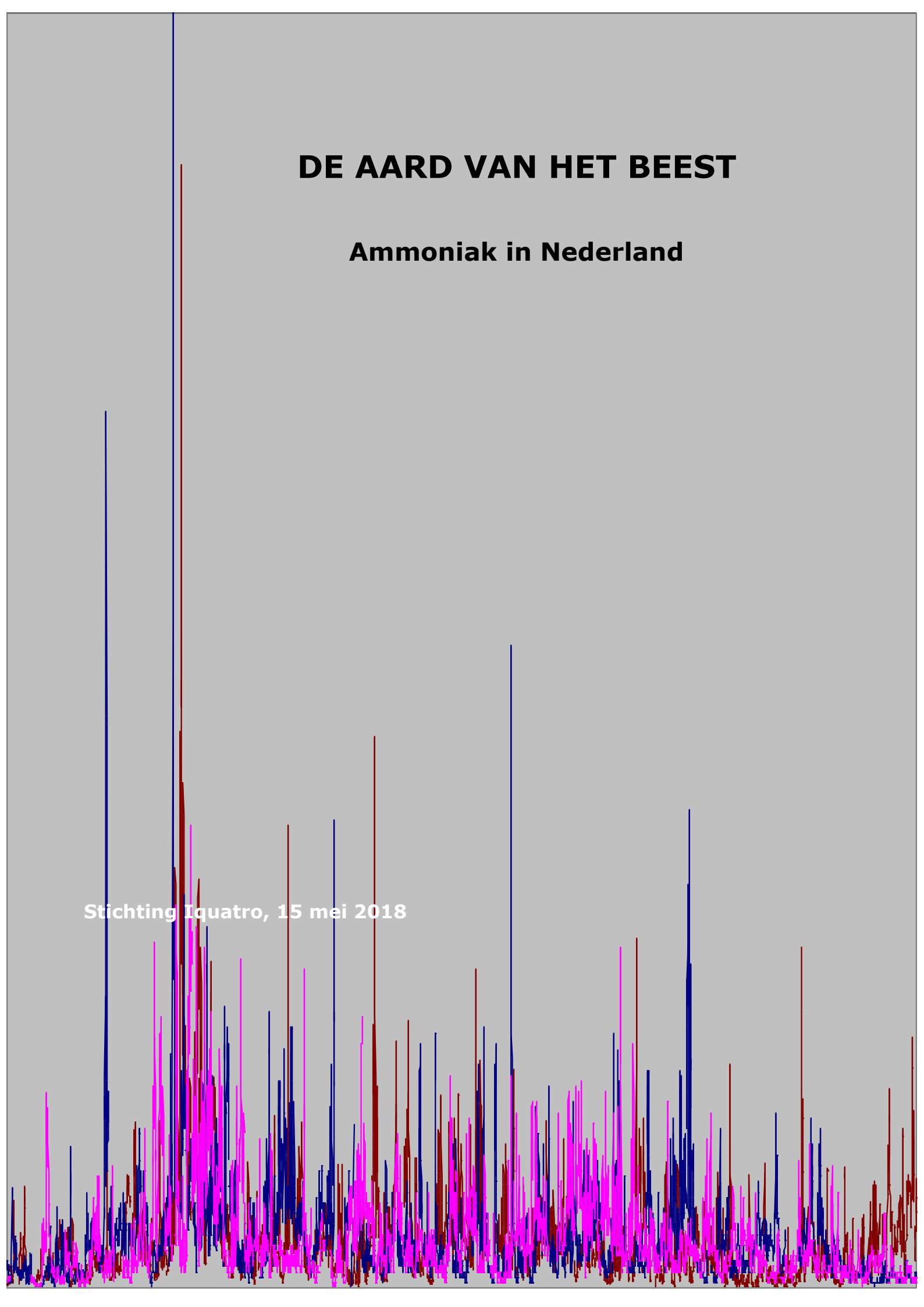


# DE AARD VAN HET BEEST

## Ammoniak in Nederland

Stichting Iquatro, 15 mei 2018



# **DE AARD VAN HET BEEST**

## **Ammoniak in Nederland**

## Conclusies

- 1 Over de periode 1995-2014 is de atmosferische concentratie van ammoniak niet wezenlijk veranderd. Het bewijs hiervoor is dat, met als enige uitgangspunt de landelijk gemiddelde neerslag, een jaarlijkse ammoniakconcentratie berekend kan worden die tot op een paar procent nauwkeurig overeenkomt met het gemeten gemiddelde. De door het RIVM en andere instanties berekende ammoniakconcentraties verschillen tot tientallen procenten met de gemeten waarden.

Omdat de ammoniakconcentratie een direct gevolg is van de ammoniakemissie betekent dit tevens dat ook die emissie over de periode 1995-2014 niet wezenlijk veranderd kan zijn. Modelberekeningen van o.a. het RIVM laten over die periode een daling van de emissie zien van ruim 300 naar 120 kiloton per jaar. Deze modelberekeningen zijn niet te verenigen met de gemeten werkelijkheid.

- 2 De landelijk atmosferische concentratie van ammoniak, zoals gemeten in het LML, bedraagt over de periode 1995-2014 gemiddeld  $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . (*overheidsinstanties hanteren een discutabele rekenmethode en komen tot een gemiddelde waarde  $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$* ) De reële hoogte van de ammoniakconcentratie in de gebieden van het MAN netwerk bedraagt over de periode 2005-2016 gemiddeld  $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (*het officieel gepubliceerde gemiddelde komt hoger uit, op  $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$* )

De enige functie van de LML metingen is om trends op te sporen over eventuele toename of afname van emissie. De metingen geven geen inzicht in de omvang van die emissie, noch in de omvang van eventuele droge depositie van ammoniak.

Hetzelfde geldt voor de MAN metingen. In vee-arme gebieden verschillen de MAN metingen nauwelijks van (in lokatie) vergelijkbare LML stations. In vee-rijke gebieden zijn de MAN metingen lager tot veel lager (afhankelijk van de grootte van het natuurgebied) dan in LML stations. Metingen van het MAN zorgen regelmatig voor publiciteit maar hebben geen toegevoegde waarde.

- 3 Uit de analyse van het jaarlijkse verloop van de atmosferische ammoniakconcentratie kan worden geconcludeerd dat het uitrijden van mest voor ongeveer 18% bijdraagt aan die concentratie. Opmerkelijk is dat deze bijdrage over de gehele periode 1995-2014 vrijwel constant is. Het betekent tevens dat het uitrijden van mest voor slechts 18% bijdraagt aan de totale landelijke emissie.

Berekeningen van het RIVM en de WUR komen tot een bijdrage van gemiddeld 47% van de totale emissie. De daarbij gehanteerde rekenmodellen zijn recent volledig afgeserveerd.

- 4 Afgaande op rekenmodellen komt ongeveer 40% van de ammoniakemissie als droge depositie op de vegetatie en de grond terecht. Uitgangspunten daarbij zijn dat ammoniak neerslaat én dat hoe ruwer de vegetatie is desté meer ammoniak wordt ingevangen. De fysische eigenschap van ammoniak is echter dat het 41% lichter is dan lucht – het stijgt dus op. Afhankelijk van atmosferische omstandigheden blijken op variabele hoogten (200-1200 meter) zeer hoge ammoniak concentratie voor te komen.

Dat 40% van de uitgestoten ammoniak zich aan de wetten van de natuurkunde zou onttrekken is niet geloofwaardig. Bij het effect van de aard van de vegetatie en de daarbij geobserveerde concentratieverschillen in de lagere luchtlagen (< 5 meter) worden oorzaak en gevolg verwisseld.

Het fundamentele probleem voor verdedigers van droge depositie is dat er geen enkel experimenteel bewijs voor bestaat. Niet onvermeld moet blijven dat fijnstof, dat voor 30-40% uit stikstofverbindingen kan bestaan, wel degelijk kan neerslaan. Maar ook daarover zijn geen gegevens bekend.

- 5 De enig verifieerbare stikstofdepositie die op vegetatie en bodem terecht komt is die van ammonium en nitraat in regenwater. Afhankelijk van de lokatie (laag aan de kust, hoog in

het midden en oosten van het land) varieert de totale natte stikstofdepositie van 400-800 mol/ha per jaar. Daarmee wordt in feite nergens in Nederland de laagste categorie van de KDW overschreden.<sup>1</sup>

Met een simulatie waarin wordt gedifferentieerd tussen de uitgeregende jaarproductie van ammoniak en de ammonium die met wolken van elders wordt aangevoerd, is een schatting gemaakt van de omvang van de totale ammoniakproductie. De uitkomst is dat het totaal in de periode 1995-2014 tussen 60 en 80 kiloton moet hebben gelegen. Dat het meer is geweest dan 100 kiloton per jaar kan feitelijk worden uitgesloten.

Dit resultaat zal natuurlijk zwaar worden aangevochten, maar bedenk dat het verschil tussen de gemeten emissie en de berekende emissie bij het aanwenden van mest (zie onder punt 3), zo'n 30 kiloton bedraagt. Verreken dat met de berekende emissie van rond 120 kiloton en er blijft een emissie van 90 kiloton per jaar over, die geheel gebaseerd is op modelberekeningen (o.m. van stalemissies) waarvan het realiteitsgehalte onduidelijk is.

- 6 De rekenmodellen waarmee de emissie, de droge depositie en de atmosferische concentratie van ammoniak worden berekend zijn aantoonbaar onjuist. De uitkomsten worden gelogenstraft door feitelijke metingen danwel door afwezigheid van experimenteel bewijs ter ondersteuning.

De uitkomsten van de rekenmodellen hebben bovendien een status als "waarheid" verworven die ze niet toekomt. De onzekerheid in b.v. de depositieberekeningen met AagroStacks en de opvolger daarvan Aerius bedragen zeker 30% (deze depositieberekeningen worden ook gebruikt bij de Programmatische Aanpak Stikstof), terwijl agrariërs juridisch klem worden gezet met berekende toenames van depositie van 0,05 mol. Waarom de onzekerheden buiten beeld blijven wordt duidelijk uit het volgende citaat:

*"Juristen kunnen overigens alleen met vaste waarden omgaan en niet werken met onzekerheden. Om die reden heeft het vermijden van de onzekerheden geen zin".<sup>2</sup>*

Opmerkelijk is dat de modeluitkomsten het beleid van de overheid volledig ondersteunen. Elke aan de agrarische sector opgelegde maatregel wordt gevolgd door nieuwe berekeningen die het "succes" ervan etaleren. Echter, in de praktijk hebben alle maatregelen niet tot een meetbaar effect geleid.

Geconfronteerd met verschillen tussen modeluitkomsten en de gemeten werkelijkheid geven medewerkers van onderzoeksinstituten doorgaans ontwijkende antwoorden, zoals "we onderzoeken het nog" of "mogelijk is de daling van de ammoniakemissie lager dan we hebben aangenomen", met als favoriet "we hebben meer metingen nodig". Die medewerkers hadden rond 1995 al kunnen en moeten vaststellen dat hun rekenmodellen fundamentele fouten bevatten. Of, zoals in het geval van de gesimuleerde KDW's, vanwege veel te grote onzekerheden niet in de praktijk zouden mogen worden gebruikt.

Om het hele door overheid en onderzoeksinstituten gestuurde ammoniakdossier hangt niet de geur van ammoniak, maar die van de werkwijze van Trofim Lysenko<sup>3</sup>

---

<sup>1</sup> De kritische depositie waarde (KDW) is het resultaat van een simulatiemodel, waarvan de auteur (dhr van Dobben) direct heeft beweerd dat het niet gebruikt kan worden op het niveau van habitattypen vanwege een onzekerheid in de berekende uitkomsten die kan oplopen tot 100%. Desalniettemin heeft deze auteur, op verzoek van minister Gerda Verburgh, de definitieve lijst met KDW's voor elk habitatype vastgesteld.

<sup>2</sup> Uit: antwoord op verzoek van adviesbureau INCAconsult om verduidelijking van de onzekerheden in de berekeningen met AagroStacks, door Peter Hofschreuder (WUR, ontwerper van AagroStacks) e-mail 19 juni 2009

<sup>3</sup> Russisch agronoom die in de eerste helft van de 20-ste eeuw de principes van de genetica en zijn gegevens zodanig manipuleerde dat ze een volledige ondersteuning vormden voor de Sovjet-ideologie

## VOORWOORD

Het is de aard van het beest om uit ureum en urinezuur ammoniak te produceren, gewoon als afvalproduct van zijn stofwisseling. Het beest is een bacterie, en er zijn er veel van. Triljarden, zoveel en zo wijd verspreid in het milieu dat het praktisch onmogelijk is ze uit te schakelen. Het is al eens eerder – in een andere context – gezegd:

*"you just can 't kill the beast"<sup>4</sup>*

De ammoniak-producerende bacterie doet het vooral goed in een zuurstofarme of zuurstofloze omgeving die bijvoorbeeld ontstaat wanneer ontlasting en urine met elkaar worden vermengd. De eerste reactie daarop is om naar de agrarische sector te wijzen als belangrijke emissiebron, maar er zijn er meer. Zoals 17 miljoen Nederlanders die met een van eiwit verzadigd dieet een enorme ureum productie vertegenwoordigen. Met een druk op de knop verdwijnt het in het riool en wat daarin en in de zuivering gebeurd blijft buiten beeld. Ammoniak wordt ook geproduceerd bij afbraak van organisch materiaal in de bodem door allerlei bacteriën en schimmels. Ook de industrie en het verkeer (katalisatoren) spelen een rol in de productie van ammoniak.

Het aandeel van de verschillende bronnen in de totale ammoniakemissie is onbekend. Echter, het merendeel van de ammoniakemissies (90%) wordt door overheidsinstanties die modelberekeningen uitvoeren toegeschreven aan de agrarische sector. Of dat met de werkelijkheid overeenkomt is dus nog maar de vraag.

Het ammoniakdossier wordt gekenmerkt door een veelheid aan rekenmodellen. De input daarvoor wordt gevormd door een zeer beperkte set metingen waardoor de meeste berekeningen gekwalificeerd moeten worden als schattingen. De onzekerheden in de uitkomsten zijn de modellenmakers wel bekend, maar komen zelden over het voetlicht.

De enige set "harde" meetgegevens die bestaan zijn de atmosferische metingen van de concentraties van ammoniak en stikstofoxiden, en de bepaling van concentraties daarvan in regenwater. Nauwkeurige metingen, al is er op de representativiteit af te dingen omdat het aantal meetstations gering is en niet regelmatig over het land verspreid. Zo is er bijvoorbeeld in de drie noordelijke provincies slechts één LML-station waar atmosferische metingen worden gedaan, en dat station ligt in de zuid-oostelijke punt van Drenthe.

In totaal rond 1,4 miljoen meetgegevens uit *Landelijke Netwerk Luchtkwaliteit (LML)*, het *Landelijke Netwerk Regenwaterkwaliteit (LMRe)* en het *Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN)* vormen de grondslag voor dit rapport. Het zijn de enig beschikbare langjarige meetreeksen. Met behulp van de (gepubliceerde) gegevens kan bovendien iedereen die enige ervaring heeft in het werken met een Excell spreadsheet narekenen wat in dit rapport wordt gepresenteerd.

De belangrijkste insteek van dit rapport is om duidelijk te maken welke conclusies op deze meetgegevens gebaseerd kunnen worden en welke niet.

---

<sup>4</sup> Eagles, Hotel California, 8 december 1976

**INHOUD**

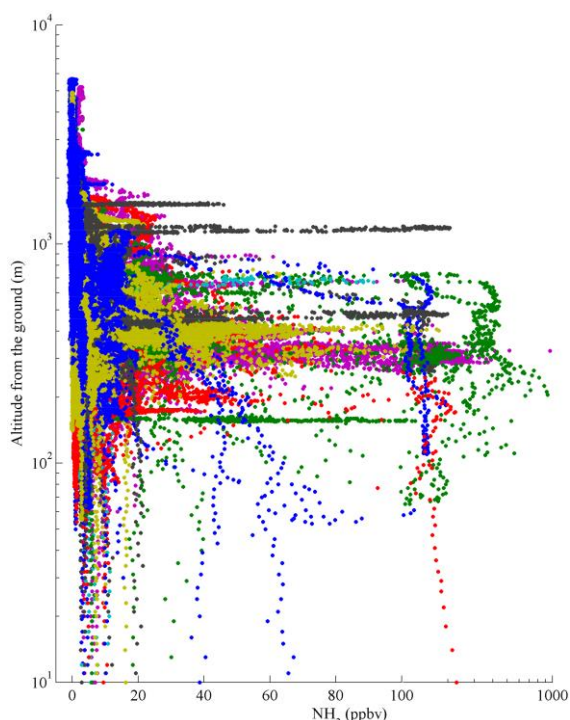
Conclusie	3
Voorwoord	5
1 Eigenschappen van ammoniak	7
2 Meetreeksen van ammoniakconcentraties	9
3 De dagelijkse ammoniakconcentratie	11
4 Langjarig gemiddelde ammoniakconcentraties	13
5 Meetnet ammoniak in natuurgebieden	15
6 Maandelijks gemiddelde ammoniakconcentraties	17
7 Modelberekeningen van de ammoniakconcentratie	18
8 Invloed van neerslag op de ammoniakconcentratie	19
9 De gemiddelde NH <sub>3</sub> concentratie op basis neerslag	20
10 Berekeningen van de ammoniakemissie	21
11 Verhouding tussen permanente en incidentele emissies	22
12 Droge depositie van stikstof	24
13 Natte depositie van stikstof	28
14 Berekening van de totale landelijke NH <sub>3</sub> emissie	30

## 1 Eigenschappen van ammoniak

Ammoniak is een gas en komt door natuurlijke processen en als gevolg van emissie door menselijke activiteiten in de atmosfeer terecht. Het gas is, net als methaan en waterdamp, aanmerkelijk lichter dan lucht. De onderstaande tabel geeft de molecuulgewichten van de meest voorkomende gassen in de atmosfeer.

naam	formule	mol. gewicht
helium	He	2
methaan	CH <sub>4</sub>	16
ammoniak	NH <sub>3</sub>	17
waterdamp	H <sub>2</sub> O	18
koolmonoxide	CO	28
stikstof	N <sub>2</sub>	28
lucht	(mengsel)	29
stikstofdioxide	NO	30
zuurstof	O <sub>2</sub>	32
kooldioxide	CO <sub>2</sub>	44
stikstodioxide	NO <sub>2</sub>	46
zwaveldioxide	SO <sub>2</sub>	64

Alle gassen die zwaarder zijn dan lucht blijven bij vrijkomen op grondniveau hangen. Men is niet voor niets bang voor vrijkomen van (grote) hoeveelheden ondergronds opgeslagen CO<sub>2</sub> waardoor mens en dier kunnen stikken. De gassen die lichter zijn dan lucht gaan omhoog in de atmosfeer. Door luchtwervelingen kunnen zwaardere gassen toch hoog en lichtere gassen toch laag in de atmosfeer voorkomen. Dat doet verder niets af aan de natuurkundige eigenschap van ammoniak (en ook helium, methaan en waterdamp) om voortdurend omhoog te willen. Ammoniak wordt daarom ook wel gebruikt om, in plaats van het schreeuwend dure helium, weerballonnen te vullen.



(Figure 1.) Vertical distribution of NH<sub>3</sub> airborne measurements from the NOAA WP-3D flights during the CalNex campaign in California (2010). Each color corresponds to 1 day of measurement.<sup>5</sup>

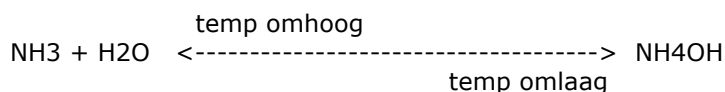
Illustatief voor het atmosferische gedrag van ammoniak is de bovenstaande figuur, waarin metingen van de concentratie van ammoniak op verschillende hoogten zijn weergegeven (de hoogte is uitgedrukt in een logaritmische schaal!).

<sup>5</sup> M. Van Damme, L. Clarisse<sup>1</sup>, E. Dammers<sup>2</sup>, X. Liu<sup>3</sup>, J. B. Nowak, C. Clerbaux, C. R. Flechard, C. Galy-Lacaux<sup>8</sup>, W. Xu<sup>3</sup>, J. A. Neuman, Y. S. Tang<sup>9</sup>, M. A. Sutton<sup>9</sup>, J. W. Erisman, and P. F. Coheur. Towards validation of ammonia (NH<sub>3</sub>) measurements from the IASI satellite. Atmos. Meas. Tech., 8, 1575–1591, 2015

Tot 100 meter hoogte is in geen enkele meting een verval te zien van de concentratie vergeleken met het grondniveau. Eerst op hoogten tussen de 200 en 1100 meter loopt de concentratie enorm op als gevolg van *atmosferische grenslagen* die verder opstijgen beperkt. Afhankelijk van de weersomstandigheden gedurende de dag of de nacht ligt een dergelijke grenslaag op verschillende hoogtes. Daardoor kunnen onder de grenslaag de concentraties oplopen tot meer dan honderd maal die van het grondniveau. Omdat bovendien het luchtvolume waarin die hoge concentraties voorkomen zo groot is, valt aan te nemen dat meer dan 80% van de atmosferische ammoniak zich boven 200 meter hoogte bevindt.

Om dit onderzoek in perspectief te zetten: stel het Nederlandse grondgebied op 40.000 km<sup>2</sup> en de mediane waarde van de ammoniakconcentratie op 5 microgram/m<sup>3</sup> (zie hoofdstuk xx), dan bevat de onderste 200 meter van de atmosfeer 40 ton ammoniak. Bij een jaarlijkse emissie van 100 kton is de dagproductie 274 ton. Daarvan is dan 234 ton (85%) niet (of niet meetbaar) in de lagere atmosfeer aanwezig. Behalve de redelijk lijkende verklaring dat het hoger in de atmosfeer terecht is gekomen worden doorgaans andere alternatieven aangedragen zoals *"het is weggewaaid naar het buitenland"* of *"het is als depositie op de vegetatie en de grond terecht gekomen"*.

In de atmosfeer treden, vooral onder invloed van ultraviolet licht, complexe chemische reacties op. Ammoniak doet daar in bescheiden mate ook aan mee, maar wat vooral belangrijk is is de bindingscapaciteit tussen ammoniak en water(damp), waardoor ammoniumhydroxide ontstaat:



De pijl in twee richtingen betekent dat het een evenwichtsreactie betreft en die reactie is sterk afhankelijk van de temperatuur - hoe hoger de temperatuur desto meer het evenwicht naar links verschuift.

*Zelfs als de totale hoeveelheid ammoniakaal stikstof in de lucht (de som van NH<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub>OH) gelijk blijft, zal een meting van de NH<sub>3</sub> concentratie hoger uitvallen bij een hogere temperatuur dan bij een lagere temperatuur.*

Waar (in de atmosfeer) het evenwicht ligt van de bovenstaande reactie is onbekend, maar het is te verwachten dat het sterk naar rechts is verschoven omdat waterdamp t.o.v. ammoniak in overmaat aanwezig is (20000 - 50000 x zoveel). Ammoniak die uit een bron ontsnapt kan op deze manier snel en voor een belangrijk deel uit beeld verdwijnen, omdat alleen de atmosferische concentratie "vrij" ammoniak gemeten wordt.

Ammoniumhydroxide is sterk basisch en zorgt bij opname door de bodem voor een verhoging van de zuurgraad. Het verzurende effect ervan treedt pas op als het door bodembacterien wordt omgezet in nitraat.

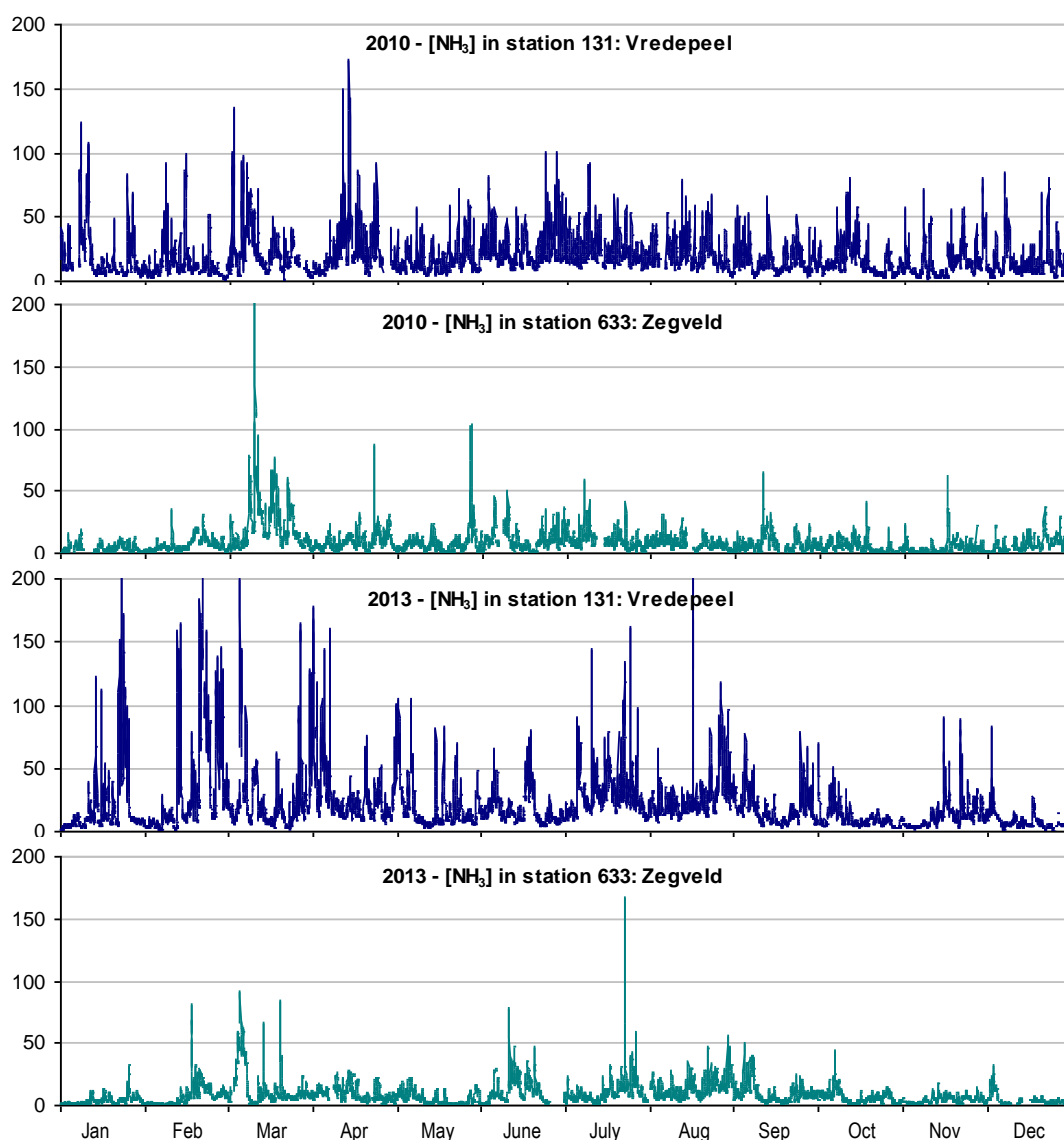
Ammoniumhydroxide kan in de atmosfeer reageren met zuren die onder invloed van ultraviolette straling en waterdamp ontstaan uit stikstof- en zwavelverbindingen (NO, NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub>). De op die manier ontstane "zouten" vormen een niet onbelangrijk deel van het in de lucht aanwezige fijnstof.



## 2 Meetreeksen van ammoniakconcentraties

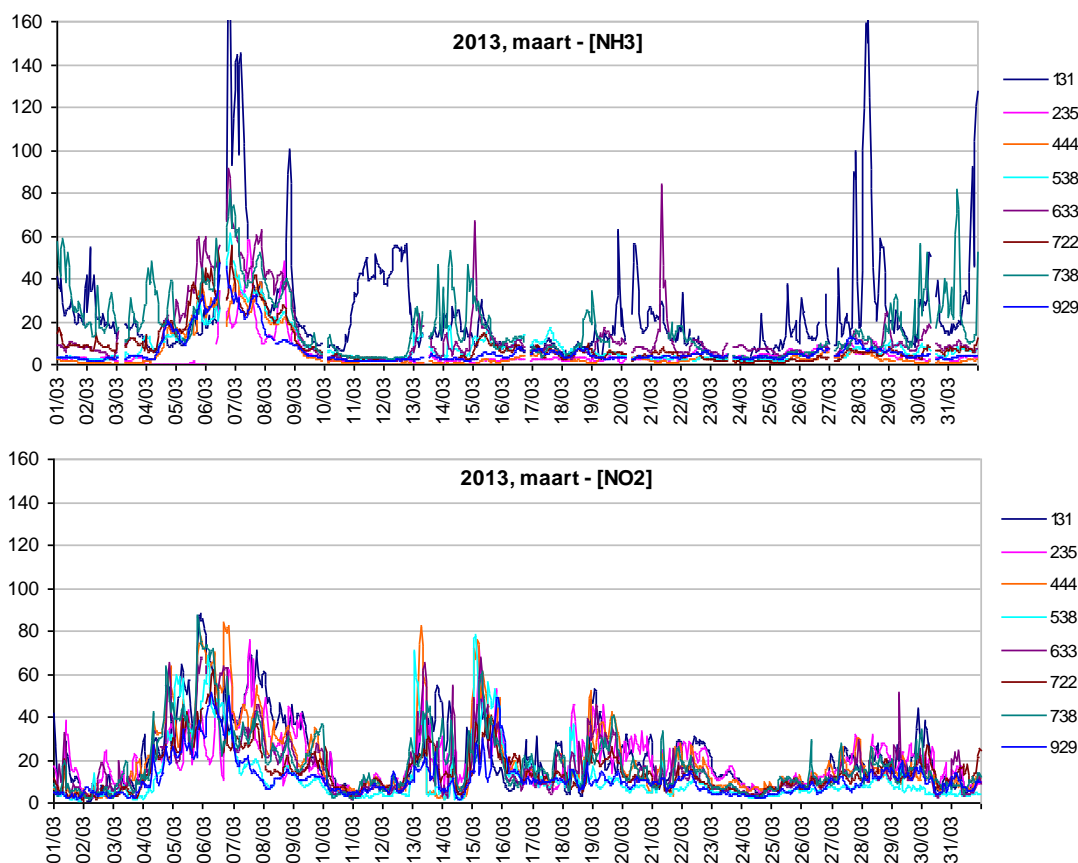
Zoals hiervoor reeds is opgemerkt wordt het merendeel van de ammoniakemissies (90%) toegeschreven aan de agrarische sector. De twee "bronnen" die daarbij een rol spelen zijn de permanente emissies uit stallen en opslag, en de incidentele emissies als gevolg van het toepassen van (kunst)mest op landbouwgrond. De toepassing van mest is gebonden aan bepaalde perioden van het jaar, vanwege weers- en gewasomstandigheden, en als gevolg van wettelijke voorschriften.

Op grond daarvan zou te verwachten zijn dat de permanente emissies zorgen voor een door het jaar heen gladde concentratie-curve, die als gevolg van het temperatuur-effect hoger is in de zomer dan in de winter. Die curve zou opgesierd moeten zijn met piekwaarden gedurende de maanden dat er mest wordt uitgereden. *Dat blijkt dus niet het geval.* Het verloop van de concentratie in alle LML-stations wordt gekenmerkt door een enorme piekerigheid, die door het gehele jaar optreedt (**figuur 1**).



**Figuur 1.** Concentratie van ammoniak ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in 2010 en 2013, stations 131: Vredepeel en 633: Zegveld. De y-as is afgekapt bij  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Station 131: Vredepeel, ligt in een gebied met een hoge veedichtheid, station 633: Zegveld ligt in een relatief vee-arm gebied met voornamelijk melkveebedrijven.

Wanneer de variatie in de concentratie in meer detail wordt afgebeeld zoals in **figuur 2** is het meest opvallende aspect dat er zeer vaak een gelijktijdige clustering van piekwaarden optreedt in meerdere (en soms alle) stations. Dit effect is niet beperkt tot de metingen van ammoniak, maar komt tevens tot uiting in het verloop van de concentratie stikstofdioxide.



**Figuur 2** Concentratie profiel van ammoniak [NH<sub>3</sub>] en stikstofdioxide [NO<sub>2</sub>] in maart 2013 in de 8 LML-station waarvan langjarige meetreeksen beschikbaar zijn. De y-as is afgekapt op 160 µg/m<sup>3</sup>.

Het gelijktijdig optreden van een clustering van piekwaarden bij twee zo verschillende gassen als ammoniak en stikstofdioxide is slechts te verklaren door weersomstandigheden die op landelijke of regionale schaal verantwoordelijk zijn voor de vorming van grenslagen.

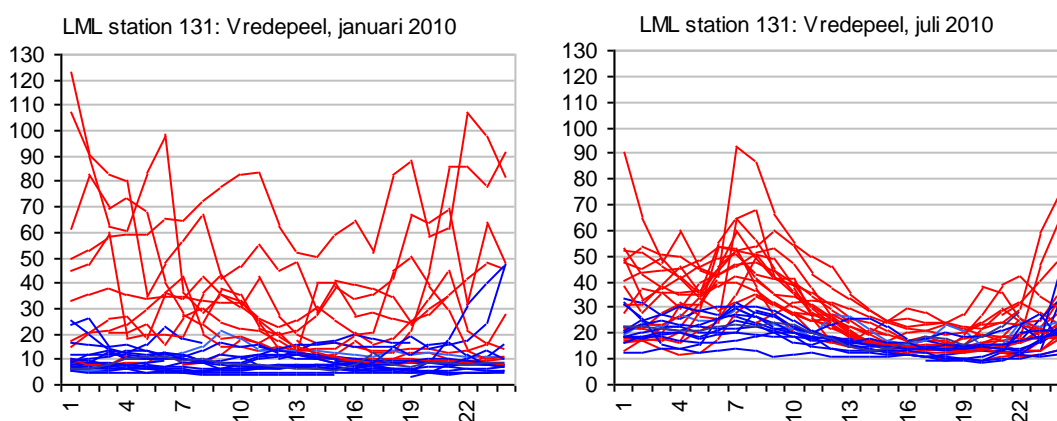
Uit het synchroon optreden van clustering van piekwaarden in de meetreeksen van beide gassen valt dus te concluderen dat de clustering van ammoniak piekwaarden op zichzelf niet het gevolg is van incidentele emissies van ammoniak. Wel is het zo dat de periodes waarin mest wordt uitgereden verschillen van de maanden waarin dit niet gebeurt doordat de nachtelijke pieken zeer hoge waarden kunnen bereiken en de gemiddelde waarde aanmerkelijk oploopt. Anders dan wellicht te verwachten is komen ook in de periodes waarin mest wordt uitgereden vrijwel geen piekwaarden voor gedurende de dag.

### 3 De dagelijkse ammoniakconcentratie

In **figuur 3** is een voorbeeld van het verloop van alle dagconcentraties van ammoniak weergegeven. In wintermaanden (linker grafiek) is de dagelijkse concentratie zoals te verwachten laag (blauwe curves). Echter, er zijn periodes van 2 - 3 dagen achtereen waarop de concentratie enorm oploopt en ook hoog blijft gedurende het gehele etmaal (rode curves). Dit verschijnsel treedt doorgaans synchroon op in zowel vee-dichte als vee-arme gebieden en kan verklaard worden door de vorming van een atmosferische grenslaag. Bij temperaturen rond en onder het vriespunt ligt die erg laag (tussen 50 en 100 meter) en kan de geproduceerde ammoniak niet weg omhoog.

In de zomermaanden is het verloop van de dagelijkse concentratie stabielier dan in de winter. **Figuur 3** laat zien dat in ongeveer de helft van de dagen er nauwelijks sprake is van dag- en nachtverschillen (blauwe curves). Op andere dagen loopt de nachtelijke concentratie sterk op (rode curves) en neemt snel af na zonsopgang. De zon zorgt voor luchtwervelingen die de grenslaag omhoog stuwten zodat de ammoniak in hogere luchtlagen terecht kan komen.

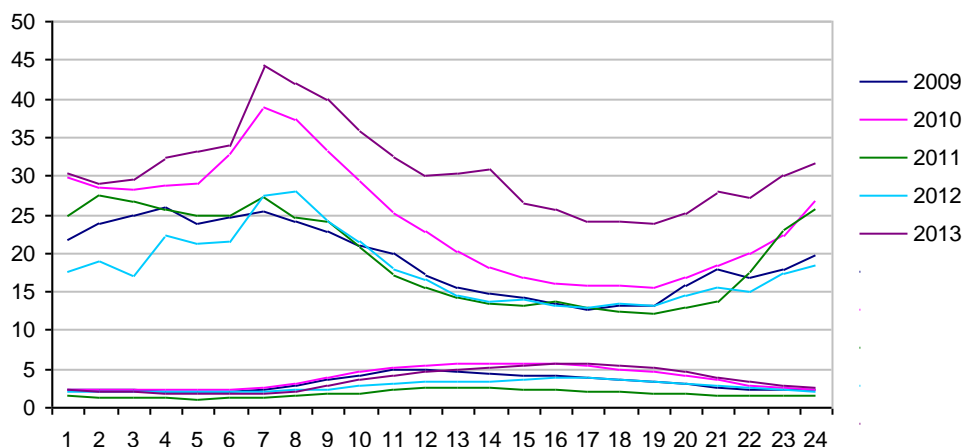
De nachtelijke toename van de concentratie vertoont verschillen in de piekwaarden. De oorzaak hiervan kan onder meer worden gezocht in incidentele emissies en in de hoogte waarop de *atmosferische grenslaag* wordt gevormd.



**Figuur 3** Dagelijkse profielen van de ammoniakconcentratie gedurende de maanden januari en juli 2010 in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in LML-station 131: Vredepeel

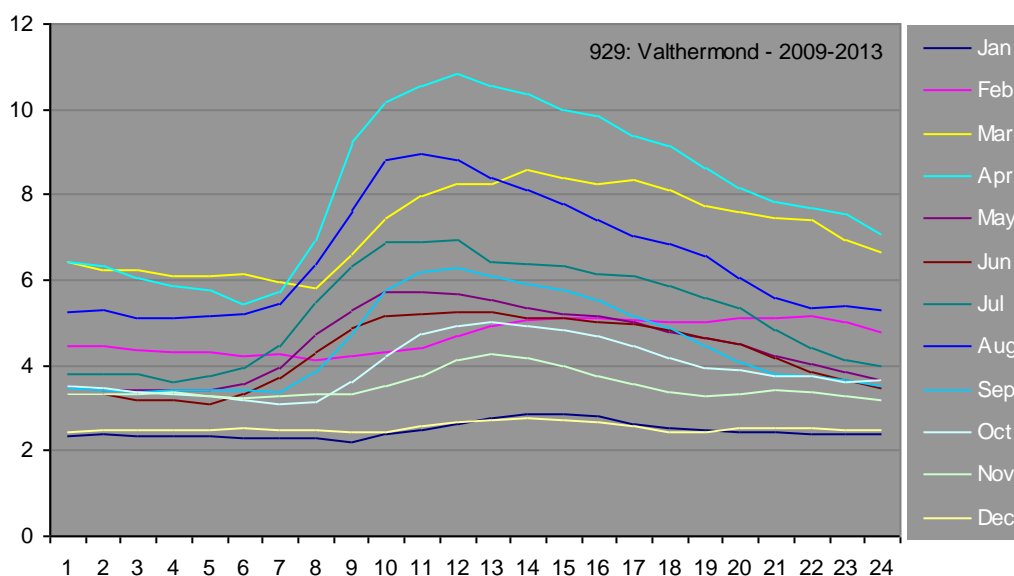
De LML-stations vertonen in de zomermaanden niet allemaal hetzelfde type 24-uursprofiel. Stations in gebieden met een hoge veedichtheid vertonen het beeld zoals van station 131 in **figuur 3**. Het verschil tussen stations in gebieden met een hoge of lage veedichtheid, c.q. hoge en lage emissie, is weergegeven in **figuur 4**. Stations in gebieden met lage emissie vertonen geen nachtelijk oplopende concentraties, de concentratie loopt hier pas op na zonsopgang. Het is eenvoudig voor te stellen dat dit wordt veroorzaakt door (horizontale) verspreiding van ammoniak uit gebieden met hogere emissies nadat de atmosferische grenslaag verdwijnt.

Uit de analyse van het gemiddelde dagelijkse profiel van de ammoniak concentraties per maand, zoals weergegeven in **figuur 4**, werd duidelijk dat **vorm** van de curves van jaar tot jaar weinig verschilt, of zelfs praktisch identiek is. In sommige jaren is de curve eenvoudigweg omhoog of omlaag geschoven te zijn (zoals bijvoorbeeld in station 131, 2013 in **figuur 4**). In incidentele gevallen blijkt zo'n verschuiving gecorreleerd te zijn met extreme neerslag- of temperatuurverschillen tussen de jaren. De belangrijkste reden lijkt echter te liggen in de tussen de jaren verschillende tijdstippen met incidentele emissies.



**Figuur 4** Gemiddeld dagelijks profiel van de ammoniakconcentratie in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in de maand juli in de LML-stations 131: Vredepeel (bovenste serie curves) en 235: Huijbergen (onderste serie curves) in de jaren 2009 - 2013.

Bij een vergelijking van de dagprofielen van de verschillende maanden wordt duidelijk dat de hoogte van de concentratie per maand sterk afhankelijk is van de temperatuur en van incidentele emissies. Alle LML stations vertonen daarbij hetzelfde beeld. Als voorbeeld is de situatie in station 929: Valthermond afgebeeld in **figuur 5**.

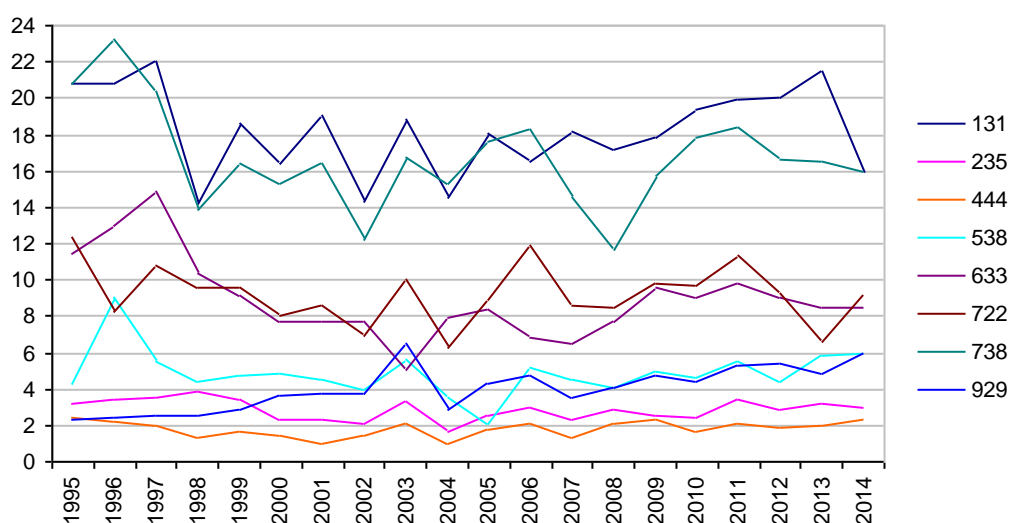


**Figuur 5** Dagprofiel van de ammoniakconcentratie in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  per maand in LML station 929: Valthermond, gemiddeld over de periode 2009-2013

De curves voor de maandeeks *december - november - oktober - september*, maanden waarin normaliter geen mest wordt uitgereden en uitsluitend sprake is van permanente emissies, lopen met hun maximale waarde regelmatig op, als gevolg van een hoger wordende gemiddelde maandtemperatuur. Vergelijkbare maxima zouden te verwachten zijn voor de reeks *januari - februari - maart - april*, waarin de temperaturen min of meer vergelijkbaar zijn met die aan het eind van het jaar. Dat is niet het geval, de maxima liggen veel hoger dan in de vergelijkbare maanden aan het eind van het jaar. De enige redelijke verklaring is dat incidentele emissies in de maanden februari tot mei hiervoor verantwoordelijk zijn.

#### 4 Langjarig gemiddelde ammoniakconcentraties

Een belangrijk element uit de berichtgeving over ammoniak is de grootte van de landelijk gemiddelde concentratie. Deze landelijke waarde wordt berekend als rekenkundig gemiddelde uit het rekenkundige jaargemiddelde van de 8 LML stations. Het verloop van dit jaargemiddelde is voor de verschillende stations afgebeeld in **figuur 6**. Van jaar tot jaar vertonen de gemiddelde concentraties in de stations grote verschillen - tot tientallen procenten. Tevens zijn de hoogste gemiddelden bijna een factor 10 zo groot als de laagste. Dat heeft tot gevolg dat het landelijke gemiddelde over de 8 stations een zodanig grote standaarddeviatie heeft dat het berekenen van een betrouwbaarheids-interval rondom het gemiddelde zinloos is. Als absolute waarde heeft het landelijk gemiddelde dan ook geen betekenis, er kunnen geen praktische conclusies aan verbonden worden. Het enige waarvoor het landelijk gemiddelde wel te gebruiken is, is om te ontdekken of er sprake is van langjarige trends.



**Figuur 6** Langjarig rekenkundig gemiddelde van de ammoniakconcentratie per LML meetstation in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

De landelijk rekenkundig gemiddelde ammoniakconcentratie berekend over alle 8 stations is weergegeven in **figuur 7** (mean-8). Tegen het gebruik van dit rekenkundige gemiddelde bestaan twee bezwaren.



**Figuur 7** Langjarige landelijk gemiddelde ammoniakconcentratie in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , berekend met verschillende methoden. Mean = rekenkundig gemiddelde, median = geometrisch gemiddelde, de cijfers 7 en 8 refereren aan het aantal gebruikte LML stations.

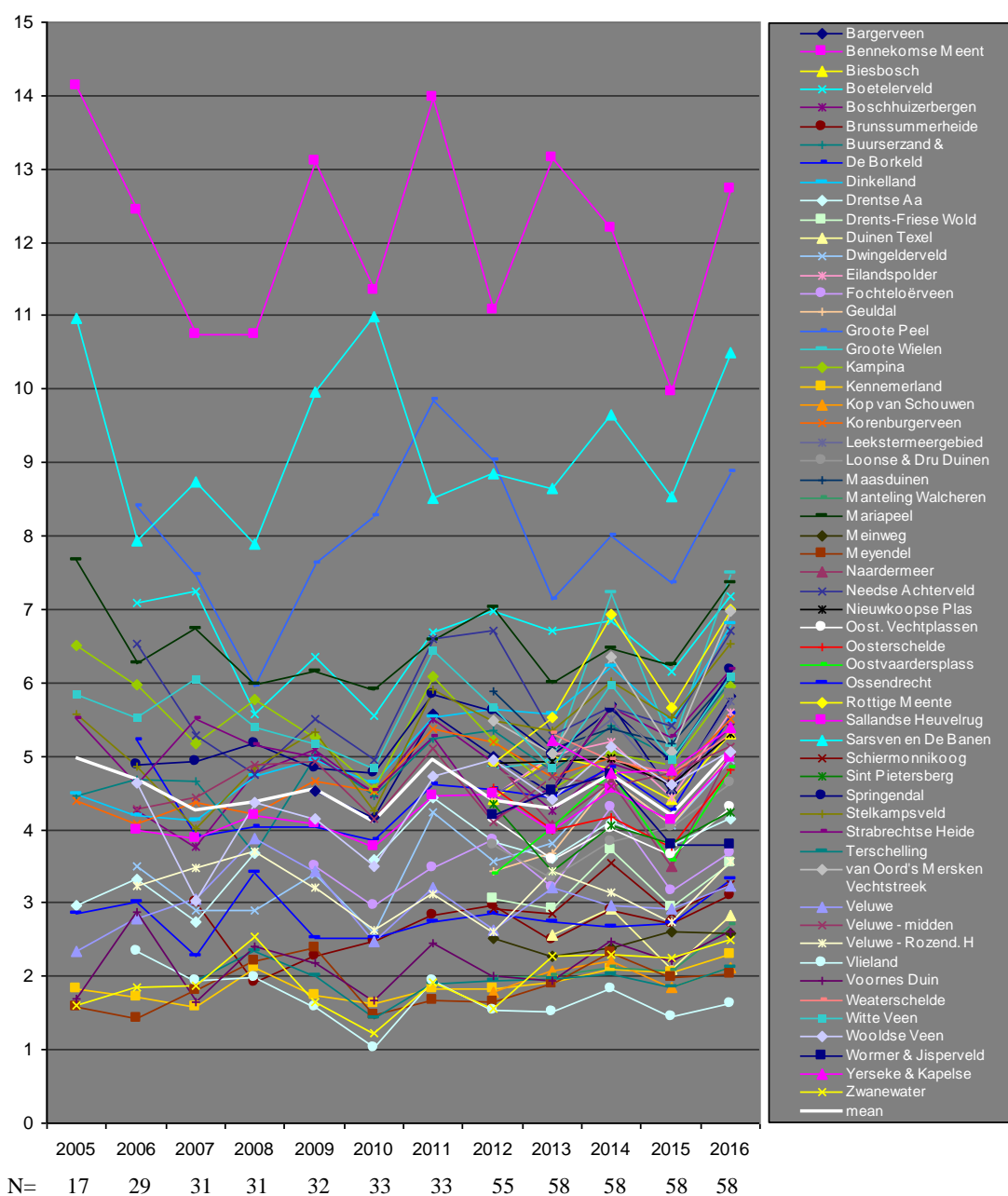
Ten eerste worden alle meetreeksen gekenmerkt door "scheefheid": zeer veel lage waarden en weinig zeer hoge waarden. De beste weergave van het gemiddelde is in dergelijke gevallen het geometrische gemiddelde (mediane waarde of mediaan), de waarde die precies in het midden van de serie metingen ligt. In **figuur 7** is het landelijk gemiddelde van de mediane waarden aangegeven met "median-8" (vanwege de 8 meetstations). Over de gehele periode genomen is het rekenkundig gemiddelde 8,32  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en de mediaan 5,91  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ofwel 30% lager. Het berekenen van de mediaan verandert niets aan de (on)betrouwbaarheid van het gemiddelde, maar levert een eerlijker beeld.

Ten tweede is in 2006? de ammoniakconcentratie op landelijke schaal in meer dan 250 meetpunten bepaald. Het op die manier bepaalde landelijke gemiddelde bleek 18% lager te liggen dan het gemiddelde van de 8 LML stations. Om dit verschil te simuleren zijn het rekenkundig gemiddelde en de mediaan herberekend over 7 stations waardoor een vergelijkbaar lager gemiddelde werd bereikt; station 738: Wekerom is niet meegenomen in de berekening (figuur 7: mean-7 en median-7). Over de gehele periode 1995-2014 bedraagt het gemiddelde van de mediaan over 7 stations 5,09  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , een verschil met het officieel gepubliceerde rekenkundig gemiddelde van 38%.

## 5 Meetnet ammoniak in natuurgebieden (MAN)

In het MAN wordt gebruik gemaakt van z.g. "passieve samplers" waarmee per maand het rekenkundig gemiddelde van de ammoniakconcentratie wordt bepaald. Het is daarom dus niet mogelijk om, zoals met de LML meetreeksen, de mediane waarde van een maandelijks meetreeks te bepalen. In **Figuur 8** zijn de gemiddelde meetwaarden van 58 gebieden weergegeven, alsmede het gemiddelde, dit bedraagt  $4.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

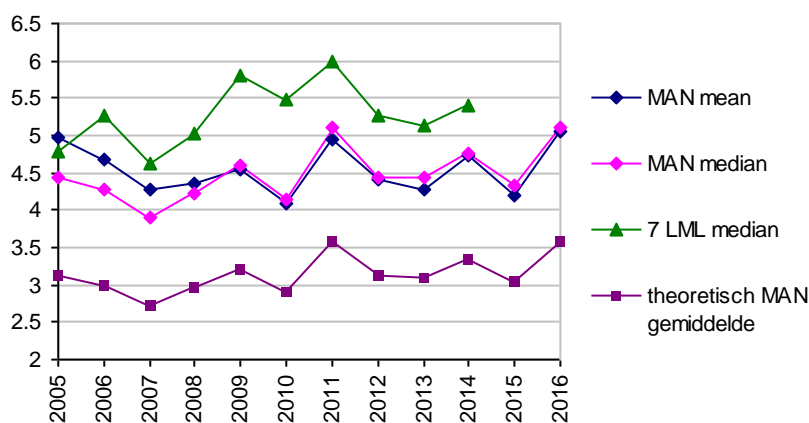
Indachtig het verschil bij de LML meetreeksen tussen het rekenkundig gemiddelde en de mediane waarde van 30%, zou een realistische gemiddelde waarde voor de MAN gebieden niet meer bedragen dan ongeveer  $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



**Figuur 8** Gemiddelde jaarlijkse NH<sub>3</sub>-concentratie in gebieden (N= aantal gebieden) waar tenminste enkele jaren achtereenvolgens wordt gemeten. Mean = rekenkundig gemiddelde van de concentraties.

**Figuur 8** laat zien dat hogere en lagere meetwaarden vrijwel overal synchroon optreden. De verschillen tussen de jaren volgen de fluctuaties in het landelijke gemiddelde (**figuur 9**). Dat de meetwaarden in de MAN gebieden lager zijn dan die van de meetpunten in agrarisch gebied is natuurlijk niet verbazingwekkend - hoe verder van de emissiebronnen desto lager de atmosferische concentratie. Hoewel de correlatie tussen de 7-LML mediaan en de MAN-mediaan niet perfect is ( $R^2 = 0,55$ ) is de relatie duidelijk. Er is sprake van een licht stijgende trend in zowel de LML data als de MAN median.

In **figuur 9** is tevens met een theoretische curve het realistische gemiddelde (de mediaan) weergegeven, wat in feite berekend had kunnen worden als de metingen in het MAN op dezelfde wijze waren uitgevoerd als die in het LML.



**Figuur 9** Vergelijking tussen de LML en MAN meetwaarden. MAN mean = rekenkundig gemiddelde, MAN median = geometrisch gemiddelde (mediaan). Het kleine aantal meetpunten in het begin van de MAN reeks geeft door een oververtegenwoordiging van hoge waarden een enigszins vertekend beeld van het gemiddelde. In latere jaren verdwijnt dit verschil goeddeels. Het theoretische gemiddelde = MAN median x 0,7.



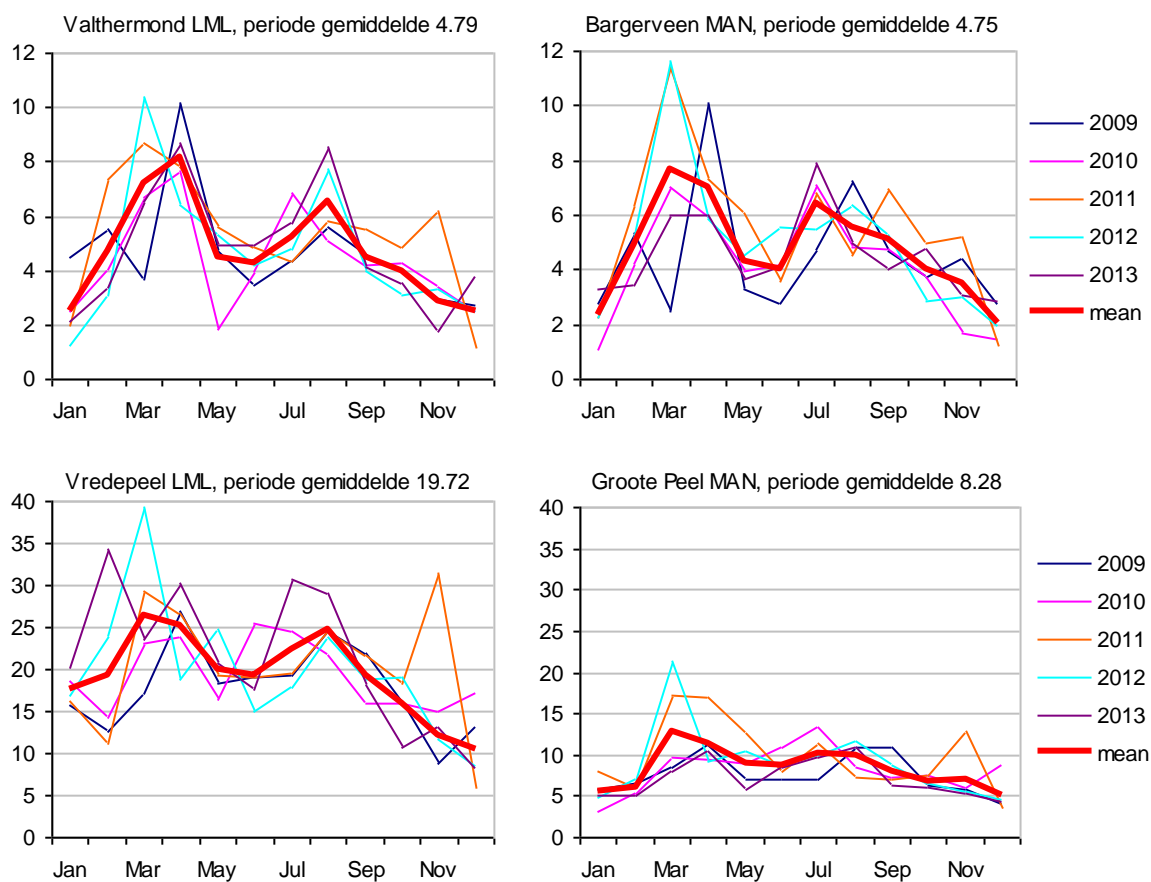
## 6 Maandelijks gemiddelde ammoniakconcentraties, LML en MAN

Het verloop van de ammoniakconcentratie per jaar kent een tweetal karakteristieken:

- 1 - lage concentraties in de koude maanden en hogere in de warme maanden
- 2 - hoge piekwaarden die van jaar tot jaar op verschillende momenten plaatsvinden

De grondslag voor dit patroon wordt gevormd door:

- enerzijds de permanente productie van meststoffen door de agrarische sector (mest in stal en opslag) en andere bronnen die leiden tot emissie van ammoniak door huishoudens, verkeer en industrie) en,
- anderzijds incidentele emissies als gevolg van periodieke aanwending van (kunst-)mest op landbouwgronden.



**Figuur 10** Ammoniakconcentratie per maand, rekenkundig gemiddelde in twee LML-stations en in dichtbij gelegen natuurgebieden met MAN meetpunten. De november piek uit 2011 is niet meegenomen in de berekening van het gemiddelde van de LML stations; het was een uitzonderlijke maand, zonder neerslag met een relatief hoge temperatuur.

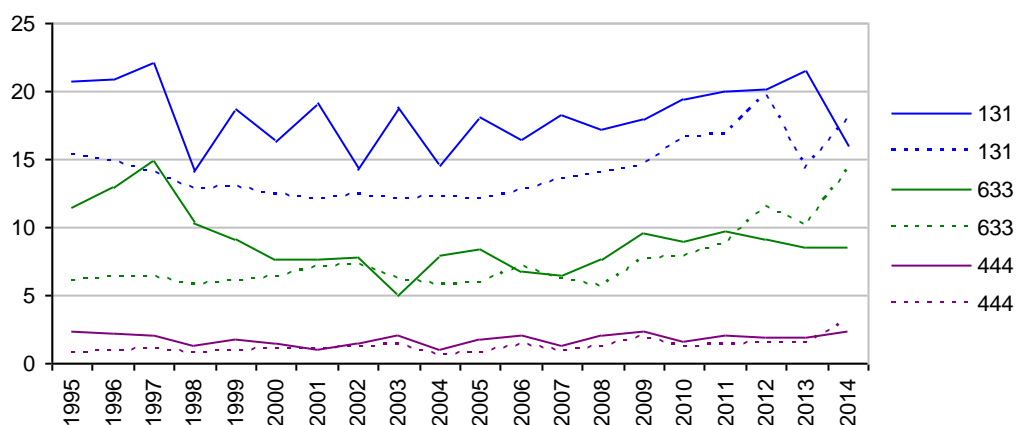
**Figuur 10** laat de sterke overeenkomsten zien tussen de jaarprofielen van LML stations en dichtbij gelegen (10 - 20 km) Natura2000-gebieden. In vee-arme gebieden (Valthermond en Bargerveen) zijn de verschillen in concentratie niet opmerkelijk. In veedichte gebieden (Vredepeel en Groote Peel) is het verschil daarentegen aanzienlijk. Een van de conclusies die daaraan kan worden verbonden is dat de horizontale verspreiding van ammoniak vanuit grote bronnen kennelijk nogal meevalt.

De vraag dringt zich op wat de toegevoegde waarde is van de metingen van het MAN. Op basis van een tiental jaar metingen is de relatie met de landelijk gemiddelde LML concentratie wel duidelijk. Gaat die omhoog, dan gebeurt dat ook in de natuurgebieden, en vice versa. De enige praktische consequenties die er aan kunnen worden verbonden komen ter sprake bij de discussie over droge depositie.

## 7 Modelberekeningen van de ammoniakconcentratie

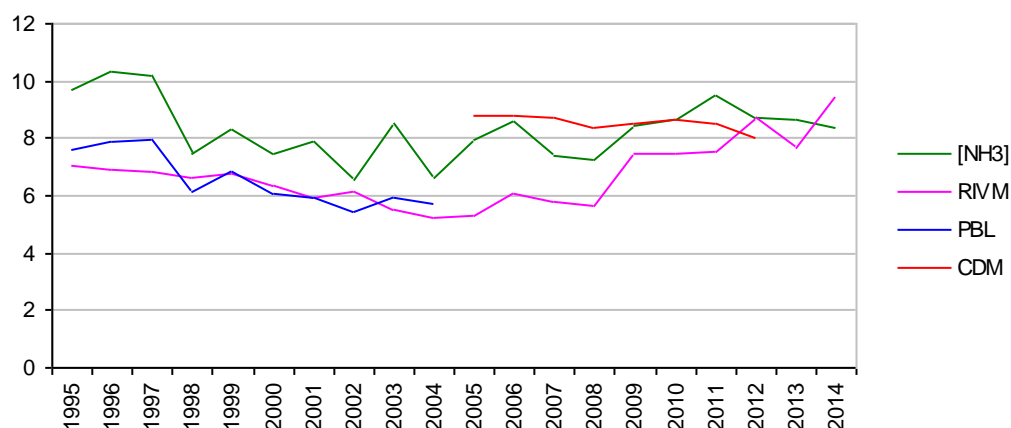
Gedurende vele jaren wordt door verschillende instanties gebruik gemaakt van rekenmodellen om de concentratie van ammoniak in de atmosfeer te bepalen. De berekende concentratie is de resultante van de NH<sub>3</sub> emissie uit verschillende bronnen, verminderd met verschillende vormen van verlies, zoals het verwaaien naar het buitenland en neerslag op vegetatie en bodem - de z.g. droge depositie.

Vergelijking van voor afzonderlijke LML-meetstations berekende en gemeten concentraties maakt duidelijk dat het rekenmodel niet goed is. In **figuur 11** is die vergelijking voor drie stations weergegeven en het verschil tussen de modeluitkomst en de gemeten concentratie kan oplopen tot 10-tallen procenten.



**Figuur 11** Gemeten (doorlopende lijn) en berekende (gebroken lijn) [NH<sub>3</sub>] in verschillende LML-stations in µg/m<sup>3</sup>. (Bron: RIVM, OPS-calculated receptor values)

De verschillende instanties (RIVM: Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieuhygiene; PBL: Planbureau voor de leefomgeving; CDM: Commissie deskundigen meststoffen-wetgeving) komen in de representatie van het langjarige landelijke (berekende) gemiddelde met onderling nogal afwijkende resultaten (**figuur 12**). RIVM en PBL zijn jarenlang geconfronteerd met een te lage uitkomst van de berekening. Het verschil met de meetwaarden (10-30%) is bekend geworden als het "ammoniakgat".

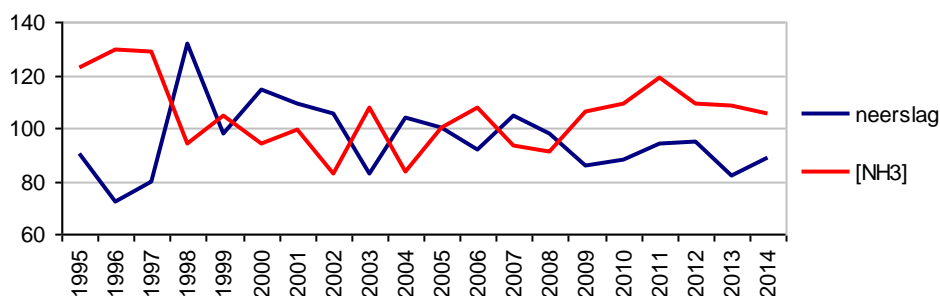


**Figuur 12** Rekenkundig gemiddelde van de in 8 LML-stations gemeten [NH<sub>3</sub>] in µg/m<sup>3</sup> vergeleken met de resultaten van modelberekeningen.

In recente jaren zijn verwoede pogingen gedaan dit ammoniakgat modelmatig te dichten. Het is echter duidelijk dat geen van de modelberekeningen ook maar bij benadering klopt. Het samenvallen van punten op berekende en gemeten curves, zowel voor de afzonderlijke LML stations als voor het landelijk gemiddelde, lijken vooral op toeval te berusten. Desalniettemin wordt het berekende gemiddelde gebruikt voor correcties van de droge depositie van ammoniak

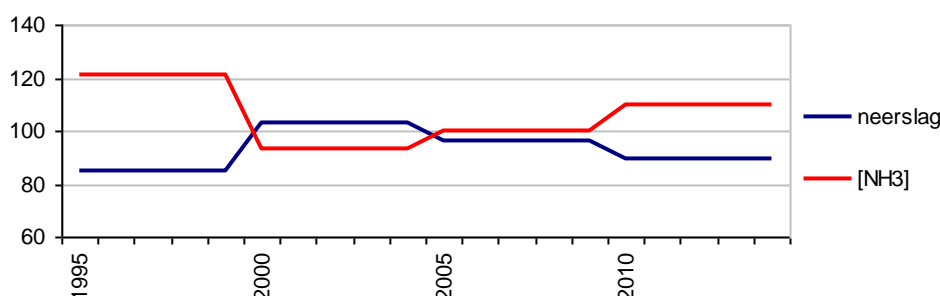
## 8 Invloed van neerslag op de ammoniakconcentratie

Het niet moeilijk te begrijpen dat regen werkt als een luchtwasser en vooral een goed oplosbaar gas als ammoniak uit de atmosfeer verwijdert. Veel regen zal dan ook leiden tot een relatief lage ammoniakconcentratie, weinig regen tot een hogere concentratie. **Figuur 13** laat deze "inverse" relatie zien, hoewel het beeld een beetje rommelig is. Een voor de hand liggende (deel)verklaring hiervoor is dat de ene regenbui de andere niet is. Langdurige druilregen zal een ander effect hebben dan een korte plensbui die evenveel millimeters regen bevat. De correlatiecoëfficiënt ( $R^2$ ) tussen neerslag en ammoniakconcentratie uit deze grafiek bedraagt 0,50.



**Figuur 13** Atmosferische landelijke concentratie van ammoniak en de landelijkgemiddelde neerslag (KNMI), genormeerd op 2005 (=100%).

Om het effect van extreme waarden en verschillen tussen jaren minder zwaar te laten wegen, zijn de gemiddelde waarden per 5 jaar over de meetperiode 1995 - 2014 berekend en in **figuur 14** weergegeven. Daarbij is (een beetje) gesjoemeld want de extreme neerslagwaarde uit 1998 is niet meegenomen in het gemiddelde van periode 1995-1999.



**Figuur 14** Atmosferische concentratie van ammoniak en de landelijkgemiddelde neerslag (KNMI), genormeerd op 2005 (=100%), gemiddeld per periode van 5 jaar.

**Figuur 14** laat een consistente relatie zien tussen de hoeveelheid neerslag en de ammoniakconcentratie met een correlatie-coëfficiënt van 0,96 (inclusief 1998 zou dat 0,86 zijn geweest). Op basis van de gemiddelde neerslag per periode kunnen we dus de gemiddelde ammoniakconcentratie in die periode met een nauwkeurigheid van een paar procent voorspellen. De correlatie tussen de gemiddelde ammoniakconcentratie en de gemiddelde temperatuur per 5-jr periode is veel lager, n.l. 0,68. De variatie van de gemiddelde jaartemperatuur heeft dus een veel minder voorspellende waarde. In **figuur 13** en **14** is het rekenkundig gemiddelde van de ammoniakconcentratie gebruikt. Gebruik van de mediane waarden geeft praktisch dezelfde uitkomst.

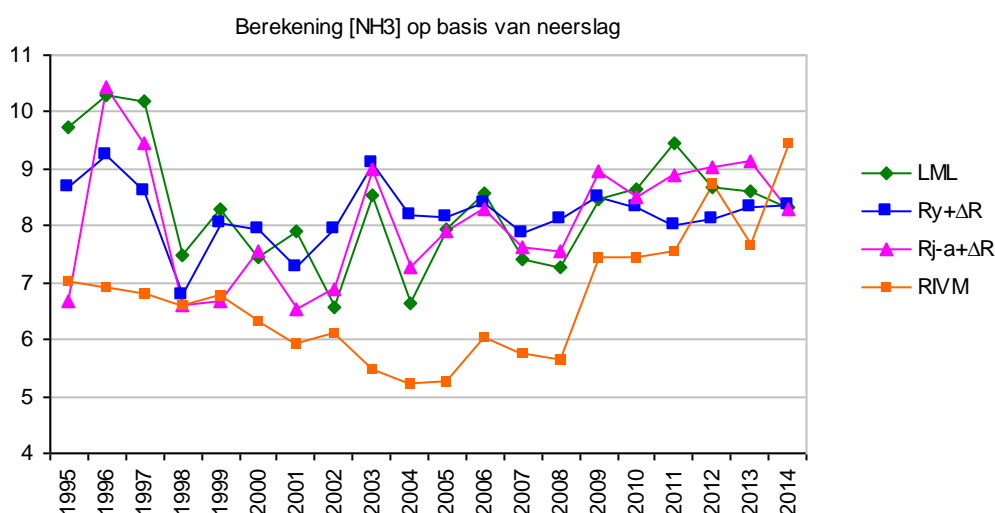
De volgens verschillende overheidsbronnen "onverklaarbare" toename van de ammoniakconcentratie gedurende de laatste jaren blijkt dus geen mysterie te zijn, er valt gemiddeld minder regen dus de concentratie ging omhoog. Er is dus weinig noodzaak tot "aanvullend" onderzoek.

**In de periode 1995-2014 is niets wezenlijks veranderd in de concentratie van ammoniak die in de onderste luchtlagen is gemeten. De "trends" over deze periode zijn toe te schrijven aan variatie in de hoeveelheid neerslag.**

## 9 Berekening van de jaargemiddelde NH3 concentratie op basis van neerslag

De "proof of the pudding" dat de hoeveelheid neerslag bepalend is voor de hoogte van de NH3 concentratie is om per jaar (in plaats van per 5-jaars periode) een berekening uit te voeren.

Essentieel voor een dergelijke berekening is dat de neerslag gegevens van de LML stations bekend zijn. Dat is helaas niet het geval. Er is daarom gebruik gemaakt van de landelijk gemiddelde neerslaggegevens van het KNMI.



**Figuur 15** LML = landelijk rekenkundig gemiddelde NH3 concentratie.

$R_y + \Delta R$  = NH3 concentratie berekend op basis van de correlatie tussen de landelijk gemiddelde neerslag ( $R_y$ ) en de [NH3] over de jaren 2005-2007, trendlijn:  $y = -0.0941x + 14.85$ ;  $R^2 = 0.9961$ .  $\Delta R = (R_y - 70)/20$ . De rekenformule is derhalve:  $[NH3] = -0.0941R_y + 14.85 + (R_y - 70)/20$ .

$R_{j-a} + \Delta R$  = NH3 concentratie berekend op basis van de correlatie tussen de landelijk gemiddelde neerslag in de maanden januari - april ( $R_{j-a}$ ) en de [NH3] over de jaren 2005-2007, trendlijn:  $y = -0.1169x + 14.62$ ;  $R^2 = 0.9999$ .  $\Delta R = (R_{j-a} - 60)/20$ . De rekenformule is derhalve:  $[NH3] = -0.1169 R_{j-a} + 14.62 + (R_{j-a} - 60)/20$ . RIVM, OPS-calculated receptor values

**Figuur 15** geeft het resultaat van twee verschillende berekeningen, de ene ( $R_y$ ) op basis van de jaarlijks gemiddelde landelijke neerslag, de ander ( $R_{j-a}$ ) op basis van de jaarlijks gemiddelde neerslag in de maanden januari tot en met april. In beide gevallen is een correctie uitgevoerd ( $\Delta R$ ) voor het effect van meer dan gemiddelde of minder dan gemiddelde neerslag. Ter vergelijking is de ammoniak concentratie zoals gemeten in het LML en zoals modelmatig bepaald door het RIVM weergegeven.

Ondanks de onzekerheid door het gebruik van niet aan de stations gerelateerde neerslaggegevens is duidelijk dat een betrekkelijk eenvoudige berekening een veel overtuigender resultaat oplevert dan de modelberekening van het RIVM. In de onderstaande tabel is dit cijfermatig uitgedrukt:

	LML	$R_y + \Delta R$	$R_{j-a} + \Delta R$ *	RIVM
periode gemiddelde [NH3]	8.32	8.20	8.13	6.72
% verschil met LML		1.55	2.28	19.3
correlatie ( $R^2$ ) met LML		0.34	0.66	0.19

\* in de berekening voor  $R_{j-a} + \Delta R$  is de extreme uitkomst van 1995 niet meegenomen. Deze uitkomst is het gevolg van een extreme hoeveelheid neerslag in januari terwijl het uitrijden van mest pas in februari begon.

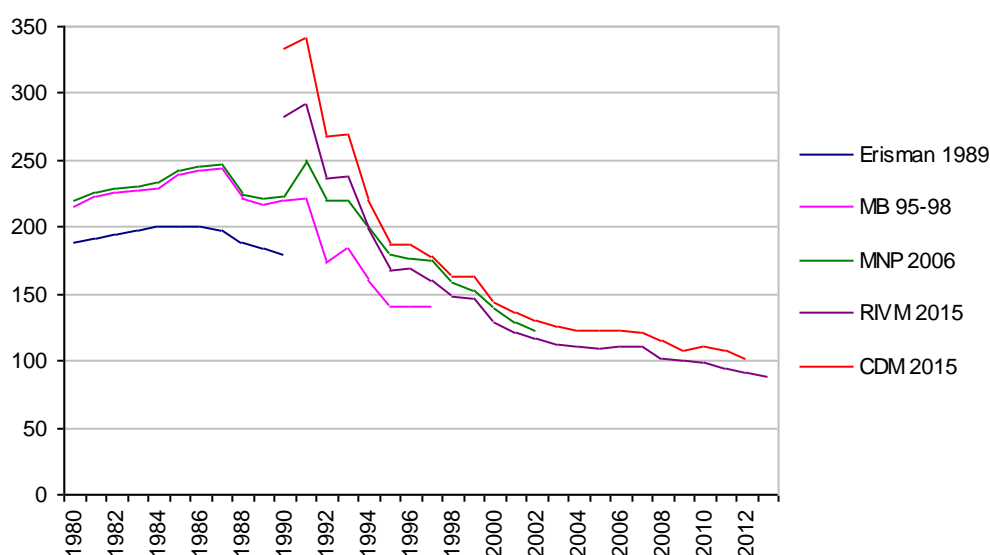
Interessant is dat door alleen gebruik te maken van de neerslag uit de maanden waarin het overgrote deel van de mest wordt uitgereden de hoogste correlatie met de concentratiecurve wordt verkregen.

De conclusie uit de vorige paragraaf blijft dus instant: de atmosferische concentratie van ammoniak is in 20 jaar niet veranderd.

## 10 Berekeningen van de ammoniakemissie

De landbouw is volgens rapportages van o.m. het RIVM verreweg de belangrijkste bron van ammoniak emissie. De totale emissie wordt al jarenlang berekend, en telkens opnieuw weer herberekend, door verschillende instanties (**figuur 12**), waarbij opmerkelijke verschillen aan het licht komen. De vraag is hoe groot het realiteitsgehalte van dergelijke (model)berekeningen is, want hoe bepaalt men b.v. de emissie van een veehouderij met een bedrijfsoppervlak van een hectare. Een recent rapport (Hanekamp et al) heeft duidelijk gemaakt dat de modellen die worden gebruikt voor het bepalen van de emissie bij het aanwenden van mest op landbouwgrond onbruikbaar zijn.

Wat de modelberekeningen laten zien wordt geduid als een illustratie van het succes van het mestbeleid van de overheid. De sterkste afname van emissie is gerealiseerd in het begin van de 90-tiger jaren, toen mest niet meer bovengronds mocht worden uitgereden. De daling in de opvolgende jaren wordt toegekend aan verdere maatregelen zoals emissie-arme stalvloeren, luchtwassers e.d.



**Figuur 16** Ammoniakemissie uit de landbouw (kton)

Uit **figuur 6**, de langjarig gemiddelde ammoniakconcentratie per meetstation blijkt dat die concentratie in gebieden met een hoge veedichtheid en een hoge emissie (stations 131: Vredepeel en 738: Wekerom) vele malen hoger is dan in stations in gebieden zonder noemenswaardige lokale emissie (stations 444: De Zilk en 235: Huijbergen). Meer of minder emissie vertaalt zich dus direct in een hogere of lagere atmosferische NH<sub>3</sub> concentratie. Dit blijkt ook uit **figuur 5** en **figuur 10**, waar te zien is dat de NH<sub>3</sub> concentratie omhoog schiet in de maanden dat mest wordt uitgereden.

De conclusie uit de vorige paragrafen was dat de gemeten NH<sub>3</sub> concentratie over de periode 1995-2014 niet wezenlijk veranderd kan zijn. Vanwege het feit dat de gemeten atmosferische concentratie het gevolg is van emissie, is de voor de hand liggende conclusie dat ook **de emissie in de periode 1995-2014 niet veranderd kan zijn**.

Dat een afname van de berekende emissie van 170 tot 100 kton in die periode (een afname van ruim 40%) geen gevolgen heeft gehad voor de ammoniakconcentratie kan worden uitgesloten. Het emissie-rekenmodel kan naar de prullenbak.

## 11 Verhouding tussen permanente en incidentele emissies

De concentratie van ammoniak in de atmosfeer die het gevolg is van emissie uit de verschillende bronnen, is zoals hiervoor is uitgelegd afhankelijk van de temperatuur; bij hogere temperatuur verschuift het evenwicht in de reactie van  $\text{NH}_3$  met  $\text{H}_2\text{O}$  tot  $\text{NH}_4\text{OH}$  naar links, i.c. er ontstaat meer "vrij" en meetbaar ammoniak.

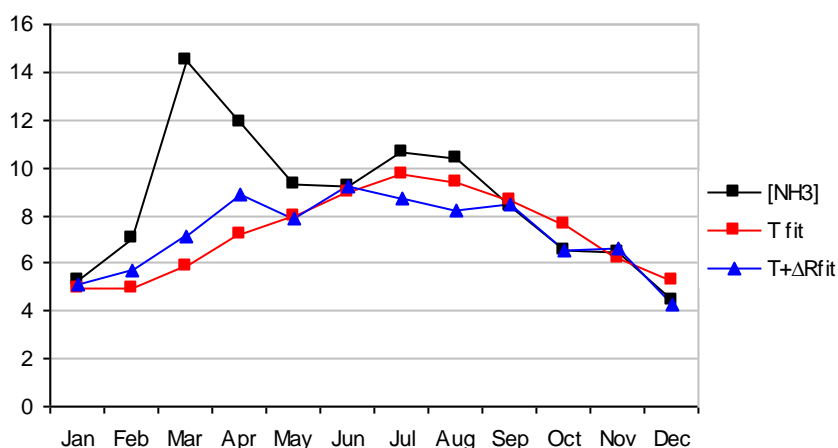
Het zou dus mogelijk moeten zijn om de ammoniakconcentratie die het gevolg is van de permanente emissies te beschrijven als functie van de temperatuur, indachtig de sterke temperatuurafhankelijkheid van de reactie tussen ammoniak en water(damp). Een dergelijke curve zou moeten samenvallen met de concentratiewaarden in de maanden januari, juni en september tot en met december, maanden waarin geen sprake is van incidentele emissies als gevolg van bemesten. In een dergelijke temperatuurcurve is de gemiddelde maandelijkse neerslag impliciet opgenomen.

Uit **figuur 17**, met gemiddelde waarden over de periode 2010-2014 wordt duidelijk dat dit niet overtuigend lukt met alleen schaling van de temperatuur (inclusief de gemiddelde neerslag) (Tfit, rode curve). De reden is dat de atmosferische concentratie van ammoniak beïnvloedt wordt door de hoeveelheid neerslag die van maand tot maand aanmerkelijk kan verschillen (zie paragrafen 9 en 10). In de blauwe curve is daarom een term voor het verschil tussen de neerslag per maand en het jaargemiddelde toegevoegd ( $T+\Delta R$ fit). Het resultaat is een bijzonder goede benadering van de concentratiecurve in de hiervoor genoemde maanden zonder incidentele emissies vanwege (kunst)mest toepassing.

De som van de *berekende* concentratiewaarden onder de  $T+\Delta R$  curve van de periode 2010-2014 bedraagt 83% van de waarden onder de *gemeten* concentratiecurve. Voor de eerste drie 5-jaars perioden uit de reeks 1995-2014 bedraagt deze waarde respectievelijk 82%, 81% en 83%. Eerlijkheidshalve dient te worden vermeld dat in twee van deze perioden de matching van de curves niet perfect is.

Dezelfde uitkomsten worden verkregen wanneer de  $T+\Delta R$  formule wordt toegepast op individuele jaren. De schalingswaarden moeten daarbij worden aangepast als gevolg van de jaarlijks gemiddelde temperatuur en neerslag. Het gemiddelde onder de berekende curve over de jaren 1998-2014 bedraagt 81,4% met een standaarddeviatie van 2,95 (meest extreme waarden 76% en 85%).

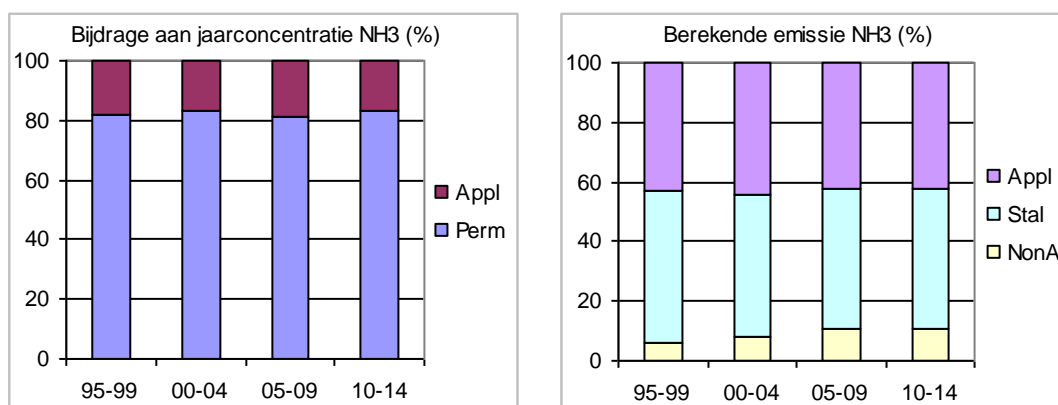
De som van de concentratiewaarden tussen de  $T+\Delta R$  curve en de actuele concentratiecurve (17-19%) kunnen worden toegeschreven aan de verhoging van de atmosferische concentratie van ammoniak als gevolg van incidentele emissies.



**Figuur 17** Benadering van de gemiddelde maandconcentratie van ammoniak op basis van schaling van de maandelijkse gemiddelde temperatuur en regenval. De gebruikte formules zijn:  $T_{fit} = \text{temperatuur } ^\circ\text{C}/3,2 + 3,6$  en  $T+\Delta R_{fit} = T_{fit} + \Delta R/25$ , waarbij  $\Delta R = \text{jaargemiddelde neerslag} - \text{neerslag per maand}$

Bovenstaande analyse maakt duidelijk dat, ondanks alle veranderingen in agrarische bedrijfsvoering, de verhouding tussen de ammoniakconcentratie afkomstig uit permanente en incidentele (emissie)bronnen over de periode 1995-2014 niet is veranderd. De

verhouding permanent/incidenteel bedraagt voor de vier 5-jaars perioden 82/18% (diagram onder, links). Deze verhouding staat in sterk contrast met de in meerdere overheidspublicaties berekende emissies. Onderstaand is in het rechter diagram, op basis van gepubliceerde gegevens (RIVM 2014-0166) voor dezelfde 5-jaars perioden, de percentuele bijdrage van verschillende bronnen aan de ammoniakemissie weergegeven. De verhouding tussen permanente en incidentele emissies bedraagt hier 57/43%. De bijdrage van de berekende incidentele emissie is 2,4 x zo groot dan op grond van bovenstaande analyse uit de gemeten ammoniakconcentraties zou moeten volgen.



Het is niet aannemelijk dat emissies uit verschillende bronnen een verschillende uitwerking zouden hebben op de atmosferische ammoniakconcentratie.

In paragraaf 10 is reeds gesteld de berekening van de (totale) emissie eenvoudigweg niet waar kan zijn omdat de atmosferische ammoniakconcentratie niet veranderd is. Hier wordt aangetoond dat de incidentele emissies uit aanwending van mest vele malen kleiner zijn officieel wordt voorgesteld, en dat de percentuele bijdrage in de periode 1995-2014 niet veranderd is. De modellen ter berekening van de incidentele emissie, of die van de permanente emissie, of beide zijn onjuist.

## 12 DROGE DEPOSITIE VAN STIKSTOF

Droge depositie is een vorm van stikstof depositie die niet via regen op de vegetatie en de grond terecht komt. Er zijn drie vormen te onderscheiden:

### 1 *directe opname in vegetatie via de huidmondjes op de bladeren*

Aan de capaciteit daarvan zitten verschillende beperkingen, vooral omdat huidmondjes 's nachts, wanneer in gebieden met veel emissie de ammoniakconcentratie het hoogst is, meestal gesloten zijn. Daarnaast heeft onderzoek onder laboratorium omstandigheden en in het veld tot de conclusie geleid dat opname vanuit  $\text{NH}_3$  concentraties lager dan  $\pm 8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  niet aantoonbaar is. In hoeverre stikstofoxiden ( $\text{NO}_2$  en  $\text{NO}$ ) via huidmondjes worden opgenomen is volstrekt onbekend.

### 2 *absorptie aan vochtige oppervlakken*

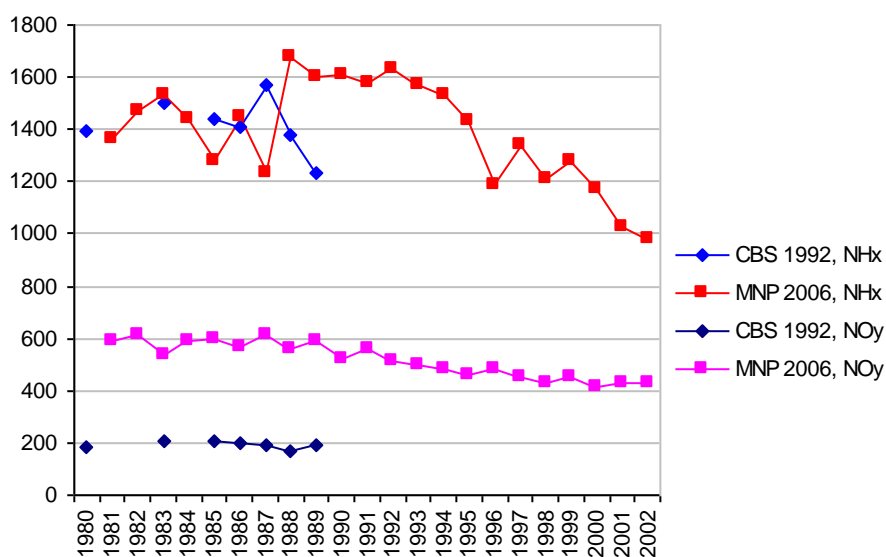
Vanwege de enorme affiniteit met water ligt het voor de hand dat ammoniak aan natte oppervlakken zal worden geabsorbeerd. Op veel dagen in het jaar is sprake van dauw waarin absorptie kan optreden. Een deel daarvan zal zeker de grond inleken, maar zodra de dauw opdroogt en/of de grond overdag warmer wordt zal de ammoniak weer verdampen. De omvang van deze absorptie is onbekend; zo is b.v. nog nooit onderzocht hoeveel ammoniak door een op de grond gelegd velletje nat filterpapier wordt opgenomen.

### 3 *neerslag van fijnstof*

Afhankelijk van de grootte van fijnstofdeeltjes bevatten deze 30 - 45 % stikstofverbindingen, meestal in de vorm van ammoniumnitraat of ammoniumsulfaat (PBL rapport 500099007, 2010). Er bestaan meerdere studies over absorptie van fijnstof aan bladoppervlakken, maar kwantitatieve gegevens daarover in relatie tot fijnstofconcentraties zijn niet voorhanden.

### **Omvang van de berekende depositie**

**Figuur 18** geeft een inzicht in de omvang van de berekende gemiddelde droge depositie van ammoniak en stikstofoxiden over de periode 1980 - 2002, zoals gepubliceerd door het MNP. Recentere publicaties van het PBL en het RIVM bevatten veel kleurige plaatjes maar voorzien helaas niet in een getalsmatige onderbouwing daarvan.

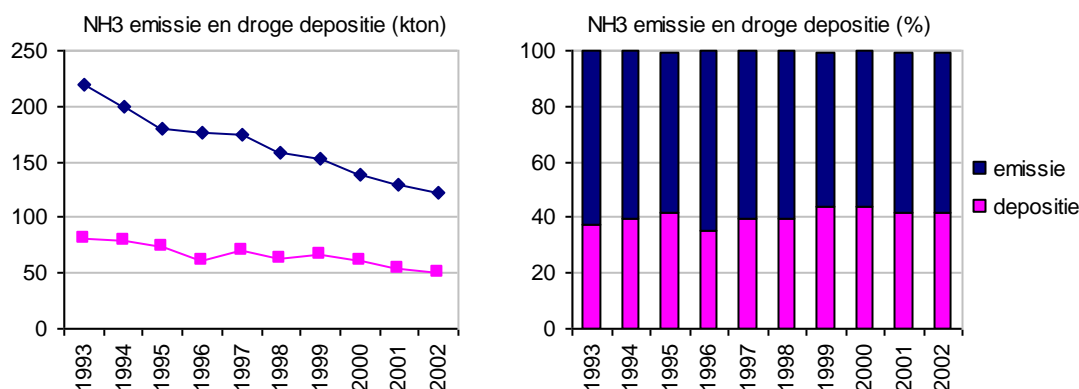


**Figuur 18** Omvang van de droge depositie van ammoniak ( $\text{NH}_x = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) en stikstofoxiden ( $\text{NO}_y = \text{NO} + \text{NO}_2 + \text{NO}_3^-$ ) in mol/ha.jr. Bronnen: CBS, Centraal Bureau voor Statistiek; MNP, Milieu Natuur Planbureau.



Wat opvalt is niet zozeer dat de droge depositie hoog is, maar dat in verschillende publicaties zeer verschillende waarden tevoorschijn komen. De vraag waarom dit zo is, is eenvoudig te beantwoorden: droge depositie wordt berekend en niet gemeten. Elke keer als er zich "nieuwe inzichten" voordoen waardoor de rekenmodellen worden aangepast, wordt de hele reeks met terugwerkende kracht herberekend. Opmerkelijk in **figuur 18** is het enorme verschil in de berekening van de droge depositie van NO<sub>y</sub> (NO + NO<sub>2</sub>).

Om inzicht te krijgen in de omvang van de berekende NH<sub>3</sub> depositie t.o.v. de emissie is in **figuur 19** de depositie van mol/ha omgerekend naar kton/jaar voor het totale Nederlandse grondoppervlak.



**Figuur 19** Omvang van de jaarlijkse ammoniakemissie uit de landbouw en de jaarlijkse ammoniakdepositie (NH<sub>x</sub>), weergegeven in kton (links en de depositie als percentage van de emissie (rechts). Bron: MNP, 2006

De omvang van de ammoniakdepositie schommelt in de periode 1993 - 2002 rond 40% van de emissie. Er lijkt sprake te zijn van een proportionele relatie: de omvang van de emissie bepaalt (binnen een zekere marge) de omvang van de depositie. Het is aannemelijk dat deze relatie na 2002 niet is veranderd.

In het voorgaande is duidelijk gemaakt dat (in ieder geval over de periode 1995-2014) de atmosferische concentratie van ammoniak niet wezenlijk is veranderd en dat de daling van de berekende emissie daarmee niet verenigbaar is - ergo kan niet hebben plaatsgevonden. Door de koppeling met de emissie kan van een daling van de door het MNP berekende depositie dus ook geen sprake zijn.

### Waarop berust de berekening van de depositie?

Depositie is één van de verliesposten die op de emissie in mindering gebracht worden om uiteindelijk als restant de atmosferische concentratie over te houden.

De filosofie achter de modelberekening van de depositie is de aanname dat deze zowel afhankelijk is van de omvang van de (berekende) ammoniakemissie, als van de mate van ruwheid van de vegetatie. Aan vegetaties wordt een factor toegekend die oploopt naarmate de vegetatie ruwer wordt (van gras via struikgewas naar bos). De depositie is dan het product van deze factor met de emissie. Zodoende leidt de berekening ertoe dat bij eenzelfde ammoniakemissie de depositie op struikgewas en bos (natuurgebieden) hoger is dan op b.v. grasland (agraris gebied!). De rekenmethode wordt gebruikt bij het vervaardigen van de grootschalige depositiekaarten.

Daarmee is de berekening van de depositie nog niet afgerond. Er blijkt n.l. over de jaren heen een verschil te bestaan tussen de berekende en de gemeten ammoniakconcentratie in de lucht - de berekening komt rond 10-25% tekort: het "ammoniakgat". Hoewel de berekening van de ammoniakconcentratie, zoals hiervoor is aangetoond, nog nooit heeft geklopt met de gemeten werkelijkheid, is het vertrouwen in het rekenmodel zó groot dat het model niet wordt aangepast. Zonder enige onderbouwing wordt als verklaring voor het tekort gesteld: *we hebben de emissie onderschat en we voeren daarom een correctie uit*. Het gevolg

is dat bij een ammoniakgat van b.v. 25% de depositie met een factor 4/3 wordt vermenigvuldigd.

Het RIVM behandelt de depositie als een van de proportionele verliesposten van de emissie, waardoor op enig moment de atmosferische ammoniakconcentratie uit de berekening rolt. Er wordt op die manier voorbijgegaan aan het feit dat elke vorm van droge depositie uit de atmosferische concentratie moet komen.

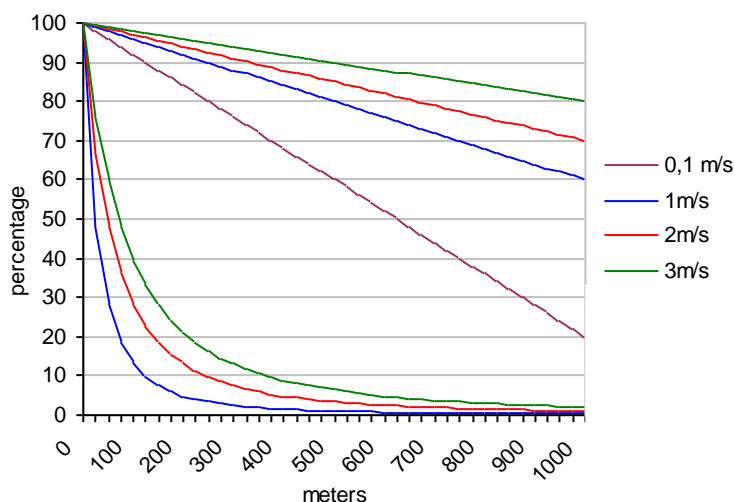
*Nogmaals, er is **geen enkel experimenteel bewijs** over de omvang van de drie bij aanvang van dit hoofdstuk genoemde mechanismen.*

Naast het modelmatig berekenen van de depositie op basis van de berekende emissie en ruwheid van de vegetatie bestaat een alternatieve rekenmethode. Deze is gebaseerd op het meten van de ammoniakconcentratie op verschillende hoogten boven de grond. Dergelijke metingen laten zien dat de concentratie vrijwel altijd hoger is op b.v. 4-5 meter dan op 1 meter hoogte. Uit dat verschil in concentratie wordt een z.g. "depositie-flux" berekend, een maat voor de snelheid waarmee ammoniak van boven naar beneden diffundeert (van hoge naar lagere concentratie).

*N.B. hoewel er dus uitsluitend atmosferische concentratie worden gemeten worden dergelijke metingen omschreven als "depositiemetingen".*

Het mechanisme dat het verschil in concentratie veroorzaakt, is, zo wordt aangenomen, opname en absorptie in en op vegetatie en bodem. Echter, bij die aanname wordt een fatale fout gemaakt, door een simpel natuurkundig principe te negeren. Een luchtstroom (= wind) over een oppervlak, wordt door dat oppervlak afgeremd. Die afremming is groter naarmate het oppervlak meer obstakels bevat. Dus van kale grond naar grasland, naar lage struiken, naar hoge struiken, naar hoge bomen, wordt een luchtstroom steeds sterker afgeremd. Dit verschil in windsnelheid heeft een belangrijk effect op de concentratie van ammoniak in de lucht.

Aan de hand van **figuur 17** is het principe van dit effect te illustreren. Als vanuit een bron, zoals een veestal, een hoge concentratie ammoniak met een luchtstroom wordt meegenomen, neemt de concentratie op twee manieren af. Ten eerste treedt een afname op door diffusie in alle richtingen naar omringende lucht met een lagere concentratie. De afname van de concentratie is bij benadering kwadratisch (onderste drie curves in de figuur). Dit diffusieproces stopt als er uiteindelijk geen concentratieverschil meer is met de omringende lucht. Ten tweede treedt een vrijwel lineair concentratieverval op doordat ammoniak naar hogere luchtlagen ontsnapt omdat het lichter is dan lucht (bovenste vier curves in de figuur). Dit lineaire proces stopt niet. Hoe sneller nu de luchtstroom gaat des te minder concentratieverval zal er optreden bij eenzelfde afgelegde afstand - het diffusieproces is alleen maar tijdsafhankelijk. Dat wordt geïllustreerd in de grafiek, waar de snelste luchtstroom (groene curves) het minste verlies per afgelegde afstand vertoont.



**Figuur 17** Afname van de concentratie van ammoniak bij verschillende verplaatsingssnelheden

Om het verschil in concentratie op verschillende hoogten boven de grond te verklaren hoeft er geen depositie te worden bedacht, het is het gevolg van een verschil in windsnelheid - en het waait op een paar meter hoogte **altijd** harder dan vlak boven de grond. Dat geldt met name in bossen, waar de wind onder de bomen vrijwel volledig kan stilvallen. Het "ontsnappen" van ammoniak naar boven zorgt dan voor een enorm concentratieverschil in en boven het bos (b.v. figuur 17, curve 0,1 m/s).

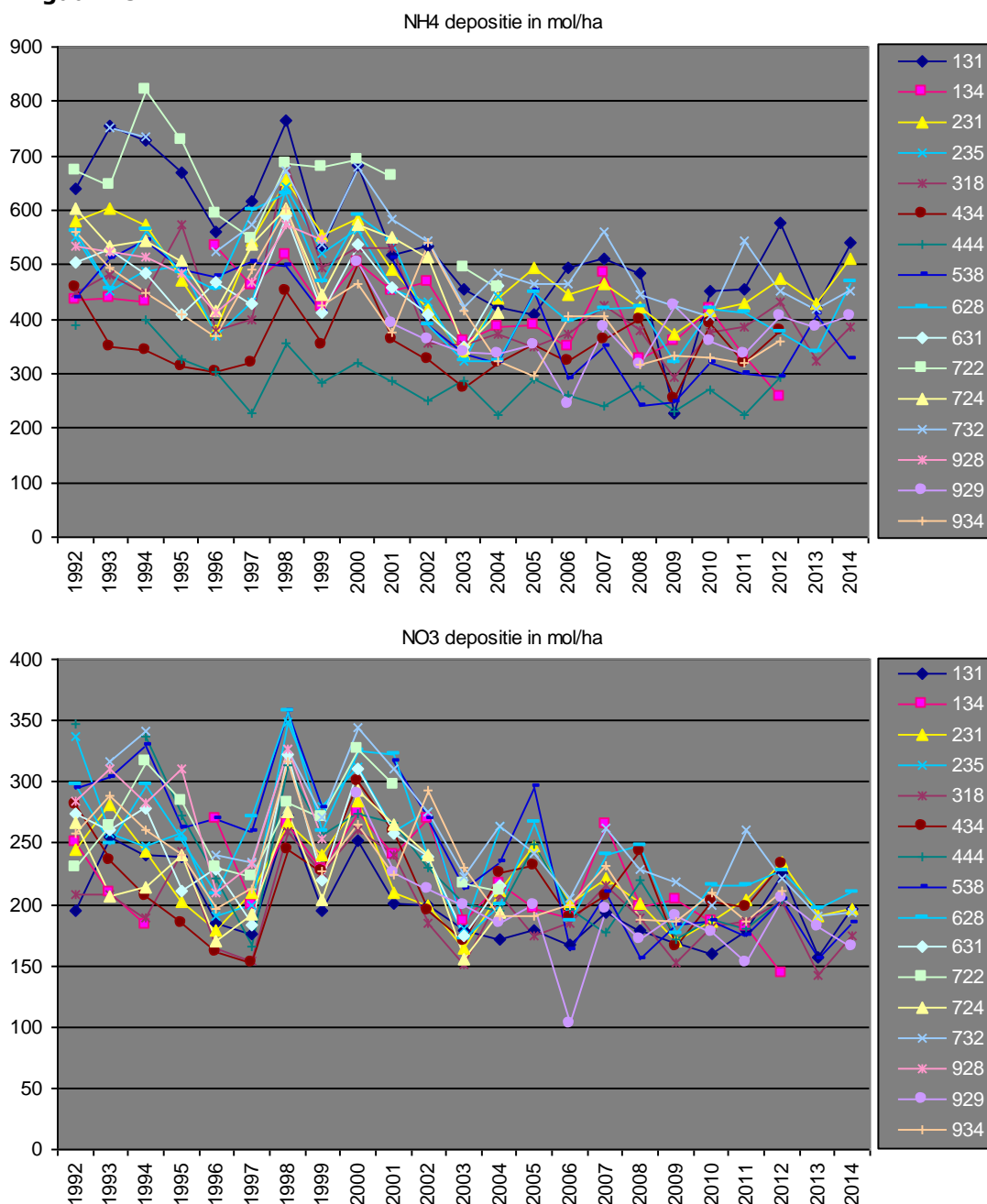
Droge depositie zal ongetwijfeld bestaan, maar de omvang ervan die met name in natuurgebieden eraan wordt toegekend is op drijfzand gebaseerd. De gemiddelde (mediaan) ammoniakconcentratie in gebieden die deel uit maken van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) ligt over de periode 2005 - 2013 tussen 1 en 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die concentraties zijn de bron van eventuele droge depositie, niet de rekenmodellen.

Het rekenprogramma Aerius werkt op dezelfde manier als gebruikt voor de grootschalige depositiekaarten: emissie x ruwheidsfactor = depositie. En daarmee is ook dit rekenmodel op drijfzand gebaseerd.

Als 40% van de ammoniak niet neerslaat zoals de modellen, bijna als "mantra". veronderstellen, waar blijft het dan wel? Het antwoord is in de eerste paragraaf van dit rapport al gegeven, het gaat omhoog.

### 13 Natte depositie

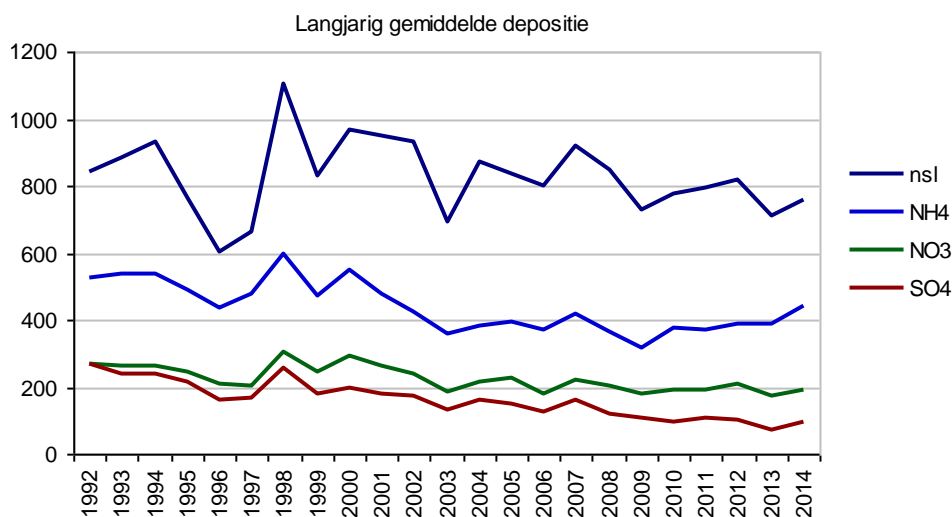
Naast de metingen van de atmosferische concentratie van NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NO en andere gassen is de enige andere stikstofmeting die van de hoeveelheid ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en nitraat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) in regenwater. De omvang van deze z.g. "natte" depositie is weergegeven in **figuur 18**.



**Figuur 18** Depositie van NH<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub> in mol/ha voor alle meetstations van het LMRe. In 2004 zijn de metingen in 4 stations beëindigd, in 2012 nogmaals in 4 stations.

Voor zowel NH<sub>4</sub> als NO<sub>3</sub> neemt het verschil tussen de hoogste en laagste meetwaarden in de loop der jaren af, terwijl alle meetreeksen een daling laten zien. Voor NH<sub>4</sub> worden de laagste waarden gemeten langs de kust en de hoogste in het centrum en oosten van het land. Voor NO<sub>3</sub> is het beeld meer homogeen.

Het langjarig gemiddelde van de deposities (**Figuur 19**) laat een duidelijke relatie zijn met de hoeveelheid neerslag (hoe kan het ook anders), maar er is geen sprake van een "harde" correlatie. M.a.w. de omvang van de neerslag heeft geen grote voorspellende waarde voor de omvang van de deposities.



**Figuur 19** Neerslag in mm en natte depositie van ammonium (NH<sub>4</sub>) en nitraat (NO<sub>3</sub>) in mol/ha, gemiddeld over alle LMRe stations

Opmerkelijk is dat vanaf 2002 de depositie van NH<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub> geen stijgende of dalende trend vertoont, terwijl de depositie van SO<sub>4</sub> blijft dalen. Afgaande op de spreiding in de meetwaarden (NH<sub>4</sub>: 400 ± 150; NO<sub>3</sub>: 200 ± 50) ligt de totale natte stikstofdepositie tussen 400 en 800 mol/ha per jaar. Of die stikstof allemaal en overal beschikbaar is voor de vegetatie is de vraag, want in natte bodems kan denitrificatie (bacteriele omzetting van nitraat in stikstofgas) zeer omvangrijk zijn.

Wat op deze plaats benadrukt moet worden is dat de natte stikstofdepositie **de enige gemeten depositie** is.

## 14 Berekening van de totale NH<sub>3</sub> emissie

De omvang van de natte depositie is opmerkelijk, omdat het gemiddeld gesproken in Nederland 7-8% van de tijd regent. Zou het voortdurend regenen dan was een NH<sub>4</sub> deposite van meer dan 5000 mol/ha te verwachten en voor NO<sub>3</sub> de helft daarvan. Dat is vele malen meer dan de totale Nederlandse ammoniak en stikstofdioxide productie, waaruit mag worden geconcludeerd dat er een belangrijke aanvoer is vanuit externe bronnen, waarbij die in het buitenland een belangrijke rol zullen spelen. Het EU emissieplafond voor ammoniak is vanaf 2010 voor Nederland vastgelegd op 128 kton per jaar. Het plafond voor België is lager (74 kton) maar voor UK + Ierland (413 kton), Duitsland (550 kton) en Frankrijk (780 kton) aanmerkelijk hoger. Uit welke hoek de wind ook waait, er zit veel ammoniak in de regenwolken.

Wat met regen naar beneden komt is voor een deel de dagproductie van ammoniak (lokale emissie-gerelateerd) en voor een deel de in de wolken aanwezige ammoniak afkomstig uit externe bronnen (die zowel in Nederland als daarbuiten kunnen liggen). Het zou mooi zijn als op een of andere manier daaruit berekend kon worden hoe groot de landelijke emissie is, maar helaas, zeven vergelijkingen met zeven onbekenden heeft geen unieke uitkomst. Wat wel mogelijk is is om door met een trial en error methode te onderzoeken of er een realistische verklaring kan worden gevonden voor verschillende scenario's waarbij wordt uitgegaan van een landelijke emissie wordt van verschillende omvang.

### *Uitgangspunten berekening*

- 1 Om een representatief landelijk beeld te krijgen wordt uitgegaan van de 7 LML stations die een zo eerlijk mogelijk beeld geven van de gemiddelde landelijke concentratie van atmosferische ammoniak (op grondniveau)
- 2 De in het LML gemeten concentratie worden verondersteld een afspiegeling te zijn van de lokale emissie. De onderlinge verhouding van de concentraties geeft dus de proportionele bijdrage aan de landelijke emissie.
- 3 De LMRe data over de omvang van de ammoniumdepositie en de hoeveelheid neerslag, die per station aanmerkelijk kan verschillen, moeten van dezelfde stations afkomstig zijn. En hier loopt het spaak, hier komt het volslagen **amateuristische karakter van de Nederlandse meetnetten** aan het licht. Verschillende instanties beheren de meetnetten en beëindigen de metingen naar believen, zodat het praktisch onmogelijk is een consistente langjarige meetreeks samen te stellen. Over de periode 1994 - 2012 zijn slechts drie "ongebroken" meetreeksen beschikbaar. De overige zijn zo goed mogelijk met data van andere (min of meer vergelijkbare) stations aangevuld

<i>Station</i>	<i>LML</i>	<i>LMRe</i>
131: Vredepeel	1994 - 2012	1994 - 2012
235: Huijbergen	1994 - 2012	1994 - 2004
318: Philippine		2005 - 2012
444: De Zilk	1994 - 2012	1994 - 2012
538: Wieringen	1994 - 2012	1994 - 2012
633: Zegveld	1994 - 2012	
628: De Bilt		1994 - 2012
722: Eibergen	1994 - 2012	
732: Speulderveld		1994 - 2012
928: Witterveld	1994 - 1999	1994 - 1999
929: Valthermond	2000 - 2012	2000 - 2012

- 4 Voor de omrekening naar de landelijke ammonium depositie is het noodzakelijk te weten hoeveel uur het per jaar heeft geregend op elk meetpunt (een plensbui van 5 minuten heeft een ander effect op de lokaal uitgerende emissie dan een urenlange

druilregen. Dergelijke gegevens **ontbreken**. Bij de berekening is daarom noodgedwongen uitgegaan van de omrekeningsfactor: 10500/neerslag in mm.

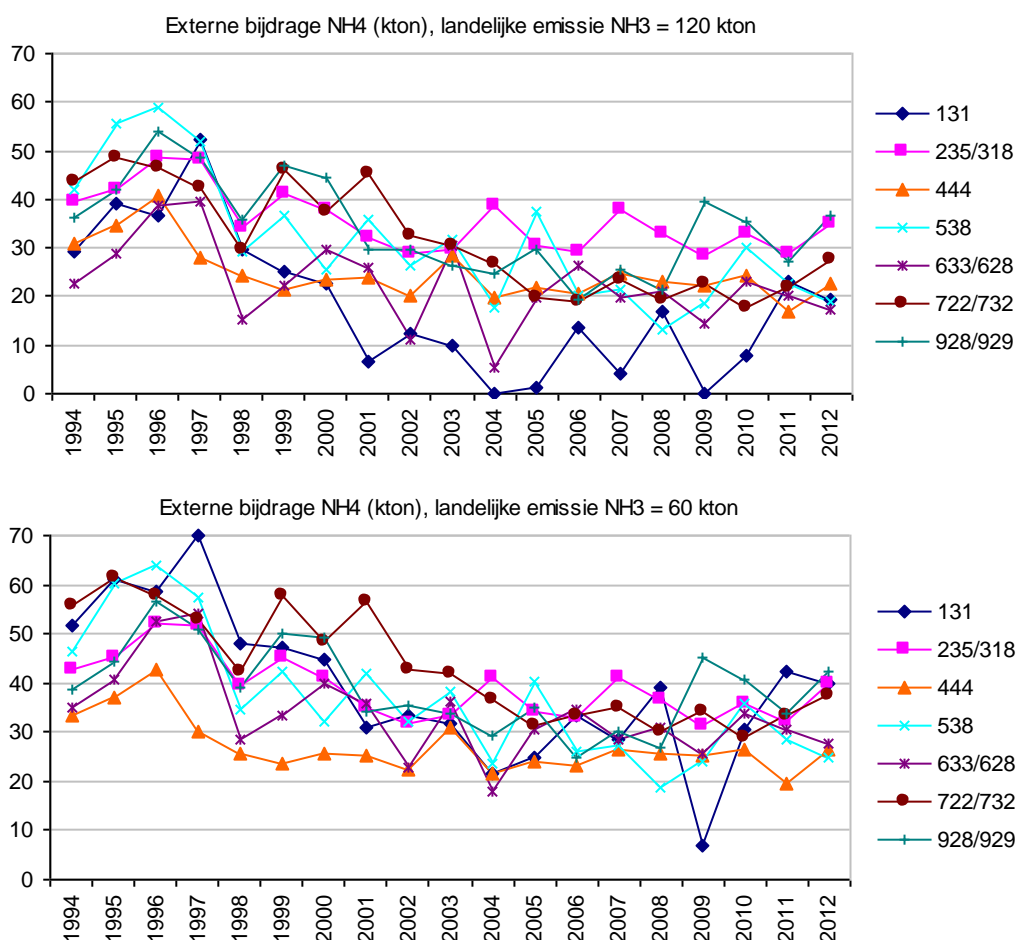
- 5 Voor scenario's die uitgaan van een landelijke emissie van respectievelijk 40 - 120 kton is berekend wat de bijdrage van de lokale emissie en de externe bijdrage aan de ammonium depositie zou moeten zijn.

De berekening werkt dus als volgt

- op basis van de verhouding van de gemiddelde NH<sub>3</sub> concentratie tussen de stations wordt de bijdrage van elk station aan de totale landelijke emissie berekend
- de NH<sub>4</sub> depositie per station wordt vermenigvuldigd met de factor 10500 gedeeld door de neerslag in mm gemeten op het betreffende station
- het verschil (b-a) geeft de externe bijdrage per station

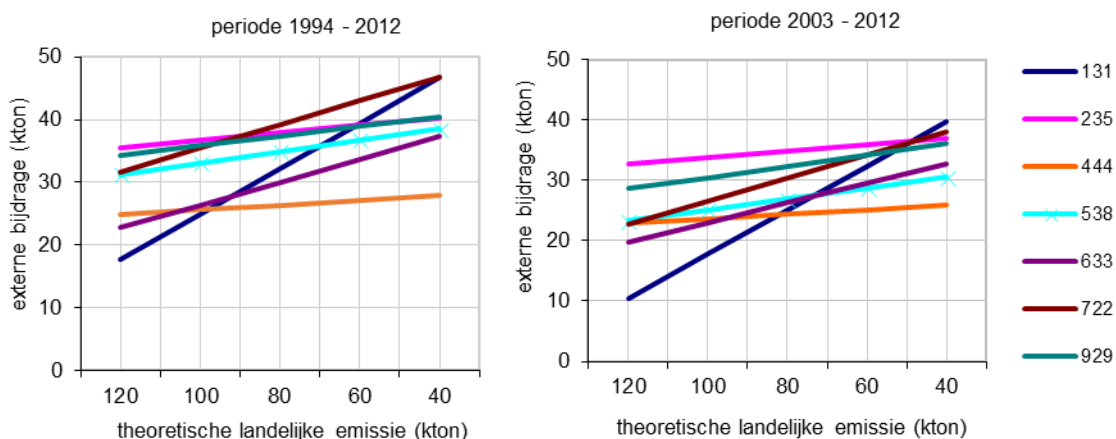
**Figuur 20** laat zien hoe groot de externe bijdrage in de NH<sub>4</sub> depositie moet worden wanneer het uitgangspunt een landelijke NH<sub>3</sub> emissie van respectievelijk 120 en 60 kton per jaar is. Het scenario met een emissie van 120 kton laat een zeer groot verschil tussen de stations zien. Over het grootste deel van de periode zou de externe bijdrage aan de natte depositie in station 131 significant lager zijn (tot zelfs negatief) dan in de andere stations. Het lijkt onwaarschijnlijk dat de externe bijdrage zulke grote verschillen zou vertonen. Het scenario van 60 kton lijkt aanmerkelijk realistischer, waarbij de laagste waarden langs de kust en het westen liggen (stations 444, 538 en 633).

*Het jaar 2009 in station 131 blijft zeer afwijkend door een NH<sub>4</sub> depositie die 50% lager was dan in 2008 en 2010, terwijl de gemeten ammoniak concentratie en alle andere parameters "normaal" waren. 2009 was weliswaar een vogelpestjaar maar of en hoe dit de afwijking kan verklaren is onduidelijk.*



**Figuur 20** Jaarlijkse “externe” bijdrage aan de natte depositie voor twee scenario’s die uitgaan van een totale landelijke ammoniakemissie van resp. 120 en 60 kton/jaar. De curve van station 131: Vredepeel is in 2004 en 2009 niet nul, maar negatief.

Figuur 21 geeft het gemiddelde over de periode voor de verschillende scenario's. Onder de aanname dat de externe bijdrage van station 131 ten minste boven die van station 444 zou behoren te liggen en niet teveel boven andere stations in het oostelijke deel van het land (stations 722 en 929 liggen meer of minder onder de wind t.o.v. 131), lijkt de emissie-range over de hele periode te liggen tussen 90 en 60 kton/jaar. Voor de periode 2003-2012, waarin de natte depositie vrijwel constant is, liggen de grenzen van de range met dezelfde redenering iets lager op 80 tot 60 kton/jaar. Indachtig de eerdere constatering dat de emissie over de periode 1995-2014 onveranderd is gebleven, lijkt de laatste emissie-range, 60-80 kton/jaar geen onredelijke veronderstelling



**Figuur 21** Externe bijdrage aan de natte depositie gemiddeld over de periode 1994-2012 voor de verschillende emissie scenario's

Het is natuurlijk schoppen tegen het zere been door te stellen dat de totale Nederlandse NH3 productie in de hele periode 1994 - 2014 ergens tussen de 60 en 80 kiloton per jaar heeft gelegen. LNV, RIVM, WUR en de natuurbeschermingsorganisaties klimmen allemaal in de gordijnen.

Maar bedenk het volgende:

- de totale landbouwemissie van NH3 wordt berekend. De fantastische emissiereductie als gevolg van het overheidsbeleid is in het voorgaande afgeserveerd. Is er dan enige garantie dat de emissieberekening voor b.v. de laatste paar jaren wel klopt?
- de verhouding tussen permanente en incidentele landbouwemissie van NH3 wordt berekend. In het voorgaande is uiteengezet dat de incidentele emissie a.g.v. bemesting ongeveer 30 kiloton te hoog wordt berekend. Is er enige garantie dat de permanente emissie uit stallen en mestopslag wel goed is berekend? Stel dat die wel klopt, trek dan die 30 kton teveel eens van de recente berekende emissie af - en wat blijft dan over - juist ja 90 kton per jaar. En als de berekening van de permanente emissie slechts een tiental kiloton te hoog blijkt te zijn geweest, dan komt 80 kiloton al snel in beeld.

Er is een en ander af te dingen op deze berekening. Voornamelijk omdat er geen parallele meetreeksen zijn die per (voldoende) stations de atmosferische NH3 en NO2 concentratie, plus de totale neerslag en het aantal uren en typen neerslag, plus de hoeveelheid NH4 en NO3 in de neerslag op een vergelijkbare tijdschaal registreren. Over de onzekerheden in de berekening is derhalve weinig zinnigs te zeggen. Maar om de woorden van meer dan één bewindspersoon te parafraseren: we weten dat het niet optimaal is, maar het is het beste wat we hebben.