



Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest, versie 1.0

| WOt-rapport 120

G.L. Velthof, W. Bussink, W. van Dijk, P. Groenendijk, J.F.M. Huijsmans, W.A.J. van Pul,
J.J. Schröder, Th.V. Vellinga en O. Oenema



WAGENINGENUR
For quality of life

Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest versie 1.0

Dit rapport is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de unit WOT Natuur & Milieu.

De reeks 'WOT-rapporten' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu hebben uitgevoerd.

Dit onderzoek is uitgevoerd onder de verantwoordelijkheid van de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (CDM) en is gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken (EZ).

Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest, versie 1.0

G.L. Velthof

W. Bussink

W. van Dijk

P. Groenendijk

J.F.M. Huijsmans

W.A.J. van Pul

J.J. Schröder

Th.V. Vellinga

O. Oenema

Rapport 120

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juni 2013

Referaat

Velthof, G.L., W. Bussink, W. van Dijk, P. Groenendijk, J.F.M. Huijsmans, W.A.J. van Pul, J.J. Schröder, Th.V. Vellinga en O. Oenema (2013). *Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest, versie 1.0*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. WOT-rapport 120. 98 blz. 9 fig.; 24 tab.; 96 ref.; 8 bijl.

Het Besluit Gebruik Meststoffen schrijft voor dat dierlijke mest op emissiearme wijze wordt toegediend. Dit Besluit bepaalt daarnaast in welke periode van het jaar dierlijke mest op het land mag worden gebracht. Deze voorschriften hebben tot doel om de emissies van stikstof en fosfaat naar het milieu te beperken. In de laatste jaren zijn producten uit mestverwerking beschikbaar gekomen. Deze nieuwe mestsoorten kunnen afwijkende emissie-eigenschappen hebben, zodat er aanleiding kan zijn om andere eisen te stellen aan de wijze waarop en de periode waarin het product wordt toegediend. Het ministerie van Economische Zaken heeft aan de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (CDM) gevraagd om een protocol op te stellen, dat in staat stelt te beoordelen welk risico de toepassing van mestsoorten, toedieningstechnieken en toedieningstijdstippen heeft op uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater en op de emissies van ammoniak en lachgas naar de atmosfeer. In dit rapport wordt het protocol beschreven. Met het protocol wordt een oordeel gegeven van het risico op emissies ten opzichte van referentiemeststoffen, -toedieningstijdstippen en -toedieningstechnieken. Met de resultaten van de beoordelingen met dit protocol moet het ministerie een beleidsafweging kunnen maken met betrekking tot gebruiksvoorschriften voor dierlijke mest en producten daarvan.

Trefwoorden: ammoniak, fosfaat, grondwater, lachgas, mest, mestverwerking, nitraat, oppervlaktewater stikstof

Abstract

Velthof, G.L., W. Bussink, W. van Dijk, P. Groenendijk, J.F.M. Huijsmans, W.A.J. van Pul, J.J. Schröder, Th.V. Vellinga en O. Oenema (2013). *Protocol for application of animal manure, version 1.0*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment (WOT Natuur & Milieu). WOT-rapport 120. 98 p. 9 Figs.; 24 Tabs.; 96 Refs.; 8 Annexes.

The Decree on the Use of Fertilisers stipulates that animal manure must be applied using low-emission methods. The Decree also stipulates the periods of the year during which animal manure may be spread on the land. These regulations aim to limit environmental emissions of nitrogen and phosphate. In recent years, products derived from manure processing have become available. These new fertilisers can differ from previous products in terms of emission characteristics, which may necessitate different requirements for the way in which and the period during which the product can be applied. The Ministry of Economic Affairs has asked the Scientific Committee of the Manure Act (CDM) to draw up a protocol that can be used to assess what risks the use of different types of manure, different application techniques and different application times present as regards the leaching of nitrogen and phosphate into the groundwater and surface water and the emissions of ammonia and nitrous oxide to the atmosphere. This report describes the protocol developed by CDM. The protocol is used to assess the emissions risk relative to reference fertilisers, reference application times and reference application techniques. The results of assessments based on this protocol should enable the Ministry to arrive at policy decisions on regulations for the use of animal manure and products derived from it.

Key words: ammonia, groundwater, manure, manure processing, nitrate, nitrogen, nitrous oxide, phosphate, surface water

ISSN 1871-028X

Auteurs

G.L. Velthof, P. Groenendijk & O. Oenema – Alterra Wageningen UR
W. Bussink - Nutriënten Management Instituut B.V.
W. van Dijk – Praktijkonderzoek Plant en Omgeving, Wageningen UR
J.F.M. Huijsmans & J.J. Schröder – Plant Research International, Wageningen UR
W.A.J. van Pul - RIVM
Th.V. Vellinga - Wageningen UR Livestock Research

©2013 **Alterra**
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 07 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

Nutriënten Management Instituut B.V.
Postbus 250, 6700 AG Wageningen
Tel: (088) 876 12 80; e-mail: nmi@nmi-agro.nl

Praktijkonderzoek Plant en Omgeving
Postbus 430, 8200 AK Lelystad
Tel: (0320) 29 11 11; e-mail: info.plant@wur.nl

Plant Research International
Postbus 16, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 60 01; e-mail: info.plant@wur.nl

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM)
Postbus 1, 3720 BA Bilthoven
Tel: (030) 274 91 91; e-mail: info@rivm.nl

Wageningen UR Livestock Research
Postbus 65, 8200 AB Lelystad
Tel: (0320) 238 238; e-mail: info.livestockresearch@wur.nl

De reeks WOT-rapporten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat. Het document is ook te downloaden via www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 54 71; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

In dit rapport wordt het protocol beschreven dat zal worden toegepast voor de beoordeling van voorschriften voor toedieningstechniek en –tijdstip van dierlijke meststoffen. Deze beoordelingen worden op verzoek van het ministerie van Economische Zaken uitgevoerd.

Het protocol is ontwikkeld door een werkgroep van de Commissie Deskundigen Meststoffenwet (CDM) bestaande uit O. Oenema (Alterra Wageningen UR - CDM voorzitter), W. Bussink (NMI), W. van Dijk (PPO Wageningen UR), P. Groenendijk (Alterra Wageningen UR), J. Huijsmans (Plant Research International, Wageningen UR), A. van Pul (RIVM), J. Schröder (Plant Research International, Wageningen UR), Th. Vellinga (Wageningen UR Livestock Research) en G. Velthof (Alterra Wageningen UR – CDM secretaris).

Conceptversies van het protocol zijn besproken in de klankbordgroep waarin de volgende deskundigen zitting hadden: P. Soons (ministerie van Economische Zaken), L. Florijn (ministerie van Infrastructuur & Milieu), S. Boekhold (Technische Commissie Bodem), T. Duteweerd (Nederlandse Vakbond van Varkenshouders), W. van Stralen (Land- en Tuinbouw Organisatie Nederland) en D.J. Schoonman (Nederlandse Melkveehouders Vakbond).

Het finale concept is beoordeeld door C. de Klein (Agresearch Invermay, New Zealand) en R. Schulte (Teagasc, Wexford, Ierland).

Paul Hinssen

Hoofd Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	9
Summary	11
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Doel	13
1.3 Afbakening en toepassing	14
2 Opzet en toepassing van het Protocol	15
2.1 Opzet van het protocol	15
2.2 Toepassing van het protocol	16
3 Beschrijving van het te beoordelen mestgebruik	19
3.1 Beschrijving van de vraag	19
3.2 Karakterisering van de meststof	19
3.2.1 Beschrijving	19
3.2.2 Chemische samenstelling	19
3.3 Toedieningstechniek	19
3.4 Toedieningstijdstip en -hoeveelheid	20
3.5 Overige gegevens	20
3.5.1 Grondsoort	20
3.5.2 Type gewas	20
3.5.3 Beheer	20
4 Beschrijving van het mestgebruik in de referentiesituatie	21
4.1 Inleiding	21
4.2 Referentie 1	21
4.2.1 Karakterisering van de meststof	21
4.2.2 Beschrijving van grondsoort en gewas	21
4.2.3 Toedieningstechniek	21
4.2.4 Toedieningstijdstip en -hoeveelheid	22
4.3 Referentie 2	23
4.3.1 Karakterisering van de referentiemeststof	23
4.3.2 Beschrijving van grondsoort en gewas	23
4.3.3 Toedieningstechniek	23
4.3.4 Toedieningstijdstip	23
5 Risico op ammoniakemissie	25
5.1 Inleiding	25
5.2 Beschrijving van het proces en invloedsfactoren	25
5.2.1 Inleiding	25
5.2.2 Mestsamenstelling	26
5.2.3 Omgevingsfactoren	26
5.2.4 Bedrijfstechnische factoren	27
5.2.5 Samenspel van invloedsfactoren	28

5.3	Beoordeling van het risico op ammoniakemissie	29
5.3.1	Uitgangspunten	29
5.3.2	Resultaten en discussie	30
6	Risico op nitraatuitspoeling naar grondwater	33
6.1	Inleiding	33
6.2	Beschrijving van het proces en invloedsfactoren	33
6.3	Beoordeling van het risico op nitraatuitspoeling	35
6.3.1	Uitgangspunten	35
6.3.2	Resultaten en discussie	37
7	Risico op fosfaat- en stikstofemissies naar oppervlaktewater	41
7.1	Inleiding	41
7.2	Beschrijving van het proces en invloedsfactoren	41
7.2.1	Uitgangspunten	41
7.2.2	Transport door de lucht	42
7.2.3	Transport door oppervlakkige afspoeling	42
7.3	Beoordeling van het risico op fosfaat- en stikstofemissie naar oppervlaktewater	46
7.3.1	Uitgangspunten	46
7.3.2	Drift bij bespuiting van bladmeststoffen	47
7.3.3	Verstuiving van poederige meststoffen	48
7.3.4	Winderosie van droge producten	48
7.3.5	Oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit meststoffen	49
7.3.6	Watererosie van mest en meststoffen	49
8	Risico op lachgasemissie	51
8.1	Inleiding	51
8.2	Beschrijving van het proces en invloedsfactoren	51
8.2.1	Lachgasproductie tijdens nitrificatie	51
8.2.2	Lachgasproductie tijdens denitrificatie	52
8.2.3	Samenspel van invloedsfactoren	52
8.3	Beoordeling van het risico op lachgasemissie	54
8.3.1	Uitgangspunten	54
8.3.2	Resultaten en discussie	57
9	Format oordeel over risico's op emissies	59
	Literatuur	61
Bijlage 1	Emissiearme mesttoediening; Besluit gebruik meststoffen	67
Bijlage 2	Voorschriften met betrekking toedieningsperioden	69
Bijlage 3	Brief met adviesvraag	73
Bijlage 4	Samenstelling organische meststoffen	75
Bijlage 5	Bijlagen ammoniakemissie	77
Bijlage 6	Eenvoudig model voor oppervlakkige afstroming van water	81
Bijlage 7	Aanvullende achtergrond informatie oppervlakkige afstroming	83
Bijlage 8	Reviews	85

Samenvatting

Het Besluit Gebruik Meststoffen schrijft voor dat dierlijke mest op emissiearme wijze wordt toegediend. Dit Besluit bepaalt daarnaast in welke periode van het jaar dierlijke mest op het land mag worden gebracht. Deze voorschriften hebben tot doel om de emissies van stikstof en fosfaat naar het milieu te beperken. In de laatste jaren zijn producten uit mestverwerking beschikbaar gekomen. Deze nieuwe mestsoorten kunnen afwijkende emissie-eigenschappen hebben, zodat er aanleiding kan zijn om andere eisen te stellen aan de wijze waarop en de periode waarin het product op het land wordt gebracht.

Het ministerie van Economische Zaken heeft aan de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (CDM) gevraagd om een protocol op te stellen, dat in staat stelt te beoordelen welk risico de toepassing van mestsoorten, toedieningstechnieken en toedieningstijdstippen heeft op uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater en op de emissies van ammoniak en lachgas naar de atmosfeer. Het gaat hierbij om twee typen vragen i) wat is het effect op emissies indien een bepaald product wordt toegediend met een techniek en/of op een tijdstip dat niet voldoet aan de eisen die gesteld worden in Besluit Gebruik Meststoffen en ii) wat zijn de emissies van een nieuwe meststof (geproduceerd uit dierlijke mest) in vergelijking tot gangbare dierlijke mesten. De thans wettelijk toegelaten praktijk (dus voldoen aan Besluit Gebruik Meststoffen, Meststoffenwet en andere regelgeving) geldt hierbij als referentie.

In dit rapport wordt het protocol beschreven. Het protocol beschrijft de methoden waarmee de risico's op emissies worden beoordeeld. Het risico op ammoniakemissie wordt bepaald door middel van berekeningen met een uit de literatuur beschikbaar empirisch model, waarbij de effecten van verschillende factoren op ammoniakemissie kunnen worden gekwantificeerd. Het risico op nitraatuitspoeling naar het grondwater wordt berekend met behulp van bestaande modelconcepten, waarbij de effecten op nitraatuitspoeling van grondsoort, gewas, tijdstip van toediening en samenstelling van de meststof worden gekwantificeerd. Het risico op belasting van oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw wordt kwalitatief beoordeeld op basis van expertkennis. Het risico op lachgasemissie wordt beoordeeld met emissiefactoren en correcties van deze emissiefactoren voor de samenstelling van meststoffen, toedieningstechnieken en toedieningstijdstippen. Deze correcties zijn gebaseerd op literatuur en expertkennis. De beoordeling zal worden uitgevoerd door een werkgroep van de CDM.

Op basis van de beoordelingen van de risico's op verschillende emissies ten opzichte van die van de referentiesituatie wordt een samenvattend eindoordeel gevormd, waarbij ook een kwalitatieve beoordeling van de onzekerheden in de geschatte emissies wordt gegeven. De rapportage vindt plaats volgens een standaardformat.

Summary

The Decree on the Use of Fertilisers stipulates that animal manure must be applied using low-emission methods. The Decree also stipulates the periods of the year during which animal manure may be spread on the land. These regulations aim to limit environmental emissions of nitrogen and phosphate. In recent years, products derived from manure processing have become available. These new fertilisers can differ from previous products in terms of emission characteristics, which may necessitate different requirements for the way in which and the period during which the product can be spread on the land.

The Ministry of Economic Affairs has asked the Scientific Committee of the Manure Act (CDM) to draw up a protocol that can be used to assess what risks the use of different types of manure, different application techniques and different application times present as regards the leaching of nitrogen and phosphate into the groundwater and surface water and the emissions of ammonia and nitrous oxide to the atmosphere. Two questions are at stake here: (i) what is the effect on emissions of applying a particular product using a technique and/or a time of the year that does not meet the requirements stated in the Decree on the Use of Fertilisers, and (ii) what emissions are produced by a new fertiliser derived from animal manure compared to conventional animal manures. The reference situation is the currently accepted practice (i.e. meeting the stipulations of the Decree on the Use of Fertilisers, the Fertilisers Act and other prevailing regulations).

This report describes the protocol developed by CDM, which stipulates the methods by which the emissions risk is assessed. The risk of ammonia emissions is determined using calculations based on an empirical model available in the literature, which allows the effects of various factors on ammonia emissions to be quantified. The risk of nitrate leaching to the groundwater is calculated using existing model concepts, which quantify the effects on nitrate leaching of different soil types, crops, timing of application and composition of the fertiliser. The risk of surface water becoming polluted by nitrogen and phosphate produced by agricultural practices is assessed on the basis of expert knowledge. The risk of nitrous oxide emissions is assessed using emission factors, adjusted for the composition of the fertilisers, the application techniques used and the timing of applications. The adjustments are made on the basis of literature values and expert knowledge. The assessment will be carried out by a CDM working party.

The assessments of the risks of various emissions relative to the reference situation will be used to produce a summary overall assessment, including a qualitative evaluation of the uncertainties in the emissions estimations. The results will be reported using a standardised format.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Het Besluit Gebruik Meststoffen schrijft voor dat dierlijke mest op emissiearme wijze wordt toegediend (Bijlage 1). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen vaste mest (niet verpompbare dierlijke mest) en drijfmest (verpompbare dierlijke mest). Er wordt geen onderscheid gemaakt naar verschillende soorten vaste mest en drijfmest, noch naar diersoort noch naar diverse producten uit mestbewerking en mestverwerking. Dit Besluit bepaalt daarnaast in welke periode van het jaar dierlijke mest op het land mag worden gebracht (Bijlage 2). Ook hier wordt geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende soorten vaste mest en drijfmest. De voorschriften voor toediening hebben tot doel de emissie van ammoniak na toepassing te beperken. De voorschriften voor de uitrijdperiode hebben tot doel de uitspoeling van stikstof (N) en fosfaat (P) naar grondwater en oppervlaktewater te beperken.

De voornoemde voorschriften steunen voornamelijk op onderzoek en inzichten in de emissie-eigenschappen van meststoffen die begin jaren negentig beschikbaar waren. Voor vaste mest houden ze ook verband met de beperkte omvang en toepassing.

In de laatste jaren zijn nieuwe soorten vaste en verpompbare mest beschikbaar gekomen, waaronder vaste en vloeibare fracties uit mestscheiding, mineralenconcentraat dat ontstaat bij omgekeerde osmose van dunne fractie van mest en het digestaat van (co-)vergiste mest. Die nieuwe mestsoorten kunnen afwijkende emissie-eigenschappen hebben, zodat er aanleiding kan zijn minder strikte, of juist striktere, eisen te stellen aan de wijze waarop en de periode waarin de stof wordt toegediend. De vraag is daarom aan de orde in hoeverre de voorschriften van het Besluit Gebruik Meststoffen nog aansluiten bij het gebruik van deze stoffen. Tegen die achtergrond heeft ook het bedrijfsleven gevraagd om de actualiteit van de bestaande regels te herzien.

Het ministerie van Economische Zaken (EZ) heeft aan de Commissie van Deskundigen Meststoffenwet (CDM) gevraagd om een protocol op te stellen (Bijlage 3), dat in staat stelt te beoordelen welk risico de toepassing van mestsoorten, toedieningstechnieken en toedieningstijdstippen heeft op uitspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater en op de emissies van ammoniak (NH_3) en lachgas (N_2O) naar de atmosfeer. Hierbij wordt een oordeel van het risico op emissies gegeven ten opzichte van referentiemeststoffen, -toedieningstijdstippen en -toedieningstechnieken. Met dit protocol moet in de toekomst een kwalitatieve beleidsafweging kunnen worden gemaakt betreffende gebruiksvoorschriften voor dierlijke mest en producten daarvan. Het ministerie vraagt hierbij zorg te dragen voor een breed wetenschappelijk en maatschappelijk draagvlak en een internationale review van het protocol.

1.2 Doel

Het protocol heeft tot doel de risico's te beoordelen op emissies van NH_3 , NO_3 , P en N_2O bij toediening van mest en meststoffen, in afhankelijkheid van de wijze en het tijdstip van toediening alsmede van factoren die de emissies bepalen, zoals grondsoort, gewas en weer. Het gaat hierbij om twee typen vragen:

- Wat is het effect op emissies indien een bepaald product wordt toegediend met een techniek en/of op een tijdstip die niet voldoet aan de eisen die gesteld worden in Besluit Gebruik Meststoffen.

- Wat zijn de emissies van een nieuwe meststof (geproduceerd uit dierlijke mest) in vergelijking tot gangbare dierlijke mesten. De nieuwe meststof kan al dan niet worden toegediend conform de eisen die gesteld worden in het Besluit Gebruik Meststoffen.

De thans wettelijk toegelaten praktijk (dus voldoen aan Besluit Gebruik Meststoffen, Meststoffenwet en andere regelgeving) geldt hierbij als referentie. Het protocol moet het mogelijk maken het beleid kwalitatief inzicht te geven in de milieukundige gevolgen van eventuele aanpassingen van gebruiksvoorschriften voor dierlijke mest en mestproducten.

1.3 Afbakening en toepassing

Met het protocol moet het risico op emissies van NH₃, NO₃, P en N₂O naar het milieu in beeld worden gebracht bij toepassing van een nieuwe meststof, een nieuwe toedieningstechniek of een tijdstip buiten de perioden waarin thans is toegestaan om mest toe te dienen. De mate van toepassing van de nieuwe meststof, toedieningstechniek en/of periode in Nederland wordt niet meegenomen in de beoordeling, aangezien dit ook niet wordt beschouwd in Besluit Gebruik Meststoffen.

Bij veel mestbewerkings- of verwerkingstechnieken ontstaan meerdere producten die vaak verschillen in risico's op emissies (bijvoorbeeld de dunne en dikke fractie van gescheiden mest). Het protocol wordt toegepast voor de meststof uit de aanvraag van het ministerie van EZ. Het wordt aanbevolen dat niet één maar alle producten die ontstaan tijdens de bewerking en verwerking worden beoordeeld. Op deze wijze kan een volledige afweging worden gemaakt van het milieurisico van producten uit mestverwerking.

Toetsing van andere producten dan producten uit dierlijke mest, zoals reststromen uit de industrie, behoort niet tot dit protocol.

Op verzoek van het ministerie van EZ is het protocol afgebakend tot beoordeling van het risico op uitspoeling en gasvormige emissies. Het protocol gaat niet in op mogelijke nevenaspecten van een nieuwe toepassing, zoals effecten op volksgezondheid (in verband met aanwezigheid zoönosen), stank, bodemkwaliteit, weidevogels, bodemleven en bodembelasting met zware metalen (zie Huijsmans *et al.* (2008) voor review van nevenaspecten van mesttoedienings-technieken). Het mag niet worden uitgesloten dat het protocol in de toekomst wordt uitgebreid met andere aspecten.

Het protocol is een wetenschappelijk document, dat gebruikt wordt om een wetenschappelijke beoordeling uit te voeren van de risico's op emissies. Het is dus geen juridisch document. De CDM stelt op basis van dit protocol adviezen op voor het ministerie van EZ met een kwalitatieve beoordeling van risico's. Het ministerie van EZ maakt op basis van het advies en andere overwegingen samen met het ministerie van I&M een beslissing over de gebruiksvoorschriften voor dierlijke mest en producten.

2 Opzet en toepassing van het Protocol

Het protocol is een openbaar document, dat via de website van de CDM (<http://www.cdm.wur.nl/NL/>) beschikbaar is. De opzet van het protocol wordt in paragraaf 2.1 beschreven. De beoordeling van de risico's op emissies van NH₃, NO₃, P en N₂O naar het milieu op basis van het protocol, zal worden uitgevoerd door een werkgroep van de CDM. De werkwijze van deze werkgroep wordt in paragraaf 2.2. op hoofdlijnen beschreven. Het oordeel van de werkgroep wordt gestuurd naar het ministerie van EZ, die vervolgens de beleids-afweging maakt en de gebruiksvoorschriften voor de toediening van de meststoffen opstelt.

2.1 Opzet van het protocol

De opzet van het protocol staat schematisch weergegeven in Figuur 1. De stappen in het protocol worden nader beschreven in de volgende hoofdstukken.

- De werkgroep maakt een beschrijving van het mestgebruik dat moet worden beoordeeld. Deze beschrijving wordt gebaseerd van de gegevens uit het verzoek van het ministerie van EZ. Er wordt hierbij een onderscheid gemaakt tussen:
 - Het toetsen van een gangbare meststof, bij toediening met een techniek en/of op een tijdstip die niet conform de eisen uit het Besluit Gebruik Meststoffen zijn, op emissies van NH₃, NO₃, P en N₂O naar het milieu op basis van het protocol. In deze toets wordt het risico op emissies bij de nieuwe techniek en/of periode vergeleken met de emissies die ontstaan indien deze meststof wordt toegediend conform de eisen uit het Besluit Gebruik Meststoffen (Referentie 1).
 - Het toetsen van een nieuwe meststof (geproduceerd uit dierlijke mest), in vergelijking tot gangbare dierlijke mesten, op emissies op NH₃, NO₃, P en N₂O naar het milieu op basis van het protocol (Referentie 2). De nieuwe meststof kan al dan niet worden toegediend conform de eisen die gesteld worden in Besluit Gebruik Meststoffen.
- De meststof wordt gekarakteriseerd, de toedieningstechniek en het toedieningstijdstip beschreven en er wordt een beschrijving gegeven van overige relevante gegevens, zoals grondsoort, gewas en mogelijke beheersaspecten (bemesting, waterbeheer en grondbewerking). Deze stap uit het protocol wordt in Hoofdstuk 3 beschreven.
- De werkgroep beschrijft de referentie-situatie (Hoofdstuk 4):
 - Referentie 1. Bij het toetsen van gangbare meststoffen met nieuwe toedienings-technieken en toedieningstijdstippen is de referentie de toediening van die gangbare meststoffen met technieken en/of op tijdstippen die voldoen aan de voorschriften uit het huidige Besluit Gebruik Meststoffen. Er wordt hierbij uitgegaan van bestaande landbouwpraktijk, maar met het hoogste risico op emissie bij technieken en/of tijdstippen die zijn toegestaan.
 - Referentie 2. Bij het toetsen van een nieuwe meststof moet worden nagegaan met welke dierlijke mest (en toedieningstechniek en –tijdstip) deze meststof het best kan worden vergeleken. Het ligt voor de hand dat producten uit rundermest met dunne rundermest worden vergeleken en die uit varkensmest met dunne varkensmest. De werkgroep zal de referentie beschrijven en de keuze voor de referentie onderbouwen.
- De risico's op emissies van NH₃ en N₂O naar de lucht, die van uitspoeling van NO₃ naar grondwater en die van uitspoeling van N en P naar oppervlaktewater worden beoordeeld bij het

mestgebruik in de te beoordelen situatie (Hoofdstuk 3) en bij het mestgebruik in de referentiesituatie (Hoofdstuk 4). De methode voor beoordeling van het risico op NH_3 -emissie staat in Hoofdstuk 5 beschreven, die van NO_3 -uitspoeling in Hoofdstuk 6, die van P- en N-emissie naar oppervlaktewater in Hoofdstuk 7 en die van N_2O -emissie in Hoofdstuk 8. In alle hoofdstukken worden tabellen gegeven met een kwantitatieve of kwalitatieve inschatting van de emissies onder bepaalde omstandigheden, bij bepaalde toedienings-technieken of bij een bepaalde samenstelling van het product. Deze tabellen worden gebruikt bij de beoordeling van het risico op emissies. De aard en de inhoud van deze tabellen verschillen tussen de hoofdstukken. Dit wordt veroorzaakt door de verschillen in de factoren die de verschillende emissies bepalen, de kennis van de processen en de beschikbaarheid van modellen en/of meetgegevens om de processen te kwantificeren.

- De NH_3 -emissie is berekend met een uit de literatuur beschikbaar empirisch model, waarbij de effecten van hoofdfactoren NH_4 -gehalte, pH, gehalte aan drogestof, de mestgift en toedieningstechniek zijn gekwantificeerd bij toediening op verschillende tijdstippen in het jaar.
- De NO_3 -uitspoeling is berekend op jaarbasis met behulp van bestaande modelconcepten, waarbij de effecten op NO_3 -uitspoeling van grondsoort, gewas, en samenstelling van de meststof (aandeel minerale en organische N) zijn gekwantificeerd bij toediening op verschillende tijdstippen in het jaar.
- Bij de belasting van oppervlaktewater met N en P uit de landbouw via transport door de lucht en door oppervlakkige uitspoeling ligt de focus op het inschatten van de risico's in de perioden direct na toediening. Op basis van expertkennis is een kwalitatieve beoordeling gemaakt van het risico op drift bij bespuiting van bladmeststoffen, verstuiwing van poederige meststoffen, winderosie van droge producten, oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit meststoffen en watererosie van mest en meststoffen bij verschillende omstandigheden.
- De N_2O -emissie is gekwantificeerd met N_2O -emissiefactoren voor kunstmest en dierlijke mest die uit metingen zijn afgeleid (i.e. de emissiefactoren die Nederland hanteert voor rapportages van broeikasgasemissies) en correcties van deze emissiefactoren voor de samenstelling van meststoffen, toedieningstechnieken en toedieningstijdstippen. Deze correcties zijn gebaseerd op literatuur en expertkennis.

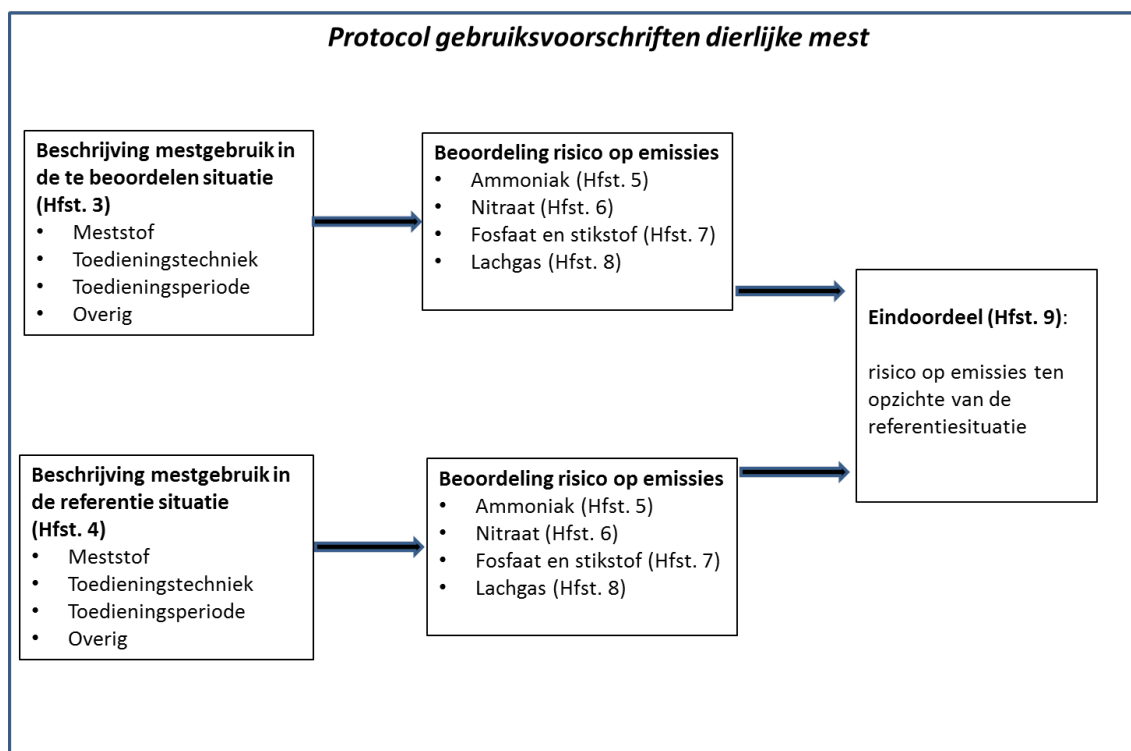
Het risico op de verschillende emissies hebben van een onderling verband. Zo leidt ammoniak-emissiearme mesttoediening tot meer minerale stikstof in de bodem, waardoor het risico op NO_3 -uitspoeling en N_2O -emissie toenemen. In de berekeningen van het risico op NO_3 -uitspoeling en N_2O -emissie wordt rekening gehouden met de NH_3 -emissie.

- Op basis van de beoordelingen van de risico's op verschillende emissies ten opzichte van die van de referentiesituatie (huidige praktijk) wordt een samenvattend eindoordeel gevormd, waarbij ook een kwalitatieve beoordeling van de onzekerheden in de geschatte emissies wordt gegeven. Er vindt geen weging plaats van de risico's van de verschillende emissies. De rapportage vindt plaats in een standaardformat, die als bijlage van het advies aan het ministerie wordt gestuurd. Dit wordt beschreven in Hoofdstuk 9.

2.2 Toepassing van het protocol

Het CDM installeert een werkgroep bestaande uit drie personen (voorzitter, secretaris en een derde lid) die de beoordelingen van (nieuwe) meststoffen en toedieningstechnieken met het protocol uitvoeren. In de werkgroep zijn verschillende expertises en instellingen vertegenwoordigd. De werkwijze is als volgt (zie Figuur 1):

- Het ministerie van EZ stuurt een verzoek tot beoordeling naar de secretaris van de CDM. In dit verzoek wordt duidelijk omschreven om welk product het gaat, hoe het wordt toegediend en wanneer. Bij nieuwe producten en toedieningstechniek moet meer informatie worden geleverd dan bij bekende producten en toedieningstechnieken (zie Hoofdstuk 3).
- De secretaris van de CDM beoordeelt of het protocol kan worden toegepast voor beantwoording van de vragen uit het verzoek van het ministerie. De secretaris kan het ministerie eventueel benaderen om de vraagstelling scherper te krijgen of vragen om aanvullende gegevens, die nodig zijn (bijvoorbeeld resultaten van de samenstelling van het product, indien het een nieuw product is of een nieuwe toedieningstechniek).
- De werkgroep beoordeelt de risico op emissies bij het mestgebruik uit het verzoek ten opzichte van het mestgebruik in de referentiesituatie.
- De werkgroep stuurt de risicobeoordeling naar de voorzitter van de CDM. Daarna wordt het aangeboden aan het ministerie van EZ.
- Het advies is openbaar en wordt gepubliceerd op de website van de CDM: www.cdm.wur.nl
- Het ministerie van EZ zal op basis van het oordeel en eventueel andere overwegingen beslissen of het Besluit Gebruik Meststoffen zal worden aangepast.



Figuur 1: Werkwijze van de beoordeling van risico's op emissies en de opzet van het protocol.

Het protocol kan worden aangepast indien er nieuwe wetenschappelijke inzichten zijn over emissies of indien er veranderingen in het beleid zijn opgetreden. Er wordt één keer per jaar nagaan (eerste kwartaal) of het protocol zou moeten worden aangepast. De CDM zal aan het ministerie aangeven op welke aspecten het protocol zou moeten worden aangepast. Het ministerie van EZ kan dan aan de CDM vragen om het protocol aan te passen.

3 Beschrijving van het te beoordelen mestgebruik

3.1 Beschrijving van de vraag

In het advies van de CDM (zie Hoofdstuk 9) wordt de te beoordelen meststof inclusief toedieningstechniek en -tijdstip beschreven. Het referentienummer uit de brief van het ministerie van EZ wordt in het advies vermeld. Daarnaast worden de volgende gegevens gegeven: karakterisering van de meststof (paragraaf 3.2), beschrijving van de toedieningstechniek (paragraaf 3.3), het toedieningstijdstip, de gift (paragraaf 3.4) en eventuele andere voor de toetsing relevante gegevens (paragraaf 3.5).

3.2 Karakterisering van de meststof

3.2.1 Beschrijving

Van de te beoordelen meststof worden de volgende eigenschappen beschreven:

- herkomst (bijvoorbeeld diersoort, productieproces, etc.);
- behandeling van meststof (en combinaties): bewerking, verwerking, toevoegmiddelen: vergisting, compostering, scheiding, drogen, aanzuren, nitrificatieremmers, stro, mengen met bestaande meststoffen zoals dierlijke mest etc.;
- vorm: vloeibaar, vast, korrels, pellets, poedervorm, gedroogd etc.;
- overige opmerkingen.

3.2.2 Chemische samenstelling

De volgende gehalten worden vermeld:

- droge stof;
- pH;
- ammonium (NH_4) en nitraat (NO_3);
- totaal N;
- organisch gebonden N (berekend uit verschil N_{totaal} en minerale N);
- totaal P;
- organische koolstof.

Er kunnen voor de chemische samenstelling verschillende bronnen worden gebruikt:

- Indien het een bekende mestsoort betreft, dan hanteert de werkgroep de samenstelling van mestsoorten uit de Adviesbasis Bemesting Grasland en Voerdersgewassen (Bijlage 4).
- Bij bekende mestverwerkingsproducten zal de samenstelling worden afgeleid uit onderzoeksrapporten. De bron waarop de samenstelling wordt gebaseerd, wordt vermeld. Van enkele producten wordt de samenstelling in Bijlage 4 vermeld.
- Bij nieuwe producten, zal de producent gegevens over de samenstelling moeten overleggen. De analysemethode wordt vermeld en / of er wordt een verwijzing opgenomen naar het laboratorium.

3.3 Toedieningstechniek

Om risico's op emissies bij een bepaalde toedieningstechniek van een meststof te beoordelen, kunnen de volgende factoren van belang zijn. De werkgroep zal op basis van de adviesvraag nagaan welke factoren relevant zijn in de betreffende beoordeling:

- verdeling van de meststof op/in de bodem (homogeen, in een rij): oppervlakkig, inwerken, breedwerpig, etc.;
- afstand tussen de rijen, in cm;
- diepte waarop de meststof in de bodem wordt geplaatst, in cm;
- plaats van de meststof ten opzichte van (de wortels van) een eventueel gewas;
- tijdstip van onderwerken ten opzichte van tijdstip van toediening;
- andere handelingen (bv. water toedienen).

Bij bekende toedieningstechnieken zal de werkgroep gebruik maken van bestaande beschrijvingen van de techniek en daar naar verwijzen.

Indien het om een nieuwe toedieningstechniek gaat, dan zal de aanvrager een gedetailleerde beschrijving van de toedieningstechniek moeten leveren (met tekening of foto's).

3.4 Toedieningstijdstip en -hoeveelheid

Er wordt aangegeven in welke periode, welk tijdstip en eventueel onder welke omstandigheden de meststof zal worden toegediend. Daarbij wordt ook de gift aangegeven en de tijdstippen van toediening. Bij de hoeveelheid wordt uitgegaan van goede bemestingspraktijk, bemestingsadviezen en gebruiksnormen. De werkgroep die de beoordeling uitvoert, bepaalt de grootte van de gift waarbij wordt getoetst en zal deze keuze onderbouwen.

3.5 Overige gegevens

De noodzaak voor het verzamelen van overige gegevens wordt bepaald door de werkgroep en is sterk afhankelijk van de te beoordelen meststof, techniek en/of toedieningstijdstip.

3.5.1 Grondsoort

De volgende grondsoorten worden onderscheiden:

- Kleigrond;
- Zandgrond;
- Veengrond;
- Lössgrond.

Indien nodig voor de beantwoording van de vragen worden de grondsoorten nader gekarakteriseerd, zoals bijvoorbeeld de pH (kalkloos of kalkhoudend) of de vochtvoorziening.

3.5.2 Type gewas

Er wordt onderscheid gemaakt tussen grasland, bouwland en maïsland en wordt aangegeven of er een wintergewas wordt geteeld. Er wordt uitgegaan van gemaaid grasland. Indien beweiding relevant is, zal dit worden aangegeven.

3.5.3 Beheer

Bij sommige beoordelingen zouden specifieke beheersaspecten een rol kunnen spelen, zoals grondbewerking, waterbeheer, beheer van gewasresten, grondontsmetting, beweiding, het scheuren van grasland etc. Bij de beoordeling van een product, toedieningstechniek of toedieningstijdstip wordt steeds nagegaan of dit soort beheersaspecten een rol spelen en mee moeten worden genomen in de beoordeling.

4 Beschrijving van het mestgebruik in de referentiesituatie

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de gangbare toedieningstechnieken en – tijdstippen bij gebruik van de in 3.2 beschreven meststoffen. Er kunnen twee referentiesituatie worden onderscheiden:

- Referentie 1, voor beoordeling van risico's op emissies naar grond- en oppervlaktewater en de atmosfeer indien meststoffen niet conform Besluit Gebruik Meststoffen worden toegediend. Deze referentiesituatie beschrijft de techniek en tijdstip van toediening indien de te beoordelen meststof wordt toegediend conform de eisen uit het Besluit Gebruik Meststoffen (paragraaf 4.2).
- Referentie 2, voor beoordeling van risico's op emissies naar grond- en oppervlaktewater en de atmosfeer bij toepassing van nieuwe meststoffen (geproduceerd uit mest). Bij het toetsen van een nieuwe meststof moet worden nagegaan met welke dierlijke mest (en toedieningstechniek en –tijdstip) deze meststof het best kan worden vergeleken (paragraaf 4.3).

4.2 Referentie 1

Er wordt uitgegaan van bestaande landbouwpraktijk, maar dan met de hoogste risico's op emissies bij technieken en/of tijdstippen die zijn toegestaan. Voor NH₃ is dit bijvoorbeeld toediening met de sleepvoet en voor NO₃ is dit toediening vlak voor het tijdstip waarop geen mest meer mag worden toegediend. Er wordt hierbij uitgegaan van gangbare landbouwpraktijk.

4.2.1 Karakterisering van de meststof

Deze gegevens zijn identiek aan de gegevens die verzameld worden voor de beschrijving van het te beoordelen mestgebruik (Hoofdstuk 3).

4.2.2 Beschrijving van grondsoort en gewas

Er wordt aangegeven bij welke grondsoort en type gewas de meststof wordt toegediend. Deze gegevens zijn identiek aan de gegevens die verzameld worden voor de beschrijving van het te beoordelen mestgebruik (Hoofdstuk 3).

4.2.3 Toedieningstechniek

In het Besluit Gebruik Meststoffen staat dat dierlijke meststoffen emissiearm moeten worden toegediend (Bijlage 2). Het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen wordt als volgt beschreven.

Voor grasland geldt:

- Grasland op zand- of lössgrond: drijfmest wordt onmiddellijk in de grond gebracht.
- Grasland op kleigrond of veengrond: drijfmest wordt onmiddellijk op of in de grond gebracht.
- Toediening van drijfmest in de grond mag alleen met apparatuur waarmee de mest uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter. Technieken die hier aan voldoen zijn injectie (meer dan 5 cm diep) en zodenbemesting.

- Toediening van drijfmest op de grond mag alleen door middel van apparatuur waarmee de mest uitsluitend in strookjes tussen het gras wordt gebracht, waarbij het gras tevoren wordt opgelicht of zijdelings wordt weggedrukt. De strookjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter en de afstand van het midden van een strookje tot het midden van het naastliggende strookje is minimaal 15 centimeter. Technieken die hier aan voldoen zijn sleepvoet en sleufkouter.

Vaste dierlijke meststoffen hoeven op grasland niet emissiearm te worden toegediend, tenzij de grond een helling heeft van 7% of meer.

Voor bouwland geldt:

- Drijfmest op beteeld bouwland: de mest moet onmiddellijk in de grond worden gebracht door middel van apparatuur waarmee de mest uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter. Technieken die hier aan voldoen zijn injectie (>5 cm) en zodenbemesting.
- Drijfmest op niet-beteeld bouwland: de mest moet onmiddellijk in de grond worden gebracht door middel van apparatuur waarmee de mest uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter en zijn minimaal 5 centimeter diep. Technieken die hier aan voldoen zijn injectie (meer dan 5 cm diep) en zodenbemesting.
- Daarnaast mag drijfmest in één werkgang worden aangewend, waarbij de mest met één machine op het grondoppervlak wordt gebracht en ondergewerkt, op zodanige wijze dat de mest direct nadat deze op het grondoppervlak is gebracht ofwel in de grond wordt gebracht, ofwel intensief met de grond wordt vermengd, met als gevolg dat de mest als zodanig niet meer zichtbaar op het grondoppervlak ligt.
- Vaste mest wordt in maximaal twee direct opeenvolgende werkgangen op het grondoppervlak gebracht en ondergewerkt, en wel op zodanige wijze dat de mest direct nadat deze op het grondoppervlak is gebracht ofwel in de grond wordt gebracht, ofwel intensief met de grond wordt vermengd, met als gevolg dat de mest als zodanig niet meer zichtbaar op het grondoppervlak ligt.

4.2.4 Toedieningstijdstip en -hoeveelheid

Er wordt aangegeven in welke periode, welk tijdstip en eventueel onder welke omstandigheden de meststof zal worden toegediend. Daarbij wordt ook de gift aangegeven en de tijdstippen van toediening. Bij de hoeveelheid wordt uitgegaan van goede bemestingspraktijk, bemestingsadviezen en gebruiksnormen. De werkgroep die de beoordeling uitvoert, bepaalt de grootte van de gift waarbij wordt getoetst en zal deze keuze onderbouwen.

De perioden waarin meststoffen mogen worden toegediend staan in Besluit Gebruik Meststoffen (BGM) weergegeven (zie Bijlage 3 als voorbeeld). De meest recente BGM zal bij de beoordeling worden geraadpleegd. Naast deze algemene bepalingen met betrekking tot toedieningstijdstippen, worden er ook bepalingen gesteld met betrekking tot gebruik van dierlijke meststoffen, N-kunstmest, zuiveringsslib, compost en overige organische meststoffen onder specifieke omstandigheden:

- Het is verboden om deze meststoffen te gebruiken indien de bodem geheel of gedeeltelijk is bevroren of geheel of gedeeltelijk is bedekt met sneeuw of indien de bovenste bodemlaag met water verzadigd is.
- Het is verboden om deze meststoffen in de periode van 1 september tot en met 31 januari toe te dienen, indien de bodem tegelijkertijd wordt bevoeid, beregend of geïnfiltreerd (d.w.z. aanvoeren van water op of onder het grondoppervlak door middel van een buizen- of slangenstelsel).

De regels zijn niet van toepassing op het gebruik van vaste mest op grasland waarop een beheer wordt gevoerd, indien het gebruik van vaste mest onderdeel is van het op het desbetreffende grasland van toepassing zijnde beheersregime.

4.3 Referentie 2

Als een nieuwe meststof wordt toegediend, dan is de referentiesituatie het gebruik van een bestaande dierlijke meststof die conform de regels uit Besluit Gebruik Meststoffen wordt toegediend.

4.3.1 Karakterisering van de referentiemeststof

In Bijlage 4 wordt de samenstelling gegeven van dierlijke meststoffen. Deze samenstelling wordt gebruikt bij de toetsing. De werkgroep, die de beoordeling uitvoert, zal bepalen welke mest als referentie wordt gekozen. Voor sommige producten kunnen meerdere referentie-meststoffen worden gekozen. De werkgroep die beoordeling uitvoert, maakt de keuze van de referentie en zal de keuze onderbouwen.

4.3.2 Beschrijving van grondsoort en gewas

Er wordt aangegeven bij welke grondsoort en type gewas en beheer de meststof wordt toegediend. Deze gegevens zijn identiek aan de gegevens die verzameld worden voor de beschrijving van het te beoordelen mestgebruik (Hoofdstuk 3).

4.3.3 Toedieningstechniek

Zie paragraaf 4.2.3 voor de toedieningstechnieken die zijn toegestaan binnen Besluit Gebruik Meststoffen.

4.3.4 Toedieningstijdstip

Zie paragraaf 4.2.4 voor de perioden waarin het is toegestaan om meststoffen toe te dienen.

5 Risico op ammoniakemissie

5.1 Inleiding

Het risico op NH₃-emissie wordt beschouwd bij het mestgebruik in de te beoordelen situatie (nieuwe meststof en/of toedieningstechniek en/of toedieningstijdstip; Hoofdstuk 3) en in de referentiesituatie (Hoofdstuk 4). In de beoordeling wordt gebruik gemaakt van literatuur en beoordelingstabellen die zijn afgeleid uit resultaten van modellen, literatuur en/of expertkennis.

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van het proces van NH₃-emissie en de factoren die van invloed zijn op de NH₃-emissie (paragraaf 5.2). In paragraaf 5.3 wordt een inschatting gegeven van de NH₃-emissie die bij verschillende omstandigheden kan worden verwacht. Ook worden tabellen gegeven die gebruikt kunnen worden bij de beoordeling van het risico op NH₃-emissie.

5.2 Beschrijving van het proces en invloedsfactoren

5.2.1 Inleiding

De emissie van NH₃ uit mest is een verdampingsproces. De NH₃-emissie van een bemest oppervlak is recht evenredig met het verschil tussen de NH₃-concentratie aan het mest-oppervlak en in het aangrenzende luchtlaagje (Chardon *et al.*, 1991), volgens:

$$E = k (c_s - c_a) \quad (1)$$

waarin:

E : emissiesnelheid [g/(m².s)]

k : transportcoëfficiënt [m/s]

c_s : concentratie aan mestoppervlak [g/m³]

c_a : concentratie boven mestoppervlak [g/m³]

De concentratie aan het mestoppervlak wordt weer bepaald door het evenwicht tussen het NH₄-gehalte in de mest (in de NH₃-literatuur wordt dit TAN genoemd; Total Ammoniacal Nitrogen) en het NH₃-gehalte in de gasfase (Freney *et al.*, 1983):



Waarin NH_{4⁺, aq, m} het NH₄-gehalte in de mest is, NH_{3, aq, m} het NH₃-gehalte in de mest en NH_{3, g, m} het NH₃-gehalte in de gasfase.

Bij gelijkblijvende omstandigheden (dezelfde transportcoëfficiënt k) is de afname van de emissiesnelheid evenredig met de afname van het concentratieverschil. Het emissieverloop neemt dan in de tijd exponentieel af.

De hoogte van de mogelijke NH₃-emissie wordt vooral bepaald door de mestsamenstelling (NH₄-concentratie, pH en drogestofgehalte, viscositeit) en door omgevings- en bedrijfstechnische factoren. Belangrijke omgevingsfactoren zijn weersomstandigheden, grondsoort, bodemconditie en eventuele begroeiing. Bedrijfstechnische factoren zijn mestgift, structuur van de grond, toedieningstechniek

(mestoppervlak) en verdunning of toevoeging van andere middelen aan de mest voor het toedienen. Interacties tussen deze omgevings- en bedrijfstechnische factoren op NH₃-emissie zijn in het algemeen complex van aard.

In de volgende paragrafen wordt verder ingegaan op de belangrijkste factoren die NH₃-emissies beïnvloeden, namelijk: mest samenstelling, omgevingsfactoren en bedrijfstechnische factoren.

5.2.2 Mestsamenstelling

Ammoniumgehalte

Naarmate de NH₄-concentratie toeneemt, zal het evenwicht tussen NH₄ en NH₃ in de mest (zie vergelijking 2) naar rechts verschuiven en kan meer NH₃ vervluchtigen.

pH

De pH heeft invloed op het evenwicht in vergelijking (2), doordat bij een lagere pH het evenwicht naar links zal verschuiven (Freney *et al.*, 1983). Uit diverse onderzoeken bleek de NH₃-emissie met 30-98% te verminderen bij mest met een pH van 5,0-6,5 ten opzichte van pH >7,0 (Stevens *et al.*, 1989; Frost *et al.*, 1990; Stevens *et al.*, 1992, Bussink *et al.*, 1994). Daarbij neemt de emissie af naarmate de pH lager is.

Drogestofgehalte

Een hoog drogestofgehalte zal een snelle infiltratie van de mest in de bodem kunnen verhinderen en de emissie kunnen bevorderen (Amberger *et al.*, 1987; Amberger, 1991; Stevens *et al.*, 1992). Vooral bij een slecht indringbare bodem (bijvoorbeeld verdichte of verzadigde grond) kan het drogestofgehalte van belang zijn (Jarvis & Pain, 1990).

5.2.3 Omgevingsfactoren

Windsnelheid

De transportcoëfficiënt in vergelijking (1) neemt toe met de windsnelheid. Door de wind of beter de turbulentie die ontstaat door de windschering en thermiek aan het oppervlak, wordt de vervluchtigde NH₃ afgevoerd van het oppervlak en meegevoerd met de gemiddelde wind. Hierdoor blijft er een concentratieverschil bestaan tussen de NH₃-concentratie aan het bemeste oppervlak en in de lucht daarboven en wordt zo de emissie in stand gehouden.

Temperatuur

Naarmate de temperatuur hoger wordt, neemt de oplosbaarheid van NH₃ in water (mestvocht) af en wordt (bij gegeven pH van de mest) de verhouding tussen NH₃ en NH₄ in de mest dus hoger. Hierdoor neemt de emissie toe (zie vergelijking 2; Vlek en Stumpe, 1978; Freney *et al.*, 1983).

Luchtvochtigheid

Onder drogende omstandigheden kan door waterverdamping de NH₄-concentratie in de mest worden verhoogd, waardoor de emissie toeneemt (Brunke *et al.*, 1988; Horlacher en Marschner, 1990; Sommer *et al.*, 1991a). Daarentegen zal bij extreme uitdroging van de mest door zogenaamde korstvorming de weerstand tegen NH₃-vervluchtiging worden verhoogd, waardoor de emissie zal afnemen (Thompson *et al.*, 1990b).

Neerslag vóór het toedienen van mest belemmert door een hoog bodemvochtgehalte de mogelijkheid voor infiltratie van de mest in de bodem en daarmee indirect de NH₃-emissie (zie bodemconditie). Neerslag na het toedienen kan ervoor zorgen dat de mest beter in de bodem spoelt, waardoor de emissie (tijdelijk) afneemt (Beauchamp, 1983; Freney *et al.*, 1983; Horlacher & Marschner, 1990).

Bodemconditie en begroeiing

Theoretisch kan worden beredeneerd dat bij een hoog initieel bodemvochtgehalte de mest niet diep in de grond kan dringen. Binnendringing vindt alleen plaats in de grote poriën in de bovenste millimeters van de grond. Bij droge grond zou de mest ook via de kleine poriën dieper in de grond kunnen dringen (Van der Molen *et al.*, 1989). Hierdoor zou de emissie van mest toegediend op droge grond lager kunnen zijn dan bij toediening op natte grond. Ismail *et al.* (1991) toonden aan dat de emissie op zowel heel droge als heel vochtige bodem het hoogst was.

Hoge windsnelheden kunnen veroorzaken dat het bovenste laagje van de bodem uitdroogt (Bouwmeester *et al.*, 1985). Hierdoor kan de emissie afnemen, zodat een omgekeerde relatie tussen emissie en windsnelheid kan ontstaan (Brunke *et al.*, 1988).

Wat betreft de andere bodemeigenschappen zijn de CEC (Cation Exchange Capacity), de pH en de buffercapaciteit van belang. Een hogere CEC (betere binding $\text{NH}_4\text{-N}$), een lagere pH (zie vergelijking 2) en een slechte buffering zullen de NH_3 -emissie verminderen (Frenay *et al.*, 1983).

De aanwezigheid van gras zal bij bovengronds, breedwerpig toedienen het mestoppervlak vergroten en als een fysieke barrière tegen infiltratie in de bodem fungeren (Thompson *et al.*, 1990a; Amberger, 1991). Dit geldt ook voor stoppel en stro op bouwland (Amberger *et al.*, 1987). Een hoger gewas zal door een afname van de windsnelheid over het bemeste oppervlak de emissie echter doen verlagen (Thompson *et al.*, 1990a; Amberger, 1991; Sommer *et al.*, 1991b).

5.2.4 Bedrijfstechnische factoren

Mestgift

Naarmate de mestgift hoger is, zal het langer duren, voordat de mest in de bodem is gezakt. Als gevolg hiervan kan bij een hogere mestgift meer NH_3 emitteren dan bij een lagere mestgift (Horlacher & Marschner, 1990; Thompson *et al.*, 1990b). Bij een hogere mestgift wordt echter meer $\text{NH}_4\text{-N}$ toegediend, waardoor de emissie als percentage van de toegediende hoeveelheid $\text{NH}_4\text{-N}$ niet of nauwelijks hoger bleek te zijn (Pain & Klarenbeek, 1988; Thompson *et al.*, 1990b; Horlacher & Marshner, 1990). Mogelijk dat de (procentuele) emissie bij een lage mestgift zelfs hoger is dan bij een hogere mestgift, omdat een dunne laag mest sneller uitdroogt, waardoor de NH_4 -concentratie toeneemt (Brunke *et al.*, 1988). Bij sterke uitdroging bestaat echter de kans dat de weerstand tegen diffusie toeneemt en de emissie afneemt (Thompson *et al.*, 1990b).

Mestoppervlak en toedieningstechniek

Verkleining van het oppervlak door de mest in stroken toe te dienen bleek de emissie ten opzichte van de referentie (bovengronds, breedwerpig verspreiden) te reduceren, hoewel het reductiepercentage lager was dan de oppervlakteverkleining (Thompson *et al.*, 1990b). Het injecteren en direct onderwerken van de mest reduceerde de emissie aanzienlijk (Hoff *et al.*, 1981; Brunke *et al.*, 1988; Horlacher en Marshner, 1990; Amberger, 1991; Döhler, 1991; Ismail *et al.*, 1991; Pain *et al.*, 1991). Van nieuwe technieken voor mesttoediening op grasland (sleepvoeten, zodenbemesting) is aangetoond dat ze de NH_3 -emissie verlagen ten opzichte van bovengronds breedwerpige toediening (Huijsmans *et al.*, 2001). Direct onderwerken en mestinjectie op bouwland reduceren de NH_3 -emissie (Huijsmans *et al.*, 2003), waarbij de snelheid van onderwerken van belang is voor de hoogte van deze emissiereductie (Huijsmans & Mol, 1999).

Bij bovengronds, breedwerpig toedienen bleek de emissie door slechtere infiltratie op een vastgereden bodem hoger te zijn dan op een losgewerkte bodem (Hoff *et al.*, 1981; Amberger, 1991). Dit effect was duidelijker naarmate de mest dikker was (Döhler, 1991).

Verdunning

Door verdunning van mest wordt de NH_4 -concentratie verlaagd en de indringing in de bodem verbeterd. Door verdunning met een half of één keer op gewichtsbasis werd de emissie met respectievelijk circa 25% en circa 50% ten opzichte van de onverdunde mest gereduceerd (Döhler, 1991; Stevens *et al.*, 1992). Bij verdunning van mest moet er wel rekening mee worden gehouden dat voor een gelijke N-gift een naar verhouding groter volume wordt gegeven, wat – ondanks de verbeterde infiltratie in de bodem – bij een slecht doorlatende bodem niet altijd tot een emissie-reductie hoeft te leiden.

5.2.5 Samenspel van invloedsfactoren

De genoemde invloedsfactoren op de NH_3 -emissie zijn meestal aangetoond voor de betreffende factor bij gelijkblijvende andere invloedsfactoren. De NH_3 -emissie blijkt echter gerelateerd te zijn aan het samenspel van de verschillende invloedsfactoren. Zo kunnen bijvoorbeeld weersinvloeden een vermeend effect van mestverdunning juist teniet doen. De NH_3 -emissie betreft een verdampingsproces. Een mechanistisch procesmodel voor de NH_3 -emissie bij mesttoediening geparametriseerd voor Nederlandse omstandigheden is niet voorhanden.

De NH_3 -emissie is afhankelijk van een aantal meteorologische factoren. Binnen metingen eenduidig wijzen naar één factor die de emissie zou hebben verlaagd, is veelal niet mogelijk. In een aantal onderzoeken (Huijsmans *et al.*, 2001 en 2003; Bussink *et al.*, 1994; Générumont & Cellier, 1997, Søggaard *et al.*, 2002) is op basis van een groot aantal experimenten procesmatig gekeken naar de invloedsfactoren op de NH_3 -emissie. De volgende weersomstandigheden factoren samen of apart kunnen bijdragen aan het beperken van de NH_3 -emissie:

- lagere windsnelheid;
- lagere temperatuur;
- hogere relatieve luchtvochtigheid;
- minder instraling;
- neerslag.

Huijsmans *et al.* (2001) hebben op basis van de uitrijproeven op grasland een statistische formulering afgeleid voor de invloed van de windsnelheid en de instraling op de emissie bij bovengrondse breedwerpige mesttoediening. Zo vonden zij bijvoorbeeld dat bij een toename van de windsnelheid met 2 m/s de emissie met 65% toenam. Een toename van de straling met 100 J/cm² uur leidde tot een toename van 75% in emissie. Dit zijn echter indicatieve waarden en worden alleen bereikt bij gelijkblijvende weersomstandigheden gedurende de gehele emissieperiode (4 dagen).

Conditie met neerslag

Tot op heden is er in Nederland weinig onderzoek uitgevoerd naar het effect van neerslag op de NH_3 -emissie. Emissiemetingen vinden buiten in het open veld plaats onder de gegeven omstandigheden. Het aantal invloedsfactoren op de hoogte van de emissie is groot en daarmee ook de variatie in de onderzoeksproeven. Bij neerslag speelt naast de duur en hoeveelheid regen ook tijdstip van de regen na de mesttoediening een rol. Uit onderzoek is gebleken dat de emissie gereduceerd kan worden door de mest gelijk bij de toediening (kunstmatig) in te regenen. Hierbij praten we over hoeveelheden van minimaal 1 mm binnen een seconde (spoelen) of een beregning van 5-10 mm met een beregeningsinstallatie. Bij inregenen werden emissies gevonden variërend van 5-70% en emissiereducties van 45-89% (Huijsmans & Verwijs, 2008). Hierbij speelt zowel de intensiteit als de hoeveelheid water een rol in de mate van emissiereductie. Indien eerst mest wordt uitgereden en vervolgens in een tweede werkgang met een tank water over de mest wordt gespreid is het van belang dat de tijd tussen mest en water toedienen kort is. Immers gedurende de periode direct na het toedienen vindt een groter deel van de emissie plaats dan later.

In Frankrijk is onderzoek uitgevoerd naar het effect van neerslag op de NH₃-emissie. Générmont & Cellier (1997) rapporteren op basis van modelberekeningen een reductie van 20-25% bij een regenintensiteit van 0,5 mm/h gedurende een dag.

Gezamenlijke effect van meteorologische omstandigheden

De geschetste effecten van weersinvloeden op de NH₃-emissie zijn kwantitatief niet altijd eenduidig. In de onderzoeken van Bussink *et al.* (1994), Générmont & Cellier (1997), Huijsmans *et al.* (2001 en 2003) en Søggaard *et al.* (2002) zijn de gevonden invloedsfactoren op de emissie niet altijd gelijk en/of is de grootte van het effect op de emissie kwantitatief verschillend.

Verschillende effecten zullen niet altijd additief werken. Bij regen mag aangenomen worden dat de instraling zeer beperkt is. Dus de emissiefactor regen en straling zijn niet additief. In veld-experimenten zijn relatief hoge emissies waargenomen onder koude omstandigheden. In deze situaties was de koude schrale wind (lage luchtvochtigheid) waarschijnlijk de oorzaak van de hoge verdamping. Daarnaast geldt dat de weersomstandigheden gedurende de emissie niet constant zullen zijn en dat de emissiehoogte niet het patroon volgt zoals voorspeld bij constante omstandigheden. Dit is echter op dit moment niet aan te geven en zou verder uitgewerkt en onderzocht moeten worden.

Voor Nederland is begin 2000 een analyse uitgevoerd op de invloedsfactoren op de NH₃-emissie bij mesttoediening met verschillende technieken op grasland (Huijsmans *et al.*, 2001). Bij deze analyse kwamen als belangrijkste factoren naar voor: TAN van de mest, mestgift, windsnelheid, temperatuur, luchtvochtigheid, straling, grashoogte. Het effect van deze factoren was niet altijd voor alle toedieningstechnieken aanwezig (Bijlage 5). Voor Nederland is later nog een analyse gemaakt van de gemiddelde NH₃-emissie bij mesttoediening op grasland en bouwland (Huijsmans & Schils, 2009) met de belangrijkste invloedsfactoren op de emissie en de gemiddelde omstandigheden met hun spreiding (Bijlage 8).

Het effect van pH-verlaging van de mest door aanzuren is onderzocht voor verschillende omstandigheden (Bussink *et al.*, 1994). Het emissiereducerend effect van aanzuren werd hierbij gerelateerd aan de potentiële vochtverdamping (Bijlage 6).

In een internationaal project zijn eind jaren negentig van de 20^e eeuw de resultaten van een groot aantal NH₃-emissiemetingen uit diverse landen in West-Europa (waaronder Nederland) samengevoegd in een database (www.alfam.dk). Deze gegevens zijn statistisch bewerkt tot het generiek model ALFAM (Sogaard *et al.*, 2002) waaruit blijkt wat het effect is van vochtige of droge grond, luchttemperatuur, windsnelheid, mestsoort, drogestofgehalte mest, NH₄-gehalte mest, toedienings-techniek, en toedieningshoeveelheid (Bijlage 7).

5.3 Beoordeling van het risico op ammoniakemissie

5.3.1 Uitgangspunten

Om een schatting te maken van de NH₃-emissie bij verschillende omstandigheden zijn berekeningen uitgevoerd op basis van Bussink *et al.* (1994), Huijsmans *et al.* (2001 en 2003), Søggaard *et al.* (2002) en Huijsmans & Schils (2009), zie Bijlagen 5 t/m 8.

Als uitgangspunt is hierbij gekozen de berekende NH₃-emissie bij:

- bovengronds uitrijden;
- gemiddelde weersomstandigheden per maand in Nederland;
- drogestof van de mest 8,5%;
- mestgift 15/20 m³ ha⁻¹; en
- NH₄-gehalte (TAN) 2 g N kg⁻¹.

Aan de hand van afzonderlijke effecten (Bijlage 5, 6 en 7) en het emissiereducend effect van onder andere toedieningstechniek is het effect op de NH₃-emissie berekend bij verandering van één van de invloedsfactoren en het vasthouden van de andere invloedsfactoren. In der tabellen 1 tot en met 5 is via arcering de 'referentiefactor' voor de berekende NH₃-emissie weergegeven. De beoordeling van het risico op ammoniakemissie vindt plaats op basis van berekeningen met het ALFAM-model van Søgaard *et al.* (2002).

5.3.2 Resultaten en discussie

In Tabel 1 wordt het effect van het NH₄-gehalte van de mest weergegeven op de NH₃-emissie, uitgedrukt in % van TAN. Om de totale NH₃-N emissie te berekenen, moet dit percentage worden vermenigvuldigd met het totale NH₄-gehalte in de mest. De resultaten laten zien dat de emissiefactor in % van TAN afneemt bij een toenemend NH₄-gehalte van de mest, maar dat de totale NH₃-emissie per hectare toeneemt bij een toenemend NH₄-gehalte. Tabel 1 laat de emissie zien per maand. Uitgaande van een gemiddeld NH₄-gehalte van 2 g N per kg mest varieert de emissiefactor voor bovengronds aanwenden van 61% van TAN in de winter tot meer dan 80% in de zomer.

In Tabel 2 wordt het effect van drogestofgehalte op de NH₃-emissie uitgedrukt in % van TAN weergegeven. Deze tabel laat zien dat de NH₃-emissie toeneemt als het drogestofgehalte toeneemt.

In Tabel 3 wordt het effect van de grootte van de mestgift op de NH₃-emissie uitgedrukt in % van TAN weergegeven. De NH₃-emissiefactor neemt af naarmate er meer mest wordt toegediend, maar omdat er meer mest wordt toegediend neemt de totale NH₃-emissie per hectare toe.

Tabel 4 laat duidelijk zien dat de NH₃-emissie sterk wordt gereduceerd door het verlagen van de pH.

Tabel 1: Invloed van het NH₄-gehalte (1, 2, 3 en 4 g TAN per kg mest) op de NH₃-emissie, uitgedrukt in % van TAN. Er is uitgegaan van bovengronds aanwenden van mest, gemiddelde weersomstandigheden (temperatuur en windsnelheid) per maand in De Bilt, een gehalte aan drogestof in de mest van 8,5% en een mestgift van 15 m³ per ha. De NH₃-emissie onder gemiddelde omstandigheden bij bovengrondse toepassing is gearceerd.

Maand	Temp °C	Wind m/s	NH ₃ -emissie, % van TAN			
			1 g TAN/kg	2 g TAN/kg	3 g TAN/kg	4 g TAN/kg
Jan	3,1	4,2	74	61	50	41
Feb	3,3	4,0	74	61	50	41
Mar	6,2	3,9	79	65	54	44
Apr	9,2	3,4	84	69	57	47
Mei	13,1	3,3	92	76	62	51
Jun	15,6	3,0	97	80	66	54
Jul	17,9	3,0	100	84	69	57
Aug	17,5	2,8	100	83	68	56
Sep	14,5	2,8	93	77	63	52
Okt	10,7	3,3	87	71	59	48
Nov	6,7	3,5	79	65	53	44
Dec	3,7	3,7	74	61	50	41

Tabel 2: Invloed van het drogestofgehalte (2, 4, 6, 8, 8,5 en 10%) op de NH₃-emissie, uitgedrukt in % van TAN. Er is uitgegaan van bovengronds aanwenden van mest, gemiddelde weersomstandigheden (temperatuur en windsnelheid) per maand in De Bilt, een NH₄-gehalte van 2 g TAN per kg en een mestgift van 15 m³ per ha. De NH₃-emissie onder gemiddelde omstandigheden bij bovengrondse toepassing is gearceerd.

Maand	Temp °C	Wind m/s	NH ₃ -emissie, % van TAN					
			2 g ds/kg	4 g ds/kg	6 g ds/kg	8 g ds/kg	8,5 g ds/kg	10 g ds/kg
Jan	3,1	4,2	33	40	48	58	61	70
Feb	3,3	4,0	33	40	48	58	61	69
Mar	6,2	3,9	35	43	52	62	65	75
Apr	9,2	3,4	37	45	55	66	69	79
Mei	13,1	3,3	41	49	60	72	76	87
Jun	15,6	3,0	43	52	63	76	80	91
Jul	17,9	3,0	45	55	67	80	84	96
Aug	17,5	2,8	44	54	65	79	83	95
Sep	14,5	2,8	41	50	61	73	77	88
Okt	10,7	3,3	38	47	56	68	71	82
Nov	6,7	3,5	35	42	51	62	65	74
Dec	3,7	3,7	32	39	48	58	61	69

Tabel 3: Invloed van de mestgift (10, 15, 20 en 30 m³ per ha) op de NH₃-emissie, uitgedrukt in % van TAN. Er is uitgegaan van bovengronds aanwenden van mest, gemiddelde weersomstandigheden (temperatuur en windsnelheid) per maand in De Bilt, een TAN-gehalte van 2 g per kg en een gehalte aan drogestof in de mest van 8,5%. De NH₃-emissie onder gemiddelde omstandigheden bij bovengrondse toepassing is gearceerd.

Maand	Temp °C	Wind m/s	NH ₃ -emissie, % van TAN			
			10 m ³ ha ⁻¹	15 m ³ ha ⁻¹	20 m ³ ha ⁻¹	30 m ³ ha ⁻¹
Jan	3,1	4,2	63	61	59	56
Feb	3,3	4,0	62	61	59	56
Mar	6,2	3,9	67	65	64	60
Apr	9,2	3,4	71	69	67	63
Mei	13,1	3,3	78	76	74	70
Jun	15,6	3,0	82	80	78	73
Jul	17,9	3,0	87	84	82	78
Aug	17,5	2,8	85	83	81	76
Sep	14,5	2,8	79	77	75	71
Okt	10,7	3,3	73	71	69	66
Nov	6,7	3,5	67	65	63	60
Dec	3,7	3,7	62	61	59	56

Tabel 4: Invloed van de pH (4, 5 en 7) op de NH₃-emissie, uitgedrukt in % van TAN. Er is uitgegaan van bovengronds aanwenden van mest, gemiddelde weersomstandigheden (temperatuur en windsnelheid) per maand in De Bilt, een NH₄-gehalte van 2 g TAN per kg, een gehalte aan drogestof in de mest van 8,5% en een mestgift van 15 m³ ha⁻¹. De NH₃-emissie onder gemiddelde omstandigheden bij bovengrondse toepassing is gearceerd.

Maand	Temp °C	Wind m/s	NH ₃ -emissie, % van TAN		
			pH 4	pH 5	pH 7
Jan	3,1	4,2	0	0	61
Feb	3,3	4,0	0	0	61
Mar	6,2	3,9	0	2	65
Apr	9,2	3,4	1	8	69
Mei	13,1	3,3	3	25	76
Jun	15,6	3,0	4	41	80
Jul	17,9	3,0	6	57	84
Aug	17,5	2,8	4	38	83
Sep	14,5	2,8	1	11	77
Okt	10,7	3,3	0	2	71
Nov	6,7	3,5	0	0	65
Dec	3,7	3,7	0	0	61

Tabel 5 laat duidelijk het effect zien van NH₃-emissie-arme toedieningstechnieken op de NH₃-emissie. Zodenbemesting leidt tot een duidelijk lagere emissie dan bovengrondse toediening. Het effect van sleepvoet op NH₃-emissie is afhankelijk van de gewashoogte.

Tabel 5: Invloed van toedieningstechniek op de NH₃-emissie, uitgedrukt in % van TAN. Er is uitgegaan van gemiddelde weersomstandigheden (temperatuur en windsnelheid) per maand in De Bilt, een TAN-gehalte van 2 g per kg, een gehalte aan drogestof in de mest van 8,5% en een mestgift van 15-20 m³ ha⁻¹. De NH₃-emissie onder gemiddelde omstandigheden bij bovengrondse toepassing is gearceerd.

Maand	Temp °C	Wind m/s	NH ₃ -emissie, % van TAN			
			bovengronds	zodenbemesting	sleepvoet of onderwerken	sleepvoet hoog gras
Jan	3,1	4,2	61	12	21	12
Feb	3,3	4,0	61	12	21	12
Mar	6,2	3,9	65	13	23	13
Apr	9,2	3,4	69	14	24	14
Mei	13,1	3,3	76	15	27	15
Jun	15,6	3,0	80	16	28	16
Jul	17,9	3,0	84	17	30	17
Aug	17,5	2,8	83	17	29	17
Sep	14,5	2,8	77	15	27	15
Okt	10,7	3,3	71	14	25	14
Nov	6,7	3,5	65	13	23	13
Dec	3,7	3,7	61	12	21	12

6 Risico op nitraatuitspoeling naar grondwater

6.1 Inleiding

Het risico op NO₃-uitspoeling wordt beschouwd bij het mestgebruik in de te beoordelen situatie (nieuwe meststof en/of toedieningstechniek en/of toedieningstijdstip; Hoofdstuk 3) en in de referentiesituatie (Hoofdstuk 4). In de beoordeling wordt gebruik gemaakt van literatuur en beoordelingstabellen die zijn afgeleid uit resultaten van modellen, literatuur en/of expert judgement.

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van het proces NO₃-uitspoeling en de factoren die van invloed zijn op de NO₃-uitspoeling (paragraaf 6.2). In paragraaf 6.3 wordt een schatting gegeven van de NO₃-uitspoeling die bij verschillende omstandigheden kan worden verwacht. In deze paragraaf worden tabellen gegeven die gebruikt kunnen worden bij de beoordeling van het risico op NO₃-uitspoeling.

6.2 Beschrijving van het proces en invloedsfactoren

Om opgenomen en benut te kunnen worden door een gewas, moet N zich in een wateroplosbare (minerale) vorm bevinden, te weten NO₃ of NH₄. Wateroplosbare N kan met een neerwaartse waterstroom buiten het bereik van wortels spoelen en uiteindelijk in grond- en oppervlaktewater terecht kunnen komen.

Organische mest bevat zowel organische N als minerale N. Een deel van de organische N kan door mineralisatie worden omgezet in NH₄. Een deel van de organische N is ook wateroplosbaar.

Het risico op NO₃-uitspoeling als gevolg van het gebruik van organische mest wordt bepaald door:

- de in de bodem gebrachte hoeveelheid (potentieel) wateroplosbare N;
- de neerwaartse waterstroom;
- de 'greep' die een waterstroom heeft op wateroplosbare vormen van N; en
- de omzetting van wateroplosbare N in gasvormige N alvorens deze grond- of oppervlaktewater bereikt.

De risico's van nitraatuitspoeling zijn groter naarmate een bepaalde mestgift meer N bevat en een groter deel van deze N uit wateroplosbare minerale N (Nm) bestaat (e.g. Schröder *et al.*, 2012 & 2013), groter op bouwland dan op grasland (Fraters *et al.*, 2011), groter bij toediening op zandgrond dan bij toediening op kleigrond (Gorissen *et al.*, 1999; Fratens *et al.*, 2011), en de mestgift ver voor of ver na de periode toegediend wordt waarin gewassen N opnemen (Van Es *et al.*, 2006; Delin & Engström, 2009; Sørensen & Rubaek, 2011).

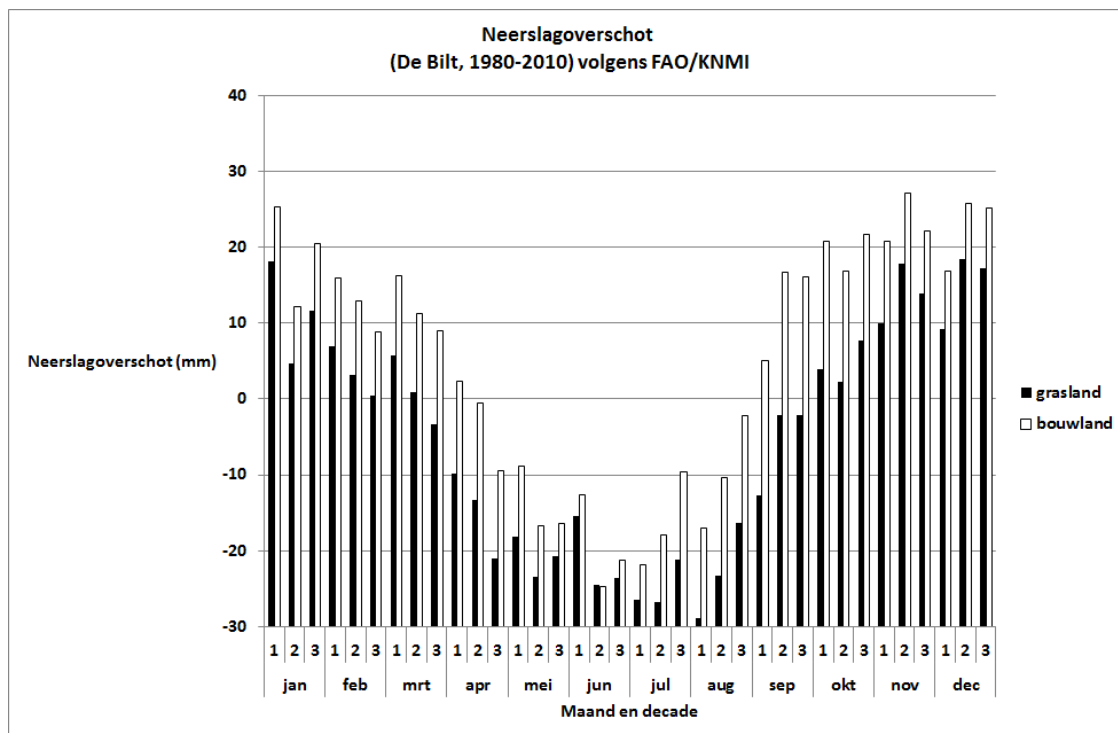
De hoeveelheid in de bodem gebrachte wateroplosbare minerale N wordt bepaald door de mestgift, de samenstelling van de mest, de NH₃-emissie van toegediende N (onder andere afhankelijk van toedieningswijze, zie Hoofdstuk 5) en de snelheid waarmee organische N wordt omgezet in minerale N. Laatstgenoemd proces, de mineralisatie, hangt met name af van de omgevingstemperatuur en afbreekbaarheid van het materiaal.

Het optreden van een neerwaartse waterstroom wordt bepaald door het verschil tussen neerslag enerzijds en het waterbergend vermogen van een grond en de verdamping anderzijds. De verdamping ('evapotranspiratie') wordt vooral bepaald door de temperatuur en het al dan niet aanwezig zijn van een gewas (Figuur 2). Voor bouwland overtreft de neerslag de verdamping tussen,

gemiddeld, begin september en begin april. Voor grasland ligt die periode tussen eind september en begin maart. Dat verklaart ook waarom uitspoeling afhangt van het tijdstip van toediening. De drie termen (neerslag, berging, verdamping) zijn niet altijd regelmatig verdeeld binnen een veld zodat de neerwaartse stroom per plek in grootte kan verschillen ('voorkeursbanen'). Voorkeursbanen komen op zowel kleigrond als zandgrond voor.

De 'greep' die een eventuele neerwaartse waterstroom heeft op wateroplosbare vormen van N, hangt af van de mate waarin plekken met wateroplosbare N en plekken met neerwaartse waterstromen ruimtelijk samenvallen, maar vooral van de mate waarin wateroplosbare N wordt vastgelegd of vastgehouden. Vastleggen en vasthouden hangen af van de mate waarin groeiende gewassen, waaronder ook groenbemesters, N onderscheppen en de vorm van wateroplosbare N. In tegenstelling tot NO_3 kan NH_4 zich namelijk in zekere mate aan klei- en humusdeeltjes hechten. Wel is het zo dat NH_4 binnen enkele dagen door bacteriën in NO_3 kan worden omgezet ('nitrificatie'), tenzij de temperatuur heel laag is, de bodem nat is, of aan de mest dan wel de bodem zogenaamde nitrificatieremmers zijn toegevoegd.

Niet alle NO_3 die met een neerwaartse waterstroom wordt meegevoerd, komt uiteindelijk in grond- of oppervlaktewater terecht. 'Onderweg' kan NO_3 namelijk via denitrificatie worden omgezet in gasvormige N_2 , N_2O of NO_x -verbindingen. Deze omzetting is sterker onder grasland dan onder bouwland en treedt meer op naarmate een bodem natter is en meer afbreekbaar organisch materiaal bevat (zie Hoofdstuk 7).



Figuur 2: Gemiddeld neerslagoverschot op bouwland en grasland (neerslag minus actuele gewasverdamping).

Het bovenstaande overwegende, zijn de risico's van NO_3 -uitspoeling uit organische mest naar grondwater groter naarmate:

- de mestgift groter is, de mest meer NH_4 bevat, en de mest beter wordt ingewerkt, zodat de NH_4 in de grond terecht komt en niet al daarvoor naar de lucht verloren gaat;
- de samenstelling van de mest en omgevingstemperatuur bevorderlijk zijn voor een snelle mineralisatie en nitrificatie;

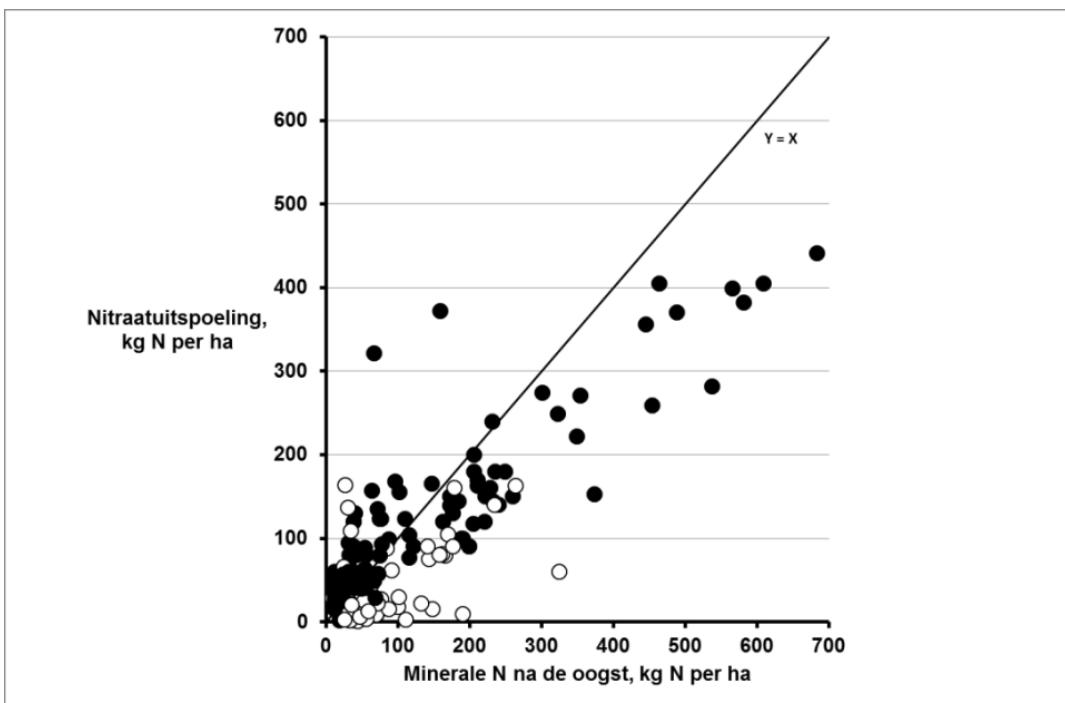
- het humus- en kleigehalte en het vochtgehalte van de bodem lager is en de aanwezigheid van afbreekbaar organisch materiaal hoger is;
- het neerslagoverschot groter is;
- het moment van uitrijden gevolgd wordt door een langere periode met weinig of geen N-opname en verdamping door een groeiend gewas.

6.3 Beoordeling van het risico op nitraatuitspoeling

6.3.1 Uitgangspunten

Uit Nederlands onderzoek blijkt dat met name op lichtere grond meer NO₃-uitspoeling plaatsvindt naarmate de bodem in de nazomer, al dan niet als gevolg van mesttoediening, meer minerale N bevat (Figuur 3). Op zandgrond blijkt, gemiddeld, ruim de helft van de in het najaar aanwezige minerale N als NO₃ in grondwater teruggevonden te worden. Minerale N in de herfst kan daarom als een indicator voor het uitspoelingsrisico fungeren (Smit *et al.*, 2004).

Dit blijkt ook uit de resultaten van veldproeven waarin het effect van toedieningstijdstippen van mest is onderzocht. De uitspoeling van N neemt af naarmate mest dichterbij de start van het groeiseizoen toegediend wordt (Smith & Chambers, 1993; Schröder *et al.*, 1993; Thomson, 2005; Van Es *et al.*, 2006; Delin & Engström, 2009; Jayasundara *et al.*, 2010; Sörensen & Rubaek, 2012). In sommige van deze proeven werd de wisselwerking van het toedieningstijdstip met de grondsoort onderzocht, in andere die met de mestsamenstelling of gewastype. Een integrale proef waarin alle factoren samen en tegelijk worden onderzocht, is bij ons weten nergens uitgevoerd. Dat betekent dat die integratie via een modelmatige aanpak gerealiseerd moet worden. Daarbij wordt benadrukt dat de parameters van die modellen wél op experimenten zijn gebaseerd en als zodanig ontleend zijn aan de praktijk.



Figuur 3: Verband tussen de aanwezigheid van minerale N in de bodem (0-60 cm) en de N-uitspoeling vanuit bouwland op zandgrond (● = braak, ○ = begroeid met vanggewas) (gecombineerde data van Schröder, 1985; Corré, 1994; Schröder *et al.*, 1996 en 2012).

Om tabellen met een schatting van de NO₃-uitspoeling bij toediening van mestproducten af te leiden, zijn modelberekeningen uitgevoerd. Het voor dit doel gebruikte model maakt een onderscheid tussen grondgebruik (grasland, bouwland, maisland) en grondsoort (klei, droog zand). Er wordt berekend welke fractie van de effectief toegediende hoeveelheid N (dat wil zeggen na correctie voor NH₃-emissie; zie hoofdstuk 5) verloren gaat, in afhankelijkheid van de samenstelling van de mest.

Het model is als volgt opgebouwd:

- In de bodem worden voor grasland drie en voor snijmaïs en bouwland vijf bodemlagen van 10 cm onderscheiden. Het vochtgehalte in deze bodemlagen wordt constant verondersteld. Het bouwplan voor bouwland bestaat uit consumptieaardappelen (aandeel in bouwplan 0,25), wintertarwe (0,375), suikerbiet (0,125), korrelmaïs (0,125) en overig (0,125).
- In het model wordt een verticale waterflux in beschouwing genomen en een 'laterale' waterflux die de wortelopname representeert. De waterfluxen zijn voor twee bodems (zand en klei) x drie gewassen (gras, maisland, bouwland) = zes combinaties afgeleid uit de invoer van het STONE-model (Wolf *et al.*, 2003). De waterfluxen zijn berekend door over dertig jaren de maandelijks waterstroom te middelen en vervolgens te delen door het aantal dagen van de maand.
- De afbraak van het organische deel van dierlijke mest wordt berekend met een afbraakformule van Rijtema *et al.* (1999). Deze formule is als een update te beschouwen van de formule die is toegepast in Lammers (1983). De afbraakconstante wordt gecorrigeerd voor de temperatuur. Voor de temperatuurwaarden is uitgegaan van dagwaarden op een bepaalde datum die zijn berekend als gemiddelde over 30 jaar.
- Uit de verhouding tussen minerale N (N_{min}), gemakkelijk afbreekbare organische N (N_e) en moeilijk afbreekbare organische N (N_r) in dierlijke mest volgt het N-gehalte van de organische stof. De mineralisatie wordt berekend door dit N-gehalte te vermenigvuldigen met de berekende hoeveelheid afgebroken organische stof. De door mineralisatie vrijgekomen minerale N wordt in de modelberekeningen dagelijks toegevoegd aan de minerale N in het bodemvocht.
- Bij de toediening van dierlijke mest wordt een deel van de N direct gegeven in de vorm van minerale N. Deze N wordt op de dag van toepassing aan de N in het bodemvocht toegevoegd. Er wordt aangenomen dat deze N snel wordt genitrificeerd en als NO₃ aanwezig is in de bodem. Op één of meer tijdstippen in het jaar wordt kunstmest toegediend. Ook deze N wordt op de dag van toepassing als NO₃ aan de N in het bodemvocht toegevoegd.
- In het model wordt de gewasopname gesimuleerd door de waterflux voor transpiratie in een bepaalde bodemlaag te vermenigvuldigen met de heersende concentratie in die bodemlaag en een opnamefactor. Vervolgens worden deze opnames per bodemlaag gesommeerd voor het gehele bodemprofiel. Deze opname is afhankelijk van het gewas en de bodem en wordt geïjkt op een schatting van de totale opname over het groeiseizoen in een standaardsituatie.

Het model gaat uit van een simulatie van 10 jaar en aangenomen wordt dat na 10 jaar de hoeveelheid organische stof in de bodem redelijk in evenwicht is met de jaarlijkse aanvoer. Na 10 jaar worden de stikstofbalanstermen berekend over een geheel jaar, vanaf het moment dat in het 10^{de} jaar de dierlijke mest wordt toegepast. Door deze stappen wordt berekend hoeveel N er met de verticale waterflux buiten het bereik van planten verdwijnt. Een deel van deze verloren N spoelt uit en een deel gaat verloren via denitrificatie. Het aandeel NO₃-uitspoeling in het totale N-verlies is afgeleid uit de gegevens van het Landelijke Meetnet Effecten Mestbeleid (Schröder *et al.*, 2011). Op bouw- en maisland wordt uitgegaan dat 35% en 75% van het N-verlies uit NO₃-uitspoeling bestaat op, respectievelijk, kleigrond en droge zandgrond. De overeenkomstige percentages op grasland bedragen circa 10% en 35%. De complementen worden geacht via denitrificatie verloren te gaan.

Er zijn berekeningen uitgevoerd waarbij typen dierlijke mesten (varkens of rundvee) bij een bepaalde gift en bepaalde gewas-grondsoortcombinatie zijn toegediend (Tabel 6). Het model berekent hoeveel organische N toegediend met mest mineraliseert in functie van het toedieningstijdstip. Vervolgens wordt berekend in welke mate deze gemineraliseerde N en de toegediende minerale N door het

eerstvolgende gewas wordt opgenomen dan wel verloren gaat via uitspoeling en denitrificatie, via de hierboven beschreven methode. In Tabel 6 worden de mestgiften en de kunstmestgiften en de gemiddelde opbrengsten voor de verschillende rekenscenario's weergegeven. De mestgift wordt gecorrigeerd voor de NH₃-emissie (in Tabel 6 is verondersteld dat 10% van de minerale N verloren is gegaan door ammoniakvervluchtiging).

Tabel 6: Doorgerekende gewas-mest combinaties

Gewas	Mest	Soort	Nm/Ntot* kg/kg	Ne/Norg** kg/kg	Mestgift kg N/ha	Kunstmestgift kg N/ha		Gemiddelde N-oogst kg N/ha
						Zand	Klei	
Grasland	"Gier"***	Rund	1,00	0,33	285	122	182	325
	Drijfmest	Rund	0,49	0,33	285	122	182	325
	Vaste mest	Rund	0,10	0,33	285	122	182	325
Snijmaïs	"Gier"	Rund	1,00	0,33	170	64	84	180
	Drijfmest	Rund	0,49	0,33	170	64	84	180
	Vaste mest	Rund	0,10	0,33	170	64	84	180
Bouwland	"Gier"	Varken	1,00	0,66	180****	138	200	160
	Drijfmest	Varken	0,65	0,66	180****	138	200	160
	Vaste mest	Varken	0,10	0,66	180****	138	200	160
Snijmaïs	"Gier"	Varken	1,00	0,66	90	77	131	180
	Drijfmest	Varken	0,65	0,66	90	77	131	180
	Vaste mest	Varken	0,10	0,66	90	77	131	180

*aandeel minerale N in totaal N;

**aandeel organische N van totaalorganische N dat binnen 12 maanden na toediening afbreekt;

*** een mestproduct waarvan de N uit 100% ammonium-N bestaat

****toegediend om de twee jaar aan de graanstoppels (50% van bouwplan)

6.3.2 Resultaten en discussie

In de Tabellen 7a-d worden de resultaten van de berekeningen weergegeven, uitgedrukt als fracties van de toegediende mest-N die verloren gaan. Het totale N-verlies omvat zowel denitrificatie als uitspoeling. In Tabellen 8a-d worden de resultaten van de NO₃-uitspoeling weergegeven (uitgedrukt als fractie van de toegediende N), berekend uit het totale N-verlies (Tabellen 7a-d) en het aandeel NO₃-uitspoeling in het totale N-verlies op basis van Schröder *et al.* (2011).

De modelberekeningen tonen aan dat het risico op NO₃-uitspoeling groter is naarmate mest eerder dan vlak voor het groeiseizoen wordt toegediend en dat dit risico groter is op bouw- en maïsland dan op grasland. Ook is het risico groter naarmate de mest meer minerale N bevat, en ook op (droge) zandgrond dan op kleigrond. Dat laatste sluit aan bij de rekenregels van Lammers (1983) voor bouwland. Wel voorspelt het hier gebruikte model op zandgrond een hogere NO₃-uitspoeling dan het model van Lammers. Daarbij moet worden opgemerkt dat het hier gebruikte model betrekking heeft op een droge zandgrond (Gt VII) terwijl Lammers (1983) betrekking heeft op een ongespecificeerde zandgrond. De parameters die Lammers gebruikte, hebben daarom mogelijk betrekking op een zandgrond met een hogere denitrificatie. Dit in aanmerking genomen, bestaat tussen beide simulaties een redelijke overeenkomst (Figuur 4). Voor grasland is een dergelijke vergelijking niet mogelijk omdat Lammers geen toedieningstijdstip-afhankelijke rekenregels voor de uitspoeling vanuit grasland opstelde.

In de voorgaande scenario's is voor herfsttoepassing aan bouwland en maïsland is aangenomen dat mest aan land wordt toegediend dat onbegroeid blijft. De teelt van een groenbemester kan NO₃-uitspoeling in beginsel beperken. Het vermogen om N vast te leggen door een vanggewas wordt in

hoge mate bepaald door de zaaidatum en de groeidiur (Tabel 9) en daarnaast van factoren als het moment van 'inploegen', vorst (in geval van vorstgevoelige typen groenbemester) of een bespuiting met herbiciden. Vanuit deze overwegingen bezien dienen risico's op uitspoeling niet alleen beoordeeld te worden op basis van de aard van de mest, de grondsoort en het gewas (grasland, bouwland, maisland), maar ook op basis van toegediende hoeveelheid N in relatie tot de mogelijkheid om een in alle opzichten geslaagde ('vastleggen en vasthouden') groenbemester te telen.

Behalve groenbemers, kunnen ook bepaalde toevoegmiddelen de uitspoeling van NO₃ beperken. Deze middelen, zogenaamde nitrificatieremmers, worden toegediend aan mest en verhinderen dat NH₄-N in mest wordt omgezet in NO₃. Onderzoek in het verleden gaf wisselende resultaten, onder meer omdat de effectiviteit weersafhankelijk is (Corré, 1994; Schröder *et al.*, 1993; Van der Meer & Van der Putten, 1995). Meer recente reviews bevestigen dat nitrificatieremmers niet als een betrouwbaar alternatief voor de beperking van uitrijdperiodes kunnen worden aangemerkt (Edmeades, 2004; Kuikman *et al.*, 2010).

Bij de beoordeling heeft de N-gift waarvan wordt uitgegaan een groot effect op de uitspoeling. Het is, omwille van eenvoud, aantrekkelijk om het uitspoelingsrisico van een nieuwe meststof uit te drukken in 'kg uitgespoelde N per 100 kg N toegediend (kg/ 100 kg)' en die te vergelijken met eenzelfde gift van de referentiemeststof, zoals kunstmest, drijfmest en vaste mest. Het is de vraag of een uitspoelingsrisico op basis van 100 kg toegediende N recht doet aan het werkelijke uitspoelingsrisico dat immers ook een functie is van toegediende hoeveelheden. De giften van meststoffen kunnen verschillen, omdat bijvoorbeeld de hoeveel P verschilt (indien de bemesting op basis van P plaatsvindt) of omdat het aandeel werkzame N verschilt waardoor de benodigde totale N-gift kan verschillen. De uitspoeling per kg P of werkzame N kan dus ook verschillen. Bij bemesting op basis van P moet ook rekening worden gehouden met mogelijke bouwplanbemesting, waarbij de P niet jaarlijks maar een keer in de twee jaar (of langer) wordt gegeven. Dit heeft een effect op de NO₃-uitspoeling. Bij de beoordeling van nieuwe meststoffen en toedieningstijdstippen zullen dit soort aspecten in ogenschouw worden genomen.

In sommige beoordelingen wordt het risico op emissies van een nieuwe meststof of toedieningstechniek vergeleken met verschillende referenties en/of uitgangspunten (bijvoorbeeld combinaties van giften, typen mest en tijdstip van toediening). In het oordeel worden deze referenties en uitgangspunten duidelijk aangegeven.

Tabel 7a. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat door uitspoeling en denitrificatie in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (grasland).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Rund	"Gier"	0,23	0,10	0,06	0,06	0,09	0,13	0,22	0,38	0,59	0,71	0,67	0,46
		Drijfmest	0,23	0,17	0,16	0,16	0,18	0,20	0,25	0,32	0,41	0,45	0,42	0,33
		Vaste mest	0,23	0,22	0,22	0,22	0,23	0,25	0,27	0,29	0,29	0,29	0,27	0,25
Zand	Rund	"Gier"	0,54	0,18	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,12	0,44	0,78	0,80
		Drijfmest	0,28	0,13	0,07	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,13	0,26	0,40	0,40
		Vaste mest	0,13	0,09	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,11	0,13	0,16	0,17	0,15

Tabel 7b. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat door uitspoeling en denitrificatie in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (bouwland).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Varken	"Gier"	0,47	0,31	0,30	0,31	0,32	0,40	0,53	0,72	0,93	0,98	0,94	0,78
		Drijfmest	0,48	0,38	0,38	0,39	0,41	0,47	0,57	0,69	0,82	0,82	0,78	0,67
		Vaste mest	0,49	0,45	0,46	0,47	0,49	0,54	0,61	0,67	0,71	0,68	0,63	0,57
Zand	Varken	"Gier"	0,76	0,45	0,30	0,23	0,23	0,30	0,42	0,63	0,91	1,00	0,99	0,95
		Drijfmest	0,64	0,45	0,36	0,32	0,33	0,39	0,49	0,63	0,80	0,83	0,80	0,76
		Vaste mest	0,53	0,45	0,41	0,41	0,43	0,48	0,55	0,63	0,69	0,67	0,63	0,60

Tabel 7c. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat door uitspoeling en denitrificatie in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (maïsland, rundveemest).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Rund	"Gier"	0,21	0,13	0,11	0,10	0,10	0,11	0,16	0,32	0,58	0,75	0,65	0,42
		Drijfmest	0,21	0,18	0,17	0,17	0,17	0,18	0,21	0,29	0,40	0,46	0,41	0,30
		Vaste mest	0,21	0,21	0,21	0,21	0,22	0,23	0,24	0,27	0,28	0,28	0,25	0,23
Zand	Rund	"Gier"	0,62	0,23	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01	0,07	0,38	0,84	0,95	0,88
		Drijfmest	0,36	0,19	0,12	0,09	0,09	0,10	0,11	0,15	0,29	0,48	0,51	0,48
		Vaste mest	0,19	0,16	0,15	0,14	0,15	0,16	0,18	0,20	0,24	0,26	0,24	0,22

Tabel 7d. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat door uitspoeling en denitrificatie in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (maïsland, varkensmest).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Varken	"Gier"	0,22	0,14	0,12	0,12	0,12	0,12	0,17	0,33	0,59	0,75	0,66	0,43
		Drijfmest	0,23	0,18	0,17	0,17	0,17	0,19	0,23	0,35	0,50	0,58	0,51	0,36
		Vaste mest	0,23	0,21	0,21	0,22	0,23	0,25	0,29	0,36	0,42	0,43	0,37	0,29
Zand	Varken	"Gier"	0,62	0,23	0,07	0,00	0,00	0,00	0,01	0,07	0,38	0,84	0,95	0,88
		Drijfmest	0,44	0,20	0,10	0,06	0,06	0,07	0,09	0,16	0,36	0,63	0,67	0,61
		Vaste mest	0,27	0,16	0,12	0,11	0,12	0,14	0,17	0,23	0,35	0,44	0,41	0,36

Tabel 8a. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat als NO₃-N in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (grasland).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Rund	"Gier"	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,07	0,08	0,07	0,05
		Drijfmest	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,04
		Vaste mest	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Zand	Rund	"Gier"	0,20	0,07	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,16	0,29	0,30
		Drijfmest	0,11	0,05	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,10	0,15	0,15
		Vaste mest	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,06	0,06

Tabel 8b. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat als NO₃-N in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (bouwland).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Varken	"Gier"	0,16	0,10	0,10	0,11	0,11	0,14	0,18	0,24	0,32	0,33	0,32	0,26
		Drijfmest	0,16	0,13	0,13	0,13	0,14	0,16	0,19	0,24	0,28	0,28	0,27	0,23
		Vaste mest	0,17	0,15	0,16	0,16	0,17	0,18	0,21	0,23	0,24	0,23	0,22	0,20
Zand	Varken	"Gier"	0,57	0,33	0,22	0,17	0,17	0,23	0,31	0,47	0,69	0,75	0,74	0,71
		Drijfmest	0,48	0,34	0,27	0,24	0,25	0,30	0,36	0,47	0,60	0,62	0,60	0,57
		Vaste mest	0,40	0,34	0,31	0,31	0,32	0,36	0,41	0,47	0,52	0,50	0,47	0,45

Tabel 8c. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat als NO₃-N in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (maïsland, rundermest).

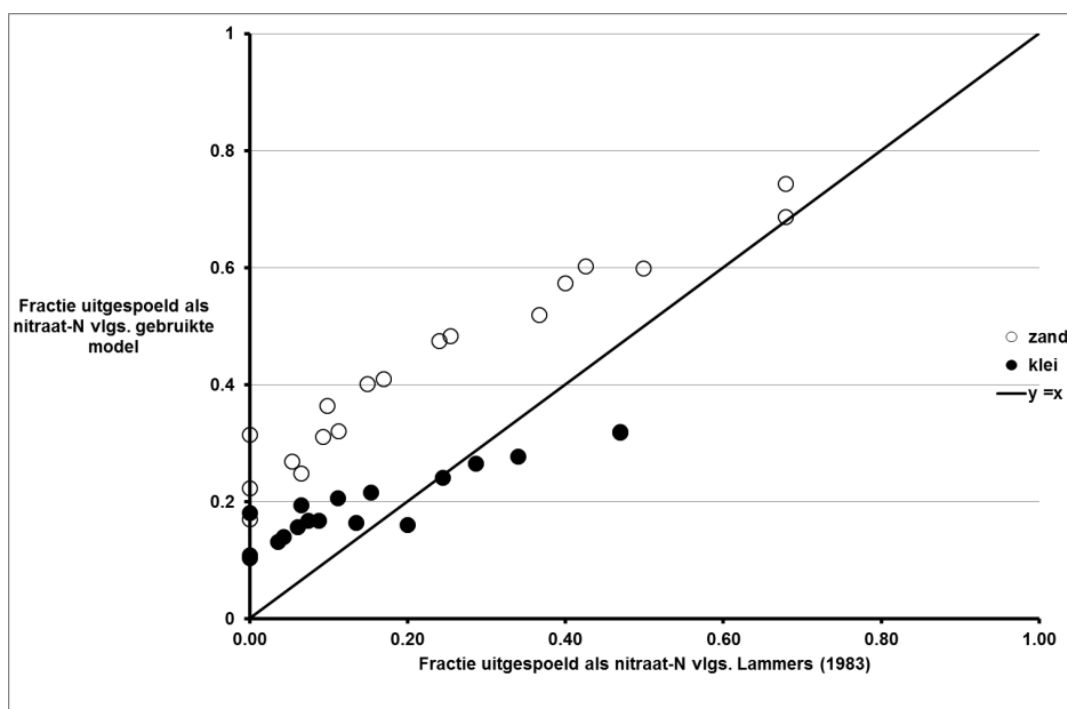
Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Rund	"Gier"	0,07	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,11	0,20	0,25	0,22	0,14
		Drijfmest	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,07	0,10	0,14	0,16	0,14	0,10
		Vaste mest	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,09	0,10	0,09	0,09	0,08
Zand	Rund	"Gier"	0,47	0,17	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,28	0,63	0,71	0,66
		Drijfmest	0,27	0,14	0,09	0,07	0,07	0,08	0,08	0,11	0,22	0,36	0,39	0,36
		Vaste mest	0,14	0,12	0,11	0,11	0,11	0,12	0,13	0,15	0,18	0,19	0,18	0,17

Tabel 8d. Fractie van toegediende mest-N (kg N per kg N) die verloren gaat als $\text{NO}_3\text{-N}$ in afhankelijkheid van grondsoort, mestsoort en toedieningstijdstip (maïsland, varkensmest).

Grondsoort	Mest	Soort	Toedieningstijdstip											
			1-jan	1-feb	1 mrt	1-apr	1-mei	1-jun	1-jul	1-aug	1-sep	1-okt	1-nov	1-dec
Klei	Varken	"Gier"	0,08	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,06	0,11	0,20	0,26	0,22	0,15
		Drijfmest	0,08	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,08	0,12	0,17	0,20	0,17	0,12
		Vaste mest	0,08	0,07	0,07	0,07	0,08	0,09	0,10	0,12	0,14	0,15	0,12	0,10
Zand	Varken	"Gier"	0,47	0,17	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,28	0,63	0,71	0,66
		Drijfmest	0,33	0,15	0,08	0,04	0,05	0,06	0,07	0,12	0,27	0,48	0,50	0,46
		Vaste mest	0,20	0,12	0,09	0,08	0,09	0,10	0,13	0,18	0,26	0,33	0,31	0,27

Tabel 9: De potentiële vastlegging van N (kg per ha) door een groenbemester in boven- en ondergrondse delen, in afhankelijkheid van de inzaaidatum en de datum tot waarop de groenbemester intact blijft (gebaseerd op veeljarige gemiddelde temperatuur in De Bilt (1981-2010); naar Schröder et al., 1996).

Zaadatum	Groenbemester blijft intact tot:				
	1 Oktober	1 November	1 December	1 Januari	1 Februari
1 Augustus	90	115	120	120	120
15 Augustus	80	105	110	110	110
1 September	50	75	80	80	80
15 September	20	45	50	50	50
1 Oktober	-	25	30	30	30
15 Oktober	-	5	10	10	10



Figuur 4: Gesimuleerde $\text{NO}_3\text{-uitspoeling}$ op zandgrond (als fractie van gegeven totale mestgift) volgens model van Lammers (1983) en het hier gebruikte model.

7 Risico op fosfaat- en stikstofemissies naar oppervlaktewater

7.1 Inleiding

Het risico op P- en N-emissies naar oppervlaktewater wordt beschouwd bij het mestgebruik in de te beoordelen situatie (nieuwe meststof en/of toedieningstechniek en/of toedieningstijdstip; Hoofdstuk 3) en in de referentiesituatie (Hoofdstuk 4). In de beoordeling wordt gebruik gemaakt van literatuur en beoordelingstabellen die zijn afgeleid uit resultaten van modellen, literatuur en/of expert judgement.

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de processen en factoren die kunnen leiden tot belasting van oppervlaktewater met N en P uit de landbouw (paragraaf 7.2), namelijk via transport door de lucht en door oppervlakkige uitspoeling. In paragraaf 7.3 wordt een inschatting gegeven van de P- en N-emissies naar oppervlaktewater via verschillende routes, bij verschillende omstandigheden. Ook worden tabellen gegeven die gebruikt kunnen worden bij de beoordeling van het risico op P- en N-emissies naar oppervlaktewater.

7.2 Beschrijving van het proces en invloedsfactoren

7.2.1 Uitgangspunten

Nutriënten uit mest en meststoffen kunnen via verschillende routes in het oppervlaktewater terecht komen:

- 1) Direct, door lekkages van mestopslagen en/of bij de toediening van mest en meststoffen door foutief afgestelde apparatuur en of foutief rijden;
- 2) Via de lucht, door emissie (gevolgd door depositie) van vluchtige N-verbindingen zoals NH_3 en door drift bij de bespuiting van 'bladmeststoffen', verstuiving van poederige meststoffen, en/of door winderosie van oppervlakkig toegediende mest en meststoffen;
- 3) Via erosie en oppervlakkige afspoeling van eerder op het land toegediende mest en meststoffen; en
- 4) Via uitspoeling met de waterstroming naar drains en waterlopen van eerder op het land toegediende mest en meststoffen.

Voor N en P uit mest en meststoffen zijn in theorie alle vier routes mogelijk.

N en P komen ook via diffuse belasting in het oppervlakte water, maar deze transportroute is niet direct gerelateerd aan gebruik mest en meststoffen. De samenstelling van een mestproduct, de toedieningsmethode en -tijdspip hebben geen directe invloed op de diffuse belasting van oppervlaktewater met N en P. Daarom wordt deze transportroute niet meegenomen in de beoordeling met het protocol.

Dit hoofdstuk is gericht op route 2 (transport door de lucht; drift en winderosie) en route 3 (transport over het land; oppervlakkige afspoeling en erosie). Deze routes hebben een direct verband met de eigenschappen van de mest en meststoffen en de gebruikte toedieningstechnieken. Route 3 (transport over het land; oppervlakkige afspoeling en erosie) is in de praktijk veel belangrijker dan route 2 (transport door de lucht; drift en winderosie) en daarom wordt vooral aandacht besteed aan route 3. De andere genoemde routes worden niet beschreven. Voor route 1 bestaan al regels (en wetgeving). Het onderdeel NH_3 -emissie wordt in Hoofdstuk 5 besproken. Route 4 is een combinatie van uitspoeling naar grondwater gevolgd door lateraal transport naar het oppervlaktewater en wordt behandeld in Hoofdstuk 6.

7.2.2 Transport door de lucht

Drift van opgeloste meststoffen

Bladmeststoffen zijn opgeloste meststoffen die via spuitmachines worden toegediend. Bladmeststoffen worden vooral in de fruitteelt, groenteteelt en soms ook akkerbouw toegepast. Ze kunnen N, P, kalium, calcium, zwavel, sporenelementen bevatten. Door drift kunnen de nutriënten uit de bladmeststoffen in het oppervlaktewater komen. Drift naar het oppervlaktewater kan worden beperkt door:

- voldoende afstand tot waterlopen in acht te nemen ('spuitvrije zones'), en
- enkel te spuiten bij windstil weer.

Verstuiving van poedermeststoffen

Vaste meststoffen kunnen ook door wind in het oppervlaktewater komen. De structuur en textuur van de meststoffen bepalen het risico op verstuiving. Een meststof in poedervorm leidt tot een hoger risico dan een meststof in korrelvorm, vooral bij toediening. Verstuiving van meststoffen bij de toediening kan worden beperkt door:

- de meststoffen gekorrelt zijn, of
- via speciale methoden (emissiearme technieken) te worden toegediend, of
- bij windstil weer te worden toegediend.

Winderosie

Meststoffen kunnen door winderosie van de bodem in het oppervlaktewater terecht komen. Het risico op winderosie wordt mede bepaald door de structuur en textuur van de meststof, en de toedieningswijze. Daarenboven spelen algemene factoren een rol, zoals: weersomstandigheden (wind, regen), bodemtextuur en -structuur, mate van uitdroging van de bodem, bodemruwheid, beschutting (windsingels) en bedekking met vegetatie. Om winderosie van meststoffen na toediening te voorkomen dienen:

- de meststoffen in de bodem te worden gebracht (door injectie of grondbewerking);
- waar mogelijk een grondbedekker te worden gebruikt.

Samenvattend, het risico van transport door de lucht van meststofdeeltjes naar het oppervlaktewater wordt bepaald door een combinatie van:

- 1) de vorm van de meststof (opgelost of vast; gekorrelt of poeder);
- 2) de toedieningswijze (bespuiting, injectie, oppervlakkig met inwerking);
- 3) de weersomstandigheden (windsnelheid, droogte); en
- 4) het bodemoppervlak (structuur, ruwheid, grondbedekker).

7.2.3 Transport door oppervlakkige afspoeling

Oppervlakkige afspoeling kan ook in vlakke gebieden zoals in Nederland een belangrijke route zijn voor de belasting van het oppervlaktewater met N en P uit de landbouw (Plette *et al.*, 2004; Noij *et al.*, 2006; Van der Salm *et al.*, 2006; Van Bakel *et al.*, 2008; Massop *et al.*, 2012).

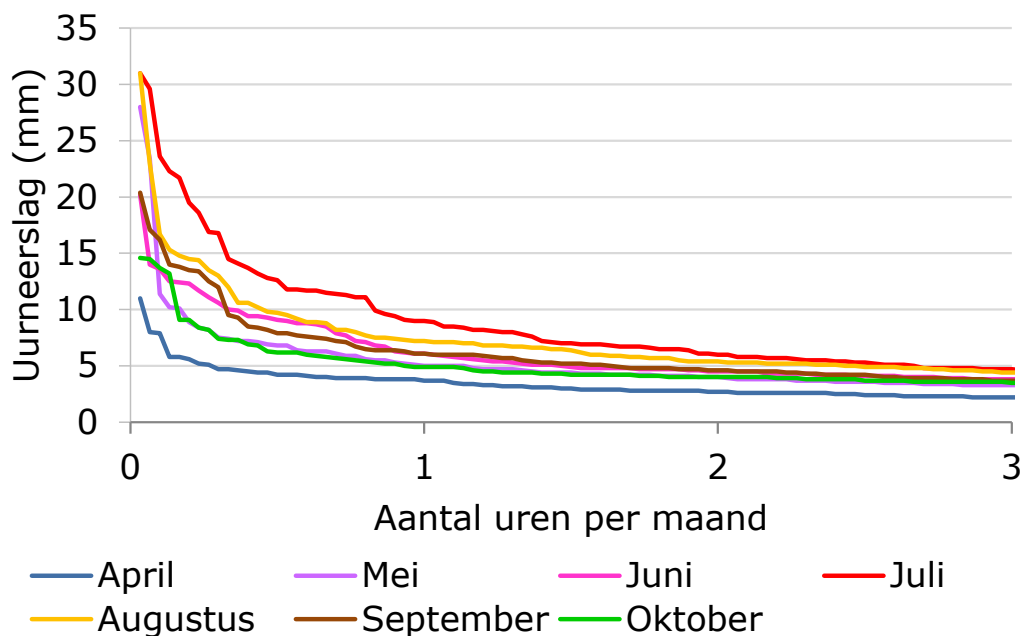
Het risico op oppervlakkige afspoeling van water en eerder toegediende meststoffen is sterk afhankelijk van het weer, de helling van het land, de bodemtextuur en -ruwheid, en het gewas (Korsaeth & Eltun, 2000; Prasuhn *et al.*, 2003; Wu & Babcock, 1997). Vooral bij intensieve regenbuien is het risico groot dat eerder toegediende meststoffen afspoelen naar aangrenzende waterlopen. De factoren die dit proces beïnvloeden zijn gelijk aan de factoren die het transport van bodemdeeltjes door watererosie bepalen. Een ondiepe grondwaterstand en een bevroren bodem of ondergrond beperken de infiltratie van regenwater in de bodem en versterken het risico op oppervlakkige afspoeling.

Oppervlakkige afvoer treedt op wanneer (1) het waterbergend vermogen van de bodem (tijdelijk) tekort schiet en/of (2) de neerslagintensiteit groter is dan de infiltratiecapaciteit van de bodem. In de

winter en het vroege voorjaar is bij een hoge grondwaterstand en veel neerslag een beperkte waterberging in de bodem aanwezig. Bij veel regen kunnen hierdoor aan het maaiveld plassen ontstaan, die bij onvoldoende bergend vermogen, over het maaiveld draineren naar nabijgelegen sloten. In de zomer, bij een relatief diepe grondwaterstand en dus grote bergingscapaciteit in de bodem, kan oppervlakkige afvoer optreden als de neerslagintensiteit groter is dan de infiltratiecapaciteit van de bodem, dus over het algemeen tijdens hevige (onweers)buien. Het optreden van oppervlakkige afvoer varieert dus sterk in de tijd en in de ruimte.

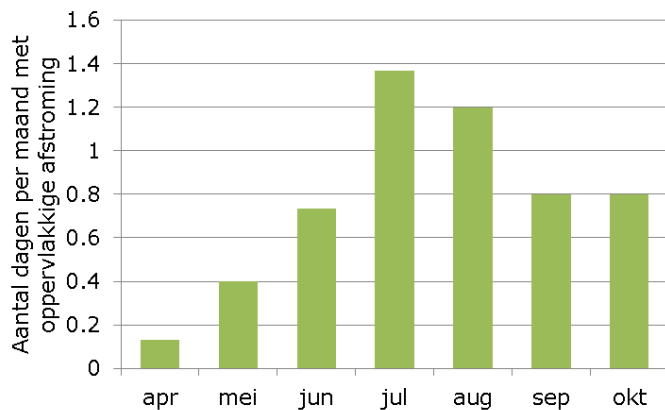
Afstroming van water en opgeloste meststoffen

Oppervlakkige afstroming van een deel van het neerslagoverschot kan het gevolg zijn van een beperkte infiltratiecapaciteit. Een belangrijke factor voor de schatting van het risico op afspoeling is de neerslagintensiteit van regenbuien die vallen na een bemesting. Regenbuien in de zomer hebben gemiddeld genomen een grotere intensiteit dan de buien in het voorjaar of najaar. In Figuur 5 zijn voor De Bilt in de periode 1981-2010 de maanden weergegeven met de meeste neerslag. In de maand juli vallen gemiddeld genomen de meeste buien met een hoge intensiteit (veel mm per uur); in april is gemiddeld de piek-neerslagintensiteit het geringst.



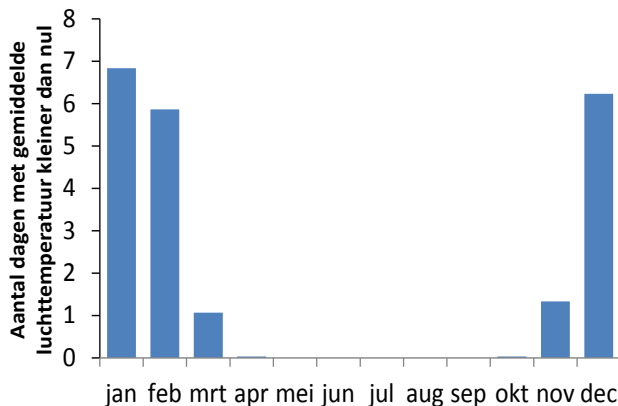
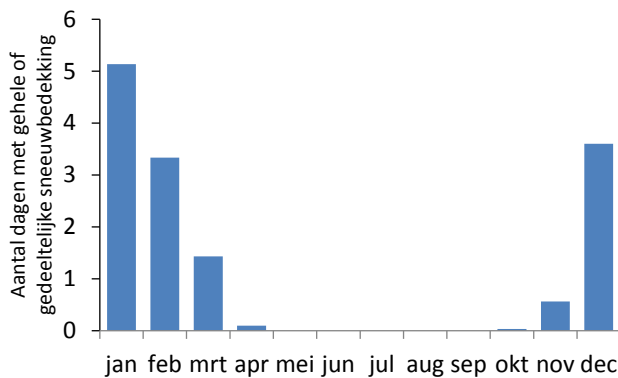
Figuur 5: Aantal uren per maand met een neerslag groter dan een bepaalde waarde (Gemiddelde over 30 jaar in De Bilt).

Het risico op oppervlakkige afspoeling van kale grond door neerslagpieken is in juli en augustus groter dan in april of oktober. Echter, de grond is in juli en augustus meestal begroeid terwijl dit in april en oktober lang niet altijd het geval is. Met een eenvoudig model is berekend wanneer oppervlakkige afstroming kan optreden als functie van de intensiteit van de regenval en de infiltratiecapaciteit van de bodem (zie bijlage 6). Vervolgens is voor de reeks van urneerslagen van De Bilt in de periode 1981-2010 een analyse uitgevoerd waarbij de resultaten per uur zijn gegroepeerd naar dagwaarden (Figuur 6). Hieruit blijkt dat de kans op oppervlakkige afstroming in de periode april – mei 2 tot 5 keer geringer is dan in de periode juli - oktober.



Figuur 6: Aantal dagen per maand met oppervlakkige afstroming, berekend met een eenvoudig model op basis van de weerreeks 1981-2010 met urneerslagen van De Bilt.

Als oppervlakkige afstroming optreedt doordat grondwaterstanden tot in het maaiveld stijgen, komt dit meestal voor in het hydrologisch winter halfjaar. Incidenteel kan dit ook in natte zomers optreden. De kans dat hoge grondwaterstanden optreden is vooral aanwezig in niet gedraineerde gronden bij grondwatertrappen I t/m III en V. Figuur 6 geeft alleen de resultaten voor de maanden april tot en met oktober omdat in de winterperiode het risico op oppervlakkige afspoeling wordt bepaald door hoge grondwaterstanden en door winterse omstandigheden. In de maanden november tot en met maart is er kans op gehele of gedeeltelijke bedekking van het maaiveld met sneeuw. Bovendien is in deze maanden er kans op een bevroren toplaag van de bodem. Figuur 7 toont het aantal dagen met gehele of gedeeltelijke sneeuwbedekking in De Bilt in de periode 1981 – 2010. Daarnaast is ook het aantal dagen weergegeven met een gemiddelde luchttemperatuur kleiner dan nul.



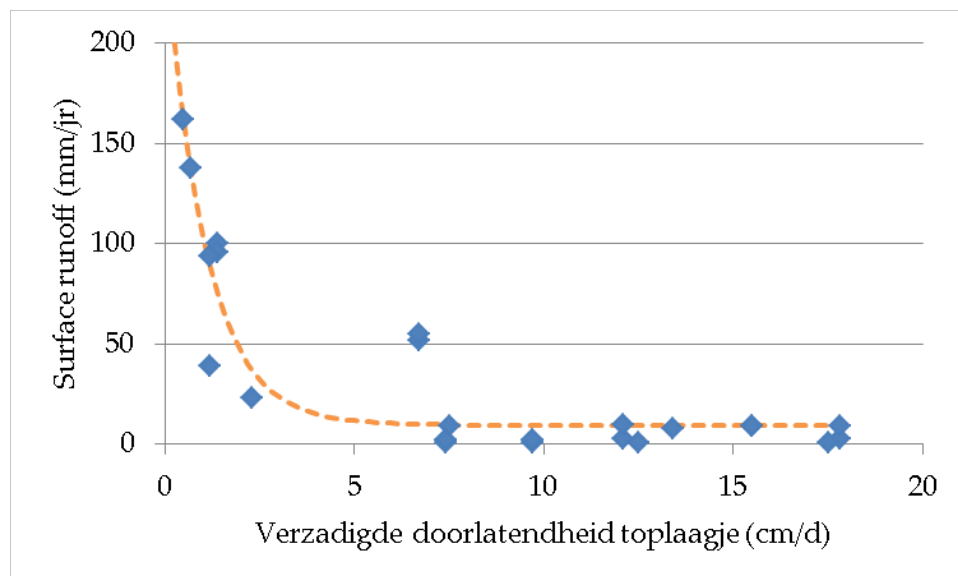
Figuur 7: Aantal dagen per maand met een gehele of gedeeltelijke sneeuwbedekking (boven) en aantal dagen per maand met een gemiddelde luchttemperatuur kleiner dan nul (onder) voor de periode 1981-2010 in De Bilt.

De doorlatendheid van de grond is een belangrijke, maar onzekere factor voor het optreden van oppervlakkige afstroming. Thunnissen (1987) concludeerde dat de hoeveelheid oppervlakte-afvoer, die in een gebied op zal treden, afhankelijk is van de neerslagintensiteit en de verdeling van de neerslag in de tijd, de maaiveldsbergings, de infiltratiecapaciteit en de ontwateringssituatie van een perceel. Bij volledig vlakke percelen zal oppervlakte-afvoer pas van belang zijn bij lage waarden van de infiltratiecapaciteit (≤ 1 mm/dag), terwijl bij graslandpercelen met een helling van 1 à 2% en voldoende ontwatering deze afvoer pas een rol van betekenis zal spelen bij infiltratiecapaciteiten beneden ca. 5 mm/dag. Uit studies van Fonck (1968), uitgevoerd op grasland op enkeerdgronden en veld- en laarpodzolen, en uit studies van de RIJP (1979), uitgevoerd op grasland op lichte en zware zavel, blijkt de infiltratiecapaciteit nauwelijks gerelateerd te zijn aan bodemtype, maar sterk samen te hangen met het bodemgebruik. Verslemping, intensieve beweiding en berijding kunnen tot zeer lage infiltratiecapaciteiten leiden.

Voor Nederlandse landbouwgronden geldt dat de verzadigde doorlatendheid enkele cm's tot enkele dm's per dag bedraagt. In verslepte gronden en vooral in bevroren gronden is de doorlatendheid veel lager en het risico op oppervlakkige afstroming groot. Om het effect van de verzadigde doorlatendheid van de bovengrond op het risico op oppervlakkige afstroming te kwantificeren, zijn berekeningen uitgevoerd met het model STONE (Jansen *et al.*, 2012; Wolf *et al.*, 2003). In de rekenexperimenten is de neerslag op uurbasis ingevoerd (Jansen *et al.*, 2013), en zijn 13 representatieve combinaties van bodem en gewas doorgerekend. De resultaten van de berekening over 30 jaar zijn in Figuur 8 uitgezet tegen de verzadigde doorlatendheid van het toplaagje van de bodem.

Het risico op transport van meststoffen met afstromend water naar het oppervlaktewater is dus afhankelijk van (zie ook bijlage 7):

- intensiteit van regenbuien;
- infiltratiecapaciteit van de bodem;
- vorm, helling en lengte van het land;
- aanwezigheid van begroeiing; en
- aanwezigheid van meststoffen op en direct onder het maaiveld. De vorm (al dan niet wateroplosbaar en viscositeit van de meststof) kan het risico beïnvloeden.



Figuur 8: Berekende oppervlakkige afstroming (surface runoff, mm/jr) als functie van de verzadigde doorlatendheid van het toplaagje van de bodem.

Bodemerosie

Bodemerosie of sedimenttransport via het water is van belang voor vaste deeltjes zoals mest en meststoffen, en bodemdeeltjes waarin of waaraan nutriënten zijn gebonden (particulair gebonden N en P). Internationaal wordt veel gebruik gemaakt van een formule die gebaseerd is op de Universal Soil Loss Equation (USLE; Hudson, 1993). Deze formule kent vele varianten (RUSLE, HUSLE, MUSLE, PUSLE, etc), die gebaseerd zijn op een gemeenschappelijke formule waarin factoren en indexen worden vermenigvuldigd:

$$E = \alpha \cdot Q_r^\beta \cdot q_r^\gamma \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \cdot r$$

Hierin zijn:

- E*: het risico op erosie, uitgedrukt in volume of gewicht per ha per dag;
- Q_r*: dagwaarde voor waterafvoer via surface runoff, m³ per ha per dag;
- q_r*: piekwaarde voor de surface runoff snelheid;
- K*: bodem erodibility factor, die afhangt van de bodemtextuur (K varieert globaal van 0.1 voor zandgronden rijk aan organische stof tot 0.5 voor slempige zavel gronden met heel weinig organische stof);
- LS*: de topografie factor die de invloed van de lengte van het veld en de helling tot uitdrukking brengt (LS varieert globaal van 0,1 voor land met een helling van 0% tot >1.0 voor land met een helling van 8%);
- C*: een factor die afhankelijk is van de bedekkingsgraad, naarmate de bedekkingsgraad hoger is, is C kleiner (C varieert globaal van 0.005 voor grasland tot 0.5 voor onbegroeid bouwland);
- P*: Erosiebeperkende maatregelen;
- r*: bodemruwheidsfactor; naarmate een veld meer (micro-) reliëf vertoont is r kleiner, en α,β,γ: parameters.

De waarde van deze vergelijking is met name gelegen in het evalueren van risico's als gevolg van verschillende omstandigheden, doch de voorspellende waarde voor praktische omstandigheden is vaak beperkt. Eigenschappen van mest en meststoffen spelen ook een rol bij het risico op transport van mest en meststoffen door watererosie. Bij een geringe oppervlakkige afstroming kunnen enkel opgeloste nutriënten worden getransporteerd. Bij een toenemende oppervlakkige afstroming neemt het risico op erosie van bodemdeeltjes en vaste deeltjes mest en meststoffen toe, vooral als de deeltjes relatief klein en licht zijn.

Samenvattend, voor het risico op watererosie van mest en meststoffen zijn zowel de eerder genoemde factoren in de USLE-vergelijking van belang als specifieke eigenschappen van mest en meststoffen, te weten:

- deeltjesgrootte van de mest en meststoffen;
- viscositeit van de mest en meststoffen, d.w.z. de mate waarin de mest en meststoffen aan elkaar en aan bodemdeeltjes vastplakken.

7.3 Beoordeling van het risico op fosfaat- en stikstofemissie naar oppervlaktewater

7.3.1 Uitgangspunten

Belasting van het oppervlaktewater, bij toediening van mest en meststoffen, kan plaatsvinden via de lucht en via water. Bij de route via de lucht worden drie mogelijkheden onderscheiden, namelijk

- (i) drift bij bespuiting van bladmeststoffen,
- (ii) verstuiving van poederige meststoffen, en
- (iii) winderosie van vaste mest en meststoffen.

Bij de route via water worden twee mogelijkheden onderscheiden, namelijk

- (i) oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit mest en meststoffen, en
- (ii) watererosie van vaste mest en meststoffen.

Alle vijf onderscheiden routes treden enkel op onder specifieke omstandigheden. In kwantitatieve zin is de oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit mest en meststoffen waarschijnlijk verreweg de belangrijkste route. Dit sluit niet uit dat lokaal andere routes belangrijk(er) kunnen zijn.

Het risico op belasting van het oppervlaktewater bij toediening van mest en meststoffen wordt bepaald door:

- (i) de eigenschappen meststoffen (opgelost, vast, deeltjesgrootte en -gewicht);
- (ii) de toedieningsmethoden (bespuiting, injectie, inwerken);
- (iii) de eigenschappen van het land (vorm, helling, bedekking)
- (iv) de eigenschappen van de bodem (ruwheid, infiltratiesnelheid, doorlatendheid)
- (v) het weer (regenvalintensiteit, windsterkte, droogte)

Om het risico op belasting van het oppervlaktewater bij toediening van mest en meststoffen te beoordelen, is geen samenhangend instrumentarium beschikbaar waarmee kwantitatief het risico in kaart kan worden gebracht. De factoren die het risico samen vormen zijn wel bekend, maar vooral in kwalitatieve zin. Daarom is een kwalitatief beoordelingskader opgesteld per route (Tabel 10). Het type meststof is van belang voor het beoordelen van de mogelijke transportroute naar het oppervlaktewater. Voor korrelgrootte van de meststof zijn drie gangbare klassen onderscheiden, namelijk <0,1mm, 0,1-1 mm, en > 1 mm, en voor soortelijk gewicht ook, namelijk <0,5 g/cm³, 0,5-1,5 g/cm³ en >1,5 g/cm³. Voor weersomstandigheden en bodemfactoren zijn vrij arbitrair ook steeds drie klassen onderscheiden: windsnelheid (<1, 1-2 en >2 m/s), helling van het oppervlak (<1, 1-4 en >4%), lutumgehalte van de bodem (<2, 2-8 en >8%), infiltratiecapaciteit van de bodem (laag, gemiddeld en hoog) en vochtgehalte bodem (laag, gemiddeld en hoog).

Tabel 10: Kwalitatieve beoordeling van het risico op transport naar oppervlaktewater per type meststof en per mogelijke transportroute

Eigenschappen Meststof	Transportroute				
	Drift	Verstui- ving	Wind- erosie	Afspoeling	Water- erosie
Bladmeststof	X				
Poederige meststof		X	X	X	X
Gepelleeteerde meststof (incl. gruis)		X	X	X	X
Dunne mest (droge stof 5-12%)				X	X
Dunne fractie gescheiden mest (d.s. <2%)				X	X
Dikke fractie gescheiden mest (d.s. 15-30%)				X	X
Vaste stalmest (d.s. 20-40%)				X	X
Vaste pluimveemest (d.s. 50 – 70%)			X	X	X

7.3.2 Drift bij bespuiting van bladmeststoffen

De belangrijkste factoren bij drift zijn de windsnelheid en de afstand tot waterlopen. Het risico is gering als de windsnelheid laag is (<1 m/s) en/of de afstand tot waterlopen groot is (>2 meter). Dit impliceert dat het risico op drift van bladmeststoffen gering is als het windstil weer is en de afstand tussen spuitdop en watergang minimaal 2 meter (Tabel 11). De giften aan meststoffen via bladbespuiting zijn meestal gering.

Tabel 11: Beoordeling van het risico op drift bij bespuiting van bladmeststoffen; weerfactoren.

Afstand tot waterloop, m	Windsnelheid, m/s		
	<1	1-3	>3
<2	Gering	Hoog	Hoog
2-5	Gering	Beperkt	Hoog
>5	Gering	Gering	Beperkt

7.3.3 Verstuiving van poederige meststoffen

Vaste meststoffen in poedervorm hebben een maximale korrelgrootte van 0,1 mm. Het deel van het gruis van gedroogde mestkorrels dat beschouwd kan worden als een poederige meststof voldoet ook aan deze definitie. De belangrijkste factoren die het risico op verstuiving bepalen zijn de windsnelheid, de afstand tot waterlopen en deeltjesgrootte en gewicht van de meststof. Het risico is gering als de windsnelheid laag is (<1 m/s), de afstand tot waterlopen groot is (>2 meter), meststofdeeltjes groot zijn (>0,1 millimeter) en/of het gewicht van de meststofdeeltjes groot is (>1,5 g/cm³). Dit impliceert dat het risico op verstuiving van toediening van poederige meststoffen gering is als de deeltjes relatief groot en zwaar zijn (Tabel 12) en het windstil weer is en de afstand tot de watergang groot (Tabel 13).

Tabel 12: Beoordeling van het risico op verstuiving van toediening van poederige meststoffen; meststofeigenschappen.

Soortelijk gewicht, g/cm ³	Deeltjesgrootte (diameter), mm		
	<0.1	0.1-1.0	>1.0
<0.5	Hoog	Hoog	Beperkt
0.5-1.5	Hoog	Beperkt	<i>Gering</i>
>1.5	Beperkt	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>

Tabel 13: Beoordeling van het risico op verstuiving van toediening van poederige meststoffen; weerfactoren.

Afstand tot waterloop, m	Windsnelheid, m/s		
	<1	1-3	>3
<2	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
2-5	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
>5	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	Beperkt

7.3.4 Winderosie van droge producten

De belangrijkste factoren die winderosie van droge producten bepalen zijn de windsnelheid, de afstand tot waterlopen, deeltjesgrootte, het gewicht van de meststof en de textuur en vochtgehalte van de bodem. Het risico is gering als de windsnelheid laag is (<1 meter per seconde), de afstand tot waterlopen groot is (>20 meter), de meststofdeeltjes groot zijn (>1 millimeter), het gewicht van de meststofdeeltjes groot is (>1,5 g/cm³), de bodem veel klei bevat (>8% lutum) en/of de bodem vochtig is (gehalte aan watergevuld poriënvolume >40% voor zandgrond). Dit impliceert dat het risico op winderosie van meststoffen gering is als de deeltjes relatief groot en zwaar zijn (Tabel 14) en de bodem een relatief hoog lutumgehalte en relatief hoog vochtgehalte heeft (Tabel 15).

Tabel 14: Beoordeling van het risico op winderosie na toediening van meststoffen; meststofeigenschappen.

Soortelijk gewicht, g/cm ³	Deeltjesgrootte (diameter), mm		
	<0.1	0.1-1.0	>1.0
<0.5	Hoog	Hoog	Beperkt
0.5-1.5	Hoog	Beperkt	<i>Gering</i>
>1.5	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>

Tabel 15: Beoordeling van het risico op winderosie na toediening van meststoffen; bodemeigenschappen.

Gehalte aan watergevuuld poriënvolume	Lutumgehalte, %		
	<2	2-8	>8
Laag: Zandgrond <10%; Leem- en kleigrond <30%	Hoog	Hoog	Beperkt
Gemiddeld: Zandgrond 10-40%; Leem- en kleigrond 30-70%	Beperkt	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>
Hoog: Zandgrond >40%; Leem- en kleigrond >70%	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>

7.3.5 Oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit meststoffen

De belangrijkste factoren die oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit meststoffen bepalen zijn de regenvalintensiteit, helling, infiltratiecapaciteit van de bodem, aanwezigheid greppels, afstand tot waterlopen, grondwaterstand, begroeide bufferstroken (Noij *et al.*, 2012). Het risico is gering als de regenvalintensiteit laag is (<10 mm per uur), de helling gering is (<1%), de infiltratiecapaciteit van de bodem groot is, greppels afwezig zijn, buisdrainage aanwezig is, gemiddeld hoogste grondwaterstand diep is (>20 cm), afstand tot waterlopen groot is (>20 meter) en/of bufferstroken breed zijn (>2 m). Dit impliceert dat het risico op oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit meststoffen gering is als de helling van het perceel gering is, de infiltratiecapaciteit van de bodem relatief groot is en de gemiddeld hoogste grondwaterstand relatief diep is (Tabel 16).

Voor de infiltratiecapaciteit worden drie klassen onderscheiden:

- Hoog: zandgronden, lichte zavel, lössgrond;
- Gemiddeld: zware zavel, leemgrond, veengrond; en
- Laag: matig zware en zware kleigrond, gronden met structuurbederf en/of ploegzool, verslechte grond.

Tabel 16: Beoordeling van het risico op oppervlakkige afspoeling van opgeloste nutriënten uit meststoffen bij oppervlakkige toediening; bodemeigenschappen.

Grondwatertrappen, Gt	Infiltratiecapaciteit	Helling, %		
		<1	1-4	>4
6, 7, 8 en gronden met buisdrainage	hoog	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	gemiddeld	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	laag	Beperkt	Hoog	Hoog
3, 4, 5	hoog	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	gemiddeld	Beperkt	Hoog	Hoog
	laag	Hoog	Hoog	Hoog

7.3.6 Watererosie van mest en meststoffen

De belangrijkste factoren die watererosie van mest en meststoffen bepalen zijn de regenvalintensiteit, helling, infiltratiecapaciteit van de bodem, afstand tot waterlopen, grondwaterstand, begroeide bufferstroken, viscositeit en deeltjesgrootte van de meststoffen.

Het risico is gering als de regenvalintensiteit laag is (<10 mm per uur), de helling gering is (<1%), infiltratiecapaciteit van de bodem groot is (>5 cm/dag), gemiddeld hoogste grondwaterstand diep is (>20 cm), afstand tot waterlopen groot is (>20 meter), bufferstroken breed zijn (>2 m), meststoffen

viskeus zijn, deeltjes van de meststoffen groot (>1 g/cm³) en zwaar zijn en meststoffen in de bodem worden geïnjecteerd of in worden gewerkt. Dit impliceert dat het risico op watererosie van mest en meststoffen gering is als de mest en meststoffen in de bodem worden gebracht (Tabel 17) en de helling van het perceel gering is en de infiltratiecapaciteit van de bodem relatief hoog is (Tabellen 18, 19).

Tabel 17: Beoordeling van het risico op watererosie van mest en meststoffen; eigenschappen van mest en meststoffen.

Toedieningsmethode	Eigenschappen van mest en meststoffen		
	Droog (d.s.>50%)	Vochtig (<50%)	Gekorrelt, slecht oplosbaar en niet viskeus
Oppervlakkig	Hoog	Beperkt	Hoog
Ingewerkt	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>
Geïnjecteerd	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>

Tabel 18: Beoordeling van het risico op watererosie van vaste meststoffen bij oppervlakkige toediening; bodemeigenschappen.

Grondwatertrappen, Gt	Infiltratiecapaciteit,	Helling, %		
		<1	1-4	>4
6, 7, 8 en gronden met buisdrainage	hoog	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	gemiddeld	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	laag	Beperkt	Hoog	Hoog
3, 4, 5	hoog	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	gemiddeld	Beperkt	Hoog	Hoog
	laag	Hoog	Hoog	Hoog

Tabel 19: Beoordeling van het risico op watererosie van ondergewerkt vaste mest en geïnjecteerde dunne mest en meststoffen; bodemeigenschappen.

Grondwatertrappen, Gt	Infiltratiecapaciteit	Helling, %		
		<1	1-4	>4
6, 7, 8 en gronden met buisdrainage	hoog	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>
	gemiddeld	<i>Gering</i>	<i>Gering</i>	Beperkt
	laag	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
3, 4, 5	hoog	<i>Gering</i>	Beperkt	Hoog
	gemiddeld	Beperkt	Hoog	Hoog
	laag	Hoog	Hoog	Hoog

De belangrijkste risicofactoren voor de belasting van het oppervlaktewater bij toediening van mest en meststoffen door oppervlakkige afstroming en erosie (als belangrijkste factoren) zijn:

1. *Periode*. Het risico is het hoogst in de periode juli tot en met oktober in verband met de kans op zware regenbuien en in de periode november tot en met maart in verband met de kans op relatief hoge grondwaterstanden en bevroren gronden.
2. *Helling*. Het risico is het hoogst bij hellende percelen (helling >1%).
3. *Grondwaterstand*. Het risico is het hoogst bij percelen met gemiddeld hoogste grondwaterstand ondieper dan 20 cm.
4. *Bodem*. Het risico is het hoogst bij bodems met gering infiltratiecapaciteit (<5 cm/dag) en bij onbegroeide bodems.
5. *Meststoffen*. Het risico is het hoogst bij veel oplosbare nutriënten en een licht soortelijk gewicht.
6. *Toedieningsmethode*. Het risico is het hoogst bij oppervlakkige toediening zonder inwerking.

8 Risico op lachgasemissie

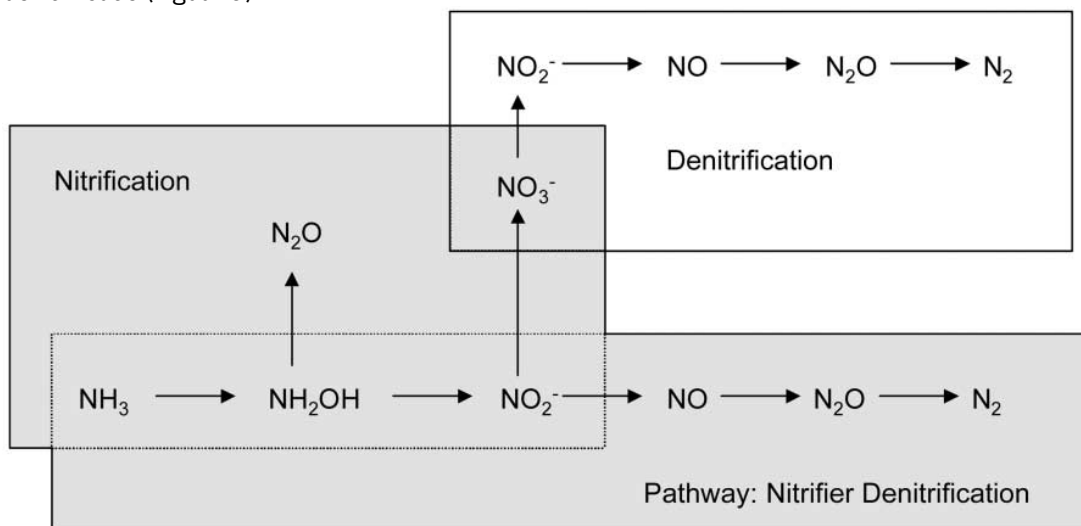
8.1 Inleiding

Het risico op N_2O -emissie wordt beschouwd bij het mestgebruik in de te beoordelen situatie (nieuwe meststof en/of toedieningstechniek en/of toedieningstijdstip; Hoofdstuk 3) en in de referentiesituatie (Hoofdstuk 4). In de beoordeling wordt gebruik gemaakt van literatuur en beoordelingstabellen die zijn afgeleid uit resultaten van modellen, literatuur en/of expert judgement.

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van het proces N_2O -productie en -emissie, en van de factoren die van invloed zijn op N_2O -emissie (paragraaf 8.2). In paragraaf 8.3 wordt een inschatting gegeven van de N_2O -emissie die bij verschillende omstandigheden kan worden verwacht. Ook worden tabellen gegeven die gebruikt kunnen worden bij de beoordeling van het risico van N_2O -emissie.

8.2 Beschrijving van het proces en invloedsfactoren

Lachgas (N_2O) is een broeikasgas dat gevormd wordt tijdens de microbiële processen nitrificatie en denitrificatie (Figuur 9).



Figuur 9: Vorming van N_2O tijdens nitrificatie, denitrificatie en nitrificeerder-denitrificatie (Wrage et al., 2001).

8.2.1 Lachgasproductie tijdens nitrificatie

Nitrificatie is het proces waarbij NH_4 wordt omgezet in NO_3 . Dit proces wordt uitgevoerd door bacteriën onder zuurstofrijke omstandigheden. Lachgas is een bijproduct van nitrificatie. Lachgas wordt met name gevormd onder omstandigheden dat de nitrificatie niet optimaal verloopt of wordt geremd. Factoren die een rol spelen bij de productie van N_2O tijdens nitrificatie zijn:

- *Zuurstofgehalte of vochtgehalte in de bodem.* Onder natte, zuurstofarme omstandigheden wordt nitrificatie in de bodem geremd. Onder deze omstandigheden neemt de kans op N_2O -productie tijdens nitrificatie toe (Granli and Bøckman, 1994).

- *Temperatuur.* De nitrificatiesnelheid neemt af naarmate de temperatuur lager wordt. De relatieve N₂O-productie per eenheid genitrificeerde NH₄ neemt echter toe naarmate de temperatuur lager wordt (Granli and Bøckman, 1994). Ook bij lage temperaturen kan er N₂O worden gevormd.
- *NH₄gehalte.* Hoe hoger het NH₄-gehalte, hoe hoger de N₂O-productie per eenheid genitrificeerde NH₄ (Avrahami *et al.*, 2002).
- *Ammoniaktoxiciteit.* Als er NH₃ aan de bodem wordt toegediend of gevormd na toediening van meststoffen, dan kunnen er omstandigheden ontstaan waarbij N₂O wordt geproduceerd. Ammoniak is toxisch voor een van de enzymen uit het nitrificatieproces, waardoor er nitriet gevormd wordt (Chalk and Smith, 1983; Oenema *et al.*, 1997). Relatief hoge N₂O-emissies zijn gevonden uit urineplekken (Oenema *et al.*, 1997), injectie van vloeibare NH₃ (Bremner *et al.*, 1981), toediening van ureum onder droge omstandigheden (Vermoesen *et al.*, 1992) en toediening van mineralenconcentraten (Velthof en Hummelink, 2011). De vorming van NH₃ in de bodem na toediening van deze producten is waarschijnlijk de oorzaak voor de relatief hoge N₂O-emissie.

8.2.2 Lachgasproductie tijdens denitrificatie

Denitrificatie is het proces waarbij NO₃ wordt omgezet in de gasvormige N-verbindingen N₂O en N₂. Dit proces wordt door bacteriën uitgevoerd onder zuurstofarme omstandigheden. Denitrificerende bacteriën hebben een energiebron (vooral organische stof) nodig voor groei. Bronnen van afbreekbare organische stof als energiebron in landbouwgronden zijn bodem organische stof, dierlijke mest, overige organische meststoffen en/of gewasresten.

Lachgas is een tussenproduct van denitrificatie (Figuur 9) en wordt met name gevormd onder omstandigheden dat de denitrificatie niet optimaal verloopt en er geen volledige omzetting tot N₂ plaatsvindt. Factoren die een rol spelen bij de productie van N₂O tijdens denitrificatie zijn:

- *Zuurstofgehalte of vochtgehalte in de bodem.* Denitrificatie is een strict anaëroob proces en wordt geremd als er zuurstof aanwezig is. Als denitrificatie wordt geremd door aanwezigheid van zuurstof wordt NO₃ niet volledig tot N₂ omgezet en kan er relatief meer N₂O ontwijken. Onder droge omstandigheden treedt geen denitrificatie op en onder zuurstofloze omstandigheden wordt NO₃ vrijwel volledig tot N₂ omgezet. Onder deze omstandigheden zal geen of geringe productie van N₂O optreden (Firestone *et al.*, 1980; Granli and Bøckman, 1994).
- *Temperatuur.* De denitrificatiesnelheid neemt af naarmate de temperatuur lager wordt. De relatieve N₂O-productie per eenheid NO₃ die wordt omgezet neemt echter toe naarmate de temperatuur lager wordt (Granli and Bøckman, 1994). Ook bij lage temperaturen kan er N₂O worden gevormd.
- *Nitraatgehalte.* Hoe hoger het NO₃-gehalte, hoe hoger de N₂O-productie per eenheid NO₃ die wordt gedenitrificeerd (Firestone *et al.*, 1980).
- *Zuurgraad.* Onder zure omstandigheden (lage pH) neemt de denitrificatieactiviteit af, maar neemt de productie van N₂O per eenheid gereduceerde NO₃ toe (Granli and Bøckman, 1994).
- *Aanwezigheid afbreekbare organische stof.* Gemakkelijk afbreekbare organische stof is de energiebron voor denitrificerende bacteriën. De kans op denitrificatie (en N₂O-emissie) is daardoor hoger op veengronden dan op minerale gronden en hoger op grasland dan op bouwland (Velthof *et al.*, 2010; 2011). Het toedienen van organische stof met mest of gewasresten kan denitrificatie en N₂O-emissie verhogen. Vluchtige vetzuren in mest zijn goed beschikbaar voor denitrificerende bacteriën (Paul and Beauchamp, 1989) en kunnen na toediening aan de bodem leiden tot een verhoogde denitrificatie. Dit is een mogelijke oorzaak voor de hogere N₂O-emissie uit varkensmest dan uit rundermest die soms wordt gevonden (Velthof *et al.*, 2003, 2011b).

8.2.3 Samenspel van invloedsfactoren

In Tabel 20 wordt een overzicht gegeven van de factoren die de N₂O-emissie uit bodems bepalen, gerelateerd aan bodemeigenschappen, gewassen, bodembeheer en bemesting. De hoogste N₂O-emissie treedt op onder natte omstandigheden met veel minerale N in de bodem.

Tabel 20: Invloedsfactoren van N₂O-emissie uit bemeste landbouwgronden (Aangepaste versie van Velthof et al., 2000).

Factor		Effect op N ₂ O-emissie
Klimaat	temperatuur	denitrificatie- en nitrificatieactiviteit nemen toe en de N ₂ /N ₂ O-verhouding van denitrificatie neemt af. De resultante is dat meestal de N ₂ O-emissie toeneemt bij toenemende temperatuur.
	neerslag	neemt toe naarmate er meer neerslag valt.
Bodem	vochtgehalte/ zuurstofgehalte	neemt toe bij toenemend vochtgehalte en afnemend zuurstofgehalte. Er is een optimum vochtgehalte met een hoge N ₂ O-emissie.
	organische stof	neemt toe naarmate er meer gemakkelijk afbreekbare koolstof aanwezig is.
	minerale N	bemesting van een bodem met een hoge minerale N-gehalte, kan leiden tot een hoge N ₂ O-emissie.
	structuur/ compactie	de structuur van de bodem heeft een groot effect op het vochtgehalte en het zuurstofgehalte en daardoor op de microbiële activiteit. Enerzijds leidt een dichte structuur tot een verhoogde denitrificatieactiviteit; anderzijds leidt een dichte structuur tot een lagere N ₂ O/N ₂ -verhouding tijdens denitrificatie.
	grondsoort/ landgebruik	de grondsoort heeft een groot effect op de waterhuishouding, zuurstofvoorziening en organische stofgehalte in de bodem. In het algemeen is de volgorde in N ₂ O-emissie: veen > klei > zand, maar soms worden hogere N ₂ O-emissies uit zand- dan uit kleigrond gevonden. De N ₂ O-emissie uit permanent grasland is meestal hoger dan uit bouwland, omdat het organische stofgehalte hoger is in grasland dan in bouwland.
Gewassen	N-opname	naarmate een gewas sneller N opneemt, wordt het risico op N ₂ O-emissie lager. Grasland is in staat om N snel op te nemen of vast te leggen. Bemesting van bouwland vindt vaak plaats voordat er een actief opnemend gewas aanwezig is.
	N-efficiëntie	N ₂ O-emissie neemt toe naarmate de N-efficiëntie van het gewas afneemt en er meer N in de bodem en gewasresten achterblijven in de herfst
	gewasresten	de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare gewasresten met lage C/N-verhouding kan leiden tot een verhoogde N ₂ O-emissie
Bodem-beheer	waterbeheer	een goede drainage leidt tot minder natte bodems in de herfst en tot minder N ₂ O. Verhoging van het grondwaterpeil en irrigatie leiden tot meer N ₂ O.
Bemesting	soort meststof	op grasland leidt toediening van NO ₃ -houdende meststoffen meestal tot hoger N ₂ O-emissie dan meststoffen met alleen NH ₄ (inclusief dierlijke mest), en met name onder natte omstandigheden. Toediening van koolstof via dierlijke mest kan leiden tot een hoger N ₂ O-emissie op gronden met laag gehalte aan organische stof (op bouwland groter effect van koolstoftoediening van op grasland)
	grootte gift	naarmate de gift toeneemt, neemt de verhouding N ₂ O/N ₂ tijdens denitrificatie en de N ₂ O-emissie toe.
	tijdstip	het toedienen van meststoffen tijdens of vlak voor een periode waarin het gewas N opneemt, leidt tot een lagere N ₂ O-emissie dan indien de meststof ver voor de groeiperiode wordt toegediend (najaarstoediening of toediening in vroege voorjaar).
	techniek	de toedieningstechniek kan grote effecten hebben op de N ₂ O-emissie, maar het effect is sterk afhankelijk van de soort techniek, de weersomstandigheden, het bodemtype en het gewas. Inwerken leidt meestal tot verhoging N ₂ O-emissie, maar diepe injectie kan tot een afname van de N ₂ O-emissie leiden .

8.3 Beoordeling van het risico op lachgasemissie

Bij de beoordeling van het gemiddelde risico op N₂O-emissie bij toediening van meststoffen zijn drie factoren van belang:

- methode van toediening;
- tijdstip van toediening;
- samenstelling van het product.

Er zijn voor N₂O geen procesmodellen beschikbaar waarmee effecten van deze factoren op betrouwbare wijze kunnen worden berekend. Het risico op N₂O-emissie wordt daarom geschat op basis van literatuur en expertbeoordeling, ten opzichte van de huidige emissiefactoren voor N₂O-emissies uit kunstmest en dierlijke mest.

8.3.1 Uitgangspunten

Emissiefactoren

Velthof en Mosquera (2011b) hebben op basis van alle beschikbare data in Nederland N₂O-emissiefactoren afgeleid (Tabel 21). Deze emissiefactoren geven de gemiddelde emissie weer, en vormen als zodanig de basis voor de Nederlandse methodiek om N₂O-emissies te rapporteren aan de UNFCCC in kader van het Kyoto-protocol¹.

De emissiefactoren voor kunstmest zijn gebaseerd op kalkammonsalpeter (KAS), de meest gebruikte meststof in Nederland. Het is bekend dat de N₂O-emissie uit ammoniummeststoffen lager is dan NO₃⁻houdende meststoffen indien toegediend aan grasland (Egginton & Smith, 1986; Velthof *et al.*, 1997).

Er is in de Nederlandse methodiek geen onderscheid gemaakt naar type mest, aangezien er te weinig data beschikbaar zijn voor verschillende typen mest. Er zijn wel aanwijzingen dat de N₂O-emissie uit varkensmest hoger is dan die uit rundmest (Chadwick *et al.*, 2000; Velthof *et al.*, 2003; Velthof en Mosquera, 2011), omdat de hoeveelheid minerale N hoger is en omdat varkensmest meer vluchtige vetzuren bevat dan rundmest. Vluchtige vetzuren zijn een energiebron voor denitrificerende bacteriën (Paul en Beauchamp, 1989).

Tabel 21: Emissiefactoren (% van de toegediende N) voor N₂O (Velthof en Mosquera, 2011b).

Bron	Bodetype	Grasland	Bouwland
Dierlijke mest emissiearm ¹	Minerale bodems	0,3	1,3
	Veengronden	1,0	1,3
Dierlijke mest bovengronds	Minerale bodems	0,1	0,6
	Veengronden	0,5	0,6
Kunstmest	Minerale bodems	1,0	1,0
	Veengronden	3,0	1,0
Gewasresten	Minerale bodems	n.v.t.	1,0
N-binding	Minerale bodems		1,0
Beweidings	Minerale bodems	2,5	
	Veengronden	6,0	

¹Bouwlandinjectie, zodebemesting en onderwerken

¹ http://www.broeikasgassen.nl/documents/4D_N2O_landbouw_bodem_direct_NIR2011.pdf. In de Nederlandse methodiek zijn de emissiefactoren gewogen gemiddeld over grondsoorten en landgebruik, waarbij de emissiefactoren uit Tabel 24 zijn gebruikt.

Effect van methode van toediening

Het ammoniakemissie-arm toedienen van mest leidt tot een hogere N₂O-emissie dan oppervlakkig toedienen (Flessa and Beese, 2000; Velthof en Mosquera, 2011a; Klop *et al.*, 2012). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een combinatie van factoren:

- Het injecteren of onderwerken van mest leidt tot minder NH₃-emissie, waardoor er meer N in de bodem terecht komt en het risico op N₂O-emissie toeneemt;
- Diepere bodemlagen zijn meestal vochtiger dan de bovenste bodemlaag. Bij het injecteren of onderwerken van mest wordt de mest dus geplaatst in een bodemlaag waarin de omstandigheden voor N₂O-vorming gunstiger zijn;
- Bij plaatsing van mest (bv. bij injectie) worden de lokale N-concentraties in de bodem hoger dan bij breedwerpige (oppervlakkige) toediening. De hoge NO₃⁻, NH₄⁻ of ureumconcentraties kunnen leiden tot remming van de nitrificatie en/of denitrificatie, waardoor meer N₂O kan worden gevormd.
- Bij plaatsing van mest (bv. bij injectie) worden de lokale gehalten aan organische stof in de bodem hoger dan bij breedwerpige (oppervlakkige) toediening. Bij de microbiële afbraak van organische stof in de bodem wordt zuurstof geconsumeerd. Een lokaal hoog zuurstofverbruik door hoge gehalten aan organische stof kan leiden tot zuurstofarme omstandigheden, waardoor de omstandigheden voor N₂O-vorming gunstiger zijn.

Incubatieproeven laten zien dat het emissiearm toedienen (onderwerken) van kunstmest, mineralenconcentraat en dikke fractie tot een hogere N₂O-emissie leidt dan het oppervlakkige toediening van deze meststoffen (Velthof en Hummelink, 2011). Diepe plaatsing van meststoffen in de bodem kan juist weer leiden tot minder N₂O, omdat de N₂O tijdens diffusie naar de atmosfeer gereduceerd wordt tot N₂ (Flessa and Beese, 2000; Velthof *et al.*, 2003). Een exacte diepte waarop de emissie weer afneemt, is niet aan te geven (en is ook afhankelijk van vochtgehalte), maar bij de in Nederland gangbare emissiearme toedieningstechnieken wordt een verhoging van de N₂O-emissie verwacht. Er wordt op basis van de veld- en incubatieproeven uitgegaan dat emissiearme toediening gemiddeld leidt tot een verdubbeling van de N₂O-emissie ten opzichte van bovengrondse toediening (Tabel 22).

Effect van tijdstip van toediening

De emissiefactoren die voor Nederland zijn afgeleid (Tabel 21) zijn bepaald in proeven waarin de meststoffen in de perioden 1 februari – 1 september zijn toegediend (conform Besluit Gebruik Meststoffen). Om het risico op N₂O-emissie bij toediening buiten deze perioden te bepalen moeten drie factoren worden beschouwd: de temperatuur, het vochtgehalte in de bodem en het N-gehalte in de bodem.

De gemiddelde temperatuur is lager bij toediening in het najaar/winter dan bij toediening in het groeiseizoen, waardoor i) de nitrificatie- en denitrificatieactiviteit lager zijn, ii) de productie van N₂O per eenheid omgezette NH₄ of NO₃ toeneemt en iii) de mineralisatie van organische N lager is. Het netto effect van deze factoren leidt er toe dat het verschil in temperatuur tussen groeiseizoen en najaar/winter slechts een beperkt effect heeft op N₂O-emissie (Lesschen *et al.*, 2011).

In het najaar/winter is het vochtgehalte van de bodem gemiddeld hoger dan in het groeiseizoen, waardoor de kans dat meststoffen aan een natte bodem worden toegediend hoger is bij toediening in het najaar/winter dan bij toediening in het groeiseizoen. Het risico op N₂O-emissie is daardoor hoger bij toediening in het najaar/winter dan in het groeiseizoen.

De hoeveelheid minerale N in de bodem na bemesting wordt bepaald door de N-opname door het gewas, mineralisatie en N-verliezen (NH₃-emissie, denitrificatie en NO₃-uitspoeling). De mineralisatie is lager in het najaar/winter. De gewasopname heeft een groot effect op de minerale N in de bodem en is in het najaar/winter beperkt of afwezig. De hoeveelheid minerale N in de bodem is daardoor voor een langere periode verhoogd bij toediening van een meststof in het najaar/winter dan bij toediening

in het groeiseizoen. Het risico op N₂O-emissie is dus hoger bij bemesting in najaar/winter dan in het groeiseizoen. Op basis van expert judgement wordt geschat dat de emissiefactor bij toediening in de periode 1 september tot 1 februari gemiddeld twee keer zo hoog is dan die bij toediening in de periode 1 februari tot 1 september.

Effect van productsamenstelling op lachgasemissie

In de vorige paragrafen is ingegaan op de effecten van periode van toediening en methode van toediening op N₂O-emissie uit dunne mest en KAS. Deze risicobeoordeling geldt ook voor andere meststoffen en producten. Deze meststoffen en producten kunnen echter een afwijkende samenstelling hebben ten opzichte van dierlijke mest en KAS en dit kan een effect hebben op het risico op N₂O-emissie. Op basis van de eerder beschreven processen en factoren die N₂O-emissie bepalen, volgt dat drie factoren een grote invloed hebben op het risico op N₂O-emissie uit een meststof: het type N, de aanwezigheid van organische C en de pH.

Bij type N wordt onderscheid gemaakt tussen nitraathoudende meststoffen en nitraatloze meststoffen, omdat de aanwezigheid van NO₃ een groot effect heeft op N₂O-emissie. Toediening van een nitraathoudende meststof aan een natte bodem leidt tot hoge emissie van N₂O (Egginton and Smith, 1986; Velthof *et al.*, 1997). Mocht een nieuwe meststof naast NO₃ ook organische C bevatten dan zal het risico op denitrificatie en N₂O-emissie hoog zijn. Het aanzuren van mest met het nitraathoudende salpeterzuur resulteerde in een sterke toename van denitrificatie en N₂O-emissie (Oenema en Velthof, 1993; Velthof en Oenema, 1993) en ook de toediening van het nitraathoudende urean aan mest leidde tot een verhoging van denitrificatie en N₂O-emissie (Postma *et al.*, 2000). Er wordt aangenomen dat de N₂O-emissie uit nitraathoudende meststoffen die C bevatten twee keer zo hoog is dan de emissie uit KAS (Tabel 22).

Bij de overige meststoffen (meststoffen zonder NO₃) is een beoordeling gemaakt voor drie categorieën meststoffen variërend in het aandeel NH₄ en organische N (Tabel 22). Dunne mest heeft gemiddeld een vergelijkbare N₂O-emissie als KAS op bouwland en een lagere emissie op grasland (Tabel 22). Ook kunstmesten die alleen NH₄ bevatten resulteren in een relatief lage N₂O-emissie bij toediening aan grasland (Velthof *et al.*, 1997). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat grasland een deel van de toegediende NH₄-N opneemt of vastlegt voordat het genitrificeerd wordt (bij of na nitrificatie ontstaat het risico op N₂O-vorming). Bij mesttoediening aan bouwland duurt het vaak enkele weken voordat het gewas N gaat opnemen. In deze periode kan de NH₄ uit de mest worden genitrificeerd en dit kan samen met de aanwezigheid van de C uit mest leiden tot N₂O-vorming (Petersen, 1999; Perälä *et al.*, 2006). Bij mesttoediening in een akkerbouwgewas zal de stikstof sneller worden opgenomen en is dit effect kleiner.

Uitgaande van een gemiddelde emissiefactor voor dunne mest van 0,3% op grasland en 1,3% op bouwland (Tabel 22) wordt aangenomen dat de emissie voor meststoffen met een hoog aandeel NH₄ in de totaal N (>75%) verdubbelt ten opzichte van de gemiddelde emissiefactor en die met een laag aandeel (<25%) halveert (Tabel 22).

Zoals in paragraaf 8.2 aangegeven, kan de vorming van NH₃ in de bodem leiden tot een verhoogde N₂O-vorming (ammoniaktoxiciteit bij nitrificatie). Ammoniumhoudende meststoffen met een hoge pH leiden tot een hoger risico op N₂O-emissie dan ammoniummeststoffen met een lage pH. De gemiddelde emissiefactoren van dunne mest (Tabel 24) zijn gebaseerd op mesten met een hoge pH. Er wordt aangenomen dat N₂O-emissie uit ammoniummeststoffen met een lage pH (i.e. een pH waarbij weinig NH₃ wordt gevormd; pH ongeveer 7 of lager) de helft bedraagt van de emissie van ammoniummeststoffen met een hoge pH (pH ongeveer 7 of hoger).

In Tabel 22 wordt een schatting gegeven van de emissiefactor voor N₂O. De aannames op basis van expert judgement zijn hierboven beschreven en in de voetnoot van deze tabel samengevat.

Tabel 22: Geschatte emissiefactor voor N₂O voor minerale gronden in afhankelijkheid van de samenstelling van meststoffen bij emissiearme toediening van mest en bovengrondse toediening van kunstmest in de periode 1 feb – 1 sept^t.

Type N	Aandeel NH ₄	Aandeel organische N	Aanwezigheid C	pH	Emissiefactor N ₂ O, % van toegediende N	
					grasland	bouwland
Nitraathoudend	nvt	nvt	Ja		2,00	2,00
			Nee		1,00	1,00
Overig	> 75	< 25	Ja	laag	0,30	1,30
			Ja	hoog	0,60	2,60
	25 - 75	25 - 75	Ja	laag	0,15	0,65
			Ja	hoog	0,30	1,30
	< 25	> 75	Ja	laag	0,08	0,33
			Ja	hoog	0,15	0,65

Aannames

Emissiefactor nitraathoudende meststof: 1,0% (KAS uit Tabel 22)

Emissiefactor nitraathoudende meststof met C is twee keer die van KAS

Emissiefactor gemiddelde dunne mest: 0,3% op grasland en 1,3% op bouwland (vetgedrukt; Tabel 22)

Bij laag aandeel NH₄ (< 25% van N_{totaal}) is emissie factor de helft van die van de gemiddelde dunne mest

Bij hoog aandeel NH₄ (>75% van N_{totaal}) is emissie factor twee keer die van de gemiddelde dunne mest

De emissie bij een lage pH van de mest (pH waarbij geen ammoniak wordt gevormd) is de helft van die van een hoge pH (pH waarbij ammoniak wordt gevormd)

8.3.2 Resultaten en discussie

In Tabel 23 staan de geschatte emissiefactoren afhankelijk van de samenstelling, de methode van toediening en de periode van toediening, gebaseerd op de aannames uit de vorige paragraaf.

Lachgasemissie is afhankelijk van veel factoren omdat er verschillende microbiologische processen aan ten grondslag liggen en die door een groot aantal factoren worden beïnvloed (en er interacties bestaan tussen deze factoren). Er is op basis van expert judgement en resultaten van onderzoek een beoordeling gemaakt van de effecten van mestsamenstelling, periode van toediening en methode van toediening op N₂O-emissie. De afzonderlijke effecten zijn redelijk kwalitatief in te schatten, maar de kwantificering van de emissiefactoren is onzeker. Daarbij is de kwantificering van de combinaties van effecten onzeker. Er is nu aangenomen in Tabel 24 dat de effecten altijd multiplicatief zijn (de afzonderlijke effecten worden vermenigvuldigd), maar de werkelijke effecten zullen complexer verlopen. Er treden interacties op tussen factoren en de combinatie van effecten kan zowel sterker als zwakker zijn dan het multiplicatief effect.

De geschatte N₂O-emissiefactoren variëren van 0,04 tot 5,2% (Tabel 23). Deze geschatte emissiefactoren bevinden zich binnen de bandbreedte van emissiefactoren die zijn afgeleid uit veldexperimenten (van -0,6 tot 12,0%; Tabel 24).

Niet alle factoren die van invloed zijn op de N₂O-emissie zijn meegenomen in de beoordelingstabel, zoals bijvoorbeeld de toevoeging van producten die bepaalde micro-biologische processen remmen, zoals de urease- en nitrificatieremmers). Bij de beoordeling van producten met dit soort remmende stoffen zal een aanvullende schatting gemaakt moeten worden van de effecten van deze stoffen op de N₂O-emissie.

De in dit hoofdstuk geschetste beoordeling is gebaseerd op de directe N₂O-emissie uit bemeste gronden. Dat is de N₂O-emissie uit N die direct aan de bodem is toegediend als mest, kunstmest of andere producten. Er bestaat daarnaast ook nog zogenaamde indirecte N₂O-emissie. Dit is de emissie van N₂O die wordt gevormd uit uitgespoeld NO₃ en vervluchtigde NH₃. Uit de risicobeoordeling van nitraatuitspoeling en N-afspoeling en NH₃-emissie zou kunnen worden beoordeeld of risico op indirecte N₂O-emissie verandert, gebruikmakend van default IPCC-emissiefactoren voor N₂O-emissie. In de beoordeling met het protocol wordt voornamelijk alleen het directe risico op N₂O-emissie beoordeeld.

Tabel 23: Geschatte emissiefactor voor lachgas in afhankelijkheid van de samenstelling van meststoffen, toedieningstijdstip en methode van toediening.

Periode	Type N	Aandeel	Aandeel organische N	Aanwezigheid C	pH	Emissiefactor N ₂ O, % van toegediende N			
						emissiearm		bovengronds	
						grasland	bouwland	grasland	bouwland
1 feb - 1 sept	Nitraathoudend	nvt	nvt	Ja		1,00	1,00	2,00	2,00
				Nee		0,50	0,50	1,00	1,00
	Overig	> 75	< 25	Ja	laag	0,30	1,30	0,15	0,65
				Ja	hoog	0,60	2,60	0,30	1,30
		25 - 75	25 - 75	Ja	laag	0,15	0,65	0,08	0,33
				Ja	hoog	0,30	1,30	0,15	0,65
		< 25	> 75	Ja	laag	0,08	0,33	0,04	0,16
				Ja	hoog	0,15	0,65	0,08	0,33
1 sept - 1 feb	Nitraathoudend	nvt	nvt	Ja		2,00	2,00	4,00	4,00
				Nee		1,00	1,00	2,00	2,00
	Overig	> 75	< 25	Ja	laag	0,60	2,60	0,30	1,30
				Ja	hoog	1,20	5,20	0,60	2,60
		25 - 75	25 - 75	Ja	laag	0,30	1,30	0,15	0,65
				Ja	hoog	0,60	2,60	0,30	1,30
		< 25	> 75	Ja	laag	0,15	0,65	0,08	0,33
				Ja	hoog	0,30	1,30	0,15	0,65

Tabel 24: N₂O-emissiefactoren in % van toegediende N voor verschillende N-bronnen afgeleid in veldexperimenten die in Nederland zijn uitgevoerd (Velthof en Mosquera, 2011b).

Stikstofbron	aantal	N ₂ O emissie factor, % of N			
		gemiddelde	st error	min	max
Zwavelzure ammoniak	6	0,3	0,1	0,1	1,0
Zwavelzure ammoniak + DCD	2	0,1	0,0	0,1	0,1
Kalkammonsalpeter	52	1,3	0,2	-0,2	8,3
Kalkammonsalpeter + dunne rundermest	19	0,6	0,2	0,1	3,1
Kalkammonsalpeter + beweiding	8	3,0	0,8	0,8	6,8
Dunne rundermest	35	0,5	0,1	-0,6	2,0
Kalksalpeter	3	5,8	3,4	0,1	12,0
Dunne varkensmest	8	2,0	0,8	0,1	7,0
Suikerbietbald	2	0,2	0,1	0,1	0,3
Ureum	3	0,3	0,2	0,1	0,7
Urineplek	7	1,6	0,2	0,9	2,1
Urine/mest	8	4,2	1,3	1,0	11,4
Total	153	1,3	0,2	-0,6	12,0

9 Format oordeel over risico's op emissies

Het oordeel wordt volgens een vast format gerapporteerd (met eventueel bijlagen ter onderbouwing). Deze rapportage wordt met een brief met het oordeel naar het ministerie van Economische Zaken (EZ) gestuurd en zal op de CDM-website worden gepubliceerd. Het format van het rapport wordt op de volgende pagina gepresenteerd.

Het rapport bestaat uit de volgende onderdelen:

Samenvatting

1. Gegevens van de aanvraag
2. Karakterisering van de meststof
3. Beschrijving van de toedieningsmethode
4. Beschrijving van het toedieningstijdstip
5. Beschrijving van de relevante overige factoren
6. Overzicht beoordelingen
7. Risico op NH₃-emissie
8. Risico op nitraatuitspoeling
9. Risico op N- en P-emissie naar oppervlaktewater
10. Risico op N₂O-emissie
11. Conclusies

Referenties

Bijlagen

Er wordt zowel een beschrijving gegeven van het te beoordelen mestgebruik en de referentiesituatie. De beoordeling van het risico op emissies van het te beoordelen mestgebruik ten opzichte van de referentiesituatie voor NH₃-emissie, NO₃-uitspoeling, N- en P-emissie naar het oppervlaktewater en N₂O-emissie wordt gebaseerd op literatuur en de in de hoofdstukken 4 t/m 8 weergegeven beoordelingsmethoden.

In de conclusie wordt een samenvatting gegeven van het risico op de verschillende emissies. Tevens wordt de onzekerheid kwalitatief aangegeven. Indien wordt ingeschat dat één of meerdere van de emissies sterk toenemen maar dat de onzekerheid van dit oordeel groot is, dan kan worden aanbevolen om metingen uit te voeren om de emissies beter te kwantificeren.

In bijlagen die bij het rapport worden gevoegd wordt een onderbouwing gegeven van de beoordeling van het risico op emissies.

Literatuur

- Amberger, A., 1991. Ammonia emission during and after land spreading of slurry. In: V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'Hermite (Eds.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier applied science, Londen, pp. 126-131.
- Amberger, A., J. Huber & M. Rank, 1987. Gülleausbringung: Vorsicht, Ammoniakverluste. *DLG-Mitteilungen* 20: 1084-1086.
- Assinck, F.B.T. & C. van der Salm, 2012. Oppervlakkige afspoeling op landbouwgronden. Bemestingstool: een instrument ter voorkoming van incidentele nutriëntenverliezen door oppervlakkige afvoer. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 2271.
- Avrahami S., Conrad R., and G. Braker, 2002. Effect of Soil Ammonium Concentration on N₂O Release and on the Community Structure of Ammonia Oxidizers and Denitrifiers. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 5685- 5692.
- Beauchamp, E.G., 1983. Nitrogen loss from sewage sludges and manures applied to agricultural lands. In: J.R. Freney & J.R. Simpson (Eds.), *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, The Hague, pp. 181-194.
- Bremner, J. M., G. A. Breitenbeck, and A.M. Blackmer, 1981. Effect of anhydrous ammonia fertilization on emission of nitrous oxide from soils. *J. Environ. Qual.*, 10, 77-80.
- Brunke, R., P. Alvo, P. Schuepp & R. Gordon, 1988. Effect of meteorological parameters on ammonia loss from manure in the field. *Journal of Environmental Quality* 17: 431-436.
- Bussink, D.W., J.F.M. Huijsmans & J.J.M.H Ketelaars, 1994. Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42: 293-309.
- Chadwick, D.R., Pain, B.F., and S.K.E. Brookman, 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality* 29 (1), 277-287.
- Chalk, T.J. and C.J. Smith, 1983. Chemodenitrification. In: *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems*. *Developments in plant and soils sciences* 9, 65-89.
- Chardon, W.J., J. Van Der Molen & H.G. Van Faassen, 1991. Modelling ammonia emissions from arable land. In: V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'Hermite (Eds.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming*, Proceedings of a seminar, Silsoe, United Kingdom, 26-28 March 1990. Elsevier applied science, Londen and New York, pp. 156-165.
- Corré, W.J. 1994. Nitraatuitspoeling bij herfsttoediening van dierlijke mest. Rapport 2, AB-DLO, Haren, 27 pp.
- Delin, S. & L. Engström, 2009. Timing of organic fertiliser application to synchronise nitrogen supply with crop demand. *Acta Agric. Scan., Soil Plan Sci.* 60: 78-88.
- Den Boer, D.J., J.A. Reijneveld, J.J. Schröder & J.C. van Middelkoop, 2012. Mestsamenstelling in adviesbasis bemesting grasland en voedergrassen. Rapport 1, CBGV, Lelystad, 24 pp.
- Dijk, W. van & J.J. Schröder, 2007. Adviezen voor stikstofgebruiksnormen voor akker- en tuinbouw op zand- en loessgrond bij verschillende uitgangspunten. Rapport 371, PPO Lelystad, 78 pp.
- Döhler, H., 1991. Laboratory and field experiments for estimating ammonia losses from pig and cattle slurry following application. In: V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'Hermite (Eds.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming*, Proceedings of a seminar, Silsoe, United Kingdom, 26-28 March 1990. Elsevier applied science, Londen and New York, pp. 132-140.

- Edmeades, D.C., 2004. Nitrification inhibitors and urease inhibitors: a review of the national and international literature on their effects on nitrate leaching, greenhouse gas emissions and ammonia volatilization from temperate legume-based pastoral systems. Report 939325, Environment Waikato Regional Council, Hamilton East, New Zealand, 16 pp.
- Egginton, G.M. and Smith, K.A., 1986. Nitrous oxide emission from a grassland soil fertilized with slurry and calcium nitrate. *European Journal of Soil Science* 37 (1), 59-67.
- Evenhuis, A., W.H.J. Beltman, R.Y. van der Weide, M.G. van Zeeland, H.T.A.M. Schepers, J. Deneer, 2012. Emissie door oppervlakkige afspoeling. Relevantie en preventie; tussenrapportage 2011. Wageningen. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Business Unit AGV. Intern rapport. (<http://edepot.wur.nl/216584>)
- Firestone, M.K., Firestone, R.B., and Tiedje, J.M., 1980. Nitrous oxide from soil denitrification: factors controlling its biological production. *Science* 208, 749-751.
- Flessa, H. and Beese, F., 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *Journal of Environmental Quality* 29 (1), 262-268.
- Fonck, H., 1968. Een onderzoek naar de infiltratiecapaciteit van gronden in de Gelderse Achterhoek. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, ICW-nota 455.
- Fraters, B., T. van Leeuwen, A. Hooijboer, M. Hoogeveen, L. Boumans & J. Reijls, 2011. Notitie herziening stikstofuitspoelfracties in verband met het toevoegen van meetgegevens voor de periode 2005 – 2009 (concept 20 juni 2011), RIVM, Bilthoven, 20 pp.
- Freney, J.R., J.R. Simpson & O.T. Denmead, 1983. Volatilization of ammonia. In: J.R. Freney & J.R. Simpson (Eds.), *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, The Hague, pp. 1-31.
- Frost, J.P., R.J. Stevens & R.J. Laughlin, 1990. Effect of separation and acidification of cattle slurry on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 115: 49-56.
- Géneremont, S. & P. Cellier, 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology* 88:145-167.
- Gorissen, A., J.J. Schröder, O. Oenema & A.P. Whitmore, 1999. Deskstudie najaarstoediening dierlijke mest op kleigronden. AB-DLO, Rapport 95, Wageningen.
- Granli T. and Bøckman O. C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science Supplement* 12, 128.
- Hoff, J.D., D.W. Nelson & A.L. Sutton, 1981. Ammonia volatilization from liquid swine manure applied to cropland. *Journal of Environmental Quality* 10: 90-95.
- Horlacher, D. & H. Marschner, 1990. Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 153: 107-115.
- Hudson, N., 1993. Field Measurement of Soil Erosion and Runoff, Issue 68. Food and Agriculture Organization of the United Nations. pp. 121-126.
- Huijsmans, J.F.M. and R.L.M. Schils, 2009. Ammonia and nitrous oxide emissions following field-application of manure; state of the art of measurements in the Netherlands. *Proceedings 655, International Fertiliser Society*, 35 pp.
- Huijsmans, J.F.M., J.M.G. Hol & M.M.W.B. Hendriks, 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., J.M.G. Hol & G.D. Vermeulen, 2003. Effect of application method, manure characteristics, atmosphere and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment* 37: 3669-3680.
- Huijsmans, J.F.M., J.J. Schröder, G.D. Vermeulen, R.G.M. de Goede, D. Kleijn & W.A. Teunissen, 2008. Emissie-arme mesttoediening: ammoniakemissie, mestbenutting en nevenaspecten. Rapport 195, Plant Research International, Wageningen, The Netherlands, 66 pp.
- Ismail, K.M., F.W. Wheaton, L.W. Douglass & W. Potts, 1991. Modeling ammonia volatilization from loamy sand soil treated with liquid urea. *Transactions of the ASAE* 34: 756-763.
- Jansen, P., H. Massop, P. Groenendijk, L. Renaud, R. Hendriks, 2013. Analyse van de invloed van oppervlakkige afstroming en de diepte van modelprofielen op de N- en P-vrachten naar het oppervlaktewater in STONE2.3. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport in druk.
- Jarvis, S.C. & B.F. Pain, 1990. Ammonia volatilisation from agricultural land. *Proceedings The Fertilisers Society* No. 298. Greenhill House, Peterborough (UK), 35 pp.
- Jayasundara, S., C. Wagner-Riddle, G. Parkin, J. Lauzon & M.Z. Fan, 2010. Transformations and losses of swine manure 15N as affected by application timing at two contrasting sites. *Can. J. Soil Sci.* 90: 55-73.
- Klop G., G.L. Velthof and J.W. van Groenigen, 2012. Application technique affects the potential of mineral concentrates from livestock manure to replace inorganic nitrogen fertilizer. *Soil Use and Management* doi: 10.1111/j.1475-2743.2012.00434.x
- Korsaeth, A. & Eltun, R., 2000. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystem & Environment* Volume 79, 199-214.
- Kroonen-Backbier, B.H.W. & W. van der Hulst, 2009. Werken aan schoner oppervlaktewater in intensieve maasteeltgebieden. Pilotstudie Maiscasus in de Hoge en Lage Raam in 2008. Wageningen, Praktijknetwerk Telen met toekomst, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, sector Akkerbouw, Groene ruimte en Vollegrondsgroente.
- Kuikman, P. R. Schils, C. van Beek, & G.L. Velthof, 2010. Nitrificatieremmers in de Nederlandse landbouw. Rapport 2016, WUR Alterra, Wageningen, 33 pp.
- Lammers, H.W., 1983. Gevolgen van het gebruik van organische mest op bouwland. Consulentenschap voor Bodemaangelegenheden in de landbouw, Wageningen, The Netherlands, 44 pp.
- Lesschen, J.P. G.L. Velthof, W. de Vries and J. Kros, 2011. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution* 159, 3215-3222.
- Massop, H.Th.L., I.G.A.M. Noij, W.M. Appels en A. van den Toorn, 2012. Oppervlakkige afspoeling op landbouwgronden. Metingen op zandgrond in Limburg. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2270.
- Noij, I.G.A.M., P.J.T. van Bakel, R.A. Schmidt, H.Th.L. Massop en W.J. Chardon, 2006. Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg. Plan van Aanpak en Monitoring. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1255.
- Noij I.G.A.M., M. Heinen, H.I.M. Heesmans, J.T.N.M. Thissen, and P. Groenendijk, 2012. Effectiveness of Unfertilized Buffer Strips for Reducing Nitrogen Loads from Agricultural Lowland to Surface Waters. *Journal of Environmental Quality* 41, 322-333.
- Oenema O & GL Velthof, 1993. Denitrification in nitric-acid-treated cattle slurry during storage. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41, 63-80.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S., and S.C. Jarvis, 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13, 288-295.
- Pain, B.F. & J.V. Klarenbeek, 1988. Anglo-Dutch experiments on odour and ammonia emissions from landspreading livestock wastes. rapport 88-2. IMAG-DLO, Wageningen (the Netherlands), 36 pp.

- Pain, B.F., V.R. Phillips, J.F.M. Huijsmans & J.V. Klarenbeek, 1991. Anglo-Dutch experiments on odour and ammonia emissions following the spreading of piggery wastes on arable land. Rapport 91-9, IMAG-DLO, Wageningen (the Netherlands), 28 pp.
- Paul, J.W., and E.G. Beauchamp, 1989. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 69:49–61.
- Perälä, P., Kapuinen, P., Esala, M., Tyynelä, S., Regina, K., 2006. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117 (1), 71-78.
- Petersen, S.O., 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality* 28 (5), 1610-1618.
- Plette S., C. van Beek, C. van der Zalm, R.F.A. Hendriks, 2004. Mest en oppervlaktewater; een synthese van de 3 DOVE projecten ten behoeve van de evaluatie Meststoffenwet 2004. Lelystad, RIZA, RIZA werkrapport, nr 2004.092x.
- Postma, R., G.L. Velthof en O. Oenema, 2000. Patterns of gaseous nitrogen losses from cattle slurries enriched with urea or urea ammonium nitrate. *Meststoffen* 2000, 74 - 81.
- Prasuhn, V., Probst, T. and Mohni, R., 2003. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Birs. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL).
- RIJP, 1979. Rond of vlak grasland in de Flevopolders. Lelystad, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders , RIJP rapport 1979-20.
- Rijtema, P.E., P. Groenendijk & J.G. Kroes, 1999. Environmental impact of land use in rural regions. The Development, Validation and Application of Model Tools for Management and Policy Analysis. Series on Environmental Science and Management vol. 1, Imperial College Press, Imperial College, London, UK, p. 321
- Rozemeijer, J.C., 2010. Dynamics in groundwater and surface water quality : From field-scale processes to catchment-scale monitoring. Utrecht University, PhD thesis.
- Schröder, J.J., 1985. De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmaïs en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging; Maarheeze (zandgrond) 1974-1982. PAGV-verslag 31, PAGV, Lelystad, 101 pp.
- Schröder, J.J., W. van Dijk & H. Hoek, 2011. Modelmatige verkenningen naar de relaties tussen stikstofgebruiksnormen en de waterkwaliteit van landbouwbedrijven. Rapport 415, Plant Research International, Wageningen UR, Wageningen, 52 pp.
- Schröder, J.J., W. van Dijk W & W.J.M. de Groot, 1996. Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Neth. J. Agric. Sci.* 44, 293-315.
- Schröder, J.J., L. ten Holte, H. van Keulen & J.H.A.M. Steenvoorden, 1993. Effects of nitrification inhibitors and time and rate of slurry and fertilizer N application on silage maize yield and losses to the environment. *Fert. Res.* 34: 267-277.
- Schröder, J.J., D. Uenk, W. de Visser, F.J. de Ruijter, F.B.T. Assinck & G.L. Velthof, 2012. Stikstofwerking van organische meststoffen op bouwland. Rapport 461, WUR Plant Research International, Wageningen, 59 pp.
- Schröder, J.J., W. de Visser, F.B.T. Assinck & G.L. Velthof, 2013. Effects of short-term nitrogen supply from livestock manures and cover crops on silage maize production and nitrate leaching. *Soil Use and Management* 29, issue 2: 151-160.
- Smit, A., S.L.G.E. Burgers, H.F.M. ten Berge, J.J. de Gruijter, M.J.D. Hack-Ten Broeke, I.E. Hoving, M. Knotters, S. Radersma & G.L. Velthof, 2004. Ontwikkeling van een indicator om te sturen op nitraat: toetsing van de regressiemodellen voor nitraat. WUR Alterra, rapport 1058, Wageningen, 56 pp.

- Smith, K.A. & B.J. Chambers, 1993. Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms: problems and practical solutions. *Soil Use Management* 9: 105-112.
- Søgaard, H.T., S.G. Sommer, N.J. Hutchings, J.F.M. Huijsmans, D.W. Bussink & F. Nicholson, 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal manure-the ALFAM model. *Atmospheric Environment* 36: 3309-3319.
- Sommer, S.G., E.S. Jensen & J.K. Schørring, 1991b. Leaf absorption of gaseous ammonia after application of pig slurry on sand between rows of winter wheat. In: G. Angeletti, S. Beilke & J. Stanina (Eds.), *Air Pollution Research Report 39, Joint Workshop COST 611/Working Party 3 and EUROTRAC*. October 28-30, Delft (the Netherlands), pp. 395-402.
- Sommer, S.G., J.E. Olesen & B.T. Christensen, 1991a. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 117: 91-100.
- Sørensen, P. & G.H. Rubaek, 2011. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid animal manures to winter wheat. *Soil Use Management* 28: 1-11.
- Stevens, R.J., R.J. Laughlin & J.P. Frost, 1989. Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 113: 389-395.
- Stevens, R.J., R.J. Laughlin & J.P. Frost, 1992. Effects of separation, dilution, washing and acidification on ammonia volatilization from surface-applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 119: 383-389.
- Thomson, I.K., 2005. Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. *Eur. J. Agron.* 22: 1-9.
- Thompson, R.B., B.F. Pain & D.R. Lockyer, 1990a. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. I. Influence of mechanical separation, changes in chemical composition during volatilization and the presence of the grass sward. *Plant and Soil* 125: 109-117.
- Thompson, R.B., B.F. Pain & Y.J. Rees, 1990b. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. II. Influence of application rate, wind speed and applying slurry in narrow bands. *Plant and Soil* 125: 119-128.
- Thunnissen, H.A.M., 1987. Oppervlakte-afvoer: hoeveelheid en samenstelling. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, RIVM rapport 728472003.
- Van Bakel, P.J.T., E.M.P.M. van Boekel en I.G.A.M. Noij, 2008. Modelonderzoek naar effecten van conventionele en samengestelde, peilgestuurde drainage op de hydrologie en nutriëntenbelasting. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1647.
- Van de Weerd, H. en R. Torenbeek, 2007. Uitspoeling van meststoffen uit grasland. Emissieroutes onder de loep. STOWA-rapport 2007;14, 49 pp.
- Van der Meer, H.G. & A.H.J. van der Putten, 1995. Reduction of nutrient emissions from ruminant livestock farms. In: Pollott, G.E. (Ed.) *Grassland into the 21st century: challenges and opportunities*. Occasional Symposium 29, British Grassland Society, Reading, 118-134.
- Van der Salm, C. J. Dolfing, J.W. van Groenigen, M. Heinen, G.F. Koopmans, J. Oenema, M. Pleijter en A. van den Toorn, 2006. Diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op zware kleigrond. Monitoring van nutriëntenemissies op een melkveehouderijbedrijf in Waardenburg. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1266.
- Van Es, H.M., J.M. Sogbedje & R.R. Schindelbeck, 2006. Effect of manure application timing, crop and soil type on nitrate leaching. *J. Env. Qual.* 35(2), 670-679.
- Velthof G.L. en E. Hummelink, 2011. Ammoniak- en lachgasemissie na toediening van mineralenconcentraten. Resultaten van laboratoriumproeven in het kader van de Pilot Mineralenconcentraten. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2180.

- Velthof, G.L. and J. Mosquera, 2011a. The impact of manure application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 298–308.
- Velthof G.L. and J. Mosquera, 2011b. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands. Update of emission factors and leaching fraction. Alterra report 2151, Wageningen, Alterra.
- Velthof, G.L. and O. Oenema, 1993. Nitrous oxide flux from nitric-acid-treated cattle slurry applied to grassland under semi-controlled conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41: 81-93.
- Velthof, G.L., P.J. Kuikman & O. Oenema, 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soil* 37, 221-230.
- Velthof, G.L. ; Haan, M.H. de; Schils, R.L.M. ; Monteny, G.J. ; Pol-van Dasselaar, A. van den; Kuikman, P.J., 2000. Beperking van lachgasemissie uit bemeste landbouwgronden; een systeemanalyse. Alterra rapport 114.2.
- Velthof G.L., O. Oenema, R. Postma and M.L. van Beusichem, 1997. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 257-267.
- Vermoesen, A; Demeyer, P; Hofman, G; Cleemput, O-van (1992) Field measurements of ammonia volatilization upon application of different NH₄-fertilizers and urea. *Pedologie* 42: 119-128.
- Vlek, P.L.G. & J.M. Stumpe, 1978. Effects of solution chemistry and environmental conditions on ammonia volatilization losses from aqueous systems. *Soil Science Society of America Journal* 42: 416-421.
- Wolf J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter and H. van Zeijts, 2003. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling & Software* 18, 597–617.
- Wrage, N., G.L. Velthof, M.L. van Beusichem & O. Oenema, 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1723-1732.
- Wu, J., & Babcock, B. A., 1997. Evaluation of nitrogen runoff and leaching potential in the high plains (An), *Journal of Soil and Water Conservation* Vol. 52 77-84

Bijlage 1 Emissiearme mesttoediening; Besluit gebruik meststoffen

Besluit gebruik meststoffen (maart 2013)

Artikel 5

1. Het is verboden dierlijke meststoffen, zuiveringsslib of een mengsel met deze meststoffen te gebruiken op grasland of bouwland, tenzij de dierlijke meststoffen of het zuiveringsslib emissiearm worden aangewend.
2. Het in het eerste lid gestelde verbod is niet van toepassing op bouwland gelegen op Texel.
3. Het in het eerste lid gestelde verbod is niet van toepassing op het gebruik van vaste dierlijke meststoffen onderscheidenlijk steekvast zuiveringsslib op grond waarop gras wordt geteeld of waarop uitsluitend fruitteelt wordt uitgeoefend, tenzij de grond een hellingspercentage heeft van 7 of meer.

Bijlage I, behorende bij het Besluit gebruik meststoffen

Beschrijving van emissiearm aanwenden als bedoeld in artikel 1, eerste lid, onderdeel n, van het Besluit gebruik meststoffen

1. Algemeen

Het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib vindt uitsluitend plaats door toepassing van de in de punten 2 en 3 beschreven methoden.

2. Emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland

Bij het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland, gelegen op zand- of lössgrond, wordt tot 1 januari 2012 de mest of het slib onmiddellijk op of in de grond gebracht.

Bij het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland, gelegen op zand- of lössgrond, wordt na 31 december 2011 de mest of het slib onmiddellijk in de grond gebracht.

Bij het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland, gelegen op kleigrond of veengrond wordt de mest of het slib onmiddellijk op of in de grond gebracht.

Indien de mest of het slib op de grond wordt gebracht, geschiedt dit door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in strookjes tussen het gras wordt gebracht, waarbij het gras tevoren wordt opgelicht of zijdelings wordt weggedrukt. De strookjes hebben geen grotere breedte

dan 5 centimeter en de afstand van het midden van een strookje tot het midden van het naastliggende strookje is minimaal 15 centimeter.

Indien de mest of het slib in de grond wordt gebracht, geschiedt dit door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter.

3. Emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op bouwland

a. Bij het emissiearm aanwenden van drijfmest of vloeibaar zuiveringsslib wordt de drijfmest of het zuiveringsslib:

1°. op beteeld bouwland, onmiddellijk in de grond gebracht door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter, of

2°. op niet-beteeld bouwland, onmiddellijk in de grond gebracht door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter en zijn minimaal 5 centimeter diep, of

3°. in één werkgang aangewend, waarbij de mest of het slib met één machine op het grondoppervlak wordt gebracht en ondergewerkt, op zodanige wijze dat de mest of het slib direct nadat deze op het grondoppervlak is gebracht ofwel in de grond wordt gebracht, ofwel intensief met de grond wordt vermengd, met als gevolg dat de mest of het slib als zodanig niet meer zichtbaar op het grondoppervlak ligt.

b. Bij het emissiearm aanwenden van vaste mest of steekvast zuiveringsslib wordt de mest of het slib in maximaal twee direct opeenvolgende werkgangen op het grondoppervlak gebracht en ondergewerkt, en wel op zodanige wijze dat de mest of het slib direct nadat deze op het grondoppervlak is gebracht ofwel in de grond wordt gebracht, ofwel intensief met de grond wordt vermengd, met als gevolg dat de mest of het slib als zodanig niet meer zichtbaar op het grondoppervlak ligt.

Bijlage 2 Voorschriften met betrekking toedieningsperioden

Voorschriften met betrekking tot toedieningsperiode uit het Besluit gebruik meststoffen (maart 2013)

3. Gebruik van dierlijke meststoffen, stikstofkunstmest, zuiveringsslib, compost en overige organische meststoffen

Artikel 3

1. Het is verboden dierlijke meststoffen, stikstofkunstmest, zuiveringsslib of een mengsel met deze meststoffen te gebruiken indien de bodem geheel of gedeeltelijk is bevroren of geheel of gedeeltelijk is bedekt met sneeuw.
2. Het in het eerste lid gestelde verbod is niet van toepassing op het gebruik van vaste mest op grasland waarop een beheer wordt gevoerd, indien het gebruik van vaste mest onderdeel is van het op het desbetreffende grasland van toepassing zijnde beheersregime.
3. Het in het eerste lid gestelde verbod is, voor zover het betreft het gebruik indien de bodem geheel of gedeeltelijk is bevroren, niet van toepassing op het gebruik van stikstofkunstmest op kleigrond waarop graan wordt geteeld, mits in het algemeen weerbericht, bedoeld in artikel 5 van de Wet op het Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, voor de desbetreffende regio van het land is voorspeld dat de maximumtemperatuur op de dag waarop de meststoffen worden gebruikt ten minste 5° Celsius bedraagt en dat de minimumtemperatuur gedurende het etmaal volgend op die dag ten minste 0° Celsius bedraagt.

Artikel 3a

Het is verboden dierlijke meststoffen, stikstofkunstmest, zuiveringsslib, compost, overige organische meststoffen of een mengsel met deze meststoffen te gebruiken indien de bovenste bodemlaag met water verzadigd is.

Artikel 3b

1. Het is verboden in de periode van 1 september tot en met 31 januari dierlijke meststoffen, stikstofkunstmest, zuiveringsslib, compost, overige organische meststoffen of een mengsel met deze meststoffen te gebruiken indien de bodem tegelijkertijd wordt bevoeid, beregend of geïnfilteerd.
2. Voor de toepassing van het eerste lid wordt onder infiltreren verstaan: aanvoeren van water op of onder het grondoppervlak door middel van een buizen- of slangenstelsel.

Artikel 4

1. Het is verboden in de periode van 1 september tot en met 31 januari vaste dierlijke meststoffen of steekvast zuiveringsslib te gebruiken.

2. Het in het eerste lid gestelde verbod is niet van toepassing op:

a. grasland, gelegen op kleigrond of veengrond, in de periode van 1 september tot en met 15 september;

b. bouwland, gelegen op kleigrond of veengrond;

c. bouwland, gelegen op zandgrond of lössgrond, indien op de desbetreffende grond bomen worden geteeld, voor zover het gebruik direct voorafgaand aan de aanplant van de bomen plaatsvindt.

3. Het is verboden in de periode van 1 augustus tot en met 15 februari drijfmest of vloeibaar zuiveringsslib te gebruiken.

4. Het in het derde lid gestelde verbod is niet van toepassing op:

a. grasland, gelegen op kleigrond of veengrond, in de periode van:

1° 1 februari tot en met 15 februari in de jaren 2010 en 2011;

2° 1 augustus tot en met 15 september in de jaren 2010 en 2011;

3° 1 augustus tot en met 31 augustus in de jaren 2012 en volgende;

b. grasland, gelegen op zandgrond of lössgrond, in de periode van:

1° 1 februari tot en met 15 februari in de jaren 2010 en 2011;

2° 1 augustus tot en met 31 augustus in de jaren 2010 en en volgende;

c. bouwland, gelegen op kleigrond of veengrond, in de periode van:

1° 1 februari tot en met 15 februari in de jaren 2010 en volgende;

2° 1 augustus tot en met 15 september in de jaren 2010 en 2011;

3° 1 augustus tot en met 31 augustus in de jaren 2012 en volgende, indien uiterlijk op 31 augustus van het desbetreffende jaar op de desbetreffende grond een gewas wordt geteeld dat behoort tot de in de krachtens artikel 10, eerste lid, van de Meststoffenwet, vastgestelde ministeriële regeling onderscheiden gewasgroep «groenbemesters» of indien in de desbetreffende grond in het daarop aansluitende najaar bloembollen worden geplant;

d. bouwland, gelegen op zandgrond of lössgrond, in de periode van:

1° 1 februari tot en met 15 februari in de jaren 2010 en volgende;

2° 1 augustus tot en met 31 augustus in de jaren 2010 en 2011;

3° 1 augustus tot en met 31 augustus in de jaren 2012 en volgende, indien uiterlijk op 31 augustus van het desbetreffende jaar op de desbetreffende grond een gewas wordt geteeld dat behoort tot de in de krachtens artikel 10, eerste lid, van de Meststoffenwet, vastgestelde ministeriële regeling onderscheiden gewasgroep «groenbemesters» of indien in de desbetreffende grond in het daarop aansluitende najaar bloembollen worden geplant.

5. Het in het eerste en derde lid gestelde verbod is niet van toepassing op het gebruik van zuiveringsslib dat niet meer dan 70 gram stikstof per kilogram droge stof bevat, indien:

a. het zuiveringsslib door de producent of namens hem door tussenkomst van ten hoogste één vervoerder rechtstreeks aan de gebruiker is afgeleverd;

b. het zuiveringsslib wordt gebruikt op de dag waarop het aan de gebruiker is afgeleverd; en

c. het zuiveringsslib, nadat overeenkomstig de krachtens artikel 21, eerste lid, onderdeel d, van het Uitvoeringsbesluit Meststoffenwet gestelde regels, de samenstelling ervan is bepaald, niet is gemengd met ander zuiveringsslib of andere stoffen.

6. Bij ministeriële regeling kan het gebruik van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib in de periode van 1 augustus tot 15 augustus, dan wel in de periode van 1 september tot 15 september indien het het gebruik van drijfmest of vloeibaar zuiveringsslib op grasland, gelegen op kleigrond of veengrond betreft, van het bij die regeling te bepalen jaar en in het bij die regeling te bepalen gebied worden toegestaan, indien naar het oordeel van Onze Minister, de Technische commissie bodembescherming gehoord:

a. daarvoor een landbouwkundige noodzaak bestaat; en

b. dit in het desbetreffende gebied door extreme weersomstandigheden is gerechtvaardigd.

Bijlage 3 Brief met adviesvraag



Ministerie van Economische Zaken,
Landbouw en Innovatie

> Retouradres 2500 EK 's-Gravenhage

Commissie van Deskundigen Meststoffen
Postbus 47
6700 AA WAGENINGEN

ARCHIEF K.E.G.R.	
NR:	111 AL 0944
TER BEH:	F. de Vries
29 APR 2011	
KOPIE:	A-Schenbruggen TL UB CB FC JZ

Datum 27 april 2011
Betreft Protocol gebruiksvoorschriften

Agroketens en Visserij

Bezuidenhoutseweg 73
2500 EK 's-Gravenhage
www.rijksoverheid.nl/eleni

Contactpersoon

Drs. P.J.A. Soons
Senior beleidsmedewerker
T 070-3784648

Onze referentie
176450

Geachte Voorzitter,

Het 'Besluit gebruik meststoffen' schrijft voor dat dierlijke mest op emissiearme wijze wordt toegediend. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen vaste mest en drijfmest. Er wordt geen onderscheid gemaakt naar verschillende soorten vaste mest en drijfmest, noch naar diersoort noch naar diverse producten uit mestbe- en verwerking. Dit Besluit bepaalt daarnaast in welke periode van het jaar dierlijke mest op het land mag worden gebracht. Ook hier wordt geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende soorten vaste mest en drijfmest. De voorschriften voor toediening hebben tot doel de emissie van ammoniak bij het toedienen te beperken. De voorschriften voor de uitrijperiode hebben tot doel uitspoeling van stikstof zoveel mogelijk te voorkomen.

De voorschriften steunen voornamelijk op onderzoek en inzichten in de emissie-eigenschappen van meststoffen die begin jaren negentig beschikbaar waren en houden, voor wat betreft vaste mest, ook verband met de eertijds beperkte toepassing. De voorschriften vormen in meer of mindere mate een last voor ondernemers.

In de laatste jaren zijn nieuwe soorten vaste en verpompbare mest beschikbaar gekomen, waaronder vaste en vloeibare fracties uit mestscheiding, mineralenconcentraat uit de zogenaamde pilots mineralenconcentraten en digestaat van (co-)vergiste mest. Die nieuwe mestsoorten kunnen afwijkende emissie-eigenschappen hebben, zodat er aanleiding kan zijn minder strikte, of juist striktere, eisen te stellen aan de wijze waarop en de periode waarin de stof wordt toegediend. De vraag is daarom aan de orde in hoeverre de voorschriften van het 'Besluit gebruik meststoffen' nog aansluiten bij de huidige omstandigheden. Tegen die achtergrond heeft ook het bedrijfsleven gevraagd om de actualiteit van de bestaande regels te herbezielen.

Om in deze voor nu en voor de toekomst een goede beleidsafweging te kunnen maken verzoek ik u een protocol uit te werken dat in staat stelt te beoordelen welke effecten de toepassing van onderscheiden mestsoorten heeft op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater en op de emissie van ammoniak en lachgas. Over de aanpak van de opdracht is inmiddels overeenstemming bereikt. Ik verzoek u het project overeenkomstig dat plan uit te voeren.

Agroketens en Visserij

Datum
27 april 2011
Onze referentie
176450

De plv. directeur Agroketens en Visserij,

P.A.M. Berkelmans

Bijlage 4 Samenstelling organische meststoffen

Bron: Commissie bemesting grasland en voedergrassen. www.bemestingsadvies.nl

Mestsamenstelling Adviesbasis 2011

Tabel A. Mediane samenstelling van organische meststoffen in kg per 1000 kg produkt, dichtheid in kg per m³

Soort mest	Minascode	Drogestof	Org. stof	Ntot	Nmin	Norg	P ₂ O ₅	Nmin/Ntot *	Ntot/P ₂ O ₅ *	K ₂ O	MgO	Na ₂ O	Dichtheid
<u>Gier</u>													
Rundvee	--	25	10	4,0	3,8	0,2	0,2	0,95	20,00	8,0	0,2	1,0	1030
Varkens	--	20	5	6,5	6,1	0,4	0,9	0,94	7,22	4,5	0,2	1,0	1010
Zeugen	--	10	10	2,0	1,9	0,1	0,9	0,95	2,22	2,5	0,2	0,2	--
<u>Dunne mest</u>													
Rundvee	14	85	64	4,1	2,0	2,1	1,5	0,49	2,73	5,8	1,2	0,7	1005
Vleesvarkens	50	93	43	7,1	4,6	2,5	4,6	0,65	1,54	5,8	1,5	1,2	1040
Zeugen	46	67	25	5,0	3,3	1,7	3,5	0,66	1,43	4,9	1,4	0,9	--
Rosé kalveren	19	94	71	5,6	3,0	2,6	2,6	0,54	2,15	5,0	1,6	1,2	--
Witvlees kalveren	18	22	49	2,6	2,1	0,5	1,1	0,81	2,36	4,5	1,7	1,6	--
<u>Vaste mest</u>													
Rundvee	10	194	152	5,3	0,9	4,4	2,8	0,17	1,89	6,1	2,2	1,0	900
Varkens	40	260	153	7,9	2,6	5,3	7,9	0,33	1,00	8,5	2,5	0,9	--
Leghennen, mestband	32	573	416	25,6	2,5	23,1	19,6	0,10	1,31	15,5	5,5	1,7	605
Leghennen, mestband + nadroog	33	810	427	34,1	3,9	30,2	27,8	0,11	1,23	20,1	5,9	2,3	--
Kippen, strooiselmest	35	713	359	28,0	3,6	24,4	25,6	0,13	1,09	20,8	7,5	3,4	600
Vleeskuikens en parelhoen	39	626	419	32,1	8,0	24,1	16,8	0,25	1,91	20,5	7,1	3,0	605
<u>Vaste mest (vervolg)</u>													
Kalkoenen	23	520	427	23,3	6,0	17,3	19,7	0,26	1,18	13,4	5,8	6,7	535
Paarden	25	287	160	4,6	0,5	4,1	2,7	0,11	1,70	8,1	1,8	1,6	700
Schapen	56	276	195	8,8	2,0	6,8	4,5	0,23	1,96	15,6	2,7	2,2	--
Geiten	61	291	174	9,9	2,4	7,5	5,3	0,24	1,87	12,8	4,0	1,9	--
Nertsen	75	452	293	28,3	16,1	12,2	26,9	0,57	1,05	5,4	3,5	8,1	--
Eenden	80	275	237	8,9	1,6	7,3	7,3	0,18	1,22	8,4	3,4	1,3	--
Konijnen	90	408	332	9,4	2,3	7,1	6,7	0,24	1,40	10,7	5,2	2,0	--

* kg per kg

Typerende samenstellingskenmerken van onbewerkte en be- of verwerkte drijfmesten (bron: Den Boer et al., 2012)

Diersoort	Scheidingsrendement*	Mestsoort	Kg per ton product						
			Dr. stof	Org. stof	N-totaal	NH ₄ -N	P ₂ O ₅	NH ₄ -N/N-totaal	N-totaal/P ₂ O ₅
Rundvee	n.v.t.	Gier	25	10	4,0	3,8	0,2	0,95	20,00
	60	Dunne fractie	43	32	3,2	2,1	0,8	0,66	4,18
	30	Dunne fractie	66	50	3,7	2,0	1,2	0,55	3,15
	n.v.t.	Drijfmest	85	64	4,1	2,0	1,5	0,49	2,73
	30-60	Dikke fractie	250	188	7,8	1,6	4,4	0,21	1,77
	n.v.t.	Vaste mest	194	152	5,3	0,9	2,8	0,17	1,89
Mestvarkens	n.v.t.	Gier	20	5	6,5	6,1	0,9	0,94	7,22
	60	Dunne fractie	48	22	6,1	4,8	2,4	0,79	2,58
	30	Dunne fractie	73	34	6,7	4,7	3,6	0,70	1,84
	n.v.t.	Drijfmest	93	43	7,1	4,6	4,6	0,65	1,54
	30-60	Dikke fractie	250	116	10,5	3,8	12,4	0,36	0,85
	n.v.t.	Vaste mest	260	153	7,9	2,6	7,9	0,33	1,00
Rundvee	n.v.t.	Digestaat**	66	45	4,1	2,6	1,5	0,64	2,73
Mestvarkens	n.v.t.	Digestaat**	80	30	7,1	5,4	4,6	0,75	1,54

*percentage van ingaand P dat in dikke fractie terecht komt

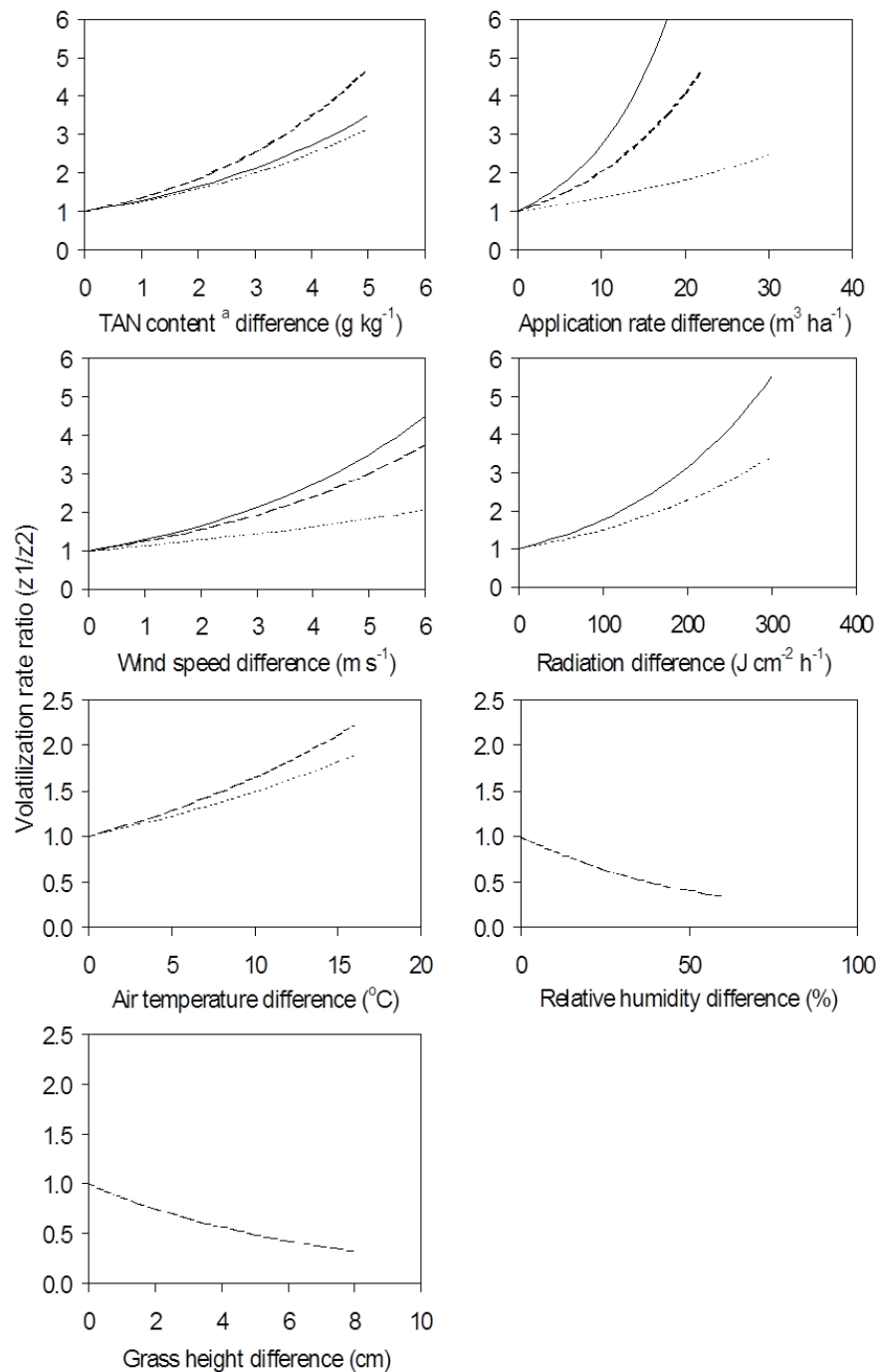
**op basis van drijfmest, aannemende dat 30% van de Norg (=N-totaal – NH₄-N) mineraliseert

Samenstelling van mineralenconcentraten (concentraat RO) van varkensdrijfmesten en rundveedrijfmest (rdm). (Ehlert en Hoeksma, 2011)

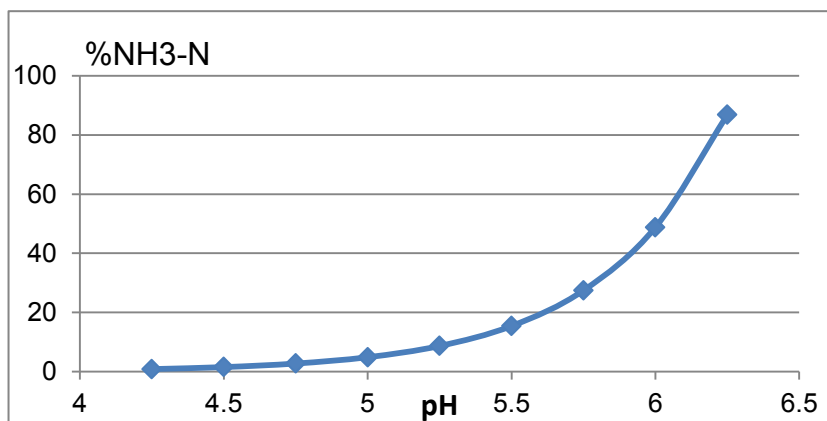
Product	Parameter	Eenheid	Gemiddelde	Mediaan	Minimum	Maximum	Standaardafwijking	Aantal monsters
Concentraat RO	Soortelijk gewicht	kg/l	1,03	1,03	1,02	1,04	0,001	95
	Drogestof	g/kg	33,0	33,5	15,2	58,2	0,879	101
	Organische stof (berekend)	g/kg	13,5	13,0	0,00	34,7	0,629	102
	pH		7,95	7,93	7,25	8,62	0,025	101
	N-totaal	g/kg	6,99	6,86	3,13	11,0	0,179	101
	Ammonium-N	g/kg	6,27	6,65	1,78	9,53	0,160	101
	P-totaal	g/kg	0,18	0,15	0,00	0,60	0,013	101
	K-totaal	g/kg	7,33	7,51	4,16	9,80	0,130	101
Concentraat RO rdm	Soortelijk gewicht	kg/l	1,06	1,06	1,05	1,07	0,004	4
	Drogestof	g/kg	90,9	87,3	68,3	120	11,7	4
	Organische stof (berekend)	g/kg	48,9	45,4	30,2	74,9	10,19	4
	pH		7,01	6,91	6,78	7,43	0,145	4
	N-totaal	g/kg	11,0	11,2	9,73	11,7	0,435	4
	Ammonium-N	g/kg	10,5	10,5	10,0	11,0	0,230	4
	P-totaal	g/kg	0,27	0,28	0,19	0,34	0,032	4
	K-totaal	g/kg	15,7	15,9	13,8	17,2	0,745	4

Bijlage 5 Bijlagen ammoniakemissie

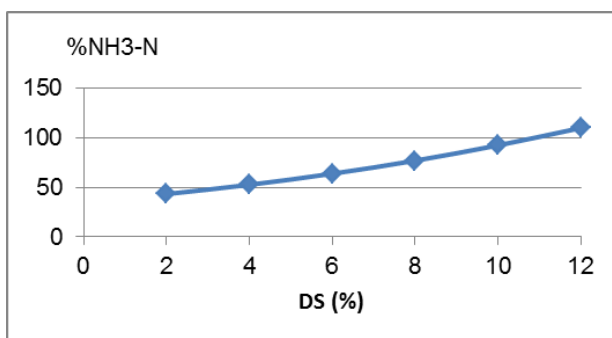
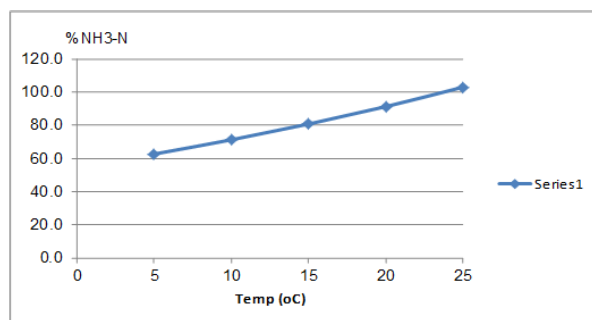
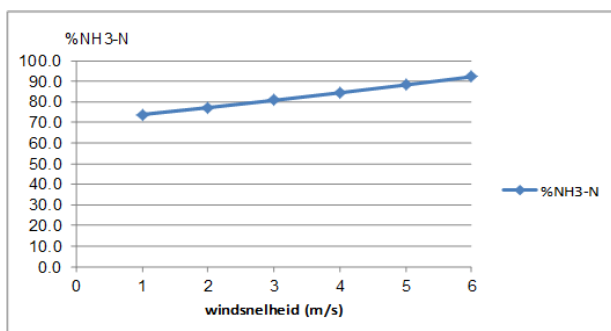
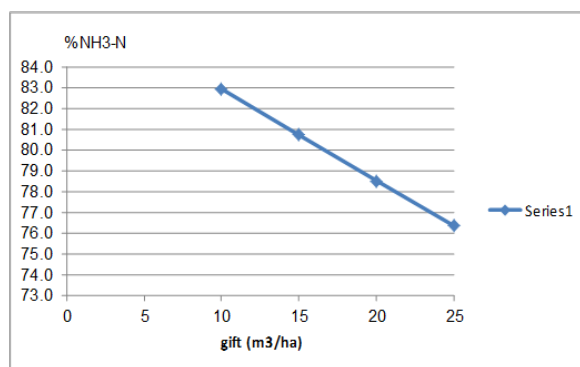
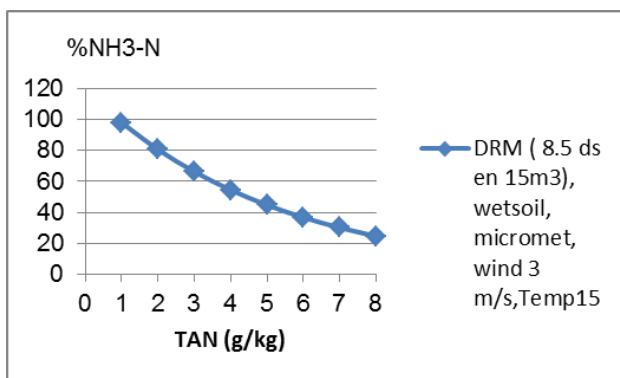
Effecten van verschillende factoren op de relatieve ammoniakemissie bij verschillende toedieningstechnieken (oppervlakkige toediening (doorgetrokken lijn), sleepvoet (dunne stippellijn) en zodebemesting (dikke stippellijn)): TAN-gehalte van de mest, mestgift, windsnelheid, temperatuur, straling, relatieve luchtvochtigheid en grashoogte (op basis van Huijsmans et al. (2001). In de figuren is de verhouding tussen de berekende NH_3 -emissies (ordinate, $z1/z2$) voor de drie mesttoedieningstechnieken weergegeven in relatie tot de verschillen tussen de afzonderlijke factoren. De verhouding is gelijk aan 1 als er geen verschillen zijn.



Effect van pH van de mest op de ammoniakemissie (% TAN gift) op basis van Bussink et al. (1994)



Effecten op de ammoniakemissie (% TAN gift) van TAN-gehalte in de mest, mestgift, windsnelheid, temperatuur en drogestof van de mest op basis van ALFAM (Sogaard et al., 2001 en Bussink et al., 1994)



Emissiefactoren (in % van TAN-toediening) bij mesttoediening uit Nederlands onderzoek (Huijsmans & Schils, 2009); gemiddelde en range.

Mesttoedieningsmethode	Emissiefactor (%)	Minimum	Maximum
Breedwerpig, grasland	74	28	100
Sleepvoet, grasland	26	9	52
Zodebemesting, grasland (gemiddeld)	16	1	63
Zodebemesting, grasland (huidig)	19	-	-
Breedwerpig, bouwland	69	30	100
Oppervlakkige inwerking, bouwland	22	3	45
Diepe plaatsing (injectie of ploegen), bouwland	2	1	3

Statistische analyse van invloedsfactoren op de emissiesnelheid en bijbehorende omstandigheden (Huijsmans & Schils, 2009).

Factor	Grasland			Bouwland		
	Breed werpig	Sleep voet	Zode bemesting	Breed werpig	Oppervlakkige inwerking	Diepe plaatsing
ln(t)	-	-	-	-	-	-
Adjusted TAN (ATAN)	ns	+	ns	+	+	ns
Mestgift	+	+	+	+	+	ns
Windsnelheid	+	+	+	+	+	ns
Luchttemperatuur	+	+	+	+	+	ns
Relatieve vochtigheid	-	-	-	ns	ns	ns
Instraling	+	ns	ns	+	+	ns
Gras/stoppelhoogte	-	-	ns	ns	ns	ns
Drogestofgehalte mest	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Bodemtype						
Zand	a	.	a	a	a	a
Klei	a	a	b	b	a	a
Leem	.	.	.	b	a	a
Veen	a	a	ab	.	.	.
% of variatie verklaarde	84	78	69	89	80	57

ns = niet significant (P<0.05); a, b = verschillende letters geven significante verschillen weer (P<0.05); - = negatieve correlatie met emissie; + = positieve correlatie met emissie; . = geen data beschikbaar.

Gemiddelden en spreiding (tussen haakjes) van verschillende omstandigheden tijdens de experimenten op grasland. (Huijsmans & Schils, 2009).

Variabele	Breedwerpig	Sleepvoet	Zodebemesting
TAN ^a gehalte (g kg ⁻¹)	2,4 (1,5 – 6,4)	2,8 (1,8 – 6,4)	2,1 (1,6 – 6,3)
Gift (m ³ ha ⁻¹)	15 (8 – 25)	14 (7 – 28)	22 (10 – 45)
Wind snelheid (m s ⁻¹)	3,3 (0,4 -8,7)	3,4 (0,4 – 7,2)	3,0 (0,4 – 7,3)
Instraling (J cm ⁻² h ⁻¹)	103 (0 – 318)	100 (0 – 300)	105 (0 – 375)
Lucht temperatuur (°C)	15 (2 – 32)	15 (3 – 32)	16 (0 – 32)
Relatieve vochtigheid (%)	73 (16 – 100)	72 (34 – 100)	73 (24 – 100)
Gras hoogte (cm)	7 (4 – 12)	7 (5 – 12)	8 (5 – 14)
Vochtgehalte bodem (%)	34 (13 – 67)	34 (24 – 67)	30 (13 – 61)
pH	7,2 (6,8 – 8,0)	7,2 (6,9 – 8,0)	7,3 (6,7 – 8,0)
Drogestof gehalte mest (g kg ⁻¹)	80 (46 – 119)	83 (56 – 113)	80 (52 – 113)

^a TAN, totale ammoniacale stikstof (NH₄⁺ + NH₃) op tijdstip toediening

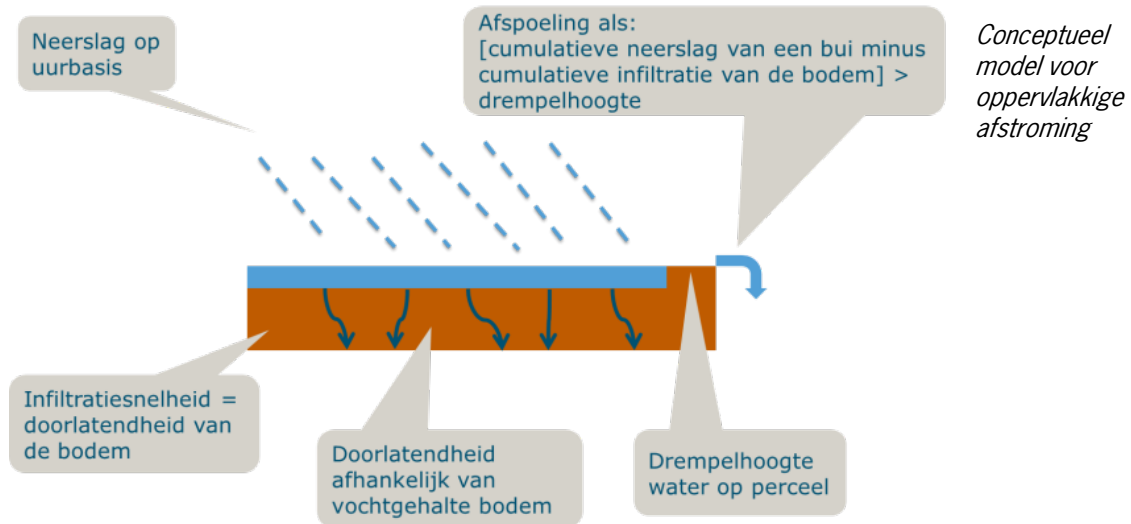
Gemiddelden en spreiding (tussen haakjes) van verschillende omstandigheden tijdens de experimenten op bouwland. (Huijsmans & Schils, 2009).

Variabele	Breedwerpig	Sleepvoet	Zodebemesting
TAN ^a gehalte (g kg ⁻¹)	4,4 (2,4 - 6,1)	4,6 (2,8 - 6,1)	4,9 (2,8 - 6,1)
Gift (m ³ ha ⁻¹)	22 (14 - 39)	25 (12 - 43)	27 (19 - 38)
Wind snelheid (m s ⁻¹)	4.1 (0.5 - 8.6)	3.9 (0.5 - 8.7)	3.5 (0.5 - 7.6)
Instraling (J cm ⁻² h ⁻¹)	88 (0 – 298)	73 (0 – 270)	56 (0 – 230)
Lucht temperatuur (°C)	14 (0 - 34)	14 (5 - 25)	13 (7 - 26)
Relatieve vochtigheid (%)	78 (22 - 100)	81 (55 - 100)	82 (58 - 98)
Stoppelhoogte (cm)	5 (0 - 16)	7 (0 - 16)	6 (0 - 12)
Vochtgehalte bodem (%)	18 (9 - 26)	18 (9 - 29)	15 (10 - 21)
Drogestof gehalte mest (g kg ⁻¹)	86 (55 - 153)	83 (55 - 136)	89 (64 - 107)

^a TAN, totale ammoniacale stikstof (NH₄⁺ + NH₃) op tijdstip toediening

Bijlage 6 Eenvoudig model voor oppervlakkige afstroming van water

Er is een eenvoudig model voor oppervlakkige afstroming van water geformuleerd, waarin de dikte van een eventuele waterlaag op het maaiveld een drijvende kracht is.



De hoogte h van de waterlaag op het maaiveld op tijdstip $t+\Delta t$ wordt als volgt berekend:

$$\begin{aligned}
 h_{t+\Delta t} &= 0 && \text{als } h_t = 0 \text{ en } R < K \left(\frac{dh}{dz} + 1 \right) \\
 \frac{dh}{dt} &= R - K \left(\frac{dh}{dz} + 1 \right) && \text{als } 0 \leq h_t < p_{\max} \text{ of } R > K \left(\frac{dh}{dz} + 1 \right) \\
 \frac{dh}{dt} &= R - K \left(\frac{dh}{dz} + 1 \right) - \beta (h - p_{\max}) && \text{als } h_t > p_{\max}
 \end{aligned}$$

Hierin is h_t de hoogte van de waterlaag aan het begin van het tijdsinterval (mm), R de urreneerslag (mm hr⁻¹), K de doorlatendheid (mm hr⁻¹), dh/dz de drukhoogtegradiënt over het toplaagje van de bodem, p_{\max} de drempelhoogte van de waterlaag waarboven water gaat afstromen (mm) en β de eerste orde transfercoëfficiënt voor waterafstroming (hr⁻¹). De drukhoogtegradiënt wordt berekend tussen maaiveld en 10 mm diepte, waarbij de drukhoogte op deze diepte op -1 cm wordt verondersteld (pF = 0). Bij deze drukhoogte bedraagt de doorlatendheid 7 – 12 cm/dag, terwijl de verzadigde doorlatendheid 9 – 18 cm/dag bedraagt. Als gemiddelde waarde wordt in deze analyse $K=5$ mm/hr gebruikt. De drempelhoogte voor afstroming p_{\max} wordt op 2 mm gezet en de eerste orde transfer-coëfficiënt wordt op 1 hr⁻¹ gesteld.

Bijlage 7 Aanvullende achtergrond informatie oppervlakkige afstroming

Het voorkomen van oppervlakkige afstroming is vooral door het DOVE-project (Plette *et al.*, 2004) naar voren gebracht. In dat project is geconcludeerd dat oppervlakkige afvoer op alle drie onderzoekslocaties een belangrijke rol speelde bij de belasting van het oppervlaktewater, vooral voor P, waarvan het merendeel van de belasting van het oppervlaktewater via deze route het perceel verlaat. Voor de zandlocatie in Oost-Nederland (één van de drie onderzoekslocaties van het DOVE-project) werd gevonden dat ca. 15% van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater is toe te schrijven aan oppervlakkige transportroutes (Van de Weerd en Torenbeek, 2007). Echter er bestaan twijfels over deze uitkomst (de gehanteerde opschaling van meetlocatie naar perceel is twijfelachtig). Op de zware kleigrond van het DOVE-project is aangetoond dat oppervlakkige afspoeling via greppels 60 – 90% van de totale belasting van het oppervlaktewater voor zijn rekening neemt. Plassen op het land lopen via graafgangen van mollen en wormen over naar het oppervlaktewater, waarbij oppervlakkige afvoer plaats vindt via snelle, korte afvoergolven die gepaard gaan met grote debieten en hoge vrachten aan fosfaat en andere nutriënten; ruim 60% van de slootafvoer bestaat uit oppervlakkig afstromend water.

Als onderdeel van het Innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water is in opdracht van agentschap NL een 'Bemestingstool' ontwikkeld (Assinck & Van der Salm, 2012) waarmee op basis van de meerdaagse weersverwachting een advies wordt gegeven voor het wel of niet uitrijden van mest. De tool is getoetst op de gegevens van een bolliggend perceel met zware kom-kleigrond in de Betuwe. De juistheid van de tool blijkt in grote mate af te hangen van de verwachte neerslag).

Voor het Beleidsondersteunend Onderzoek van het Ministerie van EZ is een deskstudie uitgevoerd naar de emissie van gewasbeschermingsmiddelen door oppervlakkige afspoeling (Evenhuis *et al.*, 2012). Een directe aanleiding tot de studie was de overschrijding van de MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) van een aantal herbiciden in het gebied van de Lage en Hoge Raam (Kroonen-Backbier & Van der Hulst, 2009). Van deze overschrijdingen bestaat een sterk vermoeden dat ze zijn veroorzaakt door oppervlakkige afspoeling en niet door drift. Evenhuis *et al.* (2012) hebben de internationale literatuur gescanned op de factoren die een rol spelen bij de kans op oppervlakkige afspoeling:

- Toepassing van middelen;
- Neerslaghoeveelheid en –intensiteit in combinatie met de tijd sinds de laatste toepassing;
- Helling;
- Gewas / vegetatie;
- Bodemgesteldheid en micro-reliëf;
- Aanwezigheid van drainage;
- Eigenschappen van de stoffen.

Evenhuis *et al.* (2012) definiëren een vlak veld als een perceel waarvan de gemiddelde helling van het maaiveld minder dan 0,2% bedraagt. Een van de conclusies is dat de hoeveelheid actieve stof in het oppervlakte water exponentieel afneemt met de tijd sinds de laatste toepassing van een middel. Effectief betekent dit dat het risico zich vooral voordoet in de 'first-flush'-situatie.

Het microreliëf van een perceel is bepalend voor de mate waarin water dat niet kan infiltreren ook daadwerkelijk een waterloop bereikt. Aardappelen worden op ruggen verbouwd. Ruggen nemen over het algemeen slecht water op. Bij veel neerslag in korte tijd zal het water afspoelen van de ruggen naar de dalen (farrow). De oppervlakte waarover het water in de bodem kan infiltreren neemt

daarmee sterk af. Kwantitatieve gegevens zijn niet beschikbaar. Aangenomen mag worden dat de perceelsgemiddelde infiltratiecapaciteit in de ruggenteelt afneemt ten opzicht van de vlakveldsteelt (Evenhuis *et al*, 2012).

De bodemstructuur heeft invloed op het afspoelingsrisico. Door de aanwezigheid van storende lagen kan de waterstroming naar diepere bodemlagen worden geremd. Slemgevoelige gronden hebben een afnemende infiltratiecapaciteit als functie van de tijd sinds de laatste grondbewerking. Bij kerende grondbewerking door ploegen ontstaat vaak onder de bouwvoor een verdichte laag: de ploegzool. Door het gebruik van zware machines voor grondbewerking en teelthandelingen is op een deel van de landbouwpercelen bodemverdichting en structuurbederf opgetreden. Op deze percelen is het risico op oppervlakkige afstroming groter dan op percelen met een vergelijkbare bodem en grondwaterstand, maar zonder bodemverdichting en structuurbederf. De aanwezigheid van buisdrainage leidt doorgaans tot een vermindering van de oppervlakkige afstroming.

In het DYNAQUAL-project (Rozemeijer, 2010) ondervond men dat door natte “events” in de beginfase het erop leek dat veel N en fosfaat via oppervlakkige afstroming in het oppervlaktewater terecht komt. Echter, na een aantal jaar is het beeld over het langjarig gemiddelde belang van deze routes bijgesteld en wordt dit geschat op minder dan 10%.

Samengevat: oppervlakkige afstroming van nutriënten is vooral op zware kleigronden met een geringe infiltratiecapaciteit, op gronden met een gemiddelde hoge grondwaterstand, en gedurende perioden met zware regenbuien een belangrijke route voor de belasting van het oppervlaktewater. Verschillen tussen jaren in aantal zware regenbuien en verschillen tussen percelen blijken zeer groot te zijn.

Bijlage 8 Reviews

Review of “Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest versie 1.0” by Velthof *et al.*

Cecile de Klein, AgResearch Invermay, New Zealand

Date: 16-12-2012.

This protocol describes the background and process for assessing the risk of N and P losses from manures and fertilisers and/or application techniques that are currently not covered by ‘Het Besluit Gebruik Meststoffen’. The document is mostly very clearly written and enjoyable to read. The principles of the approach are clear and generally scientifically sound.

One key general comment is that chapters 5 to 8 seem to have been written in isolation. Yet the loss-pathway described in each chapter are clearly very closely interlinked and an assessment of one pathway is needed to fully assess another pathway (e.g. as described below for the specific example of the effect of NH₃ loss on NO₃ leaching). Some overarching commentary on how the different risk assessments will be informing each other would strengthen this protocol.

In my view, the weakest part of the protocol is chapter 6: ‘Risico op nitraatuitspoeling naar grondwater’. Firstly, I found this chapter difficult to read as it lacked a clear ‘thread’ to explain the approach. Perhaps a simple diagram at the start of the chapter would be of use to explain how NO₃ leaching is estimated and what factors are of influence. It might also be helpful to have separate sections that describe how ‘transport’ is modelled/assessed, and how ‘source’ is modelled/ assessed. Those sections can then also describe the factors that affect each of these two N leaching risk separately.

Secondly, and more importantly, the chapter does not seem to provide a clear description of how the information and model assessments provided are going to be used to assess new manures/fertilisers or application methods. The tables in this chapter provide modelling assessments of the fractions of applied N that are lost for existing manures/fertiliser, but it is unclear to me how these values will be used for the purpose of the protocol (i.e. assessing new manure/fertilisers or application techniques). Some clearer description or clarification will be helpful.

Other minor comments:

- Page 42 first line: is this indeed 5-10% of applied NH₄, or should it be 5-10% of applied total N? The losses as % of NH₄ (TAN) provided in Chapter 5 are much higher.
- Page 43 last line above table: how does that assumption that 10% of applied N is volatilised compare with the values provided in Chapter 5? Is it possible to link the % NH₃ loss in the N leaching model to the (look-up) tables in Chapter 5, rather than make it a fixed value?

Chapter 5 is clear, well-written and, as far as I can judge, scientifically sound. A minor query I have is about the apparent contradiction on the effect of wind speed. Page 26 suggests that wind speed increases NH₃ volatilisation due to maintaining the concentration gradient, whereas on page 27 it is suggested that increased wind speed dries out the soil and thus reduces volatilisation. To avoid confusion this might need some extra clarification on how these apparent opposite effects are accounted for.

Chapter 7 is also clearly written and sound. Couple of comments:

- Does viscosity of the manure not affect the risk of surface run-off? It is not included in the range of factors listed on page 51 (second paragraph)
- Page 55: I assume there should be an equation below the first paragraph?

Chapter 8 is very well-written and clear. The approach and justification on how new manures/fertilisers and/or application methods are assessed are scientifically sound, but seem to be based mainly on Dutch research results. I wonder if a quick search on international data on the (relative) effect of manure composition (N, C, pH) and/or timing of application could help to provide a more quantitative assessment. I understand that overseas conditions might differ, but relative effects might be useful, even if they just underpin the current assessments.

A few other comments:

- Page 66 first bullet point, I assume that second to last word should be **denitrification**?
- Page 70, Table 22: I wonder if 'histosolen' are appropriate here. They are not an N source as such, but a soil type from which high N₂O emission occur (aren't they covered by 'veengrond'). Also, the value of 2 is not in '% of applied N' but 'kg N/ha', isn't it? I suggest deleting that row from the table...

Review of:

Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest versie 1.0

By G.L. Velthof *et al.*

Review by:

Dr Rogier Schulte

Leader – Translational research on sustainable food production

Teagasc – the Irish Agriculture and Food development Authority

Wexford, Ireland

Date:

13 December 2012

Overall observations:

The document reviewed here specifies the protocol to be used for the objective evaluation of the environmental impact of novel fertilizer materials (organic, inorganic or combination of both) for agriculture in the Netherlands. The environmental impact assessment focuses on the potential for nutrient losses to water and air, specifically: ammonia emissions, nitrate leaching, nitrogen and phosphorus loss through overland flow, and denitrification into nitrous oxide. This is a comprehensive, well structured and concisely written document that clearly builds on a wide and deep base of scientific expertise. The authors have succeeded in presenting a coherent framework for the objective evaluation of a wide range of potential nutrient loss pathways.

Below, a number of observations and suggestions for further strengthening of the document are offered for the consideration by the authors.

Page / section	Relevant text in document	Observation / comment
Chapter 1	1.2 Doel 1.3 Afbakening en toepassing	Whilst the objective and terms of reference are clearly and concisely stated, it was not immediately clear to me that the purpose of this document was to merely develop the protocol for future evaluation of fertilizers (organic and inorganic or combination). At first, I was (mistakenly) under the impression that this document would also conduct the actual environmental assessment of a range of fertilizers. This delineation could be stated more clearly in Chapter 1.
Section 1.3	Het protocol gaat niet in op mogelijke neveneffecten van een nieuwe toepassing...	But should it? The loss of nutrients is only one aspect of environmental impact assessment. I accept that nutrient loss is the main focus of the protocol, but should other environmental side-effect at least be considered or discussed generically? If these side-effects were reviewed comprehensively by Huijsmans <i>et al.</i> (2008), would it be prudent (and relatively straight-forward) to add short summaries of the relevant findings by Huijsmans <i>et al.</i> (2008) to each Chapter?
Section 2.1 and Section 4.1	Er wordt hierbij uitgegaan van bestaande landbouwpraktijk, maar met het hoogste risico op emissie bij technieken en/of tijdstippen die zijn toegestaan.	Why are the 'highest risks of emissions' chosen for the reference scenario? The authors may have a good reason for this, but should this be supported by a detailed explanation?
Section 3.5.3	Bij sommige beoordelingen zouden specifieke beheersaspecten een rol kunnen spelen, zoals...	Please specify to what extent these aspects are considered and accounted for in the subsequent assessments.
Section 4	'Emissies'	In my experience (with international literature), the word 'emissions' can be ambiguous: sometimes it refers specifically to gaseous nutrient losses, other times it refers generically to all nutrient losses, including nitrate leaching ('emissions to groundwater'). It would be helpful if the authors' definition of the word 'emission' could be specified upfront.
Page 22, bullet points	Injectie (>5cm) (mentioned several times)	I presume that '>5cm' refers to more than 5 cm depth. This should probably be specified, as there is mention of '5cm width' in the same paragraphs.

Section 4.2.4	In Tabel 1 worden de perioden waarin meststoffen mogen worden toegediend weergegeven voor de jaren 2012 en 2013.	I am not familiar with the details of the Besluit Gebruik Meststoffen, but should this read: '2013 and beyond?' Or has no decision been made yet about regulation in subsequent years?
Section 5.2	References	Whilst Section 52 is well-referenced, most of these references are dated: only 2 out of the 59 citations refer to research published in the last 10 years (2003-2012), the other 57 citations refer to research that is now more than 10 years old. Surely the last 10 years have seen further research and insight into ammonia emissions?
Section 5.2.1	Equation 3	The subscripts 'aq', 'm' and 'g' need to be explained (I can guess what they mean, but it is probably best to state it unambiguously).
Section 5.2.2	Bij gelijke N-gift maar een verschillend NH ₄ -gehalte van de mest zal de emisse (als percentage van de toegediende hoeveelheid NH ₄ -N) waarschijnlijk weinig veranderen.	Should this be referenced?
5.2.3	Omgevingsfactoren	Section 5.2.3 correctly lists wind speed, temperature, air humidity and soil condition as environmental factors. Within the text, solar radiation is also mentioned in passing as a factor. Our own research suggests that solar radiation may in fact be a dominant environmental factor, possibly even more important than temperature. Should solar radiation be discussed under a separate heading, equivalent to e.g. temperature or wind speed?
5.2.5	Een mechanistisch procesmodel voor NH ₃ -emissie bij mesttoedining onder Nederlandse omstandigheden is niet voorhanden.	Does a mechanistic model for NH ₃ emissions have to be specifically 'for Dutch conditions' in order to be used? I would presume such a model would largely be an atmospheric model, which should be less location-specific than e.g. a soil-based model?
Section 5.3.1	Om een inschatting te maken van de NH ₃ -	The subsequent references appear highly relevant, but it is not clear to me how / which of each of

	emissie bij verschillende omstandigheden zijn berekeningen uitgevoerd op basis van de analyses van...	these publications were used to produce each table in section 5.3.2. In other words, the description of the 'materials and methods' in section 5.3.1 is too abridged to allow an external peer to duplicate the methodology. Should it be described more comprehensively?
Section 5.3.1	- Gemiddelde weersomstandigheden per maand in Nederland;	The use of average monthly weather data to calculate NH3 emissions worries me somewhat. The use of average monthly weather data is really only justified if all functional relationships between variables are linear. In the case of the relationships between NH3 emissions and weather variables, these are generally not linear, as explained in detail in Sections 5.2.3 and 5.2.5. Therefore, projections on the basis of average monthly weather data could <i>at best</i> be considered first-order approximations. In light of modern computer power, how much more work would it be to calculate the daily emissions for a 30-year period, and then presenting the average monthly emission factors (mean, median and range) for each month of the year? The benefit of that approach would be that it would not only show the seasonal variation in emissions, but also would give a quantitative measure of the variation within months (by quantification of the range / percentiles for each month).
Section 5.3.1	Huijsmans & Schils (2009)	Reference missing in the reference list
Section 5.3.2 first paragraph And second last paragraph (p32)	... maar dat de totale NH3-emissie toeneemt... ...maar omdat er meer mest wordt toegediend neemt de totale NH3-emissie toe...	Supposedly, this is 'total NH3-emission <i>per hectare</i> ' ?
Section 5.3.2	De resultaten laten zien dat de emissiefactor in % van TAN afneemt bij een toenemend NH4-gehalte van de mest, maar dat de totale NH3-emissie toeneemt bij toenemend NH4-gehalte.	This sentence contradicts Section 5.2.2, first paragraph (Ammoniumgehalte), last sentence: Bij gelijke N-gift maar een verschillend NH4-gehalte van de mest zal de emissie (als percentage van de toegediende hoeveelheid NH4-N) waarschijnlijk weinig veranderen.

Section 6.2	...moet N zich in een wateroplosbare vorm bevinden, te weten NO ₃ of NH ₄ .	Should NO ₂ be included in this sentence, for completeness?
Section 6.2		Section 6.2 has no references. Some key-references would strengthen this section.
Section 6.2, bullet points	- de hoeveelheid neerslag groter is	This should probably be: '- het neerslagoverschot groter is'
Section 6.2	Figuur 2	The heading of Figure 2 says 'volgens FAO' The caption of Figure 2 says that the precipitation surplus is computed as precipitation minus potential evapotranspiration. However, in the FAO methodology, effective rainfall (= precipitation surplus) is computed as precipitation minus <i>actual</i> evapotranspiration. Actual evapotranspiration is computed from potential evapotranspiration, moderated by soil moisture deficit: as the soil dries out, actual evapotranspiration will be lower than potential evapotranspiration, as the crop responds to the dry conditions by closing its stomata to reduce water loss. As a result, I am confused by the calculation of the 'neerslagoverschot' in Figure 2.
Section 6.3.1	Figure 3	Figure 3 could be more informative and more legible if it were displayed on a log:log scale, as the data appears to be non-normally distributed.
Section 6.3.1	Het vochtgehalte wordt constant verondersteld	Constant over time or constant over the various depths?
Section 6.3.1	De waterfluxen zijn voor 2 bodems x 3 gewassen...	Which 2 soils and which 3 crops?
Section 6.3.1	- Uit de verhouding tussen minerale N (N _{min}), gemakkelijk afbreekbare organische N (N _e) en moeilijk afbreekbare organische N (N _r)	I don't follow how the N-content of organic matter is deducted from the ratios between mineral N, mineralisable N and recalcitrant N?

	in dierlijke mest volgt het N-gehalte van de organische stof.	
Section 6.3.1	In de berekeningen is verondersteld dat 10% van de mestgift niet in de bodem terecht komt vanwege ammoniakvervluchtiging	The last sentence of p41 / first sentence of p42 states: Er wordt berekend welke fractie van de effectief toegediende hoeveelheid N (dat wil zeggen na correctie voor NH ₃ -emissie ter grootte van 5-10% van de hoeveelheid toegediende NH ₄ -N) Should the mention of 5% be deleted from that sentence, for consistency?
Section 6.3.1	Table 7	I am not sure if there are mistakes in this table, or whether I don't understand the table properly: The first row of data mentions: Mest: kunstmest Soort: Rund How can artificial fertilizer be related to an animal type? Also, it states that for artificial fertilizer, the mineralisable N fraction amounts to 0,33, even though the mineral fraction is 1,00. Are these typing errors, or am I misinterpreting the table? This row is repeated a further 3 times in the table.
Section 6.3.2	Table 8a	The fraction of manure N lost through leaching and denitrification on sandy grassland soils appears to be very low. From Table 7, I deduct that the N surplus on grassland is approximately 25% of total N input. In table 8a, I note that for clay soils, this 25% agrees with the total fraction of manure N lost through leaching and denitrification. For sandy soils, the losses appear to be much lower, which begs the question: if the 25% N surplus is not lost through denitrification or leaching (nor ammonia volatilisation, because that had already been subtracted before the calculations), then where does the rest of the N surplus go?
Section 7.2	Beschrijving van het proces en invloedsfactoren	This section is comprehensive and well-written. However, I miss reference to / a description of one of the most prominent risks of P and N losses to surface waters, i.e. diffuse loss of P from P-saturated soils. Whilst this diffuse loss pathway does not directly relate to manure applications, should it be

		included for completeness?
Section 7.2.2	...zijn berekeningen uitgevoerd met het model STONE.	Should the STONE model be referenced?
Section 8.2.3, Table 21	Neemt toe bij toenemend vochtgehalte en afnemend zuurstofgehalte	In the main text, the relationship between N2O emissions and soil moisture content is more accurately described: first N2O emissions will increase with increasing soil moisture content, but after a given optimum point, they will decrease again as the soil moisture content approaches saturation, since N2O emissions will be replaced by N2 emissions. Should this be reflected in this table?
Section 8.3	Bij de beoordeling van het risico op N2O-emissie bij toediening van meststoffen zijn drie factoren van belang: <ul style="list-style-type: none"> • methode van toediening; • tijdstip van toediening; • samenstelling van het product. 	Should 'soil moisture conditions' be added as an additional bullet point?
Section 8.3.1	Op basis van expert judgement wordt geschat dat de emissiefactor bij toediening in de periode 1 september tot 1 februari gemiddeld twee keer zo hoog is dan die bij toediening in de periode 1 februari tot 1 september. AND: Er wordt aangenomen dat de N2O-emissie uit nitraathoudende meststoffen die C bevatten twee keer zo hoog is dan de emissie uit KAS.	These are rather heroic assumptions... can / should they be supported with data from the international literature?

Section 8.3.2	Uit de risicobeoordeling van nitraatuitspoeling en N-afspoeling en NH ₃ -emissie kan worden beoordeeld of risico op indirecte N ₂ O-emissie verandert.	This is correct, but in order to make this assessment, one needs to know either of the following two things: <ul style="list-style-type: none"> - which percentage of N-loss to water / NH₃ loss will be transformed into indirect N₂O emissions, or: - the ratio between direct and indirect N₂O emissions Should that be discussed / added?
Bijlage 6	Als gemiddelde waarde wordt in deze analyse K=5 mm / hr gebruikt.	Is the use of an average value justified, given the large variation in soil permeability?

Minor / typographic items:

Page / section	Relevant text in document	Observation / comment
Entire document	Decimal numbers	Check consistency: mostly 'Dutch' decimals are used (e.g. 2,9) – but sometimes English decimals are used (e.g. 2.9), and sometimes both within one and the same table.
Page 17 (section 3.3.2)	Ammonium ((NH ₄)	Delete one bracket
Section 5.3.1	Last line of section: NH ₃ -emissie'	Delete '
Section 5.2.5, page 29	References	Note order of references is not chronological.
Section 5.3.2 second last	...neemt de totale NH ₃ -emissie toen.	'Toen' should be 'toe'

sentence		
Section 6.3.2	Ook is het risico groter naarmate de mest meer minerale N bevat, en groter is op (droge) zandgrond dan op kleigrond.	Delete the second 'is'
Section 7.2.2	Second paragraph	Note order of references is not chronological.
Section 7.3, p57	((laag, gemiddeld en hoog).	Delete one bracket
Section 7.3.5	Table 18	Add bracket after: Vochtig (<50%
Section 7.3.5	Table 19 and Table 20	Add bracket in: Helling %)
Section 9	References	Not all references are in chronological order (examples: Huijsmans <i>et al.</i> and the Velthof references).
Bijlage 5	Analyse Huijsmans	The graphs are not self-explanatory: <ul style="list-style-type: none"> - label of y-axis is somewhat cryptic - label of x-axis of the last graph is missing - legend of lines is unclear
Bijlage 5	Analyse Sogaard	Legend and axis labels are not self-explanatory

Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu sinds 2005

WOT-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; E info.wnm@wur.nl

WOT-rapporten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu

- | | |
|--|---|
| <p>1 <i>Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Greft-van Rossum & R. Jochem</i> (2005). Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO</p> <p>2 <i>Broek, J.A. van den</i> (2005). Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030</p> <p>3 <i>Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen</i> (2005). Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer</p> <p>4 <i>Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen</i>, (2005). Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1</p> <p>5 <i>Ehlert, P.A.I.</i> (2005). Toepassing van de basisvrachtbenadering op fosfaat van compost; Advies</p> <p>6 <i>Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda</i> (2006). Verrommeling in Nederland</p> <p>7 <i>Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma</i> (2005). Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005</p> <p>8 <i>Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong</i> (2005). Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV</p> <p>9 <i>Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink & E.P.A.G. Schouwenberg</i> (2005). Hotspots floristische biodiversiteit</p> <p>10 <i>Cate, B. ten, H. Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling)</i> (2005). Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit</p> <p>11 <i>Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt</i> (2005). Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen</p> <p>12 <i>Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos & M.A.H.J. van Bavel</i> (2006). Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering</p> <p>13 <i>Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mol-Dijkstra, H.P. Oosterom & G.W.W. Wamelink</i> (2005). Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid</p> <p>14 <i>Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld</i> (2007). The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture</p> <p>15 <i>Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas</i> (2005). Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie</p> <p>16 <i>Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman</i> (2005). Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie</p> <p>17 <i>Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks</i> (2006). Bedrijfs-economische effecten van agrarisch</p> | <p>natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer</p> <p>18 <i>Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals</i> (2006). Van adoptiekipt tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk</p> <p>19 <i>Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes</i> (2006). Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau</p> <p>20 <i>Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk</i> (2006). Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'</p> <p>21 <i>Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout</i> (2006). Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur</p> <p>22 <i>Vries, S. de & Boer, T.A. de</i> (2006). Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang. Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden</p> <p>23 <i>Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden</i> (2006). Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen</p> <p>24 <i>Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries</i> (2006). Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door allochtonen en jongeren</p> <p>25 <i>Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen</i> (2006). Richtingen voor Richtlijnen; implementatie Europese Milieuriichtlijnen, en interacties tussen Nederland en de Europese Commissie</p> <p>26 <i>Hoogland, T. & J. Runhaar</i> (2006). Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart</p> <p>27 <i>Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer</i> (2006). Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer</p> <p>28 <i>Langeveld, J.W.A. & P. Henstra</i> (2006). Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw</p> <p>29 <i>Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk</i> (2007). Verkenningen duurzame landbouw. Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's</p> <p>30 <i>Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk</i> (2006). Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?</p> |
|--|---|

- 31 *Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum* (2006). Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer
- 32 *Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt* (2008). Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de oude Wet op de Ruimtelijke Ordening (WRO) in de praktijk
- 33 *Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte* (2006). Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds
- 34 *Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Weijtschede* (2007). Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen; Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003
- 35 *Vader, J. & H. Leneman (redactie)* (2006). Draggers landelijk gebied; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 36 *Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver* (2007). Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap
- 37 *Gerritsen, A.L., A.J.M. Koomen & J. Kruit* (2007). Landschap ontwikkelen met kwaliteit; een methode voor het evalueren van de rijksbijdrage aan een beleidsstrategie
- 38 *Luijt, J.* (2007). Strategisch gedrag grondeigenaren; Van belang voor de realisatie van natuurdoelen.
- 39 *Smits, M.J.W. & F.A.N. van Alebeek* (2007). Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw; Een literatuurstudie.
- 40 *Goossen, C.M. & J. Vreke* (2007). De recreatieve en economische betekenis van het Zuiderpark in Den Haag en het Nationaal Park De Hoge Veluwe
- 41 *Cotteleer, G., Luijt, J., Kuhlman, J.W. & C. Gardebroek* (2007). Oorzaken van verschillen in grondprijzen. Een hedonische prijsanalyse van de agrarische grondmarkt
- 42 *Ens B.J., N.M.J.A. Dankers, M.F. Leopold, H.J. Lindeboom, C.J. Smit, S. van Breukelen & J.W. van der Schans* (2007). International comparison of fisheries management with respect to nature conservation
- 43 *Janssen, J.A.M. & A.H.P. Stumpel (red.)* (2007). Internationaal belang van de nationale natuur; Ecosystemen, Vaatplanten, Mossen, Zoogdieren, Reptielen, Amfibieën en Vissen
- 44 *Borgstein, M.H., H. Leneman, L. Bos-Gorter, E.A. Brasser, A.M.E. Groot & M.F. van de Kerkhof* (2007). Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Ambities en aanbevelingen vanuit de sector
- 45 *Groot, A.M.E., M.H. Borgstein, H. Leneman, M.F. van de Kerkhof, L. Bos-Gorter & E.A. Brasser* (2007). Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Gestructureerde sectorialogen als onderdeel van een monitoringsmethodiek
- 46 *Rijn, J.F.A.T. van & W.A. Rienks* (2007). Blijven boeren in de achtertuin van de stedeling; Essays over de duurzaamheid van het platteland onder stedelijke druk: Zuidoost-Engeland versus de provincie Parma
- 47 *Bakker, H.C.M. de, C.S.A. van Koppen & J. Vader* (2007). Het groene hart van burgers; Het maatschappelijk draagvlak voor natuur en natuurbeleid
- 48 *Reinhard, A.J., N.B.P. Polman, R. Michels & H. Smit* (2007). Baten van de Kaderrichtlijn Water in het Friese Merengebied; Een interactieve MKBA vingeroefening
- 49 *Ozinga, W.A., M. Bakkenes & J.H.J. Schaminée* (2007). Sensitivity of Dutch vascular plants to climate change and habitat fragmentation; A preliminary assessment based on plant traits in relation to past trends and future projections
- 50 *Woltjer, G.B. (met bijdragen van R.A. Jongeneel & H.L.F. de Groot)* (2007). Betekenis van macro-economische ontwikkelingen voor natuur en landschap. Een eerste oriëntatie van het veld
- 51 *Corporaal, A., A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée & H.P.J. Huiskes* (2007). Klimaatverandering, een nieuwe crisis voor onze landschappen?
- 52 *Oerlemans, N., J.A. Guldemond & A. Visser* (2007). Meerwaarde agrarische natuurverenigingen voor de ecologische effectiviteit van Programma Beheer; Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 3
- 53 *Leneman, H., J.J. van Dijk, W.P. Daamen & J. Geelen* (2007). Marktonderzoek onder grondeigenaren over natuuraanleg: methoden, resultaten en implicaties voor beleid. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 54 *Velthof, G.L. & B. Fraters* (2007). Nitraatuitspoeling in duinzand en lössgronden.
- 55 *Broek, J.A. van den, G. van Hofwegen, W. Beekman & M. Woittiez* (2007). Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030; an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels
- 56 *Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, H.P.J. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga, Th. Jager, R. Haveman & A. Corporaal* (2007). Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 2
- 57 *Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, & T. Kroon* (2008). Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets
- 58 *Brus, D.J. & G.B.M. Heuvelink* (2007). Towards a Soil Information System with quantified accuracy. Three approaches for stochastic simulation of soil maps
- 59 *Verburg, R.W. H. Leneman, B. de Knegt & J. Vader* (2007). Beleid voor particulier natuurbeheer bij provincies. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 60 *Groenestein, C.M., C. van Bruggen, P. Hoeksma, A.W. Jongbloed & G.L. Velthof* (2008). Nadere beschouwing van stalbalansen en gasvormige stikstofverliezen uit de intensieve veehouderij
- 61 *Dirkx, G.H.P., F.J.P. van den Bosch & A.L. Gerritsen* (2007). De weerbarstige werkelijkheid van ruimtelijke ordening. Casuïstiek Natuurbalans 2007

- 62 *Kamphorst, D.A. & T. Selnes* (2007). Investeringsbudget Landelijk Gebied in natuurbeleid. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2007
- 63 *Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, L. Sebek, M.C.J Smits & J. Oenema* (2007). De ammoniakemissie van de Nederlandse melkveehouderij bij een management gelijk aan dat van de deelnemers aan 'Koeien & Kansen'
- 64 *Vries, S. de, T.A. de Boer, C.M. Goossen & N.Y. van der Wulp* (2008). De beleving van grote wateren; de invloed van een aantal 'man-made' elementen onderzocht
- 65 *Overbeek, M.M.M., B.N. Somers & J. Vader* (2008). Landschap en burgerparticipatie.
- 66 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink & J.N. Bosma* (2008). Synthese monitoring mestmarkt 2006.
- 67 *Slangen, L.H.G., N. B.P. Polman & R. A. Jongeneel* (2008). Natuur en landschap van rijk naar provincie; delegatie door Investeringsbudget Landelijk Gebied (ILG).
- 68 *Klijn, J.A., m.m.v. M.A. Slingerland & R. Rabbinge* (2008). Onder de groene zoden: verdwijnt de landbouw uit Nederland en Europa? Feiten, cijfers, argumenten, verwachtingen, zoekrichtingen voor oplossingen.
- 69 *Kamphorst, D.A., M. Pleijte, F.H. Kistenkas & P.H. Kersten* (2008). Nieuwe Wet ruimtelijke ordening: nieuwe bestuurscultuur? Voorgenomen provinciale inzet van de nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) voor het landelijk gebied.
- 70 *Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen & J.F.M. Huijsmans* (2009). Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland
- 71 *Bakker, H.C.M., J.C. Dagevos & G. Spaargaren* (2008). Duurzaam consumeren; Maatschappelijke context en mogelijkheden voor beleid
- 72 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink & J.N. Bosma* (2008). Synthese monitoring mestmarkt 2007.
- 73 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk* (2008). Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen.
- 74 *Boer, S. de, W. Kuindersma, M.W. van der Zouwen & J.P.M. van Tatenhove* (2008). De Ecologische Hoofdstructuur als gebiedsopgave. Bestuurlijk vermogen, dynamiek en diversiteit in het natuurbeleid
- 75 *Wulp, N.Y. van der* (2008). Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006; Nulmeting Landschap naar Gebieden
- 76 *Korevaar, H., W.J.H. Meulenkamp, H.J. Agricola, R.H.E.M. Geerts, B.F. Schaap & J.W.H. van der Kolk* (2008). Kwaliteit van het landelijk gebied in drie Nationale Landschappen
- 77 *Breeman, G.E. & A. Timmermans* (2008). Politiek van de aandacht voor milieubeleid; Een onderzoek naar maatschappelijke dynamiek, politieke agendavorming en prioriteiten in het Nederlandse Milieubeleid
- 78 *Bommel, S. van, E. Turnhout, M.N.C. Aarts & F.G. Boonstra* (2008). Policy makers are from Saturn, ... Citizens are from Uranus...; Involving citizens in environmental governance in the Drentsche Aa area
- 79 *Aarts, B.G.W., L. van den Bremer, E.A.J. van Winden & T.K.G. Zoetebier* (2008). Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels
- 80 *Schrijver, R.A.M., D.P. Rudrum & T.J. de Koeijer* (2008). Economische inpasbaarheid van natuurbeheer bij graasdierbedrijven
- 81 *Densen, W.L.T. van & M.J. van Overzee* (2008). Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee
- 82 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, C.M. Deerenberg, J.A.M. Craeijsmeersch, I.G. de Mesel, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders & R. Witbaard* (2008). Indicator system for biodiversity in Dutch marine waters; II Ecoprofiles of indicator species for Wadden Sea, North Sea and Delta area
- 83 *Verburg, R.W., H. Leneman, K.H.M. van Bommel & J. van Dijk* (2008). Helpt boeren de Nationale Landschappen? Een empirische analyse van de landbouw en haar effecten op kernkwaliteiten
- 84 *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, J.A. Guldmond, E.M. Hees & E.A.P. van Well* (2008). Economische en ecologische effectiviteit van gebiedscontracten
- 85 *Schröder, J.J., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk & G.L. Velthof* (2008). Quick scan Stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke gevolgen van aangepaste forfaits
- 86 *Hoogeveen, M.W. & H.H. Luesink* (2008). Synthese monitoring mestmarkt 2008
- 87 *Langers, F. & J. Vreke* (2008). De recreatieve betekenis van de Ecologische Hoofdstructuur. Bijdrage van de EHS aan recreatief gebruik, beleving en identiteit
- 88 *Padt, F.J.G., F.G. Boonstra & M.A. Reudink* (2008). De betekenis van duurzaamheid in gebiedsgericht beleid
- 89 *Hoogland, T., G.B.M. Heuvelink & M. Knotters* (2008). De seizoensfluctuatie van de grondwaterstand in natuurgebieden vanaf 1985 in kaart gebracht
- 90 *Bouwma, I.M., D.A. Kamphorst, R. Beunen & R.C. van Apeldoorn* (2008). Natura 2000 Benchmark; A comparative analysis of the discussion on Natura 2000 management issues
- 91 *Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer* (2009). Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid
- 92 *Meesters, H.W.G., A.G. Brinkman, W.E. van Duin, H.J. Lindeboom & S. van Breukelen* (2009). Graadmeterstelsel Biodiversiteit zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren.
- 93 *Pleijte, M., J. Vreke, F.J.P. van den Bosch, A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk & P.H. Kersten* (2009). Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Tussen government en governance
- 94 *Gaast, J.W.J. van der, H.Th. Massop & H.R.J. Vroon* (2009). Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden. Een pilotstudie

- 95 *Breman, B.C., J. Luttkik & J. Vreke* (2009). De aantrekkingskracht van het Nederlandse landschap. Een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en inkomend toerisme
- 96 *Jongeneel, R., H. Leneman (redactie), J. Bremmer, V.G.M. Linderhof, R. Michels, N.B.P. Polman & A.B. Smit* (2009). Economische en sociale gevolgen van milieu- en natuurwetgeving; Ontwikkeling evaluatiekader en checklist
- 97 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, I. De Mesel, J.A. Craeymeersch, C. Deerenberg, P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & F. Fey* (2009). De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren
- 98 *Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers & J.G.M. van der Greft* (2009). Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH
- 99 *Luttkik, J., B. Breman, F. van den Bosch & J. Vreke* (2009). Landschap als blinde vlek; een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en het vestigingsgedrag van buitenlandse bedrijven
- 100 *Vries, S. de* (2009). Beleving & recreatief gebruik van natuur en landschap; naar een robuuste en breed gedragen set van indicatoren voor de maatschappelijke waardering van natuur en landschap
- 101 *Adriaanse, P.I. & W.H.J. Beltman* (2009). Transient water flow in the TOXSWA model (FOCUS versions): concepts and mathematical description
- 102 *Hazeu, G.W., J. Oldengarm, J. Clement, H. Kramer, M.E. Sanders, A.M. Schmidt & I. Woltjer* (2009). Verfijning van de Basiskaart Natuur; segmentatie van luchtfoto's en het gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland in duingebieden
- 103 *Smits, M.J.W., M.J. Bogaardt & T. Selnes* (2009). Natuurbeheer in internationaal perspectief; blik op Nederland, Denemarken en Engeland
- 104 *Schmidt, A.M. & L.A.E. Vullings* (2009). Advies over de kwaliteitsborging van de Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 105 *Boone, J.A. & M.A. Dolman (red.)* (2010). Duurzame Landbouw in Beeld 2010; Resultaten van de Nederlandse land- en tuinbouw op het gebied van *People, Planet en Profit*
- 106 *Borgstein, M.H. A.M.E. Groot, E.J. Bos, A.L. Gerritsen, P. van der Wielen & J.W.H. van der Kolk* (2010). Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw; Percepties over voortgang, knelpunten en handelingsopties voor functionele agrobiodiversiteit, gesloten voer-mest kringlopen en integraal duurzame stallen
- 107 *Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg* (2010). Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid
- 108 *Wamelink, G.W.W., W. Akkermans, D.J. Brus, G.B.M. Heuvelink, J.P. Mol-Dijkstra & E.P.A.G. Schouwenberg* (2011). Uncertainty analysis of SMART2-SUMO2-MOVE4, the Nature Planner soil and vegetation model chain
- 109 *Boer, T.A. & M. de Groot* (2010). Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2009. Eerste herhalingsmeting landschap en groen in en om de stad
- 110 *Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knegt, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz* (2010). Natuurwaarde 2.0 land. Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen
- 111 *Melman, T.C.P. & C.M. van der Heide* (2011). Ecosysteemdiensten in Nederland; Verkenning betekenis en perspectieven van ecosysteemdiensten. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011
- 112 *Hoogeveen, M.W. & H.H. Luesink* (2010). Synthese monitoring mestmarkt 2009
- 113 *Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot* (2010). Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit; ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken.
- 114 *Spruijt, J., P.M. Spoorenberg, J.A.J.M. Rovers, J.J. Slabbekoorn, S.A.M. de Kool & M.E.T. Vlaswinkel* (2010). Mogelijkheden om milieueffectiviteit en kosten van gewasbescherming te optimaliseren.
- 115 *Heuvelink, G.B.M., R. Kruijne & C.J.M. Musters* (2011). Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater.
- 116 *Koeijer, T.J. de, M.W. Hoogeveen & H.H. Luesink* (2011). Synthese monitoring mestmarkt 2006-2010.
- 117 *Groot, M. de, I.E. Salverda, R.I. van Dam & J.L.M. Donders* (2012). Drijfveren, sociaal kapitaal en strategie van collectieve burgeracties tegen grote landschappelijke ingrepen.
- 118 *Fey, F.E., N.M.J.A. Dankers, A. Meijboom, P.W. van Leeuwen, W.E. Lewis, J. Cuperus, B.E. van der Weide, L. de Vos, M.L. de Jong, E.M. Dijkman & J.S.M. Cremer* (2012). Ecologische ontwikkeling in een voor menselijke activiteiten gesloten gebied in de Nederlandse Waddenzee: Tussentijdse analyse van de ontwikkeling in het gesloten gebied in vergelijking tot niet-gesloten gebieden, vijf jaar na sluiting.
- 119 *Koeijer, T.J. de, H.H. Luesink & C.H.G. Daatselaar* (2012). Synthese monitoring mestmarkt 2006-2011.
- 120 *Velthof, G.L., W. Bussink, W. van Dijk, P. Groenendijk, J.F.M. Huijsmans, W.A.J. van Pul, J.J. Schröder, Th.V. Vellinga en O. Oenema* (2013). Protocol gebruiksvoorschriften dierlijke mest, versie 1.0. Wageningen



Thema Agromilieu

Wettelijke Onderzoekstaken
Natuur & Milieu
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T (0317) 48 54 71
E info.wnm@wur.nl

ISSN 1871-028X

[www.wageningenUR.nl/
wotnatuurenmilieu](http://www.wageningenUR.nl/wotnatuurenmilieu)



De WOT Natuur & Milieu voert wettelijke onderzoekstaken uit op het beleidsterrein natuur en milieu. Deze taken worden uitgevoerd om een wettelijke verantwoordelijkheid van de minister van Economische Zaken te ondersteunen. De WOT Natuur & Milieu werkt aan producten van het Planbureau voor de Leefomgeving, zoals de Balans van de Leefomgeving en de Natuurverkenning. Verder brengen we voor het ministerie van Economische Zaken adviezen uit over (toelating van) meststoffen en bestrijdingsmiddelen, en zorgen we voor informatie voor Europese rapportageverplichtingen over biodiversiteit.

De WOT Natuur & Milieu is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.
