

# Ammoniak in de melkveehouderij

Literatuurstudie

BE&Partners

Pas 182

2440 Geel

Jef Engelen

2020

© Copyright BE&Partners

Zonder voorafgaandelijke schriftelijke toestemming van zowel BE&Partners als de auteurs is overnemen, kopiëren, gebruiken of realiseren van deze uitgave of gedeelten ervan verboden. Voor aanvragen tot of informatie wend u tot BE&Partners.

## Inhoud

1. Inleiding.....	3
2. Vorming van ammoniak.....	4
3. Emissie.....	7
3.1. Emissie-reducerende maatregelen.....	8
3.1.1 Ruw eiwit en OEB voeding .....	8
3.1.2 Totale Ammoniakale stikstof (TAN) .....	13
3.1.3 Urease-activiteit (UA) .....	15
3.1.4. Aanzuren bij mestaanwending.....	17
3.1.5. Luchtwasser .....	18
3.1.6. Emissiereductie in de praktijk .....	19
4. Depositie .....	21
4.1. Vermesting.....	23
4.2. Verzuring .....	24
4.3. Kritische depositiewaarde (KDW).....	27
4.4. Theoretische achtergrond .....	29
4.4.1. Droge depositie .....	29
4.4.2. Natte depositie .....	35
4.5. Stikstofdepositie in Vlaanderen .....	36
4.5.1. Beleid .....	36
4.5.2. Temporele en geografische spreiding.....	37
4.5.3. Metingen .....	39
4.5.4. Atmosferisch transport van NH <sub>3</sub> .....	41
4.6. Herstelstrategieën.....	44
4.6.1. PAS herstelbeheer .....	45
4.6.2. Integratie van de theoretische kennis .....	46
5. Besluit .....	47
Referenties.....	48

## 1. Inleiding

Ammoniak (NH<sub>3</sub>) is al gedurende geruime tijd onderwerp van discussie. Deze stof draagt na het vrijkomen in de atmosfeer namelijk bij tot verzuring en vermisting van habitats, waardoor sommige van deze habitats sterk onder druk staan en dreigen verloren te gaan. Verder draagt, volgens recente krantenartikelen, NH<sub>3</sub> in de lucht ook bij tot zogenaamde lentesmog<sup>1</sup>, een vorm van fijnstof die ontstaat bij reactie tussen ammoniak en stikstofdioxide en die geassocieerd wordt met het uitrijden van mest in de lente.

Het grootste deel van de ammoniak in onze omgevingslucht blijkt inderdaad afkomstig te zijn uit de landbouw. In 2017 was volgens berekeningen 95% van de totale ammoniakemissie afkomstig van landbouwpraktijken waarvan 85% te wijten aan veeteelt (VMM, 2019). Ammoniakemissie in de landbouw komt deels van emissie uit stallen, deels door het spreiden van dierlijke mest op akkers en deels door het gebruik van kunstmest. Aangezien NH<sub>3</sub> geacht wordt negatieve effecten te hebben op natuurlijke habitats via verzuring en vermisting, werd een beleid op stapel gezet om de impact van ammoniak in natuurgebieden terug te dringen, met name de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Belangrijk is om op te merken dat de totale ammoniakemissie, mede door het PAS-beleid een daling heeft gekend van 28% in de periode 2000-2017. Dit is vooral te danken aan emissie reducerende maatregelen in de veeteelt (bijv. emissiearme stallen, verhoogde voederefficiëntie). De sterkste daling vond plaats tussen 2000 en 2007. Vanaf 2007 werd de reductie bekomen door het toepassen van maatregelen grotendeels gecompenseerd door het toenemend aantal dieren. Desalniettemin daalde de totale ammoniakemissie toch nog met 3% tussen 2007 en 2017 (VMM, 2019). Er blijkt dus een positieve evolutie te zijn i.v.m. de totale ammoniakuitstoot. Indien deze wordt verdergezet is de landbouwsector op de goede weg om de door Europa opgelegde doelstellingen van 2050 te halen.

Naast negatieve effecten als verzuring en vermisting wordt ammoniak afkomstig uit de landbouw door het grote publiek ook vaak genoemd als veroorzaker van longproblemen. Om deze opinie enigszins te kaderen geeft tabel 1 de giftigheid van ammoniak weer in functie van de concentratie in de omgevingslucht (ppm = aantal deeltjes per miljoen luchtdeeltjes). De maximale veilige concentratie voor langdurige blootstelling ligt op 25 ppm. Voor stallen wordt de ammoniakconcentratie best onder de 10 ppm gehouden.

---

<sup>1</sup> Artikel Het Nieuwsblad 9 april 2019 “veel zon + weinig wind + bemesting = LENTESMOG”

Tabel 1: Giftigheid van ammoniak. (Fod Werkgelegenheid, Arbeid en Sociaal Overleg, Directie van de chemische risico's, 2003)

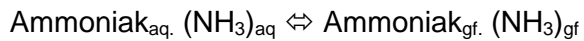
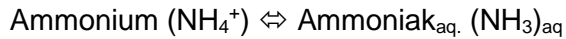
Gasconcentraties in ppm	Opmerkingen
5	Reukgrens
25	Grenswaarde
35	Korte tijdswaarde
100	Prikkeling ogen, luchtwegen
1700	Ademhalingsmoeilijkheden, blootstelling voor 0.5 uur kan dodelijk zijn
3500 - 3700	Dodelijk na korte blootstelling (15 min.)
5000	Dodelijk binnen enkele minuten

Het opzet van dit document is om een overzichtelijk en realistisch beeld te scheppen van hoe de melkveehouderij bijdraagt tot de aantasting van natuurlijke habitats via ammoniakemissie en om aan te geven welke maatregelen mogelijk zijn om deze impact te beperken. Bovendien wordt er ook dieper ingegaan op de mechanismen die depositie bepalen en op de manier waarop depositie in Vlaanderen momenteel geschat wordt.

## 2. Vorming van ammoniak

Ammoniakmoleculen ( $\text{NH}_3$ ) zijn opgebouwd uit stikstof (N) en waterstof (H). Voor de vorming van deze stof dienen we dus de stikstofcyclus te bekijken. Stikstof is een essentieel onderdeel van proteïnen. Dieren hebben stikstof dus nodig voor o.a. weefsel- (en melk-) productie en bekomen dit nutriënt hoofdzakelijk door consumptie van eiwitten. Deze worden in het spijsverteringsstelsel afgebroken tot aminozuren dewelke dan in de bloedbaan zullen worden opgenomen. Een standaard dieet bevat echter een overmaat aan eiwitten. Aangezien N-verbindingen bij de meeste diersoorten niet kunnen worden opgeslagen in het lichaam, zal het overtollige eiwit worden uitgescheiden. In de lever wordt het teveel aan aminozuren afgebroken tot ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), wat giftig is (Bv. Meijer et al., 1990). Vandaar volgt er bij zoogdieren meteen een omzetting naar het niet giftige ureum ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ). Deze verbinding is goed oplosbaar in water en kan dus makkelijk via de urine worden uitgescheiden. Bij vogels en reptielen wordt niet ureum, maar urinezuur gevormd en vissen en sommige andere aquatische organismen kunnen hun overtollig ammonium zelfs rechtstreeks in het water afscheiden (Meijer et al., 1990).

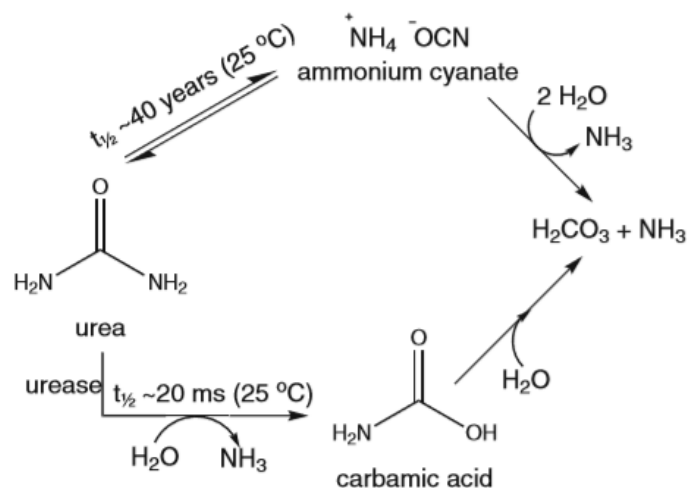
Ureum in de urine alleen leidt nog steeds niet tot de emissie van ammoniak. Het dient namelijk eerst terug te worden afgebroken tot ammonium om vervolgens te worden omgezet in ammoniak. De initiële vorm van  $\text{NH}_3$  is dan nog steeds opgelost in water, maar komt geleidelijk vrij als gas waarna het door luchtverplaatsing getransporteerd kan worden.



Ureum is de belangrijkste vorm van N-uitscheiding bij zoogdieren (Meijer et al., 1990), maar eveneens via de fecaliën wordt een hoeveelheid (organisch gebonden) stikstof afgescheiden. Deze stikstof kan worden omgezet naar ammonium en dus ammoniak.

De afbraak van ureum tot ammonium gebeurt door middel van het enzym urease. Dit enzym wordt geproduceerd door micro-organismen die veelvuldig aanwezig zijn in de faeces (Ketelaars & Rap, 1994) met als gevolg dat zodra urine en vaste mest samenkomen, de afbraakprocessen van ureum tot ammonium starten. Hier zijn enkele belangrijke gevolgen i.v.m. de manier waarop vee wordt gehouden aan verbonden. Wanneer het vee op een weide wordt gelaten bijvoorbeeld, is de kans dat urine en faeces elkaar treffen veel kleiner dan op stal. Vandaar bijvoorbeeld dat aan beweiden een emissiereductie ( $\pm 5\%$ ) wordt toegeschreven (Mosquera et al., 2016).

Ureum is een zeer stabiel molecule met een halfwaardetijd van ongeveer 40 jaar bij een temperatuur van  $25^\circ\text{C}$ . De hydrolyse van ureum tot ammonium in afwezigheid van urease verloopt dan ook verwaarloosbaar traag (Sigurdarson et al., 2018). Door katalyse met urease loopt de halfwaardetijd terug tot slechts 20 minuten (bij  $25^\circ\text{C}$ ) (figuur 2.1). Omwille van deze reden wordt urease aangetroffen in vele organismen zoals bacteriën (bv. Konieczna et al., 2013),



Figuur 2.1: Ureum (urea) afbraakwegen. De onderste pathway geeft de biologisch relevante reacties weer waarbij urease het proces aanzienlijk versnelt. De bovenste pathway geeft de evenwichts reactie weer in afwezigheid van urease (Sigurdarson et al., 2018)

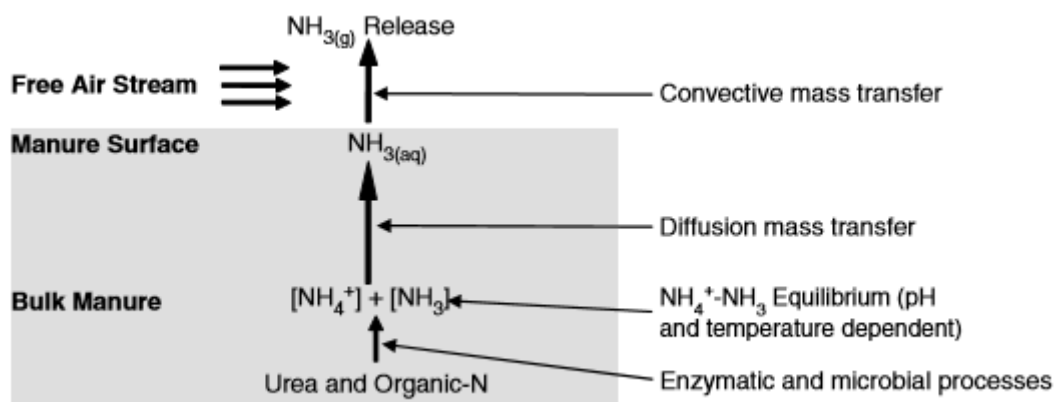
schimmels (bv. Navarathna et al., 2010) en zelfs planten (bv. Sirko & Brodzik, 2000), wat hen in staat stelt ureum rechtstreeks te gebruiken als stikstofbron. Er werd lang aangenomen dat planten ureum-N niet rechtstreeks konden aanwenden, maar pas na omzetting in ammonium door bodemorganismen. Recente studies hebben echter uitgewezen dat planten zelf ureum via hydrolyse kunnen omzetten in ammonium (Sigurdarson et al., 2018). Op deze manier kan zowel ureum uit het milieu, als door de plant zelf geproduceerd ureum, dat gevormd wordt via het katabolisme van arginine en purines, worden omgezet en aangewend als stikstofbron. Door de hoge efficiëntie van urease, zal in de praktijk het aanwezige ureum vaak de limiterende factor zijn. Ureumafscheiding verminderen kan dus een grote invloed hebben op ammoniakuitstoot.

Uiteindelijk zal ammoniak, zoals eerder vermeld, van de opgeloste vorm overgaan naar de gasfase. Dit gebeurt volgens de wet van Henry waarbij de concentratie in de gasvorm recht evenredig is met deze in de opgeloste vorm. Verder zijn er nog enkele andere factoren die de omzetting naar ammoniak<sub>g</sub> beïnvloeden:

- de concentratie aan ureum in de mest;
- de aanwezigheid van urease;
- de grootte en de intensiteit van het vervuild oppervlak;
- de gasuitwisselingsconstante;
- de pH van de mest;
- de temperatuur;
- luchtsnelheid;
- ....

### 3. Emissie

De uitstoot van ammoniak is een evenwichtsreactie. De ammoniak die in opgeloste vorm aanwezig is, is in evenwicht met de ammoniak in de gasfase ter hoogte van het contactoppervlak tussen vloeistof en gas. De concentratie ammoniak in de onderste luchtlaag kan echter verminderen door bijvoorbeeld ventilatie. Daaropvolgend zal opgeloste  $\text{NH}_3$  overgaan in de gasfase om het evenwicht te herstellen. Dit gaat door tot op termijn alle ammoniak uit de vloeistof verdwenen is (figuur 3.1).



Figuur 3.1: Overzicht van de belangrijkste processen bij de vorming van  $\text{NH}_3(\text{gf})$  uit ureum en organische stikstofverbindingen.

Volgens Hutchings et al. (1996) kan de ammoniakemissie per koe als volgt omschreven worden:

$$\text{Emissie (kg NH}_3 \text{ koe}^{-1} \text{ dag}^{-1}) = A \times (\text{TAN}) \times H^* \times r^{-1} \quad 2.1$$

Waarbij:

$A$  = vervuild oppervlak per koe ( $\text{m}^2/\text{koe}$ )

$\text{TAN}$  = totale ammoniakale stikstof ( $\text{kg NH}_3/\text{m}^3$ )

$H^*$  = Henry's constante<sup>2</sup>

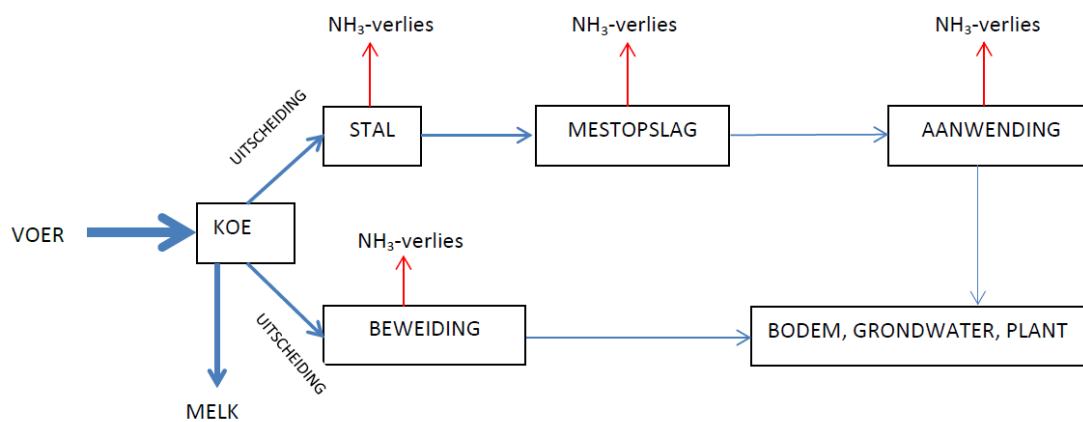
$r$  = massa transfer weerstand<sup>3</sup> ( $\text{dag/m}$ )

<sup>2</sup> Geeft de verhouding tussen de concentratie opgeloste stof en stof in de gasfase weer

<sup>3</sup> Som van oppervlakte weerstand en de weerstanden resulterend uit het verschil tussen de quasi-stille luchtlaag vlak boven het oppervlak en de daaropvolgende turbulente laag.

Logischerwijs kan de emissie van ammoniak dan ook verminderd worden door in te spelen op één of meerdere van deze factoren. Indien op elk van de afzonderlijke factoren een verbetering kan gehaald worden, hoe beperkt ook, dan resulteert dit mogelijk in een behoorlijke emissiedaling.

Binnen een melkveehouderij zijn er verschillende wegen via dewelke ammoniak kan vrijkomen. Zowel in de stal zelf als in de mestopslag wordt ammoniak gevormd. Verder komt ook buiten het stalgebouw ammoniak vrij wanneer koeien op de wei worden gelaten en bij het bemesten van akkers (figuur 3.2).



Figuur 3.2: Overzicht van de  $NH_3$ -verlieswegen in een melkveehouderij.

### 3.1. Emissie-reducerende maatregelen

#### 3.1.1 Ruw eiwit en OEB voeding

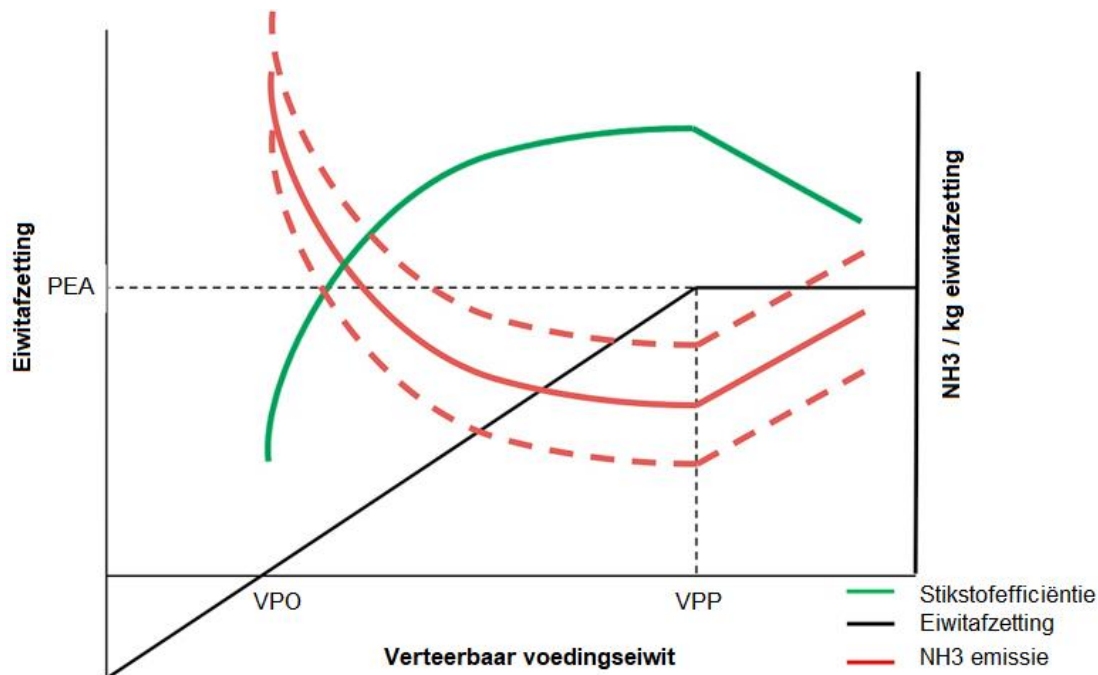
Zoals hoger beschreven bevat een standaard dieet, bijvoorbeeld van onaangepast veevoeder en eventueel gras, een overmaat aan eiwitten. Aangezien dit overtollig eiwit via zijn afbraakproduct ureum aan de basis ligt van ammoniakvorming (paragraaf 2.), kan een sterke emissiereductie bekomen worden door hier op in te spelen. Men kan dit doen door een rantsoen toe te passen dat afgestemd is op de behoeften van het dier, een zogenaamd precisierantsoen. Hierbij is het belangrijk in rekening te nemen dat een dergelijke maatregel iets complexer ligt bij herkauwers omdat het voeren van deze dieren deels neerkomt op het voeren van hun pensbacteriën. Deze organismen verteren een deel van de door het individu opgenomen proteïnen en vormen hieruit  $NH_4^+$  of  $NH_3$ . Indien er voldoende energie beschikbaar is, worden die verbindingen dan gebruikt als bouwstenen voor de aanmaak van eigen (microbieel) eiwit, waarvan de aminozuur samenstelling overigens sterk gelijkert op deze van



weefsel- en melkproteïnen (Hristov et al., 2010). De microbiële vertering zorgt dus voor een betere eiwitbron dan het plantaardige voedsel zelf.

Het aandeel microbieel eiwit in de totale eiwitopname is voor een herkauwer groter dan bij andere dieren. Het rantsoen moet dus niet alleen op de herkauwer zelf, maar ook op zijn verteringsmicrobioom worden afgesteld. Voer met te weinig microbieel afbreekbare eiwitverbindingen verhindert gezonde bacteriële groei in het rumen en kan leiden tot een tekort aan microbieel eiwit dat wordt opgenomen door het dier. Ook is het voor een goede pensfermentatie van belang dat het rantsoen voldoende mineralen en sporenelementen bevat en dat deze in balans zijn. Verder dient er ook voldoende eiwit rechtstreeks van het voedsel te worden opgenomen. Wetende dat een groot deel van het teveel aan eiwit wordt uitgescheiden als ureum (tot 90% van de totale stikstof in de urine van koeien op een dieet van gras, maïs en een proteïne supplement (Bristow et al., 1992)), is het dus belangrijk om de voeding zo goed mogelijk af te stellen op zowel het dier als zijn microbioom (Hristov et al., 2010). Let wel dat de nutriëntenbehoefte van een dier afhangt van o.a. de levensfase en dus hier ook rekening mee gehouden moet worden bij het samenstellen van een rantsoen.

Figuur 3.3 illustreert het verband tussen de hoeveelheid stikstof in de voeding en ammoniakemissie relatief t.o.v. de eiwitafzetting in weefsel/melk (= productie). Bij lage eiwitconcentraties in het voedsel (lager dan het onderhoudsniveau, VPO), zal lichaamsweefsel worden gebruikt als stikstofbron en is de netto productie dus negatief. Op het onderhoudsniveau zelf is er geen netto proteïneafzetting. Ammoniakemissie per proteïneafzettingseenheid is voor eiwitconcentraties net boven deze waarde dus zeer hoog omdat de productie hier bijna nihil is. Naarmate het eiwitgehalte in het voedsel stijgt zal de productie toenemen en de relatieve emissie bijgevolg afnemen. Een dier is echter gelimiteerd in zijn stikstofefficiëntie, wat betekent dat vanaf een zeker eiwitgehalte (VPP) de productie niet verder kan toenemen. Alle eiwit boven dit gehalte wordt als ureum uitgescheiden, waardoor de relatieve NH<sub>3</sub>-emissie opnieuw stijgt.

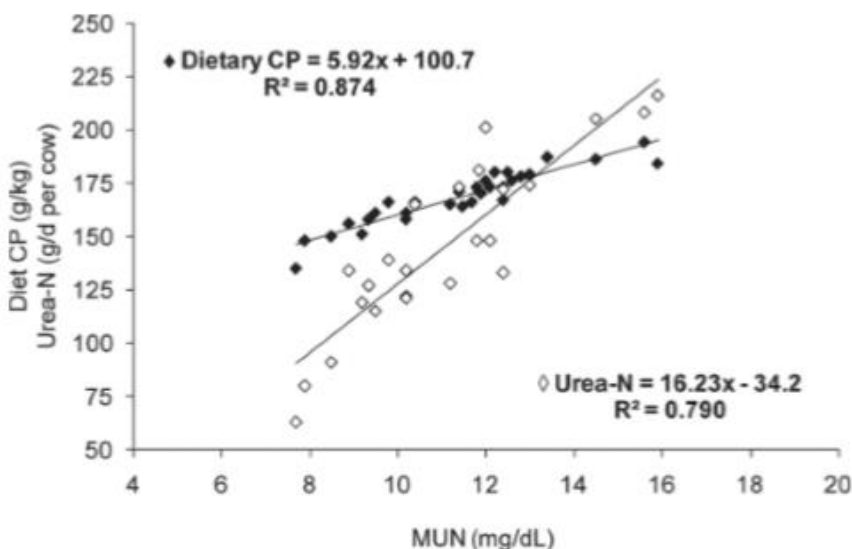


Figuur 3.3.: Eiwitafzetting, Stikstofefficiëntie en  $\text{NH}_3$ -emissie in functie van het gehalte verteerbaar voedingseiwit. PEA (potentiële eiwitafzetting) geeft de maximaal mogelijke eiwitafzetting weer. VPO en VPP duiden respectievelijk op het minimale voedselproteïnegehalte nodig voor lichaamsonderhoud en voor maximale productie. De volle rode lijn illustreert de  $\text{NH}_3$ -emissie per kg eiwit dat afgezet wordt in weefsel of melk. De rode stippellijnen geven situaties weer waarbij de  $\text{NH}_3$ -emissie hoger of juist lager ligt dan in standaard omstandigheden, bijvoorbeeld door het toepassen van emissie-reducerende maatregelen (Groenestein et al., 2019).

Niet alle geproduceerde ureum wordt uitgescheiden via de urine. Een deel van het ureum komt in het speeksel terecht en gaat zo (hoofdzakelijk via het herkauwen) terug naar de pens. Dit proces is belangrijk aangezien eiwitten zoals eerder vermeld en i.t.t. vetten en suikers niet worden opgeslagen in het lichaam. Dergelijke stikstofrecyclage zal meer uitgesproken optreden als de hoeveelheid eiwit in het voedsel onvoldoende is. Volgens onderzoek komt 40 tot 80% van het door de lever geproduceerde ureum via deze weg terug in het rumen, waar het alsnog als N-bron kan worden aangewend (Lapierre & Lobley, 2001). Het overige ureum wordt via de urine of melk afgevoerd. Een verhoogde ureum recyclage leidt dus tot een verminderde afscheiding en dus ammoniakemissie. Onderzoek bij vleesrunderen (Curial et al.,

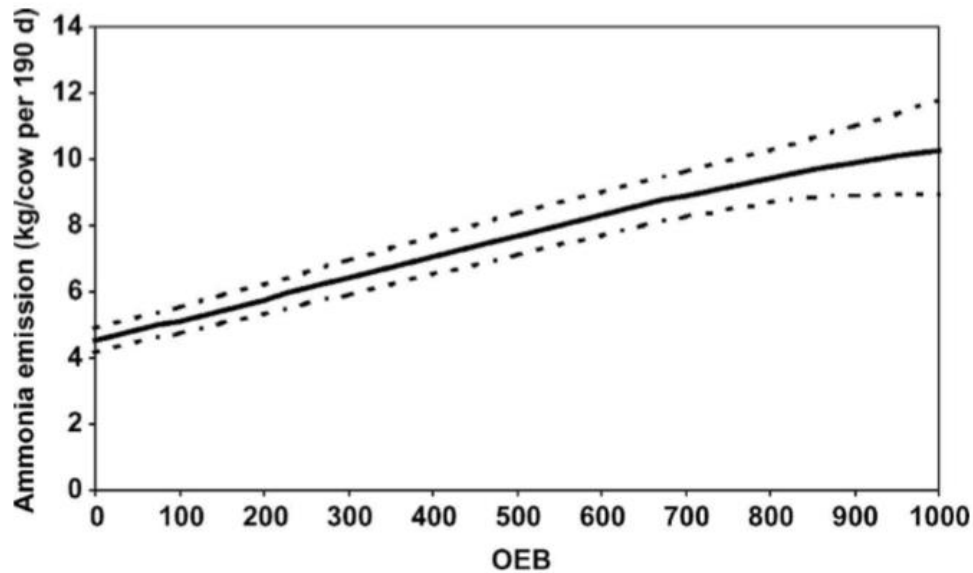
2018) toont aan dat een daling van het ruw eiwit (RE) van 2% in het rantsoen een daling van de ammoniakemissie van maar liefst 40% teweegbrengt. Dit illustreert duidelijk de belangrijke invloed van voeding op ammoniakemissie. Belangrijk om te noteren is dat het onderzoek ook uitwees dat een dergelijke vermindering van het RE-gehalte in de voeding geen negatieve effecten had op de groei van de vaarzen.

Ook andere studies tonen een verband aan tussen het RE-gehalte van de voeding en de hoeveelheid ureum die wordt uitgescheiden. Powell et al. (2011) toonden bijvoorbeeld aan dat er een positief lineair verband ( $R^2 = 0,9$ ) bestaat tussen het ruw eiwitgehalte van de voeding en de melk-ureum-N concentratie (MUN) (figuur 3.4.). De figuur geeft ook een duidelijk positief verband ( $R^2 = 0,8$ ) weer tussen MUN en de uitstoot van ureumstikstof in de urine. Deze verbanden zijn eenvoudig te verklaren aangezien de eiwitconcentraties in melk en urine worden bepaald door het eiwitgehalte van het bloed, wat op zijn beurt bepaald wordt door het RE-gehalte van de voeding. Het evenwicht tussen de ureumconcentraties in bloed en melk is het resultaat van diffusie van ureum vanuit de uierader en andere bloedvaten. Hoge bloedconcentraties leiden tot een verhoogde diffusie en dus tot hogere melkconcentraties. Aangezien MUN eenvoudig te bepalen is en positief gecorreleerd is aan de bepalende factor voor ammoniakemissie, namelijk ureum-N in de urine, kan deze waarde gebruikt worden als proxy om de ammoniakuitstoot te bepalen. Op deze manier vonden Powell et al. (2011) dat een reductie van de MUN van 14 mg/dL naar 10 mg/dL de  $\text{NH}_3$ -uitstoot bij koeien in een grupstal verlaagt met 10-28%. Bij koeien in een loopstal gaat de emissiereductie van 11% tot 34%.

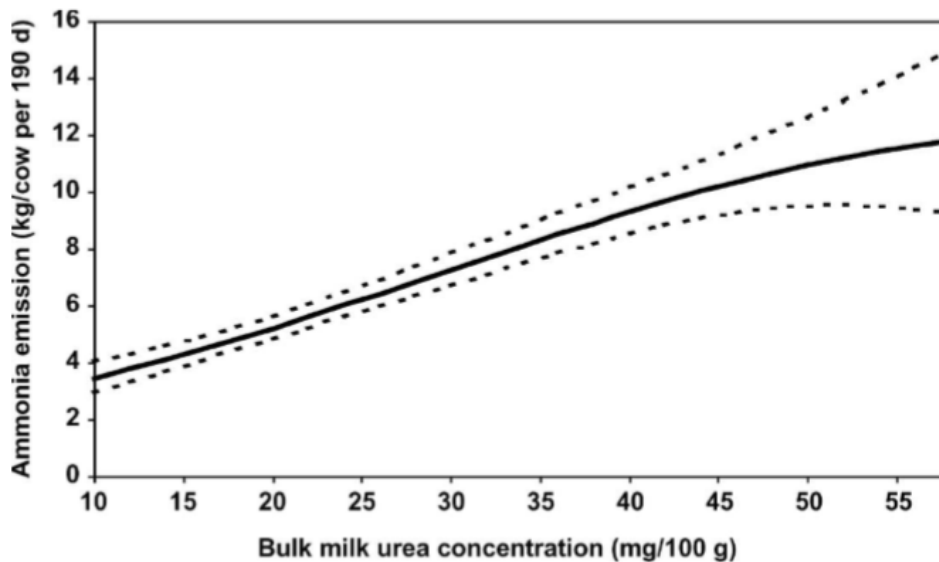


Figuur 3.4.: relatie tussen MUN enerzijds en het ruw eiwit in het rantsoen (CP = crude protein, zwart) of de uitstoot van ureumstikstof in de urine (Urea-N, wit) anderzijds (Powell et al., 2011).

Van Duinkerken et al. toonden in 2005 aan dat de emissie met ongeveer 50% kan worden gereduceerd door de OEB<sup>4</sup> van het rantsoen te verminderen van 1000g tot 0g per koe per dag (fig. 3.5.). Ook hier is het melk-ureumgehalte een goede indicator voor emissiereducties (fig. 3.6.).



Figuur 3.5.: Effect van de OEB-balans op de ammoniakemissie in kg NH<sub>3</sub> per koe per 190 dagen met een rantsoen van 50% graskuil en 50% maaskuil. De stippellijnen geven het betrouwbaarheidsinterval (95%) (Van Duinkerken et al., 2005).



<sup>4</sup> Onbestendig Eiwit Balans: Geeft de verhouding tussen de hoeveelheid eiwit en energie in de voeding weer. Lage (negatieve) waarden geven een tekort aan eiwit weer t.o.v. de energie hoeveelheid. Hoge (positieve) waarden geven een teveel aan eiwit weer.

*Figuur 3.6.: Ammoniakemissie in kg per koe per 190 dagen in vergelijking met de bulk-melk-ureumconcentratie in mg/100g. Betrouwbaarheidsinterval 95% (Van Duinkerken et al., 2005).*

Uit de studie van Van Duinkerken et al. (2005) blijkt dat de NH<sub>3</sub>-emissie vanuit een stal geschat kan worden door middel van OEB en het ruwvoertype. Zij concluderen dat de reductie van NH<sub>3</sub> nauwkeurig voorspeld kan worden a.d.h.v. een model met tank-melk-ureumconcentratie (als proxy voor OEB) en temperatuur als verklarende variabelen. Het opvolgen van NH<sub>3</sub> emissies komt in het dagelijks gebruik dus neer op het opvolgen van de melk-ureumconcentraties. Op deze manier kunnen toegepaste rantsoenen ook eenvoudig geëvalueerd worden (Van Duinkerken et al., 2005). Merk op dat bij beweiden, het hogere N-gehalte van vers gras gecompenseerd dient te worden in het rantsoen. Begrazing van grasvariëteiten met een hoger suikergehalte zou door de gunstigere eiwit-energie ratio, dit probleem deels kunnen compenseren (Moorby et al., 2006).

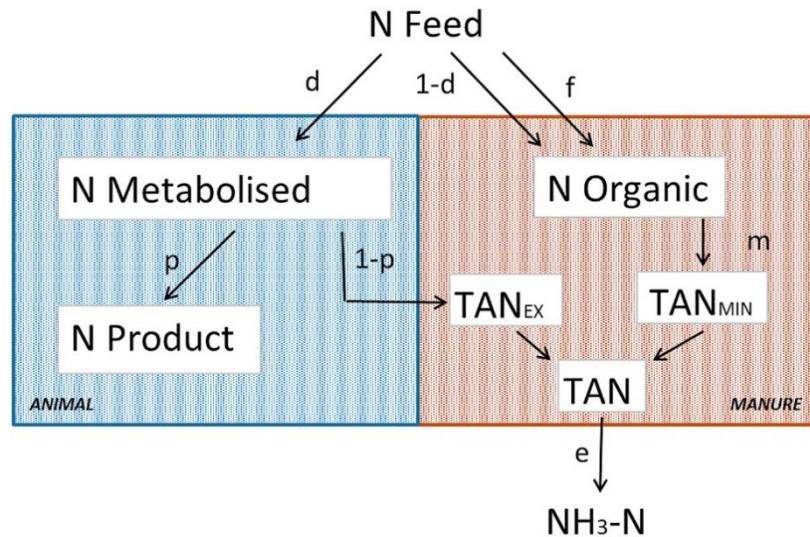
Een belangrijk voordeel bij maatregelen omtrent de voeding, waarbij de hoeveelheid ureum verlaagd wordt, is dat het effect van dergelijke maatregelen blijft gelden voor alle verdere stadia die de mest doorloopt. Ureum dat er niet is, kan immers nooit ammoniak vormen. Dit terwijl maatregelen in latere stadia (mestopslag, bemestingstechnieken etc.) teniet kunnen gedaan worden door een gebrek aan maatregelen in de daaropvolgende stadia, waardoor de ammoniak alsnog vrij komt.

### 3.1.2 Totale Ammoniakale stikstof (TAN)

De totale ammoniakale stikstof (TAN) is een maat voor het gedeelte van de stikstof in mest dat kan worden omgezet in NH<sub>3</sub>. Dit komt overeen met het aandeel minerale stikstof in de mest. TAN kan volgens Groenestein et al. (2019) berekend worden als volgt: Een deel D van de met de voeding opgenomen (organische) N-verbindingen zal verteerd worden en in de bloedbaan worden opgenomen. De hoeveelheid onverteerd stikstof wordt dan beschreven door 1-D. Slechts een deel P van D zal vervolgens worden gebruikt voor productie van weefsel of ander dierlijk product (bv. melk). De rest (1-P) komt via excretie in de urine als TAN<sub>ex</sub> in de buitenwereld terecht. Ook de onverteerde fractie (1-D) draagt bij tot TAN aangezien een deel van de stikstof in de faeces mineraal gebonden is (TAN<sub>min</sub>). De totale TAN bestaat dus uit TAN<sub>ex</sub> in de urine enerzijds en TAN<sub>min</sub> in de fecaliën anderzijds. Van deze TAN wordt een fractie E geëmitteerd als NH<sub>3</sub>, afhankelijk van de omstandigheden. Het bovenstaande wordt verduidelijkt door figuur 3.7. De formule voor de berekening van TAN wordt gegeven door vergelijking 3.1.

$$\text{TAN} = N_{\text{voer}} (d (1 - p) + m (1 - d + f)) \quad 3.1$$

Vermenigvuldiging van deze waarde met factor  $e$  resulteert in een waarde voor de  $\text{NH}_3$  emissie.



*Figuur 3.7.: Conceptuele weergave van hoe stikstof in de voeding (N feed) wordt omgezet in  $\text{NH}_3$  en dierlijk product.  $d$  = verteerbaarheid,  $p$  = gemetaboliseerde fractie van de opgenomen N,  $f$  = hoeveelheid voer die rechtstreeks onder de mest terecht komt (morsen),  $m$  = minerale fractie van de N in faeces,  $e$  = fractie TAN die wordt omgezet in  $\text{NH}_3$  (Groenestein et al, 2019).*

Maatregelen die de TAN beïnvloeden zullen dus een effect hebben op de  $\text{NH}_3$  uitstoot. Maatregelen betreffende de voeding en de verteerbaarheid ervan werden reeds uitvoerig beschreven in sectie 3.1.1. In deze sectie zal dieper worden ingegaan op de niet verteerde of verteerbare fractie (= fecaliën) en de TAN op zich. De focus ligt hier dus op factoren die de mineralisatie ( $m$ ) van organische N-verbindingen en de emissiefactor ( $e$ ) beïnvloeden. De voornaamste zijn grootte van het oppervlak, luchtsnelheid, temperatuur en pH (Webb et al., 2012). Verder is ook de manier waarop de mest verwerkt wordt belangrijk: hoelang wordt de mest opgeslagen, op welke manier, waar,... (Groenestein et al., 2019). Uit een onderzoek van Webb et al. uit 2005 blijkt dat één van de meest kostenefficiënte maatregelen i.v.m. het reduceren van ammoniakemissies bij mestverwerking het snel inwerken van de mest in de bodem is. Met andere woorden is het gunstig om de tijd gedurende dewelke de mest wordt opgeslagen, zo kort mogelijk te houden. Verder zouden volgens deze studie het afdekken van de mestopslag en het bemesten via mestinjectie, kostenefficiënter zijn dan maatregelen met betrekking tot het reduceren van de emissie uit gebouwen. Bij het afdekken van de mestopslag moet wel rekening gehouden worden met het zuurstofgehalte van de drijfmest aangezien door afdekking een anaeroob milieu gecreëerd kan worden wat dan net weer leidt tot een verhoogde ammoniakvorming (Nigten et al., 2020)

Recente case studies tonen ook aan dat het mengen van de mest in de mestkelder m.b.v. luchtballen (aeromixsysteem) de ammoniakuitstoot met maar liefst 50% kan reduceren (Van Dooren et al., 2015). De mechanismen achter deze reductie zijn echter nog niet voldoende gekend en er rest ook nog de vraag of hetzelfde resultaat bekomen zal worden in omstandigheden verschillend van de experimentele condities. Verder onderzoek naar deze techniek is dus nodig.

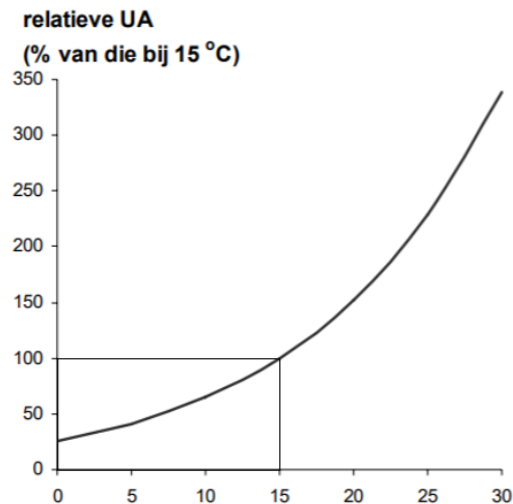
### 3.1.3 Urease-activiteit (UA)

Zoals in sectie 2 werd beschreven, is het enzym urease een zeer bepalende factor in de omzetting van ureum naar ammoniak. Door de concentratie en/of de werkzaamheid (activiteit) van dit enzym te verlagen, kan dus zeer waarschijnlijk een emissiereductie bekomen worden.

Urease wordt veelal geproduceerd door bacteriën. Deze komen enerzijds veelvuldig voor in dierlijke mest, maar kunnen in een externe omgeving waar ureum bijna continu voorhanden is (bv. Stalvloer) een biofilm vormen (Ketelaars & Rap, 1994). Een dergelijk biofilm heeft doorgaans een zeer hoge urease activiteit. Vaak wordt een deel van deze activiteit ingekapseld in een urease steenlaag die bestaat uit een minerale neerslag van fosfaten en carbonaten uit de urine en faeces (Braam et al., 1997). Om een dergelijke biofilm te vormen, hechten de bacteriën zich aan het vloeroppervlak. Er is bijgevolg een verband tussen de ruwheid van het oppervlak en de urease-activiteit. Ruwere vloeren hebben op microscopische schaal een groter oppervlak en ontwikkelen daarom sneller een hogere urease-activiteit dan gladde vloeren (Braam en van den Hoorn, 1996; Braam et al., 1997). Het inbouwen van gladde vloeren zou dit probleem oplossen, maar is geen goede maatregel aangezien dergelijke vloeren de dieren hinderen om zich comfortabel te verplaatsen. Een uitzondering zijn vloeren uit elastisch materiaal (bv. rubber) waar meer grip wordt bekomen door de mogelijkheid tot indrukking (Smits & Bokma, 2008).

Een andere mogelijkheid om de bacteriële groei tegen te gaan is de bacteriële film en de minerale steenlaag systematisch te verwijderen door behandeling met een zuur (bv. zoutzuur, Ketelaars et al., 1995). Hierbij dient rekening gehouden te worden met een mogelijke beschadiging van het vloeroppervlak bij het regelmatig in contact komen met een sterk zuur. Het verwijderen van de film door sporadisch reinigen met hoge zuurconcentraties en regelmatig reinigen met lage concentraties waardoor de heropbouw vertraagt, kan hiervoor een oplossing zijn (Smits & Bokma, 2008). Ook andere chemische verbindingen kunnen gebruikt worden voor deze doeleinden. De stalvloer regelmatig (20L per koe per dag) schoonspoelen met een formaldehyde-oplossing (4g/L) kan volgens een onderzoek van Ogink & Kroodsma (1995) de ammoniakemissie met 50% reduceren. Water alleen had een reducerend effect van 14%.

De werkzaamheid van urease, zoals die van vele andere enzymen, hangt ook af van de temperatuur. Figuur 3.8 geeft het effect van de staltemperatuur op de urease-activiteit weer. Een stijgende temperatuur veroorzaakt een disproportionele toename in UA (Braam & van den Hoorn, 1996). Dit impliceert dat in de zomer, wanneer de staltemperatuur uiteraard gemiddeld hoger ligt, de UA ook hoger ligt en er bijgevolg meer ureum zal worden omgezet naar ammonium. Gedurende warme perioden zullen de emissiereducerende maatregelen dus moeten worden opgedreven. Empirisch onderzoek wijst uit dat om een wezenlijke reductie in ammoniakemissie te verkrijgen, de UA bij zomerse temperaturen moet teruggedrongen worden tot minder dan 250 mg NH<sub>3</sub>.N m<sup>2</sup>. h<sup>-1</sup> (Ketelaars et al., 1995). 's Winters is een verlaging tot 750mg NH<sub>3</sub>.N m<sup>2</sup>. h<sup>-1</sup> voldoende (Braam & van den Hoorn, 1996). Het kan dan ook nuttig zijn de staltemperatuur ook tijdens de zomer voldoende laag te houden door goede isolatie en ventilatie (UNECE, 2015)



*Figuur 3.8.: effect van staltemperatuur op urease-activiteit (UA). De UA is uitgedrukt relatief tot de waarde bij 15°C (100% bij 15°C) (Naar Braam en van den Hoorn, 1996).*

### 3.1.3.1. Ureaseremmers

Er bestaan ook stoffen die niet zozeer de bacteriefilm negatief beïnvloeden, maar wel, net zoals temperatuur het enzym urease zelf. Dergelijke stoffen vallen onder de noemer ureaseremmers en worden al langer gebruikt om NH<sub>3</sub>-emissies te beperken op akkers en weiland waar kunststofbemesting wordt toegepast. Eén van de meest gebruikte ureaseremmers is N-(n-butyl)thiofosforzuurtriamide (NBPT) verkocht onder de naam Agrotain. Deze stof blijkt NH<sub>3</sub>-emissie van met ureum bemeste bodem met 47-88% te kunnen verminderen (Sanz-Cobena et al., 2011; Singh et al., 2013). Het behandelen van stallen met een dergelijke stof kan dus ook een belangrijke impact hebben op de NH<sub>3</sub>-emissie. NBPT zelf is een matige inhibitor van urease, maar na omzetting tot zijn oxon (= zwavelatoom vervangen door zuurstofatoom), bindt het zeer makkelijk met de active site van urease, waardoor de goede werking van het enzym wordt verhinderd (Cantarella et al., 2018).

Parker et al. (2005) bestudeerden het effect van NBPT op de ammoniakemissie uit zogeheten 'feedyards' in Texas, Amerika. Uit hun resultaten bleek dat in die omstandigheden, een concentratie van 2 kg ha<sup>-1</sup> met een toepassingsfrequentie van 8 dagen, de NH<sub>3</sub>-emissie met 69% verlaagt. Dit wijst dus aan dat NBPT potentieel bezit om bij te dragen tot significante



emissiereducties. Resultaten van dit onderzoek mogen echter niet zomaar geprojecteerd worden op Europese of Belgische systemen, waar rundvee onder andere omstandigheden wordt gehouden. In hoeverre NBPT hier een geschikte oplossing vormt, dient verder onderzocht te worden. Het voornaamste probleem met ureaseremmers is dat ze inwerken op urease terwijl er onder normale omstandigheden steeds meer dan voldoende urease voorhanden is om de aanwezige ureum om te zetten. De urease-activiteit moet daarom met tenminste 90% worden teruggedrongen om een meetbaar effect te hebben (van Dooren & Smits, 2007). Een ander nadeel is dat ureaseremmers ook in de plant (na bemesting met behandelde mest) de afbraak van urease verhinderen. Hierdoor ontstaat een slechte stikstofhuishouding van het gewas. Dit houdt in een hoog RE-gehalte, veel nitraat en een hoge ammoniumfractie, wat allen nadelig is voor de vertering en de ureumafscheiding net verhoogt (Nigten et al., 2020).

### 3.1.4. Aanzuren bij mestaanwending

Na de hydrolyse van ureum kan ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) in de vloeistoffase ontbinden in ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) en een waterstofion (proton,  $\text{H}^+$ ). In een basisch milieu zal het waterstofion makkelijk afsplitsen, terwijl het in een zuur milieu eerder gebonden zal blijven. Het evenwicht tussen  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NH}_3$  in de mest is dus afhankelijk van de zuurtegraad. De reden waarom  $\text{NH}_4^+$  in zuur milieu (lage pH) minder makkelijk dissocieert is dat er reeds een grote hoeveelheid protonen ( $\text{H}^+$ ) aanwezig is in dergelijk milieu. Het verlagen van de pH verschuift het evenwicht dus naar de kant van  $\text{NH}_4^+$  waardoor er minder  $\text{NH}_3$  vrijkomt. Zo kan, volgens een onderzoek van Kai et al. (2008), de ammoniakemissie van varkensmest in mestkelders met 70% verlaagd worden doormiddel van het aanzuren met zwavelzuur ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Aangezien er minder stikstof verloren gaat, bleek de behandelde mest bovendien significant gunstiger voor het gebruik als plantmeststof. Naast zwavelzuur kunnen ook andere zuren gebruikt worden zoals fosforzuur ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) en salpeterzuur ( $\text{HNO}_3$ ) (bv. Bussink et al., 1994). Men moet zich er echter bewust van zijn dat het gebruik van dergelijke sterke minerale zuren steeds gevaren met zich meebrengt. Bovendien blijven er steeds minerale zwavel-, fosfor- of stikstofresten achter in de mest, wat de samenstelling ervan niet ten goede komt (van Dooren & Smits, 2007). Het gebruik van (duurdere) organische zuren, die over het algemeen minder gevaarlijk zijn, vereist dan weer grote hoeveelheden.

Naast verzurende additieven kunnen er ook andere additieven aan de mest worden toegevoegd. ILVO (2016) lijst de volgende mogelijkheden op:

- Digestieve additieven die de biodegradatie van de mest verhogen.
- Absorberende additieven die  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  capteren of toxische stoffen binden en daarbij een gunstiger milieu creëren voor microbiële werking.

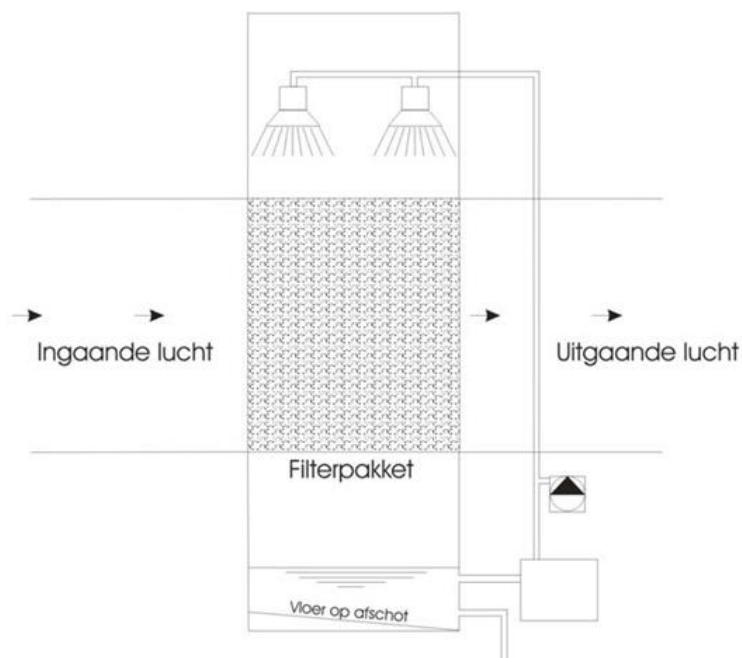
- Urease inhibitoren
- Saponines: glycocides afkomstig van de yucca plant die verondersteld worden  $\text{NH}_4^+$  te binden en/of om te zetten.

Hendriks et al. (2001) geven een uitgebreid overzicht van mogelijke additieven en zij concluderen dat hoewel dergelijke additieven wel degelijk een emissiereductie kunnen teweegbrengen, de financiële haalbaarheid en achtergrondkennis vaak te wensen overlaat.

### 3.1.5. Luchtwasser

Een techniek die momenteel vooral in varkenshouderijen wordt toegepast is het wassen van de uitgaande stallucht d.m.v. een zogenaamde luchtwasser (figuur 3.9). De stallucht wordt door deze installatie gestuurd en moet hierbij door een filter waar waswater over gesproeid wordt. Dit waswater verwijdert de ammoniak op een chemische of biologische manier afhankelijk van het soort luchtwasser. Chemische luchtwassers bevatten zwavelzuur ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) dat reageert met ammoniak tot ammoniumsulfaat ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) en water. Het ammoniumsulfaat dat bijgevolg veelvuldig in het afvalwater (spuiwater) aanwezig is, kan vervolgens gebruikt worden als kunstmest.

In biologische luchtwassers maakt men gebruik van de microbiële afbraak van ammoniak. Hierbij wordt de ammoniak omgezet door nitrificerende bacteriën (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*) naar nitriet ( $\text{NO}_2^-$ ) en verder naar nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ).



Figuur 3.9: Schematische voorstelling van een luchtwasser die werkt volgens het dwarsstroom principe (Luchtstroom staat loodrecht op waswaterstroom) (Ministerie van infrastructuur en waterstaat).

Volgens onderzoek van het ILVO (Laanen et al., 2018) naar het NH<sub>3</sub>-verwijderingsrendement van biologische en chemische luchtwassers in varkensstallen, is een rendement van 80% zeker haalbaar voor beide soorten luchtwasser. Deze techniek is dus op zijn minst veelbelovend te noemen, maar er zijn ook enkele nadelen aan verbonden. Ten eerste is een dergelijk rendement alleen mogelijk in stallen die volledig afgesloten zijn, wat meestal het geval is bij varkensstallen. Bij melkveebedrijven zijn de stallen echter veelal deels open. Hier zal het rendement van een luchtwasser dus lager zijn aangezien niet alle lucht door het systeem zal gaan. Een ander belangrijk nadeel is dat een luchtwasser een “end-of-pipe” maatregel is. Dit wil zeggen dat de emissie pas gereduceerd wordt wanneer de lucht de stal verlaat en de dieren dus niet beschermd worden tegen ammoniak. Vandaar dat men vaak aanraadt eerder te investeren in maatregelen die de ammoniakemissie vanuit de mestkelder reduceren. Een mogelijkheid om dit te doen m.b.v. een luchtwasser is om deze te installeren in de mestkelder zelf, waardoor de lucht gereinigd wordt alvorens ze in de stal terecht komt. Dit elimineert ook het probleem van een open stal. Bouwkundig is dit echter wel een veel grotere opgave dan een luchtwasser uitwendig aan de stal.

### 3.1.6. Emissiereductie in de praktijk

Veel van bovenstaande reductiepercentages zijn bekomen in gecontroleerde, experimentele omstandigheden. In de praktijk kunnen de resultaten echter anders zijn of blijken sommige maatregelen financieel onrealistisch. Vandaar dat het belangrijk is om na te gaan welke maatregelen werken en eventueel zelfs economisch voordelig zijn voor echte landbouwbedrijven, waar uiteraard ook rendabiliteit zeer belangrijk is. In Nederland werden om deze reden in de loop van het voorbije decennium Proeftuin Natura 2000 (2011) en Proeftuin Veenweiden (2016) opgericht. Dit zijn proefprojecten waarbij geëngageerde landbouwbedrijven verschillende maatregelen toepassen bij wijze van experiment.

De pilot bedrijven die deel uitmaken van Proeftuin Veenweiden realiseerden op drie jaar tijd een emissiereductie van gemiddeld 22% terwijl ze er tegelijk in slaagden de melkproductie te doen toenemen. De reductie werd voornamelijk gerealiseerd door minder jongvee te houden, het eiwitgehalte van het krachtvoer te verlagen, meer te beweiden en de mest verdund uit te rijden. Dit laatste was de doeltreffendste maatregel en was bovendien ook economisch voordelig aangezien de grasproductie toeneemt doordat bij deze vorm van bemesting niet alleen de nutriëntenbeschikbaarheid groter is, maar ook deze van water. Ook werd er gelet op de tijdstippen van bemesting en oogsten. Bemesten gebeurt bij voorkeur op tijdstippen waarop de bodemtemperatuur eerder laag is. Het maaien van gras voor voer verschuift men dan weer best naar iets later vanwege de gunstigere eiwitverhouding van ouder gras.

Op basis van het Proeftuin Natura 2000 project werden volgende maatregelen aanvaard als inzetbaar voor vergunningsaanvragen:

- Combinatie van automatisch gecontroleerde natuurlijke ventilatie (ACNB<sup>5</sup>) en dakisolatie
- Rubberen sleufvloer
- Minder jongvee
- Jongvee op emissiearme vloer

Uit beide proefprojecten komt het verminderen van het jongvee naar voren. Jongvee legt immers relatief minder stikstof vast dan volwassen koeien. Vandaar kan het verminderen van de opfok van jonge dieren de ammoniakuitstoot verminderen. Het effect van deze maatregel is groter wanneer gecombineerd met stalaanpassingen om het vervuilde oppervlak per dier gelijk te houden aan de voorafgaande situatie. Bovendien moet er ook bij worden stilgestaan dat een vermindering in het aantal jongvee kan betekenen dat er meer ruwvoer (graskuil) beschikbaar is voor de koeien wat de TAN en dus uitstoot die zij produceren, verhoogt.

---

<sup>5</sup> Bij ACNB wordt de natuurlijke ventilatie gereguleerd wanneer nodig. Zo wordt er bijvoorbeeld bij sterke wind minder ammoniak uitgestoten door de luchtsnelheid in de stal te verlagen.

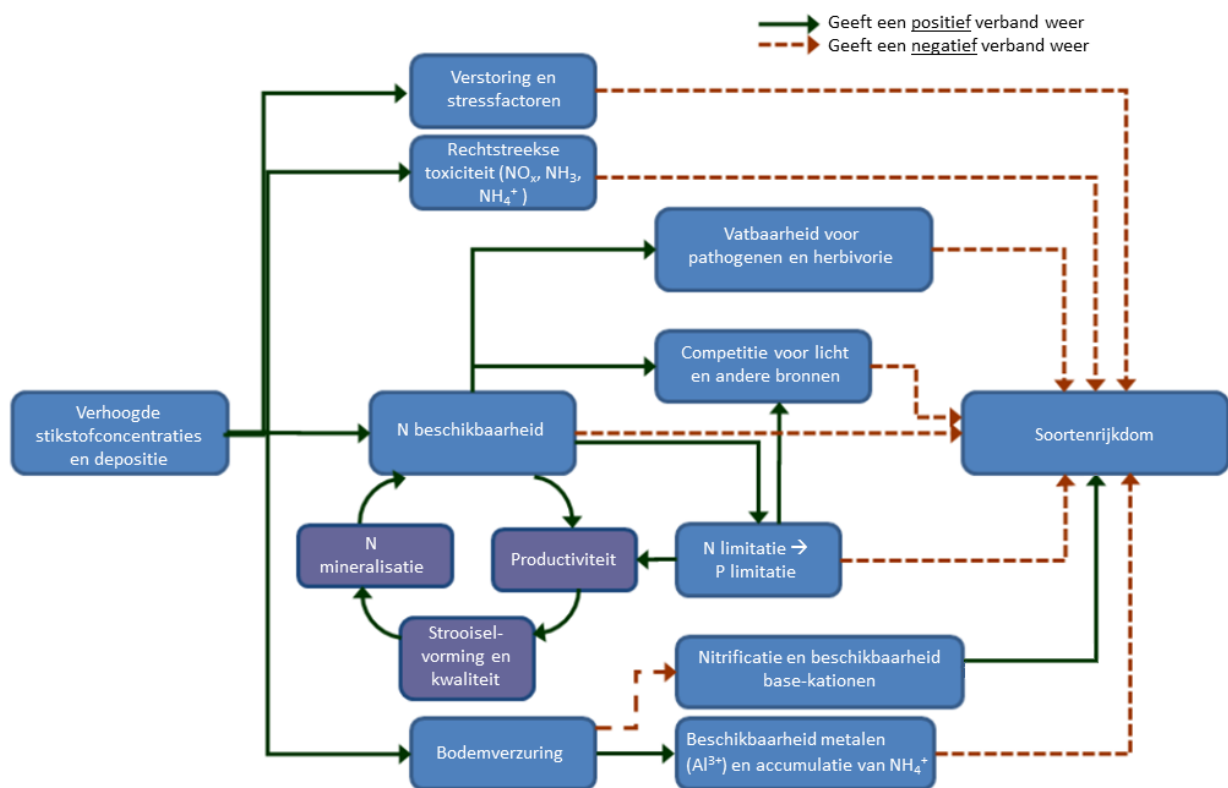
## 4. Depositie

Na het vrijkomen van ammoniak in de gasfase, kan het met luchtverplaatsingen mee worden getransporteerd over een bepaalde afstand, waarna het weer op de bodem terecht komt (depositie). De bodem in gebieden rondom een veeteeltbedrijf wordt hierdoor dus vaak verrijkt met stikstof. Dit kan leiden tot een aantal effecten die de soortenrijkdom van een gebied niet ten goede komen (figuur 4.1.).

In bepaalde gevallen kan stikstofdepositie bijvoorbeeld leiden tot vermesting en verzuring (zie secties 4.1 en 4.2). Ook de rechtstreekse toxiciteit van stikstofoxiden, ammoniak en ammonium voor bovengrondse plantdelen kan problematisch zijn. Blootstelling aan lucht die deze verbindingen bevat kan leiden tot bladschade en gereduceerde groei (bv. Pearson & Stewart, 1993; Grupa, 2003; Sheppard et al., 2009). Een ander en minder voor de hand liggend gevolg van een toename in beschikbare stikstof is de toegenomen vatbaarheid voor pathogenen en herbivorie die sommige studies aantonen. Uit onderzoek blijkt bijvoorbeeld dat planten die onderhevig zijn aan een hoger stikstofregime, meer pathogene fungi bevatten (Flückiger et al., 2002). Waarschijnlijk is dit te wijten aan een afname in aanmaak van fenolen die belangrijk zijn voor het immuunsysteem van planten (Nicholson & Hammerschmidt, 1992). Of en hoe een plantengemeenschap door dergelijke pathogenen wordt beïnvloed is echter nog niet voldoende onderzocht (Bobbink et al., 2003). Wat ook bijdraagt tot de verminderde resistentie tegen pathogenen is de afgeremde groei van mycorrhizale fungi onder invloed van stikstofdepositie (bv. Termorshuizen & Ket, 1991; van Dijk et al., 1990).

De verhoogde impact van herbivorie wordt dan weer veroorzaakt door de voor dieren gunstigere koolstof-stikstof ratio ten gevolge van een grotere stikstofopname. Dit maakt planten die normaal minder aantrekkelijk zijn voor herbivoren een meer gegeerde voedselbron (vooral van toepassing bij insecten) (Bobbink et al., 2011). Uit onderzoek blijkt dat insecten die zich voeden met planten die meer stikstof bevatten vaak een hogere fecunditeit hebben en dat hun nakomelingen bovendien sneller groeien én een betere overlevingskans hebben (bv. Minkenberg & Ottenheim, 1990; Chen et al., 2008). Dit zou betekenen dat insecten het net beter doen wanneer er meer stikstof wordt afgezet in een habitat. Prudic et al. (2005) bijvoorbeeld toonden echter aan dat de vlinder *Junonia coenia* dan wel een duidelijke voorkeur vertoonde om de ovipositie te volbrengen op planten met een hoger stikstofgehalte, maar dat de larven die zich ontwikkelden op deze planten een verminderde chemische defensie hadden en daardoor juist makkelijker ten prooi vielen aan hun predatoren. De verminderde chemische verdediging (die de larven overnemen van de waardplant waarmee ze zich voeden) was volgens hen te wijten aan een verminderde inzet van de plant op chemische verdediging omdat de verliezen door herbivorie sneller gecompenseert konden worden door het verhoogde stikstofaanbod. Onderzoek wijst ook aan dat door de verschuiving in de samenstelling van de

plantengemeenschap een ander microklimaat ontstaat waardoor sommige insecten hun levenscyclus niet langer vanzelfsprekend kunnen doorlopen (van Wingerden et al., 1992). Ook blijkt de minerale voedingswaarde van planten af te nemen o.i.v. stikstofdepositie (Vogels et al., 2016). Door die verminderde hoeveelheid calcium en fosfor in de vegetatie gaat het broedsucces van vogels zoals de koolmees en sperwer achteruit (Graveland et al. 1994; van den Burg 2000). Bovenstaande illustreert duidelijk dat stikstofdepositie verregaande en vaak niet eenduidige effecten kan hebben die doorwerken op alle trofische niveaus binnen een ecosysteem. Bovendien kunnen de mechanismen die leiden tot een veranderingen in soortenrijkdom mekaar beïnvloeden en van relatief belang verschillen in verschillende habitattypen. Vandaar dat het inschatten van de gevolgen van stikstofdepositie een zeer



complexe materie is.

Figuur 4.1.: Voorstelling van de effecten die een verhoogde stikstofdepositie veroorzaakt in een bodem (naar Bobbink & Hettelingh, 2011).

Er worden drie typen depositie onderscheiden: Droge depositie, natte depositie en occulte depositie. Dit laatste type heeft betrekking op depositie via mist, dauw en laaghangende wolken wat voornamelijk belangrijk is in bergachtige gebieden, maar in Vlaanderen als verwaarloosbaar beschouwd kan worden. Men spreekt van droge depositie bij het afzetten van een stof op een oppervlak zonder tussenkomst van water. Dat kan gaan van de absorptie

van gasvormige stoffen door een oppervlak tot het neerslaan van fijnstof o.i.v. de zwaartekracht.

#### 4.1. Vermesting

Wanneer natuurlijke systemen worden verrijkt met nutriënten (N, P, K) van buitenaf, spreekt men van vermisting of eutrofiëring. Een dergelijke toevoeging van nutriënten, die in se noodzakelijk zijn voor elke plant, kan toch nadelige gevolgen hebben voor sommige habitats. Stikstof is de limiterende factor voor plantengroei op het land. Vandaar dat stikstofvermisting een grote invloed kan hebben op de plantensamenstelling van een gebied. Het effect van vermisting zal groter zijn in zogenaamde oligotrofe systemen, waar nutriënten per definitie schaars zijn (Bv. heide, vennen, kalkgrasland). In deze habitats is de flora aangepast aan het overleven met weinig N in de bodem. Dit is uiteraard een zeer voordelige eigenschap in stikstofarme gebieden, maar gaat ten koste van andere belangrijke eigenschappen zoals groeisnelheid, concurrentievermogen etc. (CSR-theorie<sup>6</sup>; Grime, 1979; McGraw & Chapin, 1989). Wanneer er meer N in het systeem terecht komt, zal initieel de productie van de lokale flora toenemen. Vanaf een bepaalde grenswaarde aan stikstof valt het voordeel van de oorspronkelijke vegetatie echter weg en nemen nitrofiële planten die doorgaans sneller groeien, maar er normaal niet overleven door een tekort aan stikstof, makkelijk de overhand (bv. Aerts & Chapin, 1999; Bobbink et al., 1998; Suding et al., 2005).

Stikstofdepositie kan dus bestaande evenwichten verstoren. Een interessante bedenking die men hierbij kan maken is in hoeverre dergelijke bestaande evenwichten als 'natuurlijk' beschouwd dienen te worden. In het geval van heide bijvoorbeeld, kan men ontegensprekelijk stellen dat deze habitat een behoorlijk aantal unieke soorten bevat en dan ook waardevol is voor de Belgische biodiversiteit. Wanneer men echter de geschiedenis van dit habitattypen bekijkt, ziet men dat vroegere landbouwactiviteiten<sup>7</sup> zeer belangrijk zijn geweest in het ontstaan en behoud van de typische paarse heide zoals we die nu kennen (Bastiaans & Deforce, 2005). Het doorheen de tijd wegvallen van deze landbouwpraktijken veroorzaakt logischerwijs een langzame verschuiving van het evenwicht terug naar de oorspronkelijke vegetatie. Een belangrijke, maar allerm minst eenvoudige afweging die beleidsmakers moeten maken is dus wanneer het wenselijk is te investeren in de bescherming van dergelijke delicate

---

<sup>6</sup> Volgens deze theorie kunnen planten ingedeeld worden volgens drie strategiën: C = competitief vermogen, S = stresstolerantie (stress zijnde nutriëntentekort, waterstress, temperatuur etc.) en R = verstoringstolerantie (= vermogen om vernietiging van biomassa te compenseren). Planten kunnen inzetten op één of meerdere van deze eigenschappen, maar energie geïnvesteerd in de ene eigenschap kan niet meer gebruikt worden voor een andere (bv. Sterke concurrenten verdragen weinig stress en verstoring). Elke plantensoort heeft zijn eigen strategie die een combinatie is van inzet op de drie eigenschappen.

<sup>7</sup> Vanaf de middeleeuwen werden gebieden rondom de dorpskern geëxploiteerd als begrazingsgronden, veevoeder en strooiselbevoorrading. Hierdoor werden er systematisch nutriënten afgevoerd en raakten deze gebieden verarmd.

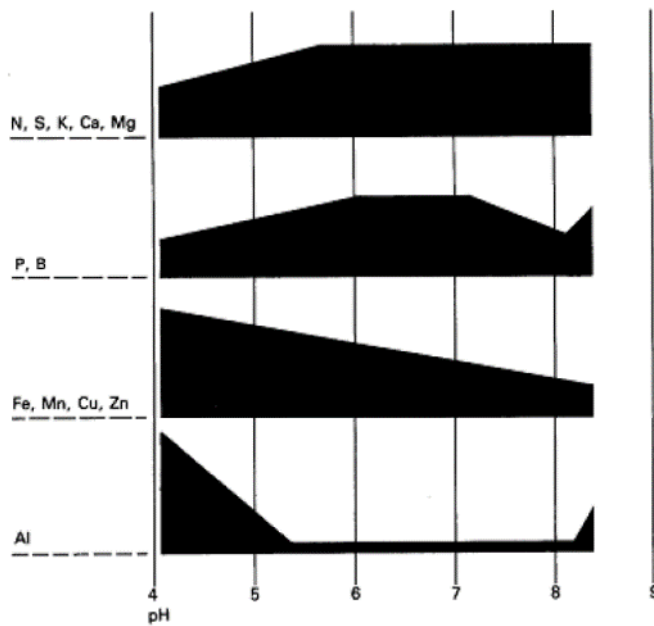
en verdedigbaar als artificieel klasseerbare systemen als dit bijvoorbeeld ten koste gaat van plaatselijke landbouwers.

## 4.2. Verzuring

Verzuring van een bodem ontstaat wanneer er stoffen in terecht komen (al dan niet via natuurlijke mechanismen) die de pH verlagen of het aantal protonen verhogen. In de literatuur worden zwavel- en stikstofoxiden samen met ammoniak vaak genoemd als de voornaamste verzurende verbindingen. Zwavel- en stikstofoxiden kunnen in de lucht respectievelijk worden omgezet in zwavelzuur en salpeterzuur welke een bodem aanzienlijk kunnen verzuren.  $\text{NH}_3$  kan dan weer worden omgezet naar nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ) waarbij protonen worden vrijgegeven (Bouman et al., 1995). Protonen treden sterk in competitie met andere kationen voor de beschikbare bindingsplaatsen in de bodem. De kationen worden verdrongen van hun bindingsplaats en worden bijgevolg makkelijker uitgespoeld door neerslagwater. Veel van deze andere kationen zijn belangrijk voor plantengroei (bv.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) waardoor het uitspoelen ervan nadelige gevolgen heeft voor de plaatselijke ecosystemen. Bouman et al. (1995) toonden bijvoorbeeld aan dat verzuring veroorzaakt door toevoeging van ammoniak leidde tot een significante afname van beschikbare calcium en magnesium.

Een andere belangrijke categorie kationen die vrijkomen bij verzuring zijn zware metalen. Uit een studie van Bergkvist (1986) bleek dat van de door hen geteste metalen vooral zink, mangaan en cadmium veel meer vrijkomen in de bodem onder invloed van verzuring. Bij voldoende hoge concentraties zijn deze metalen toxisch voor planten (Foy et al., 1978). De verhoogde beschikbaarheid en eventuele uitspoeling naar waterlichamen is daarom nadelig. Ook aluminium is bij lage pH in veel hogere mate beschikbaar en is doorgaans zeer toxisch voor planten (Bowman et al., 2008; den Boer et al, 2011).

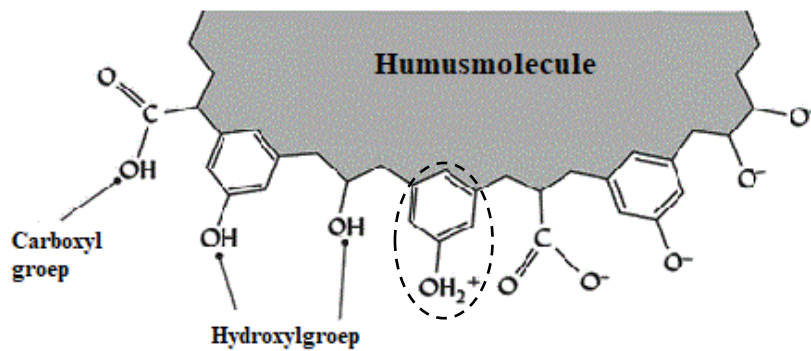




*Figuur 4.2.: Grafische weergave van de opname van micro- en macro-elementen door grassen in functie van de bodem pH. Bij lage pH is de opname van essentiële voedingsstoffen laag en de opname van zware metalen en aluminium hoog (den Boer et al., 2011).*

Niet alle bodems en dus habitattypen ondervinden even grote effecten van verzuring. Kalkrijke bodems bijvoorbeeld hebben een grote buffercapaciteit omwille van het vele beschikbare calciumcarbonaat ( $\text{CaCO}_3$ ). Protonen worden in dergelijke bodems uit oplossing gehaald door binding met het carbonaat-ion ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) waarbij het zwakke zuur diwatersofcarbonaat ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) wordt gevormd. De zuurtegraad van deze bodems zal pas beginnen afnemen wanneer de  $\text{CaCO}_3$  voorraad voldoende is afgenomen. Dit zou neerkomen op een vertraging van de pH daling met 100 jaar per procent aan calciumcarbonaat (De vries et al., 1989).

Ook een bepalende factor voor de effecten van verzuring is de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) van de bodem. Een bodem met een hoge CEC heeft een groot vermogen om uitwisselbare kationen vast te houden. Dergelijke bodems bevatten bijgevolg relatief meer nutriënten (Ketterings et al., 2007), waardoor er meer reserve is voor uitspoeling. Bovendien blijven metalen zoals aluminium ook langer gebonden (Jiang et al., 2018), waardoor hun concentraties minder snel oplopen. Kleirijke bodems en bodems rijk aan organisch materiaal hebben een hoge CEC vanwege de negatieve ladingen die aanwezig zijn in kleimoleculen ( $\text{SiAlO}_4^-$ ) en organisch materiaal (carboxyl- en hydroxylgroepen; figuur 4.3) (Ketterings et al., 2007). De gebonden kationen kunnen zeer makkelijk vervangen worden door protonen. Vandaar dat bij een lagere pH, de CEC ook verlaagt. In zandgronden wordt bijna de volledige CEC bekomen door het organisch materiaal dat zich in de bodem bevindt (Ketterings et al., 2007). Ecosystemen die kenmerkend zijn voor oligotrofe zandgronden (dennenbos, heide etc.), zijn dan ook zeer gevoelig voor verzuring.



*Figuur 4.3.: Overzicht van de groepen die humus van negatieve ladingen voorzien. De rechterzijde van de figuur stelt de situatie bij hoge pH voor (= neg. Ladingen) en de linkerzijde deze bij lagere pH. Bij zeer lage pH kan humus zelfs positief geladen worden (omlijning) (naar Brady & Weil, 2008).*

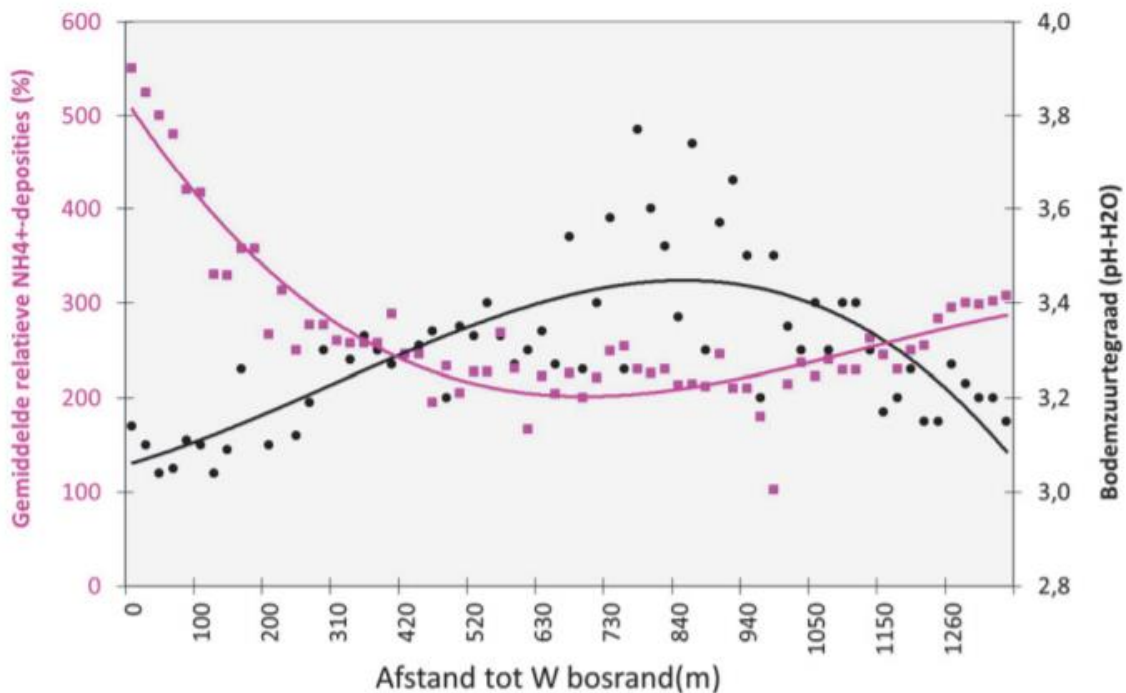
Een ander gevolg van verzuring is dat bij lagere pH in de bodem, het nitrificatieproces moeilijker verloopt. Bij nitrificatie wordt ammonium omgezet naar nitriet ( $\text{NO}_2^-$ ) en dan naar nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ). Verzuring kan dus leiden tot accumulatie van het giftige ammonium en een tekort aan beschikbare stikstof in de vorm van nitraat (bv. Roelofs et al., 1985). Bovendien verloopt de afbraak van organisch materiaal trager in zure bodems. Hierdoor stapelt het materiaal in de strooisellaag op (bv. Van Breemen et al., 1982; Ulrich, 1983; 1991).

Omwillen van de veranderingen in de bodem die gepaard gaan met verzuring, kan er een significante verschuiving in de plantencompositie optreden, waarbij zuurtolerante soorten de overhand nemen (Bobbink & Hettelingh, 2011). Over het algemeen zijn de bodems in Vlaanderen reeds zuur tot zeer zuur en dan ook gevoelig voor verdere verzuring (De Keersmaecker et al., 2018).

Een studie van De Schrijver et al. (1998) toonde duidelijk de link aan tussen ammoniumdepositie en verzuring. Zij brachten zowel de lokale verzuring als ammoniumdepositie (natte depositie) over een transect door het gewestbos van Ravels in kaart. Uit de resultaten (figuur 4.4) bleek dat plaatsen waar de depositie het sterkst is (bosrand) overeenkomen met de meest verzuurde plaatsen. Het gaat hier dan ook zeer waarschijnlijk om een oorzakelijk verband. De resultaten van dit onderzoek geven duidelijk een bosrandeffect weer. Een studie van Devlaeminck et al. (2005) ging dieper op dit onderwerp in. Zij noteerden ook een verhoogde depositie van ammonium aan de rand van het onderzochte bos, maar er was echter geen meetbaar verschil in neerslagvolume dat de bodem bereikt. Het verschil in depositie moet volgens hen dan ook te wijten zijn aan lokale verschillen in gasuitwisseling met de kroonlaag en in droge depositie. Ook met betrekking tot droge depositie is er immers een bosrandeffect mogelijk. Dit effect wordt veroorzaakt door de abrupte vegetatieovergang tussen een bos en het aangrenzend gebied. Deze overgang veroorzaakt

immers een sterke turbulentie in de eerste meters van het bos (Wuyts et al., 2008), waardoor hier ook meer depositie zal plaatsvinden (zie paragraaf 4.4.1.). Verder in het bos neemt de turbulentie en dus de depositie weer af.

Wat ook opvalt is dat de bodemzuurtegraad over het gehele transect eerder laag is ( $\text{pH} < 4$ ), ook waar ammoniumdepositie minder prominent is. Wanneer men een bodemkaart raadpleegt, zal men zien dat het gewestbos te Ravels gelegen is op een podzol bodemtype. Dergelijke bodems zijn van nature typisch zeer zuur en daardoor ook gevoelig voor verdere verzuring.



Figuur 4.4: Bodemzuurtegraad t.o.v. ammoniumdepositie op een Oost-West georiënteerde doorsnede (1,4 km) van het gewestbos te Ravels (naar De Schrijver et al., 1998; INBO)

### 4.3. Kritische depositiewaarde (KDW)

Zoals in de voorgaande paragrafen beschreven werd, verschilt het effect van stikstofdepositie tussen verschillende ecosysteemtypen. Om een degelijk stikstofbeleid mogelijk te maken, werden er voor de verschillende habitats grenswaarden bepaald waaronder de stikstofdepositie zou moet blijven om een gunstige staat van instandhouding te bereiken. Dit is de zogenaamde kritische depositiewaarde van een habitat.

Voor Europa werden deze waarden opgesteld door de UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). De KDW'n werden in opdracht van deze commissie voor het laatst gereviseerd in 2010 door een divisie wetenschappers o.l.v. Bobbink et al. (2011). Zij baseerden

zich op de cijfers die reeds in 2003 werden vastgelegd en pasten deze aan volgens de nieuwste wetenschappelijke inzichten. Teneinde een gestructureerd resultaat te bekomen, werd de Europese natuur ingedeeld in ecosysteemtypen volgens de EUNIS<sup>8</sup> classificatie. Vervolgens verzamelden Bobbink et al. de resultaten van wetenschappelijke studies i.v.m. stikstofdepositie in één of meerdere van deze natuurtypen. Er werd nauwkeurig op toegezien dat er enkel realistische studies gebruikt werden. Met name deze met een stikstofblootstelling van minder dan 100 kg per hectare per jaar en minstens gedurende een jaar. Bovendien werden er enkel veldstudies en mesocosmstudies<sup>9</sup> gebruikt. Op deze manier kon men de realiteit het dichtst benaderen. Op basis van de verzamelde data werd voor elk ecosysteemtype een range vastgelegd waarin de KDW zich zou bevinden. De reden dat er voor ranges geopteerd wordt is drievoudig. De cijfers zijn ten eerste wel gebaseerd op empirische resultaten, maar blijven een benadering, waar per definitie een foutenmarge op zit. Ten tweede is de EUNIS-classificatie een artificiële indeling, waardoor er (kleine) verschillen kunnen zijn tussen habitats in eenzelfde klasse. Tenslotte hangt de KDW ook af van lokale condities, waardoor er binnen Europa ook verschillen kunnen zijn voor eenzelfde habitattype. Omwille van dit laatste kan het nuttig zijn om de ranges op nationaal niveau te verfijnen zodat er binnen de landsgrenzen een eenduidig beleid gevoerd kan worden.

In Nederland hebben van Dobben et al. (2012) getracht dit te realiseren. Zij pasten de Europese KDW ranges toe op de Nederlandse Natura 2000 gebieden. Voor elk van deze gebieden werd een KDW bepaald a.d.h.v. modellen die werden afgesteld op het gebied in kwestie. Verder werd er bekeken of er een overeenkomstig habitattype beschreven werd in de EUNIS-classificatie. Wanneer dit het geval was, werd de berekende KDW behouden indien ze binnen de vooropgestelde Europese range viel. Waarden buiten deze range werden vervangen door de boven- of ondergrens van de range naargelang welke de berekende waarde het dichtst benaderde. Echter niet alle natura 2000 gebieden passen voldoende binnen de EUNIS-classificatie op het niveau waarvoor de KDW'n werden bepaald (van Dobben et al., 2012). Voor dergelijke gebieden werden de modeluitkomsten gecombineerd met een deskundigenoordeel. Op deze manier werd voor elk van de gebieden een unieke waarde bekomen die varieert van 5 tot 25 kg N. ha<sup>-1</sup>. jr<sup>-1</sup> tussen de verschillende gebieden. Ook het Vlaamse beleid is gebaseerd op deze waarden.

---

<sup>8</sup> European Nature Information System: marine habitats (EUNIS klasse A), kust habitats (EUNIS klasse B), binnenlandse oppervlaktewaters (EUNIS klasse C), moerassen en vennen (EUNIS klasse D), grasland en land gedomineerd door kruidachtige planten, mossen of lichenen (EUNIS klasse E), heide, struweel en toendra (EUNIS klasse F), bos en andere bosachtige vegetatie (EUNIS klasse G), binnenlandse gebieden zonder of met schaarse vegetatie (EUNIS klasse H), geregeld of recentelijk gecultiveerde landbouw-, tuinbouw- of gedomesticeerde gebieden (EUNIS klasse I), gebouwde, industriële en andere artificiële habitats (EUNIS klasse J) (Davies et al., 2004)

<sup>9</sup> Een mesocosm is een experimentele installatie waarin men de natuurlijke situatie zo goed mogelijk probeert na te bootsen (bv. interacties tussen soorten) onder gecontroleerde omstandigheden.

Hoewel de kritische depositiewaarden een goede wetenschappelijke fundering hebben, zijn er ook enkele nadelen aan verbonden. Zo hebben de KDW's steeds een beperkte resolutie. Dit wil zeggen dat de werkelijke situatie in vele gevallen zal verschillen van deze die wordt ingeschat op basis van de KDW. Een specifiek gebied dat tot een bepaald habitatype behoort kan gevoeliger of net minder gevoelig zijn voor stikstofdepositie dan de KDW van dat habitatype doet vermoeden. Omdat het uiteraard onmogelijk is om voor elk afzonderlijk gebied een KDW te bepalen, wordt gebruik gemaakt van het zogenaamde 'voorzorgsbeginsel' waarbij steeds de laagste waarde wordt aangenomen, tenzij er genoeg wetenschappelijk bewijs is om een hogere KDW te verantwoorden (van Dobben & van Hinsberg, 2008). Hieruit volgt echter ook dat een lokale overschrijding van de toegewezen KDW, hoewel de kans reëel is, niet altijd leidt tot een aantasting van het gebied.

#### 4.4. Theoretische achtergrond

Op globale schaal en op lange termijn is depositie gelijk aan emissie. Alles wat ergens op aarde in de atmosfeer wordt gebracht, komt ergens weer op een oppervlak terecht. Lokaal is de situatie echter volledig anders omdat stoffen die ergens worden uitgestoten, niet noodzakelijk op dezelfde plaats weer worden afgezet. Er is dus een aan- en afvoer van atmosferische stoffen op lokale schaal. Vandaar dat een goede modellering van de lokale depositie onmisbaar is.

##### 4.4.1. Droge depositie

Droge depositie ( $D$ ) van een stof kan worden uitgedrukt in functie van de depositiesnelheid ( $v_d$ ) en de atmosferische concentratie ( $C$ ) ervan (vergelijking 4.1).

$$D = v_d \cdot C \quad 4.1$$

Depositie zou dus zeer eenvoudig te berekenen zijn, ware het niet dat het bepalen van de depositiesnelheid geen sinecure is. Er moet hierbij namelijk rekening gehouden worden met de verschillende onderdelen van het depositieproces. Onderstaande beschrijving van dit proces is gebaseerd op Neiryck & Stevens (2014) en op Lefebvre & Deutsch (2015).

In de atmosfeer kan een turbulente laag en een laminaire grenslaag onderscheiden worden. De laminaire grenslaag is een dun laagje stilstaande lucht dat zich vlak boven elk oppervlak bevindt en veroorzaakt wordt door een verlaging in stroomsnelheid van de lucht door wrijving met dat oppervlak. Alvorens stoffen vanuit de atmosfeer op het aardoppervlak terecht komen, moeten ze dus eerst vanuit de turbulente laag in de laminaire grenslaag terecht komen. Hoe ruwer het oppervlak, hoe makkelijker deze overgang zal gaan. In een bos zal daardoor dus relatief meer depositie plaatsvinden dan op een grasland. Eens in de laminaire laag, kan een

deeltje enkel via diffusie naar beneden worden getransporteerd aangezien er binnen deze laag per definitie geen verticale stroming is. Depositiesnelheid in de laminaire laag is dan ook vooral afhankelijk van de luchtsnelheid en een aantal andere karakteristieken van de lucht en de stof die zich afzet.

Vanuit de laminaire grenslaag kunnen stoffen nu rechtstreeks op het oppervlak terecht komen. Hierbij zijn er echter verschillende mogelijkheden. Een deeltje kan rechtstreeks op het aardoppervlak terecht komen of op de vegetatie. In het laatste geval kan de stof ofwel via de stomata worden opgenomen in het intern milieu van de plant (stomatulaire depositie) ofwel op het plantoppervlak worden afgezet (cuticulaire of niet-stomatulaire depositie). De moleculen die (meestal via adhesie) aan het plantoppervlak gehecht zijn, spoelen er met neerslagwater weer af en komen zo in tweede instantie op de bodem terecht.

In een model dat depositie berekent, dient elk van bovenstaande factoren in rekening genomen te worden. Om dit zo eenvoudig mogelijk te maken, werkt men met een concept analoog aan een elektrisch circuit. De beweging van deeltjes naar het aardoppervlak is hierbij dan de stroom. Deze stroom (= depositie) wordt gedreven door een soort spanningsverschil, namelijk het verschil tussen de atmosferische concentratie van de stof in kwestie en deze van de bodem. Een deeltje komt bovendien op zijn weg naar het aardoppervlak allerlei weerstanden tegen die mekaar kunnen opvolgen (serieschakeling) of gelijktijdig kunnen voorkomen (parallelschakeling). De depositiesnelheid wordt bepaald door de weerstand die een neerdalend deeltje ondervindt en is bijgevolg de inverse van de totale weerstand ( $R_{tot} = 1/v_d$ ). Wanneer men deze variabelen invult in de wet van Ohm ( $I = V/R$ ), komt men op de formule voor depositie ( $D = C/R_{tot} = C \cdot v_d$ ; vergelijking 4.1).

De totale weerstand ( $R_{tot}$ ) bestaat zoals hoger beschreven uit drie delen. De aerodynamische weerstand ( $R_a$ ) die de overgangsweerstand van turbulente naar laminaire laag uitdrukt, een laminaire weerstand ( $R_b$ ) die betrekking heeft op de diffusie binnen de laminaire grenslaag en ten derde een bodem- en kroonweerstand ( $R_c$ ). Deze weerstanden moeten alle drie door elk deeltje worden overwonnen en worden dus in serie geschakeld (vergelijking 4.2)

$$R_{tot} = R_a + R_b + R_c \quad 4.2$$

De bodem- en kroonweerstand is zelf nog eens onder te verdelen in drie weerstanden. De weerstand van de stomata ( $R_s$ ), de cuticulaire weerstand ( $R_w$ ) en de externe weerstand ( $R_{ext}$ )<sup>10</sup>. Aangezien niet elk deeltje voorbij alle drie deze weerstanden moet, zijn ze analoog aan een

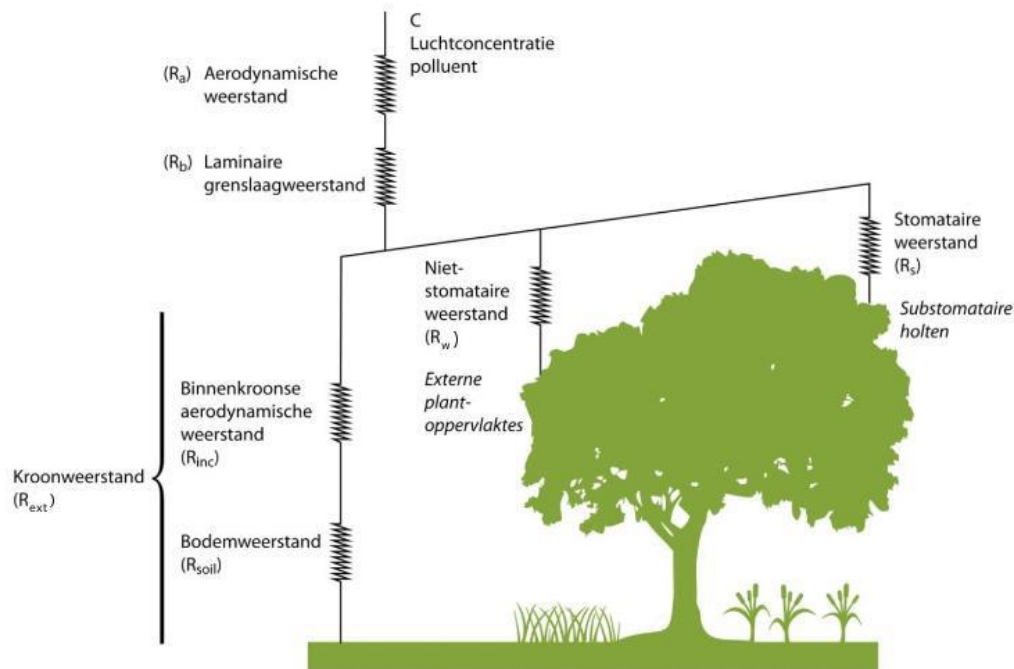
---

<sup>10</sup> Deze externe weerstand bestaat uit een aerodynamische weerstand binnen de kroonlaag ( $R_{inc}$ ) en de bodemweerstand ( $R_{soil}$ ).

parallelschakeling. Alles samengenomen geeft dit de vergelijking 4.3 voor de depositiesnelheid.

$$\frac{1}{v_d} = R_a + R_b + \left( \frac{1}{R_s} + \frac{1}{R_w} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} \right)^{-1} \quad 4.3$$

Bovenstaande wordt overzichtelijk gemaakt in figuur 4.5.



Figuur 4.5: Het depositie-weerstandsmodel (Neiryck & Stevens., 2014; Erisman et al., 1994).

Het relatieve belang van deze weerstanden hangt o.a. af van de stof waarvan de depositie bekeken wordt. Voor ammoniak is de stomataire weerstand bijvoorbeeld doorgaans laag omdat planten deze stof als meststof kunnen aanwenden en er dan ook een vrij hoge affiniteit voor hebben (Bleeker & Draaijers, 2001). Voor stoffen die, zoals ammoniak, zeer efficiënt door planten worden opgenomen, zal de depositie voornamelijk afhangen van de aerodynamische component.

Depositie is dus afhankelijk van het concentratieverschil tussen atmosfeer en bodem- of plantoppervlak. De moeilijkheid zit hier echter in het uitdrukken van beide concentraties zodat dit verschil berekend kan worden. Een elegante oplossing die men hiervoor bedacht heeft voor ammoniak is het gebruik van een compensatiepunt. Het compensatiepunt van een medium is de atmosferische concentratie waarbij er geen depositie meer is op dat medium. Er kan een compensatiepunt berekend worden voor zowel atmosfeer als bodem als plant. Wanneer men deze allen samen neemt, komt men op een compensatiepunt dat geldt voor het hele ecosysteem. Tenzij anders vermeldt, verwijst het compensatiepunt naar de betekenis in deze context en wordt het uitgedrukt met het symbool  $\chi$  (Chi). Als de atmosferische concentratie

van een stof boven het compensatiepunt ervan ligt, zal er depositie optreden. Als de concentratie in de atmosfeer lager is, zal er dan weer emissie plaatsvinden vanop de bodem of het plantoppervlak. Let wel dat de waarde van het compensatiepunt afhangt van de voorafgaande depositie aangezien deze bepaalt hoeveel van de stof er aanwezig is op en in de bodem of planten.

Depositiesnelheid is dus afhankelijk van deze  $\chi$ , maar is ook plaats- en tijdsafhankelijk. Zo hangt ze bijvoorbeeld af van de Leaf Area Index (LAI)<sup>11</sup> die verschilt tussen seizoenen, maar ook van windsnelheid, landgebruik enz. Ook is er een verschil in depositie tussen dag en nacht doordat door warmte van de zon overdag doorgaans een instabiele atmosfeer wordt gecreëerd waardoor de turbulente menging in hogere mate optreedt. Er wordt daarom dan ook vaak gewerkt met gemiddelden van depositiesnelheid op jaarbasis.

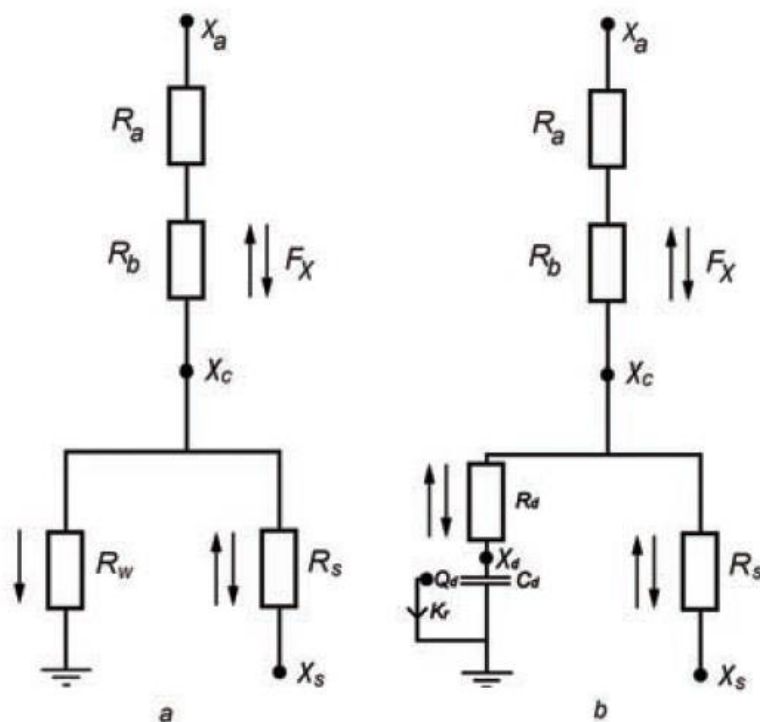
#### 4.4.1.1. *Compensatiepunt ( $\chi$ )*

Gebruik makend van een depositie-weerstandmodel zoals in figuur 4.5 is het niet mogelijk om bi-directionele fluxen te modelleren. Dit kan echter wel door gebruik te maken van het compensatiepunt  $\chi$  van een ecosysteem.  $\chi$  dient dan te worden opgesplitst in zijn deelcomponenten. Hierbij zijn er verschillende mogelijkheden. Klassiek wordt er gebruik gemaakt van drie  $\chi$ 's (figuur 4.6 a), waarbij  $\chi_a$  de atmosferische concentratie uitdrukt,  $\chi_c$  het "canopy" (kroon) compensatiepunt en  $\chi_s$  het compensatiepunt van de stomata (Wichink Kruit, 2010).

---

<sup>11</sup> Bladoppervlak per grondoppervlakte-eenheid (m<sup>2</sup> blad/m<sup>2</sup> bodem)





Figuur 4.6: a) Traditioneel krooncompensatiepuntmodel, b) Dynamisch krooncompensatiepuntmodel. De symbolen voor de weerstanden zijn dezelfde als deze in figuur 4.5.  $C_d$  staat voor de capaciteit van het blad (zie verder),  $F_x$  geeft de totale ( $NH_x$ -) flux weer en  $K_r$  is de reactieflux constante (zie verder) (naar Wichink Kruit, 2010).

Door gebruik te maken van de compensatiepunten is het mogelijk om de emissie vanuit de plant en de kroonlaag ook mee te nemen in het model, waardoor het dichter aanleunt bij de realiteit. In het traditioneel krooncompensatiepuntmodel wordt op het niveau van de plant enkel rekening gehouden met de emissie vanuit de huidmondjes. Het stomatair compensatiepunt, waarvan men hier gebruikt maakt, is een maat voor de ammoniakconcentratie in de substomataire holte<sup>12</sup> en wordt vooral bepaald door de bladtemperatuur, de concentratie  $NH_4^+$  en de pH van de apoplastische<sup>13</sup> oplossing (Massad, 2008; Wichink Kruit, 2010). Het krooncompensatiepunt wordt bepaald door zowel de ammoniak die wordt opgenomen door de stomata als deze die zich afzet op de cuticula. Vandaar dat het krooncompensatiepunt lager zal liggen dan dat van de stomata op zich (Sutton et al., 1995).

Men kan in theorie ook nog de emissie vanop het plantoppervlak zelf in rekening nemen in een zogenaamd “dynamisch” krooncompensatiepuntmodel (figuur 4.6 b). Emissie vanop het

<sup>12</sup> Met lucht gevulde holte gelegen tegen de stomata die vlotte diffusie van gassen in en uit de plant mogelijk maakt.

<sup>13</sup> Apoplast: “ruimte” in een plant waar passief en niet-selectief transport van stoffen plaatsvindt. Omvat ruwweg de celwanden en intercellulaire ruimten.

oppervlak van een plant verloopt als volgt. Een deel van de op een plant afgezette ammoniak wordt gefixeerd door reactie met zwaveloxide ( $\text{SO}_2$ ). Het deel dat niet op deze manier gefixeerd wordt, kan weer van het plantoppervlak vrijkomen (Sutton et al., 1998). De mate van dergelijke desorptie hangt onder meer af van de voorbije fluxen (Sutton et al., 1998). Om dit in een model te kunnen integreren, wordt het bladoppervlak bekeken zoals een condensator in de elektriciteitsleer. Een condensator is een elektrische component waarin lading kan worden opgeslagen. Het vermogen van een condensator om lading op te slaan wordt zijn capaciteit genoemd. In de context van emissie vanaf een plant wordt ook aan het blad een capaciteit ( $C_d$ ) toegekend. Dit geeft dan weer in welke mate het blad  $\text{NH}_3$  tijdelijk kan opslaan. De uitwisseling van  $\text{NH}_3$  tussen bladoppervlak en atmosfeer wordt verder ook bepaald door een weerstand  $R_d$  en een reactiefluxconstante  $K_r$  die weergeeft hoe snel ammoniak permanent wordt gefixeerd door reactie met  $\text{SO}_2$ . Voor een gedetailleerde en wiskundige beschrijving van het model wordt verwezen naar (Wichink Kruit, 2010). De auteur van dit werk haalt ook aan dat een dergelijk dynamisch model in theorie de realiteit dan wel zeer dicht benaderd, maar er parameters ingevoerd moeten worden waar in de praktijk een grote onzekerheidsmarge op zit. Bovendien zou de benodigde rekentijd enorm toenemen, waardoor berekeningen op grote schaal, zowel in plaats als tijd, niet haalbaar zijn. Vandaar dat in de praktijk niet met dit model gewerkt wordt.

#### 4.4.1.1.1. plantcompensatiepunt

Zolang de atmosferische  $\text{NH}_3$ -concentratie zich boven het (stomatair) compensatiepunt van een plant bevindt, zal deze plant  $\text{NH}_3$  uit de atmosfeer opnemen en dus dienst doen als ammoniak sink. In het andere geval kan een plant zelf ammoniak uitstoten. Om de richting van de ammoniakflux te bepalen is het dus belangrijk het plantcompensatiepunt nauwkeurig te bepalen. Er zijn twee voorname manieren om dit te doen, namelijk via een moeilijke en tijdrovende meting van de gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer en anderzijds via een eenvoudiger, maar minder accurate benadering door middel van een analyse van de apoplastische oplossing (Hill et al., 2001). Landbouwgewassen hebben doorgaans een hoger compensatiepunt dan natuurlijke vegetatie en ook planten in verschillende levensfasen hebben verschillende compensatiepunten (Asman et al., 1998).

Interessant is dat het compensatiepunt van een plant ook beïnvloed kan worden door schijnbaar niet gerelateerde factoren. Wang et al. (2013) toonden bijvoorbeeld aan dat het compensatiepunt van gerst (*Hordeum vulgare*) significant lager ligt bij hogere atmosferische  $\text{CO}_2$ -concentraties. Onder deze omstandigheden zal de plant dus bij lagere  $\text{NH}_3$ -concentraties in de atmosfeer nog steeds  $\text{NH}_3$  opnemen. De verklaring hiervoor is volgens de onderzoekers te vinden in de verminderde fotorespiratie ten gevolge van een verhoogde partiële  $\text{CO}_2$  druk. Fotorespiratie is immers een belangrijke drijfveer in de regulatie van de  $\text{NH}_4^+$ -huishouding van

de apoplasmatische oplossing (Geiger et al., 1999; Sicher, 2001). Minder fotorespiratie betekent minder transport van  $\text{NH}_4^+$  vanuit de wortels naar de bladeren met het xyleemvocht en daardoor een lager compensatiepunt (Wang et al., 2013). Ook andere studies stelden een verlaagd compensatiepunt bij hoge  $\text{CO}_2$  concentraties vast (bv. Mattsson et al., 1998; Kumagai et al., 2011). Aangezien de meeste planten een gelijkaardige respons vertonen met betrekking tot fotorespiratie onder invloed van  $\text{CO}_2$  beschikbaarheid, is het zeer waarschijnlijk dat bovenstaande ook voor andere plantensoorten geldt. Dit zou dus betekenen dat de huidige klimaatsveranderingen leiden tot een verhoogde neiging naar  $\text{NH}_3$  opname door de vegetatie.

Verder wordt de depositie van ammoniak ook beïnvloed door de chemische samenstelling van de atmosfeer. Veel zwavel- en stikstofoxiden in de lucht betekent immers dat het depositieoppervlak (bodem, plant, ...) zuurder zal zijn, waardoor ammoniak zich makkelijker kan hechten aan dit oppervlak (Wichink Kruit et al., 2018). Hierdoor zal er relatief meer afzetting van ammoniak plaatsvinden. Dit verschijnsel, waarbij depositie van de ene stof, de afzetting van de andere beïnvloedt, wordt co-depositie genoemd.

Bovenstaande benadrukt nog maar eens de complexiteit en verwevenheid van ecosysteemprocessen en roept de vraag op in hoeverre men de nutriëntenkringlopen als afzonderlijk mag beschouwen.

#### 4.4.2. Natte depositie

Natte depositie kan op twee manieren tot stand komen. Enerzijds kunnen deeltjes of gassen uit de atmosfeer worden uitgespoeld door neerslag in een proces dat uitwassen heet en anderzijds kunnen deeltjes dienen als wolkenkernen. In het laatste geval condenseert waterdamp op deze deeltjes en worden op deze manier wolken gevormd. Later zullen de deeltjes dan met het neerslagwater op de bodem terecht komen (uitregenen). Alhoewel beide processen vrij verschillend zijn is het in de praktijk moeilijk te kwantificeren in welke mate elk proces bijdraagt tot de lokale depositie. Toch is dit verschil van belang aangezien uitwassen eerder een lokaal proces is, terwijl uitregenen op globale schaal bekeken moet worden (Bleeker & Draaijers, 2001).

Of een stof via natte dan wel droge depositie wordt afgezet, hangt deels af van de wateroplosbaarheid van de stof. Stoffen met een hoge wateroplosbaarheid zullen vanzelfsprekend relatief meer via natte depositie op het aardoppervlak terecht komen.

## 4.5. Stikstofdepositie in Vlaanderen

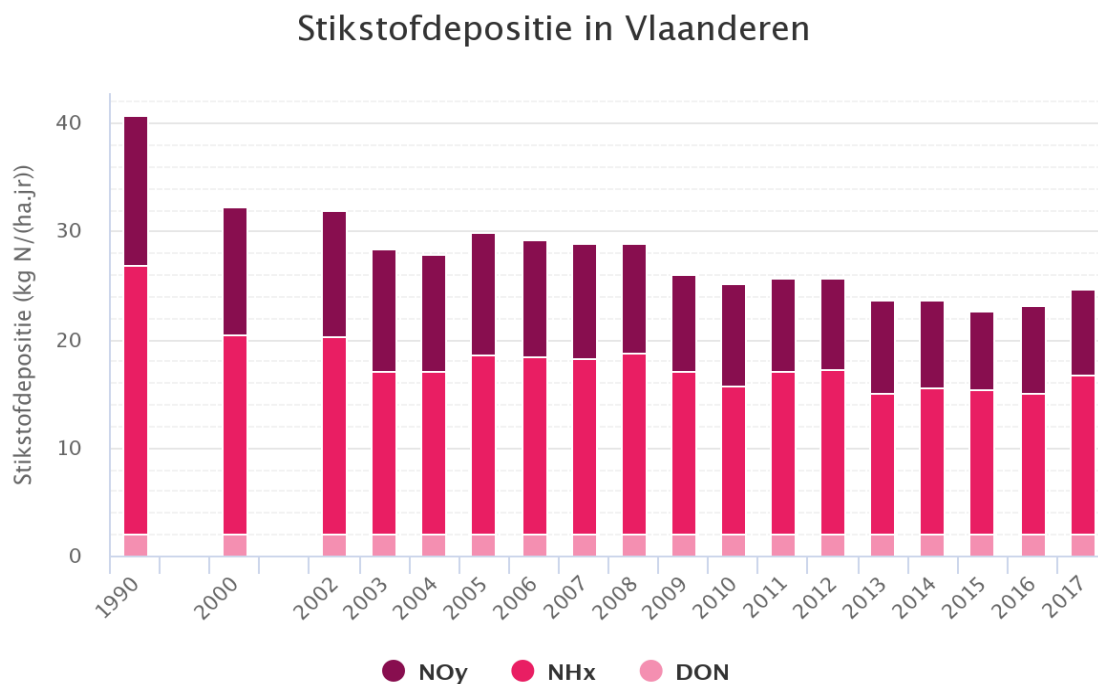
### 4.5.1. Beleid

Het beleid in Vlaanderen i.v.m. stikstofuitstoot van de landbouw is gebaseerd op een simulatiemodel dat gebruikt werd om de impact van elk landbouwbedrijf op de naburige natuur te benaderen. A.d.h.v. deze resultaten werd in 2016 aan elk bedrijf een kleurcode toegekend. Bedrijven die meer dan 50% bijdrage leverden van de kritische last in omliggende natuurgebieden kregen een code rood wat wil zeggen dat hun milieuvergunning na afloop niet hernieuwd zou worden. In totaal kregen 54 bedrijven dit verdict. 498 landbouwbedrijven kregen het oranje statuut. Zij droegen volgens het model tussen de 5 en de 50% bij van de kritische last in naburige gebieden en mochten daarom niet verder uitbreiden tenzij werd ingezet op emissiereducerende maatregelen. Bedrijven met een groen statuut (< 5% bijdrage) waren vrij om hun onderneming op dezelfde manier verder te zetten.

Als bijkomstige maatregel wordt door sommige partijen geopperd om de veestapel te reduceren teneinde voldoende emissiereductie te bekomen. Zo zou volgens berekeningen van Wannes Keulemans, hoogleraar aan de KU Leuven, een reductie van de Belgische veestapel met 30% een reductie van NH<sub>3</sub>-emissie van tevens 30% betekenen. Bovendien komt er een grote oppervlakte land vrij dat kan worden omgevormd tot natuurgebied (De Cleene, 2019). Daarbij moet echter, zoals de Boerenbond ook duidelijk stelt, rekening gehouden worden met het verlies van ongeveer 4.500 voltijdse jobs dat gepaard gaat met een dergelijke reductie. Bovendien kan er ook worden ingezet op maatregelen die niet het aantal dieren verminderen, maar wel hun uitstoot. De vraag is dus in hoeverre landbouwers gedupeerd hoeven te worden wanneer het gaat over emissiereductie. Zeker indien men weet dat volgens de resultaten van een onderzoek gevoerd door INBO zelfs een volledige verdwijning van de Vlaamse landbouwsector nog steeds een onvoldoende reductie (minder dan de benodigde 38%) zou betekenen in de stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden. Landbouw zou slechts voor 30-32% verantwoordelijk zijn voor de stikstofdepositie in deze gebieden terwijl 52-55% afkomstig blijkt te zijn uit het buitenland (Cools et al., 2015).

#### 4.5.2. Temporele en geografische spreiding

VMM modelleerde de stikstofdepositie als combinatie van  $\text{NH}_x$ - en  $\text{NO}_y$ - depositie doorheen de tijd a.d.h.v. de Vlaamse versie van het Operationeel Prioritaire Stoffen model (VLOPS19). Zowel de Vlaamse emissies als de niet-Vlaamse emissies werden ingevoerd in het model, samen met de meteodata van het respectievelijke jaar. Bij het modelleren wordt ook rekening gehouden met zowel import als export van stikstofemissies in Vlaanderen (VMM: Vandevenne, 2019). Figuur 4.6 geeft de resultaten van deze modellering weer.



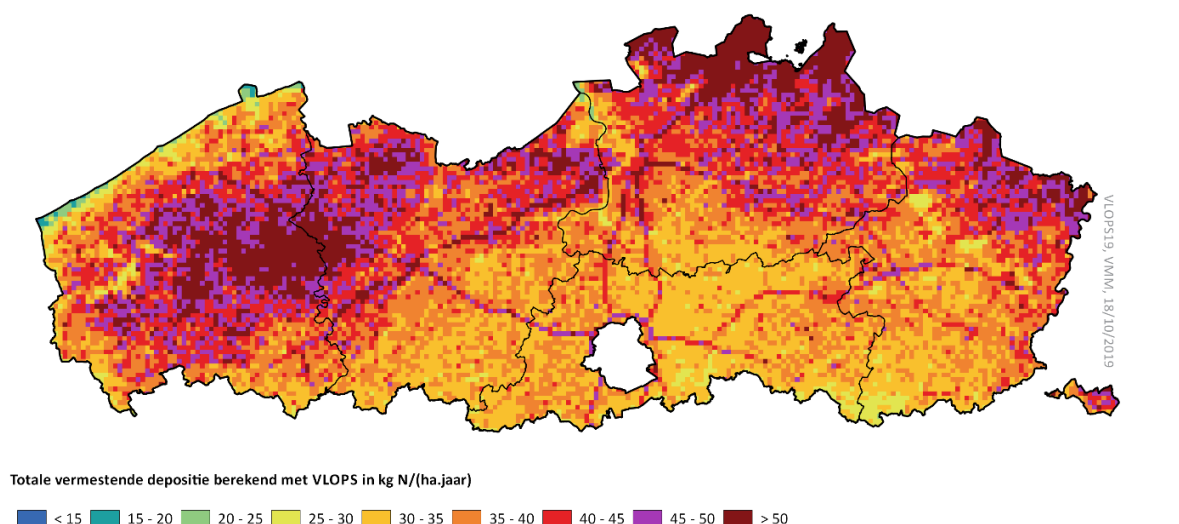
Figuur 4.7: Grafische weergaven van de gemodelleerde stikstofdepositiewaarden. De totale depositie is de som van depositie van opgeloste organische stikstof (DON), stikstofoxiden ( $\text{NO}_y$ ) en ammoniakale stikstof ( $\text{NH}_x$ ) (VMM: [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be))

In de periode van 1990 tot 2017 daalde de stikstofdepositie met 40%. Tussen 2000 en 2017 werd een daling van 24% genoteerd. Dit omwille van emissie-reducerende maatregelen. De dalende trend zwakt echter af en het model geeft een quasi onveranderlijke depositie weer vanaf ongeveer 2013. Verder steeg volgens dit model de depositie in 2017 met 6% t.o.v. het jaar ervoor. Dit komt neer op een gemiddelde depositie van  $24,6 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Jr}^{-1}$ . Let wel dat voor 2017 nog geen buitenlandse emissiedata voorhanden was en dus gebruikt werd gemaakt van de data uit 2016 (VMM: Vandevenne, 2019).

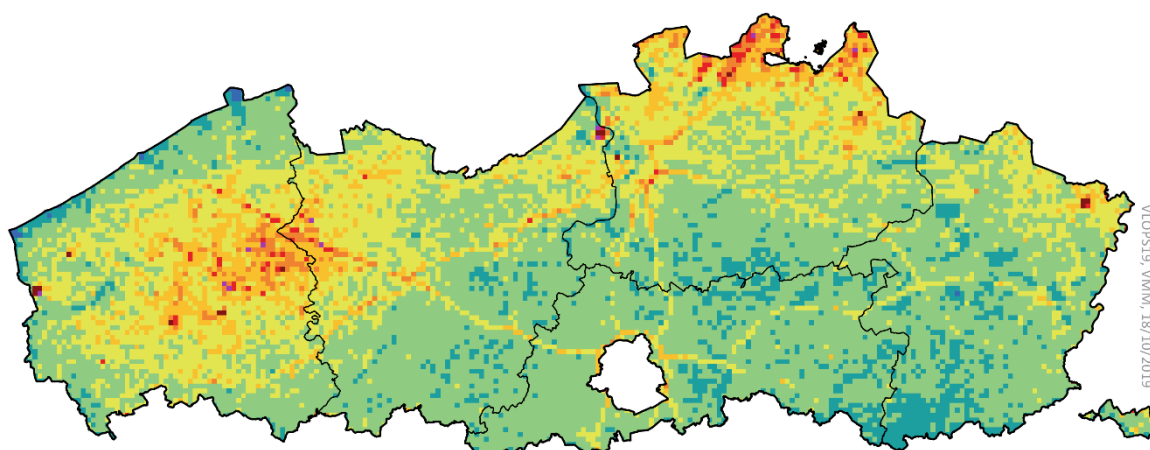
Uit figuur 4.7 is ook af te lezen dat meer dan de helft van de totale stikstofdepositie bestaat uit ammoniakale stikstof. Dit aandeel blijft ongeveer gelijk doorheen de tijd (61% in 1990 vs. 59% in 2017). De totale hoeveelheid ammoniak die wordt afgezet daalt uiteraard wel sterk. De

verklaring voor het grote relatieve aandeel van ammoniak in de totale stikstofafzetting ligt waarschijnlijk in de makkelijkere transportbaarheid van stikstofoxiden. Ammoniak wordt i.t.t. deze verbindingen meestal slechts over kleinere afstanden getransporteerd<sup>14</sup> waardoor het dus relatief meer zal bijdragen tot de plaatselijke depositie.

Wanneer men de geografische spreiding van de Vlaamse stikstofdepositie in 1990 (figuur 4.8) vergelijkt met deze in 2017 (figuur 4.9), ziet men duidelijk de afname die in deze periode heeft plaatsgevonden. Ook valt op dat de depositie niet gelijkmatig verspreid is, maar dat er gebieden zijn met een hogere intensiteit zowel in 1990 als 2017. De grootste depositie-intensiteit is waar te nemen in landbouw-intensieve regio's, zoals West-Vlaanderen en het noorden van de provincie Antwerpen en nabij bepaalde autowegen.



Figuur 4.8: Geografische spreiding van de stikstofdepositie in 1990 volgens het VLOPS19 model.



Figuur 4.9: Geografische spreiding van de stikstofdepositie in 2017 volgens het VLOPS19 model.

<sup>14</sup> <https://www.rivm.nl/stikstof/vragen-en-antwoorden-over-stikstof-en-ammoniak>

De afname van de totale stikstofdepositie in Vlaanderen is voor een groot deel te wijten aan het verminderen van de ammoniakemissie vanuit de landbouw. De grootste reductie werd hier gerealiseerd tussen 1990 en 2005 onder meer door het invoegen van het Mestdecreet in 1991 en het Mestactieplan 2bis in 2000. Hierbij werd o.a. de periode waarin mest mag worden uitgereden, ingekort en werden bemestingsnormen ingevoerd. Na 2005 werd de verdere afname (-10%) bekomen door de verplichting van emissiearme bouw van alle nieuwe of grondig gerenoveerde pluimvee- en varkensstallen vanaf 2003 (luchtbeleidsplan 2030).

Volgens modelleringen van de Vlaamse overheid (luchtbeleidsplan 2030) zal de NH<sub>3</sub>-emissie van de landbouw in de toekomst systematisch blijven afnemen. In 2030 zou de uitstoot teruggedrongen zijn tot 37,9 kt NH<sub>3</sub> terwijl de schattingen voor 2015 een uitstoot van 41,5 kt NH<sub>3</sub> aanduiden. Dit komt dus neer op een verdere afname van ongeveer 9% dewelke hoofdzakelijk gerealiseerd zal worden door de bouw van emissiearme varkensstallen en door de uitrusting van varkensstallen met een luchtwasser.

#### 4.5.3. Metingen

Bovenstaande resultaten werden bekomen m.b.v. modellen. Dergelijke modellen mogen echter niet zomaar zonder fout worden beschouwd. Het is belangrijk dat ze voldoende getoetst worden aan de realiteit om een beeld te krijgen van de grootte van de afwijking t.o.v. de reële situatie. Er moeten daarom dan ook voldoende depositiemetingen gebeuren dewelke dan gebruikt kunnen worden om de modellen te ijken. In Vlaanderen wordt depositie (van NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en SO<sub>4</sub><sup>-</sup>) op negen plaatsen gemeten (VMM). Het gaat hier zowel om het meten van natte depositie als om metingen van de luchtconcentraties van de bovenstaande vermistende en verzurende componenten. Deze atmosferische concentraties worden bepaald met behulp van zogenaamde passieve samplers. Dergelijke samplers bevatten een absorberend membraan waardoor de stoffen kunnen diffunderen. De mate van diffusie van een stof staat in relatie met de aanwezigheid ervan in de lucht. De atmosferische concentraties worden vervolgens gebruikt om droge depositie te schatten. Dergelijke metingen zijn uitermate belangrijk aangezien men op basis ervan de modellen die gebruikt worden om lokale depositie te bepalen, kan kalibreren. Negen meetpunten is echter niet veel. Idealiter zouden er meer metingen moeten plaatsvinden. Voor ammoniak zijn er nog negen extra meetpunten van de Vlaamse Milieu Maatschappij, wat het totaal voor deze stof op 18 vaste meetplaatsen zet (figuur 4.10). Het INBO heeft zelf nog eens vijf afzonderlijke meetpunten voor ammoniak die gericht zijn op intensieve monitoring van bosecosystemen (VMM, 2017).

Het meten van ammoniakdepositie is moeilijk en arbeidsintensief aangezien de stalen van de passieve samplers opgehaald, vervangen en geanalyseerd moeten worden. Daarom is het realiseren van een hoger aantal meetpunten een opgave. Van tijd tot tijd worden er echter

projecten uitgevoerd waarbij het aantal meetpunten tijdelijk verhoogd wordt. In 2015 – 2016 bijvoorbeeld werden gedurende één jaar, ammoniakconcentraties gemeten op 106 bijkomstige locaties. Deze metingen gebeurden met passieve samplers die om de 4 weken opgehaald en vervangen werden (VMM, 2017). De locaties van de extra meetpunten werden bepaald met als doel een beter zicht te krijgen op de depositie in Europees beschermde habitats (Natura-2000 gebieden, Habitat – en Vogelrichtlijngebieden) in Vlaanderen. De resultaten werden tevens vergeleken met de uitkomsten van het VLOPS-model, wat een grondige evaluatie van het model mogelijk maakte.



Figuur 4.10: Overzicht van de meetlocaties voor ammoniak in Vlaanderen (VMM, 2019)

De gemiddelde  $\text{NH}_3$ -concentraties over de 123 meetpunten bedroeg  $3,3\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dit is net iets boven de kritieke waarde voor de bescherming van hogere planten ( $3\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; Cape et al., 2009). 56% van de gemeten waarden lagen echter wel onder dit kritieke niveau. Het veronderstelde kritieke niveau voor lagere planten ( $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; Cape et al., 2009) werd nergens bereikt. Verder werden tijdens de zomer gemiddeld hogere  $\text{NH}_3$ -concentraties genoteerd dan tijdens de winter en ook geografisch waren er variaties. Zo werden de hoogste jaargemiddelden genoteerd in West-Vlaanderen en het noorden van de provincie Antwerpen. Vergelijking met figuur 4.8 en 4.9 wijst uit dat dit vrij goed overeen komt met de modelschattingen.

Om na te gaan of de meetperiode (juni 2015 – juni 2016) representatief is, werden de resultaten van de (toen nog 17) vaste meetplaatsen vergeleken met hun metingen van de vorige zeven jaar. Uit deze vergelijking bleek dat gedurende de meetperiode, de gemiddelde ammoniakconcentraties 11% lager lagen dan gemiddeld over de periode 2008 – 2014. Deze afwijking ligt in lijn met de gemiddelde jaarlijkse variatie en kan te wijten zijn aan de toenmalige weersomstandigheden (VMM, 2017). De resultaten van de 106 tijdelijke meetpunten werden



tevens vergeleken met de resultaten van de vaste meetplaatsen over de volledige meetperiode. De opgemeten variaties waren gelijkaardig, waaruit men besluit dat de vaste meetpunten goede informatie geven betreffende de achtergrondconcentraties van ammoniak in de Vlaamse Natura 2000-gebieden. Uit de vergelijking van de meetresultaten met de modeluitkomsten van het VLOPS-model (VLOPS), kwam naar voren dat er een uitgesproken positief lineair verband ( $R^2 = 0,7$ ) is tussen beide resultaten en dat de modelwaarden over het algemeen zo'n 7% hoger lagen dan de gemeten waarden (VMM, 2017).

Over de geschiktheid van een OPS model om depositie in kaart te brengen is nog wel wat discussie. Sommige onderzoeken besluiten immers dat een dergelijk model niet in staat is om de lokale invloed van (melkvee)bedrijven correct te modelleren. Lantinga & Santing (2012) vergeleken in het kader van een thesisonderzoek de output van het OPS model (versie 4.3.12) met lokale metingen van stikstofdepositie rondom vijf Nederlandse melkveebedrijven. Zij merkten hierbij een systematische overschatting van de stikstofdepositie door het model op. Hierdoor werd aan de lokale veehouders een volgens hen onterechte negatieve invloed op de omliggende Natura 2000 gebieden toegeschreven.

Uiteraard wordt een dergelijk model in de loop van de tijd wel zo goed mogelijk geüpdatet op basis van nieuwe wetenschappelijke inzichten. Het RIVM bepaald voor elke versie welke onzekerheden gepaard gaan met het gebruik ervan. Aan de nieuwste versie vandaag (OPS Pro- 4.5.2) wordt een onzekerheid van 20%, 25% en 30% toegeschreven aan jaargemiddelde depositie op grote schaal (heel Nederland) van respectievelijk  $SO_x$ ,  $NO_y$  en  $NH_x$ . Dit zijn al behoorlijke foutenmarges en ze lopen verder op voor modelleringen op lokale schaal. Voor lokale deposities van  $SO_x$  en  $NO_y$  word de onzekerheid namelijk geschat op respectievelijk 50% en 60%. Modellering van lokale  $NH_x$  deposities gaat dan weer gepaard met een onzekerheid van maar liefst 95%<sup>15</sup>. Deze onzekerheden zijn volgens het RIVM voornamelijk te wijten aan de beperkte kennis van droge depositiesnelheden die momenteel voorhanden is. Omwille van bovenstaande is het dus van zeer groot belang dat er omzichtig met gemodelleerde resultaten wordt omgesprongen en dat deze niet zonder meer als correct worden beschouwd. Des te meer wanneer het gaat om zeer lokale waarden, waarvoor het OPS model duidelijk nog tekort schiet.

#### 4.5.4. Atmosferisch transport van $NH_3$

Eens ammoniak zich in de atmosfeer bevindt, kan het worden getransporteerd d.m.v. luchtverplaatsingen. De afstand waarover dit transport gebeurt, hangt af van een heel aantal factoren. Zo reageert ammoniak bijvoorbeeld vlot met zuren tot ammoniumzouten (hoofdzakelijk  $(NH_4)_2SO_4$  en  $NH_4NO_3$ ). Dergelijke zouten vormen kleine vaste partikels,

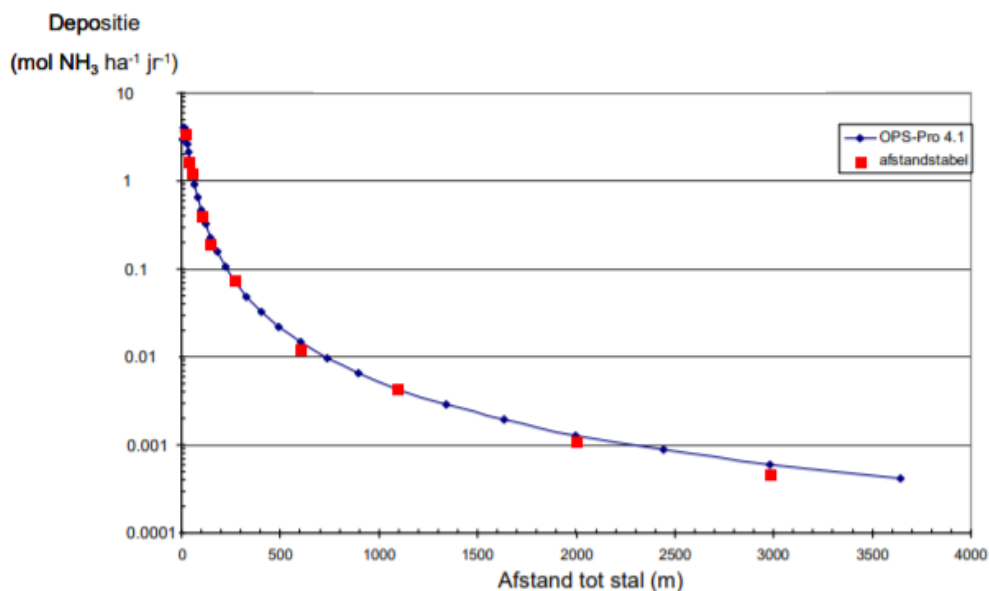
<sup>15</sup> Bron: <https://www.rivm.nl/operationele-prioritaire-stoffen-model/modelbeschrijving/betrouwbaarheid>

zogenaamde aerosols. Deze kennen uiteraard andere transporteigenschappen dan gasvormig  $\text{NH}_3$  (Bobbink et al., 2012). De transportafstand van zowel gasvormig  $\text{NH}_3$  als van ammoniumzout-aerosols wordt in belangrijke mate bepaald door de mate van emissie, de atmosferische omstandigheden (windsnelheid, turbulentie etc.), de snelheid van chemische reacties en door de eigenschappen van het aardoppervlak en de plaatselijke vegetatie en deze van het deeltje zelf (Bobbink et al., 2012). Dat de afstand waarover een deeltje getransporteerd wordt, afhangt van de eigenschappen van dat deeltje spreekt voor zich. Verschillende deeltjes kennen namelijk een verschillende depositiesnelheid, waardoor sommige stoffen sneller en dus minder ver van de bron zullen worden afgezet. Zo hebben ammoniumzouten bijvoorbeeld een lagere depositiesnelheid dan  $\text{NH}_3$  en worden zij dan ook verder getransporteerd met de wind (Bobbink et al., 2012; Hov & Hjøllo, 1994). Een belangrijke factor in de vorming van ammoniumzouten is de aanwezigheid van zwavel- en stikstofoxiden in de atmosfeer. Wanneer deze verbindingen talrijk aanwezig zijn, zullen makkelijker ammoniumzouten gevormd worden. Hoe ver ammoniak getransporteerd wordt hangt dus ook af van de chemische samenstelling van de atmosfeer (Hov & Hjøllo, 1994).

Ook de hoogte van de emissiebron speelt een rol. Bij hogere bronnen worden de geëmitteerde deeltjes doorgaans over grotere afstanden meegevoerd met de wind (Dermaux et al., 2012). Om gelijkaardige redenen heeft ook de temperatuur van de uitgestoten gassen een invloed. Warmere emissiepluimen zullen immers hoger stijgen dan koude. Dit is echter meer van belang bij industriële emissiebronnen en minder van toepassing bij landbouw waar normaal gesproken weinig warmte wordt geproduceerd.

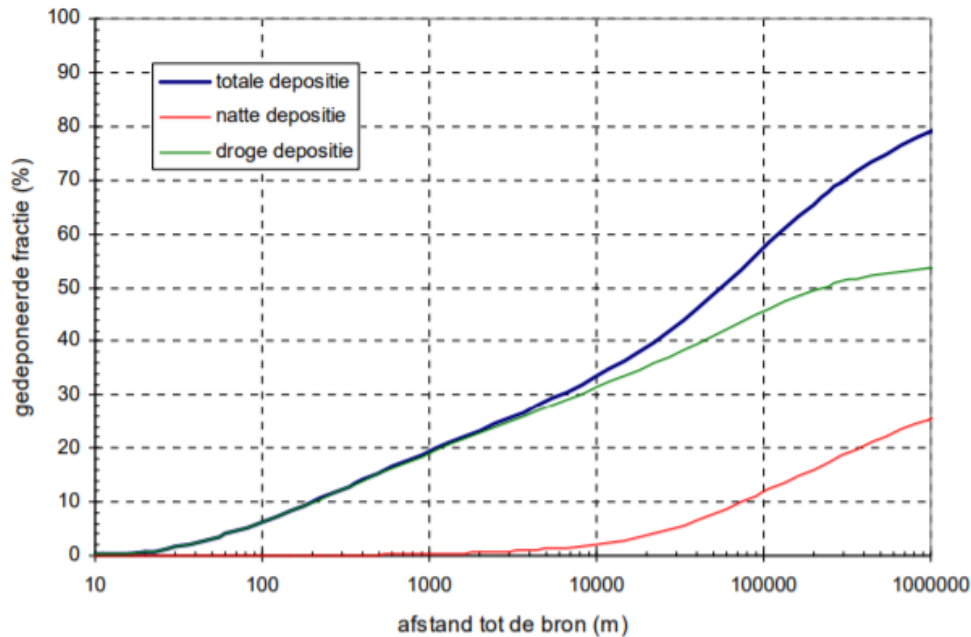
De impact van hoge emissiebronnen zal dus vooral op grotere afstand tot uiting komen, terwijl lage emissiebronnen eerder de omliggende gebieden zullen beïnvloeden. Veeteeltbedrijven worden doorgaans tot deze laatste categorie gerekend (Cools et al., 2015). De eigenlijke afstand die een deeltje aflegt tussen bron en plaats van depositie is moeilijk nauwkeurig te bepalen. Bij depositiemetingen is het namelijk vrijwel onmogelijk met zekerheid te achterhalen van welke bron elk deeltje afkomstig is. Natuurlijk neemt de kans dat het van een bepaalde bron komt af naarmate de afstand tot deze bron groter is. Transportafstanden van geëmitteerde deeltjes worden omwille van de complexiteit dan ook veelal bepaald door modellering, doorgaans met behulp van OPS-modellen. Figuur 4.10 geeft de modellering weer van de afstand-depositie relatie voor een hypothetisch voorbeeld van een stal met een uitworphoogte van drie meter en een emissie van één kilogram  $\text{NH}_3$  per jaar. Berekeningen werden uitgevoerd voor 12 windrichtingen en met deze resultaten werd een gemiddelde depositie bepaald (Kros et al., 2008). Deze is weergegeven in de figuur. De resultaten werden vergeleken met de afstandstabel die gebruikt wordt voor het bepalen van depositie op natuur en blijken vrij goed overeen te komen.

Volgens het model neemt de depositie exponentieel af naarmate de afstand tot de bron toeneemt. De voornaamste depositie vindt dus plaats in de onmiddellijke omgeving van de bron. Een belangrijke factor hierin is dat naarmate een emissiepluim zich weg van haar bron beweegt, ze door de atmosferische turbulentie meer en meer gespreid zal worden waardoor de depositie verder van een bron eerder diffuus van karakter is. Figuur 4.11 geeft hierdoor enigszins een vertekend beeld aangezien toch een aanzienlijk deel van de lokaal geproduceerde ammoniak over grote afstanden wordt getransporteerd. Wetenschappelijke studies rapporteren hieromtrent uiteenlopende percentages. Modelstudies op Europees grondgebied bijvoorbeeld tonen volgens Loubet et al. (2009) aan dat het percentage geëmitteerde  $\text{NH}_3$  dat binnen een straal van twee kilometer weer wordt afgezet, varieert van 2 tot 60 procent. Deze variatie is volgens hen te wijten aan het grote aantal factoren die depositie beïnvloeden (weersomstandigheden, bronhoogte, ... ; zie hoger) en die bij elk model anders worden gekozen.



Figuur 4.11:  $\text{NH}_3$ -depositie in functie van de afstand tot de bron, gemiddeld over 12 windrichtingen. De rode vierkanten geven de waarden van de afstandstabel weer die gebruikt worden bij het bepalen van depositie op natuur. (Kros et al., 2008).

Kros et al. (2008) rapporteren concretere cijfers. Volgens de berekeningen die zij uitvoerden m.b.v. een OPS-model, wordt zo'n 20% van de uitgestoten ammoniak weer afgezet binnen een afstand van één kilometer tot de bron. Pas op een afstand van 100km zou meer dan de helft (60%) van alle ammoniak gedeponeed zijn. Uit hun resultaten blijkt ook dat natte depositie van ammonium een grotere rol speelt op grote afstanden, terwijl dicht bij de bron bijna uitsluitend droge depositie van ammoniak plaatsvindt (fig. 4.12).



Figuur 4.12: Aandeel van de uitgestoten hoeveelheid  $NH_x$  dat wordt afgezet in functie van de afstand tot de bron. Bronhoogte is drie meter (Kros et al., 2008).

Recentere berekeningen van het Nederlandse RIVM geven gelijkaardige resultaten. Op basis van o.a. meteogegevens van 2017 schatten zij dat voor een bron op vijf meter hoogte 5% van de ammoniak binnen de 500 meter rondom de bron weer neerkomt. Op een afstand van 20km is er reeds 27% ammoniak afgezet en op 250km gaat het over 80%. Aangezien naar schatting ongeveer 20% van de ammoniak die in de atmosfeer terecht komt, verloren gaat door omzetting via chemische (of andere) processen (Lantinga & Santing, 2012), zal er op verdere afstanden van de bron vrijwel geen ammoniak afkomstig van die bron meer worden afgezet. Bij het komen tot bovenstaande schattingen, werden een heel aantal assumpties gemaakt om de realiteit te vereenvoudigen. Vandaar dienen deze eerder als een indicatie beschouwd te worden en moet men zich ervan bewust zijn dat de werkelijke omstandigheden verschillen van plaats tot plaats.

#### 4.6. Herstelstrategieën

Zoals hoger beschreven heeft stikstofdepositie dus nadelige effecten op natuurlijke habitats. Het is echter mogelijk deze effecten te mitigeren door het toepassen van enkele maatregelen. Een belangrijke factor hierin is de plaatselijke hydrologie. Meer dan de helft van de Vlaamse habitattypes zijn immers afhankelijk van grond- of oppervlaktewater (De Becker & Adriaens 2015). Hydrologische processen zijn hier bepalend voor de nutriëntenhuishouding en mate van verzuring van de bodem. Deze afhankelijkheid gaat zelfs zo ver dat maatregelen om de effecten van atmosferische stikstofafzetting te verminderen weinig zin hebben wanneer de

hydrologie van een gebied niet volledig hersteld is. Vandaar dat het herstellen van de hydrologie prioritair is aan andere maatregelen (De Keersmaecker et al., 2018).

Water draagt op verschillende manieren bij tot het mitigeren of bufferen van de effecten van stikstofdepositie. Zo creëert de aanwezigheid van water in de bodem een anoxisch of hypoxisch milieu. Onder dergelijke zuurstof-gelimiteerde omstandigheden treedt denitrificatie sterker op en zal er meer stikstof het systeem verlaten als stikstofgas (N<sub>2</sub>). Een tweede gevolg van de lage beschikbaarheid van zuurstof is dat de afbraak van organisch materiaal trager verloopt. Hierdoor stapelt dood organisch materiaal zich op en wordt stikstof geïmmobiliseerd. Hill et al. (2016) toonden zo bijvoorbeeld aan dat moerassen omwille van deze processen een belangrijke stikstof sink zijn. Water is ook een belangrijk transportmedium voor basische kationen zoals Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> en Mg<sup>2+</sup>. De aanvoer van deze kationen met het grond- of oppervlaktewater zorgt dan weer voor een buffering van de effecten van verzuring. Vandaar bijvoorbeeld dat het herstellen van het natuurlijk overstromingsregime van een waterloop gunstig is voor de vallei (De Keersmaecker et al., 2018). Dit op voorwaarde dat het water en slib niet te veel stikstof en fosfaten bevat, wat dan weer zou bijdragen tot eutrofiëring van het gebied. De meeste waterlopen zijn echter nog niet van een dergelijke kwaliteit die het toepassen van deze maatregel toelaat (De Becker & De Bie, 2013).

#### 4.6.1. PAS herstelbeheer

Het herstelbeheer in het kader van de programmatische aanpak stikstof (PAS) omvat alle maatregelen die worden toegepast op een habitat met het oog op het milderen van de effecten van stikstofdepositie. Dit kan gaan van maatregelen die op de habitat in kwestie zelf worden uitgevoerd (bv. plaggen, bekalken...) tot maatregelen op grotere schaal (bv. connectiviteit verhogen). Welke ingrepen geschikt zijn om de invloed van stikstofdepositie in Vlaamse habitats te verlagen, werd voornamelijk bepaald op basis van het Nederlandse beleid (De Keersmaecker et al., 2018). Nederlandse habitats behoren immers voor een groot deel tot dezelfde Natura-2000 klasse als de Vlaamse. Bovendien werd er voor het op punt stellen van het Nederlandse beleid ook gebruik gemaakt van Vlaams onderzoek. Om deze redenen werd geopteerd om eerder een gerichte revisie te doen van de Nederlandse herstelstrategieën in de plaats van van nul te beginnen. Voor een uitgebreide analyse van de mogelijke herstelmaatregelen wordt verwezen naar De Keersmaecker et al., 2018.

Het belangrijkste punt waar op gelet moet worden bij het bepalen van een geschikte herstelstrategie is of er in de desbetreffende habitat soorten aanwezig zijn die met een hoge prioriteit beschermd moeten worden volgens habitat-, vogel-, of andere richtlijnen. Indien dit het geval is moet elke maatregel dus aangepast worden aan de behoeften en eigenschappen van deze soorten. Intensief beheer kan immers ook zeer nadelig zijn voor gevoelige soorten

(Maes et al., 2017). In sterk gedegradeerde gebieden, waar dergelijke gevoelige soorten veelal niet langer voorkomen, is een intensiever en grootschaliger beheer mogelijk (De Keersmaecker et al., 2018).

Welke maatregelen de voorkeur verdienen is afhankelijk van de habitat die men wil herstellen. De vergrassing van heide (droog of nat) kan bijvoorbeeld vrij eenvoudig tegengegaan worden door het verwijderen van de organische toplaag (plaggen). In combinatie met bekalken of het op een andere manier verhogen van de buffercapaciteit van de bodem, kunnen goede resultaten bekomen worden die ook op lange termijn nog (minstens 10-15 jaar) blijven doorwegen (Kros et al., 2008). Het herstel van bossen is dan weer moeilijker aangezien de meeste maatregelen hier geen of slechts kortstondig resultaat boeken (Kros et al., 2008).

#### 4.6.2. Integratie van de theoretische kennis

Om een duurzaam beheer van habitats mogelijk te maken, is het natuurlijk belangrijk om zich ook bewust te zijn van de effecten die een beheersmaatregel heeft op bijvoorbeeld depositie. Vandaar dat een goede kennis van de principes achter een proces als depositie onmisbaar is. Met betrekking tot bosbeheer bijvoorbeeld kunnen sommige maatregelen die in eerste instantie gunstig zijn voor een bos, toch nadelige effecten veroorzaken. Om vermessing in een bos tegen te gaan kan men bijvoorbeeld bomen kappen en deze biomassa afvoeren, waardoor er stikstof uit het systeem wordt gehaald. Bovendien maakt het sporadisch kappen van bomen verjonging mogelijk en komen open ruimtes in een bos de biodiversiteit ten goede (bv. Schnitzer & Carson, 2001; Gittings et al., 2006). De transitie van open ruimte naar bos is vaak echter zeer scherp waardoor lokaal sterke bosrandeffecten optreden. Verder neemt ook de turbulentie in de bovenste kruinlaag sterk toe (Raupach & Thom 1981; Poggi et al. 2004). Een dergelijke toename in heterogeniteit veroorzaakt een verhoogde depositie van ammonium en NO<sub>x</sub> (Adriaenssens et al. 2012). De verhoogde afzetting wordt wel gemitigeerd door de afname in leaf area index (LAI) waardoor er minder bladoppervlak beschikbaar is voor depositie, maar dit is verre van voldoende om de toename volledig te compenseren (De Keersmaecker et al., 2018). Door het ontstaan van scherpe bosranden kan de plaatselijke depositie namelijk oplopen tot vier maal hoger dan binnenin het bos en dit effect is waarneembaar tot op een afstand van vijf maal de boomlengte (De Schrijver et al., 2007). Een maatregel die geacht wordt stikstof uit het systeem te verwijderen, namelijk het kappen en afvoeren van bomen, kan dus door onrechtstreekse effecten toch zorgen voor een stikstofaanrijking.

## 5. Besluit

Ammoniak is een belangrijke component in de stikstofcyclus. Zeker wanneer men milieu-impact bekijkt. Door bij te dragen aan vermesting en verzuring van habitats, zet deze stof een cascade van processen in gang die doorwerken op het hele ecosysteem. Dergelijke cascades zijn complex en tot nog toe grotendeels onbegrepen. Dit maakt het inschatten van de effecten van ammoniakdepositie dan ook uitermate moeilijk.

Veeteelt en dus ook de melkveehouderij is een belangrijke bron van  $\text{NH}_3$ . Grotendeels door de inzet van deze sector op emissiereductie met behulp van allerlei maatregelen en nieuwe technieken, heeft ammoniakuitstoot sinds het einde van vorige eeuw reeds een significante daling gekend. Om een verdere daling te bekomen voor de emissie vanuit melkveehouderijen, zal hoofdzakelijk moeten worden ingezet op precisierantsoenen, emissiearme stallen en aangepaste bemestingstechnieken. Hiervoor is bijkomstig wetenschappelijk onderzoek, dat praktijkgericht is, noodzakelijk.

Met betrekking tot ammoniakdepositie in Vlaanderen kan geconcludeerd worden dat er vandaag de dag nog een aantal moeilijkheden worden ondervonden bij het modelleren. Dit vooral door een gebrek aan kennis van droge depositiesnelheden en een gebrek aan meettechnieken om ammoniakdepositie rechtstreeks accuraat te bepalen. Vooral op lokale schaal blijven de onzekerheden van modelleringen zeer groot, maar ook op grote schaal zijn ze niet verwaarloosbaar klein. Er zal dus zeker moeten worden ingezet op het vergaren van theoretische kennis in verband met depositiesnelheden met het oog op het verbeteren van de huidige modellen.

Over het algemeen is er dus nog heel wat onzekerheid in verband met ammoniak. Zowel over emissie en depositie dynamieken als over de effecten van ammoniak op natuurlijke systemen en over de emissiereductiecapaciteit van de verschillende maatregelen. Het centraal besluit is dan ook dat verder wetenschappelijk onderzoek op elk van deze gebieden onontbeerlijk is.

## Referenties

- Adriaenssens, S., Hansen, K., Staelens, J., Wuyts, K., De Schrijver, A., Baeten, L., ... Verheyen, K. (2012). Throughfall deposition and canopy exchange processes along a vertical gradient within the canopy of beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst). *The Science of the Total Environment*, 420, 168–182.
- Aerts, R., & Chapin, F. S. (1999). The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: A Re-evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research*, 30(C), 1–67.
- Asman, W. A. H., Sutton, M. A., & Schjørring, J. K. (1998). Ammonia: Emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, 139(1), 27–48.
- Bastiaens, J., & Deforce, K. (2005). Geschiedenis van de heide. Eerst natuur en dan cultuur of andersom?
- Bergkvist B. (1986) Leaching of Metals from a Spruce Forest Soil as Influenced by Experimental Acidification. *Martin H.C. (eds) Acidic Precipitation*. Springer, Dordrecht
- Bleeker, A., Draayers, G.P.J. (2001). Literatuurstudie naar de invloed van kroonstructuur en bosranden op de atmosferische depositie in bossen (in Dutch). TNO-MEP R2001/580, TNO Milieu en Procesinnovatie, Apeldoorn.
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Fluckiger, W. and Van den Wyngaert, I.J.J. (2003). *Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update*. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R., Bal, D., Van Dobben, H. F., Jansen, A. J. M., Nijssen, M., Siepel, H., ... De Vries, W. (2012). *Part I- November 2012 version-39 2 The effects of nitrogen deposition on the structure and functioning of ecosystems*.
- Bobbink, R., & Hettelingh, J.-P. (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships.
- Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86, 717-738.
- Bouman, O. T., Curtin, D., Campbell, C. A., Biederbeck, V. O., & Ukrainetz, H. (1995). Soil Acidification from Long-Term Use of Anhydrous Ammonia and Urea. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 1488–1494.
- Bowman, W. D., Cleveland, C. C., Halada, Ľ., Hreško, J., & Baron, J. S. (2008). Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience*, 1(11), 767–770.
- Braam C.R., Ketelaars, J.M.H. & Smits, M.C.J. (1997). Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 45, 49-64
- Braam, C. R. & Van den Hoorn, C. J. (1996). Betonnen stalvloeren met lage ammoniakemissie. *IMAD–DLO Rapport 96–12*. 207 pp.
- Brady, N. & Weil, R. (2008) *The nature and properties of soils*, 14th edn. Prentice Hall, Harlow
- Bristow, A. W., Whitehead, D. C., & Cockburn, J. E. (1992). Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep and goats. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 59(3), 387–394.
- Bussink, D.W., Huijsmans, J.F.M., Ketelaars, J.J.M.H. (1994). Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface-applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42, 293-309.
- Cantarella, H., Otto, R., Soares, J. R., & Silva, A. G. de B. (2018, September 1). Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: A review. *Journal of Advanced Research*. Elsevier B.V.



- Cape, J., Eerden, L., Fangmeier, A., Ayres, J., Bareham, S., Bobbink, R., ... Wolseley, P. (2009). Critical Levels for Ammonia. In *Atmospheric Ammonia: Detecting Emission Changes and Environmental Impacts* (pp. 375–382)
- Cools, N., Wils, C., Hens, M., Hoffmann, M., Deutsch, F., Lefebvre, W., Overloop, S., Vancraeynest, L. & Van Vynckt, I. (2015). Atmosferische stikstofdepositie en Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen in Vlaanderen. Verkennende gewestelijke ruimtelijke analyse van de ecologische impact, van sectorbijdragen en van de bijdrage van individuele emissiebronnen. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.6897993)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Curial, S, Goossens, K, Van Overbeke, P, Brusselman, E & De Campeneere. (2018). Effect of dietary crude protein levels on ammonia emissions in beef cattle. *43rd Animal Nutrition Research Forum*. Wageningen UR.
- Davies, C. E., Moss, D., & Hill, M. O. (2004). *EUNIS HABITAT CLASSIFICATION REVISED 2004*.
- De Becker P. & Adriaens D. (2015) Inventaris van kennis(hiaten) eco-hydrologie en PAS-relevante hydrologische herstelmaatregelen voor de Vlaamse SBZH-deelgebieden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.10782663
- De Becker P. & De Bie E. (2013) Verzamelen van basiskennis en ontwikkeling van een beoordelings- of afwegingskader voor de ecologische effectanalyse van overstromingen : eindrapport juni 2013. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.6.
- De Cleene, D. (2019) Wat als we de veestapel zouden afbouwen? *EOS wetenschap*.
- De Keersmaeker, L., Adriaens, D., Anselin, A., De Becker, P., Belpaire, C., De Blust, G., ... Hoffmann, M. (2018). Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen.
- De Keersmaeker, L., Adriaens, D., Anselin, A., De Becker, P., Belpaire, C., De Blust, G., ... Hoffmann, M. (2018). Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen.
- Den Boer, D. J., Holshof, G., Bussink, D. W., & Middelkoop, J., C. (2011). Type en toedieningsvorm van N-kunstmest: effecten op gewas- en eiwitproductie en -kwaliteit.
- Dermaux, D., Vervaet, C., Arts, P., Lefebvre, F. (2012). *Richtlijnenboek lucht Geactualiseerde versie*.
- De Schrijver, A., Nachtergale, L., Roskams, P., De Keersmaeker, L., Mussche, S., & Lust, N. (1998). Soil acidification along an ammonium deposition gradient in a Corsican Pine stand in northern Belgium. In *Environmental Pollution* (Vol. 102, pp. 427–431). Elsevier Ltd.
- Devlaeminck, R., De Schrijver, A., & Hermy, M. (2005). Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica* L.) forest edge in Flanders. *Science of the Total Environment*, 337(1–3), 241–252.
- De Vries, W., Posch, M., & Kämäri, J. (1989). Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water, Air, and Soil Pollution*, 48(3–4), 349–390.
- Erismann, J. W., Van Pul, A., & Wyers, P. (1994). Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmospheric Environment*, 28(16), 2595–2607
- Fod Werkgelegenheid, Arbeid en Sociaal Overleg, Directie van de chemische risico's (2003). Ammoniak.
- Flückiger, W., Braun, S. and Hiltbrunner, E. (2002). Effects of air pollutants on biotic stress. In: Bell, J.N.B. and Treshow, M. (eds.) *Air pollution and plant life (2nd edition)*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 379-406.
- Foy, C. D., Chaney, R. L., & White, M. C. (1978). The Physiology of Metal Toxicity in Plants. *Annual Review of Plant Physiology*, 29(1), 511–566.
- Geiger, M., Haake, V., Ludewig, F., Sonnewald, U., & Stitt, M. (1999). The nitrate and ammonium nitrate supply have a major influence on the response of photosynthesis, carbon metabolism, nitrogen metabolism and growth to elevated carbon dioxide in tobacco. *Plant, Cell & Environment*, 22(10), 1177–1199.

- Gittings, T., O'Halloran, J., Kelly, T., & Giller, P. S. (2006). The contribution of open spaces to the maintenance of hoverfly (Diptera, Syrphidae) biodiversity in Irish plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 237(1–3), 290–300.
- Graveland J., van der Wal R., van Balen J.H. & van Noordwijk A.J. (1994) Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446-448
- Grime, J.P. (1979). Plant strategies and vegetation processes
- Groenestein, C. M., Hutchings, N. J., Haenel, H. D., Amon, B., Menzi, H., Mikkelsen, M. H., ... Webb, J. (2019). Comparison of ammonia emissions related to nitrogen use efficiency of livestock production in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1162–1170.
- Grupa, S.V. (2003). Effects of atmospheric ammonia (NH<sub>3</sub>) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124, 179-221.
- Hill B.H., Jicha T.M., Lehto L.L.P., Elonen C.M., Sebestyen S.D. & Kolka R.K. (2016) Comparisons of soil nitrogen mass balances for an ombrotrophic bog and a minerotrophic fen in northern Minnesota. *Science of the Total Environment* 550: 880–892
- Hill, P. W., Raven, J. A., Loubet, B., Fowler, D., & Sutton, M. A. (2001). Comparison of gas exchange and bioassay determinations of the ammonia compensation point in *Luzula sylvatica* (Huds.)Gaud.1. *Plant Physiology*, 125(1), 476–487.
- Hov, Ø., & Hjøllø, B. A. (1994). Transport distance of ammonia and ammonium in Northern Europe: 2. Its relation to emissions of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub>. *Journal of Geophysical Research*, 99(D9), 18749.
- Hristov, A. N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., Mcallister, T. A., Ndegwa, P. M., & Rotz, A. (2010). Review: Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots 1.
- ILVO. (2016). Screening van maatregelen die kunnen leiden tot de reductie van ammoniakemissie afkomstig van landbouw.
- Jiang, J., Wang, Y. P., Yu, M., Cao, N., & Yan, J. (2018). Soil organic matter is important for acid buffering and reducing aluminum leaching from acidic forest soils. *Chemical Geology*, 501, 86–94.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J. E., Hansen, M. N., & Sommer, S. G. (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, 28(2), 148–154.
- Ketelaars et al., (1995). Beperking ureaseactiviteit van stalvloeren: ontwikkeling van een brongerichte aanpak ter vermindering van de ammoniakemissie uit rundveestallen. *Vertrouwelijke rapportage AB-DLO*, 95 pp.
- Ketterings, Q., Reid, S., & Rao, R. (2007). *Cation Exchange Capacity (CEC) Agronomy Fact Sheet Series*.
- Konieczna, I., Zarnowiec, P., Kwinkowski, M., Kolesinska, B., Fraczyk, J., Kaminski, Z., & Kaca, W. (2013). Bacterial Urease and its Role in Long-Lasting Human Diseases. *Current Protein and Peptide Science*, 13(8), 789–806.
- Kros, J., De Haan, B. J., Bobbink, R., Van Jaarsveld, J. A., Roelofs, J. G. M., & De Vries, W. (n.d.). Achtergrondrapport Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur.
- Kumagai, E., Araki, T., Hamaoka, N., & Ueno, O. (2011). Ammonia emission from rice leaves in relation to photorespiration and genotypic differences in glutamine synthetase activity. *Annals of Botany*, 108(7), 1381–1386.
- Laanen, L., Plant, L., De Cock, B., Zwertvaegher, I., Brusselmans, E., (ILVO). (2018). Meetploeg – Eindrapport Meetcampagne luchtwassers en biobedden
- Lantinga, E. A. & Santing, J. (2012). *Nitrogen deposition and ammonia concentrations in the Dwingelderveld as affected by surrounding dairy farms Evaluation of the OPS-model*.
- Lapierre, H., & Lobley, G. E. (2001). Nitrogen Recycling in the Ruminant: A Review. *Journal of Dairy Science*, 84, E223–E236.

- Lefebvre, W., Deutsch, F. (2015). Onderzoek naar de koppeling van de luchtkwaliteitsmodellen VLOPS en IFDM in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS).
- Maes, D., Declerck, K., De Keersmaecker, L., Van Uytvanck, J., & Louette, G. (2017). Intensified habitat management to mitigate negative effects of nitrogen pollution can be detrimental for faunal diversity: A comment on Jones et al. (2017). *Biological Conservation*, 212, 493–494.
- Massad, R. S. (2008). The ammonia stomatal compensation point: understanding and modeling the relation to the plant's nitrogen metabolism.
- Mattsson, M., & Schjoerring, J. K. (2002). Dynamic and steady-state responses of inorganic nitrogen pools and NH<sub>3</sub> exchange in leaves of *Lolium perenne* and *Bromus erectus* to changes in root nitrogen supply. *Plant Physiology*, 128(2), 742–750.
- McGraw, J. B., & Chapin, F. S. (1989). Competitive Ability and Adaptation to Fertile and Infertile Soils in Two *Eriophorum* Species. *Ecology*, 70(3), 736–749.
- Meijer, A. J., Lamers, W. H., & Chamuleau, R. A. F. M. (1990). Nitrogen metabolism and ornithine cycle function. *Physiological Reviews*. American Physiological Society Bethesda, MD .
- Minkenbergh, O. P. J. M., & Ottenheim, J. J. G. W. (1990). Effect of leaf nitrogen content of tomato plants on preference and performance of a leafmining fly. *Oecologia*, 83(3), 291–298.
- Moorby, J.M., Evans, R.T., Scollan, N.D., Macraet, J.C., Theodorou, M.K. (2006). Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Evaluation in dairy cows in early lactation. *Grass and Forage Science* 61, 52-59.
- Mosquera, J., Philipsen, B., Van Bruggen, C., Groenestein, C. M., & Ogink, N. W. M. (2016). PASsend beweiden.
- Navarathna, D. H. M. L. P., Harris, S. D., Roberts, D. D., & Nickerson, K. W. (2010). Evolutionary aspects of urea utilization by fungi. *FEMS Yeast Research*, 10(2), 209–213.
- Neiryneck, J., & Stevens, M. (2014). Hoofdstuk 19 - ecosysteemdienst regulatie van luchtkwaliteit. (*Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. INBO.R.2014.1986607*). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
- Nicholson, R. L., & Hammerschmidt, R. (1992). Phenolic Compounds and Their Role in Disease Resistance. *Annual Review of Phytopathology*, 30(1), 369–389.
- Nigten, A., van der Knaap, A., Vanhoof, P. (2020). Emissies uit drijfmest. *V-focus*
- Ogink, N. W. M., & Kroodsma, W. (1996). Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, 63(3), 197–204.
- Prudic, K. L., Oliver, J. C., & Bowers, M. D. (2005). Soil nutrient effects on oviposition preference, larval performance, and chemical defense of a specialist insect herbivore. *Oecologia*, 143(4), 578–587.
- Parker, D., Pandrangi, S., Greene, L., Almas, L., Cole, N., Rhoades, M., & Koziel, J. (2005). Rate and frequency of urease inhibitor application for minimizing ammonia emissions from beef cattle feedyards. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)*, 48, 787–793.
- Pearson, J. and Stewart, G.R. (1993). The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytologist*, 125, 283-305.
- Poggi, D., Porporato, A., Ridolfi, L., Albertson, J. D., & Katul, G. G. (2004). The effect of vegetation density on canopy sub-layer turbulence. *Boundary-Layer Meteorology*, 111(3), 565–587.
- Powell, J. M., Wattiaux, M. A., & Broderick, G. A. (2011). Short communication: Evaluation of milk urea nitrogen as a management tool to reduce ammonia emissions from dairy farms. *Journal of Dairy Science*
- Raupach, M. R., & Thorn, A. S. (1981). *TURBULENCE IN AND ABOVE PLANT CANOPIES\**. *Ann. Rev. Fluid Mech* (Vol. 13).
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, L.F.M. and Jansen., J. (1985). The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant and Soil*, 84, 45-56.

- Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Camp, V., & Vallejo, A. (2011). Effect of water addition and the urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea. *Atmospheric Environment*, 45(8), 1517–1524.
- Sheppard, L.J., Leith, I.D., Crossley, A., Van Dijk, N., Cape, J.N., Fowler, D. and Sutton, M.A. (2009). Long term cumulative exposure exacerbates the effects of atmospheric ammonia on an ombrotrophic bog: implications for critical levels. In: Sutton, M.A., Reis, S. and Baker, S.M.H. (eds.) *Atmospheric ammonia – Detecting emission changes and environmental impacts*. Springer Science + Business Media B.V.
- Sicher, R. C. (2001). Responses of nitrogen metabolism in n-sufficient barley primary leaves to plant growth in elevated atmospheric carbon dioxide. *Photosynthesis Research*, 68(3), 193–201.
- Sigurdarson, J. J., Svane, S., & Karring, H. (2018). The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture
- Singh, J., Kunhikrishnan, A., Bolan, N. S., & Saggar, S. (2013). Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. *Science of the Total Environment*, 465, 56–63.
- Sirko, A., & Brodzik, R. (2000, January 1). Plant ureases: Roles and regulation. *Acta Biochimica Polonica*.
- Smits, M., & Bokma, S. (2008). *Animal Sciences Group Kennispartner voor de toekomst Verkenning perspectief van ureaseremmers voor beperking van ammoniakemissie uit Nederlandse melkveestallen*.
- Schnitzer, S. A., & Carson, W. P. (2001). TREEFALL GAPS AND THE MAINTENANCE OF SPECIES DIVERSITY IN A TROPICAL FOREST. *Ecology*, 82(4), 913–919.
- Suding, K.N., Collins, S.L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E.E., Gross, K.L., Milchunas, D.G. and Pennings, S. (2005). Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *PNAS*, 102, 4387-4392.
- Sutton, M. A., Burkhardt, J. K., Guerin, D., Nemitz, E., & Fowler, D. (1998). Development of resistance models to describe measurements of bi-directional ammonia surface-atmosphere exchange. In *Atmospheric Environment* (Vol. 32, pp. 473–480). Pergamon.
- Sutton, M. A., Schjorring, J. K., Wyers, G. P., Duyzer, J. H., Ineson, P., & Powlson, D. S. (1995). Plant-Atmosphere Exchange of Ammonia. *Philosophical Transactions: Physical Sciences and Engineering*. Royal Society.
- Termorshuizen, A. J., & Ket, P. C. (1991). Effects of ammonium and nitrate on mycorrhizal seedlings of *Pinus sylvestris*. *Forest Pathology*, 21(6–7), 404–413.
- Ulrich, B. (1983). Soil acidity and its relation to acid deposition. In: Ulrich, B. and Pankrath, J. (eds.) *Effects of accumulation of air pollutants in ecosystems*. Reidel Publishing, Boston, pp. 127-146.
- Ulrich, B. (1991). An ecosystem approach to soil acidification. In: Ulrich, B. and Summer, M.E. (eds.) *Soil acidity*. Springer, Berlin, 28-79.
- United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). (2015). *Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions*.
- Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Van Dobben, H.F., De Wit, T. and Ridder, T.B. (1982). Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, 299, 548-550.
- Vandevenne, F. (VMM), (2019). Stikstofdepositie. <https://www.milieurapport.be/milieuthemas/vermesting-verzuring/vermesting/stikstofdepositie>
- van den Burg A.B. (2000) The causes of egg hatching failures in wild birds studied in the Barn Owl (*Tyto alba*) and the Sparrowhawk (*Accipiter nisus*). Dissertatie University of Nottingham.
- van Dijk, H. F. G., de Louw, M. H. J., Roelofs, J. G. M., & Verburgh, J. J. (1990). Impact of artificial, ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. Part II-Effects on the trees. *Environmental Pollution*, 63(1), 41–59.

- van Dobben, H., Bobbink, R., Bal, D., & van Hinsberg, A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000-gebieden.
- van Dobben, H. & van Hinsberg, A. (2008). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. *Alterra-rapport 1654*.
- van Dooren, H. J. C., Bokma, S., & Zonderland, J. L. (2015). Verkennend onderzoek op Dairy Campus Effect van het Aeromix systeem op ammoniakemissie in een melkveestal.
- van Dooren, H. J. C., & Smits, M. (2007). Reductieopties voor ammoniak- en methaanemissie uit huisvesting voor melkvee.
- Van Duinkerken, G., André, G., Smits, M. C. J., Monteny, G. J., & Šebek, L. B. J. (2005). Effect of rumen-degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. *Journal of Dairy Science*, 88(3)
- van Wingerden, W. K. R. E., van Kreveld, A. R., & Bongers, W. (1992). Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology*, 113(1–5), 138–152.
- Vlaamse Milieumaatschappij (2017), Tijdelijk meetnet ammoniak in Natura 2000-gebieden – eindrapport
- Vlaamse Milieumaatschappij (2019), Jaarrapport Lucht – Emissies per sector 2000-2017
- Vlaamse overheid (2019), *LUCHTBELEIDSPLAN 2030 Maatregelen voor de verbetering van de luchtkwaliteit in Vlaanderen*.
- Vogels, J. J., Verberk, W. C. E. P., Lamers, L. P. M., & Siepel, H. (2017). Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation*, 212, 432–447.
- Wang, L., Pedas, P., Eriksson, D., & Schjoerring, J. K. (2013). Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> decreases the ammonia compensation point of barley plants. *Journal of Experimental Botany*, 64(10), 2713–2724.
- Webb, J., Menzi, H., Pain, B. F., Misselbrook, T. H., Dämmgen, U., Hendriks, H., & Döhler, H. (2005). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. In *Environmental Pollution* (Vol. 135, pp. 399–406).
- Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., Groenestein, K., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Rodhe, L., Misselbrook, T.H., Amon, B., (2012). Gaseous emissions during the management of solid manures. A review. *Sustainable Agriculture Reviews*, 8, pp. 67-107
- Wichink Kruit, R. J. (2010). Surface-atmosphere exchange of ammonia : measurements and modeling over non-fertilized grassland in the Netherlands.
- Wichink kruit, R. J., Hoogerbrugge, R., Sauter, F. J., de Vries, W.J., van Pul, W.A.J. (RIVM) (2018). Ontwikkelingen in emissies en concentraties van ammoniak in Nederland tussen 2005 en 2016.
- Wuyts, K., Verheyen, K., De Schrijver, A., Cornelis, W., & Gabriels, D. (2008). The impact of forest edge structure on longitudinal patterns of deposition, wind speed, and turbulence. *Atmospheric Environment*, 42, 8651–8660.