

Internationale review naar meetmethode CBS t.b.v. bepaling ammoniakemissie uit veestallen

I-VEE 22-0001

I-VEE

WAAR KENNIS GROEIT

Deze internationale review naar de meetmethode van het CBS t.b.v bepaling ammoniakemissie uit veestallen is een uitgave van stichting I-VEE.
I-VEE bedankt de onderzoekers voor hun bijdrage aan dit onderzoek en het samenstellen van dit rapport.

Vormgeving: RozzRood
Fotografie: Keigroen vof

I-VEE 22-0001, Mei 2022



Voorwoord

De stikstofproblematiek - zijnde de neerslag van stikstof op gevoelige natuur - is al decennia een belangrijk beleidsthema. De Nederlandse veehouderij draagt hieraan bij door de uitstoot van ammoniak. Vanaf het begin van de politieke discussie over stikstof en ammoniak - eind jaren 80 van de vorige eeuw - heeft de veehouderij zich ingespannen om de uitstoot terug te brengen.

In de periode 1990-2018 zijn de emissies van ammoniak uit dierlijke mest, kunstmest en overige bronnen met bijna twee derde¹ gedaald door een lagere stikstofexcretie van landbouwhuisdieren, het gebruik van emissiearme toedieningstechnieken, het afdekken van mestopslagen, emissiearme huisvesting en een verminderd kunstmestgebruik.

Het bedrijfsleven heeft in deze periode energie gestopt in het ontwikkelen van nieuwe emissiearme en welzijnsvriendelijke huisvestingssystemen. Via een kostbaar en uitvoerig meetprogramma (volgens het geëigende wetenschappelijk meetprotocol²) tonen zij emissiereducties aan van 40% of meer ten opzichte van gangbare huisvestingssystemen.

In de melkveehouderij ontwikkelen vloerfabrikanten vooral stalvloeren. Ondanks de wetenschappelijke onderbouwing en metingen volgens het genoemde protocol, wordt de effectiviteit van deze stalvloeren in twijfel getrokken. De twijfel zorgt voor problemen bij de vergunningverlening en leidt tot het nietig verklaren van verleende vergunningen. In het verlengde daarvan staat ook de Regeling Ammoniak en Veehouderij (RAV) – de landelijke lijst met emissiefactoren voor emissiearme systemen - mogelijk zelfs ter discussie.

De genoemde twijfels zijn gezaaid door publiciteit rond het initiatief 'Mineral Valley Twente', een rapport van Wageningen Universiteit – Livestock Research met resultaten van stalmetingen van ammoniak en methaan op melkveebedrijven met gangbare en emissiearme stallen in het kader (de zgn. 'Klimaatenvolpe'), een studie van CBS naar het stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en mestafvoer en tot slot een brief van het CDM aan de Tweede Kamer.

Stichting I-VEE

Stichting I-VEE ontwikkelt, bundelt en ontsluit kennis over een emissievrije en klimaatneutrale veehouderij met het ultieme doel: samen met alle ketenpartijen, stakeholders én veehouders toewerken naar een emissieloze veehouderij voor een duurzame voedselproductie.

Vanuit deze missie initieert en ondersteunt stichting I-VEE projecten die een emissievrije en klimaatneutrale veehouderij tot doel hebben. Dit doet I-VEE zowel in Nederland als mondiaal.

¹ Emissies naar lucht uit de landbouw, 1990-2018, Berekeningen met het model NEMA, C. van Bruggen¹, A. Bannink², C.M. Groenestein², J.F.M. Huijsmans³, L.A. Lagerwerf^{4,2}, H.H. Luesink⁵, G.L. Velthof⁶ & J. Vonk⁴

¹ Centraal Bureau voor de Statistiek

² Wageningen Livestock Research

³ Wageningen Plant Research

⁴ Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

⁵ Wageningen Economic Research

⁶ Wageningen Environmental Research

² Ogink, N.W.M., J. Mosquera en J.M.G.

Hol (2017). Protocol voor meting van ammoniakemissie uit huisvestingssystemen in de veehouderij 2013a, Wageningen University & Research, Rapport 1032

De stichting richt zich op projecten die resultaat bieden op korte termijn, maar ook op projecten die insteken op oplossingen voor toekomstige generaties. De inzet: met hoogwaardige kennis en technieken, milieubelastende emissies uit de veehouderij reduceren. I-VEE assisteert bij technische innovaties en managementaanpassingen en staat innovators bij vanaf pril idee tot functionerend prototype en marktintroductie.

Vanuit het perspectief dat I-VEE haar doelstelling wil realiseren, heeft de stichting zich de twijfel over de werking van emissiearme systemen aangetrokken. Zij heeft het initiatief genomen om de genoemde studie van het CBS aan een nadere, onafhankelijke, internationale review te onderwerpen. Professor Sven Sommer van de Aarhus University - Department of Engineering/Air Quality Engineering en Dr. Ir. Carin Rougoor en Dr.Ir. Frits van der Schans van CLM Onderzoek en Advies hebben opdracht gekregen om elk vanuit hun eigen invalshoek de review uit te voeren.

Het accent bij de review van Prof. Dr. Sommer is komen te liggen op de vraag of de methodiek zoals door CBS gebruikt geschikt is op een veebedrijf als 'meetinstrument' voor de verliezen van stikstof en in het bijzonder voor de verliezen van ammoniak. Prof. Sommer heeft met name aandacht besteed aan de (on-)nauwkeurigheid van monstername en analyse van mestmonsters en de variatie in de praktijk op het gebied van diervoeding en management.

Dr.Ir. Rougoor en Dr. Ir. Van der Schans hebben zich vooral gebogen over de vraag of de gebruikte cijfers (stikstof- en fosfaatexcretiecijfers en mestsamstelling bij afvoer) representatief zijn, welke factoren deze getallen mede kunnen beïnvloeden, of deze factoren nader te kwantificeren zijn en hoe dit zich verhoudt tot de conclusies van het rapport.

Het bestuur van stichting I-VEE biedt u hierbij het rapport aan met de resultaten van de reviews. Dr.Ir. Rougoor en Dr. Ir. Van der Schans hebben deze in het Nederlands uitgevoerd en gerapporteerd; Prof. Dr. Sommer heeft een Engelse vertaling van het CBS-rapport gereviewd. Zijn Engelstalige review is door I-VEE vertaald in het Nederlands. Alle documentatie is integraal in dit rapport opgenomen.

Stichting I-VEE vertrouwt erop met dit rapport een nuttige bijdrage te leveren om de gerezen twijfel over de door metingen vastgestelde emissiefactoren van emissiearme huisvestingssystemen weg te nemen.

Namens het bestuur van de Stichting I-VEE,
Eric van den Hengel
Voorzitter

Inhoudsopgave

1. Inleiding meetprotocol ammoniakemissie stallen	6
2. De reviews in samenhang en perspectief	8
3. Conclusies	13
4. Review Prof. Dr. Sven Gjedde Sommer (vertaalde versie)	14
5. Review Dr. Ir. Carin Rougoor / Dr. Ir Frits van der Schans	24
Bijlage 1: achtergrondinformatie reviewers	32
Bijlage 2: originele Engelse tekst review Prof. Dr. Sven Gjedde Sommer	34
Bijlage 3: Stichting I-VEE	43

1. Inleiding meetprotocol ammoniak- emissie stallen

De emissiefactoren in de Regeling ammoniak en veehouderij (Rav) werden van oudsher vastgesteld voor alle gangbare huisvestingssystemen in de voorkomende diercategorieën en waren tot in het eerste decennium van de 21^e eeuw gebaseerd op metingen aan de systemen volgens een specifiek protocol (Beoordelingsrichtlijn Groen Label, 1996). Het protocol beschreef hoe d.m.v. een meting in de praktijk, aan *één stal met het betreffende huisvestingssysteem*, de emissiefactor werd bepaald. In de loop der jaren kwam op deze wijze een uitgebreide en gedetailleerde lijst met emissiefactoren tot stand (de Rav-lijst) die op geregelde tijdstippen door (de voorlopers van) het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat werd herzien en aangevuld met factoren voor nieuw ontwikkelde huisvestingssystemen. Tenminste tot in het eerste decennium van de 21^e eeuw waren de emissiefactoren dus vooral gebaseerd op lange continue meetreeksen aan één stallocatie (per stalsysteem).

Uit een omvangrijk geuronderzoek (waarbij ook kortdurende ammoniakemissiemetingen werden uitgevoerd) bleek dat de geuremissie van stallen met hetzelfde huisvestingssysteem aanzienlijk verschillen tussen bedrijfslocaties als gevolg van verschillen in de bedrijfsvoeringen. Tevens ontstond het vermoeden dat dit ook voor ammoniak het geval zou kunnen zijn. Daarom werd in 2008 een studie uitgevoerd met als doel inzicht te verkrijgen in de variantiestructuur van ammoniakemissies in vier varkenscategorieën door

statistische analyse van beschikbare datasets van ammoniakmetingen (1990 – 2003) in Nederland. Hiermee kon de nauwkeurigheid van het op dat moment geldende meetprotocol voor ammoniakemissie uit huisvestingssystemen worden ingeschat, evenals de effecten van wijzigingen op de eindnauwkeurigheid. Uit de analyse bleek dat het vergroten van het aantal locatieherhalingen zou leiden tot een *sterke* verbetering van de eindnauwkeurigheid van het meetprotocol.

In het kader van die studie werd in 2008 het rapport 'Bouwstenen voor een nieuw meetprotocol ammoniak-emissiemetingen voor huisvestingssystemen in de veehouderij' opgesteld³. Dit rapport vormde uiteindelijk de basis voor het nieuwe 'Protocol voor meting van ammoniakemissie uit huisvestingssystemen in de veehouderij 2010'⁴. De inhoud van dit nieuwe meetprotocol is bepaald aan de hand van kennis van de technische eigenschappen en emissies uit veel voorkomende huisvestingssystemen in Nederland. In dit protocol zijn de ervaringen verwerkt van de stalemissemetingen die in het verleden zijn verricht, vanaf de start van reguliere emissiemetingen voor de toenmalige Stichting Groen Label in de jaren negentig, tot de hedendaagse metingen voor overheid en bedrijfsleven. Een belangrijke wijziging ten opzichte van de Beoordelingsrichtlijn Groen Label betreft de overgang naar de huidige meetstrategie waarin periodieke metingen (6 metingen van tenminste 24 uur verdeeld over 1 jaar) aan minimaal 4 stallocaties met hetzelfde

stalsysteem zijn opgenomen. Op deze wijze wordt rekening gehouden met het effect van specifieke bedrijfsmanagementfactoren en andersoortige invloeden op de emissie van een huisvestingssysteem. Op deze manier werden de 'tussen-bedrijfsvariatie' en de 'binnen-bedrijfsvariatie' van de gemeten ammoniakemissie meegenomen en werden de daarop gebaseerde emissiefactoren daarmee nauwkeuriger en representatiever, zonder dat de kosten voor de metingen enorm zouden toenemen.

Vanaf ruwweg 2010 zijn alle metingen aan emissiearme stalsystemen in de basis uitgevoerd volgens het protocol 2010⁴, herzien in 2013⁵ en 2017²) dat uitgaat van 4 stallocaties per emissiereducerend systeem en 6 metingen van minimaal 24 uur per stallocatie; in totaal dus $4 * 6 = 24$ metingen per emissiereducerend systeem.

Zowel de meetplannen – voorafgaand aan de metingen - als de meetrapporten – na afloop van de metingen – werden (en worden nog altijd) door de onafhankelijke experts van RVO beoordeeld. Deze experts zijn verenigd in de Technische Advies Pool (TAP). De TAP-adviezen vormen de basis voor de uiteindelijk door de overheid ('Infomil'/Ministerie van I&W, op voorspraak van RVO-TAP) vastgestelde Definitieve EmissieFactoren.

Het meetprotocol uit 2010 resulteerde reeds in een hogere nauwkeurigheid en representativiteit dan de op één stalmetingen gebaseerde RAV-emissiefactoren. Voor een verdere verbetering werden in latere versies van het meetprotocol ^{4,5} correctiefactoren vastgesteld voor situaties waarin meetomstandigheden afwijken van de gangbare 'gemiddelde' situatie.

3 Ogink, N.W.M., J. Mosquera, J.M.G. Hol en H.M. Vermeer (2010). Bouwstenen voor een nieuw meetprotocol ammoniakemissiemetingen voor huisvestingssystemen in de veehouderij. Lelystad, Wageningen UR Livestock Research, publieke rapportuitgave in voorbereiding.

4 Ogink, N.W.M., J. Mosquera en J.M.G. Hol (2011). Protocol voor meting van ammoniakemissie uit huisvestingssystemen in de veehouderij 2010. Lelystad, Wageningen UR Livestock Research, Rapport 454.

5 Ogink, N.W.M., J. Mosquera en J.M.G. Hol (2013). Protocol voor meting van ammoniakemissie uit huisvestingssystemen in de veehouderij 2013. Wageningen UR Livestock Research, Rapport 726.

De correctiefactoren voor stallen met melkvee betreffen de kenmerken:

- het met mest besmeurd oppervlak
- de buitentemperatuur
- het melkureumgetal

Alle metingen per stalsysteem, dus elk van de 24 meetwaardes per RAV-systeem, worden rekenkundig gecorrigeerd naar 4,5 m² vloeroppervlak per dierplaats, 15 °C en 23 mg/100 mL melkureum. Dit zorgt voor verdere vergroting van de representativiteit van elke meting en dus van de nauwkeurigheid van het eindproduct, zijnde de Definitieve EmissieFactor van het RAV-stalsysteem.

Hierdoor kan geen twijfel bestaan over de mate waarin de gemeten emissiefactoren op de gemiddelde praktijk betrekking hebben met een qua omstandigheden zo breed mogelijk toepassingsgebied.

Daarnaast schrijft het meetprotocol een grondige foutenanalyse voor, inclusief de wijze waarop door het meetbureau moet worden omgegaan met zgn. 'uitbijters' – uitschieters - in de meetwaardes. Deze mogen niet zonder een grondige 'uitbijtertoets' worden weggelaten. Hierdoor wordt de dataset van 24 meetgegevens statistisch zo zuiver mogelijk.

Het bovenstaande historische overzicht van de ontwikkeling van het meetprotocol voor ammoniakemissie maakt duidelijk dat alle aanpassingen zijn doorgevoerd om de nauwkeurigheid en de representativiteit van de uiteindelijk gemeten definitieve RAV-emissiefactor te vergroten. Dat geldt overigens voor zowel de emissiereducerende stalsystemen als voor de gangbare, traditionele vormen van huisvesting. Want ook de emissiefactor voor gangbare melkveestallen van 13 kg NH₃ per dierplaats per jaar is gebaseerd op metingen volgens hetzelfde meetprotocol.

Deze – terechte – 'hang naar een zo hoog mogelijke nauwkeurigheid' in ammoniakemissiemetingen is voor I-VEE de belangrijkste reden om een onafhankelijke evaluatie ('review') uit te voeren van de door CBS gehanteerde 'systematiek' als meetmethode voor de ammoniakverliezen ('ammoniakemissie') van gangbare en emissiereducerende stalsystemen. Immers, een van de belangrijkste conclusies van het CBS-rapport was dat de door CBS gebruikte 'meetmethode' aantoonde dat de op basis van het gangbare meetprotocol tot stand gekomen Definitieve Emissie Factoren voor gangbare en emissiereducerende stalsystemen niet of slechts weinig van elkaar verschillen.

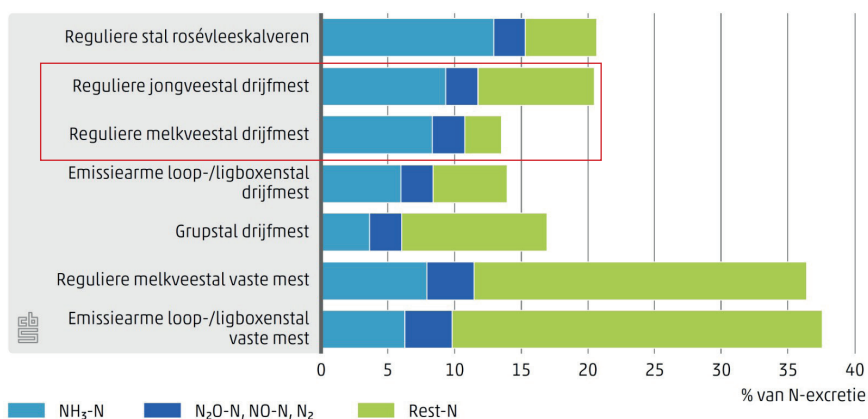
2. De reviews in samenhang en perspectief

In dit hoofdstuk worden de beide reviews in samenhang en in perspectief geplaatst. In de eerste paragraaf wordt de kern van de CBS-methode nader toegelicht aan de hand van illustraties uit het rapport. In de navolgende paragraaf worden de bruikbaarheid en nauwkeurigheid van de CBS-‘meetmethode’ op basis van beide reviews geanalyseerd. Daarbij worden quotes uit de reviews gebruikt, die voor de transparantie ook in de originele reviews zijn aangeduid.

Toelichting CBS-methode en vraag aan de referenten

In figuur 1 is de kern van de in het CBS-rapport gebruikte methodiek weergegeven, met ter illustratie in het rode kader de details voor melkveestallen met drijfmest (‘mengmest’).

3.2.1 Gemiddelde stikstofverliezen in de periode 2015-2017 per mestsoort en taltpe voor rundveemest.



Figuur 1. Gemiddeld stikstofverliezen in de periode 2015 – 2017 per mestsoort en staltype voor rundveemest (bon: CBS-rapport), met in het rode kader de situatie voor reguliere en emissiearme melkveestallen met drijfmest.

N.B. Het stikstofverlies is berekend op basis van het verschil in N/P₂O₅-verhouding bij excretie en bij mestafvoer, onderverdeeld in berekende emissies van stikstof in de vorm van ammoniak (NH₃), lachgas (N₂O), stikstofoxide (NO) en moleculaire stikstof (N₂) volgens NEMA en een rest-N (verschil tussen totaal N-verlies op basis N/P₂O₅-verhoudingen en de emissies van NH₃-N, N₂O-N, NO_x-N en N₂).

In Figuur 2 wordt dit voor een gangbaar melkveebedrijf nader uitgelicht ter toelichting op de methodiek en de duiding van verschillende componenten van het stikstofverlies.

Reguliere melkveestal drijfmest



Figuur 2. Uitsnede stikstofverliezen reguliere melkveestal met drijfmest.

De NH_3 -emissie als % van de N-uitscheiding door de melkkoe wordt weergegeven met de lichtblauwe balk en is voor een reguliere melkveestal met drijfmest een volgens het meetprotocol gemeten RAV-emissiefactor van 13 kg NH_3 per dier per jaar, ofwel $13 \cdot 14/17 = 10,7$ $\text{NH}_3\text{-N}$ per dier jaar ofwel ca. 8% van de jaarlijks door een melkkoe in de mest uitgescheiden N (ca. 120 kg N per koe per jaar 'onder de staart'). Voor emissiearme stallen met eveneens volgens het meetprotocol gemeten emissiefactor van bijv. 6 kg NH_3 per dier per jaar is dat ca. 5 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ per dier per jaar ofwel ruim 4% van de jaarlijkse N-uitscheiding 'onder de staart'. Beide percentages zijn duidelijk zichtbaar in Figuur 1.

De door CBS gebruikte methodiek wordt door beide referenten beschreven en komt in het kort hierop neer.

Centraal staat de verhouding tussen stikstof (N) en fosfaat (P_2O_5 ; hier weergegeven als P) die in de mest mag worden verwacht op basis van een veevoedingsmodel. De verhouding N:P in de uitgescheiden mest is daarbij normaliter een vast gegeven.

Door de verhouding N:P per mest-/diersoort te vergelijken met de verhouding N:P in mest van bedrijven (stallen) waar de mest wordt afgevoerd (stallen) is door CBS een uitspraak gedaan over de gasvormige N-verliezen. De N:P-verhouding in de afgevoerde mest is bepaald op basis van bemonstering en analyse. CBS stelt dat afgevoerde mest van bedrijven met gangbare stallen – zonder ammoniak (NH_3) beperkende maatregelen – minder N (want: meer ammoniakemissie) zou moeten bevatten dan afgevoerde mest van bedrijven (stallen) met NH_3 -beperkende maatregelen.

In de melkveehouderij zijn die maatregelen vooral emissiearme stalvloeren. Stikstof die niet als NH_3 uit de mest vervluchtigt (= emissie) zou in de mest terug

moeten worden gevonden. Bij een normaliter te verwachten vaste verhouding N:P - en een niet veranderend P-gehalte - uit zich dat in een hogere verhouding N:P voor emissiearme stallen.

CBS heeft voor emissiearme melkveestallen – met verschillende vloersystemen – geen merkbaar hogere verhouding N : P gevonden in vergelijking met traditionele stallen en schrijft dat voor de melkveehouderij toe aan een mogelijk tegenvallende NH_3 -emissiereductie van emissiearme stalvloeren.

De N_{rest} zijnde het verschil tussen de - op basis van veevoedingsmodel - te 'verwachten' en - op basis van monsternamen en analyse van afgevoerde mest - 'werkelijke' N- en P gehaltes in de mest, is door CBS daarbij geheel of tenminste grotendeels toegeschreven aan NH_3 -emissie.

CBS gebruikt derhalve bovenstaande rekenmethode als 'meetmethode' voor de NH_3 -emissie en het verschil in emissie tussen gangbaar en emissiearm.

CBS komt tot de conclusie dat op basis van haar 'meetmethode' niet of onvoldoende kan worden aangetoond dat emissiearme stallen een vermindering van de NH_3 -emissie realiseren dan hetgeen op basis van de RAV zou mogen worden verwacht.

Daarmee staat de conclusie van CBS haaks op de uitkomst van NH_3 -emissiemetingen aan emissiearme stalsystemen van de RAV die volgens het geldende landelijke meetprotocol van het Ministerie van I&W / RVO zijn uitgevoerd. Deze metingen laten voor een groot aantal emissiearme vloersystemen in de melkveehouderij een aanzienlijke emissiereductie zien.

De centrale vraag aan de referenten is: beoordeel of de 'meetmethode' van CBS:

- voldoende bruikbaar is als meetinstrument en
- voldoende nauwkeurig is om conclusies rond ammoniakemissies op te mogen/kunnen baseren, met als belangrijk aspect een grondige foutenanalyse

Hierover hebben beide referenten zich op verzoek van stichting I-VEE gebogen.

Deelvraag 1

De eerste deelvraag betreft de bruikbaarheid van de N-massabalans als meetmethode voor N-verliezen in de vorm van NH_3 .

De referenten merken daarover het volgende op:

Concluderend stelt Prof. Sommer: 'The conclusion is that the N_{loss} calculations must be very unprecise, and it is advised that it should not be used as an indicator of how much N that is lost in form of ammonia and N_2 , N_2O and NO from livestock barn – stores in the Netherlands.' (SOMMER1), ofwel dat de berekening van N_{rest} erg onnauwkeurig wordt geacht en derhalve niet kan dienen als basis voor de kwantificering van verliezen in de vorm van NH_3 , N_2 , N_2O en/of NO vanuit veestallen (of mestopslagen in de stallen) in Nederland.

Hij specificert dit door op te merken (SOMMER2) dat 'There is no validation of the model calculations in the report of van Bruggen and Geertjes (2019)', m.a.w. dat een N-massabalans voor het vaststellen van gasvormige N-verliezen niet bruikbaar is zonder een grondige validatie', terwijl Dr.Ir. Rougoor en Dr. Van der Schans tot een vergelijkbare conclusie komen onder verwijzing (ROUGOOR10 en 11). Een belangrijk bezwaar illustreert Prof. Sommer met onderzoek uit Nederland (Derikx et al. 1997) en Denemarken (Sommer, 2001 en Hanssen, 2019) waaruit blijkt dat bemonstering van mest uit mestopslagen behept is met een hoge mate van onnauwkeurigheid en dus variatie. Prof. Sommer stelt op basis van het Deense onderzoek dat '..... was used to calculate the concentration of total Nitrogen and total Phosphorus in the slurry at the time for emptying the store. It is seen that in four out of ten cases the calculated concentration was within 20% of the measured, and in six cases the calculated concentration were up to 80% different from the measured

concentration' (SOMMER3; figuur 1 in zijn review), dus in 6 van de 10 gevallen berekende gehalten aan N en P in mest op veebedrijven tot 80% afwijken van de gemeten gehalten bij laboratoriumanalyses van bemonsterde mest.

Dit geeft CBS zelf ook aan in haar discussie door te wijzen op de mogelijkheid van het bemonsteren van drijf- of bezinklagen – vooral (maar niet uitsluitend) bij varkensmest, waardoor geen representatief (gemiddeld) beeld ontstaat van de samenstelling van de opgeslagen mest. Dr. Ir. Rougoor en Dr.Ir. Van der Schans halen dit punt aan als een mogelijke foutenbron. (ROUGOOR12)

Naast de bemonstering en de daarbij optredende fouten en onnauwkeurigheden geeft Prof. Sommer ook aan dat analysemethoden voor N en P in dierlijke mest onnauwkeurig zijn. Zo noemt hij (SOMMER 4) 'It is known that there are uncertainties in measuring the total N and P_2O_5 of exported manure partly due to inhomogeneity, partly due to that in most analysis precision are affected by the pre-treatment of the samples'. Dit illustreert hij aan de hand van de resultaten van ringtests waarbij eenzelfde mestmonster (afkomstig van hetzelfde uitgangsmateriaal) aan verschillende laboratoria ter analyse werd aangeboden (Hanssen, 2019). Prof. Sommer geeft aan (SOMMER5): 'Further, in ring test it is seen that different laboratories may give different results when analyzing samples of manure, this is partly because they may use different procedures and analytical methods and partly because it is difficult to homogenize the samples that are sent to the laboratories, met andere woorden, uit die studies blijkt dat de verschillen in de uitkomsten tussen laboratoria zeer aanzienlijk zijn.

Deelvraag 2

Inzake de tweede deelvraag over de nauwkeurigheid van de CBS-'meetmethode' voor *N-verliezen in de vorm van NH₃*, inclusief een foutenanalyse en/of uitbijtertoets is door de referenten de volgende analyse gemaakt.

Prof. Sommer concludeert (SOMMER6): 'Therefore, on a national scale, it is questionable to use the data from the analysis of manure from a selection of barns and calculate means for barn-store categories and assume this is representative for all barns in the category', met andere woorden dat het daarom op landelijke schaal twijfelachtig is of het gebruik van mestanalysecijfers van een selectie van stallen te middelen en dit gemiddelde te gebruiken voor alle stallen in de betreffende categorie', waarbij hij een pleidooi houdt voor een grondige statistische analyse om te zien of de N_{rest} significant afwijkt van '0'. (SOMMER7): 'It should be feasible to carry out probability calculations to estimate the SD of the N_{loss} , N_{rest} and emissions given as a percentage of N_{tot} in excreta collected in barns, and then calculated whether N_{rest} is significant different from zero'.

Als N_{rest} niet significant van '0' verschilt, is de door CBS gehanteerde methode in beginsel niet bruikbaar als betrouwbaar 'meetinstrument' voor gasvormige (NH₃) verliezen.

Dr. Ir. Rougoor en Dr. Ir. Van der Schans stellen dat intensieve melkveebedrijven oververtegenwoordigd zijn in de CBS-studie, omdat vooral van deze bedrijven mest zal moeten worden afgevoerd. Door het feit dat op deze bedrijven naast graskuil ook snijmais wordt gevoerd, levert dit rantsoen een circa 2% lagere N:P-verhouding op ten opzichte van extensievere bedrijven (C1). Voorts stelt zij dat: "De excretiecijfers voor de groep intensieve bedrijven zal mogelijk nog meer afwijken van deze cijfers, omdat deze bedrijven een groter deel van het voer aankopen dan de extensieve bedrijven." (ROUGOOR2)

Verder wijzen Dr. Ir. Rougoor en Dr. Ir. Van der Schans er op dat excretiecijfers van Werkgroep Uniformering Mestcijfers, WUM (Van der Sluis), op landelijk niveau een onzekerheid van circa 10% kennen, maar dat dit op regionaal niveau hoger zal zijn (ROUGOOR3). Dr. Ir. Rougoor en Dr. Van der Schans stellen vervolgens dat als excretie van stikstof 5% lager zou zijn dan is aangenomen, of de excretie van fosfaat 5% hoger dan is aangenomen, dan komt de N:P₂O₅-verhouding in de runderdrijfmest op het moment van transport (gemiddeld over alle jaren en alle staltypes) overeen met de berekende waarde. Ofwel, dan is gemiddeld voor runderdrijfmest geen sprake van een onverklaard deel (N_{rest}) (ROUGOOR4). En meer in het bijzonder dat "er geen sprake meer is van een onverklaarde N_{rest}

voor een gangbare ligboxenstal (staltype A1.100) als de stikstofexcretie 4% lager is dan aangenomen (en de fosfaatexcretie wel correct is ingeschat). Voor emissiearme stalsystemen met runderdrijfmest geldt dat vanaf een 7% lagere stikstofexcretie dan berekend volgens WUM er geen sprake meer is van een onverklaarde N_{rest} . (ROUGOOR5).

Kortom de CBS-‘meetmethodiek’ is dermate gevoelig voor de (-on-)juistheid van uitgangspunten en aannames dat de conclusies rond emissiearme stalsystemen in relatie tot gangbare stalsystemen niet kunnen en mogen worden getrokken.

Verder stellen Dr.Ir. Rougoor en Dr.Ir. Van der Schans dat uit onderzoek van Eidhof (2016) blijkt dat op melkveebedrijven met een stikstofexcretie van circa 150 kg, de fosfaatexcretie varieerde van 35 tot bijna 60 kg fosfaat. (ROUGOOR6) Van Bruggen en Geertjes (2019) benoemen ook dat voor de berekeningen idealiter bedrijfsspecifieke excreties gebruikt moeten worden, maar dat deze niet beschikbaar waren. Dit betekent een belangrijke tekortkoming in de methode, t.w. de te verwachten verhouding tussen N en P in de mest enorm kan variëren en daarmee ook de conclusie ten aanzien van N_{rest} beïnvloedt.

Over de nauwkeurigheid van onderdelen van de CBS-‘meetmethode’ geeft Prof. Sommer tenslotte nog aan dat het bezwaarlijk is om de overige gasvormige N-verliezen (in de vorm van met name N_2O en NO_x en N_2 (donker blauwe balk in Figuur 2) te baseren op onderzoek naar de N-processen in landbouwbodems: “In the CDM report it is mentioned, quote “that Emis-

sions of N_2O , NO_x and N_2 from soils have been measured, however, under specific measurement conditions” (SOMMER8). En vervolgens: “In addition, one may also question the validity of using the standard emission factor for N_2O proposed by IPCC” (SOMMER9). Dr.Ir. Rougoor en Dr.Ir. Van der Schans voegen daar nog aan toe dat er soms zelfs ‘expert oordeel’ als basis is gebruikt en derhalve zijn de niet- NH_3 -N-verliezen zeer onzeker. Tot welke onnauwkeurigheden in de emissies van verschillende stikstofverbindingen onder Nederlandse omstandigheden deze grote onzekerheid leidt, wordt niet beschreven. Dat gegeven is wel noodzakelijk om te kunnen beoordelen of deze door CBS gehanteerde methode kan leiden tot voldoende betrouwbare uitspraken (ROUGOOR7).

Overigens concluderen Dr. Ir. Rougoor en Dr. Ir. Van der Schans dat de N:P-verhouding voor melkvee zoals gebruikt door CBS overeenkomt met forfaitaire waarden in de Meststoffenwet en dat op basis hiervan niet kan worden afgeleid dat de CBS-data niet representatief zijn (ROUGOOR8). We merken daarbij op dat de forfaitaire waarde nagenoeg exact de ondergrens is van het bereik van de N:P-verhouding die in de CBS-studie is gebruikt en dat de conclusie over de representativiteit derhalve ‘op het randje’ is.

Over de datakwaliteit concluderen Dr. Ir. Rougoor en Dr. Ir. Van der Schans dat weliswaar extreme waarden in de dataset buiten beschouwing zijn gelaten, maar... “Of hiermee alle ‘uitbijters’ buiten de analyse zijn gehouden is op basis van het rapport niet te achterhalen. Het zou zinvol zijn de analyse te herhalen waarbij meer uiterste waarden niet worden meegenomen om te bepalen hoe groot de invloed van de extreme waarden is” (ROUGOOR9).

3.

Conclusies

Stichting I-VEE heeft het initiatief genomen om de studie van CBS naar het stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en bij mestafvoer aan een nadere, onafhankelijke, internationale review te onderwerpen. Professor Sven Sommer van de Aarhus University - Department of Engineering/Air Quality Engineering en Dr. Ir. Carin Rougoor en Dr.Ir. Frits van der Schans van CLM Onderzoek en Advies hebben opdracht gekregen om elk vanuit hun eigen invalshoek de review uit te voeren.

De centrale vraag die aan de referenten is gesteld is om te beoordelen of de 'meetmethode' van CBS:

- c. voldoende bruikbaar is als meetinstrument en
- d. voldoende nauwkeurig is om conclusies rond ammoniakemissies op te mogen/kunnen baseren, met als belangrijk aspect een grondige foutenanalyse

De conclusies van beide referenten zijn dat het stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en bij mestafvoer als maat ('meetinstrument') voor de NH_3 -emissie van stalsystemen niet bruikbaar is. Derhalve dienen conclusies over de prestatie van emissiearme stalsystemen op basis van de CBS- 'meetmethode' te worden afgewezen.

Een belangrijke reden hiervoor is de hoge mate van onnauwkeurigheid in de berekeningen, bijv. van N- en P-excreties, en de variatie die op kan treden bij de bemonstering en analyse van N en P in dierlijke mest. Beide referenten duiden deze tekortkomingen aan de hand van nationaal en internationaal onderzoek en dringen aan op een grondige validatie met de CBS-'meetmethode'. Zo stellen de referenten dat zonder een grondige (statistische) foutenanalyse van de methodiek (vereist bij RAV-metingen) niet mag worden aangenomen dat N_{rest} significant afwijkt van '0' en dat derhalve het toewijzen van N_{rest} aan de NH_3 -emissie van stalsystemen wetenschappelijk niet verantwoord kan worden. Dit maakt ook conclusies over de effectiviteit van emissiearme stalsystemen niet valide zijn.

4. Recensie van het rapport getiteld Stikstofverlies uit opgeslagen mest Stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en bij mestafvoer

Door professor Dr. Sven G. Sommer, Universiteit van Aarhus.

Verantwoording: de Engelstalige recensie door Prof. Sommer is via Google-translate vertaald in het Nederlands en door deskundigen van de Stichting I-VEE gecontroleerd en geredigeerd op stijl.

Afkortingen

CBS:	Centraal Bureau voor de Statistiek
CDM:	Commissie van Deskundigen Meststoffenwet
NEMA:	CDM werkgroep NEMA (Nationaal Emissie Model Landbouw)
RVO:	Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO).
URM:	Uitvoeringsreglement Mestwet (URM).
Dunne mest:	Dierlijke drijfmest of vloeibare mest
Dikke mest:	Vaste mest
N:	Stikstof
P:	fosfor/fosfaat

Inleiding

Dit is een recensie van het rapport “Stikstofverlies uit opgeslagen mest: Stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en bij mestafvoer” dat in oktober 2019 is verschenen (Auteurs: Cor van Bruggen Kathleen Geertjes 2019). Dit rapport is in 2020 door de CDM-commissie geanalyseerd en de analyse is door Prof. dr. Oene Oenema 2020 uitgebracht in een brief getiteld “Advies ‘Stikstofverliezen uit productie in stallen en mestopslagen’ naar het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directoraat Strategie, Kennis en Innovatie (SKI) gestuurd.

In de onderhavige recentie ligt een focus op de vergelijkingen die in de berekeningen worden gebruikt. Daarom is in dit verslag een inleiding daarover opgenomen.

Er kan een optie zijn om SD van de N_{rest} (N die niet kan worden verklaard/terug gevonden) te berekenen en te beoordelen of de berekende N_{rest} significant verschilt van nul. Dit leidde tot mijn evaluatie van de volgende aspecten:

- Het gebruik van de stikstof:fosforverhouding (N:P) op landelijk niveau wordt geëvalueerd;
- De methode voor het berekenen van ammoniakuitstoot wordt geëvalueerd en besproken;

- Berekening van verliezen van N in de vorm van N_2O , NO en N_2 worden besproken;
- Ten slotte wordt de berekende stikstof (N_{rest} vgl. 5) besproken.

Presentatie van formules/rekenregels

In de meeste Nederlandse stal- en mestopslagsystemen wordt de vloeibare mest opgeslagen in kelders onder de (rooster-)vloer van de stallen en een deel wordt buiten de stal opgeslagen. Na een opslagperiode van maanden (de opslagcapaciteit op de meeste bedrijven is 6 tot 9 maanden en in NEMA wordt ervan uitgegaan dat 20% van de dunne rundvee- en varkensmest in buitenopslagen terecht komt. De mest wordt op landbouwgrond uitgereden, al dan niet na verwerking.

In het rapport Van Bruggen en Geertjes (2019) wordt de uitkomst gepresenteerd van een massabalansberekening van stikstof (N) verbindingen in mest die wordt afgevoerd op het moment dat de mestopslagen en/of –kelders worden leeggehaald en mest wordt getransporteerd om te worden uitgereden voor bemesting. De gehalten aan N en P zijn afkomstig van analyse van monsters van mest die wordt afgevoerd van bedrijven met een overschot aan mest.

De berekening van de massabalans is gebaseerd op de veronderstelling dat er geen P verloren gaat (bijv. door uitspoeling of lekkage) in de mestketen vanaf uitscheiding van feces en urine totdat de mest wordt afge-

voerd vanuit de kelder/opslag. Onder deze aanname is de verhouding van N en P (N:P) in de mest-(monsters) worden gebruikt om de verliezen van N uit het (stal-) systeem te beoordelen: als geen N verloren gaat dan zal deze verhouding constant zijn en als N verloren gaat zal de verhouding afnemen. Dit patroon treedt op ongeacht de vermindering van het volume bijvoorbeeld als gevolg van verlies van organisch materiaal door microbiële omzetting naar vluchtige componenten, verdamping van water, of door een toename van het volume als gevolg van overtollige neerslag of grondwater dat in de opslag/kelders terecht komt. Van Bruggen en Geertjes (2019) berekenen N_{verlies} met de volgende vergelijking (Vgl. 1):

$$N_{\text{verlies}} = \frac{\frac{N_{\text{tot,ex}}}{P_2 O_{5\text{Ex}}} - \frac{N_{\text{tot,st}}}{P_2 O_{5\text{st}}}}{\frac{N_{\text{tot,ex}}}{P_2 O_{5\text{Ex}}}} * 100$$

Vgl. 1

De totale stikstofverliezen (N_{verlies}) worden gegeven als een percentage van de hoeveelheid uitgescheiden N die in de stal wordt opgevangen/opgeslagen. De gehalten aan N van in de stal verzamelde uitgescheiden mest is $N_{\text{tot,ex}}$ en N in vanuit de stal afgevoerde mest is $N_{\text{tot,st}}$ worden gegeven als een gewichtsperscentage (w/w natte mest). Het totale gehalte van P (alle verbindingen van opgeloste anorganische P, organische P en kristallijn P) in uitgescheiden mest die in de stal wordt verzameld, is $P_2 O_{5\text{Ex}}$ en het gehalte in mest die uit de mestopslag wordt afgevoerd is $P_2 O_{5\text{st}}$ en wordt gegeven als $P_2 O_5$, uitgedrukt als gewichtsperscentage van de P-uitscheiding.

De invoergegevens bestaan uit de samenstelling op basis van een laboratoriumanalyse van mest die van het veebedrijf werd afgevoerd. Het criterium was dat de monsters afkomstig moesten zijn van onbewerkte mest van één mestsoort. Selectie van gegevens werd uitgevoerd aan de hand van zeven criteria (zie p. 10 in Van Van Bruggen en Geertjes (2019). De extreme stikstof- en fosfaatgehalten werden in de analyse niet meegeomen. Het criterium voor het uitsluiten van gegevens was de 0,5 procent laagste en hoogste waarneming van elk mesttype (99% betrouwbaarheidsinterval).

De bedrijfscategorieën waren gerelateerd aan de stal-systemen zoals opgenomen in de "Regeling Ammonia en Veehouderij (Rav)" en "de Uitvoeringsregeling

Mestwet". De mest werd verdeeld over de stal- en opslagcategorie voor vloeibare mest en de categorie voor vaste mest. Deze werden wederom verdeeld over gangbare stallen (geen emissiereductie) en stallen met lagere ammoniakuitstoot, bijvoorbeeld met speciale vloeruitvoering en stallen met een luchtwasser. De ammoniak die door luchtwassers wordt opgevangen, is verondersteld niet te zijn teruggevoerd naar de vloeibare mest, maar geacht te zijn gebruikt als minerale meststof; deze wordt derhalve niet verantwoord als afgevoerd van het bedrijf, maar beschouwd als 'verliespost' uit de vloeibare mest.

Met het NEMA-model werden de samenstelling en de hoeveelheid exceta (feces, urine) berekend voor elke stalcategorie, die aan de gegeven criteria voldeed en waaraan de samenstellingsgegevens van de geanalyseerde mest konden worden gekoppeld. De uitscheiding in een stal werd vervolgens berekend door de uitscheidingsfactoren per diercategorie te vermenigvuldigen met het aantal dieren op het bedrijf. De stikstofverliezen werden bepaald aan de hand van gegevens van ongeveer 90.000 mesttransporten per jaar van meer dan 9.000 stallen op 8.000 bedrijven.

De ammoniakemissies van stallen op de Nederlandse bedrijven worden berekend aan de hand van RAV-emissiefactoren (EF, $\text{kg NH}_3 \text{ dierplaats}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). Zie vgl. 2. De ammoniakemissie van een stal is $\text{NH}_{3,\text{TAN}}$ ($\text{kg NH}_3\text{-N dierplaats}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). De totale hoeveelheid TAN die in een stal- en opslagcategorie wordt uitgescheiden (kg jaar^{-1}) voor een bepaald jaar ('j') is $\text{TAN}_{\text{ex,j}}$ en voor een referentiejaar $\text{TAN}_{\text{ex,ref}}$. De uitkomst wordt vervolgens gedeeld door de tijd dat het vee in de stal aanwezig is (staltijd, fractie van het jaar) om emissiefactoren te krijgen die verband houden met de werkelijke hoeveelheid TAN die in de mest uitgescheiden in de stal per jaar voor een bepaalde categorie van de stallen die in de berekeningen zijn opgenomen.

$$N_{3,\text{TAN}} = \frac{EF * \frac{\text{TAN}_{\text{ex,j}}}{\text{TAN}_{\text{ex,ref}}}}{\text{staltijd}} * \left(\frac{14}{17}\right)$$

Vgl. 2

Vanwege het feit dat emissie is berekend per dierplaats en per jaar moest EF moet worden gecorrigeerd voor variatie in TAN-gehalten (excreties) over de jaren. Aangenomen wordt dat TAN in vloeibare mest afkomstig is van N in urine (varkens, rundvee)

en urinezuur (pluimvee). Voor vaste mest (stalmest, strorrijk) gaat deze auteur ervan uit dat totaal-N wordt gebruikt, omdat de meeste TAN wordt geïmmobiliseerd of verloren gaat tijdens compostering. De EF wordt vervolgens berekend als een percentage van $N_{tot,ex}$ als volgt (vgl. 3):

$$N_{3,tot} = \frac{NH_{3,TAN}}{N_{tot,ex}} * 100$$

Vgl. 3

Waarbij $N_{3,tot}$ de emissiefactor is die wordt gegeven als percentage van het totale hoeveelheid N in mest van de gegeven stal- en opslagcategorie en $N_{tot,ex}$ de hoeveelheid N_{tot} die per jaar wordt uitgescheiden (geproduceerd) en opgeslagen ($kg\ N\ dierplaats^{-1}\ j^{-1}$).

Vervolgens wordt de emissie van andere stikstofverbindingen N_{other} als gevolg van nitrificatie en denitrificatie die N_2 , N_2O en NO_x als volgt berekend (vgl. 4):

$$N_{other} = N_2O + NO + N_2$$

Vgl. 4

Waarbij N_{other} de som is van de emissie van de componenten gegeven in N procent van $N_{tot,ex}$. In het CDM-rapport wordt vermeld "dat emissies van N_2O , NO_x en N_2 uit de bodem zijn gemeten, echter onder specifieke meetomstandigheden, en de resultaten van deze studies zijn gebruikt om verhoudingen van N_2O te bepalen: $NO_x : N_2$ -emissies kunnen worden afgeleid voor emissies uit mestopslagen (de verhoudingen van 1:1:5 voor vaste mest en 1:1:10 voor dunne mest worden gebruikt". Dunne mest wordt verondersteld vloeibare mest te zijn, d.w.z. mengsel van feces, urine, water, gemorst voer enz.

Ten slotte wordt een N_{rest} (N niet terug gevonden in/ verklaard uit de berekening) berekend als het verschil in N_{loss} uit de massabalansberekeningen (vgl. 1) en de gasvormige emissie berekend met vgl. 2, 3 en 4 als volgt (vgl. 5):

$$N_{rest} = N_{loss} - (NH_{3,tot} + N_{other})$$

Vgl. 5

Waarbij N_{rest} wordt gegeven als een percentage van $N_{tot,ex}$.

Discussie

Berekening van de massabalans

Het moet mogelijk zijn om waarschijnlijkheidsberekeningen uit te voeren om de SD ('Standaard Deviatie') van het N_{loss} , N_{rest} en emissies te schatten, gegeven als een percentage van N_{tot} in excreta verzameld in stallen, en vervolgens te berekenen of N_{rest} significant verschilt van nul. Voor deze berekening is het noodzakelijk om de SD van de gemiddelde N_{tot} en P_{tot} te kennen uit analyse van drijfmest die bij uitscheiding in de stal is verzameld en uit de mestopslag (in de stal of daarbuiten) is afgevoerd. Het is bekend dat er onzekerheden zijn bij het meten van de totale N en P van



afgevoerde mest, deels als gevolg van inhomogeniteit, deels omdat in de meeste analyses de precisie wordt beïnvloed door de voorbehandeling van de mestmonsters. Verder blijkt bij ringtesten dat verschillende laboratoria verschillende analyseresultaten kunnen geven bij het analyseren van (dezelfde) mestmonsters. Dit komt deels omdat verschillende procedures en analysemethoden worden gebruikt en deels omdat het moeilijk is om de monsters die naar de laboratoria worden gestuurd te homogeniseren. Verder is bekend dat de N- en P-gehalten in mest sterk variëren tussen bedrijven. Het is dus te verwachten dat er een hoge SD van de gemiddelde N_{tot} - en P-gehalten voor de mestcategorieën zal zijn. Daarom is het op nationale schaal twijfelachtig om de gegevens uit de analyse van mest uit een selectie van stallen te gebruiken, te middelen en aan te nemen dat dit representatief zal zijn voor alle stallen in de desbetreffende categorie. Verder, als vaste mest buiten wordt opgeslagen, zal uitspoeling het P-gehalte beïnvloeden en dit zal de N_{loss} -berekeningen beïnvloeden.

Deze factoren zullen de SD van gemiddelde N_{tot} en P_{tot} beïnvloeden. Dit komt tot uiting in de studie van Derikx *et al.* (1997), die constateerden dat er voor vloeibare varkens- en rundveemest en vaste pluimveemest een grote variatie is in de gemeten N en P in mest die uit de opslagen wordt verwijderd (tabel 1), d.w.z. de variatiecoëfficiënt voor de gemeten N_{tot} varieerde van 8 tot 35 % en voor P_{tot} van 21 tot 47%. In het onderzoek lag het aantal monsters per mestsoort tussen de 25 en 30.

Tabel 1. Onderzoek naar de variatie in mestsamenstelling (Derikx *et al.* 1997). Het opschrift van de tabel is "Gemiddelde samenstelling van de gehalten aan droge stof (DM), as (ash), N, P, K (g/kg verse mest) zoals bemonsterd met referentiemethoden, en variatiecoëfficiënten (%) van de afwijking tussen de bemonsterde gehalten voor de verschillende soorten mest in elk van de drie experimenten.

Experiment/Manure	DM		Ash		N		P		K	
	mean	VC	mean	VC	mean	VC	mean	VC	mean	VC
Experiment I										
Pig slurry (n = 30)	77	47	25	40	7.2	35	1.5	47	5.9	34
Cattle slurry (n = 30)	90	20	23	22	4.9	20	0.8	25	5.1	16
Poultry slurry (n = 26)*	156	15	55	22	12.0	8	3.4	21	5.0	8
Experiment II										
Belt manure (n = 25)	491	18	124	26	26.8	18	8.5	35	11.4	19
Broiler man. (n = 35)	558	16	132	34	26.6	27	9.3	25	17.0	14
Experiment III										
Pig slurry (n = 30)	86	31	27	30	7.3	27	1.7	29	5.9	32
Pig slurry (n = 26)#	94	18	29	19	7.9	16	1.8	22	6.3	25
Cattle slurry (n = 30)	75	28	20	20	4.7	19	0.6	33	5.5	15
Poultry slurry (n = 30)	146	14	53	25	10.4	10	2.6	23	5.1	20

* without 4 loads with addition of potassium
without 4 loads with diluted sow slurry

TAN wordt meestal berekend als de fractie uitgescheiden N die afkomstig is van urine wordt gebruikt in de meeste berekeningen, en dit kan de enige beschikbare methode zijn voor het berekenen van het gehalte aan TAN in mest op nationale schaal. De indruk bestaat dat bij de berekeningen van TAN in mest geen rekening houden met de omzetting van organisch N naar TAN tijdens de opslag, en de bijdrage van deze fractie aan de emissie. In enkele laboratoriumstudies wordt aangetoond dat deze omzetting (mineralisatie) plaatsvindt, maar deze geven geen informatie over de omzetting in de praktijk.

De modelberekeningen in Van Bruggen en Geertjes (2019) worden niet gevalideerd. In tabel 2 (hierna) wordt het resultaat gepresenteerd van een kleine test van de massabalansberekeningen die zijn uitgevoerd met behulp van gegevens uit een studie van NH_3 - en N_2O -emissies van vaste mesthopen, waarbij de massa mest en de concentratie van N_{tot} en P_{tot} voor en na een opslagperiode werden gemeten. In twee van de vier gevallen waren de N-verliezen berekend met de N:P-verhoudingsmethode vergelijkbaar met de berekeningen van N-verliezen met behulp van een standaardmassabalans (gemeten de massa van mest en N_{tot} -gehalten) en in twee gevallen overschatte de berekeningen met behulp van de N:P-methode het verlies met 43 en 45% in vergelijking met metingen met de "standaardmassabalans".

Tabel 2. Illustratie van de uitkomst van de berekeningen met behulp van de massabalansmethode op basis van de N: P-verhouding in opgeslagen vaste mest voor en na een opslagperiode, en op het verlies berekend met behulp van informatie over de massa - en N- en P-concentraties van de opgeslagen vaste mest bij aanvang en na de opslagperiode. N- en P-concentraties werden gemeten als een gemiddelde van de concentratie in 3 monsters van gehomogeniseerde mest verzameld uit de mest bij het vaststellen van de hoop en het verwijderen van mest aan het einde van het experiment (Sommer 2001).

	N-verlies- N:P-methode	N-verlies Massabalans- methode	NH_3 -emissie Gemeten	N-uitspoeling Gemeten	N_2O -emissie Gemeten	N_2 -emissie Berekend Nederlands model	N_{rest} Berekend Nederlands model	$N_2O:N_2$ rest Verhouding
	% van N_{tot}	% van N_{tot}	% van N_{tot}	% van N_{tot}	% van N_{tot}	% van N_{tot}	% van N_{tot}	
Gecomprimeerde	32	18	14.9	2.3	0.3	1.5	14	58
Versneden	11	10	7.2	2.9	0.1	0.5	0	34
Afgedekt	28	16	15.4	2.6	0.2	1	9	61
Onbehandeld	31	29	Nm.	3.4	0.1	0.5		

In dit onderzoek varieerde de standaardfout van de gemiddelde N_{tot} tussen 0,2 en 1,4 g N kg⁻¹ (Gemiddelde 6,4 – 8,8 g kg⁻¹) en voor P_{tot} 0,1 tot 0,3 g P kg⁻¹ (Gemiddeld 1,15 tot 1,56 g P kg⁻¹). P was uitgespoeld uit de mest hoop, maar het opnemen van dit verlies in de berekeningen had niet veel invloed op het N-verlies berekend met de N:P-methode. Geconstateerd werd dat N-uitspoeling 1/10^e tot 1/3^e van het berekende N-verlies kan verklaren.

In een recente Deense studie werd dierlijke drijfmest verzameld nadat deze zorgvuldig was gehomogeniseerd direct voor toediening in het veld (Hansen, 2019). Twee drijfmestmonsters van elke mestopslag werden verzameld en naar drie laboratoria verzonden. Er waren verschillen in de wijze van analyse van N_{tot} en P_{tot} in monsters die door de drie laboratoria waren

uitgevoerd (tabel 3.2). Ongeacht of de opslagen goed gemengd waren, waren er relatief grote verschillen tussen de twee verzamelde monsters (grootste verschillen voor P) en de standaardfout van het gemiddelde van zes analyses was hoog (tabel 3.1). De N_{tot} -en P_{tot} -gehalten varieerden sterk tussen bedrijven (Tabel 3.3). De gemiddelde totale stikstofconcentratie in de drijfmest van zeven vleesvarkensstallen was 4,3 kg (N) m⁻³ (SD 0,7 kg (N) m⁻³) en de gehalten van totaal fosfor 0,7 kg(P) m⁻³ (SD 0,4 kg(P) m⁻³).

De bedrijven werden geselecteerd omdat ze betrouwbare informatie konden geven over het rantsoen van de dieren, de groei, de melkproductie etc., en met het Deense Normatieve mestmodel werd deze informatie gebruikt om de concentratie van totale stikstof en totale fosfor in de drijfmest te berekenen op het moment voor het legen van de mestopslag (voor

Table 3.1. Average concentration of N and P in slurry samples from pig and dairy farms, average of characterization of two samples collected from newly stirred slurry – each of them analyzed by three laboratories.

Tabel 3.1. Gemiddeld gehalte aan N en P in mestmonsters van varkens en melkvee bedrijven, gemiddelde van 2 monsters genomen uit recent gemixte mest, elk monster geanalyseerd door 3 laboratoria.

				Fattener A	Fattener B	Fattener C	Fattener D	Fattener E	Fattener F	Fattener G	Dairy
Lab 1..3	N-Total	kg (N)/tons	Ave	3.6	6.1	4.4	2.8	4.5	4.2	4.2	3.8
Lab 1..3	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.4
Lab 1..3	N-Total	n	n	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	4.0	6.0	6.0
Lab 1..3	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.57	1.3	0.8	0.5	1.2	0.3	0.3	0.5
Lab 1..3	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.2	0.4	0.2	0.1	0.2	0.3	0.2	0.3
Lab 1..3	Phosphor	n	n	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	4.0	6.0	6.0

Table 3.2. Average concentration of N and P in slurry samples from pig and dairy farms, average of two samples collected from newly stirred slurry.

Tabel 3.2. Gemiddeld gehalte aan N en P in mestmonsters van varkens en melkveebedrijven, het gemiddelde van 2 monsters van recent gemixt mest.

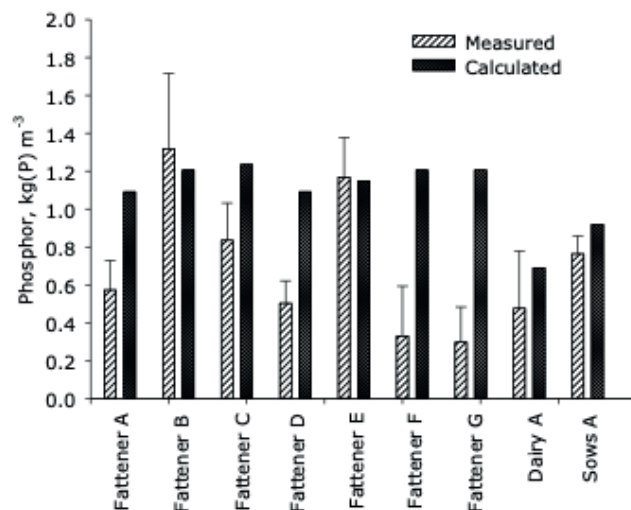
				Fattener A	Fattener B	Fattener C	Fattener D	Fattener E	Fattener F	Fattener G	Dairy
Lab1	N-Total	kg (N)/tons	Ave	3.7	5.6	4.5	2.6	4.6	3.7	4.1	4.0
Lab1	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.12	0.62	0.59	0.06	0.12		0.08	0.06
Lab1	N-Total	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 2	N-Total	kg (N)/tons	Ave	3.19	6.10	4.02	2.45	4.38	4.14	4.07	3.44
Lab 2	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.12	0.18	0.15	0.18	0.09		0.02	0.23
Lab 2	N-Total	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 3	N-Total	kg (N)/tons	Ave	4.00	6.56	4.76	3.20	4.64	4.44	4.41	3.94
Lab 3	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.049	0.170	0.198	0.177	0.035	0.035	0.134	0.057
Lab 3	N-Total	n	n	2	2	2	2	2	2	2	2
Lab 1	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.6	1.3	0.8	0.5	1.1	0.3	0.3	0.5
Lab 1	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.26	0.06	0.08	0.04	0.11		0.04	0.02
Lab 1	Phosphor	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 2	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.43	1.19	0.76	0.32	1.15	0.41	0.28	0.43
Lab 2	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.18	0.30	0.13	0.06	0.07		0.04	0.07
Lab 2	Phosphor	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 3	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.66	1.42	0.95	0.64	1.26	0.29	0.34	0.51
Lab 3	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.22	0.06	0.11	0.03	0.03	0.02	0.07	0.08
Lab 3	Phosphor	n	n	2	2	2	2	2	2	2	2

Table 3.3. Average concentration of N and P in two slurry samples from pig and dairy farms collected immediately after stirring the slurry. Each average of a samples measured by three laboratories.

Tabel 3.3. Gemiddeld gehalte aan N en P in twee mestmonsters van varkens en melkveebedrijven verzameld direct na het mixen van de mest. Elk gemiddelde is gemeten door 3 laboratoria.

				Fattener A	Fattener A	Fattener B	Fattener B	Fattener C	Fattener C	Fattener D	Fattener D	Fattener E	Fattener E	Fattener F	Fattener F	Fattener G	Fattener G
				Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2
Lab 1.3	N-Tot	kg (N)/tons	Ave	3.6	3.6	6.2	5.9	4.6	4.3	2.7	2.8	4.5	4.6	4.4	4.1	4.1	4.2
Lab 1.3	N-Tot	kg (N)/tons	SD	0.4	0.5	0.2	0.8	0.6	0.3	0.3	0.5	0.2	0.1	ND	0.4	0.2	0.2
Lab 1.3	N-Tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3
Lab 1.3	P-tot	kg (P)/tons	Ave	0.64	0.37	1.14	1.39	0.73	0.91	0.45	0.41	1.21	1.16	0.31	0.37	0.26	0.33
Lab 1.3	P-tot	kg (P)/tons	SD	0.15	0.11	0.25	0.01	0.11	0.10	0.13	0.20	0.12	0.09	ND	0.07	0.02	0.05
Lab 1.3	P-tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3

				Fattener A	Dairy A	Dairy A	Sows A	Sows B	Mink A	Mink A	Broiler A	Broiler A
				Sample 1	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2
Lab 1.3	N-Tot	kg (N)/tons	Ave	3.6	3.8	3.8	3.3	3.3	9.5	9.9	15.9	15.1
Lab 1.3	N-Tot	kg (N)/tons	SD	0.4	0.2	0.4	0.3	0.3	0.6	0.3	1.0	0.5
Lab 1.3	N-Tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lab 1.3	P-tot	kg (P)/tons	Ave	0.64	0.51	0.40	0.82	0.59	2.54	2.29	4.97	4.55
Lab 1.3	P-tot	kg (P)/tons	SD	0.15	0.05	0.06	0.04	0.18	0.22	0.05	0.19	0.27
Lab 1.3	P-tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3



Figuur 1. Gemeten en berekende fosforconcentratie in drijfmestmonsters van drijfmest die is opgeslagen in buiten de Deense drijfmestopslagplaatsen. De opslagplaatsen werden geroerd vlak voordat twee monsters werden genomen, drie subsamples werden van elk van deze monsters genomen en naar drie laboratoria gestuurd, d.w.z. in totaal werden zes analyses uitgevoerd. De berekende P-concentratie werd geschat met behulp van het Deense normatieve model met behulp van voederrantsoengegevens van elk bedrijf en emissiefactoren in relatie tot het staltype en de afdekking van opgeslagen drijfmest.

bemestingsdoeleinden). Zie figuur 1. In vier van de tien gevallen lag het berekende gehalte binnen 20% van de gemeten gehalten en in zes gevallen verschilde de berekende concentratie tot 80% van het gemeten gehalte.

De berekening van de N- en P-gehalten in uitwerpselen van de dieren worden hoogstwaarschijnlijk ook sterk beïnvloed door de nauwkeurigheid in de gegevens over voeding en parameterisering van de rekenregels die in de berekening van de N- en/of TAN-excreties worden gebruikt. Verder zal de nauwkeurigheid worden beïnvloed door, citaat uit het CDM-rapport, "in het CBS-onderzoek is geen bedrijfsspecifieke informatie gebruikt over rantsoenen en over N- en P-vastlegging in dierlijke producten".

De conclusie is dat de berekeningen van de N_{loss} zeer onnauwkeurig zullen zijn; daarom wordt geadviseerd om deze factor niet te gebruiken als indicator van hoeveel N die verloren gaat in de vorm van ammoniak en N_2 , N_2O en NO uit veestallen en mestopslagen in Nederland.

NH₃-emissieberekeningen

Bij de berekening van de NH₃-emissie van stallen en opgeslagen vloeibare mest is de emissie in de praktijk gerelateerd aan het TAN-gehalte in de mest met behulp van vergelijking 2 en 3. Deze vergelijkingen houden rekening met variatie in het jaargemiddelde voerrantsoen en het is duidelijk dat dit ertoe leidt dat in plaats van de emissie per dierplaats te berekenen, de emissie wordt berekend als een fractie van TAN in dierlijke mest. Vermoedelijk wordt de TAN geschat in de veronderstelling dat alleen N-verbindingen in urine (en urinezuur bij pluimvee) worden omgezet in TAN en dat geen TAN wordt geproduceerd door omzetting van de N-verbindingen in de feces. Dit is een methode die wordt gebruikt in scenarioberekeningen van de meeste landen, omdat bekend is dat de meeste urine N wordt omgezet in TAN en er verder weinig of geen betrouwbare metingen zijn van N-omzettingen tijdens opslag van vloeibare mest, op een paar laboratoriumstudies na. De ammoniakemissiefactoren dateren grotendeels uit 2000 en 2015. Dit resulteert in het feit dat sommige van deze metingen (emissie per dierplaats per jaar) jaren geleden zijn uitgevoerd; andere zijn van recenter datum. Daarom wordt de emissie gecorrigeerd voor veranderingen in het TAN-gehalte van de uitgescheiden mest. Maar kan dit worden gedaan? Nederlandse en Belgische studies tonen aan dat voor vloeibare varkensmest de pH (zuurgraad) wordt beïnvloed door voeding, en men mag aannemen dat Nederlandse veehouders voer gebruiken met een verlaagd N-gehalte met als doel de hoeveelheid N te verminderen die van het bedrijf moeten worden afgevoerd; een hypothese is dat deze verlaging mogelijk heeft bijgedragen aan een verlaging van de pH en dat dit dus een effect kan hebben op de NH₃-emissie.

Met betrekking tot ammoniakemissie uit vaste mest kan het gebruik van een EF op basis van het TAN-gehalte problematisch zijn. In vaste mest op strobasis kan TAN worden geïmobiliseerd en zullen TAN-gehalten aanzienlijk worden verlaagd als gevolg van oxidatie tot nitraat (NO₃), en productie en verlies van N₂O tijdens oxidatie tot en vermindering van NO₃ en verlies van N₂ als gevolg van reductie van NO₃, d.w.z. nitrificatie en denitrificatie. Het is bekend, dat er via deze weg veel N verloren gaat uit vaste mest.

Hoogstwaarschijnlijk zijn er geen metingen van NH₃-emissie van alle stalcategorieën en Nederlandse

wetenschappers hebben mogelijk de emissiefactoren voor alle gedefinieerde stalcategorieën moeten beoordelen met behulp van een gekwalificeerde schatting ('expert judgement')? Als dit het geval is, dan heeft dit bijgedragen aan de onnauwkeurigheid bij het berekenen van NH₃-emissie. Daarnaast dragen management, omgeving, biologie, ontwerp van gebouwen, voeding etc. bij aan verschillen tussen bedrijven en hoogstwaarschijnlijk ook van de bedrijven waar de emissie is gemeten. Dit zal er ook toe leiden dat de berekende NH₃-emissie van bedrijven in Nederland niet nauwkeurig kan zijn berekend. Dit leidt ertoe dat in het CDM-rapport (Oenema et al. 2020) wordt vermeld dat er grote onzekerheden zijn in de berekening van NH₃-emissie van stallen, mestopslagen en uitgeden dierlijke mest.

N-verliezen door nitrificatie en denitrificatie

Van Bruggen en Geertjes (2019) vermelden, dat ze N₂-emissie berekenen door de N₂O-emissie berekend met behulp van het IPCC *tier one*-model te vermenigvuldigen met een aantal empirische factoren, omdat er weinig studies zijn over de N₂, N₂O- en NO_x-emissie van stallen, en dat er daarnaast geen methode is voor het meten van N₂-emissie van praktijkstallen. Het is een probleem dat er geen studies zijn die de Nederlandse berekening van deze emissies kunnen valideren. De berekende emissie moet onnauwkeurig zijn, omdat bekend is dat de omzetting van TAN naar N₂O en N₂ sterk varieert in relatie tot de zuurstofconcentratie, temperatuur, zuurgraad, enz. Vooral de N₂-emissie van diepstrooisel en vaste mest die in dierenverblijven en daarbuiten is opgeslagen, is zeer hoog en kan een deel van de onverklaarbare N_{rest} verklaren. Het is duidelijk dat een relatief klein deel van de mest vaste mest is.

Bij mijn weten zijn bodemwetenschappers het erover eens dat zelfs voor bodems de schatting van N₂-emissie door gemeten N₂O-emissie te vermenigvuldigen met een factor niet nauwkeurig is. Daarom is het niet aan te raden om dit concept te gebruiken voor het berekenen van N₂-emissie van mest in stallen en opslagen. Verder is het interessant dat wordt aangenomen dat de verhouding N₂O-N₂ 1:5 is voor vaste mest en 1:10 voor vloeibare mest (dunne mest). In de hierboven genoemde vaste mestopslag (tabel 2) blijkt deze verhouding, indien wordt aangenomen dat niet teruggevonden stikstof N₂-emissie is, tussen 34 en 61 liggen

voor een kleine hoop vaste mest waar compostering plaatsvindt. Daarnaast kan men ook vraagtekens zetten bij de geldigheid van het gebruik van de door het IPCC voorgestelde standaard-emissiefactor voor N_2O .

Vermeld wordt dat N_2O en N_2 uit vloeibare mestsystemen niet kan zijn onderschat, omdat de opgeslagen mest anaeroob is. Er kan echter emissie zijn van de met urine en feces benatte en bevulde vloeren. Deze emissie zal mogelijk laag zijn vanwege de relatief langzame groei van nitrificeerders (nitrificerende bacteriën) die worden verwijderd bij het reinigen van de vloer en als gevolg van geringe hoeveelheden TAN, organisch materiaal en vloeistof op de vloer. Maar als dit niet het geval is, zal deze emissie groter zijn dan in de berekeningen is aangenomen. De vloeibare

mest wordt 6-9 maanden opgeslagen en als in deze opslagsystemen een korst op het mestoppervlak ontstaat dan is er een potentieel voor de productie van N_2O en N_2 . Deze emissie is afkomstig van de oppervlaktelaag (korst) en omdat de oppervlakte-volume-verhouding van Nederlandse mestopslagplaatsen voor dunne mest hoog is, zal de emissie in procenten van N_{tot} laag zijn.

N_{rest} berekeningen

In het CDM-rapport (Oenema et al. 2020) wordt vermeld dat "de orde van grootte de berekende stikstofverliezen in het CBS-onderzoek (Van Bruggen en Geertjes, 2019) overeenkomen met de waardes berekend door Bruins *et al.* (2000) voor vergelijkbare diercategorieën en stalsystemen, en met die van Groenestein *et*



al (2015) voor dunne varkensmest en rundveemest". Dit kan heel goed veroorzaakt zijn door het feit dat in de genoemde studies vergelijkbare modellen en in zekere mate dezelfde parameters worden gebruikt. Het zou interessant zijn om studies uit te voeren naar de nauwkeurigheid van de berekende $N_{\text{tot},f}$ TAN- en P-gehalten in excreta op Nederlandse bedrijven. In de gedefinieerde categorieën veehouderijen zal er een variatie zijn in de veevoeding en in efficiëntie in opname van de N en P door de dieren op verschillende bedrijven.

De N_{rest} is groter dan ca. 50% van de totale N_{loss} berekend voor de meeste stal- en opslagsystemen voor melkvee- en varkens. Uitzonderingen zijn drie reguliere melkveestalcategorieën en traditionele vleesvarkensstallen. Voor de meeste pluimveecategorieën (bijv. eenden en vleeskuikens gangbare stallen, ouderdieren gangbare stallen enz.) is de N_{rest} minder dan 50% van N_{totaal} .

Er is een trend dat de berekende N_{loss} van emissiearme stal- en opslagsystemen voor melkkoeien lager is dan N_{loss} van bedrijven zonder emissie-reductiemaatregelen, maar niet zo laag als verwacht op basis van de veronderstelde reductie als gevolg van het ontwerp van de stal met lage emissies, en dit is ook het geval voor sommige varkensbedrijven. Voorbeelden zijn emissie-arme melkveesystemen, varkensstallen met dunne mest en hellende kelder- wandsystemen met een lage N_{loss} in vergelijking met stallen zonder reductiemaatregelen. Interessant is dat N_{loss} is niet gereduceerd is voor varkensstallen met mestkoelsystemen, wat een technologie zou moeten zijn die NH_3 en waarschijnlijk ook N_2 , N_2O , NO_x -uitstoot van de opgeslagen vloeibare mest zou moeten verminderen. Voor pluimvee is N_{loss} voor de meeste emissie-armesystemen lager in vergelijking met systemen zonder reductiemaatregelen.

Voor melkveebedrijven waar mest in de vorm van vaste mest wordt opgeslagen is de N_{rest} erg groot en dit komt waarschijnlijk door de onjuiste berekening van N_2 -uitstoot. Dit is niet het geval voor pluimveemest, die als vaste mest wordt opgeslagen en waarbij toevoeging van water zoveel mogelijk wordt vermeden en

hydrolyse van het urinezuur traag zal zijn. Daarom kan worden verondersteld dat de omstandigheden voor nitrificatie en denitrificatie ongunstig zijn.

In de discussie geven Van Bruggen en Geertjes (2019) een reeks goede en valide redenen voor de onnauwkeurige inschattingen van N-verlies met behulp van de N:P-methode, die bijdragen aan de grote berekende N_{rest} . Daarnaast is het de ervaring in Denemarken dat de inhomogeniteit in het P-gehalte in vloeibare mest zeer groot is, en zelfs bij het nemen van monsters van recent en zorgvuldig geroerd varkensmestopslag op boerderijschaal is de variatie van het gemiddelde P-gehalte hoog. In de discussie wordt vermeld dat het excretiemodel mogelijk niet correct is, waarbij een voorbeeld wordt gegeven van P dat in en met melk wordt afgevoerd. Er zullen een aantal uitdagingen zijn bij het verzamelen van gegevens over voerrantsoenen in een bepaalde veecategorie, en er kunnen problemen zijn bij het gebruik van de juiste parameters in het model waarmee het "transport van N en P in het voer" naar melk, vlees, ei of uitwerpselen worden berekend.

Conclusie

De gehalten aan $N_{\text{tot,st}}$ en $P_{\text{tot,st}}$ die worden gebruikt bij de berekening van de samenstelling van mest uit stallen kan vertekend zijn omdat deze mest afkomstig is van bedrijven met een mestoveschot, die moeten worden afgevoerd naar bedrijven met een tekort/ behoefte daaraan. Het is moeilijk om nauwkeurige N- of P-gehalten te bepalen in mest die wordt verzameld uit een boerderijopslag, en de SD van deze gegevens is groot in de meeste studies. SD van het gemiddelde van de mestsamenstelling worden niet verstrekt in de rapportage van Van Bruggen en Geertjes, 2019) en de kwaliteit van de gegevens die in de berekeningen worden gebruikt, kan niet worden beoordeeld. Er moet een relatief grote SD zijn van de berekende N_{ex} en P_{ex} zoals beïnvloed door de SD van parameters en variabelen (rantsoenen, emissiefactoren enz.) gebruikt in de berekeningen. Het wordt aanbevolen dat een grondige analyse van de SD wordt uitgevoerd.

De modellen voor het berekenen van N_2 -, NO_x - en N_2O -emissies zijn expert-schattingen en waarschijnlijk

niet correct. Het verdient aanbeveling experimenten uit te voeren die daarover informatie te verschaffen en de N₂O-emissieberekeningen te herzien.

Het rapport vermeldt niet of immobilisatie/mineralisatie van N is meegenomen in de berekeningen. Er zijn weinig of geen goede studies over deze processen, en het wordt aanbevolen dat deze informatie in de berekening moet worden opgenomen als Nederlandse wetenschappers studies uitvoeren over mineralisatie en immobilisatie in dierlijke mest. Als deze informatie niet bestaat of onaangepast is, is meer onderzoek nodig.

Concluderend is het niet mogelijk en verantwoord om een geldige gemiddelde nationale Nloss voor vee/stal/opslagcategorieën te berekenen met een massabalans die is gebaseerd op de N:P-verhouding.

Literatuurverwijzingen

Derikx P.J.L., Ogink N.W.M. en Hoeksma P. 1997. Vergelijking van bemonsteringsmethoden voor dierlijke mest. Nederlands tijdschrift voor Landbouwwetenschappen 45, 65-79.

Oenema O. et al. 2020. Stikstofverliezen uit mest in stallen en mestopslagen. CDM-analyse naar het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directoraat Strategie, Kennis en Innovatie (SKI).

Sommer, S.G. 2001. Effect van compostering op nutriëntenverlies en stikstofbeschikbaarheid van diep strooisel bij runderen. European Journal of Agronomy, 14/2, 123-133.

van Bruggen C. en Kathleen Geertjes K. (2019), Stikstofverlies uit opgeslagen mest Stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding stikstof tot fosfaat met uitscheiding en mestverwijdering. CBS-paper.

5. Review rapport “Stikstofverlies uit opgeslagen mest. Stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en mestafvoer”

Carin Rougoor en Frits van der Schans,
mei 2022

1. Inleiding

Op verzoek van Stichting I-VEE is een review van het CBS-rapport “Stikstofverlies uit opgeslagen mest. Stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en mestafvoer” (Van Bruggen en Geertjes, 2019) uitgevoerd.

De denkwijze van Van Bruggen en Geertjes (2019) is gebaseerd op de aanname dat fosfaat in mest niet verloren gaat tussen het moment van excretie (via faeces en urine) tot het moment van afvoer vanuit de kelder/opslag. Verandering van de verhouding tussen stikstof en fosfaat in de mest op moment van excretie en het moment van afvoer, betekent dan dus verlies van stikstof. Van Bruggen en Geertjes (2019) berekenen N_{verlies} met de volgende vergelijking:

$$N_{\text{verlies}} = \frac{\frac{N_{\text{excretie}}}{P_2O_5_{\text{excretie}}} - \frac{N_{\text{mestafvoer}}}{P_2O_5_{\text{mestafvoer}}}}{\frac{N_{\text{excretie}}}{P_2O_5_{\text{excretie}}}} * 100$$

N_{verlies} is het totale verlies aan stikstof. Dit kan zijn in de vorm van ammoniak, stikstofgas, lachgas en stikstofoxiden. De verliezen in de vorm van stikstofgas, lachgas en stikstofoxiden worden berekend met behulp van emissiefactoren volgens de IPCC-richtlijnen en andere literatuur. Ammoniakemissie wordt berekend d.m.v. RAV-emissiefactoren. Het verschil tussen N_{verlies} en de som van deze berekende emissies, is N_{rest} , een onverklaard deel. Vervolgens wordt in de studie nagegaan waar dit onverklaard deel door kan worden veroorzaakt. Als meest waarschijnlijke verkla-

ring wordt gesteld dat dit verschil ontstaat door een onderschatting van de emissiefactoren voor gasvormige verliezen.

In deze review gaan we in op de volgende vragen:

1. Vragen gericht op mogelijke bias ('ruis') in het onderzoek: Zijn aspecten over het hoofd gezien die mede van invloed zijn op (verschillen in) de N:P-verhouding bij excretie (N_{excretie} en $P_2O_5_{\text{excretie}}$) en bij mestafvoer ($N_{\text{mestafvoer}}$ en $P_2O_5_{\text{mestafvoer}}$)? Zo ja, kunnen deze factoren van invloed zijn op de conclusies van het rapport?
2. Vragen gericht op onzekerheden rondom de resultaten:
 - a. Zijn onzekerheden juist benoemd door Van Bruggen en Geertjes (2019)?
 - b. Is aanvullende informatie beschikbaar over onzekerheden, zodat de invloed van de onzekerheden beter kwantificeerbaar is?
 - c. Zijn onzekerheden over het hoofd gezien die mede van invloed zijn op de N:P-verhouding bij excretie en bij mestafvoer? Zo ja, kunnen deze onzekerheden van invloed zijn op de conclusies van het rapport?

In deze review wordt eerst de stikstof- en fosfaatexcretie (N_{excretie} en $P_2O_5_{\text{excretie}}$) van de veestapel besproken en vervolgens factoren die van invloed zijn op stikstofemissies tussen moment van excretie en moment van mestafvoer. Per punt gaan wordt de representativiteit van de in het CBS-rapport gebruikte waarden besproken en vervolgens worden aspecten belicht die deze waarden kunnen beïnvloeden. Tenslotte wordt

een samenvattend overzicht geschetst van factoren die van invloed zijn, hoe deze de resultaten kunnen beïnvloeden en of deze door Van Bruggen en Geertjes (2019) zijn meegewogen. Tabel 1 vormt de leeswijzer van deze review. Het geeft weer in welke paragraaf welk aspect wordt besproken.

Tabel 1. Leeswijzer van de review

	Berekening N- en P ₂ O ₅ -excretie	Berekening N-verlies	
		(1)	(2)
Van Bruggen en Geertjes (2019)	WUM	RAV, NEMA, IPCC	Mestmonsters
Opbouw review:			
- Representativiteit	§ 2.1	§ 3.1	§ 3.2
- Aspecten die waarde kunnen beïnvloeden:			
rantsoen management	§ 2.2		
jaarinvloeden / weer stalbezetting	n.v.t.		§ 3.3
verblijftijd mest in opslag	n.v.t.		
- Onzekerheden algemeen	§ 2.3	§ 3.1 en 3.4	§ 3.4

2. Stikstof- en fosfaatexcretie veestapel (N_{excretie} en P₂O₅_{excretie})

2.1. Representativiteit

De stikstof- en fosfaatexcretie zijn gebaseerd op de berekeningen van de Werkgroep Uniformering berekening Mest en mineralen (WUM). De excretie wordt hierbij geschat op basis van het verschil in inname via veevoer en vastlegging in producten en dieren. Dit is de best beschikbare schatting van de excreties op landelijk niveau.

Van Bruggen en Geertjes (2019) maken een vergelijking tussen N:P-verhouding op moment van excretie en N:P-verhouding op moment van mestafvoer. Hierdoor bevat de groep bedrijven die zij meenemen in hun onderzoek, alleen bedrijven die mest afvoeren. Aandachtspunten t.a.v. representativiteit zijn:

- Volledig grondgebonden (melk- en vleesvee) bedrijven ontbreken in de steekproef;
- Het betreft mest in de stal, waardoor mest bij beweiding niet wordt meegenomen.

We lichten beide aspecten verder toe.

Ad 1. Intensieve melk- en vleesveebedrijven zijn oververtegenwoordigd in de selectie, omdat volledig grondgebonden bedrijven geen mest afvoeren. Dit kan van invloed zijn op het 'gemiddelde rantsoen' dat deze groep dieren krijgt, en daarmee op de (verhou-

ding in de) stikstof- en fosfaatexcretie. Bedrijven met veel gras in het rantsoen zijn veelal iets extensiever, en zullen waarschijnlijk dus minder mest afvoeren dan bedrijven met een snijmaisrantsoen. In de CBS-steekproef zal het snijmaisrantsoen dus oververtegenwoordigd zijn. Het CBS geeft een overzicht van de excre-

tiefactoren voor bedrijven met een snijmaisrantsoen en bedrijven met een graskuilrantsoen. Als N:P₂O₅-verhouding in de mest is uit deze gegevens over 2019 af te leiden voor melk- en kalfkoeien met een snijmaisrantsoen en een graskuilrantsoen van respectievelijk 79,0:22,2 (=3,56) en 80,3:22,3 (3,62) voor de stalperiode. Het snijmaisrantsoen geeft dus een circa 2% lagere N:P₂O₅ verhouding bij excretie van stikstof en fosfaat.(ROUGOOR1)

De excretiecijfers voor de groep intensieve bedrijven zal mogelijk nog meer afwijken van deze cijfers, omdat deze bedrijven een groter deel van het voer aankopen dan de extensieve bedrijven. (ROUGOOR2). Dit maakt het voor deze bedrijven gemakkelijker en noodzakelijker om 'precisievoeding' toe te passen. Daarmee kunnen zij zowel de voerkosten als -via een beperking van de excretie- de mestafzetkosten beperken. Met name intensieve melkveebedrijven zullen proberen de excretie van de veestapel zoveel mogelijk te beperken, zodat de mestafzet beperkt kan blijven. De BEX (bedrijfsspecifieke excretie) biedt de mogelijkheid aan melkveehouders om bedrijfsspecifiek aan te tonen dat de excreties lager zijn dan de forfaitaire normen. Omdat dit zowel invloed heeft op de stikstofefficiëntie als op de fosfaatefficiëntie, is niet duidelijk wat dit betekent voor de N:P₂O₅-verhouding in de mest.

De berekeningen beperken zich tot mest in de stal. Beweiding wordt dus niet meegenomen. Dit vormt



geen probleem, omdat de studie zich volledig richt op stalemissies en emissies bij mestaanwending en beweiding buiten beschouwing blijven.

2.2. Aspecten die stikstof- en fosfaatexcretie beïnvloeden

De stikstof- en fosfaatexcretie wordt beïnvloed door:

- Rantsoen: dit is deels besproken in § 2.1. In het CDM-advies (2020) wordt daarnaast gesuggereerd dat het rantsoen mogelijk ook verschilt tussen stalsystemen. Hierover is echter geen informatie beschikbaar. Van Bruggen en Geertjes (2019) benoemen dat met name bij grupstallen een groot verschil wordt gezien tussen NEMA-berekeningen en berekeningen op basis van N:P₂O₅-verhouding. Als mogelijke verklaring wordt een verschil in bedrijfsvoering genoemd. Hier zijn echter geen specifieke aanwijzingen voor.
- Overige managementaspecten en weersinvloeden. Denk hierbij aan rasverschillen tussen koeien, melkproductieniveau, al dan niet weidegang toepassen (resultierend in voeding van vers gras tegenover kuilvoer, waarbij weidegras een hoger fosfor- en stikstofgehalte heeft dan kuilgras).

- Jaareffecten. Hier wordt door van Bruggen en Geertjes (2019) rekening mee gehouden door jaar-specifieke excretiecijfers te gebruiken. Deze correctie houdt in dat de emissiefactor per dierplaats gecorrigeerd wordt voor het verschil in excretie van totaal ammoniakaal stikstof (TAN) tussen het jaar van excretie en het zogenaamde referentiejaar.

2.3. Onzekerheden / onjuistheden in de data

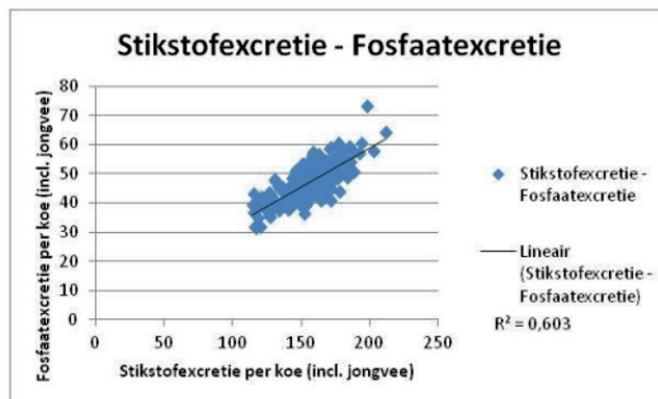
Van der Sluis (2017) geeft aan dat de WUM-excreties per dier onzekerheden bevatten. Op nationaal niveau wordt deze onzekerheid op circa 10% geschat, zo wordt gesteld. Maar op regionale schaal kan deze onzekerheid groter zijn door ruimtelijke variaties in de stikstof- en fosforgehalten van bijvoorbeeld het voer. (ROUGOOR3)

De stikstof- en fosfaatexcretie op individuele bedrijven kunnen per koe forfaitair worden berekend, waarbij rekening wordt gehouden met het melkproductieniveau en (voor stikstof) met het ureumgetal van de melk. In praktijk blijkt dat de werkelijke excretiecijfers tot circa plus of min 10% kunnen afwijken van deze forfaitaire excretiecijfers (Oenema et al., 2017). Van

Bruggen en Geertjes (2019) berekenen wat de effecten van 5% verandering van excretiefactoren zijn op het geschatte stikstofverlies (zie tabel 4.5 in Van Bruggen en Geertjes, 2019). Daaruit komt naar voren dat voor de meeste mestsoorten de conclusies van de studie niet veranderen als de excretie 5% afwijkt van de gebruikte waarden, behalve voor runderdrijfmest. Als de excretie van stikstof 5% lager zou zijn dan is aangenomen, of de excretie van fosfaat 5% hoger dan is aangenomen, dan komt de N:P₂O₅-verhouding in de runderdrijfmest op het moment van transport (gemiddeld over alle jaren en alle staltypes) overeen met de berekende waarde. Ofwel, dan is gemiddeld voor runderdrijfmest geen sprake van een onverklaard deel (N_{rest}). (ROUGOOR4)

Dit roept de vraag op of dit nader kan worden gespecificeerd naar staltypen. Een in het kader van deze review uitgevoerde globale analyse van de gegevens uit bijlage 7.1. laat zien dat er geen sprake meer is van een onverklaarde N_{rest} voor een gangbare ligboxenstal (staltype A1.100) als de stikstofexcretie 4% lager is dan aangenomen (en de fosfaatexcretie wel correct is ingeschat). Voor emissiearme stalsystemen met runderdrijfmest geldt dat vanaf een 7% lagere stikstofexcretie dan berekend volgens WUM er geen sprake meer is van een onverklaarde N_{rest} . (ROUGOOR5)

Om te bepalen wat het effect van deze onzekerheden is op de N:P₂O₅-verhouding in de mest, is inzicht nodig in de correlatie tussen stikstof- en fosfaatexcretie. Eidhof (2016) heeft deze correlatie per melkkoe weergegeven voor melkveebedrijven op zandgrond. Zie onderstaande figuur. Hieruit blijkt een correlatie van 0,6 tussen stikstof- en fosfaatexcretie. Deze correlatie zal grotendeels worden veroorzaakt door de link met het melkproductieniveau. Ondanks deze vrij hoge correlatie kan de N:P₂O₅-verhouding tussen bedrijven een relatief grote variatie laten zien. Bedrijven in deze figuur met een stikstofexcretie van circa 150 kg hebben bijvoorbeeld een fosfaatexcretie die varieert van 35 tot bijna 60 kg fosfaat. Van Bruggen en Geertjes (2019) benoemen ook dat voor de berekeningen idealiter bedrijfsspecifieke excreties gebruikt moeten worden, maar dat deze niet beschikbaar waren. (ROUGOOR6)



Figuur 1. Berekende stikstof- en fosfaatexcreties van melkveebedrijven op zandgrond in 2013 en 2014 (bron: Eidhof, 2016)

3. Stikstofemissies tot moment van mestafvoer

3.1. Onzekerheden in emissiefactoren

Van Bruggen en Geertjes (2019) gebruiken emissiefactoren om een schatting te maken van de stikstofemissies tot moment van mestafvoer. Deze emissiefactoren kennen onzekerheden:

- Emissiefactoren voor NO_x , N_2O en N_2 . Verliezen van andere vormen van stikstof uit de stal zijn door Van Bruggen en Geertjes (2019) gebaseerd op emissiefactoren volgens de IPCC-guidelines 2006, dan wel hiervan afgeleid op basis van expert judgement. Van Bruggen en Geertjes (2019) geven aan dat deze niet zijn gebaseerd op metingen, en daardoor een grote onzekerheid kennen. Tot welke onnauwkeurigheden in de emissies van verschillende stikstofverbindingen onder Nederlandse omstandigheden deze grote onzekerheid leidt, wordt niet beschreven. Dat gegeven is wel noodzakelijk om te kunnen beoordelen of deze door CBS gehanteerde methode kan leiden tot voldoende betrouwbare uitspraken. (ROUGOOR7) De onzekerheid in de omvang van de stikstofverliezen door nitrificatie en denitrificatie is zeer groot, zo wordt gesteld.

- De hoeveelheid totaal ammoniakaal stikstof (TAN) in de mest. Deze wordt berekend op basis van de fecale stikstofverteerbaarheid van het rantsoen (op basis van gehalten aan ruw eiwit, ruw as of ruwe celstof) (CBS, 2011). Volgens CBS (2011) is het TAN% bij een snijmaisrantsoen lager dan bij een graskuilrantsoen. Doordat het snijmaisrantsoen waarschijnlijk oververtegenwoordigd is in de analyses van Van Bruggen en Geertjes (2019), wordt gemiddeld gerekend met een iets te lage TAN. Hierdoor zullen zowel de NEMA-berekeningen als de berekeningen op basis van N:P₂O₅-verhoudingen gemiddeld een iets lagere emissie laten zien. Dit zal weinig tot geen effect hebben op de grote van de verschillen tussen beide rekenmethoden. Vraag is wel of de wijze van berekening in voldoende mate recht doet aan de variatie in rantsoenen op Nederlandse melkveebedrijven en de effecten hiervan op het TAN. Een nadere analyse van de effecten van variatie in TAN op de resultaten van deze studie ontbreekt.

3.2. Representativiteit gehalten in afgevoerde mest

Om de vraag te kunnen beantwoorden in welke mate de gehalten in afgevoerde mest representatief zijn voor de 'gemiddelde mestsamenstelling van mest op het moment van uitrijden', zijn de volgende aspecten relevant:

- Is de mest bij mestafzet representatief voor de gemiddelde geproduceerde mest *in Nederland*? Dit hebben we deels besproken in § 2.1. Tabel 5 van de Meststoffenwet geeft forfaitaire gehalten van de mestsamenstelling. Door deze naast de waarden te leggen zoals deze door Van Bruggen en Geertjes (2019) zijn gevonden, krijgen we een beeld of er reden is nader te kijken naar de representativiteit. In onderstaande tabel staan deze cijfers weergegeven voor de belangrijkste diercategorieën. Hieruit blijkt dat de CBS-gegevens in lijn liggen met de forfaitaire normen (tabel 5 Meststoffenwet). Dit vormt dus geen indicatie dat de CBS-data niet representatief zouden zijn. (ROUGOOR8)

	Van Bruggen en Geertjes (2019)	Tabel 5 Meststoffenwet
Rundvee vaste mest	1,92 tot 2,01	2,00
Rundvee drijfmest	2,66 tot 2,86	2,67
Vleeskalveren - witvlees	2,69 tot 2,95	2,67
Vleeskalveren - rosevlees	2,38 tot 2,49	2,50
Fokvarkens	1,48 tot 1,52	1,58
Vleesvarkens	1,66 tot 1,71	1,68
Vleeskuikens	2,09 tot 2,19	2,02

Tabel 2. Verhouding N:P₂O₅ in de mest (mediane waarden per stalsysteem) bij afvoer volgens CBS en tabel 5 Meststoffenwet

- Is de mest bij mestafzet representatief voor de op het betreffende bedrijf geproduceerde mest? Wat is de mogelijke invloed van de verblijftijd van de mest in de opslag? Mogelijk verblijft deze mest langer in opslag dan mest die op het eigen bedrijf wordt uitgereden. Dit aspect bespreken we verder in § 3.3.
- Is de mestsamenstelling constant en homogeen? Geven de mestmonsters een goed beeld van de daadwerkelijke samenstelling van de mest? Dit punt wordt ook besproken door Van Bruggen en Geertjes (2019), waarbij zij verwijzen naar Groenestein *et al.* (2015). Met name bij varkensmest kan zich een fosfaatrijke bezinklaag vormen. Als juist deze fosfaatrijke lagen worden afgevoerd, geeft dit relatief lage N:P₂O₅-verhoudingen in de mest (de noemer in de breuk is immers hoger). Door dit te vergelijken met de verhouding bij excretie, zou onterecht worden geconstateerd dat er sprake is van grote afname van de stikstofhoeveelheid (in de teller), ofwel grote ammoniakemissie. Ook om deze reden nemen Van Bruggen en Geertjes (2019) extreme waarden in de mestanalyses (de 0,5% hoogste en laagste waarden) niet mee te nemen in de analyse. Of hiermee alle 'uitbijters' buiten de analyse zijn gehouden is op basis van het rapport niet te achterhalen. Het zou zinvol zijn de analyse te herhalen waarbij meer uiterste waarden niet worden meegenomen om te bepalen hoe groot de invloed van de extreme waarden is. (ROUGOOR9)

- Is de informatie op de vervoersbewijzen altijd correct? Van der Sluis (2017) geeft aan dat verkeerde classificatie van mest voor kan komen en dat volgens deskundigen de verwachting is dat dit vooral voorkomt bij dunne varkensmest en bij de bewerkte fractie die dan worden geclassificeerd als dunne rundermest. Als deze situatie zich heeft voorgedaan, zal dit waarschijnlijk niet zijn meegenomen in de analyses van Van Bruggen en Geertjes (2019), omdat er gecontroleerd is of de mestcode overeenkomt met de aanwezige diercategorieën.
- Van Bruggen en Geertjes (2019) constateren dat er bij afvoer van varkensmest verschillen zijn aangetoond in N:P2O5-verhouding tussen varkensmest dat naar landbouwbedrijven wordt afgevoerd en mest die naar 'overige bestemmingen' gaat (waaronder export) (zie tabel 4.4). Stikstof- en fosfaatgehalten van deze mest zijn relatief hoog, vooral het fosfaatgehalte, waardoor een lagere N:P2O5-verhouding ontstaat en het stikstofverlies (de ammoniakemissie) met enkele procentpunten zou worden overschat.
- Jaareffecten. Tussen jaren kunnen verschillen optreden in ammoniakemissie door o.a. temperatuurverschillen en verschillen in graskwaliteit. Van Bruggen en Geertjes (2019) houden hier rekening mee door berekeningen voor verschillende jaren apart uit te voeren. In de bijlages van het rapport staan waarden per jaar weergegeven.
- Verblijftijd van de mest in de opslag (binnen of buiten de stal). In NEMA wordt aangenomen dat 20% van de dunne mest van rundvee en varkens in buitenopslagen terecht komt en dat in buitenopslagen 1% van de stikstof in dunne opgeslagen rundveemest en 2% van de stikstof in dunne opgeslagen varkensmest als ammoniak naar de atmosfeer verloren gaat (Van Bruggen et al., 2019). Als afgevoerde mest relatief lang in de opslag heeft gezeten, kan dit betekenen dat meer ammoniak is vrijgekomen. De emissiefactoren voor emissie vanuit buitenopslagen zijn laag (1 tot 2%) en gebaseerd op (Nederlandse) praktijkmetingen. Deze gegevens lijken daarmee betrouwbaar. De lage percentages maken dat de verblijftijd van de mest relatief weinig invloed heeft op de totaal berekende stikstofverliezen.
- Mogelijke onder- of overbezetting in de stal. De bezetting in de stal heeft invloed op de ammoniakemissie, doordat het emitterend oppervlak per dier hierdoor wijzigt. In 2015 is de melkquotering voor de melkveehouderij afgeschaft. Veel bedrijven wilden uitbreiden. Vervolgens werden fosfaat-rechten ingevoerd. Dit heeft effect gehad op de stalbezetting (nieuwe stallen die niet 'volgezet' konden worden, boeren die alvast extra koeien aanhielden, etc.). CBS heeft hier rekening mee gehouden door een correctie voor stalbezetting uit te voeren. Hiervoor is informatie uit de Gecombineerde Opgave meegenomen. Of deze correctie daadwerkelijk recht doet aan de situatie op de individuele melkveebedrijven blijft onzeker. Een melkveehouder met een lage bezetting kan er bijvoorbeeld voor kiezen een deel van de stal af te sluiten voor het melkvee, om te veel aankoeien van de mest op de vloer te voorkomen.

3.3. Aspecten die stikstofemissie beïnvloeden

De stikstofemissie in de periode tussen excretie en mestaanwending of mesttransport kan worden beïnvloed door de volgende factoren:

- Management op het bedrijf zoals voeding, moment van voeding, gebruik van melkrobot, frequentie van gebruik en onderhoud van de mestschuif. Bij bedrijven met een melkrobot hebben weidende koeien continu toegang tot de stal. Daardoor wordt de stalvloer gedurende de hele dag belopen, en blijft dus ammoniak (stikstof) emitteren. Op een bedrijf met een melkstal en weidegang is dit niet het geval. Tussen de melkbeurten, tijdens de weidegang droogt de stalvloer op en emitteert minder ammoniak. Naast het gebruik van een melkrobot heeft ook de frequentie van het schuiven en het eventueel besproeien van de stalvloer aanzienlijke invloed op de ammoniakemissie. De ammoniakemissie van een stalvloer is dus sterk afhankelijk van het gebruik. De emissiefactor in de RAV is daarentegen een vast getal per stalvloer. Daardoor worden grote verschillen tussen bedrijven, ontstaan door verschil in management, genegeerd.

3.4. Onzekerheden en mogelijke onjuistheden in de data

Van der Sluis (2017) stelt dat volgens monitoringmestmarkt.nl voor fosfaat verschillen tussen berekende

Tabel 3. Samenvattend overzicht van de review: aspecten die mogelijk van invloed zijn op de berekende ammoniakemissie.

Aspect	Invloed op berekende ammoniakemissie Van Bruggen en Geertjes (2019)	Bron / methode
Representativiteit WUM-data:		
Grondgebonden bedrijven ontbreken in de geselecteerde dataset	Mogelijk kleine overschatting (dit is inherent aan onderzoeksmethodiek; geen data beschikbaar van grondgebonden bedrijven)	analyse in deze review
Emissie bij beweiding niet meegenomen	Geen. Studie richt zich op stalemissies	
Aspecten die excreties kunnen beïnvloeden:		
Rantsoen verschillen mogelijk tussen stalsystemen	onduidelijk	
Managementspecten die excretie beïnvloeden	onduidelijk	
Jaareffecten	Hiervoor is gecorrigeerd	Van Bruggen en Geertjes (2019)
Onzekerheid WUM tot $\pm 10\%$		
	Mogelijk over- of onderschatting. Gevoeligheidsanalyse laat zien dat 5% afwijking met name voor runderdrijfmest kan leiden tot afwijkende conclusies. Bij 7% lagere stikstofexcretie (en gelijkblijvende fosfaalexcretie), is er geen onverklaarde N-emissie (N_{rest}) meer voor emissiearme stalsystemen met runderdrijfmest	Van Bruggen en Geertjes (2019), Van der Sluis (2017), analyse in deze review
Onzekerheden in emissiefactoren:		
emissiefactoren NO_x, N_2O, N_2	Mogelijk onderschatting van emissie van NO_x, N_2O, N_2 waardoor overschatting van ammoniakemissie ontstaat.	Van Bruggen en Geertjes (2019)
TAN in de mest is niet helemaal representatief	Doordat dit zowel van invloed is op de NEMA-berekeningen als op de berekening op basis van N:P ₂ O ₅ -verhouding, is geen effect op de verschillen tussen beide waarden te verwachten	Analyse in deze review
Representativiteit mestmonsters:		
Homogeniteit mest	Als met name fosfaatrijke bezinklagen worden afgevoerd, wordt ammoniakemissie overschat. Dit is waarschijnlijk niet het geval, omdat de 0,5% laagste en hoogste waarden van mestanalyses niet zijn meegenomen	
Onjuiste Vervoersbewijzen	Extreme waarden van de mestanalyses zijn niet meegenomen en mestcode en aanwezige diercategorie is gecheckt. Wel is mogelijk sprake van een kleine overschatting van de emissie uit vleesvarkensmest, omdat mest naar 'overige bestemmingen' (te) hoge fosfaatgehalten had	Van Bruggen en Geertjes (2019)
Aspecten die emissies beïnvloeden:		
Management	Dit heeft geen invloed op de gevonden waarden, maar kan een verklaring vormen voor (een deel van de) hogere ammoniakemissie	
Verblijftijd mest in opslag	Een langere verblijftijd van de mest in de opslag kan resulteren in een (zeer beperkte) toename in de ammoniakemissie	Analyse in deze review
Stalbezetting	Waarschijnlijk beperkt, omdat hiervoor is gecorrigeerd op basis van bezettingsgegevens uit Gecombineerde Opgave. Of deze correctie volledig recht doet aan de situatie op individuele bedrijven is moeilijk te achterhalen.	Analyse in deze review

(NEMA-) en gemeten (VDM-)producties voor ongeveer de helft te verklaren zijn door onzekerheden in de gegevens. Verklaring voor de verschillen zou dus deels een gevolg zijn van fouten in de basisdata van NEMA en deels van fouten in de vervoersbewijzen.

Van Bruggen en Geertjes (2019) koppelen de mestcodes aan de diercategorieën die op het bedrijf worden gehouden. Als dit niet overeenkomt, zijn deze gegevens niet meegenomen. Het risico dat er fouten in gebruikte vervoersbewijzen zitten, wordt hiermee duidelijk beperkt. Ook zijn extreme waarden uitgesloten van de dataset.

4. Samenvattend overzicht

In tabel 3 staat per aspect samengevat welke invloed hiervan is te verwachten op de uitkomst van de studie. Op basis van deze review concluderen we dat Van Bruggen en Geertjes (2019) de data zorgvuldig hebben geselecteerd en geanalyseerd. Voor een deel van de aspecten die een bias ('ruis') zouden kunnen vormen, is gecorrigeerd (zoals jaareffecten en stalbezetting). Doordat grondgebonden melkveebedrijven buiten de studie vallen, kan sprake zijn van een kleine overschatting van de ammoniakemissie uit de melkveehouderij. Voor vleesvarkens kan sprake zijn van een kleine overschatting van de ammoniakemissie door afwijkende mestsamenstelling volgens de vervoersbewijzen. Belangrijk zijn onzekerheden van de effecten van verschillende factoren. Voor zowel de N:P₂O₅-verhouding bij excretie als bij mestafvoer geldt dat deze kan zijn onderschat dan wel overschat. Alle gebruikte waarden kennen onzekerheden. Dit maakt conclusies trekken uit de CBS-analyses per definitie moeilijk, omdat er geen 'gouden standaardwaarde' is waarmee een vergelijking kan worden gemaakt. (ROUGOOR10)

Met name onzekerheden t.a.v. WUM-cijfers, grote variaties in excreties en management tussen individuele bedrijven en onzekerheid t.a.v. emissies van overige stikstofverbindingen maken het lastig kwantitatieve conclusies te trekken uit deze studie. Een gevoeligheidsanalyse waarbij de resultaten met verschillende inschatting van onzekerheden en onnauwkeurigheden worden berekend, geeft een bandbreedte en daarmee een beter beeld van de resultaten van deze studie. Het feit dat de analyse structureel een hogere schatting voor de ammoniakemissie geeft dan op basis van NEMA-data wordt verwacht, zonder dat hard kan worden gemaakt waar dit verschil door ontstaat, geeft

aan dat aanvullend empirisch onderzoek noodzakelijk is. (ROUGOOR11)

Bronnen

Bruggen, Cor van, Kathleen Geertjes (2019) Stikstofverlies uit opgeslagen mest. Stikstofverlies berekend uit het verschil in verhouding tussen stikstof en fosfaat bij excretie en mestafvoer. CBS Paper.

Eidhof, Mark (2016) Optimalisatie van fosfaatbenutting van melkveebedrijven op zandgrond door beter gebruik van de kringloopwijzer. Een rapportage van trends uit de kringloopwijzer voor betere fosfaatefficiëntie op melkveebedrijven. CAH Dronten.

CBS (2011) Dierlijke mest en mineralen 2009

CDM-advies 14-02-2019. Bedrijfsspecifieke verantwoording fosfaatrechten.

CDM-advies 18-06-2020. Stikstofverliezen uit mest in stallen en mestopslagen.

Groenestein, C.M., P. Bikker, P. Hoeksma, R. Zom & C. van Bruggen (2015). Excretieforfaits van mest: verschillen tussen berekende en gemeten N/P₂O₅ ratio's in mest. Livestock Research Rapport 748. Wageningen UR (University & Research centre) Livestock Research, Wageningen.

Oenema, J., L.B. Šebek, J.J. Schröder, J. Verloop, M.H.A. de Haan & G.J. Hilhorst (2017) Toetsing van de KringloopWijzer -gemeten en voorspelde stikstof- en fosfaatproducties van mest en gewas. Wageningen UR. Rapport WPR-689, Wageningen

Van der Sluis (2017) Overbenutting van de plaatsingsruimte van dierlijke mest in het zuidelijk veehouderijgebied. PBL Notitie

Bijlage 1

Professor Sven Sommer

Aarhus University

Department of Engineering/Air Quality Engineering

Professor Sven G. Sommer heeft zijn hele wetenschappelijke carrière gewerkt voor een milieuvriendelijke dierlijke productie in Denemarken. In de jaren tachtig van de vorige eeuw wijst hij erop dat de landbouwemissie van ammoniak een probleem vormen voor de kwaliteit van de natuur. In 2005 hield hij zich als hoogleraar bezig met milieutechnologieën die de veehouderij in Denemarken milieuvriendelijk maakten zonder dat dit de productie aantast of de boeren in de portemonnee raakt. Daarnaast heeft hij intensief onderzoek gedaan naar mestscheiding waarmee belangrijke stoffen als stikstof en fosfor kunnen worden afgescheiden en gerecycled. Sommer heeft ook een proefschrift geschreven over de invloed van de pH-waarde op de verdamping van ammoniak naar het milieu. Internationaal is hij een belangrijke drijvende kracht geweest achter de ontwikkeling van het zgn. 'ALFAM'-model, met daarin alle kennis op het gebied van ammoniakemissie na mesttoediening. Dit model is internationaal gepubliceerd en wordt breed gebruikt voor onderzoek, voorlichting en beleid.

Dr. Ir. Carin Rougoor

CLM Onderzoek en Advies

Dr. Ir. Carin Rougoor is senior consultant bij CLM Onderzoek en Advies. Ze houdt zich onder andere bezig met onderwerpen rondom stikstof, mest en klimaat. Na haar opleiding aan Wageningen University & Research heeft ze promotieonderzoek gedaan op praktijkcentrum Rundveehouderij. Daarna is ze als onderzoeker/adviseur gestart bij CLM. CLM Onderzoek en Advies is een zelfstandig en onafhankelijk adviesbureau op de thema's duurzame landbouw, gezonde voeding en plattelandsontwikkeling.

Dr. Ir. Frits van der Schans

CLM Onderzoek en Advies

Als senior adviseur bij CLM Onderzoek en Advies adviseert en ondersteunt Dr. Ir. Frits van der Schans Frits overheden, agribusiness en NGO's op het terrein van duurzame landbouw en gezonde voeding, milieu, dierenwelzijn en dier-/volksgezondheid. Na zijn opleiding aan Wageningen University & Research heeft hij als projectleider/onderzoeker gewerkt bij Praktijkonderzoek Veehouderij. Daarna is hij als onderzoeker/teamleider gestart bij CLM. CLM Onderzoek en Advies is een zelfstandig en onafhankelijk adviesbureau op de thema's duurzame landbouw, gezonde voeding en plattelandsontwikkeling.

Bijlage 2

Review of the report entitled

“Nitrogen loss from stored manure Nitrogen loss calculated from the difference in ratio of nitrogen to phosphate with excretion and with manure removal”

By Professor Dr. Sven G. Sommer, Aarhus University.

Abbreviations

Barn-store category is the categories for different livestock types and barn-store systems

CBS: Statistics Netherlands

CDM: Committee of Experts on Fertilizers Act

GO: Combined Declaration (GO)

N_{rest}: Nitrogen not accounted for by calculation of NH₃, N₂, N₂O and NO_x emission.

NEMA: CDM working group NEMA (National Emission Model Agriculture)

RVO: Netherlands Enterprise Agency (RVO).

URM: Manure Act Implementing Regulations (URM).

Thin manure: Animal slurry or liquid manure

Thick manure: Solid manure

Introduction

This is a review of the report "Nitrogen loss from stored manure - Nitrogen loss calculated from the difference in ratio of nitrogen to phosphate with excretion and with manure removal", which was published October 2019 (Authors Cor van Bruggen Kathleen Geertjes 2019). This report was analysed by CDM committee in 2020 and the analysis send to the Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Directorate of Strategy, Knowledge and Innovation (SKI) by Dr. Oene Oenema 2020 in a letter/report entitled "Advice 'Nitrogen losses from manure in barns and manure storages".

In my review, there is a focus on the equations used in the mass balance calculations. An introduction to these are, therefore, included in this report. There may be an option for calculating SD of the N_{rest} (Nitrogen not accounted for), and assess if the calculated N_{rest} is significant different from zero. This lead to my evaluation of the following issues:

- Using the nitrogen:phosphorus ratio (N:P) on a country scale is evaluated.
- The method for calculating ammonia emission is evaluated and discussed.
- Calculation of losses of N in form of N₂O, NO and N₂ is discussed.

- Finally the calculated nitrogen not accounted (N_{rest} eq. 5) is discussed.

Presentation of algorithms

In most Dutch barn – store systems the liquid manure is stored in tanks below the slatted floor of the barns (CDM – report) and some is stored in stores outside the barns. Quote "Most animal manure in the Netherlands is produced in barns and is stored in manure pits under the barn floor or in manure storages outside the barn. After a storage period of months (the storage capacity of most farms are 6 to 9 months and "NEMA, assume that 20% of thin cattle and pig manure ends up in outdoor storages". The manure is applied to agricultural land, either after processing or not.

In the report of van Bruggen and Geertjes (2019) is presented the outcome of a mass balance calculation of N recovery in manure excreted at the time the manure stores are emptied and manure transported from the store to be applied to fields. The characterization of N and P are from analysis of manure transported from farms with surplus of manure.

The mass balance calculation is based on the assumption that no P is lost from the manure management continuum from excretion of feces and urine until emptying manure from the store. If P is not lost from the manure management chain by leaching then the

ratio of N to P (N:P) can be used to assess the losses of N from the system. If no N is lost then this ratio will be constant if N is lost the ratio will decline. This pattern will be seen irrespective reduction of the volume, which could be due to organic matter loss caused by microbial transformation to volatile components or evaporation of water, or an increase in the volume due to surplus precipitation or groundwater seeping into the stores. Van Bruggen and Geertjes (2019) calculate N_{loss} with the following equation:

$$N_{\text{verlies}} = \frac{\frac{N_{\text{tot,ex}}}{P_2 O_{5\text{EX}}} - \frac{N_{\text{tot,st}}}{P_2 O_{5\text{St}}}}{\frac{N_{\text{tot,ex}}}{P_2 O_{5\text{EX}}}} * 100$$

Vgl. 1

The total nitrogen losses (N_{loss}) is given as a percentage of the amount of excreted N collected in the barn. Concentration of N in excreted manure collected in the barn is $N_{\text{tot,ex}}$ and N in manure removed from the store is $N_{\text{tot,st}}$ is given as a percent (w/w of wet manure). Total concentration of phosphor (all compounds of dissolved inorganic P, organic P and crystal P) in excreted manure collected in the barn is $P_2O_{5,Ex}$ and the concentration in manure removed from the store is $P_2O_{5,st}$ and is given as P_2O_5 weight percent of manure.

Input data was characterization of manure that had undergone laboratory analysis after manure removal from a primary farm. The criteria was that the samples should be from unprocessed manure of one manure type. Selection of data was carried out using seven criteria's (see p. 10 in the report of Van Bruggen and Geertjes (2019)). Extreme nitrogen and phosphate concentration levels was removed. The criteria for excluding data were the 0.5 percent lowest and highest observation of each manure type (99% confidence interval).

The farm categories was related to the categories in the following systems: "classification of barn systems for individual barns under the Regulation on Ammonia and Livestock Farming (Rav)" and "the Manure Act Implementation Regulations". The manure was distributed between liquid manure barn and store category, and solid manure barn and store category. These were again distributed between regular barns (no emission reduction), low ammonia emission barn categories with special floor construction and barns

with ammonia air scrubber. The ammonia retained by air scrubbers was not returned to the liquid manure, but used as a mineral fertilizer, i.e. is not accounted for as retained on the farm because it is lost from the liquid manure.

With the NEMA model the composition and amount of collected excreta was calculated for each barn categories, which fulfil the criteria given and to which the "analysed manure" could be linked. The excretion in a barn category was calculated by weighing the excretion factors per animal category by the number of animals on the farm. The nitrogen losses were determined using data from approximately 90 000 manure shipments per year linked to over 9 000 barns on 8 000 farms.

Ammonia emissions from Dutch farms are calculated using emission factors (EF, kg NH₃ animal-space⁻¹ y⁻¹). Because emission is calculated per animal space, the EF had to be corrected for variation in TAN concentrations over the years. It is assumed that TAN in liquid manure originate from N in urine and uric acid (poultry). For solid manure (farmyard manure, straw rich) this author assume that total N is used in the calculation as most TAN is immobilized or lost during composting.

$$N_{3,TAN} = \frac{EF * \frac{TAN_{ex,j}}{TAN_{ex,ref}}}{Stal\text{tijd}} * \left(\frac{14}{17}\right)$$

Vgl. 2

Emission from a livestock space is NH_{3,TAN} (kg NH₃-N animal-space⁻¹ y⁻¹), the total amount of TAN excreted (kg y⁻¹) by livestock in a barn and store category for a specific year is TAN_{ex,y} and for a reference year TAN_{ex,ref}. This number is then divided by the time the livestock is in house (Barn-time, fraction of year) to give emission factors related to the actual amount of TAN in excreta collected in manure in house per livestock spaces and year for a given category of the barns included in the calculations. The emission factor is then calculated as a percentage of N_{tot,ex} as follows:

$$N_{3,tot} = \frac{NH_{3,TAN}}{N_{\text{tot,ex}}} * 100$$

Vgl. 3

Where NH_{3,tot} is the emission factor given as a percentage of total N in manure of the given barn-store category and N_{tot,ex} is the amount of N_{tot} collected per

year (kg N animal-space⁻¹ y⁻¹).

Then emission of N due to nitrification and denitrification producing N₂, N₂O and NO_x is calculated as follows:

$$N_{other} = N_2O + NO + N_2$$

Vgl. 4

Where N_{other} is the sum of emission of these components given in N percent of N_{tot,ex}. In the CDM report it is mentioned, quote "that Emissions of N₂O, NO_x and N₂ from soils have been measured, however, under specific measurement conditions (SOMMER8), and the results of these studies have been used to determine ratios of N₂O: NO_x : N₂ emissions can be derived for emissions from manure storages (1:1:5 for solid manure and 1:1:10 for thin manure are used". Thin manure is assumed to be liquid manure, i.e. mix of feces, urine, water, spilt feed etc.

Finally, an N_{rest} (N unaccounted for in the calculation) is calculated as the difference in N_{loss} from the mass balance calculations (eq. 1) and the gaseous emission calculated with eq 2, 3 and 4 as follows:

$$N_{rest} = N_{loss} - (NH_{3,tot} + N_{other})$$

Vgl. 5

Where N_{rest} is given as a percentage of N_{tot,ex}.

Discussion

Mass balance calculation

It should be feasible to carry out probability calculations to estimate the SD of the N_{loss}, N_{rest} and emissions given as a percentage of N_{tot} in excreta collected in barns, and then calculated whether N_{rest} is significant different from zero. (SOMMER7) For this calculation there is a need to know the SD of the average N_{tot} and P₂O_{5,tot} from analysis of slurry collected in the barn at excretion and exported from the store. It is known that there are uncertainties in measuring the total N and P₂O₅ of exported manure partly due to inhomogeneity, partly due to that in most analysis precision



are affected by the pre-treatment of the samples. (SOMMER4) Further, in ring test it is seen that different laboratories may give different results when analyzing samples of manure, this is partly because they may use different procedures and analytical methods and partly because it is difficult to homogenize the samples that are send to the laboratories. (SOMMER5) Further, it is known that the N and P concentration in manure varies much between farms. So it is expected there is a high standard deviation of average N_{tot} and P₂O₅ concentration in the manure categories. Therefore, on a national scale, it is questionable to use the data from the analysis of manure from a selection of barns and calculate means for barn-store categories and assume this is representative for all barns in the category. (SOMMER6) Further, if solid manure is stored outside then leaching will affect N and P₂O₅ concentration and this will affect the N_{loss} calculations. In most cases, this will not be important.

These factors have an effect on the SD of average N_{tot}

and P_2O_5 concentration, which is reflected in the study of Derikx *et al.* (1997). They showed that for liquid pig and cattle manure, and solid poultry manure there was a large variation in the measured N and P in manure emptied from the store (Table 1), i.e. the coefficient of variation for the measured N_{tot} varied from 8 to 35 % and for P_{tot} from 21 to 47% (Table 1). In the study, the number of samples was between 25 and 30.

TAN calculated as the fraction of excreted N that originates from urine is used in most inventory calcu-

Table 1. Test of variation in manure composition (Derikx *et al.* 1997). The heading of the table is “Mean composition of loads in DM, ash, N, P, K (g/kg fresh manure) as sampled by reference methods, and variation coefficients (%) of deviation between sampled loads for the different types of manure in each of the three experiment.

Experiment/Manure	DM		Ash		N		P		K	
	mean	VC	mean	VC	mean	VC	mean	VC	mean	VC
Experiment I										
Pig slurry (n = 30)	77	47	25	40	7.2	35	1.5	47	5.9	34
Cattle slurry (n = 30)	90	20	23	22	4.9	20	0.8	25	5.1	16
Poultry slurry (n = 26)*	156	15	55	22	12.0	8	3.4	21	5.0	8
Experiment II										
Belt manure (n = 25)	491	18	124	26	26.8	18	8.5	35	11.4	19
Broiler man. (n = 35)	558	16	132	34	26.6	27	9.3	25	17.0	14
Experiment III										
Pig slurry (n = 30)	86	31	27	30	7.3	27	1.7	29	5.9	32
Pig slurry (n = 26)#	94	18	29	19	7.9	16	1.8	22	6.3	25
Cattle slurry (n = 30)	75	28	20	20	4.7	19	0.6	33	5.5	15
Poultry slurry (n = 30)	146	14	53	25	10.4	10	2.6	23	5.1	20

* without 4 loads with addition of potassium
without 4 loads with diluted sow slurry

lations, and this may be the only available method for calculating the content of this component in manure at a national scale. It is the impression that the calculations of TAN in manure do not include transformation of organic N to TAN during storage, and contribution of this fraction to emission. It is shown in a few laboratory studies that this transformation takes place, but these do not provide information about the transformation at full scale.

There is no validation of the model calculations in the report of van Bruggen and Geertjes (2019). (SOMMER2). In table 2 is presented the result from a small test of the mass balance calculations carried out using data from a study of NH_3 and N_2O emission from solid manure heaps, where mass of manure, and concentration of N_{tot} and P_{tot} before and after a storage period was measured (Table 2). In two out of four cases the N losses calculated with the N:P ratio method were similar to the calculations of N losses using a standard mass balance (measured the mass of manure and N_{tot} concentrations), and in two cases calculations using the N:P method overestimated the loss with 43 and 45 % compared to measurement with the “standard mass balance”.

In the study of Sommer (2001) the standard error of the mean N_{tot} varied between 0.2 and 1.4 g N kg^{-1} (Mean 6.4 – 8.8 g kg^{-1}) and for P_{tot} 0.1 to 0.3 g P kg^{-1} (Mean 1,15 to 1.56 g P kg^{-1}). P was leaching from the heap but including this loss in the calculations did

Table 2. Illustrating the outcome of the calculations using the mass balance method based on the N:P ratio in stored solid manure before and after a storage period, and on the loss calculated using information about the mass and N and P concentrations of the stored solid manure at start and after the storage period. N and P concentrations was measured as an average of the concentration in 3 samples of homogenized manure collected from the manure when establishing the heap and removing manure at end of experiment (Sommer 2001).

	N-loss-	N-loss	NH_3 -emis	N-Leaching	N_2O -emis	N_2 -emis	N_{rest}	$N_2O: N_2_{rest}$
	N:P-method	Mass-method	Measured	Measured	Measured	Calculated Dutch model	Calculated Dutch model	
	% of N_{tot}	% of N_{tot}	% of N_{tot}	% of N_{tot}	% of N_{tot}	% of N_{tot}	% of N_{tot}	Ratio
Compacted	32	18	14.9	2.3	0.3	1.5	14	58
Cut	11	10	7.2	2.9	0.1	0.5	0	34
Covered	28	16	15.4	2.6	0.2	1	9	61
Untreated	31	29	Nm.	3.4	0.1	0.5		

not affect the N-Loss calculated with the N:P method much. It is seen, that N-leaching can account for 1/10 to 1/3 of the calculated N-loss.

In a recent Danish study livestock slurry samples were collected after having the stored slurry carefully stirred and homogenized immediately before application in the field (Hansen 2019). Two slurry samples from each store were collected and send to three laboratories. There were differences in the characterization between the analysis of N-tot and P-tot carried out by the three laboratories (Table 3.2). Irrespective the stores were well mixed there were relative large differences between the two samples collected (largest for P) and the standard error of the mean of six analysis was high (Table 3.1). The N-tot and P-tot concentration varied much between farms (Table 3.3). The average

total nitrogen concentration of in the slurry from seven fattening barns was 4.3 kg (N) m⁻³ (SD 0.7 kg (N) m⁻³) and the concentration of total phosphorous 0.7 kg(P) m⁻³ (SD 0.4 kg(P) m⁻³).

The farms were selected, because they could provide reliable information about the feeding of the animals, growth, milk production etc., and with the Danish Normative manure model this information was used to calculate the concentration of total Nitrogen and total Phosphorus in the slurry at the time for emptying the store. It is seen (Fig. 1) that in four out of ten cases the calculated concentration was within 20% of the measured, and in six cases the calculated concentration were up to 80% different from the measured concentration. (SOMMER3).

The calculation of N and P concentration in excreta

Table 3.1. Average concentration of N and P in slurry samples from pig and dairy farms, average of characterization of two samples collected from newly stirred slurry – each of them analyzed by three laboratories.

Table 3.1. Gemiddeld gehalte aan N en P in mestmonsters van varkens en melkvee bedrijven, gemiddelde van 2 monsters genomen uit recent gemixte mest, elk monster geanalyseerd door 3 laboratoria.

				Fattener A	Fattener B	Fattener C	Fattener D	Fattener E	Fattener F	Fattener G	Dairy
Lab 1..3	N-Total	kg (N)/tons	Ave	3.6	6.1	4.4	2.8	4.5	4.2	4.2	3.8
Lab 1..3	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.4
Lab 1..3	N-Total	n	n	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	4.0	6.0	6.0
Lab 1..3	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.57	1.3	0.8	0.5	1.2	0.3	0.3	0.5
Lab 1..3	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.2	0.4	0.2	0.1	0.2	0.3	0.2	0.3
Lab 1..3	Phosphor	n	n	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	4.0	6.0	6.0

Table 3.2. Average concentration of N and P in slurry samples from pig and dairy farms, average of two samples collected from newly stirred slurry.

Table 3.2. Gemiddeld gehalte aan N en P in mestmonsters van varkens en melkveebedrijven, het gemiddelde van 2 monsters van recent gemixt mest.

				Fattener A	Fattener B	Fattener C	Fattener D	Fattener E	Fattener F	Fattener G	Dairy
Lab1	N-Total	kg (N)/tons	Ave	3.7	5.6	4.5	2.6	4.6	3.7	4.1	4.0
Lab1	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.12	0.62	0.59	0.06	0.12		0.08	0.06
Lab1	N-Total	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 2	N-Total	kg (N)/tons	Ave	3.19	6.10	4.02	2.45	4.38	4.14	4.07	3.44
Lab 2	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.12	0.18	0.15	0.18	0.09		0.02	0.23
Lab 2	N-Total	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 3	N-Total	kg (N)/tons	Ave	4.00	6.56	4.76	3.20	4.64	4.44	4.41	3.94
Lab 3	N-Total	kg (N)/tons	SD	0.049	0.170	0.198	0.177	0.035	0.035	0.134	0.057
Lab 3	N-Total	n	n	2	2	2	2	2	2	2	2
Lab 1	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.6	1.3	0.8	0.5	1.1	0.3	0.3	0.5
Lab 1	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.26	0.06	0.08	0.04	0.11		0.04	0.02
Lab 1	Phosphor	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 2	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.43	1.19	0.76	0.32	1.15	0.41	0.28	0.43
Lab 2	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.18	0.30	0.13	0.06	0.07		0.04	0.07
Lab 2	Phosphor	n	n	2	2	2	2	2	1	2	2
Lab 3	Phosphor	kg (P)/tons	Ave	0.66	1.42	0.95	0.64	1.26	0.29	0.34	0.51
Lab 3	Phosphor	kg (P)/tons	SD	0.22	0.06	0.11	0.03	0.03	0.02	0.07	0.08
Lab 3	Phosphor	n	n	2	2	2	2	2	2	2	2

Table 3.3. Average concentration of N and P in two slurry samples from pig and dairy farms collected immediately after stirring the slurry. Each average of a samples measured by three laboratories.

Tabel 3.3. Gemiddeld gehalte aan N en P in twee mestmonsters van varkens en melkveebedrijven verzameld direct na het mixen van de mest. Elk gemiddelde is gemeten door 3 laboratoria.

				Fattener A	Fattener A	Fattener B	Fattener B	Fattener C	Fattener C	Fattener D	Fattener D	Fattener E	Fattener E	Fattener F	Fattener F	Fattener G	Fattener G
				Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2
Lab 1..3	N-Tot	kg (N)/tons	Ave	3.6	3.6	6.2	5.9	4.6	4.3	2.7	2.8	4.5	4.6	4.4	4.1	4.1	4.2
Lab 1..3	N-Tot	kg (N)/tons	SD	0.4	0.5	0.2	0.8	0.6	0.3	0.3	0.5	0.2	0.1	ND	0.4	0.2	0.2
Lab 1..3	N-Tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3
Lab 1..3	P-tot	kg (P)/tons	Ave	0.64	0.37	1.14	1.39	0.73	0.91	0.45	0.41	1.21	1.16	0.31	0.37	0.26	0.33
Lab 1..3	P-tot	kg (P)/tons	SD	0.15	0.11	0.25	0.01	0.11	0.10	0.13	0.20	0.12	0.09	ND	0.07	0.02	0.05
Lab 1..3	P-tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3

				Fattener A	Dairy A	Dairy A	Sows A	Sows B	Mink A	Mink A	Broiler A	Broiler A
				Sample 1	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2	Sample 1	Sample 2
Lab 1..3	N-Tot	kg (N)/tons	Ave	3.6	3.8	3.8	3.3	3.3	9.5	9.9	15.9	15.1
Lab 1..3	N-Tot	kg (N)/tons	SD	0.4	0.2	0.4	0.3	0.3	0.6	0.3	1.0	0.5
Lab 1..3	N-Tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lab 1..3	P-tot	kg (P)/tons	Ave	0.64	0.51	0.40	0.82	0.59	2.54	2.29	4.97	4.55
Lab 1..3	P-tot	kg (P)/tons	SD	0.15	0.05	0.06	0.04	0.18	0.22	0.05	0.19	0.27
Lab 1..3	P-tot	n	n	3	3	3	3	3	3	3	3	3

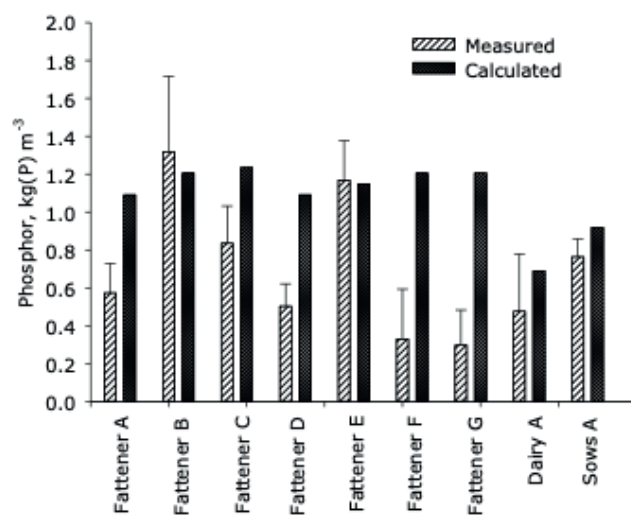


Figure 1. Measured and calculated phosphorus concentration in slurry samples from slurry stored in outside Danish slurry stores. The stores were stirred immediately before taking two samples, three subsamples were taken from each of these and send to three laboratories i.e. in total six analysis were carried out per sample. The calculated P concentration was estimated using the Danish normative model using feed ration data from each farm and emission factors as related to the barn type and cover of stored slurry.

from the animals are most probably also much affected by precision in data about feeding and parameterization of the algorithms used in the calculation. Further, precision must be affected by, quote the CDM report “no farm-specific information was used in the CBS study on rations and on N and P fixation in animal products”.

The conclusion is that the N_{loss} calculations must be very unprecise, and it is advised that it should not be used as an indicator of how much N that is lost in form of ammonia and N_2 , N_2O and NO from livestock barn – stores in the Netherlands. (SOMMER1)

NH₃ emission calculations

In the calculation of NH_3 emission from barns and stored liquid manure the emission is in practice related to TAN concentration in the manure using equation 2 and 3. These equations accounts for variation in annual average feeding rations, and it is understood that this result in that although emission is calculated per livestock space then it is much influenced by the concentration of TAN in animal manure. It is the impression that the TAN is estimated assuming that all N components in urine is transformed to TAN and

no of the components in the feces is transformed to TAN. This is a method used in scenario calculations of most countries, because most urine N is known to be transformed to TAN and there are few if any reliable measurements of N transformation during storage of liquid manure— except for a few laboratory studies. The ammonia emission factors dates back to large studies in 2000 and 2015. This result in that some of these measurements (emission per animal space per year) are carried years ago others are new. Therefore, the emission is adjusted for changes TAN concentration of the excreted manure. But can we do this? Dutch and Belgian studies show that for pig liquid manure pH is affected by feeding, and one may assume that Dutch farmers have reduced N in feed with the aim to reduce N that have to be transported from the farm, and a hypothesis is that this reduction may have contributed to a reduction in pH?

Regarding ammonia emission from solid manure, then using an EF based on TAN concentration may be problematic, if this is the method used. In straw based solid manure TAN may be immobilized and TAN concentrations will be reduced significantly due to oxidation to nitrate, and production and loss of N_2O during oxidation to and reduction of NO_3 and loss of N_2 due to reduction of NO_3 , i.e. nitrification and denitrification. It is known, that much N is lost from solid manure through this pathway.

N emission due to nitrification and denitrification

The authors Cor van Bruggen and Kathleen Geertjes (2019) mention, that they calculate N_2 emission by multiplying N_2O calculated using the IPCC tier one model with an empirical factor, because there are few if any studies of N_2 , N_2O and NO_x emission from barns, and there are no method for measuring N_2 emission from full scale barns. It is a problem, that there are no studies that can validate the Dutch calculation of these emissions. The calculated emission must be un-precise, as transformation of TAN to N_2O and N_2 is known to vary much as related to oxygen concentration, temperature, acidity etc. Especially N_2 emission from deep litter and solid manure stored in animal houses and outside is very high and may account for some of the unexplained N_{rest} loss percentage – it is understood that a relative little fraction of manure is managed as solid manure.

To my knowledge soil scientist agree on, that even for soils the estimation of N_2 emission by multiplying

measured N_2O emission with a factor is not precise. Then transferring this concept to calculate N_2 emission from manure in barns and stores cannot be recommended. Further, it is interesting that it is assumed that the ratio of $N_2O:N_2$ is 1:5 for solid manure and 1:10 for liquid manure (thin manure). If results from the solid manure storage study mentioned above (table 2) is used to calculate the N_2O-N_2 ratio, and the N unaccounted for is assumed to be N_2 emission this ratio should be between 34 and 61 for a small heap of deep litter where composting take place. In addition, one may also question the validity of using the standard emission factor for N_2O proposed by IPCC (SOM-MER9).

It is mentioned that N_2O and N_2 from liquid manure systems are not underestimated, because the manure stored is anaerobic. There may be emission from the floors soaked in urine and faces. This emission may be low due to the relative slow growth of nitrificants being removed when cleaning the floor and due to low amounts of TAN, organic matter and liquid on the floor; but if this is not the case then this emission may be larger than accounted for in the calculations. The liquid manure is stored for 6-9 mths, and if in these systems a surface crust develop on the stored liquid manure then there is a potential for production of N_2O and N_2 . This emission is from the surface layer, and as the surface to volume ratio of Dutch liquid manure stores may be high, the emission in pct. of N_{tot} may be low.

N_{rest} calculations

In the CDM report (Oenema *et al.* 2020), it is mentioned that “in terms of order of magnitude, the calculated nitrogen losses in the CBS study (Van Bruggen and Geertjes 2019) correspond to those calculated by Bruins *et al.* (2000) for similar animal categories and barn systems, and with those of Groenestein *et al.* (2015) for thin pig manure and cattle manure”. This may well be due to, that it is similar models and to some extend same parameters that is used in these studies. It would be interesting to see studies of the precision of the calculated N_{tot} , TAN and P concentration in excreta on Dutch farms. Within the defined categories of livestock farms the concentrations of these components may vary, because of a variation in feeding practice and in efficiency in uptake of the N and P of the livestock on different farms.

The N_{rest} is larger than ca. 50% of the total N_{loss} calculated for most dairy and pig barn-store systems. Exceptions are three regular dairy barn categories and regular fattening pig houses. For most poultry categories (e.g. ducks and broilers regular barns, parent broilers regular barns etc.) the N_{rest} is less than 50% of total-N.

There is a trend that the calculated N_{loss} of low emission barn-store systems of dairy cows are lower than N_{loss} from farms without reduction measures (NH_3 emission reduction), but not as low as expected from the assumed efficiency of the reduction due to low emission barn design, and this is also the case for some pig farms. Examples are low emission dairy systems, pig houses with slurry sloped wall systems with low N_{loss} compared to barns without reduction measures. Interestingly N_{rest} is not reduced for pig slurry cooling systems, which should be a technology that reduce NH_3 and probably also N_2 , N_2O , NO_x emission

from the stored liquid manure. For poultry N_{loss} is for most low emission system lower compared to systems without reduction measures. This may be a result of that farmers are not managing the system according to the manuals.

For the category dairy farms managing manure in form of solid manure the N_{rest} is very large, and this is probably due to the imprecise calculation of N_2 emission. This is not the case for the poultry manure category, where solid manure are collected and where addition of water is avoided as much as possible and hydrolysis of the ureic acid may be slow. Therefore, it could be hypothesized that conditions for nitrification and denitrification be poor.

In the discussion (Van Bruggen and Geertjes 2019) is given a range of good and valid reasons for the unprecise estimates of N-loss using the N:P method, which



contribute to the large N_{nest} calculated. In addition to these then it is the experience in Denmark that the inhomogeneity of P content in liquid manure is very large, and even when taking samples from a newly and carefully stirred farm scale pig liquid manure store the variation of the average of P is high. In the discussion (Van Bruggen and Geertjes 2019), it is mentioned that the excretion model may not be correct i.e. an example of P transferred to milk is given. There must be a range of challenges in collecting data about feed rations given to the livestock in a given livestock category, and there may be problems in using the right parameters in this model that shall mimic the “flow of feed N and P” to either milk, meat, egg or excreta?

Conclusion

The concentration of $N_{\text{tot,st}}$ and $P_{\text{tot,st}}$ used in the calculations of composition of manure from stores may be biased due to that this manure originates from farms with surplus of plant nutrients, that has to be transported to farms with a need for these. It is difficult to provide precise N or P concentration in manure collected from a farm store, and the SD of these data is large in most studies. SD of mean of slurry composition are not provided, and the quality of data used in the calculations cannot be assessed. It is assumed that there must be a relative large SD of the calculated N_{ex} and P_{ex} as affected by SD of parameters and variables (Food rations, emission factors etc.) used in the calculations. It is recommended that an analysis of significance is carried out.

The models for calculating N_2 , NO_x and N_2O emission are expert guesses and probably not correct. It is recommended that experiments are carried out to provide better estimates of these emissions and that the N_2 and N_2O emission calculations are revised.

The report is not mentioning if immobilization/mineralization of N is included in the calculations. There are few if any good studies about these processes and it is recommended that if Dutch scientist have carried out studies about mineralization and immobilization, then this information should be included in the calculation. If this information do not exist or is inaccurate then more studies is needed.

There may also be a need for a revision of the calculation of ammonia emission, which seems to be based on emission data related to animal spaces. It is known that Dutch scientist are working on better models. The NH_3 emission calculations may be improved by carrying out more studies and develop better models reflecting the processes of emission as related to soiled surfaces, store design, barn design, ventilation etc. Still is it possible to estimate emission factors or develop models for calculating emissions that precisely reflect NH_3 emission from farm livestock buildings and stores in practice? The emission from farms of the same category differs due to larger and smaller differences in barn design, management, biology etc.

In conclusion, it is not achievable to calculate a valid average national N_{loss} for livestock/barn/store categories by use of N:P ratio mass balance.

References

- Derikx P.J.L, Ogink N.W.M. and Hoeksma P. 1997. Comparison of sampling methods for animal manure. Netherlands journal of Agricultural Science 45, 65-79.
- Kupper, T., Häni, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B. & VanderZaag, A. (2020). Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. Agriculture, Ecosystems & Environment, 300 (2020) 106963
- Oenema O. et al. 2020. Nitrogen losses from manure in barns and manure storages. CDM analysis send to the Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Directorate of Strategy, Knowledge and Innovation (SKI).
- Sommer, S.G. 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. European Journal of Agronomy, 14/2, 123-133.
- van Bruggen C. and Kathleen Geertjes K. (2019), Nitrogen loss from stored manure Nitrogen loss calculated from the difference in ratio of nitrogen to phosphate with excretion and with manure removal. CBS paper.

Bijlage 3



Stichting I-VEE is initieel een organisatie voor onderzoek en kennisverspreiding. De Stichting I-VEE is aangemerkt als Algemeen Nut Beogende Instelling ofwel een ANBI-stichting. Daarmee heeft de Nederlandse overheid I-VEE erkend als onafhankelijke “goede doelen Stichting”.

I-VEE houdt zich met name bezig met het onafhankelijk verrichten van onderzoek, experimentele ontwikkeling, en met het breed binnen de branche verspreiden van de resultaten van die activiteiten door middel van publicaties en kennisoverdracht.

I-VEE ondersteunt innovatoren op de weg naar een doelmatig en daadkrachtige innovatie die aansluit op nationaal en internationaal stikstof- en klimaatbeleid. De ondersteuning gebeurt door onderzoek, delen van beschikbare kennis en door actieve participatie in projecten. Het geeft veerkracht aan projecten zodat de toekomstbestendigheid van innovaties sterk toeneemt. Dit doet I-VEE via twee overkoepelende programmalijnen:

1. reductie van vermestende stikstofemissies en
2. reductie van de uitstoot van broeikasgassen.

Bij de oprichting in 2021 is als ultieme doel in de statuten opgenomen ‘een emissieloze landbouw’. Dat is best een ambitieuze doelstelling. I-VEE richt zich daarom in de startfase vooral op ammoniak- (NH_3) en methaanuitstoot (CH_4) uit veestallen, mestopslag en mestbe- en verwerking. Later wordt dit verbreed naar het voorkomen van emissies van broeikasgassen en vermestende stikstofverbindingen in de gehele kringloop van het agrarisch bedrijf.

I-VEE neemt in het gehele werkveld van het stikstof- en klimaatbeleid de rol van wegbereider op zich. Als onafhankelijke goede doelen organisatie (NGO) is I-VEE bezig in de actualiteit en kijkt vooruit, ontwikkelt visies en draagt bij aan beleidsontwikkeling. Projecten en programma’s worden hierop gebaseerd. Met deze activiteiten maakt I-VEE transformatieve krachten los die bijdragen aan innovatieve oplossingen.

Ook vragen, zowel privé als uw beroepsgroep zijn bij I-VEE in goede handen. Vanuit de initiële vraag zoeken we samen met u en onze experts naar een oplossing. Deze oplossing kan openbaar worden gemaakt of commercieel worden uitgezet. De revenuen hiervan worden geïnvesteerd in nieuw onderzoek. Ook kunt u de Stichting inzetten als vraagbaak ter ondersteuning van uw activiteiten op het vlak van emissiereductie.



Stichting I-VEE

Hondsbosserdijk 5

5575 XE Luyksgestel

office@i-vee.nl

+31 (0) 85 3019700