daling ca. 20 kg N per ha en in de referentiegroep ca. 25 kg N per ha. De daling werd al grotendeels in 2006 gerealiseerd. De daling op de ontheffingsbedrijven zal tot op zekere hoogte verband houden met het nastreven van het alternatieve spoor. Aangezien ook in de referentiegroep kunstmestgiften zijn verlaagd, kunnen ook andere factoren een rol hebben gespeeld. De meetbedrijven binnen de ontheffingsgroep realiseren over alle jaren heen een wat lagere kunstmest-N gift dan in de ontheffingsgroep als geheel. Alleen voor 2006 bleek het verschil met de meetbedrijven in de referentiegroep statistisch significant te zijn ($P < 0.01$). Dat dit verschil voor 2007 tussen de meetbedrijven niet significant is, blijkt vooral het gevolg te zijn van de kunstmestgift van één bedrijf. Wanneer de informatie van dit bedrijf achterwege zou worden gelaten daalt de gemiddelde kunstmestgift-N per ha voor de ontheffingsbedrijven in het meetgebied van 85 kg N/ha naar 68 kg N/ha en wordt het verschil met de referentiebedrijven alsnog significant. Het voor 2008 gestelde ambitieniveau is 100 kg N per ha. Veertien bedrijven in de ontheffingsgroep hebben dit ambitieniveau in 2007 gerealiseerd, maar elf bedrijven zitten er nog boven (Figuur 2.3). Voor de meeste van de overschrijdende bedrijven binnen de ontheffingsgroep bedraagt het gat tussen gerealiseerde gift en gestelde ambitie 20-30 kg kunstmest-N per ha.

Tabel 2.6: Gemiddelde kunstmest-N-gift per ha in de jaren 2005 t/m 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($P < 0.01$).

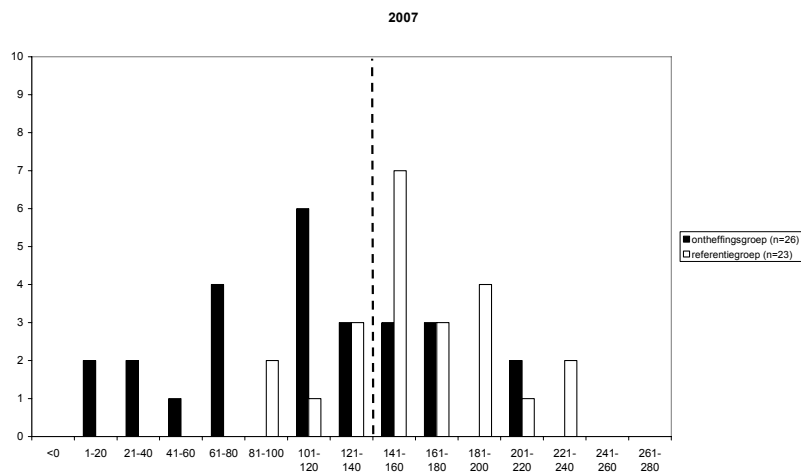
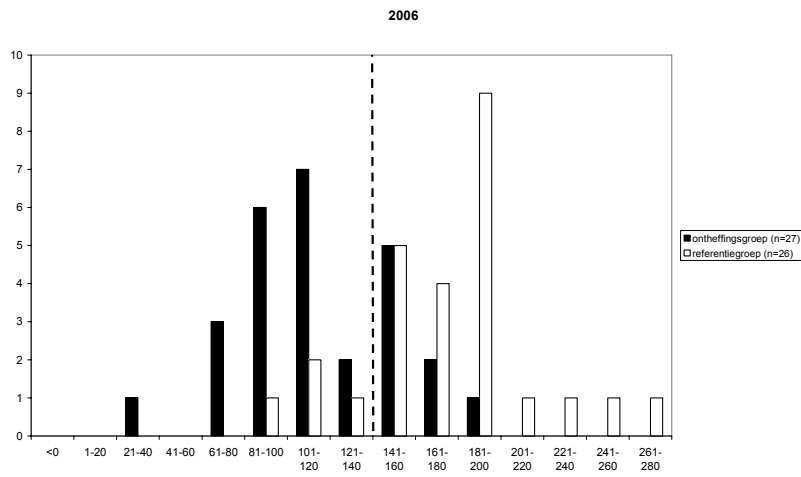
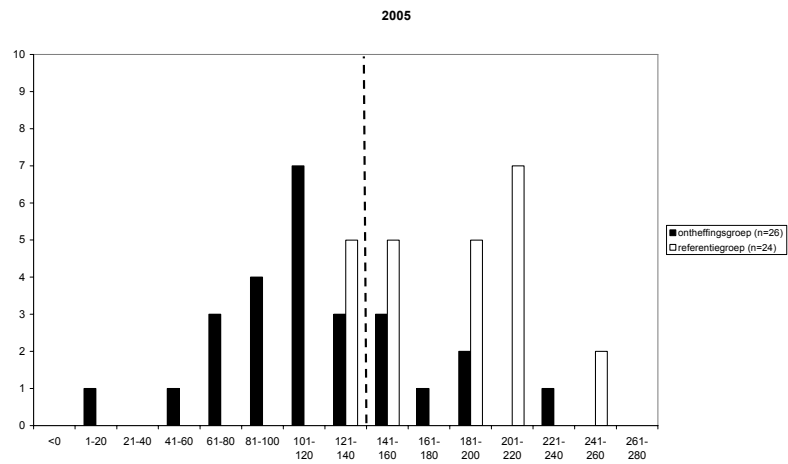
	2005	2006	2007
Ontheffingsgroep	110a	90a	94a
Referentiegroep	160b	147b	134b
Meetbedrijven Ontheffing	98a	75a	85a
Meetbedrijven Referentie	129a	154b	129a

2.5 N-overschot

Figuur 2.4 geeft de frequentieverdeling van het N-overschot conform de definitie in het alternatieve spoor (voer-N + mest-N + kunstmest-N – melk-N – vlees-N – mest-N) voor de jaren 2005 t/m 2007. Het N-overschot over alle jaren heen loopt uiteen van 5 tot 264 kg N per ha (Figuur 2.4). Gemiddelden van alle ontheffingsbedrijven en alle referentiebedrijven voor 2007 zijn resp. ca. 113 en 158 kg N per ha (Tabel 2.7). Gemiddelden van de meetbedrijven wijken daar niet noemenswaardig van af. Net als bij kunstmest-N, blijkt uit de cijfers een aanzienlijk verschil tussen de ontheffings- en referentiegroep. Het N-overschot is in de ontheffingsgroep in alle drie de beschouwde jaren ca. 50 kg per ha lager. Voor de totale groepen bleek het verschil in N-overschot voor alle jaren statistisch significant ($P < 0.01$). Dit lagere N-overschot kan grotendeels verklaard worden uit lagere kunstmest-N-giften in de ontheffingsgroep. N-overschotten over de gehele onderzoeksperiode laten in beide groepen geen duidelijke trend zien. Voor de meetgebieden bleek overigens het N-overschot alleen in 2006 significant verschillend tussen de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven. Het voor 2008 gestelde ambitieniveau is 140 kg N per ha circa 20 van de 27 bedrijven in de ontheffingsgroep hadden dit ambitieniveau al in het referentiejaar 2005 bereikt en dit werd bestendigd in 2006 en 2007 (Figuur 2.4). Een aanzienlijk aantal ontheffingsbedrijven zit in alle jaren zelfs onder de 100 kg N per ha. Overigens realiseert ook ca. één vijfde van de referentiebedrijven een N-overschot dat lager is dan 140 kg N per ha.

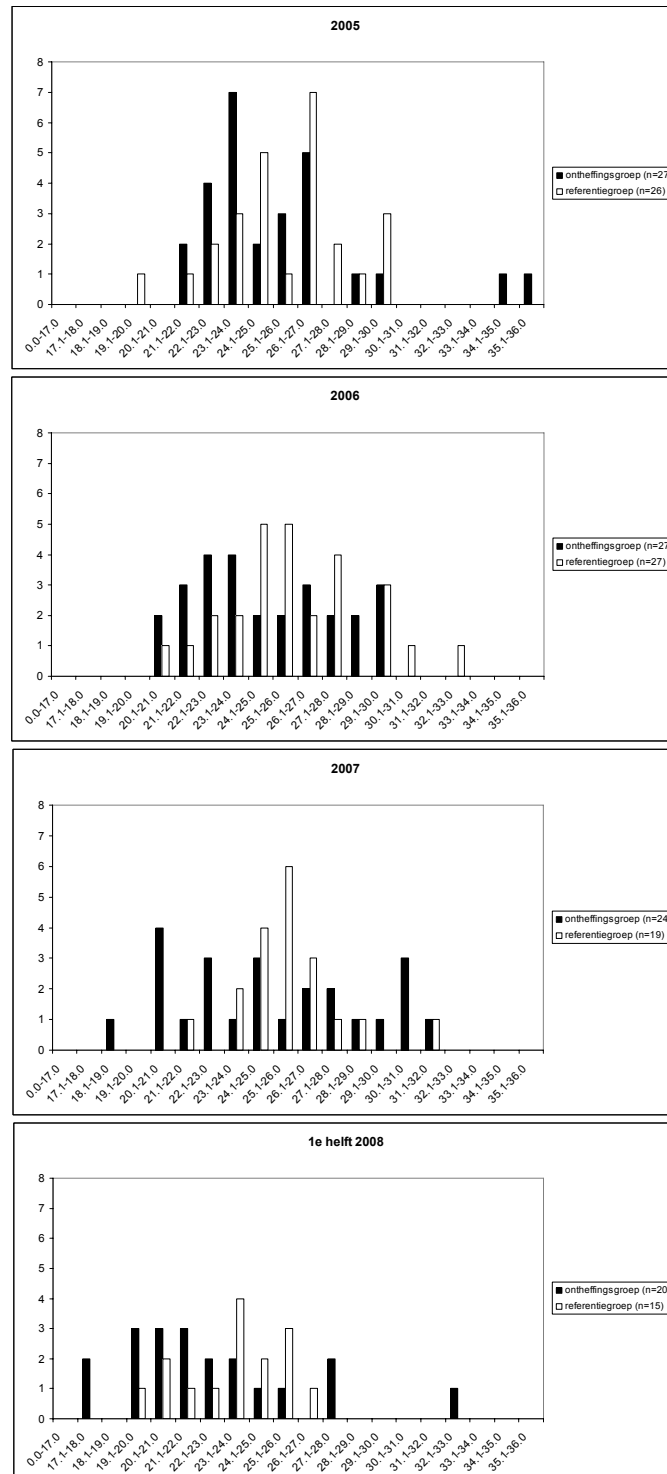
Tabel 2.7: Gemiddeld N-overschot per ha (voer-N + mest-N + kunstmest-N – melk-N – vlees-N – mest-N) in de jaren 2005 t/m 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($P < 0.01$).

	2005	2006	2007
Ontheffingsgroep	117a	114a	113a
Referentiegroep	178b	174b	158b
Meetbedrijven Ontheffing	116a	108a	113a
Meetbedrijven Referentie	162a	169b	157a



Figuur 2.4: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'N-overschot per ha' in de jaren 2005 t/m 2007 in ontheffingsgroep en referentiegroep. De verticale stippellijn geeft het ambitieniveau voor 2008 aan.

2.6 Ureum in de melk



Figuur 2.5: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'jaargemiddeld melkureum in mg per 100 ml melk' in de jaren 2005 t/m 2007 en de eerste helft van 2008 in ontheffingsgroep en referentiegroep.

Jaargemiddelde melkureum

Figuur 2.5 geeft de frequentieverdeling van het jaargemiddelde melkureum voor de jaren 2005 t/m 2007 en de eerste zes maanden van 2008. Het gehalte melkureum over alle jaren heen loopt uiteen van 17.5 tot 35.6 mg per 100 ml melk (Figuur 2.5). Gemiddelden van alle ontheffingsbedrijven en alle referentiebedrijven voor het laatste volledige kalenderjaar 2007 zijn resp. 25.0 en 25.7 (Tabel 2.8).

Met uitzondering van 2005 is in alle jaren het ureumgehalte in de ontheffingsgroep lager dan in de referentiegroep. Afhankelijk van het jaar bedraagt dit verschil 0.5 à 1 mg ureum per 100 ml melk. Het verschil binnen de groep meetbedrijven is iets groter (2 mg). Ook in de eerste zes maanden van 2008 houden verschillen tussen beide groepen aan. Bij statistische toetsing blijken de verschillen in jaargemiddelde ureumcijfers in geen enkel geval statistisch significant ($p < 0.05$). De absolute verschillen zijn dan ook klein en vallen binnen de range van de op basis van de huidige kennis nog onverklaarde variatie in melkureum van zo'n 3-5 eenheden.

Toch lijkt het wel waarschijnlijk dat het consequent lagere ureumgehalte in de melk van de ontheffingsgroep enig verband houdt met het in deze groep nagestreefde alternatieve spoor. Elders in dit rapport wordt nagegaan in welke mate het alternatieve spoor ook in andere bedrijfskenmerken dan ureumgehalte in de melk tot uiting komt.

Het gemiddelde ureumgehalte binnen de meetbedrijven in de ontheffingsgroep is steeds wat lager dan het gemiddelde van de ontheffingsgroep als geheel. Op de meetbedrijven in de ontheffingsgroep wordt ook een lager gemiddeld eiwitgehalte in 1^e sneden gras gevonden (zie hierna) dan in de ontheffingsgroep als geheel.

Een trendontwikkeling in de ontheffingsgroep is niet duidelijk zichtbaar. Wel is het zo dat over de hele periode 2005 t/m 2007 de ontheffingsgroep per saldo een geringe afname van het ureumgehalte vertoont en de referentiegroep een geringe toename. Voor het jaargemiddelde melkureumgehalte is geen ambitieniveau geformuleerd.

Tabel 2.8: Jaargemiddelde ureum in melk in mg per 100 ml melk in de kalenderjaren 2005 t/m 2007 en in de eerste helft van 2008 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($P < 0.05$).

	2005	2006	2007	1 ^e helft 2008
Ontheffingsgroep	25.4a	24.8a	25.0a	22.5a
Referentiegroep	25.4a	25.9a	25.7a	23.6a
Meetbedrijven Ontheffing	24.1a	24.1a	23.2a	20.3a
Meetbedrijven Referentie	24.9a	26.2a	25.2a	23.4a

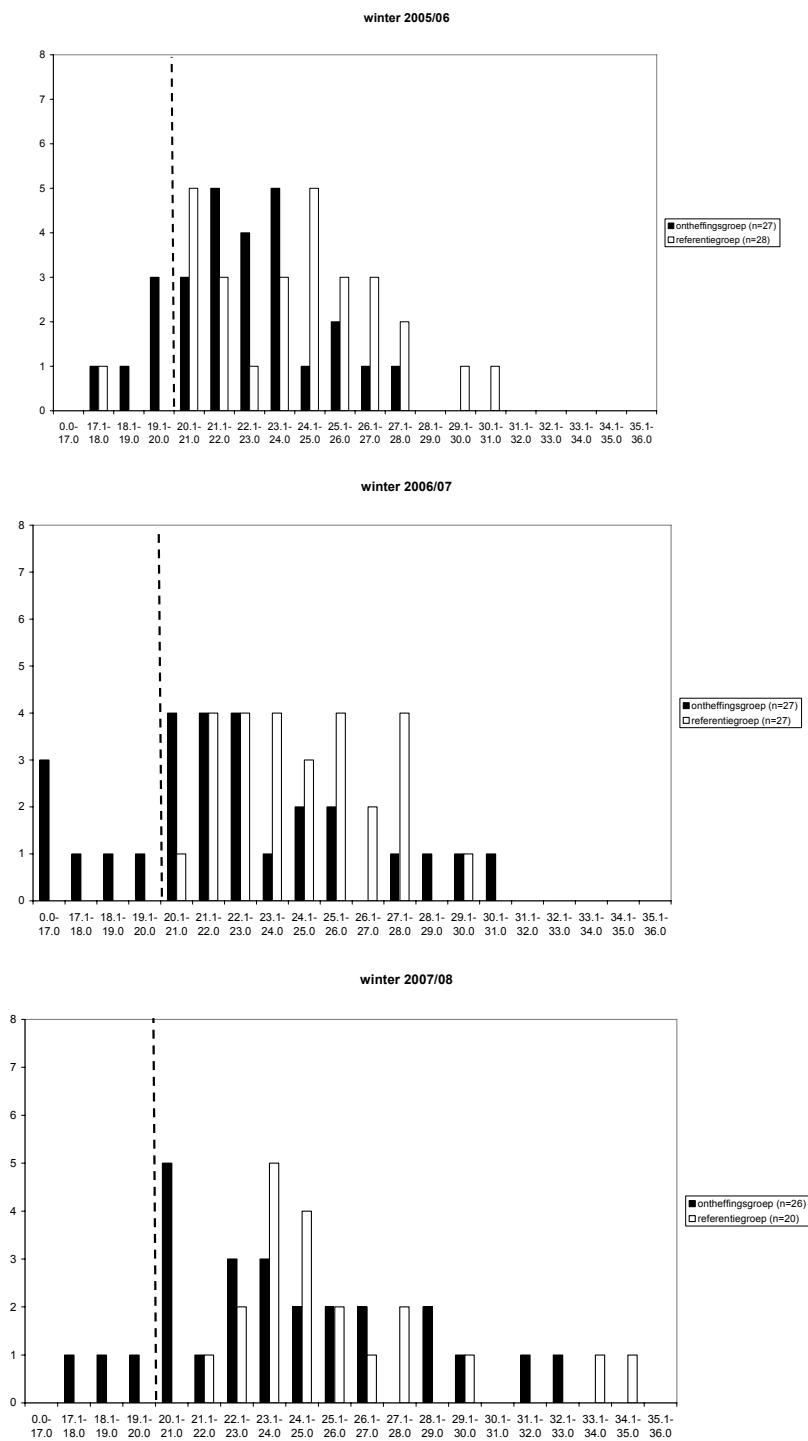
Wintergemiddelde melkureum

Figuur 2.6 geeft de frequentieverdeling van het wintergemiddelde ureumgetal in de melk voor de winters 2005/06, 2006/07 en 2007/08. Het wintergemiddelde ureumgetal (berekend op basis van de maanden november en december in jaar x plus maanden januari t/m april in jaar x+1) in de melk loopt in de hele populatie bedrijven uiteen van 16.1 tot 34.3 mg per 100 ml (Figuur 2.6). Gemiddelden van alle ontheffingsbedrijven en alle referentiebedrijven in de winter van 2007/08 zijn 23.9 resp. 25.5 mg per 100 ml (Tabel 2.9). Gemiddelden van de meetbedrijven in beide groepen in diezelfde winter zijn 21.4 resp. 25.8 mg. Net als voor het jaargemiddelde ureum, is in alle jaren het wintergemiddelde ureumgehalte in de ontheffingsgroep lager dan in de referentiegroep. Het verschil bedraagt steeds ca. 1.5 - 2 mg ureum. Het wintergemiddelde ureumgehalte binnen de meetbedrijven in de ontheffingsgroep is in twee van de drie winters wat lager dan het gemiddelde van de ontheffingsgroep als geheel. Dit werd ook al geconstateerd bij het jaargemiddelde ureumgehalte en kan verband houden met een wat verder doorgevoerd alternatief spoor in deze subgroep.

Een trendontwikkeling in de ontheffingsgroep is niet duidelijk zichtbaar. In de winter van 2007/08 voldoen drie van de 26 ontheffingsbedrijven aan het gestelde ambitieniveau van 20 mg (Figuur 2.6). In de twee voorgaande winters haalden 6 resp. 5 bedrijven dit niveau. Een meerderheid van de bedrijven zit dus nog ruim boven het gestelde ambitieniveau.

Tabel 2.9: Melkureum in wintermelk in mg per 100 ml melk in de winters 2005/06, 2006/07 en 2007/08 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($P < 0.05$).

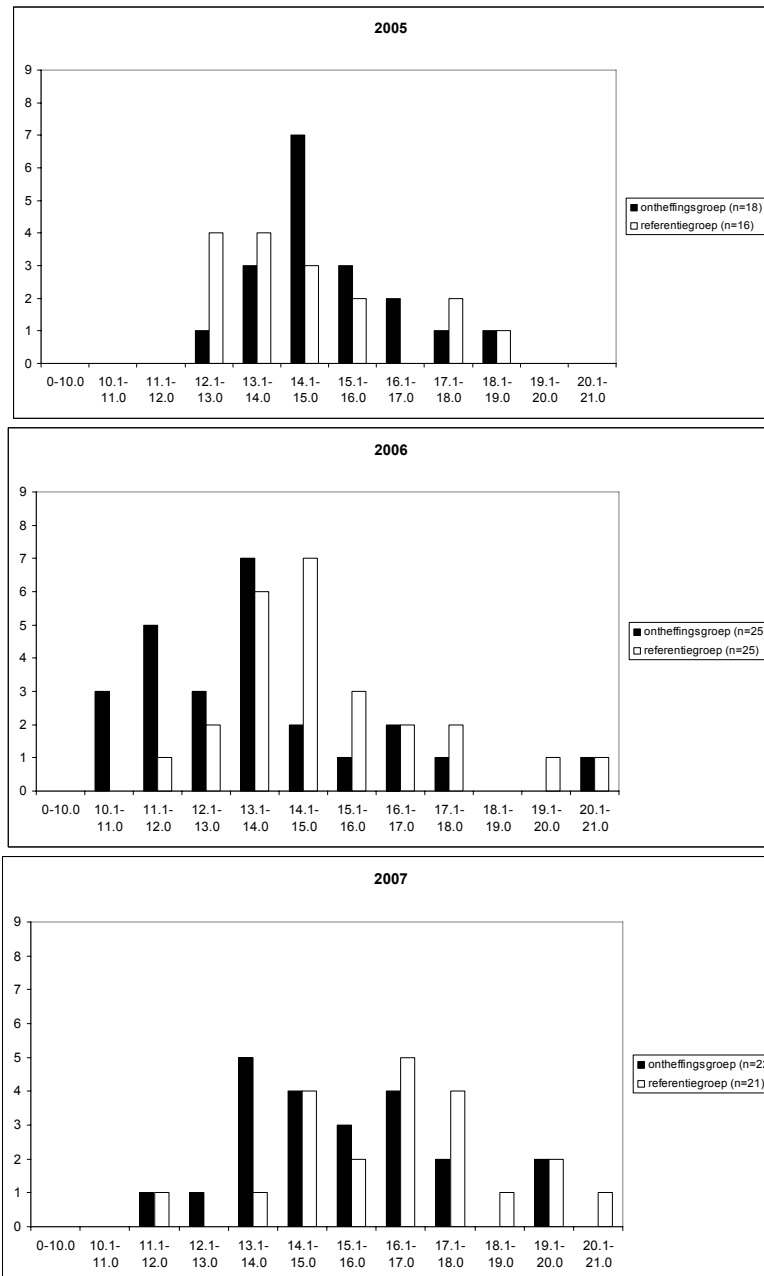
	2005/06	2006/07	2007/08
Ontheffingsgroep	22.2a	22.3a	23.9a
Referentiegroep	24.0b	24.5b	25.5a
Meetbedrijven Ontheffing	22.2a	20.3a	21.4a
Meetbedrijven Referentie	25.7b	24.8b	25.8a



Figuur 2.6: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'wintergemiddeld melkureum in mg per 100 ml melk' in de winters 2005/06, 2006/07 en 2007/08 in ontheffingsgroep en referentiegroep. De verticale stippelijijn geeft het ambitieniveau voor 2008 aan.

Er is gekeken of de verschillen tussen beide groepen statistisch significant waren ($p < 0.05$). Voor de ureumgehalten in de winter is vastgesteld dat de verschillen in 2005/2006 en 2006/2007 significant zijn. In 2007/2008 waren de ureumgehalten in de winter niet statistisch significant verschillend. Voor deze periode waren de verschillen in de meetgroep bijna significant ($p = 0.058$).

2.7 Ruw eiwitgehalten in de eerste snede en in het rantsoen



Figuur 2.7: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'RE-% in ds van 1^e snede' in de jaren 2005 t/m 2007 in ontheffingsgroep en referentiegroep.

Een maat voor het RE-gehalte in het rantsoen is het RE-gehalte in geanalyseerde graskuilen. In vergelijking met een berekend RE-gehalte van het gehele rantsoen, is het gemeten RE-gehalte in geanalyseerde graskuilen een redelijk 'hard' getal. Hier wordt de vergelijking gemaakt tussen RE-gehalten in 1^e sneden geconserveerd gras, omdat deze bij benadering rondom dezelfde datum gemaaid zullen zijn, en zo seizoenseffecten zoveel mogelijk worden uitgesloten. Op voorhand worden in de ontheffingsgroep lagere RE-gehalten verwacht, vanwege lagere kunstmestgiften in deze groep.

Het RE-gehalte in 1^e sneden varieert over alle jaren en bedrijven heen tussen de 11.6 en 20.6 % (Figuur 2.7). De frequentieverdeling van beide groepen laat in 2006 en 2007 een verschillend beeld zien. In de ontheffingsgroep zijn gehalten in die jaren gemiddeld lager (Tabel 2.10), zowel voor de groep als geheel als voor de subgroep van de meetbedrijven. In 2005 was een dergelijk verschil niet aanwezig, ook al was de kunstmestgift in de ontheffingsgroep ook toen al lager. Het RE-gehalte van 1^e sneden op de meetbedrijven in de ontheffingsgroep is in 2006 en 2007 wat lager dan het gemiddelde van de ontheffingsgroep als geheel. Eenzelfde waarneming werd ook al gedaan bij het wintergemiddelde ureumgehalte en kan verband houden met een wat verder doorgevoerd 'alternatief spoor' op de meetbedrijven. In 2007 zijn RE-gehalten over de hele linie opvallend hoger dan in 2006 en 2005. Mogelijk dat dit verband houdt met het relatief warme en zonnige voorjaar in dat jaar. Op grond van beperkt beschikbare gegevens voor 2008, lijkt dit hogere niveau echter ook in 2008 aan te houden, met slechts geringe verschillen tussen referentie- en ontheffingsgroep. Al met al zijn er weinig aanwijzingen dat er zich in de ontheffingsgroep een ontwikkeling voordoet naar lagere eiwitgehalten in ingekuuld gras als gevolg van verlaagde kunstmestgiften.

Lagere eiwitgehalten in 1^e sneden graskuil in de ontheffingsgroep in twee van drie onderzoeksjaren ondersteunen wel de werkzaamheid van het alternatieve spoor in de zin dat dit zou kunnen leiden tot lagere eiwitgehalten in het rantsoen. Overigens is nagegaan of de lagere eiwitgehalten in de ontheffingsgroep in 2007 veroorzaakt zouden kunnen zijn door het maaien van zwaardere sneden cq. maaien in een later fysiologisch stadium van het gras. Hiertoe is onderzocht of ruwe celstof (RC)-gehalten in 1^e sneden in ontheffings- en referentiegroep in 2007 verschilden. Op basis van 26 geanalyseerde kuilmonsters bedroeg het gemiddelde RC-gehalte in de ontheffingsgroep 252 g per kg ds. In de referentiegroep was dit, eveneens op basis van 26 monsters, 250 g per kg ds. Aannemende dat er ook in andere jaren geen verschil bestaat in RC-gehalte in 1^e snede graskuilen, wordt hieraan de conclusie verbonden dat beide groepen niet verschillen ten aanzien van maaistadium van 1^e sneden en dat verschillen in RE-gehalten hieruit dus niet verklaard kunnen worden.

Tabel 2.10: Percentage RE in ingekuuld gras van 1^e maaisneden in de jaren 2005 t/m 2008 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen.

	2005	2006	2007	2008*
Ontheffingsgroep	14.9	13.4	15.4	15.8
Referentiegroep	14.6	14.9	16.4	16.1
Meetbedrijven Ontheffing	15.0	11.7	14.9	15.5
Meetbedrijven Referentie	14.1	15.3	17.0	15.4

**Voor 2008 waren maar beperkt data beschikbaar*

Ruw eiwit in rantsoen

Het eiwitgehalte in het complete rantsoen is voor kalenderjaren 2005 en 2006 berekend aan de hand van rekenregels zoals vervat in de Handreiking bedrijfsspecifieke excretie melkvee (LNV, 2006). Zoals eerder vermeld lieten de door de veehouders aangeleverde bedrijfsgegevens het meestal niet toe rekening te houden met voorraadveranderingen van kracht- en ruwvoerders en is voor ca. 80% van de bedrijven impliciet aangenomen dat alle in een bepaald kalenderjaar aangekochte krachtvoerders en alle aangelegd ruwvoer ook in dat jaar daadwerkelijk zijn gevoerd. Verder moet voor de bemonstering en registratie van voeders op het bedrijf ten behoeve van de excretieberekening een voorgeschreven protocol worden gevolgd, met voorschriften betreffende monsternamen van ruwvoerders, voederwaardebepalingen, bepalingen van hoeveelheden opgeslagen ruwvoerders vastlegging van begin- en eindvoorraden. Voor de berekening van het eiwitgehalte van het rantsoen van afzonderlijke bedrijven ten behoeve van dit onderzoek is dit protocol niet gevolgd. De door de veehouders opgegeven hoeveelheden aangelegd ruwvoer zijn door henzelf gemaakte schattingen. Op basis waarvan deze schattingen zijn gemaakt is niet bekend. Eén en ander impliceert dat de hier gerapporteerde rantsoen-eiwitgehalten met veel onzekerheid zijn omgeven.

Voor het laatste onderzoeksjaar (2007) ontbraken van 31 bedrijven de gegevens om aan de hand van de Handreiking bedrijfsspecifieke excretie melkvee het eiwitgehalte van het rantsoen te berekenen. Voor 19 bedrijven waren deze gegevens wel bekend. De met de Handreiking berekende eiwitgehalten van deze 19 bedrijven laten een stijging ten opzichte van 2006 zien met gemiddeld 0.84 procentpunt. Voor de ontheffingsgroep afzonderlijk (n=12) was dit 0.86 procentpunt en voor de referentiegroep (n=7) 0.82 procentpunt. Op grond hiervan zijn rantsoen-eiwitgehalten in 2007 voor de 31 bedrijven waarvoor Handreikinggegevens ontbraken berekend door eiwitgehalten in 2006 op deze bedrijven te vermeerderen met 0.84 procentpunt.

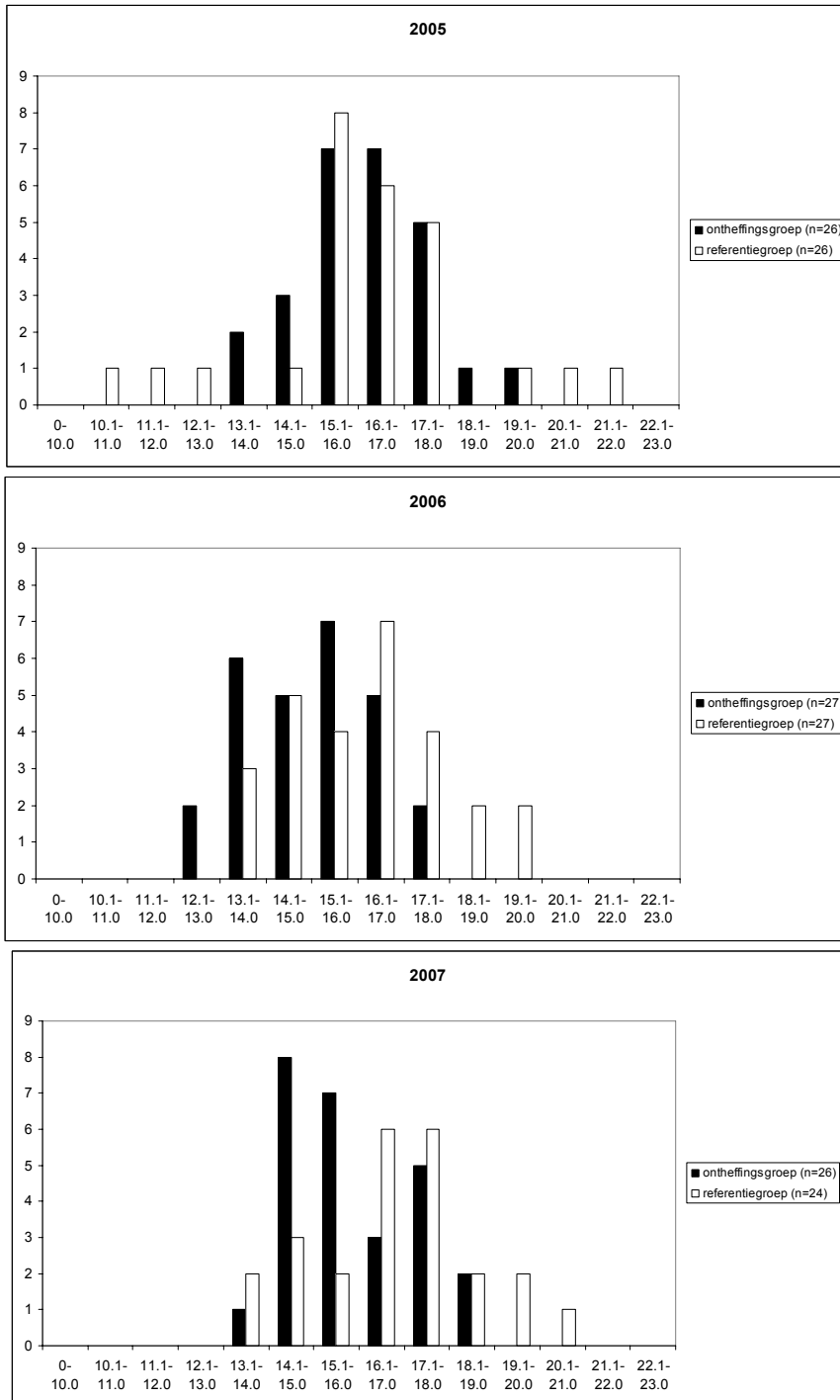
Het berekende eiwitgehalte in het rantsoen van afzonderlijke bedrijven en jaren varieert tussen 10 en 23 kg per 100 kg (Figuur 2.8). In 2005 zijn er geen duidelijke verschillen tussen ontheffings- en referentiegroep, maar in andere jaren zijn

eiwitgehalten in de ontheffingsgroep ca. 1 procentpunt lager (Tabel 2.11). Voor 2006 waren de verschillen op groepsniveau significant. Eiwitgehalten op de meetbedrijven in de ontheffingsgroep zijn in alle jaren lager dan in de ontheffingsgroep als geheel, maar nooit statistisch significant lager. Zoals ook al werd geconstateerd voor ureumgehalten in melk en eiwitgehalten in 1^e sneden, is het wat lagere eiwitgehalte in het rantsoen van de meetbedrijven in de ontheffingsgroep mogelijk een gevolg van een wat verder doorgevoerd alternatief spoor.

In 2007 zijn eiwitgehalten in alle groepen verhoogd ten opzichte van de twee voorgaande jaren. Zoals eerder uiteengezet is de veronderstelde toename gebaseerd op gegevens van een beperkt aantal bedrijven. Overigens is de veronderstelling dat rantsoen-eiwitgehalten in 2007 hoger waren dan in voorgaande jaren 'keurig' terug te vinden in verhoogde ureumgehalten in wintermelk in winter 2007/08 in alle (sub)groepen (Tabel 2.9). Al met al zijn er weinig aanwijzingen dat er in de ontheffingsgroep sprake is van een trendontwikkeling richting lagere eiwitgehalten. Dat het vroege voorjaar van 2007 extreem droog en warm was, kan daarbij een rol spelen. Voor de maximale hoogte van het eiwitgehalte in het rantsoen is in het alternatieve spoor geen ambitie vastgesteld.

Tabel 2.11: Berekend jaargemiddeld eiwit-% in rantsoenen in de jaren 2005 t/m 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($p < 0.05$).

	2005	2006	2007
Ontheffingsgroep	16.2a	15.0a	15.9a
Referentiegroep	16.3a	16.1b	16.8a
Meetbedrijven Ontheffing	15.3a	14.4a	15.4a
Meetbedrijven Referentie	16.7a	15.9a	16.8a



Figuur 2.8: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'eiwitpercentage rantsoen' in de jaren 2005 t/m 2007 in ontheffingsgroep en referentiegroep.

2.8 Mestsamenstelling

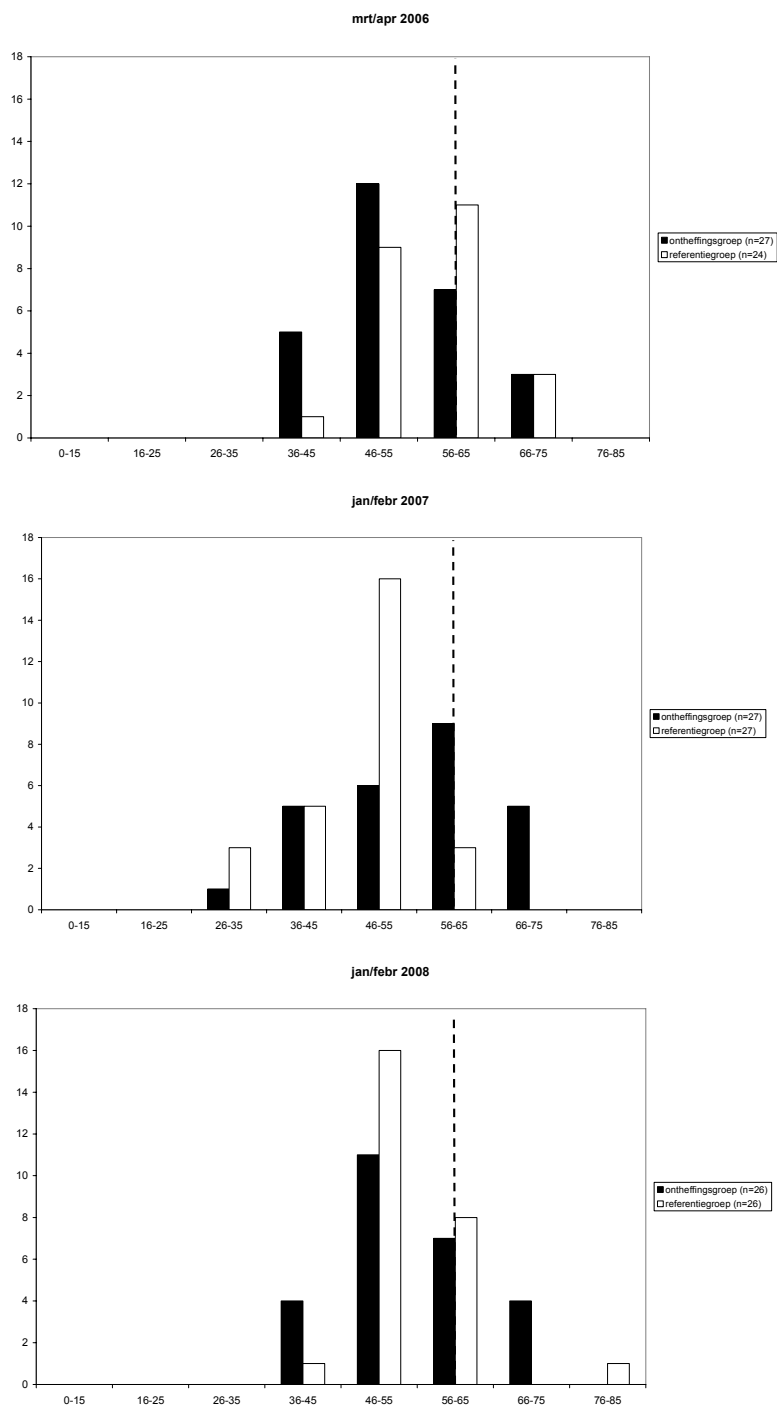
In maart/april 2006, januari/februari 2007 en januari/februari 2008 zijn op alle deelnemende bedrijven mestmonsters genomen en geanalyseerd. Deze serie wintermestmonsters is naar verwachting het meest gekoppeld met het stalvoederregime, aangezien dit mest is die geproduceerd is in het winterseizoen wanneer het vee op stal staat. De uitvoering van de monsternamen is door de veehouders zelf gedaan volgens een vastgelegd protocol. Logistiek en verwerking en analyse is uitgevoerd door het Agrarisch Laboratorium Noord-Nederland (ALNN). In Figuur 2.9 en Tabellen 2.12 tot 2.15 worden de resultaten van deze analyses besproken.

In 2006 en 2007 zijn ook zomermestmonsters genomen. In 2006 gebeurde dit in de periode juli/augustus en in 2007 in de periode eind mei/begin juli. Vanwege het beëindigen van het onderzoeksproject zijn in 2008 geen zomermonsters meer genomen. De resultaten van de analyses van de zomermestmonsters worden gegeven in Tabellen 2.16 en 2.17.

Bij de mestanalyses zijn onder andere Norg en Ntotaal gehalten in de mest bepaald, waaruit het percentage Norg van Ntotaal te berekenen is. In beginsel wordt op grond van onderzoek op dierniveau verwacht dat hoe lager het eiwitgehalte in het rantsoen is, hoe lager de uitscheiding van N via urine en hoe hoger het Norg aandeel in mest (zie Hoofdstuk 1). Gemeten N-gehalten in mest moeten met de nodige omzichtigheid worden geïnterpreteerd, daar de nauwkeurigheid en de representativiteit van de cijfers vermoedelijk niet hoog zijn (meetfouten, beperkt aantal monsters in de tijd). Bovendien zijn het gehalte aan Norg en het aandeel van Norg in de totale hoeveelheid N in de mest niet alleen een functie van het alternatieve spoor (t.w. laag eiwit in voer), maar ook van vele andere factoren. N. Niettemin geven de cijfers een indruk.

De samenstelling van wintermest in de vroege voorjaren van 2006, 2007 en 2008 zal volledig bepaald zijn door het in het voorafgaande jaar gevoerde management op de bedrijven. Eerder zagen we al dat dit management op de ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven enigszins verschilde, met name ten aanzien van kunstmest-N-giften en N-overschotten.

Figuur 2.9 geeft de frequentieverdeling van het Norg aandeel in de totale hoeveelheid N in de mest als gemeten in de wintermestmonsters. Zoals bij meer bedrijfskenmerken blijkt de variatie groot: het Norg% varieerde tussen de 27% en 82%. Alleen in 2007 bleek het Norg aandeel in de totale hoeveelheid N significant hoger bij de ontheffingsbedrijven (Tabellen 2.12-2.14).



Figuur 2.9: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'percentage Norg in mest' in monsters uit maart/april 2006, januari/februari 2007 en januari/februari 2008 in ontheffingsgroep en referentiegroep. De verticale stippellijn geeft het ambitieniveau voor 2008 aan.

Tabel 2.12: Gemiddelde chemische samenstelling van winterdrijfmest in 2006 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($p < 0.05$)

	(g/kg product)		(g/kg ds)			Norg(%)	C/N _{tot} ratio	C/N _{org.} ratio
	TAN	Ds	OM	N _{tot}	TAN			
Ontheffingsgroep	1.84a	89a	747a	45a	21a	53a	8.4a	16.0a
Referentiegroep	1.94a	91a	742a	50b	22a	57a	7.5b	13.4b
Meetbedrijven ontheffing	1.75a	94a	759a	43a	19a	56a	8.8a	15.9a
Meetbedrijven referentie	2.10a	96a	738a	49b	22a	55a	7.5b	13.7a

Tabel 2.13: Gemiddelde chemische samenstelling van winterdrijfmest in 2007 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($p < 0.05$)

	(g/kg product)		(g/kg ds)			Norg(%)	C/N _{tot} ratio	C/N _{org.} ratio
	TAN	Ds	OM	N _{tot}	TAN			
Ontheffingsgroep	1.72a	86a	753a	46a	21a	54a	8.5a	16.0a
Referentiegroep	2.17b	84a	753a	51b	27b	48b	7.5b	15.9a
Meetbedrijven ontheffing	1.83a	89a	765a	48a	21a	57a	8.1a	14.2a
Meetbedrijven referentie	1.99a	76a	737a	54a	30a	47b	7.1a	15.1a

Tabel 2.14: Gemiddelde chemische samenstelling van winterdrijfmest in 2008 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($p < 0.05$)

	pH	(g/kg product)		(g/kg ds)			Norg (%)	C/N _{tot} ratio	C/N _{org.} ratio
		TAN	Ds	OM	N _{tot}	TAN			
Ontheffings-groep	7.5a	1.83a	92a	751a	44a	21a	54a	8.7a	16.1a
Referentie-groep	7.5a	2.07b	84b	752a	54b	25b	53a	7.1b	13.5b
Meetbedrijven ontheffing	7.4a	1.88a	93a	758a	42a	21a	53a	9.0a	17.7a
Meetbedrijven referentie	7.5a	1.87a	85a	763a	52b	22a	57a	7.3b	13.2b

Op een meerdere bedrijven in de NFW zijn in januari 2008 ook mestmonsters genomen ten behoeve van een onderzoek door de Animal Sciences Group. De metingen van de samenstelling van drijfmest vertoonden een redelijke samenhang met de metingen in dit onderzoek (N_{totaal} , $R^2 = 0.77$).

Het voor de ontheffingsbedrijven beoogde aandeel van 57% Norg in de totale hoeveelheid N in mest, is alleen voor 2007 gehaald en wel op de meetbedrijven. Dit aandeel was significant verschillend van het Norg aandeel bij de referentiebedrijven. Een gemiddelde van 57% Norg aandeel is door de ontheffingsgroep niet in 2008 gehaald. In 2008 haalden de meetbedrijven in de referentiegroep wel een gemiddelde van 57%, maar deze verschilde niet significant van het gemiddelde van 53% bij de meetbedrijven in de ontheffingsgroep. Het Norg% laat daarmee een wisselend beeld zien door de tijd. In 2008 is er sprake van een extreme waarde met betrekking tot het Norg aandeel voor een bedrijf in de referentiegroep. Dit bedrijf lag ook in het gebied waar de NH_3 metingen plaatsvinden. Navraag bij het betreffende bedrijf leidde niet tot een duidelijke oorzaak voor de gevonden waarden. Wanneer deze waarde uit de referentiegroep voor 2008 uit de analyse verwijderd wordt, wordt een gemiddelde samenstelling gevonden zoals weergegeven in Tabel 2.15. Het gemiddelde Norg aandeel bij de meetbedrijven in de referentiegroep wordt volgens Tabel 2.15 dan gelijk aan dat van de meetbedrijven in de ontheffingsgroep (53%).

Tabel 2.15 Gemiddelde chemische samenstelling van drijfmest in 2008 voor de referentiebedrijven met uitzondering van een extreme waarde

	pH	(g/kg product)		(g/kg ds)					
		TAN	Ds (g/kg)	OM	N _{tot}	TAN	Norg(%)	C/N _{tot} ratio	C/N _{org} ratio
Referentie-groep	7.5	2.11	84	749	54	26	52	7.1	13.7
Meetbedrijven referentie	7.5	2.03	84	754	52	24	53	7.3	13.9

Een consistent verschil is zichtbaar wanneer wordt gekeken naar Ntotaal. Deze was voor de totale ontheffingsgroep in alle jaren significant lager dan de referentiegroep. In de meetgebieden was het verschil alleen significant voor 2006 en 2008. Ook de C/N verhouding was voor de hele ontheffingsgroep in alle jaren significant hoger dan de REF groep. In de meetgebieden werd dit alleen gevonden voor 2006 en 2008. Uit de Tabellen 2.13 en 2.14 blijkt dat het TAN gehalte voor de jaren 2007 en 2008 in de ontheffingsgroep significant lager was dan in de referentiegroep. Het verschil was echter niet significant voor de meetgebieden.

Het verschil in droge stofgehalte tussen de groepen bedrijven blijkt alleen significant in 2008. In alle andere jaren zijn de verschillen niet significant. Ook pH blijkt in 2008 niet significant te verschillen tussen de bedrijven. Hoewel de lagere TAN gehalten in 2008 dus een verlaging van de ammoniak bewerkstelligen bij de ontheffingsbedrijven zal het significant hogere droge stofgehalte van de mest dit effect weer dempen. Er is hier met andere woorden sprake van een negatieve terugkoppeling.

Verder is nog gekeken naar relaties tussen melkureum (zowel jaartotaal als winterureum) en het Ntotaal-gehalte in de mest. De relaties tussen winterureum en Ntotaal (g/kg ds) in de mest bleken weliswaar positieve, maar zeer zwakke verbanden op te leveren.

In Tabellen 2.16 en 2.17 zijn de resultaten weergegeven van mestanalyses in de zomers van 2006 en 2007.

Tabel 2.16: Gemiddelde chemische samenstelling van zomerdrijfmest in 2006 in de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($p < 0.05$)

	(g/kg product)		(g/kg ds)			Norg (%)	C/N _{tot} ratio	C/N _{org_} ratio
	TAN	Ds	OM	N _{tot}	TAN			
Ontheffingsgroep	2.04a	86a	722a	43a	25a	42a	8.9a	22.5a
Referentiegroep	2.18a	87a	716a	43a	26a	40a	8.6a	22.0a
Meetbedrijven ontheffing	2.20a	85a	715a	43a	26a	39a	8.5a	22.1a
Meetbedrijven referentie	2.25a	94a	735a	43a	24a	43a	8.7a	20.4a

Bij de interpretatie van de gegevens in Tabel 2.16 moet de nodige voorzichtigheid betracht worden. De monsters zijn relatief laat in het seizoen genomen en meerdere veehouders hebben aangegeven dat de mestput bijna leeg was of dat er sprake was van veel spoelwater in de put.

Tabel 2.17: Gemiddelde chemische samenstelling van zomerdrijfmest in 2007 van de ontheffings- en de referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen. Waarden binnen een zelfde kolom gevolgd door verschillende letters zijn statistisch significant verschillend ($p < 0.05$)

	pH	(g/kg product)		(g/kg ds)			Norg (%)	C/N _{tot} ratio	C/N _{org_} ratio
		TAN	Ds (g/kg)	OM	N _{tot}	TAN			
Ontheffingsgroep	7.5a	1.88a	87a	740a	47a	22a	53a	8.2a	15.4a
Referentiegroep	7.6a	2.22b	89a	750a	51a	26a	50a	7.6a	15.4a
Meetbedrijven ontheffing	7.4a	1.78a	92a	751a	44a	20a	56a	8.9a	15.7a
Meetbedrijven referentie	7.5a	2.18a	105b	774a	47a	21a	56a	8.2a	14.6a

Uit Tabel 2.17 blijkt dat in de zomermonsters van 2007 alleen het TAN gehalte (per kg product) significant verschilde tussen beide groepen. De verschillen in N_{tot} en TAN per kg droge stof waren (net) niet significant. Ook het Norg aandeel was niet significant verschillend.

Bij de meetbedrijven was het verschil in TAN gehalte per kg product niet significant verschillend. Dit is onder andere een gevolg van de grote spreiding in waarden bij de

ontheffingsgroep dan de referentiegroep. De standaardafwijking bleek daar 2 keer zo hoog te zijn.

2.9 Mesttoewijding in de praktijk: kengetallen en omstandigheden

De graslandkalender is een registratiesysteem waarbij de deelnemende bedrijven hun management met betrekking tot bemesting en beweiding rapporteren. Bij bemesting worden de dag, het tijdstip, de hoeveelheid, de wijze van toediening en het type mest bijgehouden. Bij beweiding worden de perioden, uren per dag, percelen en stuks vee bijgehouden. Tevens wordt bijgehouden waar en wanneer er gemaaid wordt en wat hiervan de opbrengst is. De bruikbaarheid van de graslandkalenders hangt voor een groot deel af van de volledigheid van invulling door de veehouders.

Een overzicht van enkele kengetallen aangaande de toediening van dierlijke mest op de bedrijven in de twee meetgebieden is weergegeven in Tabel 2.18.

Tabel 2.18: Gemiddeld gebruik van aanwendingstechnieken voor bemesting in 2006, 2007 en 2008 (tot juni) voor de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven in de meetgebieden. Het relatieve aandeel van bemestingstechnieken is in percentages aangegeven voor de technieken bovengronds (B), zodenbemester (Z), sleepvoet/sleepslang (SV/SS) en injectie (Inj)

Jaar ^a	Aantal percelen	Perceels-grootte (ha)	% B	% Z	% SV/SS	% Inj	% zelf uitgereden
Meetbedrijven ontheffing							
2006	24	1.6	99	1	0	0	98
2007	26	1.6	94	3	0	3	97
2008	24	1.6	96	4	0	0	97
Meetbedrijven referentie							
2006	29	1.9	0	92	8	0.0	35
2007	28	1.9	1	94	5	0.0	37
2008	28	1.8	0.0	60	40	0.0	47

^a Gegevens voor 2008 hebben betrekking het het eerste half jaar.

Tabel 2.18 is tot stand gekomen door eerst per bedrijf aan de hand van afzonderlijke perceelsgegevens de 'bedrijfs-gemiddelde' aanwendingstechniek op graslandpercelen vast te stellen. Vervolgens is het gemiddelde van de meetbedrijven in beide gebieden bepaald. Tabel 2.18 laat zien dat de referentiebedrijven over het algemeen iets meer percelen hebben, en dat de gemiddelde grootte een kleine halve hectare groter is dan de ontheffingsbedrijven. Ruim 90% van de mest wordt in de ontheffingsgroep bovengronds uitgereden. In de referentiegroep hanteert men overwegend zodenbemesting. Dit is met name het geval in 2006 en 2007. In 2008 was er sprake van een nat voorjaar, met name in de maand maart, waarvoor op het KNMI station

Leeuwarden een totale hoeveelheid van 112 mm neerslag werd geregistreerd. Als gevolg van de nattere omstandigheden is door de referentiebedrijven meer gebruik gemaakt van sleepslang/sleepvoet.

Op de meetbedrijven in de ontheffingsgroep werd in alle jaren bijna 100% van de mest zelf toegediend. Op de meetbedrijven in de referentiegroep werd de meeste mest toegediend door inschakeling van loonwerkers.

In Tabel 2.19 wordt een overzicht gegeven van gemiddelde cijfers voor giftgrootte, het aantal mestgiften en de totale hoeveelheid toegediende mest per ha grasland (m³ en N)

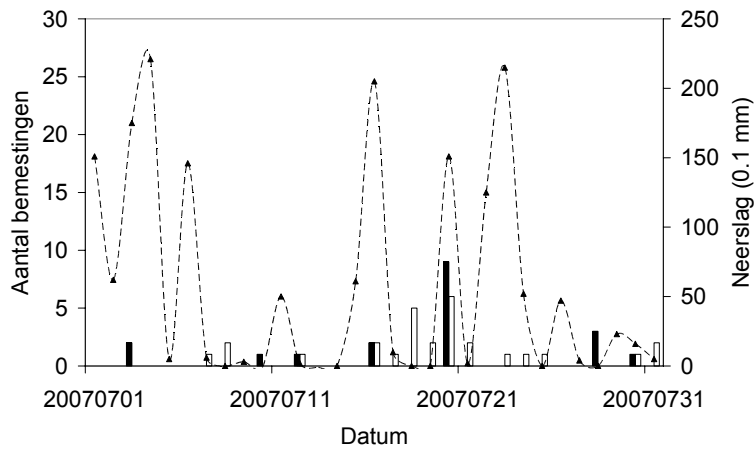
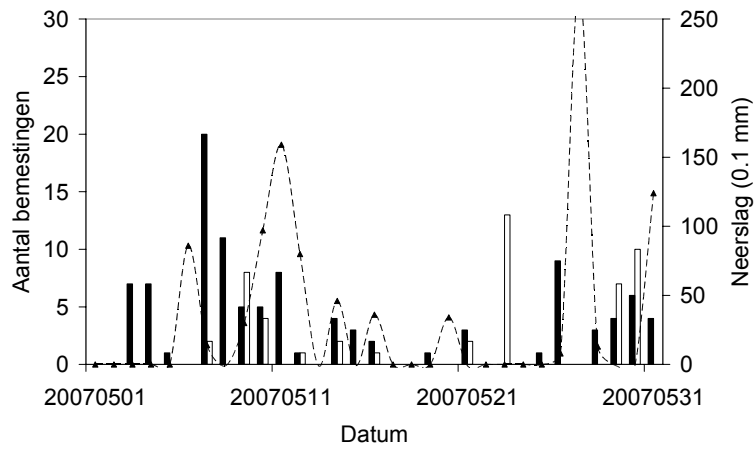
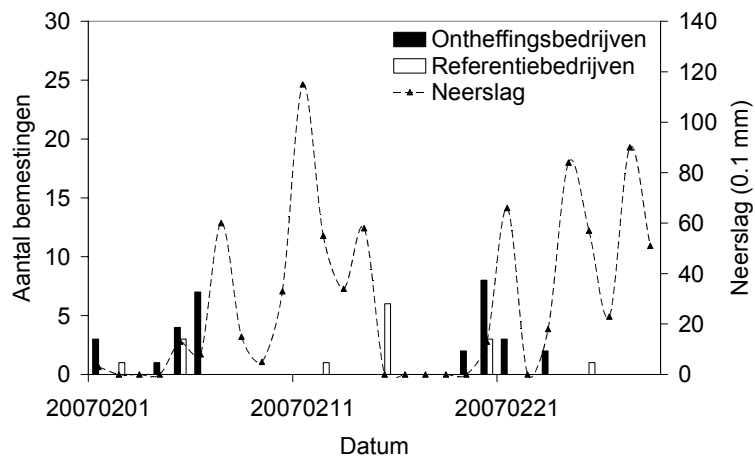
Tabel 2.19: Overzicht van gemiddelde gift-grootte, het gemiddelde aantal mestgiften en de gemiddelde totale hoeveelheid toegediende mest per ha grasland (m³ en N) voor de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven

	Gift-grootte gem. m ³ /ha	Aantal mestgiften per perceel	Totale mestgift per perceel gem. m ³ /ha	Totale N-gift uit drijfmest gem. kg N/ha
Meetbedrijven ontheffing				
2006	15.7	2.8	35.3	154
2007	15.0	3.2	36.0	182
2008	15.1	2.4	31.4	147
Meetbedrijven referentie				
2006	24.5	1.9	41.8	200
2007	23.7	2.0	47.0	196
2008	26.7	1.9	45.5	211

De gemiddelde mestgift per keer ligt bij de ontheffingsbedrijven rond de 15 m³ per ha terwijl dit voor de referentiebedrijven zo'n 10 m³ per ha hoger ligt. Ook de totale gift is over de drie jaren bij de REF bedrijven gemiddeld zo'n 10 m³ per ha hoger.

Wanneer de totale N gift uit aangewende mest per hectare grasland wordt berekend op beide groepen bedrijven valt op dat deze gemiddeld over de drie jaar voor de ontheffingsbedrijven zo'n 40 kg N per ha lager ligt dan de referentiebedrijven.

Om een indruk te geven van neerslag rondom uitrijdmomenten van dierlijke mest wordt in Figuur 2.10 een overzicht gegeven van uitrijdmomenten voor 2007 voor de maanden maart, mei en juli. Deze maanden zijn een selectie van het totale uitrijdseizoen (februari tot en met augustus). Voor heel 2007 blijkt er gemiddeld bij de ontheffingsbedrijven bij 49% van de giften binnen 24 uur neerslag te vallen. Bij de referentiebedrijven blijkt gemiddeld bij 35% van de giften binnen 24 uur neerslag te vallen. Een meer gedetailleerde analyse van uitrijdmomenten en weersomstandigheden wordt gegeven in Hoofdstuk 3.



Figuur 2.10: Mestgiften van de meetbedrijven in de ontheffingsgroep en de meetbedrijven in de referentiegroep in relatie tot neerslag, uitgezet in de tijd voor 2007 voor de maanden maart, mei en juli.

2.10 Discussie

Aanvankelijk is bij de selectie van de referentiebedrijven ervan uitgegaan dat zij qua intensiteit bij benadering gelijk zouden zijn aan de ontheffingsbedrijven. In 2006 is de bedrijfsinformatie verzameld over 2005. Toen pas bleek dat er een duidelijk verschil was in intensiteit in beide populaties. Verschillen waren er in 2005 ook al ten aanzien van enkele andere bedrijfskenmerken.

Bezien over de gehele onderzoeksperiode 2005 tot en met 2007 laten de meeste bedrijfskenmerken waarvoor ambities zijn gesteld die in 2008 gerealiseerd zouden moeten worden (kunstmest-N, N-overschot, winterureum en percentage organische N in de mest), geen duidelijke trends zien. Voor een deel is dit wellicht te verklaren doordat een aanzienlijk aantal bedrijven in de ontheffingsgroep voor sommige kenmerken (met name kunstmest-N en N-overschot) bij aanvang van het onderzoek al de gestelde ambitieniveaus had gerealiseerd. Andere bedrijfskenmerken laten van 2005 op 2006 een positieve trendontwikkeling zien (ureum, eiwitgehalten in gras en rantsoen), maar deze konden niet worden bestendigd in 2007 en 2008. Het over de hele linie ontbreken van een duidelijke trendontwikkeling kan er op wijzen dat voor deze bedrijven het maximaal haalbare voor wat betreft toepassing van het alternatieve spoor is bereikt.

Ontheffingsbedrijven gebruikten in alle onderzoeksjaren aanmerkelijk minder kunstmest-N. Het verschil tussen beide groepen bedraagt ca. 50 kg N per ha over de onderzochte jaren. Mede als gevolg hiervan zijn ook N-overschotten op de ontheffingsbedrijven lager. Het verschil tussen de groepen bedraagt ca. 60 kg N per ha. Lagere kunstmest-N-giften en N-overschotten op de ontheffingsbedrijven gaan nog niet altijd en overal gepaard met lagere ureumgehalten in de melk, lagere eiwitgehalten in het rantsoen en hogere Norg gehalten in de mest. Het valt op dat op de meetbedrijven in de ontheffingsgroep er wat deze kengetallen betreft in positieve zin uitspringen. Mogelijk hangt dit samen met een op deze bedrijven wat verder doorgevoerd alternatief spoor ten opzichte van de ontheffingsgroep als geheel.

De gevonden TAN gehalten zijn voor de ontheffingsgroep in het algemeen wel hoger dan eerder gevonden voor het bedrijf Spruit van gemiddeld 1.4 g/kg product (Sonneveld en Bouma, 2005). Een uitgebreide vergelijking met gemiddelde landelijke cijfers is achterwege gelaten vanwege het waarschijnlijk onevenredige hoge aandeel aan mestanalyses waar behandelingen op zijn losgelaten (pers. med. ALNN). Volgens Reijs (2007) bedroeg de landelijke C/N_{tot} ratio in de periode 2001-2006 gemiddeld 8.4 en het Norg aandeel in de totale hoeveelheid N in de mest 47%. Het Norg aandeel in de mest is bij alle NFW bedrijven in de jaren 2006-2008 gemiddeld hoger vergeleken met dit landelijke gemiddelde. Reijs (2007) rapporteerde ook gegevens over de mestsamenstelling van enkele praktijkbedrijven. Het Norg aandeel varieerde bij deze bedrijven van 42% tot 62%. Het bemestingsadvies (www.bemestingsadvies.nl) uit 2007 gaat uit van een gemiddeld TAN gehalte van 2.2

g/kg (hoger dan in de NFW) en een Norg aandeel van 50% (lager dan in de NFW). De ontheffingsbedrijven laten bij de analyses van wintermest voor de afzonderlijke jaren hogere waarden zien voor het Norg aandeel.

2.12 Conclusies

Bedrijfs grootte en melkproductie

Gemiddeld zijn de referentiebedrijven duidelijk groter qua oppervlak (ongeveer 5 ha) en intensiever qua melkproductie (ongeveer 3 ton/ha) dan de ontheffingsbedrijven. Voor de meetbedrijven geldt bovendien dat de referentiebedrijven niet alleen gemiddeld meer individuele percelen hebben maar dat deze ook groter zijn dan de ontheffingsbedrijven.

Kunstmest N

Een groot deel van de bedrijven in de ontheffingsgroep is in 2007 een eind op streek met realisering van de in het alternatieve spoor gehanteerde ambities. Ruim de helft van de bedrijven in de ontheffingsgroep heeft de ambitie voor kunstmest-N-gebruik meer dan gerealiseerd. Het kunstmestgebruik is in 2007 gemiddeld 40 kg/ha lager voor de ontheffingsbedrijven vergeleken met de referentiebedrijven. Voor alle jaren (2005-2007) zijn de verschillen tussen de groepen voor de totale populaties significant.

N overschot

Het ambitieniveau voor het N-overschot is door driekwart van de ontheffingsbedrijven gehaald in 2007. Het N-overschot is gemiddeld zo'n 50 tot 60 kg/ha lager voor de ontheffingsbedrijven dan de referentiebedrijven. Voor alle jaren (2005-2007) zijn de verschillen tussen de groepen voor de totale populaties significant.

Ureum

De ambitie waarde voor melkureum in de winter wordt door de meeste bedrijven niet gehaald (2007/2008). Een significant verschil voor het winterureum werd alleen geconstateerd voor 2006/2007. Het verschil tussen beide groepen bedroeg gemiddeld voor de hele populatie zo'n 1.5-2.0 mg/100ml. Jaargemiddelde ureumcijfers waren nooit significant verschillend tussen de bedrijven en lagen rond de 25 mg/100 ml.

RE%

In de ontheffingsgroep zijn de RE gehalten van de ingekuuld gras van de 1^e snede gemiddeld altijd lager voor de ontheffingsgroep dan voor de referentiegroep. Het verschil bij de meetbedrijven bleek daarbij sterker te zijn. De verschillende RE gehalten van de 1^e snede werken door in de jaarrantsoenen. Ook daar is gemiddeld het RE% van de ontheffingsbedrijven lager dan dat van de referentiebedrijven. Alleen

voor 2006 was het RE% van het rantsoen op de ontheffingsbedrijven op groepsniveau ook daadwerkelijk significant lager.

Mest

Ondanks de onvermijdbare onzekerheid die samenhangt met de bemonstering en analyse van drijfmest, is het volgende geconstateerd op basis van de wintermestmonsters. Bedrijven in de ontheffingsgroep hebben alleen in 2007 een significant hoger aandeel Norg (of anders gezegd: een lager aandeel Nm) in de totale hoeveelheid N in mest weten te bereiken. Op de ontheffingsbedrijven in het meetgebied bedroeg het gemiddelde Norg aandeel in 2007 de beoogde 57%. In 2006 en 2008 zijn echter geen significante verschillen gevonden tussen ontheffings- en referentiebedrijven. Het gehalte aan N_{totaal} in de mest op ontheffingsbedrijven is vrijwel consistent en significant lager en de C/Norg verhouding is voor 2006 en 2008 significant hoger dan de gehalten op referentiebedrijven. Verder bevat de mest van ontheffingsbedrijven voor 2007 en 2008 significant lagere TAN gehalten dan die van referentiebedrijven.

Bemesting

In de ontheffingsgroep (meetgebied) werd ruim 90% van de op grasland uitgereden mest zelf bovengronds aangewend. Een aantal ontheffingsbedrijven heeft ook gebruik gemaakt van emissiearme aanwendingstechnieken. Met uitzondering van één bedrijf, werden in de referentiegroep louter emissiearme aanwendingstechnieken toegepast. Dit betrof overwegend zodenbemesting. Gemiddeld worden op de ontheffingsbedrijven meer en kleinere giften gegeven ten opzichte van de referentiebedrijven. De totale mestgift ligt op de referentiebedrijven zo'n 10 m³/ha hoger.

3. Ammoniak: metingen en modellering

3.1 Inleiding

De metingen en modellering van ammoniak, zoals beschreven in dit hoofdstuk, zijn gericht op de invloed van bovengrondse aanwending op ammoniakconcentraties en emissies ten opzichte van “emissiearme” aanwending. Dit is verwoord in het eerste onderdeel van de onderzoeksvraag (deelvraag 2, Hoofdstuk 1).

Voor dit onderzoek is alleen gebruik gemaakt van de eerder beschreven meetbedrijven (Hoofdstuk 2) in de meetgebieden op zandgrond. Deze bedrijven liggen relatief dicht bij elkaar, waardoor het mogelijk is om met metingen van de ammoniakconcentratie rond deze bedrijven het effect van de bedrijfsvoering (mestaanwending) op de ammoniak concentratie te evalueren.

In het geselecteerde meetgebied met ontheffingsbedrijven (verder aangeduid als ALT-gebied) ligt een cluster van zes bedrijven die maatregelen behorend tot het alternatieve spoor toepassen (o.a. bovengrondse aanwending). In het geselecteerde meetgebied met referentiebedrijven (verder aangeduid als REF-gebied) wordt de normale ‘emissiearme’ toediening van dierlijke mest (voornamelijk zodenbemesting) gevolgd. Op basis van de standaard gehanteerde emissiefactoren zou de emissie in het ALT-gebied hoger uit moeten vallen dan in het REF-gebied. De hypothese is nu dat het alternatieve spoor deze hogere emissie kan compenseren.

Het belangrijkste effect van het alternatieve spoor (met betrekking tot de aanwendingsemisatie en de resulterende concentraties), is de reductie van de hoeveelheid uitgescheiden N, in het bijzonder TAN, per eenheid geproduceerde melk. Door grotere flexibiliteit zouden de deelnemende ontheffingsbedrijven daarnaast aanwending beter het tijdstip kunnen kiezen om uit te rijden op momenten met regen, minder instraling, etc. Zodoende kan de hogere emissiefactor die vast zit aan bovengronds uitrijden misschien gecompenseerd worden. Lukt dat, dan moet dat te zien zijn aan de hoeveelheid NH_3 in de atmosfeer, vanzelfsprekend nadat deze concentraties, indien nodig, gecorrigeerd zijn voor verschillen in veedichtheid en andere bronnen van NH_3 .

De referentiemanier om emissiefactoren van aanwendingstechnieken is beschreven in Huijsmans (2003) en gaat globaal als volgt: gedurende 4 dagen wordt met een meetmast midden op een cirkelvormig bemeste plot de ammoniakconcentratie en windsnelheid op verschillende hoogtes gemeten. Op deze manier is voor de beide aanwendingstechnieken, zoals hier ingezet, reeds uitgebreid onderzoek gedaan naar de betreffende emissiefactoren. Deze methode is inmiddels veel uitgevoerd en heeft een unieke set emissiefactoren opgeleverd, die nationaal gebruikt worden. De

betreffende emissiefactoren per techniek laten een grote bandbreedte zien, maar zijn gemiddeld ruim 70% bij bovengrondse aanwending en 20-30 % bij zodenbemesting (zie Hoofdstuk 4 en ook Huijsmans, 2003).

Het onderhavige onderzoek heeft niet tot doel deze metingen over te doen, maar moet “de praktijk” laten zien. Dus geen experimenten met 30 meter mestcirkels, maar *volle veldse* aanwending. Daarvoor zijn de referentiemethoden (massabalans metingen en fluxraammetingen) echter niet goed geschikt.

Inmiddels zijn er innovatieve methoden die dat wel kunnen (Berkhout et al., 2008) maar die waren per 2006 nog niet in beeld. In ieder geval zou op basis van het beschikbare budget slechts op een aantal velden per jaar een meting uitgevoerd kunnen worden. De vraag is dan: hoe representatief is een set individuele metingen, indien in elk gebied zo'n 400 mestaanwendingen per jaar plaats vinden.

Daarom is gekozen voor een meetstrategie gericht op het evalueren van de gebiedsemissie, de reeds beschikbare emissiefactoren te gebruiken en verschillende opties (zeg 70% en 20% emissie van opgebrachte TAN) te confronteren met de in het gebied gemeten concentratieniveaus. Deze methodiek is in concept daarmee ook meer generiek toepasbaar in verschillende gebieden waar vanuit de sector vraag is naar zelfsturing. De opzet is innovatief en heeft daarmee risico's. Wetenschappelijk is de belangstelling voor een dergelijke aanpak groot. In het onderzoeksproject “NitroEurope IP” wordt dit type opzet gebruikt in nog vier andere gebieden in Europa.

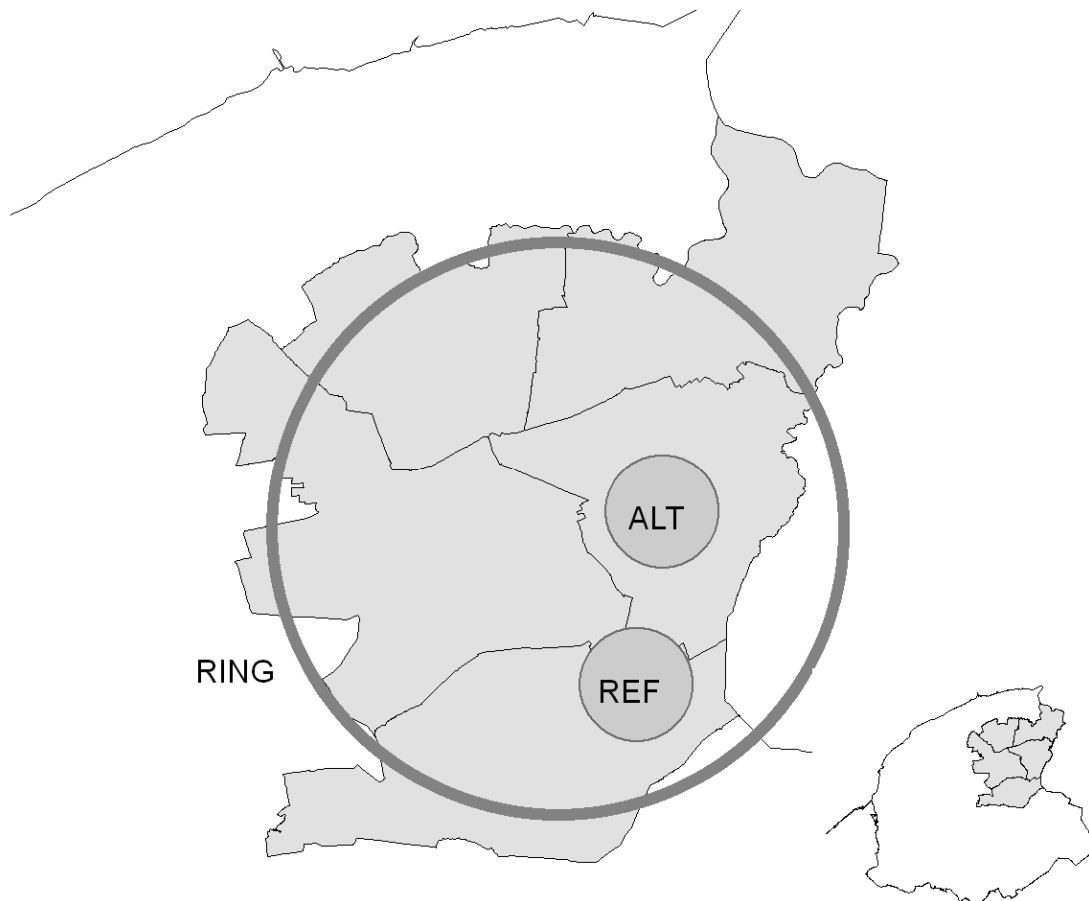
Al met al zijn in dit hoofdstuk de volgende analyses uitgevoerd op de beschikbare gegevens:

- 1) Analyse van ammoniakconcentratie metingen.
 - a. Metingen op maandbasis op meerdere locaties per gebied.
 - b. Metingen op uurbasis op een centrale locatie per gebied.
- 2) Analyse van bedrijfsmanagement gegevens.
- 3) Analyse van gemodelleerde veldemissies als gevolg van het bedrijfsmanagement.
- 4) Analyse van gemodelleerde atmosferische ammoniakconcentratie met de metingen van ammoniak.

Bij de laatste analyse wordt een koppeling gemaakt tussen de concentratie van ammoniak gemeten in de lucht en de bedrijfsvoering (hier dus met name de mestaanwending). De ammoniakconcentratie-metingen vormen de basis van deze analyse. De bedrijfsvoering is vervolgens van belang voor het karakteriseren van de mesttoediening op de velden en daarmee voor de mate van ammoniakemissie. Dit is geregistreerd met graslandkalenders en daarnaast wordt gebruik gemaakt van overige landbouwkundige informatie. Hoe ammoniak zich verspreid na emissie bij mesttoediening is afhankelijk van het weer, bijvoorbeeld windsnelheid en -richting en ook van de hoeveelheid regen. Voor de stallen werd een jaargemiddelde emissie gebruikt. De emissie bij mesttoediening op de velden werd bepaald aan de hand van modellen zoals beschreven door Huijsmans (Huijsmans, 2003). Met deze eerste

schatting van veldemissies kan gekeken worden naar de tijdstippen van mestaanwending en de weerssituatie gedurende die episodes. Dit geeft informatie over hoe goed de flexibiliteit met betrekking tot mestaanwending bij gunstige weersomstandigheden in het ALT-gebied werkt. Hoe de geëmitteerde NH_3 zich van de bemeste velden in de lucht verspreidt, wordt uitgerekend met het OPS-KT model. De berekende ammoniakconcentraties worden vergeleken met de ammoniakmetingen in zowel het ALT-gebied als in het REF-gebied.

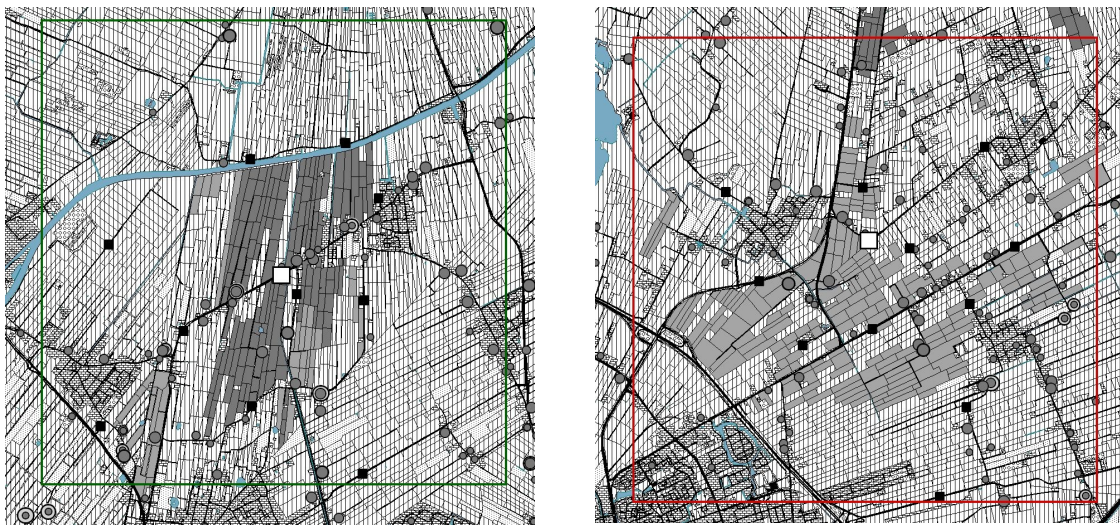
De twee meetgebieden zijn weergegeven als ALT en REF in Figuur 3.1. In het kader van het 3MG project werden metingen ook in een ring om het gehele NFW gebied uitgevoerd (ring, Figuur 3.1). Deze dataset wordt in deze rapportage niet verder geanalyseerd.



Figuur 3.1. Ligging van de meetgebieden en de ring van metingen in de Noordelijke Friese Wouden in Friesland. Het meetgebied met referentiebedrijven is aangegeven met REF en het meetgebied met ontheffingsbedrijven is aangegeven met ALT.

Het REF-gebied ligt ten noordoosten van Drachten bij Rottevalle-Houtgehage (Figuur 3.2). Hier bevinden zich zeven referentiebedrijven (nummers 30 tot en met 36). In dit gebied is sprake van 'emissiearme' toediening van dierlijke mest. Het ALT-gebied ligt

8 km noordelijker tussen Drogeham en Augustinusga (Figuur 3.2). Hier bevinden zich zes ontheffingsbedrijven (nummers 12 tot en met 17) en bovendien nog twee referentiebedrijven (nummers 50 en 58). In dit gebied vindt dus ook 'emissiearme' mesttoediening plaats op de velden die niet bij de zes ontheffingsbedrijven behoren. De ammoniakconcentratie in de lucht wordt gemeten met twee meetmethodieken. Voor de maandelijks gemiddelde ammoniakconcentratie worden relatief goedkope en simpele diffusie buisjes gebruikt, de zogenaamde passieve samplers. Verspreid over de beide gebieden geven deze passieve samplers een beeld van de ruimtelijke verdeling van de ammoniakconcentratie. Een hoge temporele resolutie (uurlijks) van de ammoniakconcentratie wordt in elk gebied verkregen met behulp van een ammoniakmonitor, de Airrmonia.



*Figuur 3.2. Weergave van het ALT-gebied (5*5km) met ontheffingsbedrijven (links) en het REF-gebied (5*5km) met referentiebedrijven (rechts). De donkergrijze velden (links) zijn velden behorende bij de ontheffingsbedrijven. De lichtgrijze velden (links en rechts) zijn velden behorende bij de referentiebedrijven. De lichtgrijze en donkergrijze cirkels geven de grootte van respectievelijk de totale jaarlijkse stalemisatie en de emissie veroorzaakt door rundvee. De zwarte vierkanten en het centrale witte vierkant representeren de meetlocaties voor ammoniak (resp. passieve samplers en Airrmonia).*

3.2 Materiaal en methoden

Bij de meetopzet is het ervoor gekozen om geen metingen aan individuele mestaanwendungen uit te voeren (per aanwending de emissiefactor bepalen). Metingen zijn in beide gebieden uitgevoerd met passieve samplers en met Airrmonia meetinstrumenten.

Ammoniakmetingen met passieve samplers

Passieve samplers zijn 35.5 mm lange plastic buisjes met een interne diameter van 11 mm die verticaal worden opgehangen. Het buisje is alleen open aan de onderkant waar de lucht langs stroomt. Bovenin het buisje bevindt zich een van coating voorzien grid. De coating is zo gekozen dat ammoniak (NH_3) gas reageert en op het grid als ammonium (NH_4^+) wordt opgeslagen. De hoeveelheid ammoniak die het grid weet te bereiken is afhankelijk van de NH_3 concentratie in de lucht en de diffusiesnelheid van NH_3 in het buisje. De diffusiesnelheid is afhankelijk van de dimensies van het buisje en is in het lab en het veld bepaald. De buisjes hangen gedurende 2 weken (in de uitrijdperiode) tot een maand (buiten de uitrijdperiode) op een locatie. Na elke monstername periode worden nieuwe buisjes opgehangen en worden de beladen buisjes gezamenlijk met twee niet beladen buisjes (blanco's, ter controle) geanalyseerd op het lab. De ammoniumanalyse van de blanco's wordt gebruikt om de passieve samplers te corrigeren. Passieve samplers zijn echter indicatief en hebben over het algemeen een mindere precisie en nauwkeurigheid dan een referentiemethode als de Airrmonia.

Aangezien de passieve samplers gebruikt worden om de gebiedsgemiddelde ammoniakconcentratie te bepalen moet de locatie aan een aantal voorwaarden voldoen. Ammoniakconcentraties kunnen over het algemeen sterk variëren in een klein gebied als gevolg van lokale emissie bronnen. Nabij bijvoorbeeld een stal worden hoge concentraties gemeten maar de ammoniak hier geëmitteerd wordt snel vermengd met de lucht uit het omringende gebied. Een meetlocatie nabij een stal zal daarmee geen reflectie zijn van een gebiedsgemiddelde. Vandaar dat met behulp van een buffer gebaseerd op de geschatte ammoniakemissie rondom alle bestaande stallen deze locaties uitgezonderd werden. De overgebleven gaten op de kaart zijn potentiële locaties. De werkelijke locatie is echter tevens bepaald aan de hand van de infrastructuur zodanig dat een set van 30 passieve samplers op dezelfde dag verwisseld kan worden. De passieve samplers zijn daarom willekeurig over het gebied gepositioneerd. De selectie is niet gebaseerd op een kanssteekproef, maar ook niet gericht op een bepaald doel. Op de geselecteerde locaties zijn de passieve samplers aan bomen, hekken of verkeersborden bevestigd op een hoogte van ongeveer 2 m.

Vanaf januari 2006 worden ammoniakconcentraties bepaald in het meetgebied met referentiebedrijven (REF-gebied) en het meetgebied met ontheffingsbedrijven (ALT-gebied). In elk van deze gebieden zijn 10 passieve samplers opgehangen gedurende tweewekelijkse of maandelijkse perioden. Voor de metingen in de ring om het hele NFW gebied werden 30 passieve samplers gebruikt (Figuur 3.1). Preparatie en analyse van de filters werd op ECN gedaan. Er werd op elke locatie één sampler gebruikt. Uit eerder onderzoek was gebleken dat de relatieve standaard deviatie (een inverse maat voor de precisie) van dit type passieve samplers laag is (Wyers en al., 1995). Desondanks is in mei 2007 besloten te wisselen van het type passieve sampler. Vanaf deze datum worden passieve samplers van Gradko (Gradko International Ltd., UK) gebruikt. Deze bleken per stuk goedkoper te zijn, waardoor alle metingen in duplo konden worden uitgevoerd. Ter evaluatie hebben de Gradko

passieve samplers in het NFW gebied naast de ECN samplers gehangen in de periode december 2006 – april 2007. Validatie van de passieve sampler metingen is uitgevoerd door triplo metingen met behulp van Gradko samplers vanaf mei 2007 bij de Airrmonia. De effectieve diffusie snelheid voor beide gebruikte samplers is $1.52 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{h}$ en blijkt onder de condities van een vergelijkingsexperiment niet afhankelijk van wind, temperatuur, vochtgehalte en mist (Thijssen et al., 1998).

Ammoniakmetingen met de Airrmonia

De Airrmonia is een op ECN in samenwerking met R&R Mechatronics ontwikkeld natchemisch meetinstrument. Het instrument zuigt lucht aan van 5 meter hoogte door een 1/8 inch tube met een luchtstroming van 1 l/min. De aanzuigleiding wordt geventileerd met buitenlucht om condensatie van de buitenlucht in de leiding tegen te gaan. In de Airrmonia wordt de buitenlucht over een Teflon membraan geleid waaronder een zure oplossing wordt rondgepompt. NH_3 diffundeert door het membraan en komt in de oplossing als NH_4^+ . In een tweede stap wordt door toevoeging van natronloog (NaOH) aan de oplossing het NH_4^+ weer in NH_3 gas omgezet dat, weer door een membraan diffundeert maar nu in een demiwater oplossing komt. De geleidbaarheid van dit demiwater verandert afhankelijk van de hoeveelheid NH_4^+ die wordt gevormd en is daarmee een maat voor de hoeveelheid NH_3 in de buitenlucht. Het meetbereik van de Airrmonia is 0.05-500 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ NH}_3$ met zowel een precisie als nauwkeurigheid van 3% in een temperatuur bereik van 5-35°C. De meting is bijzonder gevoelig, en op een tijdsbasis van ongeveer 30 minuten kunnen concentratieveranderingen in de buitenlucht van 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ waargenomen worden. De keuze van de Airrmonia locatie is grotendeels logistiek bepaald (o.a. mogelijkheid voor stroomaansluiting). In beide gebieden is een dergelijke locatie gevonden midden tussen de deelnemende bedrijven, waarbij het zwaartepunt van de percelen van de deelnemende bedrijven in de overheersende windrichting (ZW) ligt. Zodoende is de kans dat bij bemesting het geëmitteerde NH_3 langs de monitor komt waaien het grootst.

Het eerste Airrmonia meetstation in het pompgebouw van het Wetterskip bij Augustinusga (ALT-gebied) heeft tussen augustus 2006 en september 2008 metingen verricht. Een tweede Airrmonia was operationeel sinds half november 2006 bij een particulier vlak bij Rottevalle (REF-gebied) en heeft tot eind december 2008 dienst gedaan. De ammoniakconcentratie metingen met de Airmonia worden in deze studie hoofdzakelijk op uurbasis gebruikt.

Gegevensverzameling meteorologie en landgebruik

De uitkomsten van de modellen die in deze studie gebruikt worden om de emissie van mesttoediening en de daaropvolgende atmosferische verspreiding te berekenen zijn afhankelijk van de weerscondities. De verspreiding van ammoniak is namelijk sterk afhankelijk van lokale windsnelheid en windrichting metingen. Tevens zijn metingen van de globale straling, temperatuur, vochtigheid en neerslag van belang.

Veldemissies door mesttoediening worden immers door dezelfde meteorologische parameters bepaald.

Lokale wind metingen worden door ECN verricht op de Airrmonia locaties met een windsensor MMW005 (Mierij Meteo, Nederland) met dezelfde tijdsresolutie als de ammoniak metingen. Regionale uurlijkse en dagelijkse meteorologische parameters gebaseerd op de KNMI stations Leeuwarden en Eelde, zoals deze gebruikt worden in het nationale OPS model voor de regio Friesland, zijn ook in deze studie gebruikt. Daarnaast is additionele meteorologie beschikbaar van een nabij gelegen amateur weerstation (Grootegast).

De ammoniakbronnen in de onderzoeksgebieden bestaan hoofdzakelijk uit stallen, mestopslagen, mesttoediening op en beweiding van de weilanden. Het is dus noodzakelijk om de landbouwkundige situatie in ruimtelijke zin te bepalen. De gegevensbestanden van GIAB (Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven) en het BRP (Basis Registratie Percelen) vormen hiervoor de basis:

- Het Geografisch Informatiesysteem Agrarische Bedrijven (GIAB) wordt beheerd door Alterra. Deze GIS-database beschrijft de ligging van de agrarische bedrijven op basis van postcode en de bijbehorende bedrijfskenmerken volgens de jaarlijkse landbouwtelling in mei. Relevante gegevens in het kader van deze studie (bepaling van zowel stal-, mest-, toediening- en beweidingemissie) zijn o.a. algemene gegevens waaronder bedrijfsomvang en type, dieren op het bedrijf en mestopslagcapaciteit.
- De registratie van de percelen (BRP) valt onder verantwoordelijkheid van de Dienst Regelingen LNV. Deze registratie maakt het mogelijk om een koppeling te maken van de bedrijfsgegevens en de bij deze bedrijven behorende percelen.

Deze bestanden worden tevens gekoppeld aan de topografische gegevens volgens de TOP10 vectorbestanden van de NFW om zodoende een gebiedsdekkend beeld te verkrijgen van alle mogelijke emissiebronnen. Informatie met betrekking tot management op perceelsniveau wordt door de deelnemende bedrijven op de graslandlandkalenders bijgehouden.

Modelleren ammoniakemissie

Om op gebiedsniveau, op elk moment, de gemodelleerde concentratie op de meetlocatie te kunnen vergelijken met de gemeten concentratie dienen eigenlijk alle mogelijke emissies (velden en stallen) in het modelsysteem meegenomen te worden. Maar dit onderzoek richt zich hoofdzakelijk op de aanwending van mest. Er zijn dan twee opties:

- 1) Gebruik zoveel mogelijk gegevens en modelleer zowel stallen als velden zo goed mogelijk.
- 2) Modelleer de stallen op een eenvoudige manier en selecteer daarbij data waarbij stallen niet prominent bijdragen aan de concentratie op het meetpunt. Modelleer de velden voor de aldus geselecteerde data.

Gekozen is voor optie 2 terwijl binnen het NitroEurope IP in 2009 optie 1 verder uitgewerkt zal worden. Daarom is gezocht naar die perioden waarbij de bijdrage van emissies van mesttoediening belangrijker zijn dan die van overige emissiebronnen (hoofdzakelijk stallen). Dit is alleen gedaan voor 2007, het jaar waar volledige graslandkalenders voor beschikbaar waren en waarvoor ook de metingen met beide Airrmonia's compleet waren.

Modellering ammoniakemissie van stallen

De stalemissie op jaarbasis is berekend door gebruikmaking van de dieraantallen uit GIAB in combinatie met standaard emissiegetallen per diercategorie (emissie in kg NH₃/jaar). Deze jaaremmissie is herverdeeld over het jaar, rekening houdend met hogere emissie uit de stal bij een hogere temperatuur. Een dergelijk temperatuurscorrectie is ook gebruikt in het 'VELD' project (Smits et al., 2005). Stallen met weinig dieren of stallen op grotere afstand van de meetlocatie zijn minder belangrijk dan grote stallen dichtbij. Het selectie criterium dat hiervoor gebruikt is, is de ratio van de jaaremmissie in kg NH₃/jaar en de afstand in meters tussen de stal en de meetlocatie. Alle stallen met een ratio groter dan 0,3 werden geselecteerd ($n = \pm 70$ per gebied). De hoogte van dit selectie criterium is in eerste instantie arbitrair; het zorgt er voor dat er enkele tientallen bedrijven overblijven voor verdere analyse. Wanneer gebruik gemaakt wordt van de ratio van 0,3 blijven bedrijven over waarvan de bijdrage varieert van 0,08%-28%. Aangezien het modeleren van bedrijven die minder dan 0,08% bijdragen aan de concentratie op het receptorpunt niet meer relevant is voor de uiteindelijke analyse, mag aangenomen worden dat het gebruikte selectie criterium adequaat genoeg is. De emissie die zo verkregen wordt is een ruwe schatting die alleen werd gebruikt voor de bovenstaande selectie van de data. Zodoende wordt de data geselecteerd waarbij de veldemissies bepalend waren voor de concentratie op het meetpunt.

Modellering ammoniakemissie van percelen

Met de term veldemissie wordt in deze studie de emissie bedoeld die het gevolg is van bemesting met dierlijke mest. De velden in de onderzoeksgebieden zijn vrijwel uitsluitend graslanden. Huijsmans (2003) heeft naar aanleiding van een groot aantal veldexperimenten een regressiemodel opgesteld dat de emissie beschrijft als functie van mesteigenschappen, aanwendingstechniek en het weer. In het 'VELD' project (Smits et al., 2005) is een benadering gekozen voor emissies van graslanden waarbij gebruik gemaakt wordt van het door Huijsmans (2003) beschreven bouwlandmodel, aangezien het regressiemodel voor grasland niet extrapoleerbaar bleek voor een aantal combinaties van waarden van de invoervariabelen. In deze studie is dezelfde benadering gekozen.

Het bouwlandmodel is toegepast om de emissie te bepalen voor alle bemestingen, op elk veld van beide gebieden voor het jaar 2007. Dit is tweemaal gedaan voor elk meetgebied. Eén keer is de emissie berekend uitgaande van zodenbemesting en één keer uitgaande van bovengrondse aanwending. In beide gevallen wordt rekening

gehouden met het weer na bemesting. Daarmee is dus een “hoge” en een “lage” emissieschatting beschikbaar. De hoge emissieschatting leidt in het model tot een hogere schatting van de concentratie op de meetlocatie dan de lage emissieschatting. Aan beide berekeningen kan een emissiefactor worden toegekend. Dit is de ratio van de cumulatieve emissie van ammoniaktaal stikstof en opgebrachte hoeveelheid ammoniaktaal stikstof.

Modellering van ammoniakconcentratie in de meetgebieden

In beide onderzoeksgebieden wordt de ammoniakconcentratie op het meetpunt (Airmonia) berekend. Dit gebeurt door per uur voor alle bekende emissiebronnen de bijdrage aan het meetpunt uit te rekenen en te sommeren. Vervolgens wordt hierbij een achtergrondconcentratie opgeteld. De ammoniakconcentratiemetingen bevatten immers informatie over de emissiebronnen in de directe omgeving en informatie over emissiebronnen verder weg. De bijdrage van emissiebronnen buiten het ‘lokale’ gebied is het achtergrondsignaal. Een onafhankelijke achtergrond is in deze studie bepaald door de NH₃ meetgegevens te gebruiken van de stations Wieringerwerf in Noord Holland en Valthermond in Drenthe uit het landelijke meetnet luchtkwaliteit (LML, RIVM). Idealiter zou een achtergrondbepaling in het studiegebied gedaan moeten worden. Echter, het beschikbare budget liet dat niet toe. De passieve sampler resultaten van de ‘Ring’ kunnen niet gebruikt worden voor deze achtergrondbepaling vanwege het verschil in de tijdsresolutie. De achtergrondconcentratie op ieder uur in 2007 is verondersteld overeen te komen met de 20 percentiel waarde voor de 12 uur voorafgaand en volgend op ieder uur op beide stations.

De basis voor deze keuze is dat op alle stations lokale effecten te zien zijn als pieken in de concentratie bovenop een achtergrondwaarde. Dat geldt ook op de stations die voor een berekening van het achtergrondniveau gebruikt worden. Om die pieken kwijt te raken is een 20 percentiel filter goed geschikt. De keuze van 20 in plaats van bijvoorbeeld 15 of 30 is arbitrair. Er is gekeken in hoeverre het resultaat van het model voor de hele dataset veranderen bij verschillende achtergrondfilters. Gebleken is dat de betreffende keuze hierop geen grote invloed had. De metingen in de NFW laten een patroon zien dat goed bovenop de berekende achtergrondlijn ligt, waarbij de minima in de concentratie gemeten in het ALT-gebied en het REF-gebied goed overeenkomen met de achtergrondwaarde. Er is gekozen voor een 12 uur interval om recht te doen aan een dag nacht variatie in het signaal.

Binnen Nederland worden voor de jaarlijkse Milieubalans concentraties en deposities op jaarbasis uitgerekend met het atmosferische transportmodel OPS (Jaarsveld, 2004) van MNP/RIVM. Voor het evalueren van de concentratiepatronen van de Airmonia (elk uur) is de korte termijn versie van het OPS model (OPS-KT) het meest geschikt. Ook in het ‘VELD’ project, is dit model gebruikt (Smits et al., 2005). De keus voor het OPS-KT model in plaats van een eenvoudig Gaussisch pluimmodel ligt voor de hand in verband met de vergelijkbaarheid van de resultaten uit dit project met andere berekeningen zoals die bij RIVM/MNP worden uitgevoerd.

De verspreidingsberekening met het OPS-KT model kost veel tijd. Er is daarom gekozen voor het maken van zogenaamde source-receptor matrices (bijdrage functies). Daarin wordt voor een individueel punt (de receptor; in dit geval het meetpunt) uitgerekend wat de bijdrage van de omliggende puntbronnen geweest zou zijn. De gemodelleerde ammoniakconcentratie kan daarna relatief eenvoudig worden verkregen door deze "landkaart" met de bijdrage te vermenigvuldigen met de vooraf berekende emissiepatronen voor alle bekende emissiebronnen. Hiermee kan eenvoudiger gekeken worden naar verschillende mesttoedieningen en verschillende emissiescenario's. Voor de veldemissie-bronnen is per gebied een source-receptor matrix gemaakt (en voor de stalemissies voor de stallocaties in een straal van 5000m rond de receptor). Deze matrices zijn voor het jaar 2007 gemaakt in verband met de beschikbaarheid van zowel bedrijfsmanagement gegevens als ammoniakmetingen. De graslandkalenders over 2008 kwamen pas in oktober 2008 beschikbaar en konden niet meer gebruikt worden voor modellering.

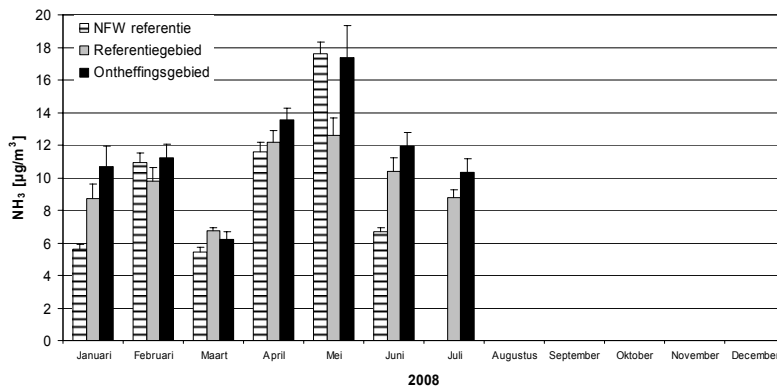
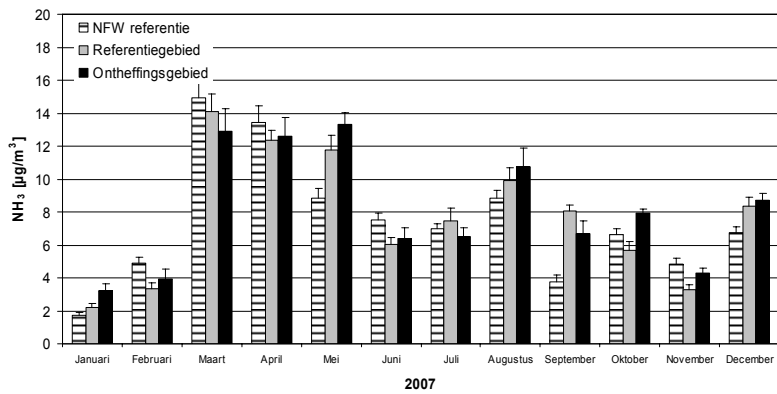
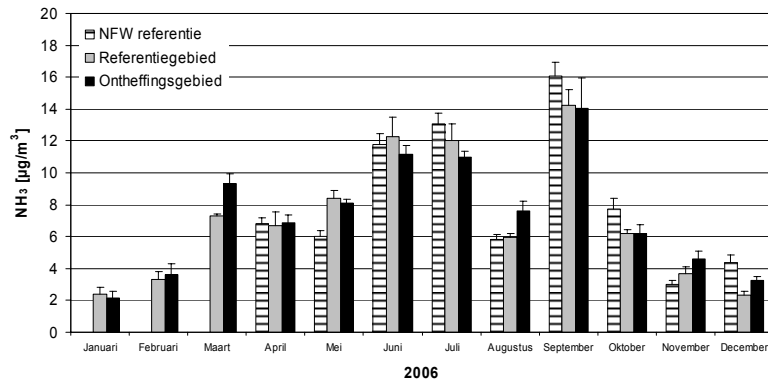
De grootte van de onderzoeksgebieden (5*5km) en de gewenste resolutie van 25m zouden een source-receptor matrix voor 40000 bronnen en bijbehorende rekentijd tot gevolg hebben. Aangezien de bijdrage van een bron naar de receptor vooral nabij de receptor gevoelig is voor de exacte locatie van de bron is gekozen voor een nested grid van bronnen. Het onderzoeksgebied (5*5km) is verdeeld in 250m blokken met een centraal gebied (500*500m) rondom de receptor dat in 25m blokken verdeeld is. Voor beide grids (250m en 25m) zijn er dus 400 punten (bronnen) waarvoor de relatie tussen dat punt en de receptor wordt berekend voor ieder uur in 2007 uitgaande van een eenheidsemissie van 1g/s met het OPS-KT model. Voor de stal- en veldemissies is daarbij uitgegaan van een bronhoogte van respectievelijk 4 en 0,5 meter, terwijl voor de receptor een hoogte van 5 meter wordt aangehouden. Een source-receptor matrix voor het gehele onderzoeksgebied met de gewenste resolutie (25m) wordt verkregen door een combinatie van (1) de bijdragen uit het 25m grid voor het centrale gebied en (2) de bijdragen uit het 250m grid voor het omringende gebied, waarbij tevens een afstandsgewogen middeling van de 4 dichtstbijzijnde bijdragen plaatsvindt, indien de emissiebron verder dan 500m van de receptor gelegen is. Bij deze samenvoegingen is rekening gehouden met de gevolgen van een andere gridgrootte en daarmee initiële emissie op de bijdrage.

3.3 Resultaten

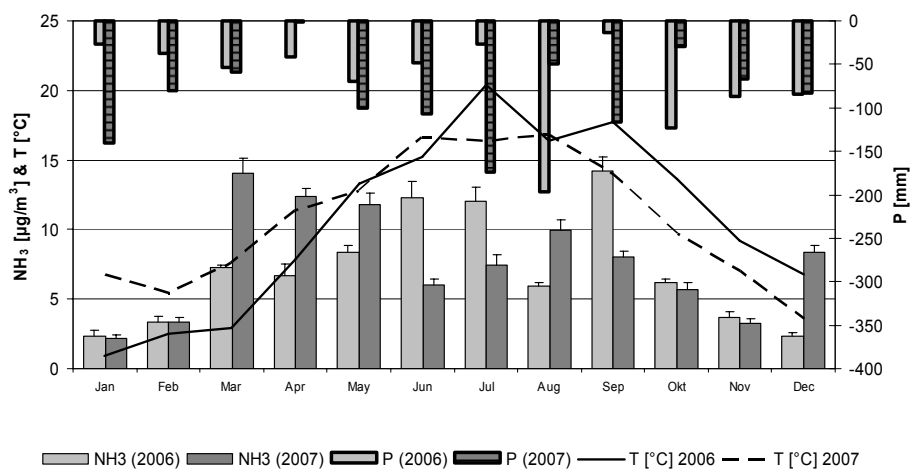
Passieve samplers

Voor zowel het ALT-gebied als het REF-gebied is een dataset beschikbaar van 31 maanden met voor iedere maand en gebied 10 metingen (n=310 per gebied) vanaf januari 2006. De dataset voor analyse is in verband met ontbrekende metingen (ontvreemdingen van samplers) of filtering voor foutieve metingen gereduceerd tot respectievelijk 289 en 287 metingen per gebied. Slechts drie maanden hebben een uitval van meer dan 2 samplers en dus een dekking van minder dan 80%. Er zijn per

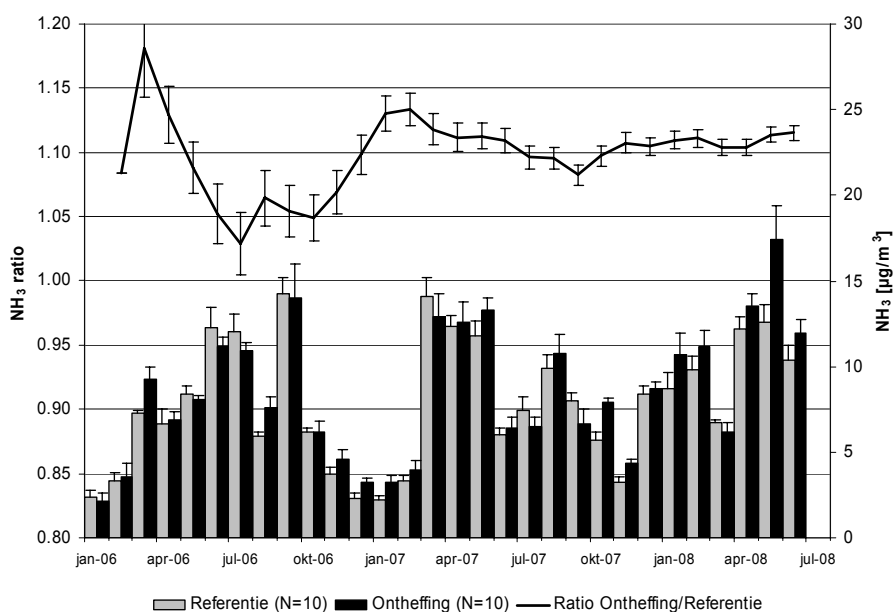
maandperiode dus minimaal 8 samplers beschikbaar zijn voor de schatting van een gebiedsgemiddelde ammoniakconcentratie. Maandgemiddelde concentraties zijn voor iedere maand per gebied berekend door eenvoudige middeling van deze samplers. Deze maandgemiddelde concentraties van de passieve samplers voor het ALT-gebied (n=10) en het REF-gebied (n=10) worden weergegeven in Figuur 3.3 voor de jaren 2006 tot en met 2008. De gemiddelde concentratie in het gehele NFW gebied (n=30) is ter vergelijking toegevoegd. De marge aangegeven bij elk meetpunt geeft aan wat de standaard fout van de metingen in het gebied per tijdsvak is. De absolute ammoniakconcentraties variëren sterk van maand tot maand. Dit wordt zowel veroorzaakt door de mestaanwendingen als door de weerssituatie (Figuur 3.4). Maandelijks verschillen tussen het ALT-gebied en het REF-gebied worden voornamelijk bepaald door verschillen in lokale emissies. In Figuur 3.5 worden de maandelijks gebiedsconcentraties gezamenlijk weergegeven met een gewogen ratio van de gebiedsconcentraties.



Figuur 3.3: Maandgemiddelde ammoniakconcentratie (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in 2006, 2007 en 2008 voor het REF-gebied, het ALT-gebied voor de ring van samplers rondom het NFW gebied (aangeduid als NFW referentie). Standaardafwijkingen zijn aangegeven.



Figuur 3.4: Ammoniakconcentratie (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in 2006 en 2007 van het REF-gebied met bijbehorende meteorologische condities (P = neerslag).



Figuur 3.5: Ammoniakconcentratie (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in de meetgebieden en de cumulatieve maandelijkse ratio (ALT-gebied/REF-gebied) van deze concentratie vanaf 2006.

De gewogen ratio (Figuur 3.5) is een middeling van de maandelijkse ratio van alle voorgaande maanden en zal naarmate er meer metingen beschikbaar zijn minder gevoelig zijn voor maand op maand verschillen. Uit berekeningen blijkt de uiteindelijke ratio na 2.5 jaar metingen ongeveer 1.1 te bedragen. Dat wil dus zeggen dat de gemiddelde concentratie in het ALT-gebied 10% hoger is dan in het REF-gebied.

Voor een statistische analyse is gebruik gemaakt van de gegevens tot en met juni 2008. Er is dus in principe een dataset opgebouwd met in totaal 600 waarnemingen. Een analyse van ontbrekende of foutieve metingen in de set levert op dat het totaal aantal bruikbare metingen lager is namelijk 574 waarnemingen.

De ruimtelijke locaties voor het plaatsen van de passieve samplers zijn niet aselekt gekozen. Er is geprobeerd om de locaties gelijkmatig te verdelen over het gebied waar gemeten wordt. Met een semi-variogram (ArcGIS) is voor enkele maanden gekeken of er sprake was van een ruimtelijke structuur in de data. Dit bleek niet het geval te zijn. Daarom wordt in het vervolg aangenomen dat de waarnemingen onafhankelijk zijn van elkaar. Bovendien wordt opgemerkt dat er sprake is van continue waarnemingen aangezien de passieve samplers data opleveren die gekoppeld zijn aan de hele voorafgaande periode (maand).

Voor een statistische toets is de vraag gesteld of er sprake is van een significant verschil tussen het ALT-gebied en het REF-gebied voor alle afzonderlijke maanden (jan 2006 – juni 2008) en hoe de uitkomsten hiervan zich verhouden met betrekking tot de mest-aanwendingsperioden (februari tot september) en de perioden zonder mestaanwending. De statistische analyses zijn uitgevoerd in SPSS. Er is gekozen voor een *independent samples* t-test. Dit veronderstelt wel normale verdeling van de waarnemingen bij de maanden maar hier is niet op getoetst. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3.1.

*Tabel 3.1: Vergelijkingen van gemiddelde passieve sampler waarden op maandbasis voor het REF-gebied en het ALT-gebied. (significante verschillen zijn aangegeven met *). Concentraties in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.*

Jaar	Maand	Aantal (n)		Gemiddelde		Sign.(95%)
		REF-gebied	ALT-gebied	REF-gebied	ALT-gebied	
2006	Januari	9	8	2.4	2.2	0.718 NS
2006	Februari	9	8	3.3	3.6	0.746 NS
2006	Maart*	6	9	7.3	9.3	0.027 S
2006	April	8	10	6.7	6.9	0.864 NS
2006	Mei	9	7	8.4	8.1	0.619 NS
2006	Juni	10	9	12.3	11.2	0.445 NS
2006	Juli	10	10	12.0	11.0	0.356 NS
2006	Augustus*	8	8	5.9	7.6	0.028 S
2006	September	9	8	14.2	14.0	0.916 NS
2006	Oktober	9	8	6.2	6.2	0.964 NS
2006	November	9	9	3.7	4.6	0.175 NS
2006	December*	9	9	2.3	3.2	0.023 S
2007	Januari*	10	9	2.2	3.2	0.031 S
2007	Februari	9	9	3.4	4.0	0.375 NS
2007	Maart	10	10	14.1	12.9	0.510 NS
2007	April	7	9	12.4	12.6	0.877 NS
2007	Mei	9	9	11.8	13.3	0.178 NS
2007	Juni	10	10	6.1	6.4	0.650 NS

Jaar	Maand	Aantal (n)		Gemiddelde		Sign.(95%)
		REF-gebied	ALT-gebied	REF-gebied	ALT-gebied	
2007	Juli	9	10	7.5	6.5	0.306 NS
2007	Augustus	10	10	9.9	10.8	0.563 NS
2007	September	10	10	8.0	6.7	0.154 NS
2007	Oktober*	10	10	5.7	7.9	0.001 S
2007	November*	10	10	3.3	4.3	0.018 S
2007	December	10	10	8.4	8.7	0.605 NS
2008	Januari	10	10	8.7	10.7	0.232 NS
2008	Februari	10	10	9.8	11.2	0.256 NS
2008	Maart	10	10	6.7	6.2	0.329 NS
2008	April	10	9	12.2	13.5	0.200 NS
2008	Mei*	10	9	12.6	17.4	0.041 S
	Mei ^a	10	8	12.6	15.7	0.061 NS
2008	Juni	10	10	10.4	11.9	0.204 NS

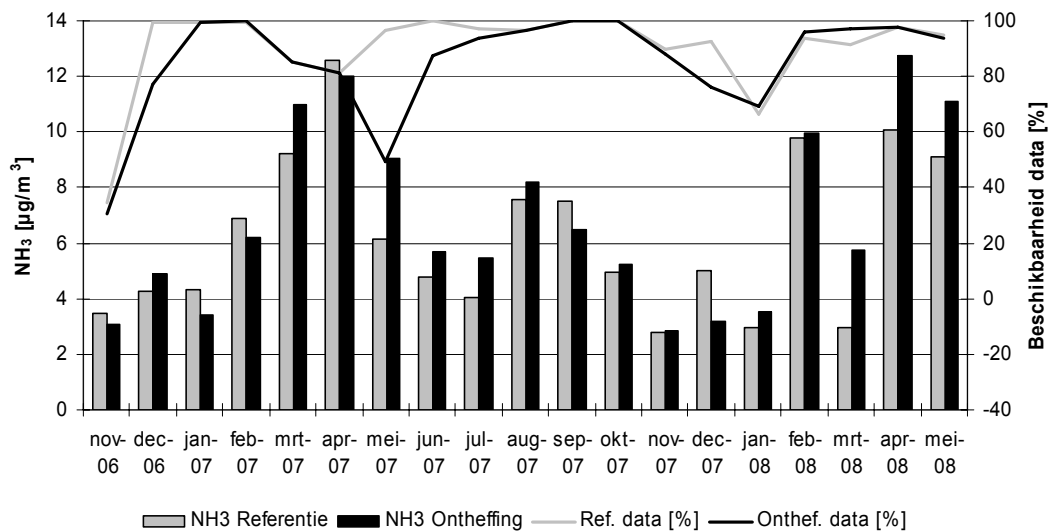
^a Met uitzondering van een extreme waarde van een passieve sampler in het ALT-gebied.

Uit Tabel 3.1 blijkt dat er in totaal 7 maanden zijn (7/30 = 23%) waar de NH₃ concentratie in het ALT-gebied significant hoger is vergeleken met het REF-gebied. Van deze 7 maanden zijn er 4 die in het najaars/winterseizoen vallen, dus wanneer er geen bemesting plaats vindt. Verder is voor de maand Mei 2008 gerekend met een extreme waarde bij passieve sampler nummer 15 (3 maal de mediaan van de populatie). Deze extreme is het gevolg van mestaanwending direct naast de sampler. Bij weglaten van deze waarde blijkt het verschil niet meer significant te zijn (mei* 2008). Daarbuiten blijven er twee maanden over in de mestuitrijdperiode waar de NH₃ concentratie in het ALT-gebied hoger is dan in het REF-gebied (maart en augustus 2006). Bovendien is opvallend dat augustus 2006 juist een maand was waar er weinig mest is aangewend vanwege de grote hoeveelheid neerslag in die maand (Figuur 3.3). Opvallend is verder dat de gemiddelde concentraties (Figuur 3.5) in beide groepen in de loop van de jaren zijn gestegen.

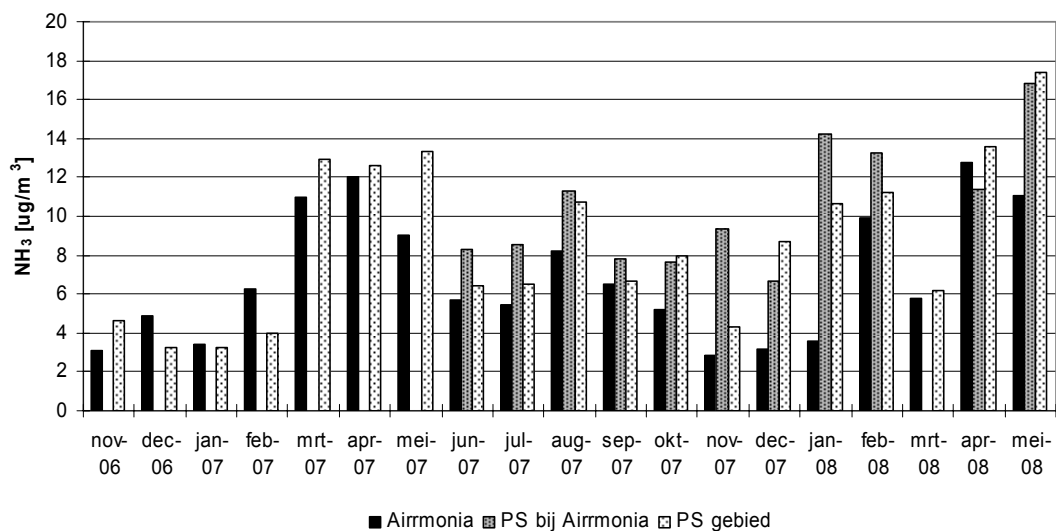
Airrmonia

In het ALT-gebied bij Augustinusga zijn metingen op uurbasis beschikbaar vanaf augustus 2006 tot september 2008 en in het REF-gebied bij Houtigehage sinds eind november 2006 tot eind december 2008. De datadekking van deze continue meetreeks is goed, met tussen december 2006 tot mei 2008 metingen voor ruim 93% van de beschikbare tijd in het REF-gebied en 88,5% van de tijd in het ALT-gebied. Storingen in de Airrmonia waren voornamelijk gerelateerd aan het pompsysteem. Regelmatig kortdurend data verlies treedt op gedurende calibratie perioden terwijl begin april 2006 een uitval is geweest door een fout in data opslag. De data kwaliteit is gecontroleerd door gebruik te maken van Airrmonia instrument indicatoren zoals luchtstroming en detector temperatuur. De maandgemiddelde ammoniakconcentratie voor het ALT-gebied en het REF-gebied, gemeten met de Airrmonia, is weergegeven in Figuur 3.6. In dezelfde figuur is ook het percentage beschikbare metingen (in %)

weergegeven. Het jaarlijkse verloop met lagere concentraties gedurende de winter en hoger gedurende de maanden in het voorjaar en de zomer zoals met de passieve samplers waargenomen is hierbij ook duidelijk.



Figuur 3.6: Airmonia metingen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) gemiddeld over dezelfde maandelijkse perioden als de passieve samplers vanaf november 2006. Eveneens weergegeven is de dekking van de beschikbare metingen per maand (in %).



Figuur 3.7: Vergelijking tussen Airmonia en passieve sampler (PS) metingen (gebiedsgemiddeld en nabij de Airmonia) in het meetgebied met ontheffingsbedrijven (ALT-gebied) (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

In Figuur 3.7 worden gebiedsgemiddelde concentraties met de passieve samplers (n=10) en met de Airmonia (n=1) weergegeven voor het ALT-gebied. Additioneel is

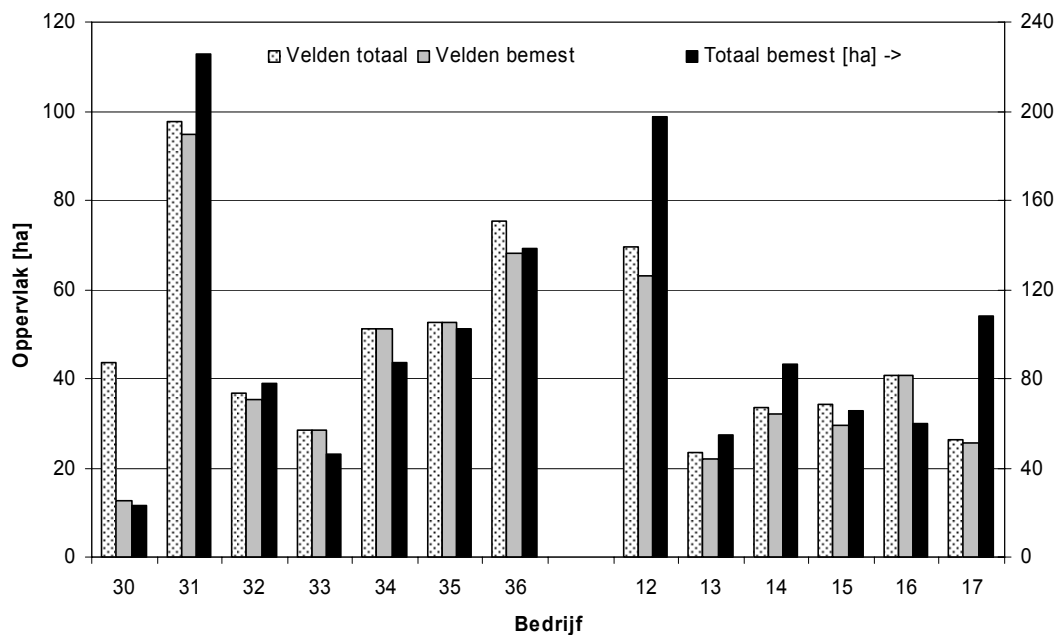
de passieve sampler-meting (n=3) bij de Airrmonia weergegeven. De verschillen tussen de metingen worden in Par. 3.4 nader bediscussieerd.

Resultaten bemesting met behulp van de graslandkalenders

De graslandkalenders van 2007 en 2006 zijn beschikbaar voor analyse, terwijl de graslandkalenders van de eerste helft van 2008 pas in oktober 2008 beschikbaar kwamen en daarmee te laat voor een verdere analyse in het kader van deze rapportage. De continue metingen van ammoniak met de Airrmonia zijn voor beide onderzoeksgebieden vanaf eind 2006 beschikbaar. De betreffende maanden in 2006 zijn voor de analyse minder interessant omdat het onderzoek zich richt op de mestaanwendingen op de velden. De focus ligt daarmee op de graslandkalenderdata van 2007. Bij de volgende analyse zijn enkel de bemestingen met runderdrijfmest bekeken en wordt bij middelingen rekening gehouden met veldoppervlakten of mesthoeveelheden (bv TAN).

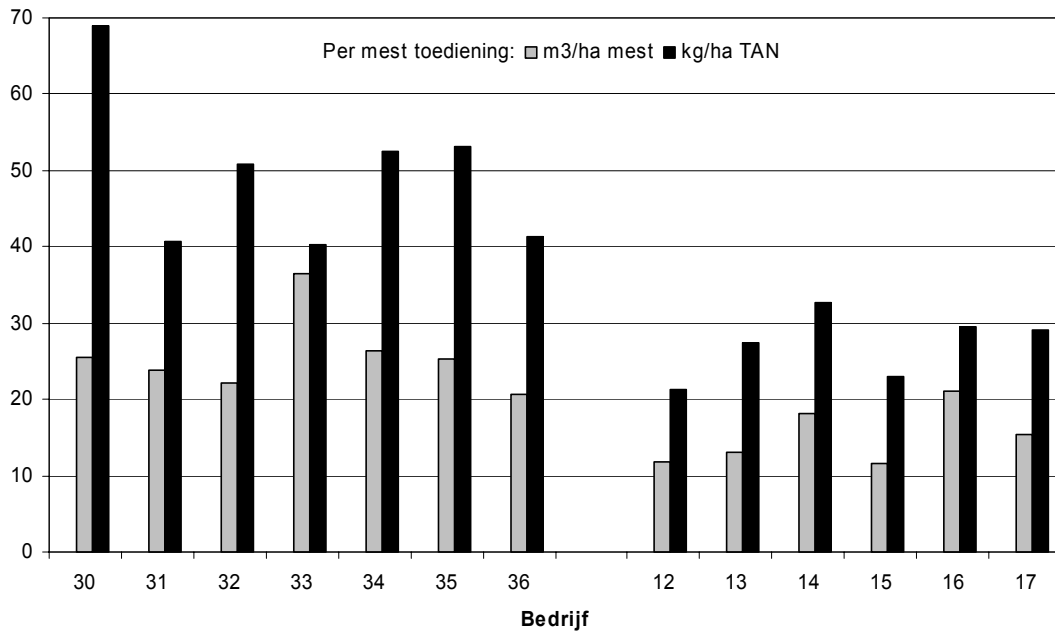
Bij de analyse van de graslandkalenders van 2007 is de koppeling van het management met de juiste veldlocaties uitgebreid nagekeken. Dat is van wezenlijk belang omdat het geëmitteerde ammoniak aan de juiste bronlocatie in het model moet worden toegekend. Het bleek dat de gebruikte veldnummers in de graslandkalenders in opeenvolgende jaren niet bij ieder bedrijf hetzelfde zijn, dat velden onderling geruild of verkocht zijn, of dat onbekend was waar de velden lagen (geen rapportage van de locatie).

Bij de analyse van de 2007 data zijn de oppervlakten van de velden bepaald aan de hand van werkelijke oppervlakten van de gelocaliseerde velden volgens de TOP10 vectorkaart. Volgens de informatie uit de graslandkalender en bovenstaande koppeling is het totale oppervlak in de onderzoeksgebieden met informatie over mestaanwending op de velden respectievelijk 386 ha voor het REF-gebied (bedrijf 30-36) en 228 ha voor het ALT-gebied (bedrijf 12-17). Dit betekent dat er een dekking van 15% is van het totale oppervlak en 19% van het bouw- en weilandoppervlak in het REF-gebied (81% bouw- en weiland). In het ALT-gebied is er sprake van 9% dekking van het totale oppervlak en 11% van het bouw- en weilandoppervlak. Van het totale bedrijfsoppervlak wordt 343 ha in het REF-gebied en 213 ha in het ALT-gebied minimaal eens per jaar bemest. Aangezien velden meerdere keren per jaar bemest worden is het totaal bemest oppervlak 700 ha in het REF-gebied en 573 ha in het ALT-gebied. Het gemiddeld aantal bemestingen per jaar is in ALT-gebied hoger dan in het REF-gebied (zie ook Hoofdstuk 2). Het oppervlak van de velden die minimaal eens per jaar bemest worden, en het totale oppervlak bemeste velden (velden worden meer dan eens bemest) in de onderzoeksgebieden is per bedrijf weergegeven in Figuur 3.8.

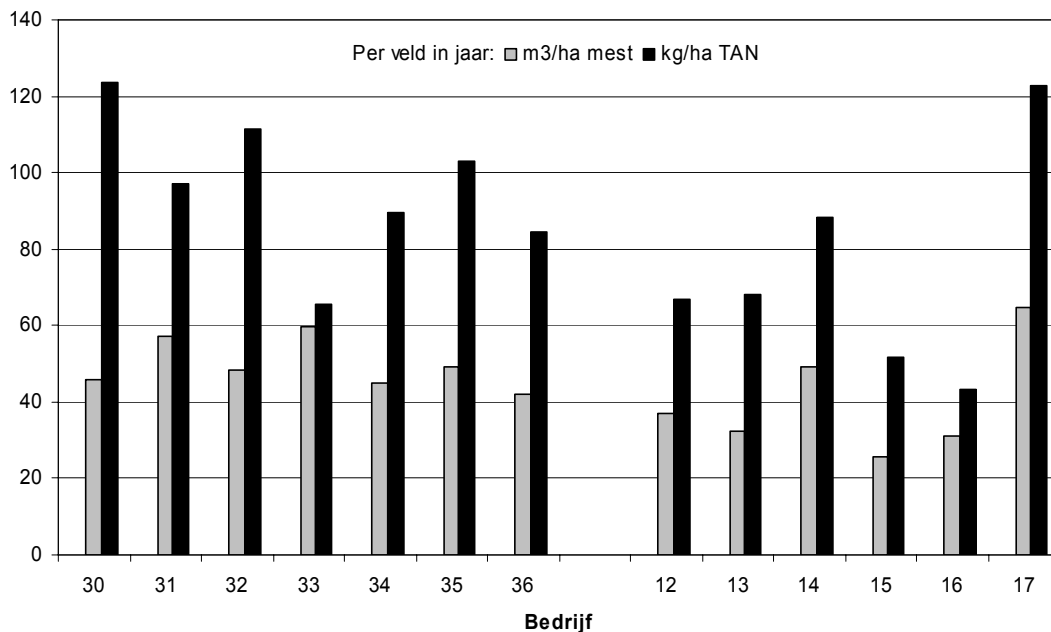


Figuur 3.8: Totaal oppervlak (ha) van de velden en de eenmaal bemeste velden (links) en het totale bemeste oppervlak (rechts). Op de horizontale as staan de meetbedrijven in het REF-gebied (30-36) en de meetbedrijven in het ALT-gebied (12-17).

De mestsamenstelling op de bedrijven die volgde uit de eerste analyses met wintermest in 2007 bleken variabel (zie Hoofdstuk 2). Echter het met de hoeveelheid geproduceerde mest gewogen TAN-gehalte bedraagt 1.8 g/kg voor de ontheffingsbedrijven (12-17) en 1.89 g/kg (1.97 g/kg bij uitsluiting van bedrijf 33 in verband met erg laag Nm en hoog Norg gehalte) voor de referentiebedrijven (30-36). Bij de ontheffingsbedrijven wordt de mest in kleinere hoeveelheden per keer opgebracht dan bij de referentiebedrijven (Verskil van ca. 10 m³/ha, zie ook Hoofdstuk 2). Het gevolg is dat er volgens de graslandkalenders *per bemesting* gemiddeld 27.2 kg/ha TAN wordt opgebracht bij de ontheffingsbedrijven en 49.7 kg/ha TAN bij de referentiebedrijven. Figuur 3.9 en 3.10 geven een duidelijk beeld van de gemiddelde dierlijke mestaanwending per toediening en per jaar per bedrijf in de twee meetgebieden. De jaarlijkse hoeveelheid opgebrachte mest bedraagt 49.6 en 40.0 m³/ha voor respectievelijk de meetbedrijven in de referentiegroep en de meetbedrijven in de ontheffingsgroep. De jaarlijkse hoeveelheid opgebrachte TAN bedraagt 96.4 en 73.5 kg/ha voor dezelfde groepen van bedrijven Deze schattingen op basis van de graslandkalenders wijken niet ver af van de waarden gerapporteerd in Hoofdstuk 2.



Figuur 3.9: Gemiddelde per gift toegediende dierlijke mesthoeveelheden (in m³/ha) en TAN (in kg N/ha) per bemesting in 2007. Op de horizontale as staan de meetbedrijven in het REF-gebied (30-36) en de meetbedrijven in het ALT-gebied (12-17).



Figuur 3.10: Totaal jaarlijks toegediende dierlijke mesthoeveelheden (in m³/ha) en TAN (in kg N/ha) per jaar in 2007. Op de horizontale as staan de meetbedrijven in het REF-gebied (30-36) en de meetbedrijven in het ALT-gebied (12-17).

De graslandkalenders waren niet bij elk bedrijf even volledig. De gegevens van drijfmesttoepassing moesten regelmatig geschat worden. Soms bleek wel een hoeveelheid maar geen datum aangegeven. In dat geval is de aanwendingsdag voor een enkel perceel geschat aan de hand van omringende percelen. Voor enkele bedrijven is alleen de maand van bemesting bekend en voor een aantal andere bedrijven zelfs in het geheel geen maand, terwijl wel de hoeveelheid opgebrachte mest bekend is. In feite zijn er dan mestaanwendingen, maar die kunnen niet in de berekening worden meegenomen. Dat betekent automatisch dat er pieken in de metingen te zien zullen zijn die we met het model niet kunnen verklaren. Daarnaast is het tijdstip op de dag van groot belang in verband met de meteorologische condities gedurende mesttoediening. Het blijkt dat voor respectievelijk 41 en 19% van de bemestingen bij respectievelijk de meetbedrijven in het REF-gebied en meetbedrijven in het ALT-gebied het tijdstip op de dag van bemesten onbekend is. Voor de meetbedrijven in het REF-gebied vindt (voor de bekende tijdstippen) 29% van de bemestingen plaats in de ochtend, 63% in de middag en 8% in de avond. Voor de meetbedrijven in het ALT-gebied vindt 42% van de bemestingen plaats in de ochtend, 48% in de middag en 11% in de avond. Als de aanwendingsstijd onbekend is wordt 12.00 uur aangenomen. Voor aanwending in de ochtend, middag en avond zijn respectievelijk 9.00, 15.00 en 20.00 uur aangenomen. Deze aannames ten aanzien van aanwendingsstijd worden gebruikt in de schatting van de emissie met de regressiemodellen en daarmee ook de modellering van de concentratie op het meetpunt (Airmonia).

Bemesting en weersomstandigheden

Gebruikmakend van de graslandkalenders kan een analyse gemaakt worden van de mestaanwendingen ten aanzien van neerslag.

Het blijkt dat in 2007 in het REF-gebied 35% van de bemestingen wordt gevolgd door neerslag binnen 24 uur. In het ALT-gebied blijkt daarentegen 49% van de bemestingen te worden gevolgd door neerslag binnen 24 uur.

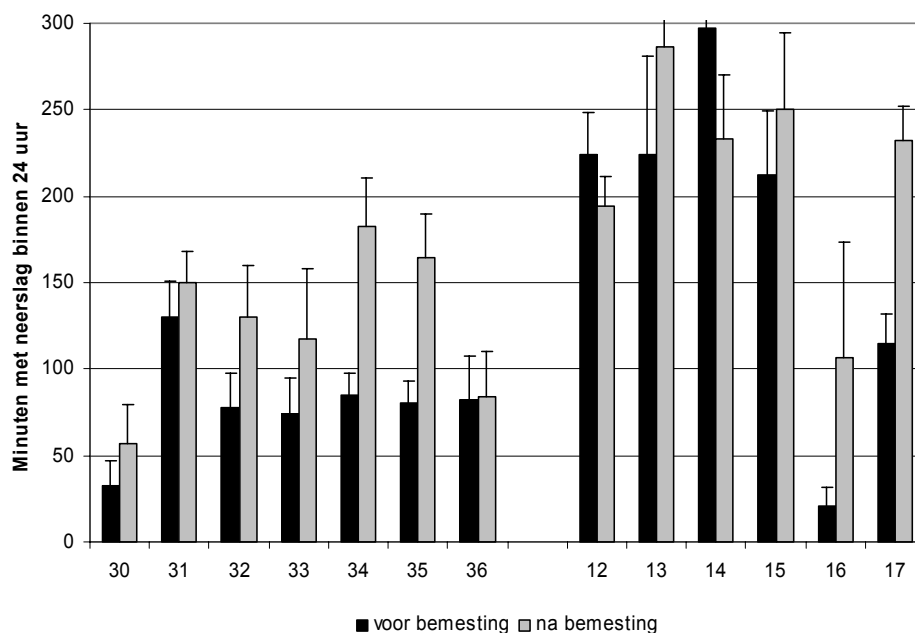
Voor het REF-gebied blijkt verder dat het aantal uren tot neerslag na bemesting gemiddeld 19.5 uur bedraagt. In het ALT-gebied is dat gemiddeld 13.5 uur na bemesting. De mest wordt in het ALT-gebied dus gemiddeld 6 uur dicht bij de volgende regenbui uitgereden. Er zijn echter grote verschillen tussen de individuele bedrijven.

Voor het REF-gebied is ook gebleken dat het aantal uren vanaf neerslag tot bemesting gemiddeld 18.9 uur bedraagt. In het ALT-gebied valt de laatste regenbui gemiddeld 21.8 uur voor bemesting. Er is ook gekeken naar het *aantal* minuten met neerslag waargenomen in de 24 uur voor en na bemesting (Figuur 3.11). In het REF-gebied is gedurende 139 minuten sprake van neerslag in de 24 uur na bemesting en 91 minuten ervoor. In het ALT-gebied is dit gedurende respectievelijk 221 en 191 minuten.

Tenslotte zijn in het REF-gebied 81% van de bemestingen binnen 24 uur voor neerslag uitgevoerd terwijl dit in het ALT-gebied in respectievelijk voor 86% van de bemestingen het geval is.

Voor temperatuur, straling en windsnelheid blijken de verschillen tussen de groepen klein voor de eerste 4 en 24 uur na het tijdstip van bemesting, echter de gemiddelde temperatuur gedurende de eerste 4 uur na bemesting bij de referentiebedrijven is 15.6 °C en bij de ontheffingsbedrijven 14.6 °C, terwijl het verschil in de eerste 24 uur kleiner is (respectievelijk 13.4 °C en 13.0 °C).

Als we ervan uitgaan dat uitrijden bij een lagere temperatuur, maar met name gedurende of net voor regen, een reducerend effect heeft op de emissie, dan is daar dus inderdaad sprake van in het ALT-gebied. Daarmee is overigens nog niet gezegd dat dit, samen met het lagere TAN gehalte, genoeg is om de hogere emissiefactor voor bovengrondse aanwending te compenseren.



Figuur 3.11: Minuten met neerslag binnen 24 uur van een mestaanwending per bedrijf in 2007. Op de horizontale as staan de meetbedrijven in het REF-gebied (30-36) en de meetbedrijven in het ALT-gebied (12-17).

Modellering van ammoniakemissie: stallen en velden

De totale ammoniakemissie op jaarbasis voor alle aanwezige stallen (deelnemende en niet-deelnemende bedrijven) bedraagt 43 ton in het ALT-gebied en 32 ton in het REF-gebied. De ammoniakemissie uit stallen is dus 34% hoger op jaarbasis in het ALT-gebied. Binnen een straal van 1000m rondom de locatie van Airrmonia bedraagt de totale ammoniakemissie uit stallen op jaarbasis 17 ton in het ALT-gebied en 7 ton in het REF-gebied. Daarmee is de emissie in het ALT-gebied in deze cirkel bijna 2,5 keer zo hoog ten opzichte van het REF-gebied.

Voor zowel het ALT-gebied als het REF-gebied zijn uiteindelijk 69 stallen geselecteerd voor verdere analyse. De maximale afstand van een stal tot aan de Airrmonia bedroeg in het ALT-gebied 20000 m en in het REF-gebied 23000 m. Een overzicht van de totale emissies in 2007 voor deze stallen is per diercategorie weergegeven in

Tabel 3.2. De jaarlijkse emissie is voor deze stallen geschat volgens de eerder beschreven methode. Het blijkt dat de totale stalemissies van de geselecteerde stallen in 2007 in beide gebieden bij benadering aan elkaar gelijk zijn (248 ton voor het REF-gebied en 257 ton voor het ALT-gebied).

Tabel 3.2: Geselecteerde stallen en schatting van stalemissies per diercategorie.

	REF-gebied	ALT-gebied
Aantal stallen geselecteerd	69	69
Gemiddelde afstand (m)	5000	5000
Maximale afstand (m)	23000	20000
Emissie per diercategorie (ton NH ₃)		
Koeien	62	64
Schapen	1	0
Varkens	32	31
Kippen	153	157
Pelsdieren	0	5
Som emissie (ton NH ₃)	248	257

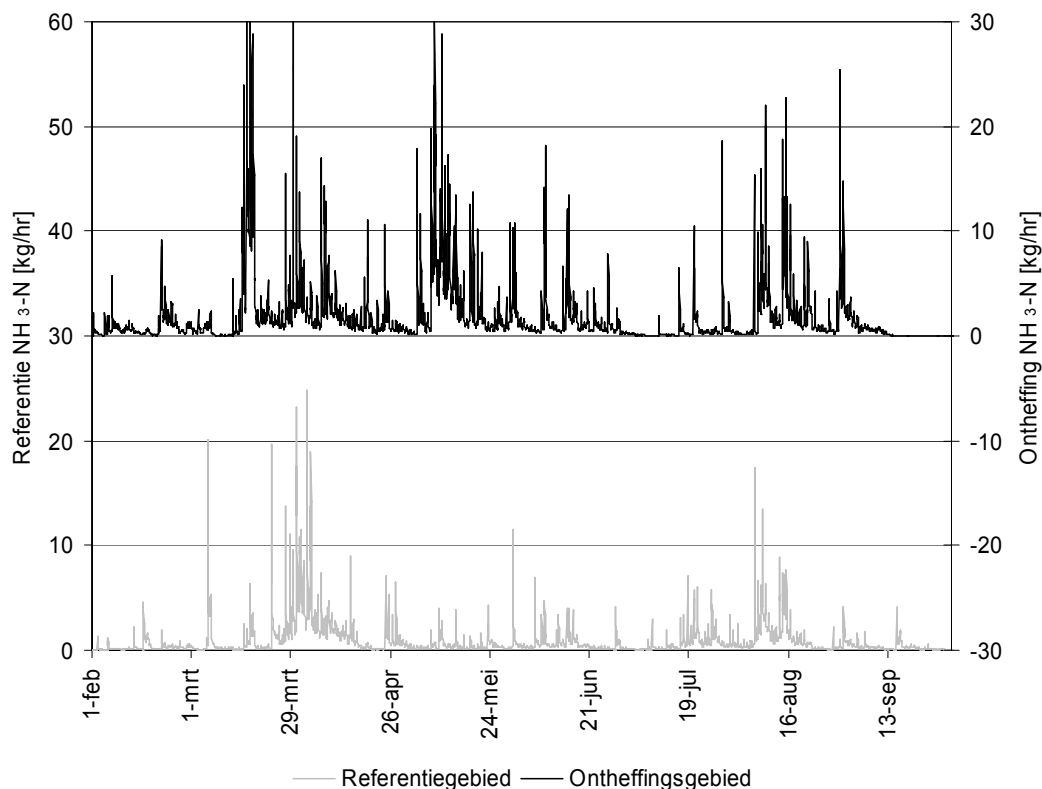
Veldemissies zijn op uurbasis geschat voor alle mesttoedieningen in het REF-gebied (n=335) en het ALT-gebied (n=363) volgens de methode Huijsmans. Per gebied zijn er op grond van mestsamenstelling en weerscondities twee schattingen gemaakt voor de emissies door uit te gaan van zowel bovengrondse aanwending als zodenbemesting. De reden om beide aanwendingsmethoden per gebied te bekijken wordt verderop in de tekst bij de modellering toegelicht. Aangezien het tijdstip van aanwending niet of slechts per dagdeel bekend is, zijn aannames gedaan voor het starttijdstip (zie vorige paragraaf).

De totale uurlijkse veldemissie uitgaande van zodenbemesting in het REF-gebied en bovengrondse aanwending in het ALT-gebied is weergegeven in Figuur 3.12. De totale TAN geëmitteerd volgens deze methode voor mestaanwending op graslanden met runderdrijfmest voor de referentiebedrijven (30-36) bedraagt 4.7 ton en 7.2 ton voor de ontheffingsbedrijven (12-17) terwijl er respectievelijk 32 ton en 12 ton zijn opgebracht. Dus bij gebruik van de bedrijfsmanagement gegevens en een emissie volgens het regressiemodel van Huijsmans (2003) zijn de emissiefactoren voor de gebieden respectievelijk 15 en 60%. Deze waarden komen overeen met de gemiddelde waarden, respectievelijk 20 en 70%, zoals verwacht mogen worden met dit model. Voor de ontheffingsbedrijven moet rekening worden gehouden dat deze 60% de emissiefactor is voor een lager TAN-gehalte (1.8 g/kg i.p.v. 1.97 voor de meetbedrijven in de referentiegroep).

Ten behoeve van een gevoeligheidsanalyse is ook een inschatting van de veldemissies volgens deze methode gemaakt, waarbij de aanwendingstijd varieert tussen 4 uur voor en 4 uur na het “gemiddeld” aangenomen tijdstip van

mesttoediening. De verspreidingsberekening en de vergelijking met de gemeten ammoniak concentratie is zeer gevoelig gebleken voor het starttijdstip van aanwending. Een verschuiving in de tijd heeft, naast een effect voor de ingeschatte emissies door andere weerscondities, tevens een effect op de bijdrage aan de concentratie op het meetpunt door andere verspreidingskarakteristieken (o.a. windrichting en turbulentie).

Voor de gemiddelde emissiefactor die volgt uit de analyse hierboven is het verschil klein. Deze set is met name van belang bij de vergelijking met de metingen (zie hieronder).



Figuur 3.12: Totale veldemissie (in kg NH₃-N/uur) uitgaande van zodenbemesting in het REF-gebied en bovengrondse aanwending in het ALT-gebied

Modellering van ammoniakconcentraties.

De berekende emissies van de stallen en de velden zijn gecombineerd met de verspreidingsberekeningen (de source-receptor matrices).

Het resultaat zijn twee tijdseries; één met de concentratiebijdrage van de stalemissies, en één met de concentratiebijdrage van veldemissies aan het meetpunt (Airmonia). Bij de som van die twee wordt de achtergrondconcentratie opgeteld. Het totaal wordt vergeleken met de metingen. Uitgangspunt is dat gedurende het gehele jaar de stallen als puntbronnen bijdragen aan de concentratie, terwijl de velden alleen tijdens de uitrijperiodes meedoen.

Van de totale concentratiebijdrage door stalemissies in het ALT-gebied is 78% afkomstig van 10 bedrijven. Zoals te verwachten zijn dit de bedrijven die relatief nabij het meetpunt liggen. Het grootste bedrijf uit deze set van 10 stallen heeft een emissie van 10 ton NH₃/jaar terwijl de rest een lagere emissie heeft. Een van de bedrijven van de selectie heeft een emissie van 20 ton NH₃/jaar, maar levert slechts een bijdrage van 1% aan het totale signaal. De procentuele bijdrage van de 4 grootste bijdragen bedraagt respectievelijk 29, 15, 8 en 7%. Alle deelnemende ontheffingsbedrijven staan in de top tien van bedrijven die bijdragen aan de gemodelleerde concentraties op het meetpunt bij Augustinusga. Als de wind uit de richting van een stal komt kan het gemeten en gemodelleerde signaal alleen voor analyse gebruikt worden indien specifieke data van de stal beschikbaar zijn. Een voorbeeld is bedrijf 14 waar naast de melkkoeien ook 35000 (voorjaar 2007) tot 90000 vleeskuikens in perioden van 7 weken rondlopen. Bij de eerste analyse werd voor dit bedrijf eenzelfde emissiepatroon aangenomen als voor de andere bedrijven (rundvee). Met die tijdreeks kon de conclusie getrokken worden dat 29% van het signaal van de stallen uiteindelijk afkomstig is van dit bedrijf. Een dergelijke bijdrage betekent dat meer informatie over de aanwezige dieren (in dit geval kippen) de gemodelleerde concentratie aanzienlijk kan verbeteren omdat bekend is dat kippen een heel ander emissiepatroon laten zien dan koeien. De emissie is laag in de eerste helft van de productie cyclus en neemt in de tweede helft sterk toe. De bedrijfsleider heeft de benodigde gegevens ter beschikking gesteld, waardoor het emissiepatroon voor dit bedrijf kon worden aangepast.

De correlatie tussen meting en model is minder goed gebleken dan verwacht. Dit wordt veroorzaakt door een combinatie van onzekerheden in de beschrijving van de stalemissies en de verspreidingsberekeningen. Dit is de reden geweest om op dit punt over te stappen van de eerder genoemde Optie 1 naar Optie 2 (zie 3.2). Ondanks de beperkte geldigheid van de modelresultaten in absolute zin, nemen we aan dat ze wel bruikbaar zijn voor het selecteren van die momenten waarop de ammoniakpluim wel of niet over het meetpunt komt.

Selectie van data voor de schatting van specifieke emissiefactoren.

Volgens de eerder genoemde Optie 2 werden alleen de data gebruikt waarbij de stallen niet significant bijdroegen ten opzichte van de velden. Hiertoe zijn data geselecteerd waarbij de gemodelleerde bijdrage van de veldemissies aan de concentratie in ieder geval drie maal zo groot zou moeten zijn als die van de stallen. Deze selectie betekent een significante reductie van het aantal beschikbare meetgegevens. Voor het ALT-gebied houden we 7% van de dataset over en voor het REF-gebied 4%.

Vervolgens wordt de data per episode (enige uren tot dagen) geëvalueerd. Binnen een episode komt de windrichting enige tijd uit dezelfde hoek en is het gemodelleerde signaal van één of slechts enkele velden afkomstig.

Schatting van specifieke emissiefactoren

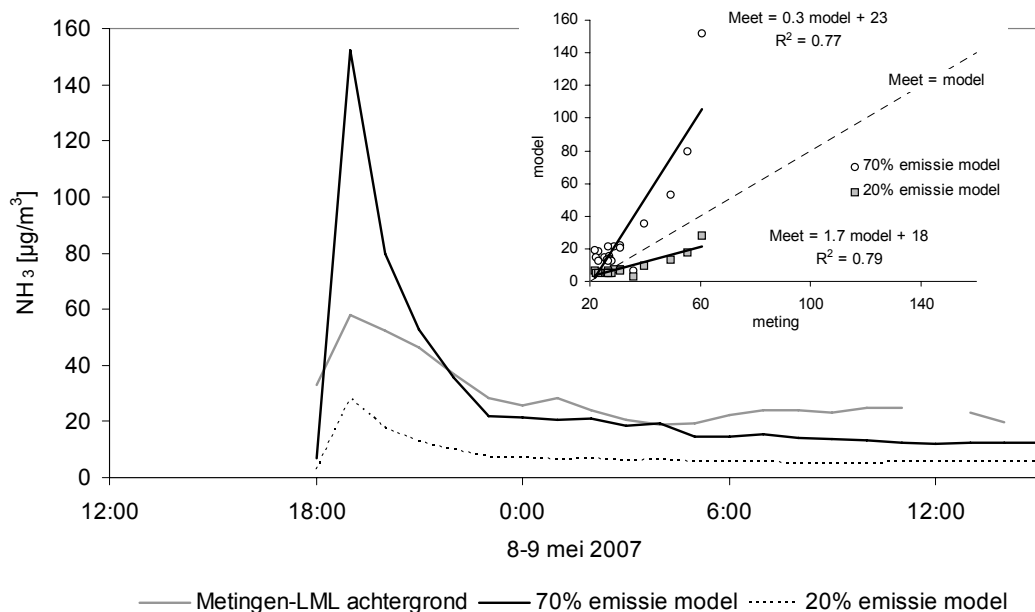
De episodes die overblijven na de dataselectie kunnen betrekking hebben op de piek van emissie vlak na aanwenden of op een dag tot dagen na aanwending. Voor een episode nabij de piek van de emissie zijn zowel gemodelleerde als gemeten concentraties hoog ten opzichte van de achtergrondconcentratie. In dat geval zal de onzekerheid in de achtergrondconcentratie de relatie tussen model en meting nauwelijks verstoren. Voor episodes die betrekking hebben op latere fasen in de emissie zijn de gemeten en gemodelleerde concentratie laag en geeft een variatie in de achtergrondconcentratie een grotere storing. Bij de analyse is gebruik gemaakt van het regressiemodel van Huijsmans voor zowel zodenbemesting als bovengrondse aanwending. In het ALT-gebied wordt namelijk verwacht dat de emissie volgens bovengronds aanwenden een bovengrens voor de emissie vertegenwoordigd, terwijl emissie volgens het model voor zodenbemesting een ondergrens voor de verwachte emissie vertegenwoordigd. Deze laatste is tevens de emissie waarnaar gestreefd wordt bij het alternatieve spoor. We verwachten dus dat de gemeten concentratie als gevolg van de werkelijke emissie voor een mestaanwending ergens tussen de gemodelleerde concentratie voor deze bovengrens en ondergrens van emissie zal liggen.

Er is aangenomen dat het bovengrondse model leidt tot een emissie van 70% en het model voor zodenbemesting tot 20%. Indien de gemeten concentratie een factor twee lager is dan de gemodelleerde concentratie, met gebruik van emissies volgens het model voor bovengrondse aanwending, dan is de verwachting dat 35% ($70/2$) emitteert. Deze verwachting is nauwkeuriger naarmate deze meer betrekking heeft op data bij de emissiepiek (dus relatief kort na aanwending), omdat hier het overgrote deel van de emissie plaatsvindt. Indien voor dezelfde situatie, maar met gebruik van de emissie volgens het model voor zodenbemesting, de gemeten concentratie een factor 2 hoger is dan de gemodelleerde concentratie dan zou de verwachting zijn dat 40% (20×2) emitteert. Wanneer de verwachte emissiefactoren voor de beide varianten (bovengronds en zodenbemesting) vervolgens overeen komen, geeft dit vertrouwen in de hier gehanteerde methode. De met deze methode gevonden emissiefactor wordt aangeduid als de verwachte specifieke emissiefactor aangezien deze opgaat voor de onderzochte episode.

Naast de twee aanwendingstechnieken is de gevoeligheid van het tijdstip van aanwenden meegenomen in de analyse. Er worden dus niet 2 maar 10 verschillende model runs (5 tijdstappen voor iedere aanwendingsmethode) voor iedere geselecteerde episode vergeleken met de gemeten concentratie door de achtergrondconcentratie bij de gemodelleerde concentratie op te tellen. Voor iedere run wordt door regressieanalyse een correlatie en helling van deze vergelijking gevonden. Indien de correlatie voor een episode te laag is ($r^2 < 0.5$), wordt deze uitgesloten van verdere analyse. De episodes die niet aan dat criterium voldoen komen overeen met lage emissies als gevolg van een mestaanwending ten opzichte van de achtergrond.

Deze analysemethode heeft echter veel haken en ogen. De patronen van het model met bovengrondse aanwending en zodenbemesting verschillen met name gedurende de eerste dag na aanwending. Later komen ze dichterbij. Als we in die staart een fit aan de metingen uitvoeren zullen beide factoren ongeveer hetzelfde zijn, en de gesuggereerde emissie zal dan dus ver uiteen liggen. Dit heeft te maken met het niet-lineaire gedrag van het model. Als er meerdere velden tegelijkertijd emitteren (eventueel van verschillende bedrijven) dan hoeven die zich niet aan de zelfde curve te houden. Kortom, heel vaak zal de uitkomst van deze evaluatie een onduidelijk beeld geven, aangezien het merendeel van de data emissie betreft van een dag tot dagen na de mestaanwending en niet gedurende de eerste uren na aanwending. In deze eerste periode zal de schatting het minst gevoelig zijn voor fouten.

Een voorbeeld van één van de geselecteerde episodes is 8-9 mei 2007 (zie Figuur 3.13). Op 8 mei geven metingen in het ALT-gebied een duidelijke piek van ongeveer $50 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$, die goed blijkt te correleren met de concentratie die het model (met emissies volgens bovengrondse aanwending) uitrekenet voor velden van bedrijf 12 met een piekwaarde van meer dan $100 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$. Het is bekend uit de graslandkalender dat de mest in de avond is uitgereden maar het is niet exact bekend wanneer. Daarom worden verschillende modelruns met een tijdsverschuiving voor het bemestingstijdstip vergeleken. Zeker als, zoals hier, de wind tijdens het uitrijden ook inderdaad de NH_3 naar de meetapparatuur brengt is dat verschil relevant. Het blijkt dat de gemodelleerde concentratie met een starttijdstip 2 uur voor het op voorhand aangenomen tijdstip het meest waarschijnlijk was. De fit van het model met bovengrondse aanwending heeft een r^2 van 0.77 bij een richtingscoëfficiënt van 0.29. De concentraties zijn dus een factor drie lager dan op basis van het model werd verwacht. Dat zou een emissie factor van 21% betekenen. De fit van het model met zodenbemesting heeft een r^2 van 0.79 en een richtingscoëfficiënt van 1.7 en dat zou een emissiefactor van 34% betekenen.



Figuur 3.13: Voorbeeld van de analyse van een episode. Op 8 mei vindt in de middag een bemesting plaats waarvan de piek duidelijk waarneembaar is op het meetstation (grijze lijn). Deze piek wordt vergeleken met een modelrun die op 70% emissie uit zou komen (na 96 uur) en met een model run die op 20% emissie uit zou komen. De metingen liggen hier tussen in: het 20% scenario is dus te laag, die van 70% blijkbaar te hoog. Beide model/meet combinaties zijn ook nog eens weergegeven in de x-y plot te maken (rechts boven). De steilheid van de lijn is de factor die het verschil aangeeft tussen de meting en het model. Deze is gebruikt om een effectieve emissiefactor te schatten.

Uiteindelijk houden we 3 episodes over in het meetgebied met ontheffingsbedrijven (ALT-gebied) die een consistent beeld geven. De resultaten van de mestaanwendingen zijn weergegeven in Tabel 3.3. In de kolommen van Tabel 3.3 voor het bovengrondse aanwendingsmodel (Model 1) is F de vermenigvuldigingsfactor (ofwel de helling van de relatie tussen modelrun en meting), dT is de geselecteerde tijdsverschuiving van het bemestingstijdstip (in uren), r^2 de correlatiecoëfficiënt. Ef1 is de specifieke emissiefactor bij gebruik van de 70% emissie bij bovengrondse aanwending. In de kolommen voor het model met zodenbemesting (Model 2) staan dezelfde resultaten voor de evaluatie met het betreffende model bij gebruik van een emissiefactor van 20%.

Episode 3 bestaat uit drie tijdsintervallen die in de analyse bij elkaar genomen worden, omdat ze bij dezelfde mestaanwending horen. Het eerste interval is dicht bij het aanwendingsmoment, terwijl de overige intervallen zich in de staart van de emissie bevinden. Bij een combinatie van de drie tijdsintervallen wordt de uiteindelijke emissiefactor 31% voor de modelberekening met bovengrondse aanwending en 26% bij gebruik van het model met zodenbemesting. Emissiefactoren die verkregen zijn

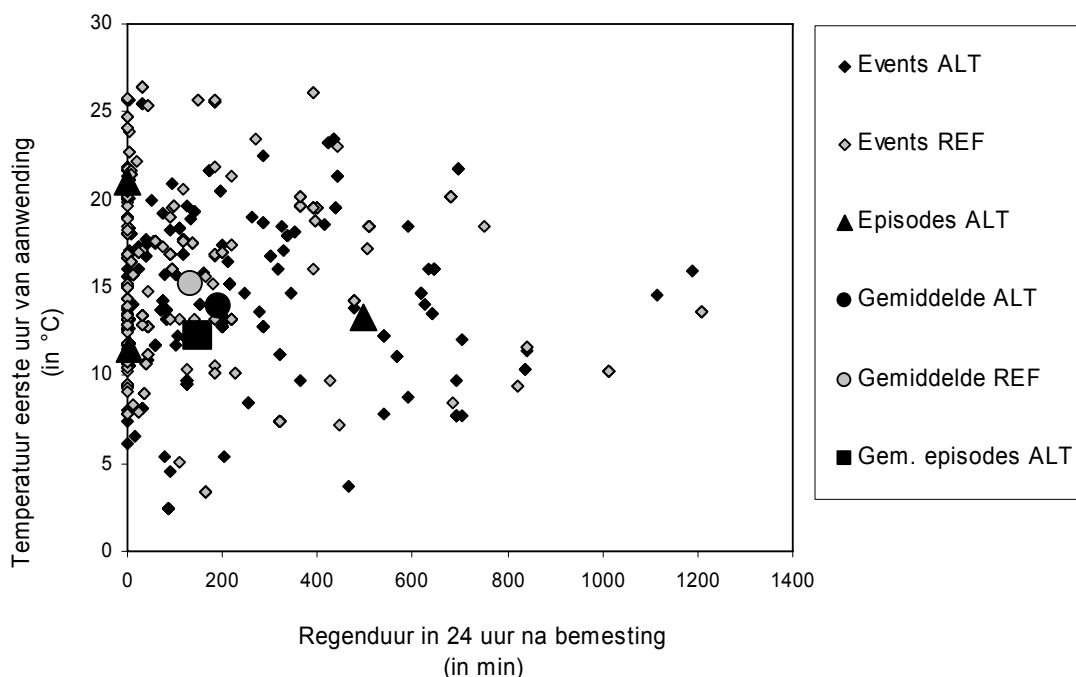
door een dergelijke combinatie van tijdsintervallen zullen onzekerder zijn, dan die welke gebaseerd zijn op een continue tijdsperiode.

Tabel 3.3 Verwachtingswaarden voor specifieke emissiefactoren in het ALT-gebied voor afzonderlijke episodes. Voor beide modellen is F de helling van de relatie tussen simulatie en meting, dT de tijdsverschuiving, r² de correlatiecoëfficiënt en Ef de specifieke emissiefactor.

Episode	Start	Eind	F	Model 1			Model 2				n
				dT	r ²	Ef1	F	dT	r ²	Ef2	
1	8-05-07	9-05-07	0.3	-2	0.8	21	1.7	0	0.8	34	21
2	11-05-07	13-05-07	0.8	-2	0.5	58	2.7	0	0.7	53	38
3	20-06-07	27-06-07	0.3	-2	0.9	31	0.9	-2	0.8	26	42

De berekeningen laten hier dus zien dat de specifieke emissiefactor in het ALT-gebied (% van TAN) voor de onderzochte mestaanwendungen varieert tussen de 21% en 58%. Beide routes om de emissiefactor te berekenen (Model 1 en Model 2) laten een redelijk consistent beeld zien.

Er is gekeken in hoeverre de meteorologische omstandigheden tijdens de drie voorgenoemde episodes representatief waren voor andere uitrijdmomenten in het meetgebied met ontheffingsbedrijven. Dat is gedaan door voor beide onderzoeksgebieden voor elk uitrijdmoment de temperatuur in het eerste uur van aanwending uit te zetten tegen de regenduur in de eerste 24 uur na aanwending. Het resultaat is weergegeven in Figuur 3.14. De drie geëvalueerde episodes zijn afzonderlijk aangegeven. Voor beide sets is het gemiddelde aangegeven (de open en dichte cirkel). Dat de twee gemiddelden dicht bij elkaar liggen zou de mogelijkheid van een extrapolatie van de gevonden waarde naar het gehele gebied kunnen suggereren, maar met slechts drie metingen is dit uiteraard min of meer toevallig. De drie episodes zijn in ieder geval niet tijdens extreme omstandigheden gezien de spreiding van de overige punten.



Figuur 3.14: Temperatuur in het eerste uur na aanwending (in °C) uitgezet tegen de regenduur (in minuten) in de eerste 24 uur na bemesting voor alle individuele aanwendingen (events) in het ALT-gebied en het REF-gebied. Eveneens weergegeven zijn de drie geëvalueerde episodes in het ALT-gebied, hun gewogen gemiddelde en de gewogen gemiddelden voor alle aanwendingen (events) in het ALT-gebied en het REF-gebied.

Voor het REF-gebied is dezelfde procedure doorlopen en hier houden we 3 episodes over die consistent lijken. De resultaten van deze episodes zijn weergegeven in Tabel 3.4. De specifieke emissiefactor in het REF-gebied voor de onderzochte mestaanwendingen varieert tussen 16 en 28% en is hiermee in lijn met de verwachting.

Tabel 3.4 Verwachtingswaarden voor specifieke emissiefactoren in het REF-gebied voor afzonderlijke episodes. Voor beide modellen is F de helling van de relatie tussen simulatie en meting, dT de tijdsverschuiving, r^2 de correlatiecoëfficiënt en Ef de specifieke emissiefactor.

Episode	Start	Eind	Model 1				Model 2				
			F	dT	r^2	Ef1	F	dT	r^2	Ef2	n
1	17-06-07	17-06-07	0.4	0	0.85	28	1.0	0	0.76	21	8
2	26-06-07	26-06-07	0.3	0	0.94	21	0.8	0	0.96	16	5
3	8-08-07	10-08-07	0.3	0	0.53	18	0.9	0	0.53	19	35

Bedacht moet worden dat de gekozen methode een aanzienlijke beperking oplevert van het totaal aantal metingen dat voorhanden was. Het is echter met de beschikbare methodiek en informatie niet mogelijk om voor een groter aantal metingen het signaal

van mestaanwending te onderscheiden van overige bronnen. Een nauwkeuriger methode ter bepaling van de stalemissie zou mogelijk tot een groter aantal te evalueren episodes leiden.

Uit de combinatie van metingen en modelberekeningen konden specifieke emissiefactoren bepaald worden voor een aantal bemestingen. De gemiddelde emissiefactor van drie episodes van bovengrondse toediening van mest bij de ontheffingsbedrijven bedraagt 37%. Voor emissiearme toediening van mest bij de referentiebedrijven bedraagt het gemiddelde van drie episodes 19%. De *specifieke* emissiefactoren van afzonderlijke toepassingen kunnen niet dienen als generieke emissiefactor bij het aanwenden van mest op bedrijfsniveau en op jaarbasis. Bij het gebruik van de *gemiddelde* emissiefactor voor bovengrondse toediening op bedrijfsniveau en op jaarbasis moet bedacht worden dat deze slechts gebaseerd is op analyses van drie afzonderlijke episodes.

In Tabel 3.5 wordt nog een overzicht gegeven van de gemiddelde meteorologische condities in de Noordelijke Friese Wouden in 2007 en het gemiddelde weer in de afgelopen (ruim) 30 jaar. Voor Nederland was het jaar 2007 in zijn geheel ten opzichte van de afgelopen ca. 30 jaar relatief warm (11.2°C ten opzichte van 9.8°C) en nat (970 mm regen ten opzichte van 797mm normaal). Voor de Noordelijke Friese Wouden geeft Tabel 3.5 een overzicht van de temperatuur en regenval gegevens per maand. Met name de eerste helft van 2007 was relatief warm en nat. April was bijzonder omdat die maand geen regen van betekenis viel. De natste maand in Friesland was juli in de rest van Nederland was dat in mei. Ook in september viel relatief veel regen.

Tabel 3.5: Gemiddelde meteorologische condities in de Noordelijke Friese Wouden in 2007 en gemiddelde meteorologische condities in de afgelopen ruim 30 jaar

	NFW Temperatuur ^a (2007) (°C)	Temperatuur (1971-2008) (°C)	NFW Regen ^b 2007 (mm)	Regen (1971- 2008) (mm)
Jan	6.8	2.4	148	77
Feb	5.4	2.5	72	49
Mrt	7.6	5.0	78	67
Apr	11.4	7.4	1	43
Mei	12.8	11.6	91	55
Jun	16.6	14.3	93	68
Jul	16.4	16.4	216	72
Aug	16.8	16.6	76	65
Sep	14.0	13.9	140	83
Okt	9.7	10.1	44	87
Nov	7.0	6.1	72	92
Dec	3.6	3.6	84	85
Gem.	10.7	9.2	1115	844

^aTemperatuur etmaal gemiddelden van bron: Leeuwarden KNMI

^b Regen metingen maandsom station bron: Kollum KNMI

3.4 Discussie

Passieve samplers

Er is een duidelijk gemiddeld patroon te zien bij de passieve samplers met een toename van de NH₃ concentratie gedurende bemestingsperioden (feb-sep; zie Figuur 3.14) en de zomer. De toename in de gemiddelde temperatuur, waarbij de emissie van NH₃ uit bronnen toeneemt en de meer gelijkmatige verdeling van mest en vee over een groot aantal percelen in het hele gebied kan deze trend verklaren. Een duidelijk lagere concentratie zien we in juni 2007 (iedere dag buien, weinig zon) en in de erg natte maand augustus 2006 (Figuur 3.5). Een grote piek volgt in september 2006 (droger, warmer, bemesting). Tevens blijken de droge en relatief warme maanden maart, april en mei 2007 tot een grotere emissie te hebben geleid dan het voorgaande jaar (maart en mei 2006 waren relatief nat). De wintermaanden november 2006 - februari 2007 laten gemiddelde gebiedsconcentraties van 3.7, 2.33, 2.19 en 3.36 µg/m³ NH₃ zien voor het REF-gebied. Voor het ALT-gebied laten deze wintermaanden gemiddelde gebiedsconcentraties van 4.62, 3.24, 3.23 en 3.95 µg/m³ NH₃ zien.

De ratio van de gebiedsgemiddelde concentratie in het ALT-gebied versus het REF-gebied, met een middeling over alle voorgaande maanden, duidt na 2.5 jaar metingen

op een 10% hogere ammoniakconcentratie in het ALT-gebied. De metingen buiten het uitrijdseizoen doen vermoeden dat de gebieden verschillen in stalemissies (veldemissies zijn gedurende de winter uitgesloten). Het blijkt uit de landbouwgegevens dat de stalemissies in het ALT-gebied 35% groter zijn dan in REF.

Airrmonia

De verhoogde ammoniakconcentraties zoals gemeten met de Airrmonia in bijvoorbeeld maart, april en augustus 2007, zijn verklaarbaar met de mesttoedieningen en de daaruit voortvloeiende emissies. Tevens zijn de gemiddelde maandelijkse concentratiepatronen met de Airrmonia vergelijkbaar met de passieve sampler metingen, echter de verschillen tussen de twee methoden zijn in sommige maanden aanzienlijk. Voor een deel komt dat doordat de Airrmonia metingen op 5 meter hoogte plaatsvinden waar de concentratie iets lager is dan op 2 meter hoogte waar de passieve samplers hangen. Bij een vergelijking tussen de gebiedsgemiddelden (n=10) met de passieve samplers en met de Airrmonia (n=1) moet tevens in ogenschouw worden genomen dat de laatste een puntwaarneming is met een gebiedsdekking die sterk afhankelijk is van de weerscondities, bijvoorbeeld de windrichting in een maand. Belangrijker is dat de concentraties van de passieve samplers in absolute zin mede wordt bepaald door de gemiddelde weersomstandigheden in een maand. Continue natte of zonnige condities worden verondersteld mee te spelen in de verschillen tussen deze meetmethoden. Voor de ratio van de gebiedsgemiddelde concentratie met behulp van de passieve samplers en verschillen tussen de gebieden is de exacte absolute concentratie **niet** van belang is. Het geeft wel aan wat de beperking is van een meetopzet voor gebiedssturing die alleen gebaseerd is op de passieve sampler data. Binnen NitroEurope is onderzoek gaande naar deze vergelijkingen waarbij ook een ander type passieve samplers (zgn. alpha sampler) wordt onderzocht.

Gegevens

Voor de stallen is gekozen om de beschrijving van emissies beperkt op te nemen. Voor de onderzoeksvraag in deze studie gaat het immers met name om de emissies van velden en niet om de emissies vanuit stallen. De jaaremmissies van de stallen zijn daarom op een eenvoudige manier over het jaar verdeeld en de uitkomst van de berekeningen is eigenlijk met name bedoeld om die meetdata met een belangrijke bijdrage vanuit stallen te kunnen uifilteren.

Of de eenvoudige beschrijving van de stallen de enige reden is van de matige correlatie tussen gemeten en gemodelleerd signaal, staat trouwens nog te bezien. Er is nog een groot aantal velden waarvan geen gegevens bekend zijn. Bemestingen met kunstmest, de verdeling van grazende groepen dieren over de velden in de zomer en piekemissies vanuit de stallen als de mest geroerd wordt zitten allemaal nog niet in het emissie model. Een reden daarvoor is dat de conversie van al de verschillende gegevens naar voor het model bruikbare invoerfiles veel meer tijd heeft gekost dan werd verwacht. De graslandkalenders van 2007 (beschikbaar in mei

2008) zijn goed en contentieus ingevuld maar voor een aantal bedrijven staan er veel foutieve data in, hebben velden andere nummers dan in 2006 of ontbreken er gegevens.

3.5 Conclusies

De passieve samplers laten zien dat de gemeten ammoniakconcentraties in de maanden met mestaanwending in het ALT-gebied statistisch gezien niet significant hoger zijn (2 maanden uitgezonderd) ten opzichte van het REF-gebied. Deze concentraties worden echter beïnvloed door verschillende ammoniakbronnen, waaronder de aan veedichtheid gerelateerde totale TAN-productie, de verliezen van deze TAN vanuit stallen, opslagen en mestaanwending, en overige bronnen buiten het gebied (achtergrond). Als zodanig geeft het ontbreken van significante verschillen in concentratie geen directe aanwijzing dat de aanwendingsemissies in het meetgebied met ontheffingsbedrijven vergelijkbaar zou zijn met die in het meetgebied met referentiebedrijven. Kwantitatieve conclusies over de emissies van mestaanwending kunnen dan ook niet alleen op basis van gemeten ammoniakconcentraties getrokken worden.

Om conclusies over aanwendingsverliezen te kunnen trekken, is de inzet van een atmosferisch verspreidingsmodel nodig, in combinatie met bemestings- en weergegevens. Ook bij die analyse selecteren we die data waarbij de veldenemissies een overheersende bijdrage hebben. Het project richt zich immers op de aanwendingsemissies en stalmodellering was daarbij niet voorzien.

In het REF-gebied is 35% van de bemestingen uitgevoerd tijdens regen, terwijl dit in het ALT-gebied 49% was. Er zijn echter grote verschillen tussen de bedrijven.

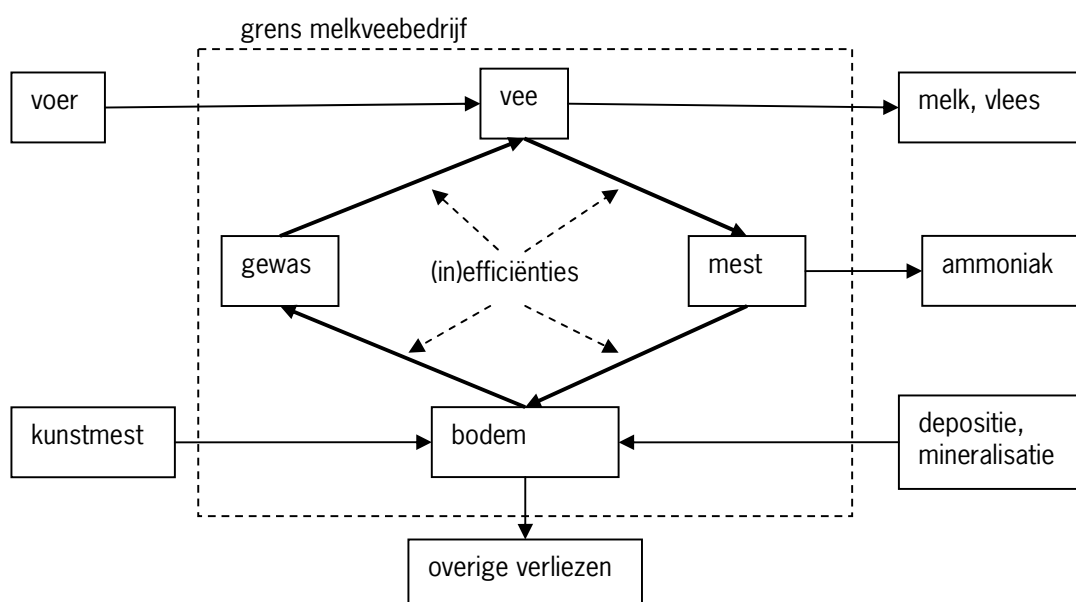
Met behulp van de temporeel gedetailleerde Airmonia-metingen is geprobeerd om afzonderlijke mesttoedieningen nader te analyseren. Er is ervoor gekozen om alleen bij een beperkte invloed van stallen een dergelijke analyse uit te voeren. Dan blijft er 5-7% van de meetdata over. Hieruit zijn uiteindelijk in beide gebieden drie meetepisodes beschikbaar die zich lenen voor schattingen van emissiefactoren bij het uitrijden van mest.

De verwachte emissiefactoren voor deze episodes in het REF-gebied zijn vergelijkbaar met voorgaande onderzoeken (16 tot 21%) terwijl in het ALT-gebied een bandbreedte is gevonden van 21 tot 58%. Deze bandbreedte bevindt zich aan de onderzijde van de range van eerder gevonden emissiefactoren. Het is duidelijk dat de nodige voorzichtigheid betracht worden wanneer er uitspraken gedaan worden over verwachte emissiefactoren bij andere aanwendungen dan die hier zijn onderzocht.

4. Ammoniak: berekeningen op bedrijfsniveau

4.1 Integraal N-stroommodel

Voor de berekening van de ammoniakemissies op bedrijfsniveau wordt gebruik gemaakt van een eenvoudig integraal N-stroommodel (Koei'N 2.0; Figuur 4.1). De opbouw en uitgangspunten van dit model, Koei'N 2.0, zijn in detail beschreven in Schröder (2000) en Schröder et al. (2003; 2005a). Het model berekent de ammoniakemissie op basis van een set rekenregels en een groot aantal bedrijfsgegevens (aan- en/of afgevoerde mest, voer, melk en dieren, rantsoensamenstelling, uren weidegang, huisvesting, mesttoedieningstechnieken etc.). Toepassingen zijn beschreven in verschillende recente publicaties zoals Verloop en Schröder (2006), Sonneveld et al. (2008b) en Schröder et al. (2005b).



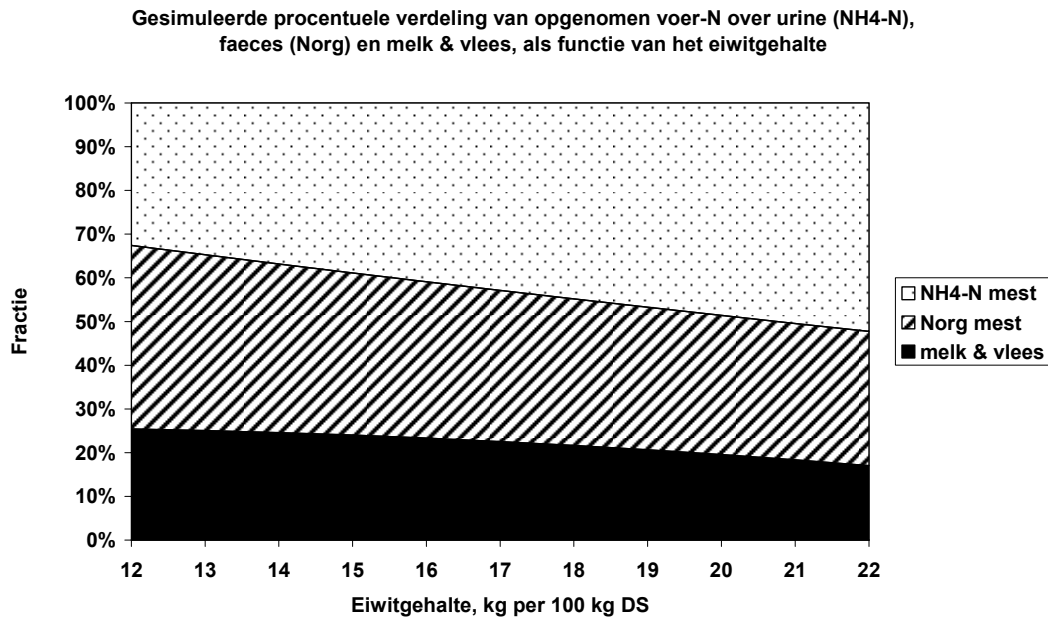
Figuur 4.1 Vereenvoudigde weergave van N aanvoer- en afvoerposten en interne N-stromen in een melkveehouderijbedrijf.

De boekhouding van een melkveehouderijbedrijf geeft inzicht in de N-afvoer per ha in de vorm van melk en dieren (Figuur 4.1). Uit de literatuur is bekend dat de omzetting van voer-N in melk- en vlees-N efficiënter verloopt naarmate het rantsoen minder N bevat (zie bijv. (Kebreab et al., 2001) en (Schröder et al., 2005a)). Ook bekend is dat bij verlagen van het N-gehalte van het rantsoen de uitscheiding van minerale N (dwz., urine-N) sterker afneemt dan de uitscheiding van organisch gebonden N (dwz., faeces-N). Door nu een schatting te maken van het N-gehalte van het rantsoen, kan op basis van het hiervoor genoemde verband tussen het N-gehalte in het voer en de

voer-N conversie, berekend worden hoeveel voer-N benodigd is geweest voor de gerealiseerde N-afvoer op het bedrijf. Het verschil tussen de N-afvoer in de vorm van melk en vlees enerzijds en voer-N (inclusief strooisel) anderzijds, is gelijk aan de mest-N productie. Op grond van Kebreab et al. (2001) wordt deze mest-N productie verdeeld over urine-N en faeces-N. Het N-gehalte in het rantsoen is berekend op basis van de opname van afzonderlijke voedermiddelen (krachtvoer, ruwvoerders, bijproducten, etc.) door de veestapel. Dit N-gehalte is berekend volgens rekenregels in de Handreiking Bedrijfsspecifieke Excretie Melkvee (LNV, 2006), gebruikmakend van velerlei bedrijfsgegevens. De boekhouding geeft inzicht in de hoeveelheid voer-N die van buiten wordt aangevoerd in de vorm van krachtvoer, ruwvoerders, bijproducten, etc. Door deze hoeveelheid voer-N (inclusief strooisel) in mindering te brengen op de totale voer-N behoefte, laat zich schatten hoeveel voer-N op het bedrijf zelf voortgebracht moet zijn.

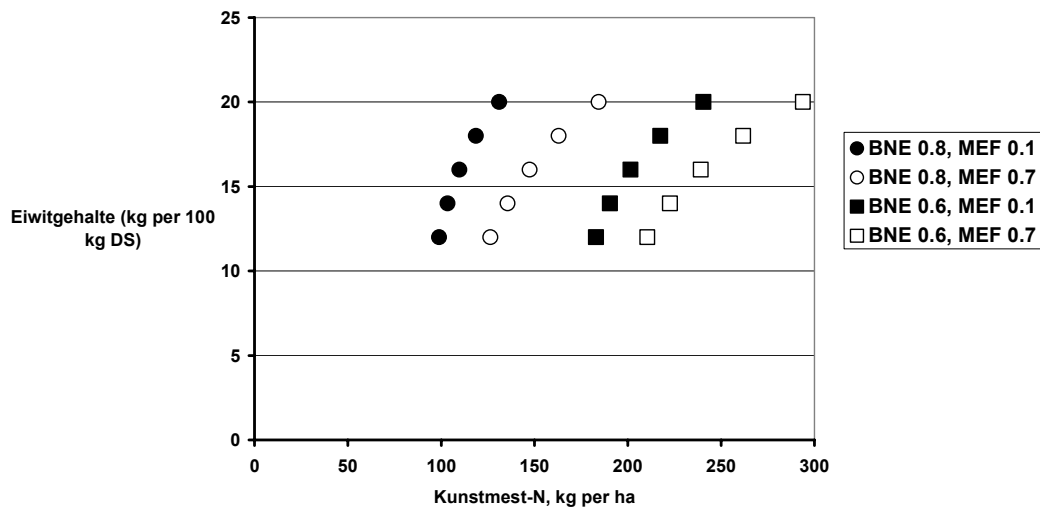
Ammoniak kan in principe op drie plekken verloren gaan: vanuit stal en opslag, vanuit mest en urine die tijdens beweiding worden uitgescheiden en vanuit de mest die wordt uitgereden. In relatie tot de verplichte emissiearme toediening staat in dit onderzoek vooral die laatste verliesroute ter discussie. In het model worden de ammoniakverliezen bepaald aan de hand van emissiefactoren die zijn uitgedrukt als fractie van de *minerale* N-hoeveelheid in mest. De berekende ammoniakemissie is dus (mede) een functie van de minerale N-uitscheiding door de veestapel. Gehanteerde emissiefactoren voor ammoniakemissie uit stal- en mestopslag zijn overgenomen van Oenema et al. (2000). Afhankelijk van het toegepaste beweidingssysteem bedragen deze 25 tot 28% van de in de stal uitgescheiden urine-N. Verder wordt aangenomen dat van de mest en urine die tijdens beweiding wordt uitgescheiden 8% van N-totaal als ammoniak vervluchtigt (Bussink, 1992; Bussink, 1994; Jarvis et al., 1989).

In het model staat de relatie tussen het eiwitgehalte van rundveerantsoenen en toewijzing van geconsumeerde N aan melk, vlees, urine (d.w.z. hoofdzakelijk ammonium-N) en faeces, centraal (Kebreab et al., 2001; Paul et al., 1998; Schröder et al., 2005a): hoe hoger het eiwitgehalte, des te groter de mestproductie en des te groter het aandeel ammonium in de mest (Figuur 4.2). Het model berekent in beginsel de hoeveelheid kunstmest-N die bij een gegeven melkproductie en nagestreefd eiwitgehalte in het rantsoen nodig is om voldoende voer te kunnen produceren. De te berekenen kunstmest-N gift hangt ook af van veronderstellingen over, onder meer, de N-verliezen uit stal en opslag als functie van de ammoniumproductie, de werkzaamheid van toegediende minerale en organische N, en de efficiëntie waarmee gewassen bodem-N opnemen. Verder spelen ook de zelfvoorzieningsgraad wat betreft voer, de veestapelsamenstelling, het beweidingssysteem en het bouwlandaandeel nog een rol.



Figuur 4.2: Procentuele verdeling van opgenomen voer-N over urine, faeces en melk en vlees als functie van het eiwitgehalte in het rantsoen volgens Koei'N

Gesimuleerd eiwitgehalte als functie van kunstmest-N gift, benuttingsefficiëntie van bodem-N (BNE, kg/kg) en emissiefactor van toegediende TAN in mest (MFE, kg/kg) (bedrijfsopzet: 11.000 liter melk per ha, 16 uur beweiding, 100% grasland)



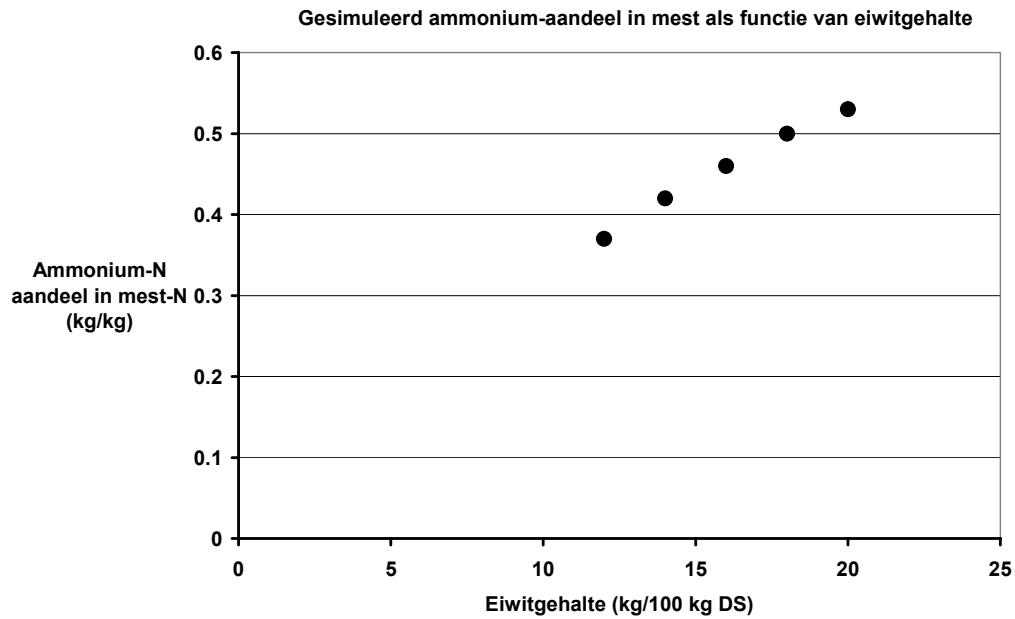
Figuur 4.3: Eiwitgehalte als functie van kunstmest-N gift, benuttingsefficiëntie van bodem-N (BNE) en emissiefactor van TAN in mest (MFE) volgens Koei'N

Figuur 4.3 laat zien dat bij eenzelfde eiwitgehalte van het rantsoen sterk verschillende kunstmest-N giften kunnen behoren; bij een lage benutting van bodem-N door gewassen (BNE) en hoge emissiefactor tijdens het uitrijden van mest (MFE) is veel

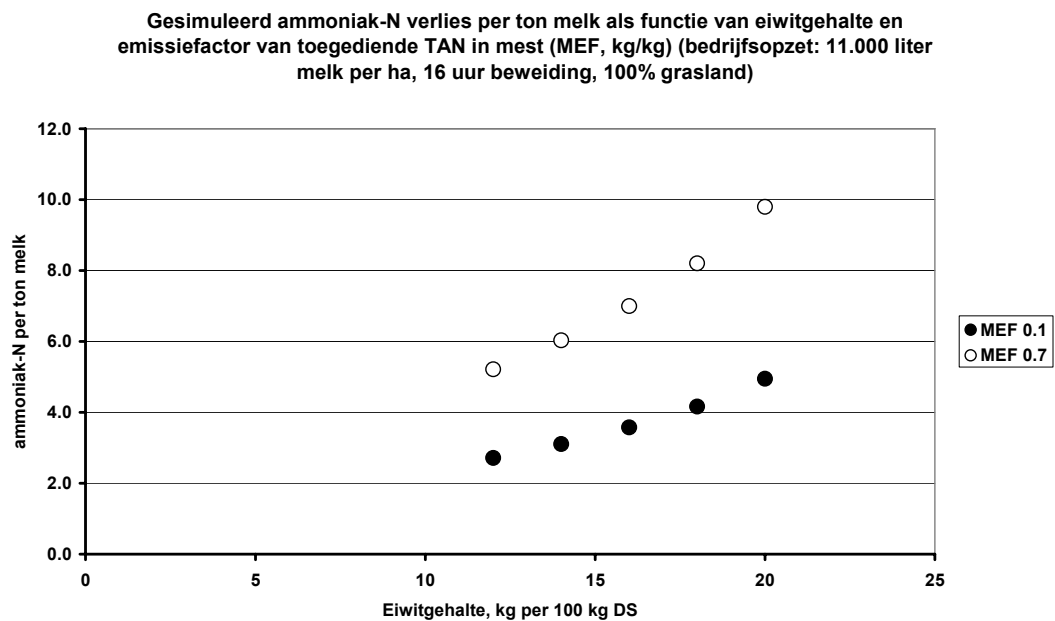
kunstmest-N nodig om in de voerbehoefte te voorzien, bij een hoge BNE en lage MEF is het omgekeerde het geval. Binnen een ingestelde BNE-MEF combinatie geldt vanzelfsprekend dat een lage kunstmestgift tot een laag eiwitgehalte leidt.

Zoals eerder aangegeven voorspelt het model een hoger ammonium-aandeel in mest naarmate het nagestreefde eiwitgehalte hoger is. Het aandeel in drijfmest loopt op van circa een derde bij 12% eiwit tot ruim 50 bij 20% eiwit (Figuur 4.4). Of een hoger aandeel tot meer ammoniakverlies per eenheid geproduceerde melk leidt, hangt af van de emissiefactor die optreedt bij het toedienen van de mest. Die emissiefactor varieert van 10% (perfecte machine en/of koel, windstil en regenachtig weer) tot 100% (oppervlakkige toediening en/of warm, winderig en zonnig weer). Uitgaande van een emissiefactor van gemiddeld 70% bij bovengrondse toediening, laat Figuur 4.5 zien dat het ammoniakverlies per ton melk bij een zeer eiwitarme voeding ondanks een relatief hoge emissiefactor even laag kan zijn als het verlies bij een zeer eiwitrijke voeding die gecombineerd wordt met een perfect werkende machine. Bij de veronderstelde aannames met betrekking tot de verdeling van (kunst)mest over grasland en bouwland en de benutting van (kunst)mest door bouwlandgewassen en gras, blijkt het bouwlandaandeel bij een gegeven eiwitgehalte en emissiefactor geen invloed te hebben op het ammoniakverlies per ton melk (Figuur 4.6). Op basis van de uitgangspunten berekent het model een iets lager ammoniakverlies per ton melk naarmate in de zomer meer uren beweid wordt (Figuur 4.7). Het gerealiseerde eiwitgehalte en de gerealiseerde emissiefactor blijven het meest bepalend voor de ammoniakverliezen per ton melk. De emissiefactor is de grote onbekende hierbij.

Bij gebrek aan directe metingen afkomstig van percelen waarop de mest wordt uitgereden, kan de emissiefactor op twee manieren geschat worden. De eerste methode is die gebaseerd op boven- en benedenwindse concentratiemetingen van een gebied die vervolgens gekoppeld worden aan gegevens van mestproductie en –uitrijden na correctie voor andere sources en sinks. De tweede methode is die gebaseerd op het hiervoor besproken model. Immers, op basis van boekhoudgegevens over de diverse N-aanvoer en –afvoerposten, kan berekend worden wat de benutting van mest (en daarmee het verlies van ammoniak uit toegediende drijfmest) kennelijk geweest moet zijn om de N-balans te sluiten. Opgemerkt zij dat ook deze berekening niet meer dan een benadering kan zijn omdat een aantal N-stromen (w.o. jaarspecifieke N-mineralisatie uit veen, gasvormige N-verliezen uit stal en opslag en uit urineplekken en mestflatten, de uitgespoelde of gedenitrificeerde bodem-N die niet door gewassen in oogstbare N is omgezet) slechts geschat kunnen worden.

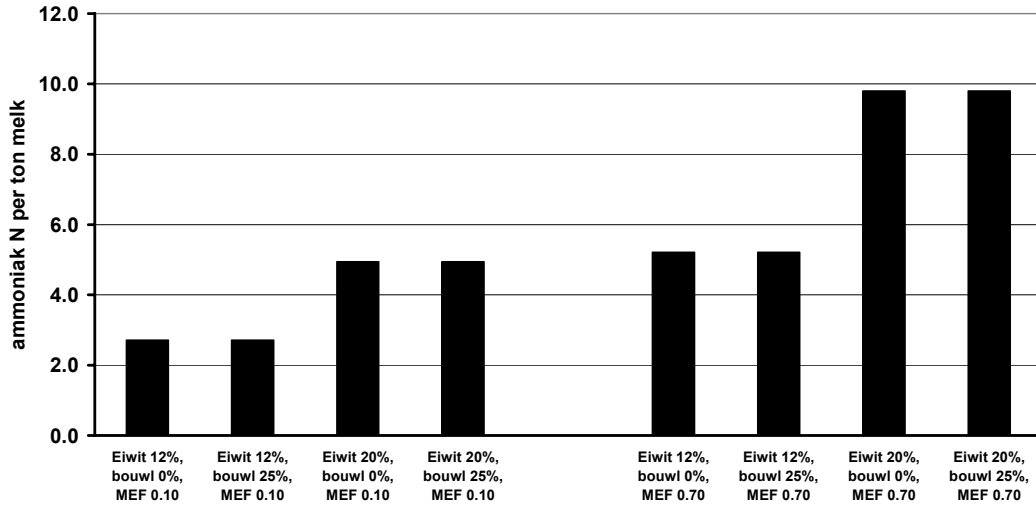


Figuur 4.4: Ammonium-aandeel in mest als functie van eiwitgehalte van het rantsoen volgens Koei'N



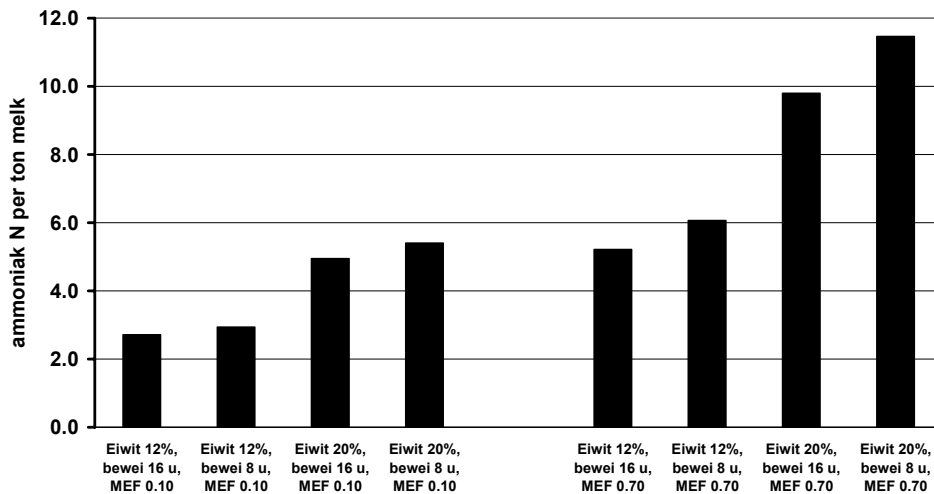
Figuur 4.5: Ammoniak-N verlies per ton melk als functie van eiwitgehalte van het rantsoen en emissiefactor van toegediende TAN in mest volgens Koei'N

Gesimuleerd ammoniak-N verlies per ton melk als functie van eiwitgehalte, bouwlandaandeel en emissiefactor van toegediende TAN in mest (MEF, kg/kg) (bedrijfsopzet 11.000 liter melk per ha, 16 uur beweiding)



Figuur 4.6: Ammoniak-N verlies per ton melk als functie van eiwitgehalte van het rantsoen, bouwlandaandeel en emissiefactor van toegediende TAN in mest volgens Koei'N

Gesimuleerd ammoniak-N verlies per ton melk als functie van eiwitgehalte, uren beweiding in zomer en emissiefactor van toegediende TAN in mest (MEF, kg/kg) (bedrijfsopzet 11.000 liter melk per ha, 100% grasland)



Figuur 4.7: Ammoniak-N verlies per ton melk als functie van eiwitgehalte van het rantsoen, beweidingsintensiteit en emissiefactor van toegediende TAN in mest volgens Koei'N

4.2 Berekende ammoniakemissies

Ammoniakemissies: twee rekenvarianten voor emissiefactoren

Recentelijk zijn door Huijsmans en Vermeulen (2008) alle in de periode 1989 t/m 2003 uitgevoerde ammoniakemissiemetingen op een rij gezet en geanalyseerd. Het totale aantal in de analyse betrokken experimenten bedraagt 199 (89 zodenbemesting, 81 bovengronds, 29 sleepvoet). Het betreft allemaal zogenaamde mastexperimenten. De data werden statistisch geanalyseerd voor een beste schatting van de ammoniakemissie per aanwendingsmethode (Tabel 4.1). Gemiddeld over de gehele dataset bedraagt de emissiereductie van zodenbemesting ten opzichte van bovengrondse aanwending circa 80%. Voor sleepvoet ten opzichte van bovengronds is dit 65%.

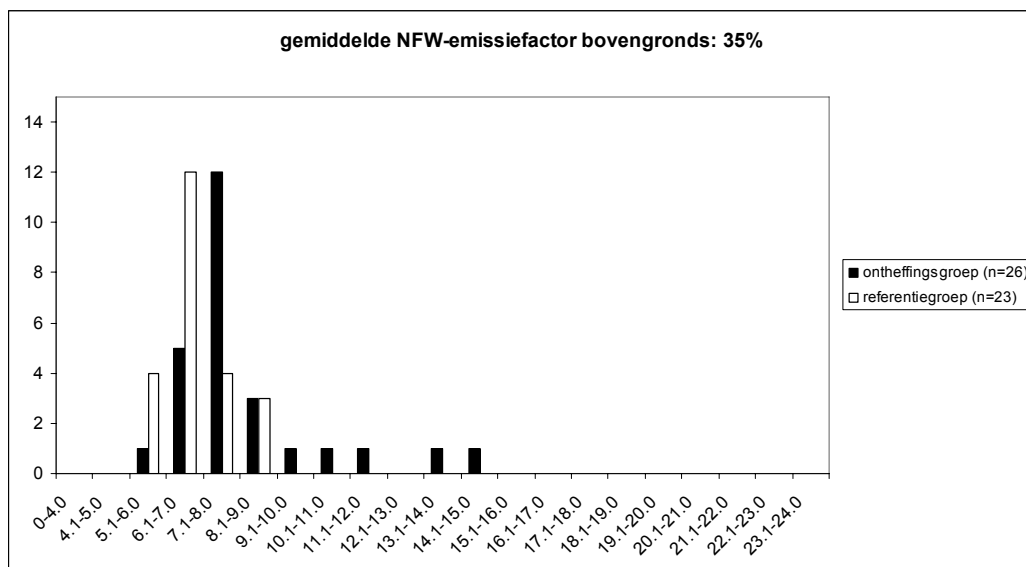
Tabel 4.1. Gemiddelde cumulatieve emissie (in % van TAN gift) per aanwendingsmethode van mest op grasland op basis van alle beschikbare waarnemingen (n), (Huijsmans en Vermeulen, 2008)

Methode	Gemiddelde totale Emissie (%)	Minimum	Maximum	n	Emissiereductie (%)
Bovengronds	74	28	100	81	-
Sleepvoet	26	9	52	29	65
Zodenbemesten	16	1	63	89	78

Bepalend voor de berekende ammoniakemissie als gevolg van mestaanwending is de gehanteerde toedieningstechniek in combinatie met een aan te nemen emissiefactor. Gebruikte toedieningstechnieken (zodenbemesting, sleepslangen, sleepvoet, bovengronds) in ontheffingsgroep en referentiegroep zijn afgeleid uit de bedrijfsgegevens (zie Hoofdstuk 2). Hier worden twee rekenvarianten doorgerekend, gebruikmakend van bedrijfsgegevens uit het laatste volledige onderzoeksjaar 2007. In beide rekenvarianten wordt voor de emissiearme mesttoedieningstechnieken gerekend met de gemiddelde emissiefactoren (Tabel 4.1: 16% bij zodenbemesting, 26% bij sleepvoet; voor sleepslang worden dezelfde emissiefactor aangehouden als voor sleepvoet). Er zijn immers geen aanwijsbare redenen waarom in de Friese Wouden emissiefactoren op jaarbasis van dit gemiddelde zouden afwijken (zie Hoofdstuk 3). In de eerste rekenvariant wordt voor bovengrondse toediening gerekend met de gemiddelde emissiefactor zoals die is gebleken uit de enkele uitgevoerde metingen en analyse daarvan door het ECN in de Noordelijke Friese Wouden (gemiddelde NFW-emissiefactor, afgerond 35%; zie Hoofdstuk 3). In de tweede rekenvariant wordt voor bovengrondse toediening gerekend met de volgens de literatuur gemiddelde emissiefactor (74%). Verkenningen met de genoemde emissiefactoren geven inzicht in ammoniakemissies in de ontheffingsgroep, met name ook in relatie tot de emissies in de referentiegroep.

Ammoniakemissie per ton melk bij gemiddelde NFW-emissiefactor bovengronds: 35%
 Bij hantering van gemiddelde emissiefactoren voor emissiearme mesttoediening en de gemiddelde NFW-emissiefactor bij bovengronds uitrijden loopt de ammoniakemissie in de hele populatie uiteen van 5.2 tot 14.1 kg per ton melk (Figuur 4.8). Gewogen gemiddelden van alle ontheffingsbedrijven en alle referentiebedrijven bedragen 8.0 resp. 6.8 kg NH₃ per ton melk (Tabel 4.2). Binnen de ontheffingsgroep varieert de berekende ammoniakemissie nog wel aanzienlijk: van 5.7 kg NH₃ per ton melk tot 14.1 kg NH₃ per ton melk.

Binnen beide groepen bedragen gemiddelden van de meetbedrijven respectievelijk 7.8 en 6.7 kg NH₃ per ton melk. Als gemiddelde emissiefactoren van toepassing zijn, is de emissie per ton melk op de ontheffingsbedrijven gemiddeld in geringe, maar niet verwaarloosbare mate hoger dan in de referentiegroep. Hierbij moet worden opgemerkt dat de frequentieverdeling bij de ontheffingsgroep scheef is. Figuur 4.8 laat enkele uitschieters naar boven zien en dit betreffen uitsluitend bedrijven in de ontheffingsgroep. De hoge berekende ammoniakemissie per ton melk op deze bedrijven wordt veroorzaakt door relatief weinig beweidingdagen, een hoog eiwitgehalte in het rantsoen of een zeer lage melkproductie per ha, al dan niet in combinatie.



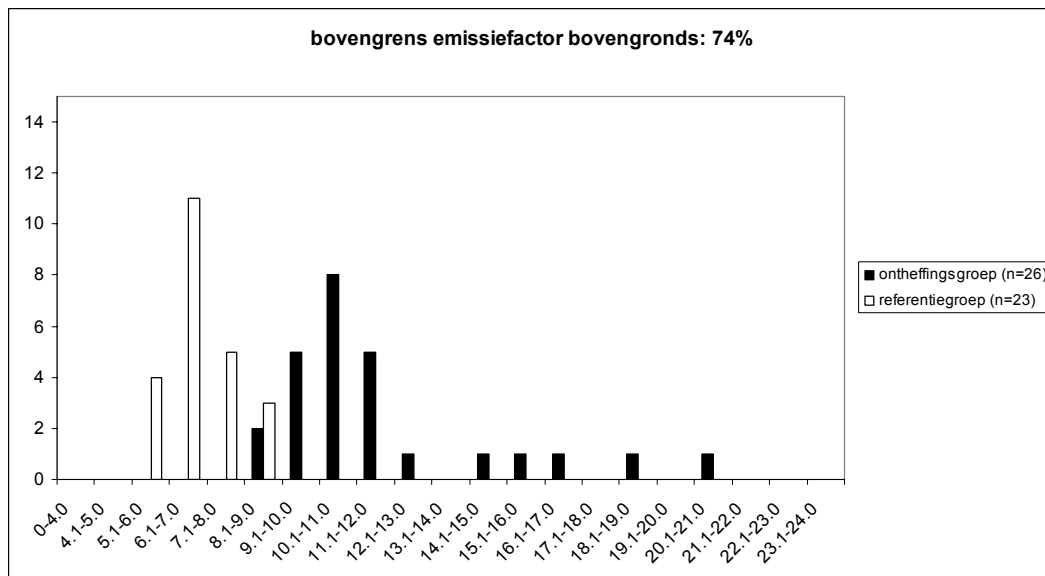
Figuur 4.8: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'ammoniakemissie per ton melk' in ontheffings- en referentiegroep in 2007 bij hantering van de gemiddelde NFW-emissiefactor van 35% bij bovengronds uitrijden (ontheffingsgroep) en gemiddelde emissiefactoren volgens Tabel 4.1 voor emissiearme toedieningstechnieken (referentiegroep).

Tabel 4.2: Ammoniakemissie per ton melk in 2007 bij hantering van 2 emissiefactoren voor bovengronds uitrijden (NFW-gemiddelde, gemiddelde volgens de literatuur) en gemiddelde emissiefactoren volgens Tabel 4.1 voor emissiearme mesttoedieningstechnieken in ontheffings- en referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen

	gemiddelde NFW-emissiefactor (bovengronds 35%)	Literatuurwaarde gemiddelde emissiefactor bovengronds (bovengronds 74%)
Ontheffingsgroep	8.0	11.2
Referentiegroep	6.8	6.8
Meetbedrijven Ontheffing	7.8	11.7
Meetbedrijven Referentie	6.7	6.8

Ammoniakemissie per ton melk bij literatuurwaarde voor de emissiefactor bovengronds: 74%

Bij hantering van een emissiefactor van 74% bij bovengrondse aanwending loopt de ammoniakemissie in de hele populatie uiteen van 5.2 tot 20.8 kg per ton melk (Figuur 4.9). Gewogen gemiddelden van alle ontheffingsbedrijven en alle referentiebedrijven bedragen 11.2 resp. 6.8 kg NH₃ per ton melk (Tabel 4.2). Daarbinnen bedragen gemiddelden van de meetbedrijven 11.7 en 6.8 kg NH₃ per ton melk. Als deze emissiefactor van toepassing zou zijn, is de emissie per ton melk in de ontheffingsgroep bijna twee keer zo hoog als in de referentiegroep.



Figuur 4.13: Frequentieverdeling bedrijfskenmerk 'ammoniakemissie per ton melk' in ontheffings- en referentiegroep in 2007 bij hantering van een emissiefactor bij bovengronds uitrijden van 74% (ontheffingsgroep) en gemiddelde emissiefactoren volgens Tabel 4.1 voor emissiearme toedieningstechnieken (referentiegroep).

4.3 Discussie

Voor het vergelijken van berekende ammoniakemissies op bedrijven moet de emissie worden uitgedrukt per eenheid economisch product (hier: per ton melk). Het is goed om hier te noemen dat de ammoniakproblematiek in essentie gaat over depositie op natuurgebieden. Dat betekent dat het gaat om de hoeveelheid N die neerslaat per eenheid oppervlak op specifieke vegetatie. Om deze input te bepalen kan de emissie van ammoniak ook per eenheid oppervlak (per hectare) uitgedrukt worden. Daarbij geldt wel de kanttekening dat dergelijke waarden niet zonder meer kunnen worden vertaald in depositiewaarden. Immers, ook andere bronnen binnen en buiten het gebied dragen bij aan de concentratie van ammoniak in de lucht. Dat vereist metingen van deposities en analyses die niet aan de orde waren in deze studie.

Uitgaande van gemiddelde emissiefactoren voor emissiearme mesttoediening en de gemiddelde NFW-emissiefactor bij bovengronds uitrijden, loopt de berekende ammoniakemissie per ha in de hele populatie uiteen van 37 tot 135 kg NH₃. De spreiding in ammoniakemissie per ha is dus groot. De totale ammoniakemissie in de ontheffingsgroep bedraagt 94640 kg NH₃ en in de referentiegroep 109380 kg NH₃. Dit komt overeen met 73 kg NH₃ per gemiddelde ha op de ontheffingsbedrijven en 86 kg NH₃ per gemiddelde ha op de referentiebedrijven (Tabel 4.3). Daarbinnen bedragen gemiddelden van de meetbedrijven 72 kg NH₃ per ha voor de ontheffingsbedrijven en 82 kg NH₃ per ha voor de referentiebedrijven. Uitgaande van gemiddelde emissiefactoren zijn ammoniakverliezen per ha op de ontheffingsbedrijven ca. 10 kg lager dan op de referentiebedrijven. Voor een deel is dit overigens terug te voeren op de geringere intensiteit van de melkveehouderij in de ontheffingsgroep en de daaraan gerelateerde 20-40% lagere TAN-productie per ha (zie Hoofdstuk 2).

Hantering van een emissiefactor van 74% bij bovengrondse aanwending leidt tot fors hogere berekende emissies op de ontheffingsbedrijven. De totale ammoniakemissie neemt toe tot 133350 kg NH₃ in de ontheffingsgroep, tegenover 109740 kg in de referentiegroep. Dit komt overeen met 103 kg NH₃ per gemiddelde ha in de ontheffingsgroep en 86 kg NH₃ per gemiddelde ha in de referentiegroep (Tabel 4.3). Gemiddelden van de meetbedrijven bedragen 107 kg NH₃ per ha voor de ontheffingsbedrijven en 82 kg NH₃ per ha voor de referentiebedrijven. Uitgaande van een emissiefactor van 74% bij bovengrondse aanwending zijn ammoniakverliezen per ha in de ontheffingsgroep dus aanzienlijk hoger dan in de referentiegroep.

Tabel 4.3: Ammoniakemissie in kg per ha in 2007 bij hantering van 2 emissiefactoren voor bovengronds uitrijden (NFW-gemiddelde, gemiddelde volgens de literatuur) en gemiddelde emissiefactoren volgens Tabel 4.1 voor emissiearme mesttoedieningstechnieken in ontheffings- en referentiegroep en op de meetbedrijven in beide groepen

	gemiddelde NFW-emissiefactor (bovengronds 35%)	Literatuurwaarde gemiddelde emissiefactor bovengronds (bovengronds 74%)
Ontheffingsgroep	73	103
Referentiegroep	86	86
Meetbedrijven Ontheffing	72	107
Meetbedrijven Referentie	82	82

De ammoniakmetingen (Hoofdstuk 3) suggereren dat de gemiddelde emissiefactor volgens de literatuur (74%) niet van toepassing is geweest op de bedrijven die deelnamen aan het onderhavige project. Overigens kan ook niet worden gesteld dat een emissiefactor van 35% gemiddeld voor alle ontheffingsbedrijven heeft gegolden. Dat heeft met onzekerheden rond de metingen zelf te maken, maar ook met het feit dat het alternatieve spoor op de meetbedrijven verder was doorgevoerd dan op de overige ontheffingsbedrijven (Hoofdstuk 2).

4.4 Conclusies

Als gevolg van de grote variatie in voor ammoniakemissie bepalende bedrijfskenmerken (N-bemesting, eiwitgehalten in rantsoen, uitrijdmethoden) laten ook berekende ammoniakemissies per ton melk een ruime spreiding zien. Bedrijven met relatief hoge emissies betreft doorgaans bedrijven die weinig beweiding toepassen en/of een relatief hoog eiwitgehalte in het rantsoen hebben en/of zeer extensief zijn.

Of de berekende NH₃-emissie in de ontheffingsgroep groter of lager is dan in de referentiegroep, hangt sterk af van de emissiefactor die wordt aangenomen bij het bovengronds uitrijden van mest op grasland. In dit hoofdstuk is gerekend met een tweetal emissiefactoren bij bovengronds uitrijden. Dit betreft een gemiddelde emissiefactor zoals in de NFW bepaald door het ECN (35%, zie Hoofdstuk 3) en een emissiefactor die de literatuur aangeeft voor bovengrondse toediening (74%).

Uitgaande van een gemiddelde emissiefactor van 35% zijn ammoniakverliezen per ton melk in de ontheffingsgroep gemiddeld iets hoger dan die in de referentiegroep (8 vs. 7 kg ammoniak per ton melk). Uitgaande van een emissiefactor van 74% bij bovengronds uitrijden zijn de geschatte ammoniakverliezen per ton melk in de ontheffingsgroep fors hoger dan in de referentiegroep (11 vs. 7 kg ammoniak per ton melk).

5. Nitraat in het bovenste grondwater

5.1 Inleiding

Overschrijdingen van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater komen voornamelijk voor bij melkveebedrijven op zandgrond. In zowel de ontheffingsgroep als de referentiegroep zijn er bedrijven die gelegen zijn op zandgrond. In de ontheffingsgroep zijn dit 17 bedrijven en in de referentiegroep zijn dit 12 bedrijven. In het voorjaar van 2007 is onderzoek gedaan naar de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater op deze 29 geselecteerde landbouwbedrijven in de zandgebieden van de Noordelijke Friese Wouden (NFW). De hoofdvraag was om na te gaan hoe de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op de bedrijven die het alternatief spoor volgen (ontheffingsbedrijven) zich verhouden tot de referentiebedrijven.

5.2 Materiaal en Methoden

Bij de steekproefopzet is het studiegebied opgedeeld in ruimtelijke homogene eenheden. Een homogene eenheid is een unieke combinatie van bodemtype, grondwaterklasse en landgebruik. Dit wordt ook wel clustering of clusterindeling genoemd. Voor de clusterindeling is gebruik gemaakt van de volgende digitale landsdekkende bestanden:

- 1:50 000 bodemkaart voor de indeling in bodemklasse (binnen zandgronden);
- Gt-kaart voor de grondwaterklasse;
- Digitale perceelsregistratie voor het landgebruik (gras en snijmaïs).

Voor de 29 bedrijven (17 ontheffingsbedrijven en 12 referentiebedrijven) op de zandgronden in de Noordelijke Friese Wouden is een ruimtelijke clustering doorgevoerd, waarbij percelen de kleinste ruimtelijk eenheid is. Op basis van verschillende combinaties van landgebruik, bodemtype en grondwaterklasse is per bedrijf een clusterindeling doorgevoerd (Hack-ten Broeke et al., 2003; Roelsma et al., 2003). Homogene eenheden welke kleiner dan 1 hectare in oppervlak zijn, zijn vanwege hun geringe omvang niet betrokken bij de steekproef. Dit omdat het effect op de bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie van deze clusters klein is en de steekproefomvang beperkt te houden. Per homogene eenheid zijn op basis van oppervlakte een aantal meetpunten toegekend. Per homogene eenheid is altijd een minimum van twee meetpunten toegekend. In totaal zijn 300 meetpunten, verdeeld over 29 bedrijven, toegekend. In Tabel 5.1 is het aantal clusters en meetpunten per bedrijf weergegeven. Bij de steekproef is het noodzakelijk om de locaties van de monsterpunten binnen de clusters te loten via een aselechte steekproef zonder

teruglegging. Hierbij is een strook van 5 meter op de rand van het perceel buiten beschouwing gelaten in verband met de precisie van GPS voor het bepalen van de locatie van een meetpunt en omdat het beheer van de randen van een perceel vaak afwijkt van de rest van het perceel. In totaal zijn 50 clusters onderscheiden (Tabel 5.1).

Tabel 5.1: Verdeling clusters en meetpunten per bedrijf. O/R = Ontheffingsbedrijf/Referentiebedrijf, C= Aantal clusters per bedrijf, M = Aantal meetpunten

Relatienummer van bedrijf	O/R	C	M	Relatienummer van bedrijf	O/R	C	M
20002899	Referentie	1	7	200052267	Ontheffing	2	18
20003335	Ontheffing	2	6	200090953	Referentie	2	11
20004305	Ontheffing	2	9	200184228	Referentie	2	19
20004841	Ontheffing	2	12	200189737	Referentie	2	12
20005558	Ontheffing	2	9	200209362	Referentie	2	9
20097008	Referentie	2	17	200266244	Referentie	2	10
20104551	Referentie	2	12	200406933	Ontheffing	3	11
20105326	Ontheffing	1	6	200417075	Ontheffing	2	11
20134281	Referentie	3	13	201103705	Ontheffing	1	6
20147024	Ontheffing	1	5	201145287	Ontheffing	1	12
20147115	Ontheffing	1	7	201273198	Ontheffing	1	5
20149054	Ontheffing	1	12	201301961	Ontheffing	1	9
20153889	Referentie	2	8	201311943	Ontheffing	2	9
20175225	Referentie	1	9	201417196	Ontheffing	2	14
20175932	Referentie	2	12				

Daarnaast zijn op twee locaties (één op een perceel van een ontheffingsbedrijf en één op een perceel van een referentiebedrijf) dagelijkse waarnemingen van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater gedurende de periode van monsternamen uitgevoerd. Deze waarnemingen zijn uitgevoerd om te beoordelen of in de periode van monsternamen een trend in nitraatconcentraties in de tijd waar te nemen is.

Voor ieder meetpunt is begin april 2007 door het Agrarisch Laboratorium Noord-Nederland B.V. (ALNN) een grondwatermonster van het bovenste grondwater genomen en geanalyseerd op de hoeveelheid nitraat in het grondwater. De bemonstering werd uitgevoerd via een zogenaamde open boorgat methode. Hierbij wordt in het veld geboord tot het grondwaterniveau, waarna nog 80 cm dieper wordt geboord. In dit boorgat wordt een monsterlans geplaatst. Nadat het boorgat enkele malen is leeggepompt wordt een grondwatermonster door een filtreereenheid (0.45 µm) in een potje geleid en vervolgens in het laboratorium op de hoeveelheid nitraat

geanalyseerd. Twee clusters zijn niet bemonsterd omdat deze clusters op percelen lagen van een bedrijf welke niet meer deelnam aan het project.

5.3 Resultaten

Van de 300 waarnemingen viel ca. 70 % onder waarnemingsgrens van 1.5 mg/l NO₃-N (of 6.6 mg/l NO₃). Voor het analyseren van de gegevens zijn deze waarnemingen op de helft van de waarnemingsgrens gesteld (0.75 mg/l NO₃-N of 3.3 mg/l NO₃). Uit de metingen blijkt dat het gemiddelde van de waarnemingen voor zowel de ontheffingsbedrijven als voor de referentiebedrijven zich onder de EU-norm van 50 mg/l NO₃ bevindt. Op de groep van ontheffingsbedrijven wordt wel een hogere nitraatconcentratie gevonden dan op de groep van referentiebedrijven: respectievelijk 20 mg/l NO₃ en 13 mg/l NO₃.

Het blijkt dat de nitraatconcentraties van een aantal clusters wel boven de EU-norm van 50 mg/l NO₃ uitkomt. Met name één clusternummer komt boven de EU-norm uit. Deze cluster betreft de homogene eenheid maïsgrond op een midden-droge zandgrond. Als deze cluster buiten beschouwing wordt gelaten daalt de gemiddelde waargenomen nitraatconcentratie voor de groep ontheffingsbedrijven naar 14 mg/l NO₃.

Voor de groep ontheffingsbedrijven overschrijdt een kleine 9 % van het oppervlak de EU-norm van 50 mg/l NO₃ (tabel 5.2). Voor de groep referentiebedrijven is dit ruim 9%. Ook de 90-percentielwaarde (nitraatconcentratie waaronder 90 % van het areaal van het bemonsterd gebied onder ligt) is van de groep ontheffingsbedrijven hoger (43 mg/l NO₃) dan voor de groep referentiebedrijven (36 mg/l NO₃; Tabel 5.2).

Tabel 5.2: Geschat percentage van het oppervlak waarbinnen de nitraatnorm in grondwater (50 mg/l) wordt overschreden, geschat met gemeten concentraties en 90-percentiel waarden. Tussen haakjes de standaardfout (%)

	Fractie areaal boven de EU-norm	90-percentiel waarde (mg NO ₃ /l)
Ontheffingsbedrijven	0.09	33.4
Referentiebedrijven	0.10	42.0

Op basis van metingen is het verschil in areaalfracties boven de EU-norm slechts 0.8%. Dit verschil is niet significant. Uit een analyse van de metingen leken de gemiddelde concentraties onder maïsland wel hoger te liggen dan onder grasland.

Er waren twee waarnemingsputten waar gedurende de waarnemingsperiode (30-Mrt-2007 t/m 18-Apr-2007) dagelijkse waarnemingen op een vaste locatie (waarnemingsput) zijn uitgevoerd. Op beide locaties was er geen sprake van een structurele trend in concentraties over de meetperiode. De waarnemingen gedaan op

een perceel van een referentiebedrijf lagen op 2 waarnemingen na gedurende de gehele periode onder de waarnemingsgrens. De waarnemingen gedaan op een perceel van een ontheffingsbedrijf lagen wel boven de waarnemingsgrens (maar onder de norm) en vertoonden in de eerste periode (30 maart tot 7 april) een dalende trend en in de tweede periode (7 april tot 18 april) een licht stijgende trend.

5.4 Discussie

De gevonden nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op zandbedrijven zijn relatief laag in vergelijking met landelijke gemiddelden voor zandgrond. De gemiddelde gemeten nitraatconcentratie in de zandgebieden bedroeg tussen 2003 en 2006 ongeveer 80 mg/l (PBL, 2008). Dit wordt met name veroorzaakt door relatief hoge concentraties in Zuid-Nederland en in het algemeen onder bouwland (snijmaïs) op zandgrond. De in dit onderzoek gevonden combinatie van het relatief hoge areaal gras, de relatief hoge grondwaterstanden (overwegend Gt V en VI) en de aanwezigheid van keileem in de ondergrond is waarschijnlijk mede een verklaring voor de gevonden waarden. Modelberekeningen voor het hele gebied Noordelijke Friese Wouden hebben eerder al laten zien dat er alleen lokaal overschrijdingen van de nitraatnorm te verwachten zijn (Sonneveld et al., 2008a). Gemiddeld ligt de jaarlijkse nitraatconcentratie beduidend onder de 50mg/l.

5.5 Conclusies

Op basis van de waarnemingen kan worden geconcludeerd dat de gemiddelde nitraatconcentraties gemeten op de ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven onder de EU-norm van 50 mg/l NO₃ liggen. Er is tussen de ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven geen significant verschil in areaalfractie die de EU-norm overschrijdt. Enkele waargenomen overschrijdingen van de 50 mg/l norm lijken voornamelijk verband te houden met percelen met maïs op zandgrond.

6. Bodemleven en bodemstructuur

6.1 Bodemleven

Inleiding

Bodemfauna speelt een belangrijke rol in de natuurlijke bodemvruchtbaarheid, d.w.z. de afbraak van dood organisch materiaal en de recycling van de voedingsstoffen die hierin zijn opgeslagen. Vanuit de doelstelling van duurzaam bodemgebruik is er een groeiende belangstelling voor bodembioologische processen en de efficiënte benutting hiervan. Het is daarom zinvol om het effect van maatregelen als mestaanwending op het bodemleven te onderzoeken.

In het kader van het Alternatieve Spoor project is op een beperkt aantal van de deelnemende bedrijven bodembioologisch onderzoek gedaan. In 2005 is, vooruitlopend op de definitieve opzet van het project, een eerste verkenning uitgevoerd naar het bodemleven op 15 bedrijven in de regio. Hierbij is onderscheid gemaakt naar drie (hoofd)bodemtypen: klei, zand en veen. De monsterlocaties werden respectievelijk in een verhouding 5 : 6 : 4 over deze bodemcategorieën verdeeld. Begin 2006 hebben 29 bedrijven in het project een ontheffing ontvangen voor het bovengronds aanwenden van mest. Door veranderingen in de groep bedrijven die deelnamen aan het onderzoek kon in 2007 geen volledige herhaling van 2005 plaatsvinden. Binnen de oorspronkelijke groep van 15 locaties viel 1 bedrijf op zand uit, 2 op klei en 2 op veen. Dit waren allen bedrijven uit de referentiegroep. Aansluitend werden vier nieuwe bedrijven uitgezocht om het bodembioologisch onderzoek op voort te zetten, namelijk 1 op zand, 1 op klei en 2 op veen. Hiermee werd tevens een gelijke verdeling verkregen over ontheffings- en referentiebedrijven. In het voorjaar van 2007 is opnieuw een analyse gemaakt van de bodembioologische toestand op 14 bedrijven. De helft hiervan volgt dus het alternatieve spoor. De tussentijdse veranderingen hebben de oorspronkelijke proefopzet vertroebeld. Tevens was hierdoor de ('pairwise') statistische vergelijking van bedrijven voor en na het ingaan van de ontheffing (c.q. 2005 versus 2007) niet meer mogelijk.

Het bodembioologisch onderzoek had als voornaamste doel, de veranderingen in de bodem als gevolg van type mestaanwending op bedrijfsniveau te onderzoeken, en op basis hiervan een extrapolatie naar de regio te maken. De te toetsen nulhypothese is: De vorm van mesttoediening heeft geen effect op het bodemecosysteem in de vorm van aantallen en diversiteit van groepen bodemorganismen.

Methoden bodemlevenonderzoek in de NFW-locaties

Het bodemleven op de 15 c.q. 14 bedrijven is geanalyseerd volgens de methodiek van de Bodembioologische Indicator (BoBI). Onder deze naam wordt sinds 1999 systematisch onderzoek gedaan naar de dichtheid en samenstelling van belangrijke

groepen bodemorganismen in de Nederlandse bodem. Om praktische redenen kunnen niet alle bodemorganismen worden onderzocht. In het indicatorsysteem bestaat uit de volgende groepen zijn opgenomen: bacteriën, schimmels, nematoden, potwormen, regenwormen, mijten en springstaarten. Het landelijk meetnet omvat circa 250 locaties, en het duurt 5 jaar voordat een hele meetnetcyclus is afgerond. Het merendeel van de locaties bevindt zich op agrarische bedrijven, omdat dit de grootste categorie grondgebruik is. Het meetnet is onderverdeeld in 10 categorieën. Hierin zitten de voornaamste combinaties van grondsoort en landgebruik. In de meeste categorieën zijn ook locaties met biologische bedrijfsvoering opgenomen.

De Bodembioologische indicator is gebaseerd op een doorsnede van het bodemvoedselweb. De indicatorgroepen zijn zo gekozen dat er een verband kan worden gelegd tussen de diversiteit aan bodemorganismen en de functies die zij in de bodem uitoefenen. Een uitgebreide beschrijving van het meetnet en de gehanteerde analysemethoden is te vinden in een RIVM-rapport (Schouten et al., 2002) over dit onderzoek

De bodembioologische inventarisatie in de NFW is uitgevoerd met de methodiek die ook in het landelijk meetnet wordt gevolgd. Dat wil zeggen dat een aantal locaties (bedrijven) als steekproef uit een bepaalde categorie wordt beschouwd. De spreiding in deze steekproef bepaalt tevens het onderscheidend vermogen met andere groepen. Het voordeel van deze benadering is dat er minder intensief op één locatie kan worden gemeten, en dat een beeld ontstaat van de geografische variatie. Een nadeel is dat de spreiding binnen een bedrijf niet, of beperkt zichtbaar wordt. Dit zou des gewenst mogelijk zijn maar brengt een navenante uitbreiding van de metingen, en dus de kosten met zich mee.

De volgende analyses zijn uitgevoerd aan de bodemmonsters van de onderzochte bedrijven:

- 1) Chemische en fysische eigenschappen: pH, organische stof, lutumfractie, zware metalen (Cu, Cd, Zn, Pb, Cr, Hg, Ni), nutriënten (P-tot, Pw, Pal, N-tot), bulkdichtheid, indringweerstand.
- 2) Microbiologische eigenschappen: biomassa en activiteit bodembacteriën, functionele diversiteit bacteriën (Biolog), biomassa schimmels, % actieve schimmeldraden, potentiële koolstofmineralisatie, potentiële stikstofmineralisatie, mineraliseerbare stikstof (anaeroob).
- 3) Nematoden: aantal, diversiteit, biomassa, functionele groepen.
- 4) Potwormen: aantal, diversiteit, biomassa, functionele groepen.
- 5) Regenwormen: aantal, diversiteit, biomassa, functionele groepen.
- 6) Microarthropoden (mijten en springstaarten): aantal, diversiteit, biomassa, functionele groepen.

Per bedrijf wordt een mengmonster van 320 stekken verzameld over alle graslandpercelen. Het mengmonster wordt genomen met een zogenaamde graszode boor. Dit is een steekbuis van 10 cm lang en 2 cm in diameter, die gemonteerd is onder een metalen verzamelbeker. Met deze boor, kan lopend door het veld, snel een

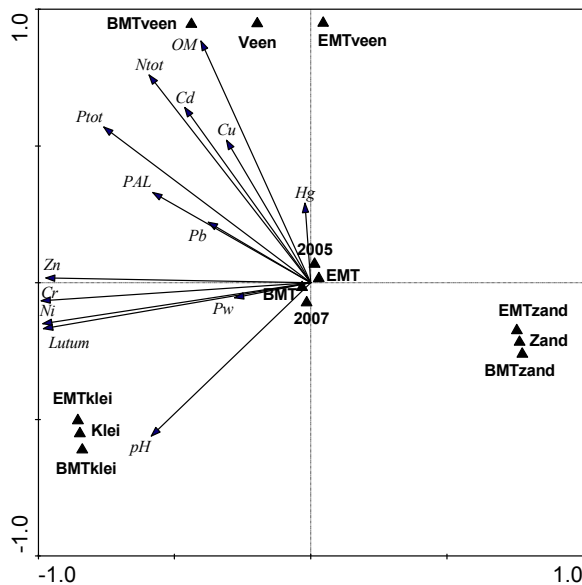
groot aantal bodemmonsters worden gestoken. Aan het mengmonster worden de chemische, microbiologische en nematologische metingen gedaan. Andere organismen (potwormen, regenwormen, mijten en springstaarten) moeten worden verzameld in grotere bodemkernen, en worden apart geanalyseerd. Voor de potwormen en mijten/springstaarten wordt een deelbare grondboor gebruikt van 40 cm lang en een doorsnede van 6 cm. In deze boor wordt een stapel PVC-ringen geplaatst van ieder 2,5 cm hoog. De ringen houden het bodemmonster in takt tijdens het transport naar het laboratorium. Monsters voor potwormenanalyse worden 15 cm diep gestoken, die voor mijten/springstaarten 7,5 cm diep. Regenwormen worden verzameld door een blok grond van 20x20x20 cm uit te steken. De grond en de graszode worden in het laboratorium volledig ontrafeld om de aanwezige regenwormen te vangen. De grotere bodemmonsters worden in sets verzameld op 6 plots, verspreid over het bedrijf. Het verzamelen van de benodigde monsters kost ongeveer een dag per locatie. Alle bewerkingen worden verder in het laboratorium uitgevoerd. Microbiologische metingen worden gedaan nadat de grond enkele weken tot rust is gekomen. Andere bodemdieren worden zo snel mogelijk uit de grond gehaald, geteld en op naam gebracht. Verder detail of de gebruikte methoden zijn beschreven in Schouten et al. (2002).

Resultaten voedselwebanalyse

Het onderzoek in 2005 en 2007 heeft gegevens opgeleverd over de bovengenoemde abiotische en biologische eigenschappen op de onderzochte bedrijven. In deze dataset spelen de volgende sturende factoren een rol: bodemtype, jaar en mestaanwending. Wanneer deze factoren tegelijk in een statistische analyse (bijvoorbeeld univariate ANOVA) voor individuele responsvariabelen worden betrokken, is het aantal herhalingen per categorie slechts klein (twee of drie). Hierdoor is het onderscheidend vermogen beperkt, zeker als de ruimtelijke variatie groot is. Er is daarom (nog) niet gezocht naar effecten op individuele soorten. De resultaten zijn in eerste instantie allemaal samen genomen om op het niveau van de bodemlevensgemeenschap te worden geanalyseerd. Dit is gedaan aan de hand van een indeling in functionele groepen, die binnen de verschillende taxa van bodemorganismen te onderscheiden zijn. De analyse is stapsgewijs uitgevoerd met behulp van multivariate statistische methoden (o.a. PCA, RDA, Multivariate ANOVA). Hiermee worden patronen in de dataset zichtbaar (PCA) en kunnen effecten van factoren of behandelingen op significantie worden getoetst (RDA, Multivariate ANOVA). Hiermee worden patronen in de dataset zichtbaar (PCA) en kunnen effecten van factoren of behandelingen op significantie worden getoetst (RDA, Multivariate ANOVA). Deze benadering geeft een beeld op hoofdlijnen waarin alle effecten worden meegewogen. Het heeft ook het risico in zich dat details over het hoofd worden gezien. De multivariate analyses zijn dus gedaan met locatiegegevens over het aantal organismen binnen functionele groepen van regenwormen, potwormen, nematoden, microarthropoden, en microbiologische somparameters. Functionele groepen zijn o.a. bacterivore, fungivore, plantetende nematoden, epigeïsche, endogeïsche

regenwormen, diverse 'life strategy'- groepen van microarthropoden, Biolog parameters, en microbiologische processen.

In een eerste stap werd een Principale Componenten Analyse (PCA) van de abiotische factoren (= fysische en chemische bodemeigenschappen zoals gespecificeerd in de vorige paragraaf) gemaakt. De resultaten zijn samengevat in Figuur 6.1.



Figuur 6.1: Ordinatie diagram van de eerste en tweede as uit een PCA met abiotische eigenschappen van NFW-locaties uit 2005 en 2007. Pijlen geven de richting aan waarin de grootste verandering van individuele variabelen plaats vindt. Driehoekjes zijn zwaartepunten van de factoren grondsoort (zand, klei, veen), jaar (2005, 2007) en mesttoediening (EMT= emissiearme mesttoediening; BMT= bovengrondse mesttoediening)

In Figuur 6.1 is te zien dat de chemische eigenschappen van de bodemtypen zand en klei (driehoekjes) worden gescheiden langs de eerste ordinatie-as. Het onderscheid met het zwaartepunt van de grondsoort veen wordt gemaakt langs de tweede as. Zoals verwacht mag worden, geven de pijlen in de figuur aan dat de pH het hoogst is in de kleibodems en het organische stof (OM) het hoogst is in de veenbodems. De verschillen tussen de grondsoorten zijn geen verrassing maar een bevestiging van de verschillen in bodemeigenschappen. In dit verband is het met name interessant dat er binnen de grondsoorten nauwelijks invloed is van de typen mestaanwending (EMT/BMT) of de factor jaar op de chemische bodemeigenschappen.

Effecten van de factoren bodemtype, jaar en mestaanwending op de functionele groepsamenstelling van bodemorganismen (bodemvoedselweb) zijn in een aantal stappen met verschillende multivariate methoden onderzocht. De beschrijving van de

toetsresultaten wordt hier toegespitst op de vergelijking van de behandeling mesttoediening in 2007, d.w.z. 2 jaar na de start van het project. In 2005 werden alle graslanden emissiearm bemest. Een paarsgewijze vergelijking van bedrijven in 2005 en 2007 is helaas niet mogelijk, omdat vier van de bedrijven uit 2007 nieuw moesten worden toegevoegd. Deze zijn in 2005 dus niet op bodembioologische samenstelling onderzocht.

Met behulp van het programma Canoco is een multivariate ANOVA uitgevoerd in de vorm van een viertal Redundancy Analyses (RDA's). Het hoofdeffect van bemesting en bodemtype en hun interactie, is onderzocht met gebruik covariabelen om gecombineerde effecten uit te filteren. De resultaten van de analyse staan in Tabel 6.1

Tabel 6.1. RDA-ANOVA analyse: effect van bemestingsmethode (emissiearm versus bovengronds) en bodemtype (zand, klei, veen) op de functionele groepsamenstelling van bodemorganismen in graslandpercelen in de NFW-locaties in 2007.

Factor	df	Totaal SS	F-ratio	P-waarde	Covariabele
Bemestingsmethode	2	0.048	0.890	0.5640	bodemtype
Bodemtype	1	0.417	3.893	0.0010	mestaanwending
Mest x bodem	2	0.072	0.615	0.8890	mest en bodem
Residue	8	0.463			geen
Totaal	13	1.000			

Uit de analyse blijkt dat de wijze van mesttoediening in 2007, twee jaar na de start van het experiment, géén statistisch significant effect heeft gehad op de functionele groepsamenstelling in het bodemvoedselweb. Deze werd wel statistisch significant ($F_{2,8}=3.893$, $p < 0.001$) beïnvloed door het bodemtype.

Resultaten microbiologie, en mineralisatie

Bodembacteriën en schimmels kunnen in theorie het snelst reageren op veranderingen in de bodem. Daarom zijn de resultaten van deze metingen meer in detail bekeken, los van de bovenbeschreven analyse in voedselwebverband. Tevens is een vergelijking gemaakt met de waarden van deze parameters in de (voorlopige) referentiebeelden. Aangezien mestaanwending de belangrijkste vraag in het onderzoek is, zijn de microbiologische gegevens van 2007 met behulp van variantie-analyse getoetst op verschillen tussen de referentie- en ontheffingsbedrijven.

Effect van grondsoort

De meeste microbiologische parameters laten duidelijke verschillen zien tussen de graslanden op de verschillende grondsoorten (Tabel 6.2).

Tabel 6.2: Microbiologische eigenschappen van 15 (2005) c.q. 14(2007) onderzochte bedrijven ingedeeld naar grondsoort

categorie	Schimmel biomassa ($\mu\text{g C/g DW}$)	Bacterie. biomassa	Activiteit thymidine (pmol/g.h)	Activiteit leucine	Respiratie (mg C/kg.wk)	N-mineralisatie aëroob (mg N/kg.wk)	Mineraliseerbare N anaëroob (mg/kg)
Klei 2005	36.1	121.0	132.6	876.0	122.0	14.6	150.6
Klei 2007	40.8	50.8	70.9	1061.9	118.8	8.5	233.0
Zand 2005	22.8	63.6	61.1	524.5	92.7	9.6	186.3
Zand 2007	26.5	51.9	58.7	775.9	98.0	10.6	136.3
Veen 2005	40.2	163.4	88.4	673.9	152.5	28.5	200.2
Veen 2007	40.7	56.3	122.0	1539.0	164.9	19.2	240.0

De microbiële biomassa en activiteit zijn op klei en op veen ruwweg de helft hoger dan op zand, waarbij op veen de hoogste waarden voorkomen. Voor de leesbaarheid noemen we hier de afgeronde getallen. In vergelijking tot de zandgronden is de hoeveelheid schimmels 60% hoger op klei en veen. De bacteriebiomassa is 60% hoger op klei en 90% hoger op veen. Er zijn echter grote verschillen tussen de jaren 2005 en 2007. De verschillen in bacteriebiomassa zien we ook terug in de bodemademhaling (respiratie, =potentiële C-mineralisatie). Die is 30% hoger op klei en 70% hoger op veen. De groeisnelheid van de bacteriën, die het best wordt weerspiegeld door de thymidine-inbouw in DNA (snelheid van DNA-synthese en celdeling), is op klei en veen 80% hoger. De hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare organische stikstof (mineraliseerbare N) is gemiddeld 20% hoger op klei, en 40% hoger op veen. De hoeveelheid stikstof die bij incubatie van grondmonsters wordt gemineraliseerd (potentiële N-mineralisatie, aëroob) is op klei gemiddeld ook 20% hoger, en op veen maar liefst twee maal hoger dan op zand. Op veen is echter de spreiding in de resultaten van de mineralisatiemetingen tussen de jaren groot. Aansluitend worden hogere waarden voor klei en veen ook gevonden bij de potwormen en schimmeletende mijten, maar niet bij de regenwormen en de nematoden (resultaten niet getoond).

De hogere microbiële biomassa in kleigrond kan worden verklaard door de vele kleine poriën, die micro-organismen beschermen tegen (grotere) predatoren zoals protozoën en nematoden. Bescherming in poriën en aggregaten zorgt er ook voor dat organische stof minder snel wordt afgebroken in kleigrond. De oorspronkelijke veengrond bestaat grotendeels uit organische stof, die alleen onder zuurstofloze omstandigheden langzaam wordt afgebroken. In gedraineerde en bekalkte graslanden op veen zit voldoende zuurstof in de grond om een snelle afbraak (mineralisatie) en een hoge microbiële biomassa mogelijk te maken. Dit is terug te vinden in de meetresultaten.

Effect van jaar

De monsters voor de microbiologische analyses zijn voorafgaand aan de metingen gedurende 4 weken geïncubeerd bij gemiddelde bodemomstandigheden: een vochtgehalte rond de 50% van het waterhoudend vermogen (niet te nat, niet te droog), en een temperatuur van 12 °C. Dit is gedaan om het effect van toevallige omstandigheden tijdens de monsternamen (koude of warme, en/of droge en natte perioden) zoveel mogelijk te beperken. De meeste microbiologische parameters laten geen significant verschil zien tussen de twee jaren. Er is echter wel een belangrijk verschil in bacteriebiomassa, die was in 2007 de helft lager dan in 2005. Het verschil in bacteriebiomassa tussen de jaren komt vooral door ongeveer 60% lagere aantallen op klei en veen. Op zand was het verschil maar 20%. De redenen zijn niet duidelijk. Het is mogelijk dat het droge voorjaar van 2007 heeft gezorgd voor minder gewasgroei en daardoor minder voedsel voor bodemorganismen. Verwacht kon worden dat niet de klei- en de veen-, maar juist de zandgronden het meest droogtegevoelig zouden zijn. Vergelijkbare verschillen worden gezien bij de aantallen oppervlakte bewonende regenwormen en de potwormen, maar niet bij de bacterie-etende nematoden.

Effect van mestaanwending

Om de effecten van bovengrondse mesttoediening te testen is een (*two way*) ANOVA uitgevoerd op de afzonderlijke biologische metingen van functionele groepen in 2007 met de factoren bodemtype en mestaanwending. Het bleek dat het aantal bacteriën en schimmels (significant) twee keer zo laag was bij de ontheffingsbedrijven, vooral op klei en veen (zie Tabel 6.3). De bacterivore nematoden waren gemiddeld 25% lager, maar niet significant ($p=0.29$). Er werden ook geen effecten gevonden op fungivore nematoden, potwormen en regenwormen.

Tabel 6.3. Gemiddelde waarde van microbiologische eigenschappen gerangschikt naar bedrijven met bovengrondse mesttoediening en emissiearme mesttoediening op drie grondsoorten in 2007. Kolom significantie geeft het resultaat van de factor mestaanwending uit de two-way ANOVA. NS = $p > 0.05$

Parameter	eenheid	Bovengronds	Emissiearm	significantie
Schimmel-biomassa	µg C/g d.gew.	26.8	42.5	0.023
Active schimmel	% hyphe lengte	6.4	4.4	NS
Bacterie biomassa	µg C/g d.gew.	39.0	66.7	0.018
Thymidine inbouw	pmol/g.h	70.0	90.5	NS
Leucine inbouw	pmol/g.h	915.2	1236.0	NS
Respiratie	mg C/kg.wk	128.2	117.9	NS
N-mineralisatie	mg N/kg.wk	11.7	13.2	NS
Mineraliseerbare N	mg/kg (anaëroob)	188.9	198.2	NS
Schim./Bact.-ratio	µg C /µg C	2.1	0.7	NS
Specifieke respiratie	CO ₂ /biom. bact	2.3	1.2	0.0043

Dit resultaat is onverwacht en wijst er op dat er mogelijk effecten kunnen zijn van het bovengronds uitrijden op microbiologische processen in de bodem (kleinere biomassa, hogere specifieke activiteit). Het verkregen beeld is echter niet consistent en moet nader worden onderzocht.

De ANOVA is vervolgens op dezelfde manier uitgevoerd op de resultaten van (alleen) 2005, toen het alternatieve spoor onderzoek nog niet was gestart. Zo is een effect getest, dat er nog niet kon zijn. Hiermee wordt als het ware aangegeven of er een verschil in uitgangssituatie was tussen de groepen. De uitkomst is een 'positief effect van aanstaande bovengrondse mestaanwending' op de bacteriebiomassa (2x zo hoog, $p=0.02$). Verder werden geen verschillen gevonden. De uitgangssituatie in 2005 was dus tegengesteld aan die van 2007 en verklaart dus niet het negatieve effect van bovengronds uitrijden op het aantal bacteriën en schimmels in 2007 in die zin niet. Als er inderdaad een effect is van bovengrondse mestaanwending op de bacteriebiomassa, dan is dat nog sterker dan uit de vergelijking van de twee proefgroepen in 2007 blijkt.

Vergelijking met de landelijke referenties (RBB)

Recent zijn referentie beelden gemaakt voor de bodembioologische samenstelling in 10 veel voorkomende typen grondsoort/bodemgebruik (Rutgers et al., 2007). Deze kunnen worden gebruikt om de biologische bodemkwaliteit van bodems te beoordelen. In principe wordt een afwijking van de referentie als ongewenst beschouwd. Teveel of te weinig is beide niet goed. Aan de afwijking van de referenties in momenteel nog geen waardeoordeel verbonden, zodat geen uitspraak wordt gedaan over 'hoe erg het is'.

De bacteriebiomassa in de Noordelijke Friese Wouden is op zand en veen ongeveer de helft van de referentiewaarden voor grasland op die grondsoorten (Tabel 6.4). Dit kan voor een deel zijn veroorzaakt door de lage waarden in 2007. Die van 2005 lagen dicht bij de referentie, vooral bij de veengrond. Voor klei is het verschil met de referentie groter. Daar bedroeg de biomassa slechts 15% van de referentie. De bijzonder lage biomassa van bacteriën op klei ging ook gepaard met een lage groeisnelheid van de bacteriën (25% van de referentie). Op zand en veen was de groeisnelheid van de bacteriën niet veel lager dan de referentie (resp. 80 en 90%), ondanks de 50% lagere bacteriebiomassa. Voor de schimmelbiomassa zijn er nog geen referenties voor klei en zand, maar wel voor veen. Op de veengronden was de schimmelbiomassa vrijwel gelijk aan de referentie.

Tabel 6.4: Vergelijking van microbiologische eigenschappen in NFW-locaties (gemiddelde 2005/2007) met de (voorlopige) landelijke referentiebeelden (Ref.), gedifferentieerd naar grondsoort

Parameter	eenheid	NFW	NFW	NFW	Ref.	Ref.	Ref.
		Klei	Zand	Veen	Klei	Zand	Veen
Schimmel-biomassa	µg C/g d.gew.	38	25	40			38
Active schimmel	% hyphale lengte	3	5	3			
Bacterie biomassa	µg C/g d.gew.	90	58	110	634	132	215
Thymidine inbouw	pmol/g.h	105	60	105	436	77	115
Leucine inbouw	pmol/g.h	959	650	1106			
Respiratie	mg C/kg.wk	121	95	159	142	61	303
N-mineralisatie	mg N/kg.wk	12	10	24	8	12	28
Mineraliseerbare N	mg/kg (anaëroob)	187	161	220			
Schim./Bact.-ratio	µg C /µg C	2	0.5	0.6			
Specifieke respiratie	CO ₂ /biom. bact	1	1	1.5			

De bodemademhaling (potentiële C-mineralisatie) van de kleigrond lag dicht bij de referentie (85%), terwijl die op zand hoger was (160%) en op veen lager (50%). Een lage mineralisatie op veen is gunstig, dan verdwijnt het veen minder snel. De potentiële N-mineralisatie gaf een wat ander beeld, vooral voor zand en klei. De N mineralisatie was op klei 150%, en op zand en veen 85% van de referentiewaarde.

In grote lijnen is de bacteriebiomassa in de Noordelijke Friese Wouden dus lager dan de referentie, vooral op kleigrond. Dat is niet gunstig voor de bodemstructuur, omdat bacteriën slijm produceren dat bodemdeeltjes aan elkaar kit tot aggregaten. Ook de potentiële C-mineralisatie is op klei lager, maar op zand hoger. De potentiële N-mineralisatie is op zand en veen bijna gelijk aan de referentie. Op klei is de N-mineralisatie zelfs anderhalf maal hoger dan de referentie, terwijl de referentie al aanzienlijk hoger ligt dan het landelijk gemiddelde. De N mineralisatie op klei was daarmee bijna 3 maal zo hoog als het landelijk gemiddelde voor gras op klei. Dit is niet te verklaren uit een hoger organische stofgehalte op de NFW-bedrijven. De potentiële N mineralisatie wordt gezien als een relatief goede maat voor bodemvruchtbaarheid. Een hogere waarde wijst erop dat de grond minder bemesting nodig heeft.

Discussie

Het bodembologisch onderzoek in de NFW startte in 2005 voordat er bovengronds werd uitgereden. Dit kwam doordat in het voorjaar moest worden aangehaakt bij het meetprogramma van het project Bodembologische Indicator, en het de bedoeling was om een 'nulmeting' te doen voordat veranderingen in bedrijfsvoering zouden plaatsvinden. Het 'alternatieve spoor' project had op dat moment (in 2005) nog niet zijn definitieve beslag gekregen. In feite werd in 2007 de bovengrondse mestaanwending pas 1 jaar toegepast, wat de kans gering maakt om geleidelijke veranderingen in de bodem waar te nemen. Het uitvallen van bedrijven in de

oorspronkelijke selectie en de vervanging door nieuwe heeft niet bijgedragen aan een helder resultaat. Tevens moesten de bedrijven op een bepaald bodemtype verdeeld worden over twee proefgroepen. Deze factoren hebben er bij elkaar toe geleid, dat achteraf gezien, een ongelukkige en onvolledige onderzoeksopzet is ontstaan. Wanneer er meer budget zou zijn geweest was er bovendien een breder en meer compleet veldonderzoek mogelijk geweest. Met de beperkte middelen die uiteindelijk ter beschikking waren was het beter geweest het onderzoek niet in de breedte te spreiden, in een poging regiodekkend bezig te zijn, maar de beschikbare onderzoekscapaciteit te concentreren op bijvoorbeeld alleen de zandgronden. Ervaringen met andere veldproeven hebben geleerd dat het een aantal jaren kan duren voordat het bodemecosysteem zich heeft aangepast aan een veranderd management. Uiteraard is de mate van verandering hierbij van belang. Het omzetten van bijvoorbeeld grasland naar bouwland en vice versa brengt grote veranderingen met zich mee die een aantal jaar nodig hebben om te stabiliseren. Veranderingen in bemestingsniveau of mestkwaliteit veroorzaken veel minder rigoureuze verstoringen en ontwikkelen langzaam naar een nieuw biologisch evenwicht. Bovengrondse aanwending van mest zou een positief effect kunnen hebben op het bodemleven, doordat organismen minder worden blootgesteld aan ammoniak en de structuur van de bodem niet wordt verstoord door injectie. De resultaten van het bodembologisch onderzoek op de NFW-bedrijven, en die in het voorgaande Vel & Vanla project, wijzen er echter op dat bovengronds uitrijden van organische mest geen rigoureuze effecten heeft op het bodemleven. Daardoor was het aantal herhalingen te gering en de periode te kort om veranderingen (met voldoende zekerheid) te detecteren. De resultaten van de integrale benadering van het bodemvoedselweb via multivariate analyse ondersteunen deze visie. Daarnaast zijn er ook resultaten die er op wijzen dat significante veranderingen zijn opgetreden bij microorganismen of functionele groepen binnen de bodemfauna. In tegenstelling tot de verwachting levert dit tot nu toe een negatief effect van bovengronds mestuitrijden op. Dit rechtvaardigt een nadere analyse van de soortensamenstelling van verschillende groepen bodemdieren, al zijn de gevolgen van dergelijke veranderingen voor de functies van de bodem nog niet goed te voorspellen. Veranderende soortensamenstelling geeft in veel gevallen wel indicaties over het type processen dat gaande is. Voor zover dit door de uitvallende bedrijven te vergelijken is, lijken er tussen de (potentiële) groepen in 2005 verschillen te zitten in de bacteriedichtheid van de bodem. Deze verschillen zijn bovendien tegengesteld aan de effecten van bovengrondse mest aanwending die in 2007 werden gevonden. De selectie van de bedrijven heeft echter plaatsgevonden op andere gronden dan de bodembologische karakteristieken. Elders in dit rapport (Hoofdstuk 2) is tevens geconstateerd dat de bedrijven in het alternatieve spoor extensiever zijn dan de referentiebedrijven. Mogelijk speelt een langere historie van management en intensiteit van grondgebruik een rol in de bodembologische situatie. Betrouwbare conclusies kunnen pas worden getrokken als de waarnemingen voldoende zijn onderbouwd en herhaling in de tijd een consistent beeld geeft. Dit

vraagt om voortzetting en uitbreiding van het bodembologisch onderzoek dat tot nu toe kon worden gedaan op een beperkt aantal locaties.

Conclusie

Er zijn geen significante verschillen aangetroffen tussen ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven ten aanzien van de aantallen nematoden, potwormen en regenwormen. Wel bleek het aantal bacteriën en schimmels (significant) twee keer zo laag te zijn bij de ontheffingsbedrijven, vooral op klei- en veengronden. De bacterivore nematoden waren gemiddeld 25% lager bij de ontheffingsbedrijven, maar dit verschil was niet significant ($p=0.29$). Aangezien het onderzoek heeft plaatsgevonden bij een klein aantal bedrijven, slechts 1 jaar na de start van het project, is het nog niet mogelijk om definitieve conclusies te trekken over het effect van bovengrondse mestaanwending op het bodemleven.

Ten aanzien van de functionele groepsamenstelling van het bodemvoedselweb als geheel werden geen significante effecten van mestaanwending gevonden. Er zijn wel duidelijke verschillen aangetroffen in de structuur van het bodemecosysteem tussen de jaren 2005 en 2007 ($p=0.001$) en de verschillende bodemtypen ($p=0.002$). Dit pleit er voor om het aantal herhalingen (bedrijven) per proefgroep uit te breiden of het onderzoek op één grondsoort te concentreren. Aangezien het onderzoek heeft plaatsgevonden bij een klein aantal bedrijven, slechts 1 jaar na de start van het project, is het nog niet mogelijk om definitieve conclusies te trekken over het effect van bovengrondse mestaanwending op het bodemleven van de betrokken bedrijven.

6.2 Bodemstructuur

Inleiding

Binnen het Alternatieve Spoor project is de vraag gesteld in hoeverre er ook bodemfysische verschillen waarneembaar zijn tussen de 2 groepen bedrijven. Vanuit de praktijk zijn er suggesties dat het gebruik van emissiearme aanwendingsapparatuur, in combinatie met relatief hoge giften, een negatief effect heeft op de structuur van de bodem en zou leiden tot bodemverdichting. Bodemverdichting op grasland wordt soms in verband gebracht met een grotere droogtegevoeligheid waardoor opbrengstderving en een verslechtering van de botanische samenstelling kan optreden (Wopereis et al., 1990). Verdichting kan bovendien ook leiden tot verhoogde milieukundige verliezen (Douglas en Crawford, 1998).

Door Arts et al. (1994) is eerder onderzoek verricht naar de invloed van berijding op de fysische bodemeigenschappen van zandgrond onder grasland. In de genoemde studie werden op een kalkrijke verwerkte Vlakvaaggrond (gt VII, 5% org. stof) in Noord-Holland hogere dichtheden gevonden bij hogere belastingen. Deze bodems worden gegroepeerd onder de kalkrijke mariene afzettingen.

In de Noordelijke Friese Wouden zijn de zandgronden overwegend kalkloze podzolgronden met gt V* en gt VI waarbij organische stof percentages in de

bovengrond kunnen oplopen tot 10%. Deze gronden wijken daarom enigszins af van de gronden in de genoemde studie van Arts et al. (1994). De hypothese voor de Noordelijke Friese Wouden is dat referentiebedrijven, die mest emissiearm aanwenden, een hogere bodemdichtheid en een lager poriënvolume hebben dan ontheffingsbedrijven. Onder de ontheffingsbedrijven die worden onderzocht bevinden zich meerdere bedrijven die ook in het voormalige Vel & Vanla project hebben gewerkt aan het verbeteren van de bodemkwaliteit (Verhoeven et al., 2003). Er is met name gekeken naar de bovengrond.

Materiaal en methoden

De mate van bodemverdichting kan op verschillende manieren gekarakteriseerd worden (Wopereis, 1994). Een bekende methode is het bepalen van de stoofdrome dichtheid met behulp van ringmonsters. Daarnaast kan nog gekeken worden naar het poriënvolume van de bodem (p) waarbij ook het organische stofgehalte van de bodem wordt meegenomen. Een poriënvolume kleiner dan 40% wordt in de regel gezien als duidend op verdichting.

Deze criteria, de stoofdrome dichtheid (bd) en het poriënvolume (p), zijn toegepast op meerdere percelen in de Noordelijke Friese Wouden. Dichtheidsbepalingen zijn uitgevoerd op percelen bij bedrijven op zand-, klei- en veengrond.

In het voorjaar van 2007 zijn op 18 bedrijven in de Noordelijke Friese Wouden bodemfysische bemonsteringen uitgevoerd. Er zijn ringmonsters (100 cm³) genomen op zowel ontheffingsbedrijven (9) als ook op referentiebedrijven (9). In beide groepen waren 3 bedrijven geselecteerd op zandgrond, 3 op kleigrond en 3 op veengrond.

Per bedrijf zijn 3 graslandpercelen bemonsterd. Deze percelen zijn willekeurig op het bedrijf gekozen. Op elk perceel zijn 3 plekken in een diagonaal uitgekozen waar werd bemonsterd. Op elke plek is een ringmonster genomen op 5-10 cm diepte en op 15-20 cm diepte. In totaal zijn 18 monsters per bedrijf genomen resulterend in een totaal van 324 monsters. Bij analyse van de monsters bleken de grondmonsters van 1 bedrijf achteraf niet in de klasse 'veen' maar in de klasse 'zand' te vallen.

De monsters zijn gewogen, gedroogd (105 °C) en opnieuw gewogen. Vervolgens is de dichtheid bepaald. Op elk perceel is vervolgens in een zigzag (5 slagen) in 25 steken ook een bodemmonster genomen van 0-10 cm diepte en 10-20 cm diepte voor bepaling van het organische stofgehalte en enkele andere bodemparameters. De analyses zijn uitgevoerd bij BLGG Oosterbeek.

Resultaten

In Tabel 6.5 worden de gemiddelde dichtheden weergegeven voor de verschillende groepen bedrijven en grondsoorten.

Tabel 6.5: Gemiddelde dichtheid van de bodem voor de onderzochte bedrijven (kg/m³). Standaardafwijkingen zijn aangegeven tussen haakjes. Waarden gevolgd voor verschillende letters zijn statistisch significant (p<0.05)

Grondsoort	Diepte	Ontheffingsbedrijven	Referentiebedrijven
Zand	5-10 cm	1132a (90)	1149a (74)
Klei		1025a (20)	964a (139)
Veen		688a (54)	640a (123)
Zand	15-20 cm	1316a (22)	1362a (60)
Klei		1194a (24)	1160a (89)
Veen		798a (75)	726a (183)

Uit Tabel 6.5 kan afgeleid worden dat de dichtheid in de laag 5-10 cm voor de ontheffingsbedrijven op zandgrond iets lager is dan de referentiebedrijven. Voor bedrijven op klei en veengrond wordt een omgekeerde relatie gevonden. Geen van de gevonden verschillen zijn echter significant tussen de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven. De dichtheid van de bodem op 15-20 cm diepte is altijd hoger dan de dichtheid op 5-10 cm. De dichtheid op ontheffingsbedrijven (15-20cm) op zandgrond is iets lager dan de referentiebedrijven. Voor de dichtheid op ontheffingsbedrijven op kleigrond en veengrond geldt juist het omgekeerde. De grootste mate van verdichting werd aangetroffen op een referentiebedrijf op zandgrond. Eén perceel liet daar een gemiddelde dichtheid zien van 1519 kg/m³ (15-20 cm diepte) wat duidt op een sterke verdichting.

De gemiddelde poriënvolumes van de bodem op de onderzochte percelen zijn weergegeven in Tabel 6.6.

Tabel 6.6: Gemiddelde poriënvolumes (p) van de bodem voor de onderzochte bedrijven (-). Standaardafwijkingen zijn aangegeven tussen haakjes. Waarden gevolgd voor verschillende letters zijn statistisch significant (p<0.05)

Grondsoort	Diepte	Ontheffingsbedrijven	Referentiebedrijven
Zand	5-10 cm	0.55a (0.03)	0.54a (0.03)
Klei		0.58a (0.01)	0.60a (0.06)
Veen		0.69a (0.02)	0.71a (0.04)
Zand	15-20 cm	0.48a (0.01)	0.47a (0.02)
Klei		0.52a (0.01)	0.54a (0.03)
Veen		0.65a (0.03)	0.66 (0.06)

Uit Tabel 6.6 blijkt dat de gemiddelde waarden voor het poriënvolume nergens onder de kritieke grens van 40% vallen. De p-waarden van de 15-20 cm laag waren wel consistent lager dan de laag erboven. Er zijn geen significante verschillen gevonden in poriënvolumes tussen beide groepen. Voor zowel zand als klei werd gevonden dat 2% van het aantal monsters in de 15-20cm laag een p-waarde had < 0.40.

Discussie

Wanneer compactie wordt gevonden in de bovengrond van graslanden blijkt deze soms maar tijdelijk te zijn (na berijding). Na verloop van tijd kunnen bodems weer terugkeren naar de oorspronkelijke dichtheid en zodanig hun veerkracht tonen (Bhandral et al., 2007). De relatief hoge organische stof gehalten op de zandgronden in de Noordelijke Friese Wouden zullen hier ook in bijdragen. Mogelijk dat er overigens wel sprake kan zijn van verdichting in de diepere ondergrond (dieper dan 20 cm) maar het is maar de vraag of hiermee ook hogere N-verliezen gemoeid zijn. Enkele studies (Wopereis et al., 1990) laten bovendien zien dat verdichting maar een zeer beperkt effect heeft op de jaarlijkse droge stof opbrengst. Als er verschillen worden gevonden heeft dit met name betrekking op verlaagde opbrengst bij de eerste snede (Douglas et al., 1992). Dit kan echter ook veroorzaakt worden door schade aan de graszode en niet zozeer door de verdichting zelf (De Boer en Van Eekeren, 2007). Er is geen informatie bekend over mogelijke verdichting in de ondergrond.

Conclusie

Uit onderzoek is gebleken dat er geen sprake is van verdichting van de bovengrond op grasland op de onderzochte ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven. Dit geldt voor de onderzochte grondsoorten klei, zand en veen en voor de diepten 5-10 cm en 15-20 cm. Over het algemeen is het poriënvolume van de bodems in beide groepen voldoende te noemen. Er is geen sprake van verschil in bodemdichtheid en poriënvolume tussen ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven met betrekking tot de bovengrond.

7. Discussie

Bedrijfskenmerken

Voor het vergelijken van de bedrijfskenmerken tussen de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven is deze studie voor een groot deel afhankelijk van de cijfers die door de bedrijven worden aangeleverd. Sommige cijfers zoals de melkproductie en het melkureum hebben weinig onzekerheid. Andere bedrijfskenmerken die gepresenteerd worden, zoals het berekende eiwitgehalte van het hele rantsoen, zijn met meer onzekerheid omgeven. Bij de interpretatie van dergelijke bedrijfskenmerken dient daarmee rekening te worden gehouden. De analyses van bedrijfskenmerken lieten duidelijk zien dat het kunstmestgebruik bij de ontheffingsbedrijven beduidend lager lag dan bij de referentiebedrijven. De referentiebedrijven zijn duidelijk intensiever (in termen van geproduceerde melk per ha) ten opzichte van de ontheffingsbedrijven. Deze verschillen konden pas gedurende de loop van het project worden vastgesteld. In onderstaande Tabel 7.1 wordt voor afzonderlijke jaren (2005-2007) weergegeven of de vier belangrijkste ambitiedoelstellingen (voor 2008) gemiddeld zijn bereikt door de ontheffingsgroep als geheel en door de meetbedrijven in de ontheffingsgroep.

Tabel 7.1: Scores voor de ambitiekenmerken voor de ontheffingsgroep als geheel en de meetbedrijven in de ontheffingsgroep voor de jaren 2005, 2006 en 2007. De ambitieniveaus voor 2008 zijn tussen haakjes weergegeven. Wanneer een ambitiewaarde bereikt is, wordt dit aangegeven met √.

		Kunstmest-N (100 kg/ha)	N-overschot (140 kg/ha)	Winterureum (20 mg/100 ml)	Norg/ Ntot (57%)
2005	Ontheffingsgroep	X	√	X	Onbekend
2006	Ontheffingsgroep	√	√	X	X
2007	Ontheffingsgroep	√	√	X	X
2005	Meetbedrijven ontheffing	√	√	X	Onbekend
2006	Meetbedrijven ontheffing	√	√	X ^a	X
2007	Meetbedrijven ontheffing	√	√	X	√

^a In het winterseizoen 2006/2007 lag de gemiddelde waarde met 20.3 mg/100 ml iets boven het ambitieniveau (20.3).

Uit Tabel 7.1 blijkt dat de ambitieniveaus ten aanzien van kunstmest-N en het N-overschot ruim worden gehaald. Het ambitieniveau voor ureum in de wintermelk wordt in geen van de jaren gemiddeld bereikt hoewel de meetbedrijven in 2006/2007 met 20.3 mg/100 ml melk dicht in de buurt kwamen. Het ambitieniveau voor het Norg aandeel in N totaal van 57% wordt alleen gehaald door de meetbedrijven in de ontheffingsgroep in 2007 (wintermest).

De ontheffingsbedrijven hadden zich ten doel gesteld om dierlijke mest zoveel mogelijk aan te wenden bij donker en regenachtig weer. Het uitrijden van drijfmest bij deze weersomstandigheden blijkt in de praktijk soms lastig te zijn. In het droge voorjaar van 2008 bleek het voor sommige bedrijven niet eenvoudig om op de goede momenten uit rijden. Het blijkt onder meer belangrijk om voldoende opslagcapaciteit van dierlijke mest te hebben. Volle mestkelders in het vroege voorjaar stimuleren immers het uitrijden bij ongunstige omstandigheden en in groter hoeveelheden. Ook wanneer er sprake is van emissiearme aanwending (zoals sleepslang) zijn de N verliezen dan waarschijnlijk aanzienlijk.

Ammoniak

Het reduceren van ammoniakverliezen op melkveebedrijven vraagt om een systeembenadering vanwege de samenhang die er bestaat tussen verschillende bedrijfsonderdelen en de mogelijkheid van verplaatsing van N verliezen via andere routes zoals lachgas (Bussink en Oenema, 1998). In de Noordelijke Friese Wouden proberen boeren al langer om vanuit een zogeheten kringloopbenadering de benutting van stikstof op bedrijfsniveau te verhogen. Door verlaging van de kunstmestgift aan de bodem streeft men naar een daling van het ruw eiwitgehalte in het gras waardoor met ook de samenstelling van de mest wil beïnvloeden. Bij deze strategie blijkt de behoefte aan snijmaïs in het rantsoen af te nemen waardoor het aandeel maïs op het bedrijf beperkt kan blijven. De kans op overschrijding van de nitraatnorm in het bovenste grondwater neemt hierbij ook af. Het geven van kleine(re) giften kan bovendien wellicht leiden tot een lagere kans op oppervlakkige afspoeling hoewel daar in de Friese Wouden geen onderzoek naar verricht is.

In de onderzoeksperiode (2006-2008) zijn er in beide meetgebieden in totaal honderden momenten geweest waarop mest op een perceel is uitgereden. Voor het terugherleiden van de ammoniakconcentratie-metingen naar individuele mesttoedieningen is de informatie van de boer op de graslandkalenders van groot belang. In de praktijk is gebleken dat het zorgvuldig bijhouden van het perceelsmanagement op de bedrijven een tijdsroevende aangelegenheid is. Bij het verwerken van de gegevens bleek achteraf dat gegevens soms onvolledig waren ingevuld wat de bruikbaarheid voor verdere analyse beperkte. De gemeten ammoniakconcentraties worden beïnvloed door verschillende bronnen (stal, weide, aanwending) en maar bij een beperkt aantal episodes kon het concentratieverloop van de Ammonia gekoppeld worden aan een uitrijdmoment. Daarmee is de mogelijkheid tot het vaststellen van een emissiefactor op bedrijfsniveau op jaarbasis ook beperkt.

Ammoniakmetingen: eerdere resultaten op het bedrijf Spruit

In Tabel 1.1 (Hoofdstuk 1) worden enkele meetresultaten en meetomstandigheden van onderzoek op het bedrijf Spruit gepresenteerd. Uit de resultaten op het bedrijf Spruit is eerder geconcludeerd dat het mogelijk is om ook met andere aanpassingen (voer, mest) en bovengrondse toediening een lage NH₃-emissie na mesttoediening te bereiken (Schröder et al., 2005b). Daarbij moet vermeld worden dat op het bedrijf

Spruit tevens gebruik is gemaakt van het toedienen van water (ca 1-1.3 mm) of bagger na toediening.

Dat de mogelijkheid van bovengronds breedwerpige toediening ook risico's met zich meebrengt behoeft amper nadere toelichting. Bovengrondse toediening van N-rijke mest onder ongunstige weersomstandigheden zal leiden tot grote fluxen van ammoniakvervluchtiging tijdens en na aanwending. Bij onderzoek op het bedrijf Spruit is geconcludeerd dat het mogelijk is om met de bemestingsmethode Spruit een lage NH₃-emissie na mesttoediening te bereiken, maar dat deze methode kwetsbaar is omdat in de uitvoering de weersomstandigheden, waar sterk op wordt ingespeeld, zodanig kunnen wijzigen dat alsnog een hogere emissie wordt bewerkstelligd (Mosquera et al., 2005).

Onder ideale weersomstandigheden kan een strict doorgevoerd alternatieve spoor resulteren in een ammoniakemissie die qua hoogte vergelijkbaar is met die verkregen via emissiearme toediening. Bij minder gunstige weersomstandigheden is echter het risico groter dat sprake zal zijn van een substantieel hogere emissie bij bedrijven die het alternatieve spoor volgen. Het onderzoek geeft aan dat het in de Noordelijke Friese Wouden uiterst lastig blijkt om de TAN-productie per ton melk zodanig te verlagen dat de daaruit resulterende mestgiften, gecombineerd met de gekozen weersomstandigheden tijdens uitrijden, tot een even lage ammoniakemissie leidt als die bij emissiearme toediening van mest van bedrijven zonder voeraanpassing.

Nitraat in het bovenste grondwater

De gemeten nitraatconcentraties in het bovenste grondwater bleken op zandgrond gemiddeld bijzonder laag te zijn. Eerdere voorspellingen met het model RENIM op basis van de minerale N in de bodem in het najaar leidden tot forse overschattingen. Andere studies hebben ook al vastgesteld dat nitraatconcentraties in de Noordelijke Friese Wouden de laatste jaren niet heel hoog zijn (CSO, 2003).

Bodemleven

Bij het onderzoek naar effecten van mestaanwending op bodemleven werd geconcludeerd dat als er al sprake zou zijn van een effect van bemestingsmethode op de samenstelling van de bodemlevensgemeenschap in zijn geheel dan is dat effect tot nu toe kleiner dan het jaareffect en het effect van bodemtype. Andere studies hebben laten zien dat zowel emissiearme toediening als bovengrondse toediening kunnen leiden tot negatieve gevolgen voor het bodemleven maar dat deze vaak maar tijdelijk van aard zijn en niet betekenisvol voor de N-benutting (Huijsmans et al., 2008).

Benutting van N in de mest

Onder verder gelijkblijvende omstandigheden is de benutting van stikstof bij emissiearme toediening hoger dan bij bovengrondse toediening en bovendien neemt de benutting van N door gras, binnen zekere grenzen, niet af bij hogere giften (Van der Meer et al., 1987).

Het is opvallend dat een aantal deelnemende bedrijven juist aangeven dat het belangrijkste argument voor de mogelijkheid van bovengrondse toediening, met daarbij het zelf aanwenden en in kleine hoeveelheden, de hogere benutting is van stikstof uit dierlijke mest. Men geeft aan dat de benutting van N toeneemt wanneer zelf de juiste momenten gekozen worden voor aanwending en kleine hoeveelheden gegeven worden die zijn afgestemd op de behoefte van het gewas. Ook enkele referentiebedrijven geven aan een betere benutting een groot voordeel te vinden wanneer de aanwending in eigen beheer gedaan kan worden, onafhankelijk van een loonwerker. Er zijn overigens geen onderzoeksresultaten die dit ondersteunen. Voormalig onderzoek op experimentele velden in de Friese Wouden heeft laten zien dat de benutting van N (annual apparent nitrogen recovery) juist lager is bij bovengrondse toediening dan emissiearme aanwending (Groot et al., 2007; Schils en Kok, 2003).

Ammoniakemissie en N depositie: regionaal

Het vertalen van de landelijke doelstelling voor ammoniakemissie naar een doelstelling voor afzonderlijke gebieden of bedrijven moet gebeuren met behulp van modellen. Voor 2010 geldt op nationaal niveau het totale ammoniakplafond van 128 kton. Er is berekend dat dit plafond overeenkomt met een doel van 2.6 kton voor de Noordelijke Friese Wouden. Modelberekeningen met het model Initiator hebben laten zien dat in 2004 dit plafond niet overschreden werd (2.4 kton) (Kros et al., 2007). Beperking van de ammoniakemissie heeft tot doel om de depositie op natuurgebieden binnen aanvaardbare normen te houden. Het blijkt dat de N-depositie in de NFW grotendeels wordt overheerst door de bijdrage van de achtergronddepositie tengevolge van NH_3 -bronnen van buiten NFW en NO_x -bronnen van zowel binnen als buiten de NFW. Deze achtergronddepositie bedraagt gemiddeld 72% van de totale depositie. Het resterende deel, 28%, wordt bepaald door de ammoniakemissie vanuit de landbouw in de NFW. Wanneer alle landbouwgerelateerde emissie in de NFW weg zou vallen resteert echter nog een overschrijding van 26%. Berekeningen laten dus zien dat zelfs bij het halen van het ammoniakplafond de kritische depositie op natuurgebieden in de Noordelijke Friese Wouden toch nog wordt overschreden (De Vries et al., 2008).

8. Conclusies

1) Bij de selectie van de referentiebedrijven bij aanvang van het onderzoek is ervan uitgegaan dat zij qua intensiteit bij benadering gelijk zouden zijn aan de ontheffingsbedrijven. Het is echter gebleken dat de referentiebedrijven gemiddeld duidelijk groter zijn qua oppervlak (ruim 5 ha) en intensiever zijn qua melkproductie (ruim 3 ton melk/ha) dan de ontheffingsbedrijven. Bij de referentiebedrijven is de melkproductie per koe ook aanzienlijk hoger dan bij de ontheffingsbedrijven (ca. 1000 kg/koe).

Voor de bedrijfskenmerken die verband houden met de ammoniakemissie is er sprake van een grote variatie in gevonden waarden. De gemiddelde kenmerken voor voor de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven zijn weergegeven in onderstaande Tabel. Deze gemiddelden hebben betrekking op de jaren 2006 en 2007 waarin gewerkt werd aan de ambities van het alternatieve spoor en waarvoor de bedrijfsgegevens op jaarbasis compleet waren.

Tabel 1: Gemiddelde bedrijfskenmerken voor de jaren 2006 en 2007 voor de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven.

	Ontheffingsbedrijven	Referentiebedrijven
Intensiteit (ton melk/ha)	9.3	12.5
Melkproductie (kg/koe)	6872	7823
Kunstmest-N (kg/ha)*	92	141
N-overschot (kg/ha)*	114	166
Jaargemiddeld ureum (mg/100 ml)	24.9	25.8
Winterureum (mg/100 ml)* ^a	23.1	25
Ruw eiwit eerste maaisnede (%)	14.4	15.7
Norg/Ntot ratio in de mest (%)* ^b	54	53
TAN (Totale minerale stikstof in de mest, g/kg product) ^b	1.80	2.06
C/Norg ratio in de mest ^b	16.0	14.3
Giftgrootte per keer (m ³ /ha) ^c	15.4	24.1
Aantal mestgiften ^c	3.0	2.0
Toegediende N uit mest (kg per ha grasland) ^c	168	198

* Voor deze kenmerken zijn voor de ontheffingsbedrijven ambitieniveaus vastgesteld voor 2008: 100 kg kunstmest-N/ha, 140 kg N overschot/ha, 20 mg/100 ml voor het melkureumgehalte in de winter en 57% voor het Norg% in de totale hoeveelheid N in de mest.

^a Gemiddelde over de winters 2006/2007 en 2007/2008

^b Gemiddelde van mestanalyses uit begin 2006, 2007 en 2008

^c Gemiddeld voor de bedrijven in de meetgebieden

De gemiddelde kunstmest-N-giften en N-overschotten per ha waren in de jaren 2006 en 2007 in de ontheffingsgroep significant lager dan in de referentiegroep. Significante verschillen werden ook gevonden voor 2005, het jaar voorafgaand aan het onderzoek. Ongeacht de precieze verliesroutes van de overschotten kan er dus gesproken worden van een verminderde milieubelasting per eenheid oppervlak voor de ontheffingsbedrijven.

Het jaargemiddelde ureumgehalte in de melk bleek voor 2006 en 2007 niet significant te verschillen tussen de ontheffingsgroep en de referentiegroep. Het gemiddelde melkureumgehalte in de winter was alleen voor het seizoen 2006/2007 significant lager voor de ontheffingsbedrijven dan de referentiebedrijven. Het ruw eiwit gehalte in de eerste snede was bij de ontheffingsbedrijven voor 2006 en 2007 gemiddeld ruim 1.3 procentpunt lager dan bij de referentiebedrijven. Een significant hogere Norg/Ntot verhouding werd door de ontheffingsbedrijven alleen in 2007 bereikt maar niet in 2006 en 2008. De groep ontheffingsbedrijven laat voor 2007 en 2008 significant lagere TAN gehalten zien dan de groep referentiebedrijven. De C/Norg verhouding in de mest bleek voor 2006, 2007 en 2008 significant verschillend tussen beide groepen.

In het meetgebied met ontheffingsbedrijven werd in de jaren 2006 en 2007 ruim 90% van de drijfmest bovengronds toegediend met op het bedrijf aanwezige toedieningsapparatuur. In het meetgebied met referentiebedrijven was het gemiddelde aandeel mest wat met eigen apparatuur werd toegediend in deze jaren 36%. De meeste mest werd bij de referentiebedrijven namelijk toegediend door inschakeling van loonwerkers. Daarbij is overwegend gebruik gemaakt van zodenbemesting. De gemiddelde giftgrootte was bij de ontheffingsbedrijven in deze periode 15.4 m³/ha, terwijl dit voor de referentiebedrijven 24.1 m³/ha was. In de meetgebieden gaven de ontheffingsbedrijven de mest jaarlijks gemiddeld in 3.0 giften per perceel terwijl de referentiebedrijven gemiddeld 2.0 giften per perceel toedienden. In het meetgebied met ontheffingsbedrijven werd in de jaren 2006 en 2007 via de aanwending van mest gemiddeld 30 kg N/ha grasland minder toegediend dan in het meetgebied met referentiebedrijven.

2) In de maanden van het jaar waarin mest wordt uitgereden, zijn de met passieve samplers gemeten ammoniakconcentraties in het meetgebied met ontheffingsbedrijven statistisch niet significant verschillend ten opzichte van het meetgebied met referentiebedrijven. De uitgevoerde analyses van de concentratiemetingen met passieve samplers laten het echter niet toe dat conclusies kunnen worden getrokken over emissies die optreden bij de aanwending van mest op het land. Er zijn immers ook andere ammoniakbronnen, zoals die van buiten het gebied en vanuit stallen en mestopslagen, die de gemeten concentraties bepalen. Bovendien is gebleken dat de veebezetting in het meetgebied met ontheffingsbedrijven circa 20% lager is ten opzichte van het meetgebied met referentiebedrijven.

Met behulp van de temporeel gedetailleerde Airmonia-metingen konden wel enkele afzonderlijke mestgiften nader worden geanalyseerd, maar helaas slechts beperkt. Voor 2007 zijn voor zowel het meetgebied met ontheffingsbedrijven als het meetgebied met referentiebedrijven drie episodes met metingen beschikbaar die zich lenen voor schattingen van emissiefactoren bij het uitrijden van mest. Voor het meetgebied met ontheffingsbedrijven waren de berekende emissiefactoren voor de drie episodes 21, 31 en 58%. Deze waarden liggen rond de onderkant van de bandbreedte die de literatuur aangeeft (40-100%).

Temperatuur en neerslagduur na aanwending waren tijdens de drie gemeten episodes in het meetgebied met ontheffingsbedrijven gemiddeld niet afwijkend ten opzichte van andere aanwendungen die in 2007 hebben plaatsgevonden. Voor het meetgebied met referentiebedrijven waren de berekende emissiefactoren 16, 19 en 21%. Deze waarden vallen binnen de bandbreedte die de literatuur aangeeft voor emissiearme aanwending (2-43% voor zodenbemesting). In 2007 bleek bij de ontheffingsbedrijven 49% van de toedieningen te worden gevolgd door neerslag binnen 24 uur. Bij de referentiebedrijven gold dit voor 35% van de toedieningen.

Op basis van de slechts beperkte set metingen is een indicatieve emissiefactor van 37% te berekenen voor de bovengrondse toediening van mest bij de ontheffingsbedrijven en 19% voor emissiearme toediening bij de referentiebedrijven.

3) Als gevolg van de grote variatie in bedrijfskenmerken die de ammoniakemissie bepalen (N-bemesting, eiwitgehalten in rantsoen, uitrijdmethoden) laten ook berekende ammoniakemissies per ton melk voor 2007 een ruime spreiding zien. Bij de emissieberekeningen voor de referentiebedrijven is uitgegaan van gemiddelde emissiefactoren die de literatuur aangeeft bij emissiearme toediening: 16% bij gebruik van zodenbemesting en 26% bij gebruik van sleepvoet. Deze waarden hebben dezelfde orde van grootte als de in deze studie gemeten waarden. Voor de ontheffingsbedrijven is uitgegaan van emissiefactoren bij bovengronds toedienen zoals gemeten in dit en ander onderzoek. Uitgaande van een jaarlijkse emissiefactor van 35% bij bovengronds uitrijden, overeenkomend met de geschatte emissiefactor bij de ontheffingsbedrijven, zijn de berekende ammoniakverliezen per ton melk in de ontheffingsgroep gemiddeld iets hoger dan die in de referentiegroep (8.0 vs. 6.8 kg ammoniak per ton melk). Uitgaande van een jaarlijkse emissiefactor van 74% bij bovengronds uitrijden, overeenkomend met de gemiddelde emissiefactor volgens de literatuur, zijn de berekende ammoniakverliezen per ton melk duidelijk hoger voor de ontheffingsgroep ten opzichte van de referentiegroep. De resultaten van de berekeningen staan in onderstaande Tabel 2.

Tabel 2: Berekende ammoniakemissie in 2007 op bedrijfsniveau op jaarbasis per ton melk bij een gehanteerde gemiddelde emissiefactor van 35% en 74% voor de ontheffingsbedrijven voor bovengrondse toediening. Voor emissiearme aanwending op de referentiebedrijven is uitgegaan van gemiddelde emissiefactoren volgens de literatuur: 16% voor toediening met zodenbemesting en 26% voor toediening met sleepvoet.

Emissiefactor bovengronds	NH ₃ emissie (kg/ton melk)	Emissiefactoren emissiearm	NH ₃ emissie (kg/ton melk)
	Ontheffingsgroep		Referentiegroep
35%	8.0	16% / 26%	6.8
74%	11.2	16% / 26%	6.8

Of de berekende NH₃-emissie in de ontheffingsgroep gemiddeld hoger of lager is dan in de referentiegroep hangt sterk af van de aangenomen emissiefactor bij het bovengronds uitrijden van mest op grasland in vergelijking met emissiearme mesttoedieningstechnieken.

Het gemiddelde van ammoniakmetingen afkomstig van drie geanalyseerde korte episodes suggereert een emissiefactor van 35% voor het bovengronds aanwenden van mest. Uitgaande van deze indicatieve emissiefactor is de berekende ammoniakemissie, uitgedrukt in kilogram per ton melk in de ontheffingsgroep gemiddeld iets hoger dan in de referentiegroep. Binnen de ontheffingsgroep varieert de berekende emissie echter nog aanzienlijk tussen de bedrijven en er zijn ontheffingsbedrijven die ook relatief lage ammoniakemissies realiseren. Dit is een aanwijzing dat het bovengronds aanwenden van mest kan resulteren in een emissie van ammoniak die uitgedrukt per ton melk niet of nauwelijks verschilt van de emissie op referentiebedrijven die emissiearm aanwenden.

4) Op basis van de waarnemingen kan worden geconcludeerd dat de gemiddelde nitraatconcentraties gemeten op de ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven ver onder de nitraatnorm van 50 mg/l NO₃ liggen. Bovendien blijkt het geschat percentage van het oppervlak waarbinnen de nitraatnorm in het grondwater wel wordt overschreden niet significant te verschillen tussen de ontheffingsbedrijven en de referentiebedrijven.

5) Er zijn geen significante verschillen aangetroffen tussen ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven ten aanzien van de aantallen nematoden, potwormen en regenwormen. Wel bleek het aantal bacteriën en schimmels (significant) twee keer zo laag te zijn bij de ontheffingsbedrijven, vooral op klei- en veengronden. Aangezien het onderzoek heeft plaatsgevonden op een klein aantal bedrijven, slechts 1 jaar na de start van het project, is het nog niet mogelijk om definitieve conclusies te trekken over het effect van bovengrondse mestaanwending op het bodemleven van de betrokken bedrijven. Ten aanzien van de functionele groepensamenstelling in het

bodemvoedselweb werden geen significante effecten van het type mestaanwending gevonden. Uit het onderzoek bleek verder dat er gemiddeld genomen geen sprake is van verdichting van de bovengrond op de onderzochte referentiebedrijven waar de mest emissiearm is toegediend. Er is ook geen sprake van een verschil in bodemdichtheid en poriënvolume tussen ontheffingsbedrijven en referentiebedrijven met betrekking tot de bovengrond.

9. Referenties

- Aarnink, A.J.A., Ellen, H.H., Huijsmans, J.F.M., Smits, M.C.J. en Starmans, D.A.J., 2007. Emission abatement in practical situations. In: D.A.J. Starmans and K.W. Van der Hoek (Editors), Ammonia; the case of the Netherlands. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, pp. 69-102.
- Arts, W.B.M., Verwijs, B.R. en Van Maanen, J., 1994. De invloed van berijding op de fysische bodemconditie van zandgrond en de gevolgen daarvan voor de grasproductie. rapport 94-5, IMAG-DLO, Wageningen.
- Berkhout, A.J.C. et al., 2008. Measuring Ammonia Emissions from Manured Fields. 680150003, RIVM, Bilthoven.
- Bhandral, R., Saggar, S., Bolan, N.S. en Hedley, M.J., 2007. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. *Soil & Tillage Research*, 94(2): 482-492.
- Bussink, D.W., 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Fertilizer research*, 33: 257-265.
- Bussink, D.W., 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertilizer research*, 38: 111-121.
- Bussink, W. en Oenema, O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(1): 19-33.
- CSO, 2003. Rapportage bodemkwaliteitsmeetnet Fryslân; 4e en 5e meetronde (2001 en 2002). Report 02F189.20, Provincie Fryslân, Leeuwarden.
- De Boer, H.C. en Van Eekeren, N., 2007. Bodemverdichting door berijden bij zodebemesten: effecten op opbrengst en voederwaarde van gras-klaver, bodemstructuur en biologische bodemkwaliteit. 47, Animal Sciences Group, Lelystad.
- De Haan, B.J. et al., 2008. Ammoniak in Nederland. Rapportnr. 500125003, MNP, Bilthoven.
- De Vries, W. et al., 2008. Zelfsturing kan niet zonder doelen en monitoring, Zelfsturing in Nationaal Landschap 'De Noordelijke Friese Wouden'. Milieu, (in druk).
- Douglas, J.T. en Crawford, C.E., 1998. Soil compaction effects on utilization of nitrogen from livestock slurry applied to grassland. *Grass and Forage science*, 53: 31-40.
- Douglas, J.T., Crawford, C.E. en Campbell, D.J., 1992. Soil and crop responses to conventional, reduced ground pressure and zero traffic systems for grass silage production. *Soil & Tillage Research*, 24: 421-439.

- EC, 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, The European Parliament and the Council of the European Union, Luxembourg.
- Groot, J.C.J., Van der Ploeg, J.D., Verhoeven, F. en Lantinga, E.A., 2007. Interpretation of results from on-farm experiments: manure-nitrogen recovery on grassland as affected by manure quality and application technique. 1. An agronomic analysis. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 54(1).
- Hack-ten Broeke, M.J.D. et al., 2003. Ontwikkeling van een indicator om te Sturen op Nitraat. Gegevens en regressie-analyse voor het eerste meetseizoen (2000-2001). Rapport 772, Alterra, Wageningen.
- Huijsmans, J.F.M., 2003. Manure application and ammonia volatilization. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, 160 pp.
- Huijsmans, J.F.M., Hol, J.M.G. en Hendriks, M.M.W.B., 2001. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49: 323-342.
- Huijsmans, J.F.M. et al., 2004. Ammoniakemissie bij bovengronds breedwerpige mesttoediening. Report 136, Agrotechnology & Food Innovations, Wageningen.
- Huijsmans, J.F.M. et al., 2008. Emissiearme mesttoediening; ammoniakemissie, mestbenutting en nevenaspecten. Rapport 195, Plant Research International, Wageningen.
- Huijsmans, J.F.M. en Vermeulen, G.D. 2008. Ammoniakemissie bij het toedienen van dierlijke mest. Actualisatie emissiefactoren. PRI rapport 218, Plant Research International, Wageningen.
- Jaarsveld, J.A., 2004. The Operational Priority Substances model. Description and validation of OPS-Pro 4.1. RIVM Report 500045001, RIVM, Bilthoven.
- Jarvis, S.C., Hatch, D.J. en Lockyer, D.R., 1989. Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *Journal of Agricultural Science*, 113: 99-108.
- Kebreab, E., France, J., Beaver, D.E. en Castillo, A.R., 2001. Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 60: 275-285.
- Klarenbeek, J.V. en Bruins, M.A., 1990. Ammonia emissions after land spreading of animal slurries. In: V.C. Nielsen, J.H. Voorburg and P. L'Hermite (Editors), *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier, Silsoe, UK, pp. 107-115.
- Korevaar, H., Huijsmans, J.F.M., Boeschoten, H.A. en Steenvoorden, J.H.A.M., 1991. Weidevogelstand en ammoniakemissie - arme mesttoediening : verslag van een inventarisatie, DLO, Wageningen.
- Kros, J., De Vries, W., Voogd, J.C., Gies, E. en Roelsma, J., 2007. Meervoudige Milieu Monitoring Noordelijke Friese Wouden; Gebiedsstatus van emissies en

- depositie van ammoniak in relatie tot gebiedsdoelstellingen. 1578, Alterra, Wageningen.
- LNV, 2006. Handreiking bedrijfsspecifieke excretie, versie 14 juli 2006. 28.
- Misselbrook, T.H., Powell, J.M., Broderick, G.A. en Grabber, J.H., 2005. Dietary Manipulation in Dairy Cattle: Laboratory Experiments to Assess the Influence on Ammonia Emissions. *Journal of Dairy Science*, 88: 1765-1777.
- Monteny, G.J., Hol, J.M.G. en Mosquera, J., 2005. Gasvormige emissies. In: M.P.W. Sonneveld and J. Bouma (Editors), *Nutrientenmanagement op het melkveebedrijf van de familie Spruit*. Wageningen UR, Wageningen.
- Mosquera, J., Hol, J.M.G. en Hofschreuder, P., 2005. Gasvormige emissies uit het melkveebedrijf van de familie Spruit. II. Praktijkmetingen na het toedienen van mest. Report 565, A&F, Wageningen.
- Mulder, E.M. en Huijsmans, J.F.M., 1994. Beperking ammoniakemissie bij mesttoediening: overzicht metingen DLO-veldmeetploeg 1990-1993, DLO, Wageningen.
- Oenema, O., 2000. Forfaitaire waarden voor gasvormige stikstofverliezen uit stallen en mestopslagen. 107, Alterra, Wageningen.
- Paul, J.W., Dinn, N.E., Kannangara, T. en Fisher, L.J., 1998. Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *Journal of Environmental Quality*, 27: 528-534.
- PBL, 2008. Milieubalans 2008, PBL, Bilthoven.
- Reijs, J., 2007. Improving slurry by diet adjustments. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, 203 pp.
- Reijs, J. et al., 2007. Effects of different diets on utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland on a sandy soil in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 65-79.
- Rodhe, L., Pell, M. en Yamulki, S., 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use and Management*, 22: 229-237.
- Roelsma, J., Rougoor, C.W. en Dik, P.E., 2003. Regionaal nitraatmonitoringsconcept RENIM; Ontwikkeling en toetsing van een eenvoudige methodiek voor het monitoren van de uitspoeling van nitraat naar het grondwater in zand- en loss gebieden. 911, Alterra, Wageningen.
- Rutgers, M. et al., 2007. Typering van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit 607604008, RIVM, Bilthoven.
- Schils, R.L.M. en Kok, I., 2003. Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 51(1-2): 41-65.
- Schouten, A.J. et al., 2002. Bodembioologische Indicator 1999. 607604003, RIVM, Bilthoven.
- Schröder, J.J., 2000. Koei'N 1.0: stroomdiagram en balans voor stikstof op melkveebedrijven. . Nota 37, Plant Research International.
- Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., Ten Berge, H., Van Keulen, H. en Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European journal of Agronomy*, 20: 33-44.

- Schröder, J.J., Bannink, A. en Kohn, R., 2005a. Improving the efficiency of nutrient use in cattle operations. In: E. Pfeffer and A.N. Hristov (Editors), Nitrogen and phosphorus nutrition of cattle. CABI, Wallingford, pp. 255-279.
- Schröder, J.J., Lantinga, E.A., Verhoeven, F. en Sonneveld, M.P.W., 2005b. Stikstof: synthese in bedrijfsverband. . In: M.P.W. Sonneveld and J. Bouma (Editors), Nutriënten management op het melkveebedrijf van de familie Spruit. Wageningen UR, Wageningen, pp. 43-57.
- Smits, M.C.J. et al., 2005. Het 'VELD'-project: een gedetailleerde inventarisatie van de ammoniakemissies en -concentraties in een agrarisch gebied. 500033002, RIVM, Bilthoven.
- Sommer, S.G. en Christensen, B.T., 1990. Effect of dry matter content on ammonia loss from surface applied cattle slurry. In: V.C. Nielsen, J.H. Voorburg and P. L'Hermite (Editors), Odour and ammonia emissions from livestock farming. Elsevier, Silsoe, UK, pp. 141-147.
- Sommer, S.G. en Hutchings, N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. European journal of Agronomy, 15(1): 1-15.
- Sommer, S.G., Jensen, L.S., Clausen, S.B. en Soegaard, H.T., 2006. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. The Journal of Agricultural Science, 144(3): 229-235.
- Sonneveld, M.P.W. en Bouma, J. (red.), 2005. Nutriënten management op het melkveebedrijf van de familie Spruit; studie naar bedrijfsvoering en milieukwaliteit. Wageningen-UR, Wageningen, 52 pp.
- Sonneveld, M.P.W. et al., 2008a. Wetenschappelijk Project 3MG: Meervoudige Milieu Monitoring voor Gebiedssturing. Working Paper 10, TransForum Agro & Groen, Wageningen.
- Sonneveld, M.P.W. et al., 2008b. A Whole-Farm Strategy to Reduce Environmental Impacts of Nitrogen. Journal of Environmental Quality, 37(1): 186-195.
- Thijssen, T.R. et al., 1998. Measurement of ambient ammonia with diffusion tube samplers. Atmospheric Environment, 32(3): 333-337.
- Van den Ham, A., Daatselaar, C.H.G., Doornewaard, G.J. en De Hoop, D.W., 2007. Eerste ervaringen met het Gebruiksnormenstelsel. 3.07.04, LEI, Den Haag.
- Van der Meer, H.G., Thompson, R.B., Snijders, P. en Geurink, J.H., 1987. Utilization of nitrogen from injected and surface-spread cattle slurry applied to grassland. In: H.G. Van der Meer, R.J. Unwin, T.A. Van Dijk and G.C. Ennik (Editors), Animal manure on grassland and fodder crops, fertilizer or waste? Martinus Nijhof Publishers, Dordrecht, pp. 47-72.
- Van Duinkerken, G. en Sebek, L.B.J., 2007. Milk urea concentration as an indicator for ammonia emission reduction from dairy barns by feeding measures. In: G.J. Monteny and E. Hartung (Editors), Ammonia emissions in agriculture. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, pp. 96-96.

- Velthof, G.L., Bannink, A., Oenema, O., Van der Meer, H.G. en Spoelstra, S.F., 2000. Relationships between animal nutrition and manure quality. Rapport 063, Alterra, Wageningen.
- Verhoeven, F.P.M., Reijs, J.W. en Van der Ploeg, J.D., 2003. Re-balancing soil-plant-animal interactions: towards reduction of nitrogen losses. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 51(1-2): 147-164.
- Verloop, J. en Schröder, J.J., 2006. The position of dairy farming amidst N-sensitive ecosystems. , *Proceedings of the 14th N Workshop*. Plant Research International, Maastricht, pp. 43-46.
- Wopereis, F.A., 1994. Invloed van bodemverdichting op de wortelontwikkeling van grasland op zandgrond. 260, DLO- Staring Centrum, Wageningen.
- Wopereis, F.A., Everts, H. en Wouters, A.P., 1990. Invloed van bodemverdichting op de beworteling en opbrengst van grasland, IMAG, Wageningen.
- Wyers, G.P. en al., E., 1995. Characterization of the regional concentration fields for ammonia: sampling and monitoring strategy. ECN rapport C96-038, ECN, Petten.