

Een kritische reflectie op de wetenschappelijke onderbouwing van het stikstofdepositiebeleid

Discussiestuk

Ir. C.L. van der Marel

23 december 2024

Practise What You Preach
Ede

Inhoud

1 Aanleiding, probleemstelling en onderzoeksvraag	4
1.1 Aanleiding	4
1.2 Probleemstelling, doelstelling en onderzoeksvraag	4
1.2.1 Probleemstelling	4
1.2.2 Doelstelling	4
1.2.3 Onderzoeksvraag	5
1.3 Materiaal en methode	5
2 Resultaten	6
2.1 De ammoniakmodule in Aeries	6
2.1.1 NEMA	6
2.1.2 Mestverdelingsmodule uit INITIATOR	7
2.1.3 OPS	9
2.1.4 DEPAC	11
2.1.5 Overige modules in Aeries	12
2.2 Kritische beschouwing op Aeries	13
2.2.1 Schaalniveau	13
2.2.2 Stikstofkringloop	13
2.2.3 Gewascompensatiepunt	14
2.2.4 De Noordzee is geen bron	15
2.2.5 Opstijging naar hogere luchtlagen	16
2.2.6 Afstand vanaf bron	16
2.2.7 Ondergrens	16
2.2.8 Validatie	16
2.2.9 Meetdata	16
2.2.10 Kritiek op Kritische Depositie Waarden	17
3 Conclusies	18
3.1 Conclusies	18
3.1.1 Biologische processen	18
3.1.2 Scheikundige aspecten	18
3.1.3 Natuurkundige aspecten	18
3.1.4 Wiskundige aspecten	19
3.2 Uitkomsten NEMA, INITIATOR, OPS en DEPAC in relatie tot KDW	19
4 Aanbevelingen	20
4.1 Verbeterpunten in het model	20
4.1.1 Biologische processen verbeteren	20
4.1.2 Scheikundige aspecten verbeteren	21

4.1.3 Natuurkundige aspecten verbeteren	21
4.1.4. Wiskundige aspecten verbeteren	21
4.1.5 Uitkomsten verbeteren ten opzichte van empirische metingen	22
4.2 Aanbevelingen	22
4.2.1 Aanbevelingen voor de wetenschap.....	22
4.2.2 Aanbeveling voor beleid	23
4.2.3 Naar gebruiksbeleid: Stikstof Efficiëntie Bedrijf	23
4.2.4 Aanbeveling voor vergunningverlening	24
Literatuur.....	26

1 Aanleiding, probleemstelling en onderzoeksvraag

1.1 Aanleiding

Stikstofdepositiebeleid is beleid gericht op vermindering van stikstofdepositie. Dit artikel analyseert de wetenschappelijke onderbouwing van stikstofdepositiebeleid en beschrijft kritiek daarop vanuit ecologische inzichten.

Stikstofdepositiebeleid wordt bepaald aan de hand van twee modellen. Het eerste model is Aerius, dat voorspelt de stikstofdepositie op een gedefinieerd oppervlak, gesitueerd vanuit de stikstofbron. Het tweede model is “Kritische Depositie Waarden”, dat voorspelt of deze depositie een risico vormt voor de overleving van de natuur op dat oppervlak. De Nederlandse overheid gebruikt deze modellen als wettelijk kader voor de besluitvorming over vergunningverlening. Door deze modellen als toetsingskader te gebruiken voor vergunningverlening, is op veel plekken in Nederland vergunning onmogelijk (VNO-NCW, 2023).

In dit artikel wordt de wetenschappelijke basis van het gedeelte van het Aerius model dat de meeste stikstofdepositie voorspelt, onderzocht en kritisch beschouwd.

De wetenschappelijke onderbouwing van politieke besluitvorming over vergunningverlening is van maatschappelijke belang.

Na de conclusies wordt een aanzet gegeven voor verbetering van het stikstofdepositiebeleid en mogelijkheden voor vergunningverlening. De auteur hoopt een constructieve bijdrage te leveren aan het publieke debat over stikstofdepositiebeleid en vergunningverlening.

1.2 Probleemstelling, doelstelling en onderzoeksvraag

1.2.1 Probleemstelling

Berekeningen met het voorspellende model Aerius, in combinatie met het voorspellende model “Kritische Depositie Waarden” (KDW) tonen aan dat stikstofdepositie problematisch is. Aerius voorspelt de stikstofdepositie op een bepaald gebiedsoppervlak in mol stikstof per hectare per jaar. De Kritische Depositiewaarde, KDW, wordt vervolgens als “meetlat” gebruikt om de uitkomsten van Aerius te beoordelen. De Kritische Depositiewaarde is een gemodelleerde waarde, die voorspelt hoeveel stikstof maximaal toelaatbaar is voor een bepaalde habitat om te overleven, ook in mol stikstof per hectare per jaar. De gemodelleerde hoeveelheid depositie die Aerius voorspelt, overschrijdt veelal de gemodelleerde Kritische Depositiewaarde, zodat voorspeld wordt dat habitats niet overleven. Er zijn hierbij geen experimenten gedaan die de uitkomsten van de koppeling tussen Aerius en KDW toetsen.

1.2.2 Doelstelling

Doel van dit artikel is om de aannames in het model Aerius en werkwijze van het model Aerius te beschrijven en van een kritische analyse en reflectie te voorzien.

Aerius berekent ammoniakdepositie en depositie van stikstofoxiden op twee verschillende manieren, met twee verschillende modules. Dit artikel kijkt alleen naar de module van ammoniakdepositie. Hier is voor gekozen, omdat volgens Aerius ammoniak het grootste gedeelte van de depositie is. Dit is gebaseerd op emissiecijfers, die gebruikt zijn in Aerius. De emissie van ammoniak ten opzichte van de totale stikstofemissie is 67% volgens deze berekeningen (CBS, 2024).

De wetenschappelijke basis onder “Kritische Depositie Waarde” wordt gegeven door Vries, Nilsson en Wamelink (Vries, 2015; Nilsson, 1988; *Wamelink*, 2023). Kritische beschouwing daarop wordt gegeven door Briggs (Briggs, 2022-2). De omschrijving en kritiek van Kritische Depositie Waarden wordt aangestipt in dit artikel. Verdere beschouwing over Kritische Depositie Waarden valt buiten het bestek van dit artikel.

1.2.3 Onderzoeksvraag

De onderzoeksvraag van deze studie is drieledig:

- Wat is de wetenschappelijke basis onder de ammoniakmodule van Aerius?
- Wat is de wetenschappelijke kritiek daarop?
- Reflectie op het model Aerius bij gebruik voor vergunningverlening.

1.3 Materiaal en methode

Bij deze literatuurstudie is gebruikt gemaakt van peer-reviewed wetenschappelijke literatuur. Het gaat niet primair om uitkomsten van Aerius. Er is gezocht in Google Scholar met de zoektermen “Aerius” in combinatie met “Model”. Dit leverde vele hits op, zowel in het Nederlands als in het Engels. Publicaties die onderdelen van Aerius beschrijven of die wetenschappelijke kritiek leveren op onderdelen van Aerius, zijn geselecteerd. Hierbij is prioriteit gegeven aan peer-reviewed publicaties. Op onderdelen van Aerius die niet peer-reviewed zijn, is teruggevallen op publicaties van wetenschappelijke instituten die wettelijke taken uitvoeren voor de Nederlandse overheid. De verwijzing is dan *schuin gedrukt*.

De beschrijving van de wetenschappelijke basis onder de ammoniakmodule van Aerius en de wetenschappelijke kritiek daarop zijn gebruikt voor reflectie op het Aeriusmodel in zijn geheel en bij gebruik in het beleid voor vergunningverlening.

2 Resultaten

2.1 De ammoniakmodule in Aerius

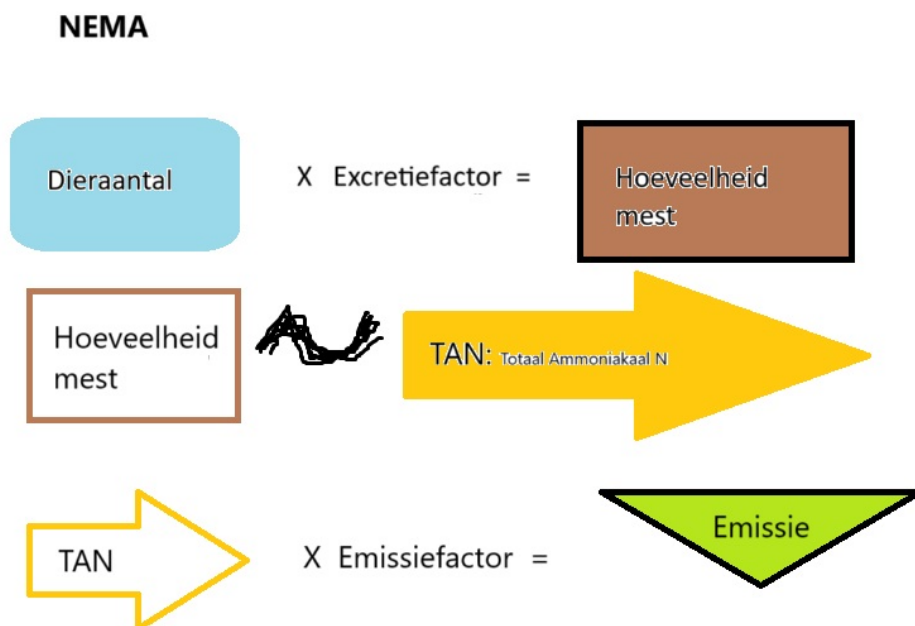
Het gedeelte van Aerius dat ammoniakdepositie berekent, bestaat uit vier submodellen, te weten NEMA, mestverdelingsmodule van INITIATOR, OPS en DEPAC.

2.1.1 NEMA

Over NEMA (Nationaal Emissie-Model Ammoniak) is peer-reviewed gepubliceerd in een wetenschappelijk tijdschrift (Velthof, 2012).

NEMA berekent de emissie naar de lucht, van ammoniak uit de landbouw, in kilogrammen per jaar (*Bruggen, 2023*). Het gaat dus om de absolute hoeveelheid ammoniak in kilogrammen die per jaar uitgestoten wordt naar de lucht, door landbouwbronnen, zoals mestputten, stallen, beweiding en het uitrijden van mest. NEMA berekent dus nog geen depositie, NEMA is de eerste stap in Aerius om tot depositie te komen.

Voor een schematische weergave van NEMA, zie figuur 1.



Figuur 1: schematische voorstelling van NEMA.

De berekening begint met dieren aantallen. Deze worden vermenigvuldigd met constante excretiefactoren; dit is de hoeveelheid mest die een dier uitscheidt. Dan is de hoeveelheid mest bekend (Zee, 2022) in Megatonnen per jaar voor Nederland in zijn geheel. Afgeleid uit de geschatte nationale voedersamenstelling van de dieren die mest geproduceerd hebben, wordt dan berekend hoeveel “totaal ammoniakaal stikstof” er aanwezig is in deze nationale hoeveelheid mest. Dit is de zogenaamde TAN: Totaal Ammoniakaal N. TAN is gedefinieerd als de hoeveelheid stikstof (N) in mest die makkelijk omzetbaar is in ammoniak. Dit betekent dat het voor het grootste deel bestaat uit urinstikstof en voor een klein deel uit organisch gebonden stikstof in de mest die makkelijk mineraliseert tot ammoniak (*Šebec, 2017*). TAN in de totale nationale hoeveelheid mest is in NEMA dus een abstracte berekende

grootheid, die niet gemeten kan worden.

Het gedeelte van de TAN dat uitgestoten wordt naar de lucht, is de emissiefactor. De TAN wordt vermenigvuldigd met deze constante emissiefactor, en dan is geschat hoeveel ammoniak er naar de lucht is uitgestoten, in totaal voor het betreffende land.

NEMA is bedoeld om de totale ammoniak uitstoot van een land te schatten aan de hand van emissiefactoren. NEMA is een modelmatige schatting om een kwantitatieve uitspraak te doen voor de emissie van een land in zijn geheel. De werkelijke nationale emissie kun je niet empirisch vaststellen. Als bij een stal emissie wordt gemeten, wordt een stal ingepakt in plastic en dan worden fluxen gemeten die door het plastic gaan. Dit kan niet op nationale schaal.

De emissiefactoren worden bepaald door in een eenduidige praktijksituatie; een stal, een uitrijmethode of een beweidingmethode; concentraties te meten op een bepaald moment. Emissiefactoren zijn dus onder eenduidige fysieke praktijkomstandigheden vastgesteld, en worden onder allerlei variabele fysieke praktijkomstandigheden toegepast, zoals bijvoorbeeld in de publicatie van Vries (Vries, 2023). Variabelen, vanuit fysiologische basisprocessen, bepaald door de biologie van de stikstofkringloop, zoals voedingstoestand van gewassen, ureum in urine managementmaatregelen door de boer en werking van huidmondjes, kunnen niet onderscheiden worden bij het vaststellen van de emissiefactor. Ook natuurkundige verschijnselen zoals het weer en de uitrijmethode zijn niet variabel tijdens de meting. Scheikundige effecten daarvan, zoals de concentratiegradiënt, worden niet meegenomen in de meetmethode waarmee een emissieconstante wordt vastgesteld. Daarom is niet te bepalen wat de betrouwbaarheid is van deze emissiefactoren.

In NEMA en bij het vaststellen van de emissiefactor wordt dus verondersteld dat de emissiefactor constant is onder verschillende omstandigheden. Dit is een aanname. In werkelijkheid is deze factor variabel. De peer-reviewed meta-analyse van emissie meetmethoden en van factoren die ammoniakemissie bepalen laat zien dat ammoniak emissie een grootte is die zeer lastig vast te stellen is, en daarom onzekerheid in zich draagt (Quinbo, 2021).

NEMA werkt met TAN (Totaal Ammoniakaal Stikstof), maar er zijn ook andere rekenmethoden zonder TAN (Misselbroek, 2000).

2.1.2 Mestverdelingsmodule uit INITIATOR

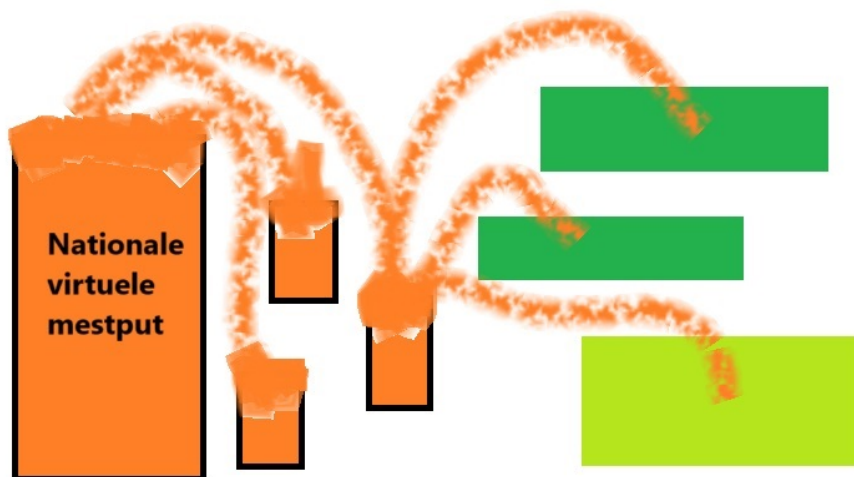
De mestverdelingsmodule uit INITIATOR (Integrated Nutriënt Impact Assessment Tool On a Regional scale) verdeelt vervolgens de nationale hoeveelheid mest over het land (Kros, 2019). Met aannames over de verdeling, wordt de mest met de landelijk geschatte hoeveelheid en samenstelling uit NEMA per gemeente verdeeld in het model. De mest krijgt dus een plek toegewezen door het model. Dit gebeurt door de hoeveelheid mest per gemeente te relateren aan aanwezige hectares en aanwezige stallen in de gemeente. In het model wordt mest uitgereden over gewassen en grasland. Daarnaast wordt kunstmest gestrooid; het model wijst aan percelen de maximaal toegestane hoeveelheid kunstmest toe. De hoeveelheid uitgereden mest wordt vermenigvuldigd met de emissiefactor van ammoniak voor het uitrijden van mest. Dan is geschat welk gedeelte van de ammoniak in de mest tijdens het uitrijden naar de lucht is uitgestoten, in kilogrammen, op een gesitueerd perceel. Er wordt gewerkt met data uit de landbouwtelling, maar via de landbouwtelling is niet te achterhalen welke dag en welke hoeveelheid waar precies is uitgereden. Dit wordt via aannames in het model opgelost. Ook kunstmest en overige bemesting wordt hierbij meegenomen, weer met de emissiefactoren uit NEMA. En ook beweiding wordt meegenomen, waarbij de emissiefactor voor beweiding een schatting is (Sutton, 2015), en ook toegepast wordt in NEMA. Beweiding is lastig kwantitatief te definiëren. De

stikstofkringloop tijdens beweiding, zoals grasopname door de koe of bemesting door koeien is op één bepaalde situatie, door één bepaalde koe empirisch vast te stellen. Als je dit extrapoleert naar alle koeien in Nederland, is niet empirisch vast te stellen of de extrapolatie overeenkomt met de werkelijkheid.

Zie figuur 2 voor een schematische voorstelling van de mestverdelingsmodule van INITIATOR.

Emissiefactoren bij uitrijden zijn afhankelijk van weersomstandigheden en de samenstelling van het rantsoen van het dier dat de mest heeft geproduceerd (*Haan, 2009*). Ook managementmaatregelen bij uitrijden, zoals het toevoegen van water aan de mest, zijn van invloed op de emissie. Het model situeert via INITIATOR de uitstoot, maar kan niet rekenen aan specifieke situaties ter plekke. INITIATOR neemt aan dat alle boeren maximaal bemesten met dierlijke mest en kunstmest, ook grasland. Niet alle boeren doen dat; biologische boeren mogen geen kunstmest gebruiken, maar ook boeren die werken volgens de “Best Ecological Means” of zeer efficiënte boeren, zijn terughoudend met kunstmest.

Mestverdelingsmodule INITIATOR



Figuur 2: Schematische voorstelling van de mestverdelingsmodule van INITIATOR.

INITIATOR berekent net als NEMA de absolute hoeveelheden uitstoot in kilogrammen. Er wordt gekeken per jaar. De eenheid is dus kilogrammen per jaar.

Een studie die vanuit efficiëntie en benutting redeneert, heeft geprobeerd ammoniakemissie vast te stellen, en constateert dat modellering lineair niet mogelijk is. Factoren van invloed zijn: bodemsamenstelling, mestsamenstelling, klimaatinvloeden en agronomische invloeden. In totaal zijn 11 factoren onderzocht en non-lineair gemodelleerd (*Youngil, 2007*). NEMA en INITIATOR gebruiken wel een lineair verband, met de aanname van een constante emissiefactor. De lineaire relatie die NEMA en INITIATOR gebruiken is een praktische schatting, waarvan de onzekerheid niet vast te stellen is.

Over INITIATOR in zijn geheel is peer reviewed gepubliceerd in Elsevier (*Vries, 2023*).

INITIATOR is een totaalmodel voor zowel bodem, water als lucht. Alleen de mestverdelingsmodule uit INITIATOR is gebruikt voor Aerius (*Kros, 2019*).

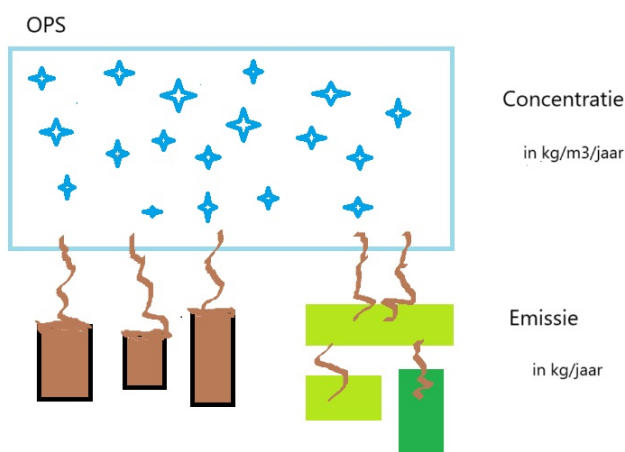
Op dezelfde wijze krijgen ook stallen een plek toebedeeld via GIAB (Geografische Informatie Agrarische Bedrijven) (*Os, 2022*). De dieren aantallen van de landbouwtelling zijn herverdeeld over veehouderijlocaties vanuit de dierregistraties en gekoppeld aan de staltypen die in de

landbouwtelling bekend zijn. Vanaf 2015 is het staltype zelfs per diergroep ingevoerd per jaar. Variaties door het jaar heen kunnen niet ingevoerd worden in het model. In de landbouwtelling wordt ook beweiding uitgevraagd op basis van percentages van koeien op aantal hectares. INITIATOR gebruikt dit om beweiding te verdelen over de hectares van Nederland.

2.1.3 OPS

De dierenaantallen, stallen, hoeveelheid mest en percelen zijn gesitueerd op een bepaalde plek door de mestverdelingsmodule uit INITIATOR, dus het model kan nu de emissie situeren op een bepaalde plek. OPS (Operational Priority Substances, Operationele Prioritaire Stoffen) berekent uit de emissie vervolgens de concentratie in de lucht. Dit kan geverifieerd worden met metingen aan concentraties in de lucht. Hiervoor zijn data gebruikt uit 6 tot 8 meetpalen in Nederland om voor heel Nederland de concentratie te verifiëren. Dit is ten opzichte van de oppervlakte van Nederland zeer weinig. Twee meetpalen staan op locaties zeer dicht bij een bron. De afstand tot de bron kan invloed hebben op het meetresultaat. Het verloop van de concentratie tussen bron en omgeving is niet gemeten, alleen gemodelleerd.

Ook zijn er meetpunten in het zogenaamde MAN-netwerk (Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden). Er zijn 330 meetpalen, waarbij een buisje met zuur is opgehangen aan een meetpaal, dat ammoniak afvangt in het zuur. Maandelijks wordt vastgesteld hoeveel ammoniak in het zuur van het buisje is opgelost. Hieruit wordt berekend wat een gemiddelde maandconcentratie van ammoniak geweest zou kunnen zijn. Dit wordt geschat door te schatten hoeveel kuub lucht er langs het buisje is gegaan in een maand. Deze berekening wordt gebruikt om de concentratieberekeningen in Aerius te vergelijken. Zie figuur 3 voor een schematische voorstelling van de kernomzetting van data in OPS.



Figuur 3: Schematische voorstelling van kernomzetting van data in OPS.

In de OPS module wordt een mogelijkheid geboden om op bedrijfsniveau bronnen in te voeren, omdat een vergunning wordt afgegeven per bedrijf. Hier maakt het model dus een schaalsprong naar lokaal niveau, tot op bedrijfsniveau. Een wetenschapper heeft de vrijheid om dit te doen, uit praktische overwegingen. Er zijn anders op bedrijfsniveaus geen uitkomsten beschikbaar. Deze schaalsprong is niet empirisch getest via metingen. De

onzekerheden die horen bij deze schaa sprong kunnen derhalve niet uitgerekend worden. Weersomstandigheden (wind, neerslag en temperatuur) en reliëf (bosschages en gebouwen) zijn variabelen die ingevoerd worden in het model en meegenomen worden om de schatting te berekenen. Dieraantallen en staltypen kunnen ingevoerd worden per bedrijf.

OPS neemt ook de emissies van bemesten en beweiden mee, door dit vanuit nationale cijfers te schatten per perceel (*Hordijk, 2020*). De werkelijke bemestingshoeveelheid; of tijdstip van bemesting met de weersomstandigheden van die dag; of bemestingswijze per perceel of per bedrijf, kan niet ingevoerd worden. De werkelijke beweiding ook niet. Ook het bedrijfsmanagement, bijvoorbeeld hoeveel eiwit er gevoerd wordt, wat invloed heeft op de mestsamenvorming, kan niet ingevoerd worden. Andere maatregelen, bijvoorbeeld mestschuif frequentie, grootte van de buitenplaats, mest uitrijden bij weersomstandigheden die gunstig zijn om emissie te beperken, kunnen ook niet ingevoerd worden, omdat er met constante emissiefactoren gewerkt wordt in NEMA. Bovengenoemde variabelen hebben in werkelijkheid wel invloed op de in werkelijkheid variabele emissiefactor (Bell, 2016; Fan Yang, 2022). Om dit tegemoet te komen is er een extra mogelijkheid toegevoegd aan Aerius, waar je een kortingspercentage kunt krijgen op depositie, als je beweidt of als je efficiënt voert met een laag ureumgetal. Zie figuur 4.

Figuur 4: mogelijkheid om beweiding en ureumgetal in te voeren voor een kortingspercentage.

De theoretische achtergrond van dit kortingspercentage is niet gebaseerd op een theoretisch model dat een grondslag heeft in de werkelijkheid, omdat depositie zich niet gedraagt met een kortingspercentage van een concentratie.

OPS rekent dus vanuit nationale schatting van TAN (NEMA), met nationale lineaire emissiefactoren (NEMA), met een nationaal geschatte verdeling van mest over percelen (INITATOR) lokale concentraties van ammoniak uit met een eventueel kortingspercentage. Hier gaat het model over van kilogrammen op mol, dus de eenheid is mol per vierkante meter lucht per jaar.

Over OPS zijn vele wetenschappelijke studies peer-reviewed verschenen, omdat het model gebruikt wordt voor allerlei stoffen (Jaarsveld 1993). Ook ammoniak in OPS is peer-reviewed onderzocht (Swaluw, 2017), waarbij het model is vergeleken met andere modellen en met gemeten concentraties in de lucht.

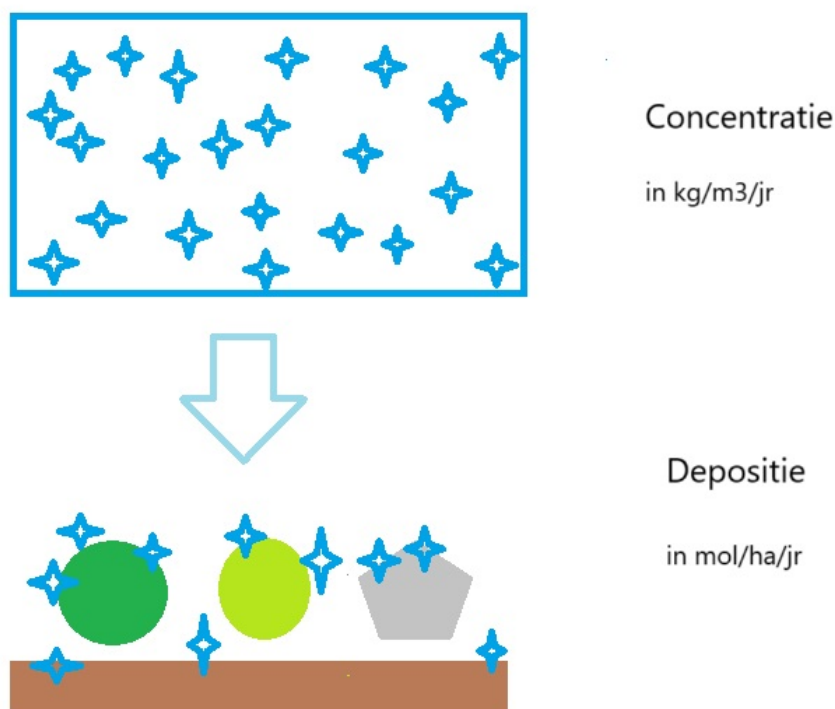
2.1.4 DEPAC

DEPAC (DEPosition of Acidifying Compounds) is het vierde submodel in Aeries en doet met aannames, op basis van de OPS-concentraties een schatting naar deposities (Zanten, 2010).

De concentraties boven een bepaald oppervlak, kunnen opgenomen worden door of neerdalen op het oppervlak, en dit is depositie. Dit kan onder droge omstandigheden gebeuren, dan is het droge depositie. Depositie kan ook door regen plaatsvinden, dan is het natte depositie.

Natte depositie is eenvoudig: ammoniak lost op in regenwater, en valt opgelost in regenwater neer op een oppervlak.

Voor een schematische voorstelling, zie figuur 5.



Figuur 5: schematische voorstelling van DEPAC.

Voor droge depositie gaat DEPAC uit van de wet van Fick, die diffusiesnelheid door gassen en vloeistoffen beschrijft. Depositie wordt dus gezien als een diffusieproces. Daarbij diffundeert ammoniak van een hoge concentratie naar een lage concentratie, dat geeft een stroom van ammoniak. Deze stroom veroorzaakt droge depositie op oppervlak. Dit oppervlak kan drie dingen zijn: bodemoppervlak, bladoppervlak of huidmondjes. Huidmondjes zijn een speciale vorm van oppervlak in het blad, met een aparte weerstand, omdat planten ammoniak actief kunnen opnemen of emitteren via de huidmondjes. De huidmondjes zijn voor een plant de poort naar binnen en naar buiten; uitwisseling door de rest van het

bladoppervlak is verwaarloosbaar ten opzichte van de uitwisseling door huidmondjes. In DEPAC worden oppervlakte- en gewasweerstand betrokken via zogenaamde compensatiepunten (*Zanten, 2010*). Een compensatiepunt is de concentratie waarboven droge depositie plaatsvindt van ammoniak en waaronder emissie plaatsvindt van ammoniak, via de huidmondjes van een plant (*Sommer, 1988*) of via het bodemoppervlak of via het bladoppervlak buiten de huidmondjes. Het compensatiepunt van huidmondjes heet “gewascompensatiepunt”. Uiteindelijk zijn de variabelen om droge depositie te berekenen in DEPAC deze compensatiepunten en temperatuur.

Door van concentratie naar depositie te rekenen, gaat de eenheid van mol per kubieke meter per jaar naar mol per hectare (oppervlakte-eenheid) per jaar. DEPAC kan dus aan de hand van concentratiegradiënten van bodemoppervlak, bladoppervlak en huidmondjes aangeven welk gedeelte uit de lucht, bij een bepaalde luchtconcentratie, neerdaalt als depositie op een oppervlak. De uitkomst van Aerius is dus ammoniak-depositie in mol per hectare per jaar. De hectares waren al gesitueerd via de mestverdelingsmodule van INITIATOR, dus voor iedere hectare in Nederland is er een hoeveelheid ammoniakdepositie geschat.

Depositie (zowel nat als droog) is een grootheid die zich makkelijk theoretisch laat definiëren, maar het is niet mogelijk dit in de praktijk te meten. Het natte gedeelte, dus ammoniak in regenwater, is goed meetbaar als concentratie in het regenwater. De droge depositie laat zich niet empirisch kwantitatief vaststellen buiten het laboratorium. Er zijn vangapparaten te bedenken, die droge depositie meten, maar je weet nooit of deze vangapparaten de werkelijke depositie goed benaderen als vervanging van bodem en blad (*Tietema 2023*). De publicatie van Tietema worstelt met dit dilemma. Droge depositie is bij Tietema uiteindelijk bepaald via de Kringloopwijzer, maar de Kringloopwijzer is ook een model dat droge depositie schat, op basis van dezelfde emissiefactoren als NEMA (*Dijk, 2020*). Deze emissiefactoren zijn niet empirisch vast te stellen. Uiteindelijk kun je droge depositie alleen via modellen benaderen, en dan kijken of alle modellen ongeveer dezelfde uitkomst hebben. De theoretische grootheid “droge depositie” heeft buiten het laboratorium dus geen empirische basis.

2.1.5 Overige modules in Aerius

De voorspelde depositie uit Aerius wordt vergeleken met Kritische Depositie Waarden (KDW). Dit is een apart model dat gebruikt wordt als norm voor de toegestane depositie (*Wamelink, 2023*), en wordt in dit artikel niet nader behandeld.

Kritische Depositie Waarden (KDW), in mol per gesitueerde hectare per jaar, geven aan hoeveel stikstofdepositie de natuur in de bepaalde habitat maximaal kan verdragen bij instandhouding.

Aan de hand van overschrijdingen of onderschrijdingen van de KDW's berekent Aerius tot slot de ontwikkelruimte die vergunningverleners hebben om vergunningen af te geven. Vervolgens is er binnen Aerius ook een register om aanvragen te doen voor ontwikkelruimte, de zogenaamde requests, zodat verschillende vergunningverleners niet tegelijkertijd dezelfde ontwikkelruimte afgeven (*Handboek, 2023*).

2.2 Kritische beschouwing op Aerius

Wetenschappelijk gezien is Aerius een combinatie van vakgebieden. Natuurkundige, scheikundige en biologische aspecten van de werkelijkheid worden benaderd in een wiskundig model. Biologische processen zijn niet gemodelleerd, maar in werkelijkheid spelen deze een belangrijke rol in de stikstofkringloop. De stikstofkringloop vindt plaats in een combinatie van fysiek onderscheidbare levende, dode en niet-levende milieus waartussen stikstof uitgewisseld wordt. De wetenschappers die Aerius gemodelleerd hebben, ondervangen biologische processen door te werken met constante emissiefactoren. Dit zijn percentages van hoeveelheden stikstof in een milieu, die dat betreffende milieu verlaten ten opzichte van de hoeveelheid die erin blijft. Omdat uiteindelijk emissie en depositie niet verifieerbaar kwantitatief empirisch vast te stellen zijn op een schaal buiten het laboratorium, kun je niet empirisch vaststellen of het model de werkelijkheid benadert. Via onderstaande punten wordt dit nader onderbouwd.

2.2.1 Schaalniveau

Op NEMA-niveau kunnen alleen landelijk dieraantallen en landelijk gemiddelde van staltypes ingevoerd worden. De emissiefactoren uit NEMA, die gebruikt worden in OPS, op bedrijfsniveau, zijn afhankelijk van vele bedrijfsmanagement keuzes van de individuele boer, zoals bijvoorbeeld rantsoen, weersomstandigheden bij mesttoediening en organische stofgehalte in de bodem. Het zijn biologische processen die de stikstofkringloop beïnvloeden. De stikstofkringloop is een biogeochemische kringloop waarin stikstof wordt verplaatst en omgezet door bodem, water, lucht en levende of dode biomassa. Het bedrijfsmanagement kan niet ingevoerd worden, maar dit heeft wel invloed op de droge depositie op de lokale schaal waarin OPS rekent. Ook Hordijk heeft aangegeven dat de schaa sprong in het model niet passend is bij de werkelijkheid (*Hordijk, 2020*), omdat de onzekerheden op de schaal van het bedrijf dan zeer groot zijn.

2.2.2 Stikstofkringloop

Aerius berekent uiteindelijk de emissie door de hoeveelheid mest met een emissiefactor voor emissie van ammoniak naar de lucht te vermenigvuldigen.

In het model geldt: $\text{mest} \times \text{emissiefactor lucht} = \text{emissie}$

Bij het vaststellen van emissiefactoren is geen rekening gehouden met biologische processen die de stikstofkringloop laten draaien, daarbij in aanschouwing nemend dat de stikstofkringloop twee richtingsverkeer is. Voorbeelden zijn: mineralisatie en demineralisatie uit de bodem; nitrificatie en denitrificatie; binding en emissie door vlinderbloemigen; binding en emissie door bacteriën. Dus de stikstofkringloop, die Aerius voor het compartiment lucht probeert te omschrijven, is in werkelijkheid anders dan in het model. De processen zijn in model niet expliciet behandeld, niet theoretisch noch experimenteel.

Om toch enig empirisch houvast te vinden in de stikstofkringloop, kun je kijken naar de stikstofbalans in het compartiment bodem.

$\text{stikstof aanvoerende processen bodem} = \text{stikstof opnemende en afvoerende processen}$

bodem

mest + demineralisatie + binding vlinderbloemigen + depositie + binding bacteriën =
opname gewas + verlies via lucht (emissie) + verlies via bodem + verlies via water +
mineralisatie + denitrificatie + opname onkruid + opname bacteriën

Gewasopname is een grootte die je redelijk goed kunt meten. Aan de rechterkant kun je verder tussen al deze posten geen onderscheid maken als je empirisch wilt vaststellen hoeveel het is. Dus verlies via bodem en verlies via lucht vindt tegelijk plaats, en je kunt het niet kwantificeren. Dus als je een emissiefactor schat naar de lucht, en je weet niet wat de emissiefactor naar de bodem is, dan maak je een onderscheid wat je in werkelijkheid niet kunt maken. Je kunt het niet empirisch verifiëren.

INITIATOR erkent dit ook en erkent de grote onzekerheden bij kwantificering van nitrificatie en denitrificatie (Kros, 2021). In wetenschappelijke literatuur is weinig bekend over hoe je deze processen kunt kwantificeren (Bebber, 2021; Klein, 2008) Pogingen daartoe zijn niet peer-reviewed (Geest, 2021).

De grilligheid, in de zin van wispelturigheid of willekeurigheid, bij nitrificatie en denitrificatie is groot (Hofstra, 2005) omdat het biologische processen zijn, dat wil zeggen dat bacteriën de omzettingen doen. Denitrificatie is een anaeroob proces, dus het is afhankelijk van vochtigheid. Het vindt plaats onder natte omstandigheden, in water. Hemke doet een poging op basis van Hofstra (Hemke, 2024) en komt uit op 43% van het stikstofbodemoverschot zoals vastgesteld in Remkes (Remkes, 2020), dat zou kunnen nitrificeren en denitrificeren tot stikstofgas N₂. Vries erkent de onzekerheden (Vries, 2003); in 2005 zijn er verbeteringen aangebracht in de (de)nitrificatieparameters van INITIATOR (Kros, 2005; Kros, 2021) door denitrificatie met lineaire factoren te schatten in bodem, bovenste grondwater, greppels en oppervlaktewater; waarbij (de)nitrificatie de sluitpost is om met het model uit te komen op de gemeten concentraties op 1 meter diepte in het grondwater. Het is waarschijnlijk dat INITIATOR bodemoverschotten niet goed kan schatten, omdat denitrificatie een grillig proces is, en dat emissie naar de lucht daardoor ook niet goed geschat kan worden, omdat dit samen de balans vormt.

In de praktijk kunnen deze processen niet gekwantificeerd worden. Het geeft dus veel onzekerheden als je ze modelleert en deze onzekerheden zijn ook niet te kwantificeren, omdat je ze niet kunt relateren aan gemeten waarden. Modelleurs moeten aanname op aanname doen, en kunnen foute aannames niet corrigeren met metingen. Dit leidt tot een virtuele werkelijkheid in het model.

2.2.3 Gewascompensatiepunt

Droge depositie is afhankelijk van compensatiepunten. Een compensatiepunt is de concentratie waarboven droge depositie plaatsvindt van ammoniak en waaronder emissie plaatsvindt van ammoniak, via de huidmondjes van een plant (Sommer, 1988) of via het bodemoppervlak of via het bladoppervlak buiten de huidmondjes. Het compensatiepunt van huidmondjes heet "gewascompensatiepunt". Droge depositie verloopt via huidmondjes, vochtig bladoppervlak en bodemoppervlak. Voor alle drie deze componenten is er een compensatiepunt. Deze zijn afhankelijk van de concentratie en de temperatuur. Het compensatiepunt van huidmondjes, het zogenaamde gewascompensatiepunt, is daarnaast afhankelijk van vegetatiesoort en voedingstoestand van de plant (Massad, 2008; Nemitz, 2001; Sutton, 1998).

De DEPAC module stelt dat het compensatiepunt voor vochtig bladoppervlak altijd lager is dan de berekende concentraties, dus dat er altijd depositie is en nooit emissie (Zanten,

2010). Deze aanname is niet verifieerbaar. In werkelijkheid zijn de drie componenten van het compensatiepunt niet los van elkaar meetbaar.

Het gewascompensatiepunt voor alle vaatplanten, dat zijn alle planten behalve mossen, is ongeveer 12 microgram per kuub lucht (*Rabbinge, 2023*). Dan zou er geen depositie te verwachten zijn via huidmondjes, omdat de concentratie in Nederland ongeveer 6 microgram per kuub lucht is.

Het is niet mogelijk om de voedingstoestand en vegetatiesoort van de plant in te voeren in DEPAC.

De publicatie die het “ammoniakgat” verklaart (onderschatting door het model ten opzichte van concentratiemetingen), legt uit dat er veel emissie is uit gewassen en vegetatie boven het gewascompensatiepunt, gedacht vanuit de extra emissie die dit oplevert (*Pul, 2008*). Emissie en depositie zijn tweerichtingsprocessen (bi-directioneel) (*Bash, 2013*) met zeer complexe feedback mechanismen, in zowel natuurlijke vegetatie als landbouwgewassen (*Hansen, 2017*). Aeries heeft dit niet gemodelleerd. Het effect dat emissie en depositie rondom het gewascompensatiepunt zich afwisselen, zou betekenen dat depositie dan overschat wordt in het model: zodra er emissie is uit huidmondjes, kan er geen depositie zijn. Dezelfde publicatie benoemt het “oase-effect”: kleine proefveldjes geven een vertekend beeld ten opzichte van deolveldse realiteit, omdat een klein proefveldje een oase is waar veel emissie vanuit gaat naar de “zuigende” lege omgeving buiten de oase (*Pul, 2008, pagina 50; Sutton, 2015*). Dit is weerlegd met onderzoek (*Watt, 2016*), maar dit onderzoek werkt met een tunnel, omdat er anders niet gemeten kan worden. Het is de vraag of dit het oase-effect goed kan onderzoeken. Recenter onderzoek over meetmethoden negeert het oase-effect (*Kamp, 2024*).

Droge depositie en emissie zijn ook mogelijk door een vierde component: bacteriën (*Manning, 2008*), naast huidmondjes, bladoppervlak en bodem. Er is ook een relatie tussen de componenten: de plant absorbeert stikstof via de huidmondjes, produceert organische stof en dit wordt weer afgebroken door bacteriën die stikstof opnemen en daaruit komt ook weer stikstof beschikbaar voor de plant (*Massad, 2008*). De complexe werkelijkheid van bacteriële processen is niet meegenomen in DEPAC. Omdat geen van de vier componenten los kwantificeerbaar is, is het niet mogelijk deze los te modelleren met drie losse compensatiepunten, waarbij er mogelijk een vierde component is die in het geheel niet in beeld is.

De basis van de formule in DEPAC die de droge depositie berekent via het compensatiepunt, is uiteindelijk een concentratiegradiënt op microniveau van een (blad)oppervlak. Dit wordt gemodelleerd naar deposities op grote oppervlakten, ter grootte van natuurgebieden of nationale schaal. De schaalsprong is dermate willekeurig, dat onzekerheden in het model niet gekwantificeerd kunnen worden.

Samenvattend is de pragmatische aanpak in DEPAC, van het modelleren van een zeer complexe niet meetbare grootheid “droge depositie”, via vrij eenvoudige relaties die de werkelijkheid gedeeltelijk benaderen, een interessante theoretische uitvoering, maar niet verifieerbaar.

2.2.4 De Noordzee is geen bron

In Aeries ontstond het zogenaamde “ammoniakgat”: Aeries voorspelde minder depositie dan in metingen gevonden werd. De Noordzee is toen opgenomen als bron. De Noordzee is echter geen bron (*Lindeboom, 1984*). Het RIVM geeft als reactie aan: “Waarschijnlijk is de oorzaak van het verschil dat het rekenmodel niet helemaal rekening kan houden met de complexe weersituatie en de aard van het landschap aan de kust. Dit heeft mogelijk invloed op de hoeveelheid ammoniak die in de kuststrook neerslaat. Hoe groot die invloed precies is,

wordt verder onderzocht (*Bleeker, 2023*).

2.2.5 Opstijging naar hogere luchtlagen

Droge depositie vaststellen is heel moeilijk. Door volatiliteit stijgt ammoniak op naar hogere luchtlagen. Tot 90% van de ammoniak stijgt boven de bron op naar hogere luchtlagen (Staebler, 2009). Als beeld modelleert Aeries een “stikstofdeken”, maar in werkelijkheid lijkt het beeld meer op een “spijkerbed”: boven iedere bron is een kolom recht omhoog. Door turbulentie in Nederlandse weersomstandigheden is het beter om te spreken van een “wolk”. Naast Staebler is de publicatie van Tietema een poging om concentratie in relatie tot afstand van een bron empirisch vast te stellen, maar er is alleen gemeten op de grond (*Tietema, 2023*).

2.2.6 Afstand vanaf bron

Aeries voorspelt depositie tot 25 km vanaf een bron. Recent onderzoek heeft uitgewezen dat depositie tot 500 meter aan een specifieke bron is toe te wijzen (*Tietema, 2023*).

2.2.7 Ondergrens

De ondergrens die in het model gebruikt wordt, staat niet in verhouding tot de ruis in het model (*TNO, 2022*). Ruis in data van een model is een woord voor een hoeveelheid extra betekenisloze informatie, inherent aan modellering. Vanuit de fysica overwogen rekenkundige ondergrens voor Aeries komt uit op waarden tussen de 1 en 10 mol/ha/jaar. De ondergrens die nu gebruikt wordt is 0,005 mol/ha/jaar.

Er is verder gezocht naar een wetenschappelijke ondergrens (*Meijer, 2024*). In deze studie kiest Petersen met een mondelinge toelichting uit een range van 1 tot 32 mol per hectare per jaar een ondergrens van 1 mol per ha per jaar, maar baseert dit niet op Aeries. De kritische beschouwing van Hanekamp (Hanekamp 2017-2) is niet betrokken in de publicatie van Meijer. Hanekamp stelt dat de onzekerheden te groot zijn om een ondergrens vast te stellen. De reactie van Goedhart op Hanekamp is ook niet betrokken in dit rapport van Meijer (Goedhart, 2017). Goedhart erkent enkele kritiekpunten op het gebruik van meetdata, maar erkent de gebruikte methode van Hanekamp niet, stelt dat andere modellen het niet beter doen en dat er geen alternatieven zijn.

2.2.8 Validatie

De gebruikte meetdata zijn verkeerd gebruikt (Hanekamp 2017-2; *Hanekamp 2017-1*). De validatie van het model is niet gebeurt volgens wetenschappelijke standaarden (*Briggs, 2022-1*). Het RIVM heeft hierop gereageerd (*RIVM, 2022*); het RIVM erkent de methode waarmee Briggs et al. kritiek hebben geleverd niet. Briggs et al. hebben hierop gesteld dat hun methode, die uitgaat van de skill van een model, grondig analyseert (*Briggs, 2022-3*).

2.2.9 Meetdata

De meetdata die gebruikt zijn, zijn puntmetingen op een punt. Er zijn zes meetpunten (Rutledge-Jonker, 2023). De modellering die heeft plaatsgevonden, gaat uit van een deken, dus een homogene menging van ammoniak door luchtlagen. De concentratiegradiënten zijn echter scherper: een bron geeft een kolom van ammoniak boven de bron (Staebler 2009), in

een cirkel tot 500 meter van de bron af (*Tietema 2023*). Bij het plaatsen van de meetpunten is hier geen rekening mee gehouden. Er zijn geen meetdata die de gradiënten weergeven: het model kan dit zelf schatten.

2.2.10 Kritiek op Kritische Depositie Waarden

Kritische Depositie Waarden worden omschreven door Vries, Nilsson en Wamelink (Vries, 2015; Nilsson, 1988; Wamelink, 2023) en zijn onderwerp van wetenschappelijk debat. Zie bijvoorbeeld de publicatie van Briggs (Briggs, 2022-2). Kritische Depositie Waarden zijn gemeten op de schaal van potproeven, en modelmatig geëxtrapoleerd naar veldsituaties. Verdere beschouwingen over Kritische Depositie Waarden vallen buiten het bestek van dit artikel.

3 Conclusies

3.1 Conclusies

Aerius is niet experimenteel getoetst en kan de werkelijkheid niet goed weergeven. Het stikstofmodel Aerius maakt niet aannemelijk dat stikstof de instandhouding van soorten in de natuur beïnvloedt. De veelvoud aan aannames in het model zijn van invloed op de uitkomst. Vervolgens is er geen toetsing met experimenten, zodat in het model een “fudging” factor een virtuele werkelijkheid beschrijft.

In onderstaande paragrafen wordt dit nader toegelicht. Er is een indeling gemaakt via basis bèta wetenschappen: de biologie, de scheikunde, de natuurkunde en de wiskunde. De punten uit de kritische beschouwing komen hierin terug en worden weergegeven in een tabel in paragraaf 3.1.5.

3.1.1 Biologische processen

De theoretische achtergrond is gebaseerd op natuurkundige en scheikundige processen, terwijl biologische processen een grote rol spelen in de stikstofkringloop. Door met het theoretische kengetal “emissiefactor” lineair te modelleren, worden biologische processen zoals (de)nitrificatie en (de)mineralisatie niet in de berekeningen opgevoerd, maar met een bij elkaar geraapte factor samengevat. Dit wordt een “fudging” factor genoemd. Het zijn vaste technische coëfficiënten in het model, die in werkelijkheid juist kunnen worden beïnvloed. De vereenvoudiging van de complexe biologische werkelijkheid in lineaire emissiefactoren, kan niet met empirische waarnemingen gevalideerd worden. Grootheden die het model introduceert (emissie, droge depositie), zijn logische beelden in de stikstofkringloop, maar zijn niet empirisch getoetst via metingen in situ.

Emissiefactoren zijn onder specifieke praktijkomstandigheden vastgesteld en vervolgens breed gebruikt, onder zeer verschillende omstandigheden.

Stikstofbinding door vlinderbloemigen en bacteriën is niet meegenomen in het model. Managementmaatregelen op bedrijfsniveau die de biologische processen beïnvloeden zijn niet meegenomen zijn in het model.

Het gewascompensatiepunt kent het model wel, maar de biologische processen die het beïnvloeden zijn niet meegenomen.

De manier waarop kortingspercentages worden toegerekend aan depositie is niet gerelateerd aan biologische basisprocessen in de werkelijkheid.

3.1.2 Scheikundige aspecten

Daarnaast zijn ook scheikundige aspecten; zoals de Noordzee benoemen als bron; of de hoeveelheid opstijging van ammoniak boven een bron naar hogere luchtlagen, in het model ingebracht als aannames. Er zijn geen metingen die de aannames kunnen onderbouwen.

3.1.3 Natuurkundige aspecten

Het natuurkundige aspect, de stromingsmodellen, zijn op te lange afstand toegepast.

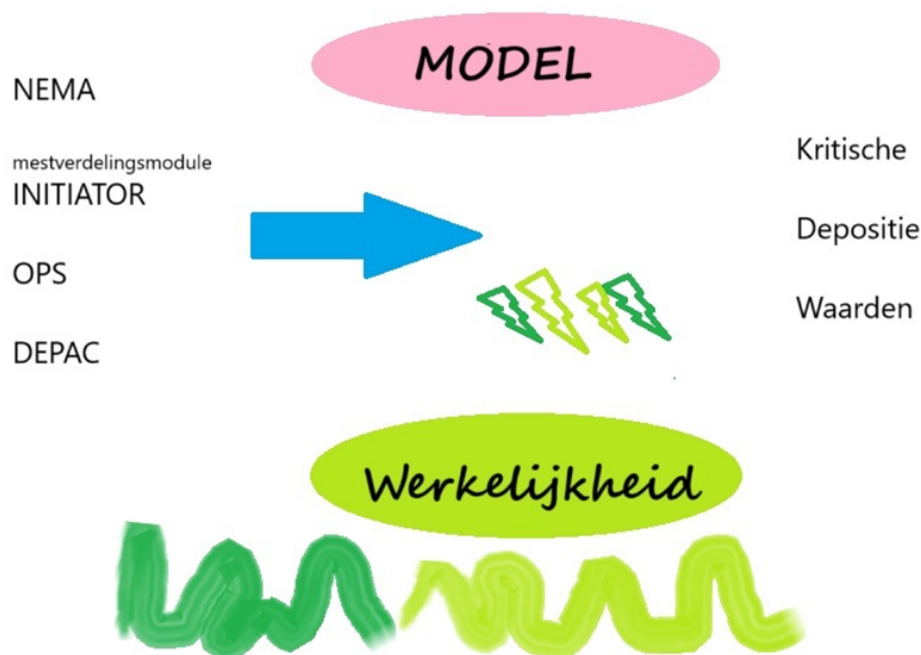
3.1.4 Wiskundige aspecten

De wiskundige en statistische aspecten van de modellering, de ondergrens ten opzichte van de ruis in het model en de validatie, zijn volgens eenzijdige standaarden toegepast. Bij de plaatsing van de meetpunten is geen rekening gehouden met de afstand waarop bronnen invloed hebben.

3.2 Uitkomsten NEMA, INITIATOR, OPS en DEPAC in relatie tot KDW

De uitkomsten van de vier submodellen NEMA, de mestverdelingsmodule van INITIATOR, OPS en DEPAC worden langs de uitkomsten gelegd van de waarden van het model Kritische Depositie Waarden (KDW). De uitkomsten van beide kanten, zowel de berekende waarde van de te vergunnen actor in de laatste submodule DEPAC, als de berekende waarde van de KDW-norm, zijn gesimuleerd op basis van meetexperimenten die niet overeenkomen met de schaal van de uitkomsten, of zijn gesimuleerd zonder meetdata, met uitzondering van OPS. Voor OPS zijn 6 tot 8 meetpalen beschikbaar, die concentratiemetingen doen, op de schaal waarop OPS uitkomsten genereert. Deze meetdata komen echter niet goed overeen met de simulaties (Heij, 2024).

Het model Aerius creëert op die manier een modelmatige werkelijkheid ten opzichte van de reële werkelijkheid. Voor een schematische voorstelling van de modelmatige relatie van Aerius en KDW tot elkaar, en in relatie tot de reële werkelijkheid, zie figuur 6.



Figuur 6: Schematische voorstelling van voorspellende waarden van Aerius en voorspellende waarden van KDW's ten opzichte van de werkelijkheid.

4 Aanbevelingen

4.1 Verbeterpunten in het model

Resumerend zijn de negen kritiekpunten verwerkt in tabel 1. Daarbij zijn verbeterpunten aangegeven ter reflectie voor de wetenschap en het beleid, die nader toegelicht worden als verbetermogelijkheid.

Kritiekpunt	Kritiek	Verbetermogelijkheid
Schaalniveau (2.2.1)	Onzekerheid zeer groot en wordt niet bepaald (<i>Hordijk, 2020</i>)	Niet-lineair modelleren, modellen aanpassen (*)
Stikstofkringloop (2.2.2)	Biologische processen in “fudging” factor en basisprocessen niet benut (*)	Biologische processen meenemen en goed kwantificeren (*)
Gewascompensatiepunt (2.2.3)	Niet verifieerbaar (*)	Model verifieerbaar modelleren (*)
De Noordzee is geen bron (2.2.4)	De Noordzee is geen bron (Lindeboom, 1984)	Noordzee niet als bron opnemen (Lindeboom, 1984)
Opstijging naar hogere luchtlagen (2.2.5)	Opstijging aannemen in rekenregels (*)	Opstijging opnemen in rekenregels (*)
Afstand vanaf bron (2.2.6)	Afstand tot bron is geen 25 km (<i>Tietema 2023</i>)	Maximaal 500 meter opnemen als afstand (*)
Ondergrens (2.2.7)	Ondergrens is geen 0,005 mol/ha/jaar (<i>TNO, 2022</i>)	Ondergrens verhogen naar 1 (<i>Petersen, 2024</i>) of 10 of 21 (*)
Validatie (2.2.8)	Validatie is niet volgens standaard (Hanekamp 2017-2)	Wetenschappelijke standaard toepassen (<i>Briggs, 2022-3</i>)
Meetdata (2.2.9)	Meetplaatsen met aanname van deken (*)	Meetplaatsen met aanname van wolk (*)

Tabel 1: Kritiekpunten en verbeterpunten samengevat.

*) eigen interpretatie/reflectie

4.1.1 Biologische processen verbeteren

Om onzekerheden op bedrijfsniveau op te lossen, zou het model niet lineair gemodelleerd moeten worden. Dit zou een heel ander model opleveren, waarbij variabele input op bedrijfsniveau, zoals beweiding, voermanagement en uitrijmethoden gedetailleerd ingevoerd zou moeten kunnen worden.

Om de stikstofkringloop te kunnen kwantificeren is nog veel onderzoek nodig, met een doorbraak. Op het niveau van een laboratorium is bijvoorbeeld denitrificatie gesimuleerd op basis van laboratorium experimenten (Leffelaar, 1988). De modellering op perceelsniveau, met kwantitatieve uitkomsten over hoeveelheid, gemeten en gevalideerd, waarbij de basisprocessen een rol krijgen in het model, is de afgelopen vijfentwintig jaar niet gelukt. Denitrificatie heeft wel invloed op de massabalans op gebiedsniveau, gerelateerd aan Aerius. Hiervoor is een doorbraak nodig. Daarbij dienen de biologische processen via een heuristische benadering te worden vastgesteld, waarbij biologische basisprocessen via vuistregels in acht genomen zijn.

Het modelleren van biologische processen in het milieu is dermate complex afhankelijk van vele variabelen, dat wetenschappers de vraag kunnen stellen of modelwetenschap in de milieuwetenschap bescheidenheid zou moeten betrachten.

De benadering van het vakgebied Theoretische Productie Ecologie, waarbij er geen simulaties mogen plaatsvinden zonder deze met experimenten te staven, is een goede manier om te modelleren. In deze modellen worden potentiële gewasopbrengsten gesimuleerd. De metingen op perceelsniveau, worden gesimuleerd op perceelsniveau. Bij het modelleren van processen in de fysieke leefomgeving op gebiedsniveau, is de vraag hoe je dit empirisch kunt benaderen om de modelsimulatie te toetsen. Enerzijds moet je terug naar basisprocessen, op microniveau van bijvoorbeeld huidmondjes. Anderzijds genereert het model uitkomsten op gebiedsniveau of nationaal niveau. Dit is een uitdaging voor de wetenschap.

Het gewascompensatiepunt werkt op microniveau in een blad en is niet verifieerbaar op de schaal van de fysieke leefomgeving, waarbij je het aantal bladeren in een regio of in Nederland moet schatten. Het is aan de wetenschap om hier antwoorden op te vinden.

4.1.2 Scheikundige aspecten verbeteren

De Noordzee niet als bron opnemen in het model is makkelijk uitvoerbaar. Het “ammoniakgat” dat dan weer ontstaat, is al onderwerp van verder wetenschappelijk onderzoek. Via biologische basisprocessen modelleren, met meer variabelen, kan het ammoniakgat ook ondervangen.

Opstijging naar hogere luchtlagen kan opgenomen worden in rekenregels in nieuwe ontwerpen voor modellen.

4.1.3 Natuurkundige aspecten verbeteren

De afstand tot de bron kan in verbeterde rekenregels in nieuwe modelontwerpen maximaal 500 meter zijn. Ook 250 meter is mogelijk.

4.1.4. Wiskundige aspecten verbeteren

De ondergrens in het model kan niet wetenschappelijk vast gesteld worden in dit model. Het is beter om modellen te ontwerpen waarbij wel een onzekerheid berekend kan worden, en waarbij daarmee ook een ondergrens berekend kan worden.

Validatie dient te geschieden volgens wetenschappelijke standaarden. Er zijn verschillende inzichten over deze standaarden, wetenschap is niet altijd eenduidig. In ieder geval moet transparant zijn welke validatie mogelijk is. Als bepaalde standaarden niet gehaald kunnen worden, vanuit de aard van het model, moet dit transparant gemaakt zijn.

Een model moet gevalideerd worden met empirische metingen, anders kunnen statistische berekeningen niet uitgevoerd worden. Meetpunten moeten ruimhartig in aantal gekozen worden. Ook moet rekening gehouden worden met de eigenschappen van het te meten onderwerp. Concentratie is niet homogeen, concentratiemetingen kunnen alleen gedaan worden als er al een beeld is over hoe de concentratie verandert over afstand. Daarvoor moeten eerst metingen gedaan worden, om zodoende te kunnen bepalen wat zinvolle meetpunten zijn.

4.1.5 Uitkomsten verbeteren ten opzichte van empirische metingen

Als een model bestaat uit vier losse onderdelen (NEMA, mestverdelingsmodule van INITIATOR, OPS en DEPAC) moeten alle vier de onderdelen op hun losse prestatie gevalideerd worden. Als dit gelukt is, moet het geheel gevalideerd worden, omdat er in de interactie tussen de onderdelen ruis kan ontstaan. In feite is nu alleen het OPS stuk gevalideerd, omdat OPS de concentratie berekent, en alleen van die grootte zijn er metingen beschikbaar. De input data van OPS, gegenereerd door NEMA en de mestverdelingsmodule van INITIATOR, kunnen niet gevalideerd worden. De uitkomst van NEMA is niet meetbaar. De uitkomst van de mestverdelingsmodule van INITIATOR kan gedeeltelijk gevalideerd worden, als gekeken wordt hoeveel boeren daadwerkelijk hun land bemesten en hoeveel mest er daadwerkelijk in hun mestput zit. Het gedeelte van INITIATOR dat uitrekent hoeveel emissie hier uit voortkomt, kan niet gevalideerd worden, want emissie is niet empirisch vast te stellen op gebiedsschaal of nationale schaal. Er zijn nu geen metingen die de uitkomsten van de mestverdelingsmodule van INITIATOR kunnen valideren. Ook DEPAC, dat verder rekent met de uitkomsten van OPS, is niet gevalideerd met metingen, omdat er geen depositie metingen zijn. Het gehele model, Acrius, dat uiteindelijk de uitkomsten van DEPAC levert als resultaat, en confronteert met Kritische Depositie Waarden (KDW), kan dus niet volgens wetenschappelijke standaarden gevalideerd worden.

Niet alle verbeteringen kunnen in dit model kunnen met lineaire emissiefactoren doorgevoerd worden, zodat het aanbeveling verdient om een niet-lineair model te ontwerpen. De milieu-filosofische vraag dient zich dan aan of het mogelijk is modelwetenschap te gebruiken in de fysieke leefomgeving. Grootheden als depositie op gebiedsniveau en emissie op gebiedsniveau of het aantal bladeren in Nederland kunnen niet empirisch vastgesteld worden. Milieumodellen die depositie of emissie op grote schaalniveaus beschrijven, kunnen dan per definitie niet gevalideerd worden.

4.2 Aanbevelingen

In de volgende twee paragrafen volgen aanbevelingen voor wetenschappelijk onderzoek en voor beleid.

4.2.1 Aanbevelingen voor de wetenschap

Aanbevolen wordt om het stikstofmodel Acrius alleen te gebruiken voor wetenschappelijk begrip van de werkelijkheid. Wetenschappers die het model hebben gemaakt, of het begrijpen, moeten er op toezien dat de uitkomsten niet gebruikt worden voor iets waar de uitkomsten geen betekenis voor hebben.

Het Aerius model is een interessante wetenschappelijke exercitie in de ammoniakwetenschap, voor nader begrip van de werkelijkheid, die verder uitgewerkt kan worden door niet lineair te modelleren, zoals in de publicatie van Youngil gedaan wordt (Youngil, 2007). Dit wordt aanbevolen.

Ook wordt aanbevolen om conclusies uit studies over modelmatige stikstof depositie en biodiversiteit (Plas, 2024; Maas, 2024) met enige voorzichtigheid te benaderen. Een interessante studie die die modelmatig rekent aan stikstofreductiescenario's voor beleid (Verweij 2023), gaat impliciet uit van de uitkomsten van Aerius.

Filosofische reflectie over het toepassen van modelwetenschap in de milieuwetenschap verdient aanbeveling. Als de theoretische grootheden niet empirisch geverifieerd kunnen worden op de schaal waarin het model werkt, is het model theoretisch van aard. Wetenschappers hebben de verantwoordelijkheid om erop toe te zien dat deze milieumodellen niet in beleid gebruikt worden. Daarnaast moeten wetenschappers aangeven dat deze modellen niet gebruikt kunnen worden als beslisser.

Als aan de wetenschap gevraagd wordt om de instandhouding van de natuur te beoordelen, moeten wetenschappers aangeven dat milieumodellen te weinig empirisch onderbouwd kunnen worden om rechtstreeks conclusies te trekken over de werkelijkheid. De werkelijkheid zelf, de staat van instandhouding van de natuur, zal empirisch vastgesteld moeten worden, door in die werkelijkheid rechtstreeks waar te nemen, volgens wetenschappelijke standaarden. Dit betekent dat de natuur rechtstreeks waargenomen kan worden, door empirische waarneming van soorten, bijvoorbeeld met een verrekijker of een vergrootglas.

4.2.2 Aanbeveling voor beleid

Aanbevolen wordt om het stikstofmodel Aerius niet te gebruiken om de gedachten te bepalen over de staat van instandhouding van de natuur. Aanbevolen wordt om Aerius in algemene zin niet te gebruiken voor beleid.

De staat van instandhouding van de natuur kan empirisch vastgesteld worden, zoals in de gebiedsanalyses van 2017 gedaan is (*Natura2000*, 2017). De voorgestelde maatregelen in deze gebiedsanalyses zijn grotendeels uitgevoerd (*Bij12*, 2021). De maatregelen voortkomend uit Aerius-berekeningen, kunnen losgelaten worden.

4.2.3 Naar gebruiksbeleid: Stikstof Efficiëntie Bedrijf

Als stikstofdepositie niet goed empirisch vast te stellen is, en stikstofemissie ook niet, dan is stikstof-“gebruik” door de actor (de boer) een goede manier om beleidsmatig naar stikstof te kijken.

Voor stikstofbeleid wordt aanbevolen om actoren die stikstof aanvoeren ter verantwoording te roepen over hun gebruik van stikstof. Aanbevolen wordt om verantwoording te relateren aan de efficiëntie van hun gebruik. Aanbevolen wordt om dit niet te koppelen aan de vergunning, maar de verantwoording buiten de vergunning om te laten plaatsvinden, omdat efficiëntie niet zodanig omschreven kan worden dat de rechtszekerheid gegarandeerd is.

Verantwoording afleggen over stikstofgebruik kan via de SEB: Stikstof Efficiëntie Bedrijf. Dit is een ontwerp voor de ASB, de Afrekenbare Stoffen Balans, opgenomen in het

hoofddlijnenakkoord en gebaseerd op MINAS.

De grootheid “Totaal Ammoniakmaal N” (TAN) uit Aerius biedt een aanknopingspunt om bij SEB (Stikstof Efficiëntie Bedrijf), stikstofefficiëntie van het bedrijf, uit te komen. TAN is het ammoniakgehalte in mest. Het is te zien als emissiepotentiaal. Hoe lager de TAN, hoe lager de potentiële emissie. Ieder bedrijf met vee heeft zijn eigen TAN in zijn eigen mestput en die is afhankelijk van hoe efficiënt er gevoerd wordt. Hoe efficiënter het eiwit wordt omgezet in producten (melk en vlees), hoe lager het ammoniakgehalte in de mest is. TAN geeft dus een idee van efficiëntie, en dat is een aanknopingspunt om analyse op te baseren. Het begrip TAN uit Aerius zet ons op het spoor van efficiëntie. Een lage TAN geeft aan dat een actor efficiënt voert en weinig stikstof verloren laat gaan naar het milieu. TAN is echter grillig en wispelturig en lastig te meten. De efficiëntie van een bedrijf is echter goed vast te stellen zonder TAN: er kan gekeken worden naar de afvoer en aanvoer van het bedrijf, die met een vrachtwagen en een factuur het bedrijf in- of uitgereden zijn. Het gedeelte van de aanvoer (kunstmest, krachtvoer) dat is afgevoerd via producten, zoals melk en vlees, is de efficiëntie. Dit is de SEB: Stikstof Efficiëntie Bedrijf.

$$SEB = \frac{Afvoer}{Aanvoer} \times 100\%$$

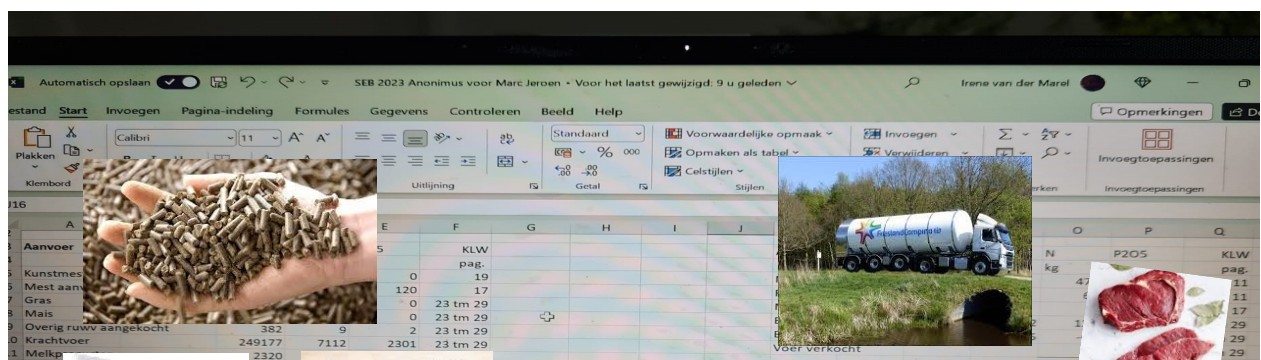
De SEB geeft aan hoe efficiënt een bedrijf is omgegaan met aangevoerde stikstof. De SEB, Stikstof Efficiëntie Bedrijf, is een vorm van Afrekenbare Stoffen Balans (ASB), zoals onderzocht door Vellinga en De Haan (Vellinga, 2021). Uiteindelijk zit daar de knop om stikstofgebruik te verlagen: hoe efficiënter, hoe beter voor het milieu. SEB sluit aan bij het internationale wetenschappelijke begrip Nitrogen Use Efficiency (NUE). Voor een afbeelding van de format voor SEB, zie figuur 7.

Aanbevolen wordt om vanuit beleid opdracht te geven aan de wetenschap om nader onderzoek te doen naar SEB. SEB is een definitie, dus dat is dan een uitgangspunt. Voor 1000 actoren zou de SEB uitgerekend kunnen worden. De sector zelf doorgrondt dan deze rekentool en de onderzoekers en de overheid krijgen zicht op de efficiëntie van bedrijven. De wetenschappelijke vraag bij welke efficiëntie de instandhoudingsdoelstellingen van natuurgebieden gehaald worden, kan niet op basis van modellen beantwoord worden, maar wel door empirisch ecologisch onderzoek te doen naar aanwezigheid van soorten in natuurgebieden.

4.2.4 Aanbeveling voor vergunningverlening

Het stikstofmodel Aerius beslist zelfstandig over de vergunningverlening in Nederland. Aanbevolen wordt om Aerius niet te gebruiken als zelfstandig beslismodel bij vergunningverlening.

De uitkomsten van Aerius schetsen het beeld dat de instandhoudingsdoelstellingen niet gehaald kunnen worden. Deze aanname kan losgelaten worden. Vergunningverlening kan plaatsvinden.



Figuur 7: Afbeelding van de format voor SEB.

Actoren kunnen zich, los van hun vergunning, verantwoorden over hun stikstofgebruik via hun efficiëntie, nader te definiëren via de Stikstof Efficiëntie bedrijf. Dit is een nadere uitwerking van de Afrekenbare Stoffen Balans.

Of de instandhoudingsdoelstellingen gehaald worden, kan empirisch vastgesteld worden, via wetenschappelijke standaarden, met een verrekijker en een vergrootglas, zoals gedaan in de gebiedsanalyses van 2017 (*Natura2000, 2017*). In deze gebiedsanalyses wordt gesteld: wetenschappelijk gezien is er redelijkerwijs geen twijfel dat de instandhoudingsdoelstellingen kunnen worden gehaald.

De relatie tussen activiteiten van actoren en instandhoudingsdoelstellingen van de natuur kan niet modelmatig beoordeeld worden. Als via empirische waarneming blijkt dat een instandhoudingsdoelstelling niet gehaald wordt, moet zowel een menselijke wetenschappelijke afweging als een menselijke politieke afweging gemaakt worden om te beslissen of en hoe de instandhoudingsdoelstelling wel gehaald kan worden.

Literatuur

Peer-reviewed met recht lettertype.

Non-peer-reviewed is schuingedrukt, omdat peer-reviewed literatuur niet beschikbaar is.

Bash, J.O. et al., 2013. Evaluation of a regional air-quality model with bidirectional NH₃ exchange coupled to an agroecosystem model. *Biogeosciences*, 10, 1635–1645, 2013,10.5194/bg-10-1635-2013

Bebber, D.P., 2021. The gap between atmospheric nitrogen deposition experiments and reality. Elsevier, Science of the Total Environment. Department of Biosciences, University of Exeter, Exeter, UK.

Bell, M.J. et al., 2016. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? Elsevier, *Geoderma*, Volume 264, Part A, 15 February 2016, Pages 81-93.

Bij12, 2021. Landelijke monitoringsrapportage Natura 2000 en Stikstof 2020.

Bleeker, A. et al, 2023. Stand van zaken 'Ammoniak van Zee' Tussenrapportage april 2023. RIVM-briefrapport 2023-0308.

Briggs, W.M. et al, 2022-1. Criticizing AERIUS/OPS Model Performance. ResearchGate publication 362578486.

Briggs, W.M., Hanekamp, J.C., 2022-2. Nitrogen Critical Loads: Critical Reflections on Past Experiments, Ecological Endpoints, and Uncertainties. *Dose-Response*, 2022;20(1). <https://doi.org/10.1177/15593258221075513>.

Briggs, W.M., Hanekamp, J.C., Rotgers, G., 2022-3. Rebuttal On RIVM's Critique Of Briggs et al. AERIUS/OPS Model Performance. Michigan, Amherst, 2022.

Bruggen, C. van et al., 2023. Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2021. Wageningen, WOT Natuur & Milieu, WOt-technical report 242.

CBS, 2024. Emissies van luchtverontreinigende stoffen volgens NEC-richtlijnen Gewijzigd op: 5 september 2024. *Statline*. <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/85670NED/table?dl=A0442>

Dijk, W. van et al., 2020. Rekenregels van de Kringloopwijzer 2020. Achtergronden van BEX, BEA, BEN, BEP en BEC: actualisatie van de 2019-versie. Wageningen, WUR, 2020, Rapport WPR-1023.

Fan Yang et al., 2022. Ammonia emissions and their key influencing factors from naturally ventilated dairy farms. Elsevier, *Chemosphere*, Volume 307, Part 1, November 2022, 135747.

Geest, G. van, et al., 2021. Factsheet: Ecologische effecten van stikstof op Nederlandse oppervlaktewateren. Notitie Kennisimpuls Waterkwaliteit.

Goedhart, P.W., Huijsman, J.F.M., 2017. Response to Briggs, Hanekamp & Crok. British society of soil science. Soil use and management. *Soil Use and Management*, December 2017, 33, 605–606 doi: 10.1111/sum.12392, LETTER TO THE EDITOR.

Haan, B.J. de et al, 2009. Emissiearm bemesten geëvalueerd. Bilthoven, PBL-publicatienummer 500155001.

Handboek, 2023. Handboek AERIUS Register 2023.1.
<https://www.aeriusproducten.nl/documenten/publicaties/2024/3/5/handboek-aerius-register-2023.1>

Hanekamp, J.C. et al, 2017-1. Ammoniak in Nederland. Enkele kritische wetenschappelijke kanttekeningen. Researchgate, ISBN: 978-90-78269-00-7, NUR: 910, 916, 940, DOI: 10.13140/RG.2.2.10930.81608.

Hanekamp J.C. et al, 2017-2. A volatile discourse – reviewing aspects of ammonia emissions, models and atmospheric concentrations in The Netherlands. British society of soil science. Soil use and management. Volume33, Issue2, June 2017, Pages 276-287.

Hansen, K. et al., 2017. Investigating sources of measured forest-atmosphere ammonia fluxes using two-layer bi-directional modelling. Elsevier, Agricultural and Forest Meteorology, Volumes 237–238, 1 May 2017, Pages 80-94.

Heij W.B.C, de, 2024. Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1). ResearchGate, October 2024 DOI:10.13140/RG.2.2.21588.21126. Report number: Food4Innovations Rapport 24-10-0.

Hemke, G., 2024. Perspectief voor natuur en landbouw vragen integrale benadering. Notitie voor Samenleving Landbouw Natuur.

Hofstra, N., Bouwman, A.F., 2005. Denitrification in agricultural soils: summarizing published data and estimating global annual rates. Springer, Nutrient Cycling in Agroecosystems (2005) 72: 267–278, DOI 10.1007/s10705-005-3109-y.

Hordijk, L. et al., 2020. Meer meten, robuuster rekenen. Eindrapport van het Adviescollege Meten en Berekenen Stikstof. Wageningen Environmental Research Rapport 2939 | ISSN 1566-7197.

Jaarsveld, J.A. van, Leeuw, F.A.A.M. de, 1993. OPS: An operational atmospheric transport model for priority substances. Environmental Software, Volume 8, Issue 2, 1993, Pages 91-100.

Kamp, J.N. et al., 2024. Comparison of two micrometeorological and three enclosure methods for measuring ammonia emission after slurry application in two field experiments. Elsevier, Agricultural and Forest Meteorology, Volume 354, 15 July 2024, 110077.

Klein, J.J.M. de, 2008. From Ditch to Delta Nutrient retention in running waters. PhD-thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, ISBN: 978-90-8504-930-2,

Kros, J. et al., 2019. Ruimtelijke allocatie van mesttoediening en ammoniakemissie; Beschrijving mestverdelingsmodule INITIATOR versie 5. Wageningen Environmental Research Rapport 2929.

Kros, J. et al., 2005. Plausibility of an integrated national model for the evaluation of mitigation options on agricultural nitrogen losses. In: Zhu, Z., K. Minami & G. Xing (Eds). 3rd International Nitrogen Conference. USA, Science Press, pp. 848-858.

Kros, J. et al., 2021. INITIATOR Versie 5 - Status A Beschrijving van de kwaliteitseisen ter verkrijging van het kwaliteitsniveau Status A. Wageningen University & Research, WOt-technical report 205.

Leffelaar, P.A., and Wessel, W.W., 1988. Denitrification in a homogeneous, closed system: experiment and simulation. 0038-075X/88/1465-0335\$02.00/0 SOIL SCIENCE, November 1988, Vol. 146, No. 5.

Lindeboom, H.J., 1984. The nitrogen pathway in a penguin rookery. Ecology, 65 (1), 1984. Pp.269-277.

Maas, C.W.M. van der et al., 2024. *Analyse ontwikkeling stikstofemissie en -depositie. Bilthoven, RIVM-briefrapport 2024-0007. DOI 10.21945/RIVM-2024-0007.*

Manning, P. et al., 2008. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 40, Issue 3,, March 2008, Pages 688-698.

Massad, R.S. et al., 2008. Relationship between ammonia stomatal compensation point and nitrogen metabolism in arable crops: Current status of knowledge and potential modelling approaches. *Elsevier, Environmental Pollution* Volume 154, Issue 3, August 2008, Pages 390-403

Meijer, E., Loon, E. van, 2024. *Een ondergrens in de berekening van stikstofdepositiebijdragen voor vergunningverlening. Onderzoek naar een wetenschappelijk onderbouwde ondergrens. TNO Publiek, TNO 2024 R11334.*

Misselbrook, T.H. et al., 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* Volume 34, Issue 6, January 2000, Pages 871-880.

Natura2000, 2017. Gebiedsanalyses. Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur. <https://www.natura2000.nl/gebiedsanalyses>

Nemitz, E. et al, 2001. A two-layer canopy compensation point model for describing bi-directional biosphere-atmosphere exchange of ammonia. *Royal Meteorological Society*, Volume 127, Issue 573, April 2001 Part A, Pages 815-833.

Nilsson, J., 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. In: Mathy, P. (eds) *Air Pollution and Ecosystems*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4003-1_11.

Os, J. van, en Kros, J., 2022. *Geografische Informatie Agrarische Bedrijven 2019; Documentatie van het GIAB 2019-bestand. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-technical report 223.*

Petersen, A., mondeling op radio 1, 2024, naar aanleiding van: *Scientific Audit, RIVM Centre for Environmental Quality, (Centrum Milieukwaliteit-MIL), Report of the external audit committee, February 2024.*

Plas, F. van der et al., 2024. Atmospheric nitrogen deposition is related to plant biodiversity loss at multiple spatial scales. *Wiley, Global Change Biology*, DOI: 10.1111/gcb.17445.

Pul, W.A.J. van et al., 2008. *Het ammoniakgat: onderzoek en duiding. RIVM rapport 680150002/2008.*

Quinbo, Qu et al., 2021. Effects of housing system, measurement methods and environmental factors on estimating ammonia and methane emission rates in dairy barns: A meta-analysis. *Biosystems Engineering* Volume 205, May 2021, Pages 64-75.

Rabbinge, R. 2023. *Depositie van stikstof fors overschat. Pluimveeweb.*

Remkes, J.W. et al., 2020. *Niet alles kan overal. Eindadvies over structurele aanpak op lange termijn. Adviescollege Stikstofproblematiek.*

RIVM, 2022. *Reactie RIVM op artikel "Criticizing AERIUS/OPS model performance" van Briggs, Hanekamp en Rotgers. https://www.rivm.nl/stikstof/actueel/reactie-rivm-op-artikel-criticizing-aeriusops-model-performance. Website RIVM, 2022.*

Rutledge-Jonker, R. et al., 2023. Ammonia deposition measured with Conditional Time-Averaged Gradient (COTAG) systems in the Netherlands. *Methodological advances and results for 2012 – 2020. RIVM, Rapportnummer 2022-0202.*

Šebec, L., Migchels, G., Dijk, C. van, 2017. *Het verlagen van de TAN-excretie als maatregel om de ammoniakemissie op het melkveebedrijf te verminderen. Methodiek voor het vaststellen van de TAN-excretie: module 'Bedrijfsspecifieke Emissie Ammoniak' (BEA) van de Kringloopwijzer. Wageningen Livestock Research, Proeftuin Natura 2000.*

Sommer, S.G., 1988. A simple biomonitor for measuring ammonia deposition in rural areas. *Biology and Fertility of Soils* (1988) 6:61-64.

Staebler, R. M. et al., 2009. Three-dimensional characterization of the ammonia plume from a beef cattle feedlot. *Elsevier, Atmospheric Environment* 43 (2009) 6091–6099.

Sutton, M.A. et al, 1998. Development of resistance models to describe measurements of bi-directional ammonia surface–atmosphere exchange. *Elsevier, Atmospheric Environment* Volume 32, Issue 3, 1 February 1998, Pages 473-480.

Sutton, M.A. et al, 2015. Review on the scientific underpinning of calculation of ammonia emission and deposition in the Netherlands.

Swaluw, E. van der et al., 2017. High-resolution modelling of air pollution and deposition over the Netherlands with plume, grid and hybrid modelling. *Atmospheric Environment*, Volume 155, April 2017, Pages 140-153.

Tietema, A. et al., 2023. Nitrogen deposition around dairy farms: spatial and temporal patterns. Amsterdam: Institute of Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam.

TNO, 2022. Afbakening in de modellering van depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase2) Versie 3. Notitie M10342 TNO VERTROUWELIJK "Onze referentie" 100342643. Uit WOB verzoek.

Vellinga, T., Haan, M. de, 2021. Onderzoek naar de mogelijkheden van een Afrekenbare Stoffen Balans voor de melkveehouderij : een analyse van datakwaliteit en handhaving. Wageningen : Wageningen Livestock Research (Rapport / Wageningen Livestock Research 1349) – 89. Department(s) WIAS, Emissions & Manure Valorisation.

Velthof, G.L. et al, 2012. A model for inventory of ammonia emissions from agriculture in the Netherlands. *Elsevier, Atmospheric Environment*, Volume 46, January 2012, Pages 248-255.

Verweij, R.W. et al., 2023. A fast method for ammonia emission reduction scenario studies: Combining EMEP4NL with the SHERPA tool. *Atmospheric Environment*, Volume 306, 1 August 2023, 119805.

VNO-NCW, 2023. Trek stikstofdossier los door specifieke Nederlandse regels terug te draaien. VNO-NCW Noord, MKB Noord. Ledenwebsite. Klimaat en beleid, 24 maart 2023.

Vries, W. de et al., 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Kluwer Academic Publishers. Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66: 71–102, 2003.

Vries, W. de et al., 2015. Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Springer, *Environmental Pollution (EPOL, volume 25)*.

Vries, W. de et al., 2023. Integrated assessment of agricultural practices on large scale losses of ammonia, greenhouse gases, nutrients and heavy metals to air and water. *Elsevier: Science of the Total Environment* 857 (2023) 159220.

Vries, W. de et al., 2023. Supplementary material, Integrated assesment of agricultural practices on large scale losses of ammonia, greenhouse gases, nutrients and heavy metals to air and water.

Wamelink, W. et al., 2023. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000; Herziening 2023. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3272. 62 blz.; 1 fig.; 4 tab.; 29 ref.

Watt, D. et al., 2016. Impact of the oasis effect on wind tunnel measurements of ammonia volatilization from urea. Canadian Journal of Soil Science, Volume 96, Number 4, December 2016.

Youngil, Lim et al., 2007. Artificial neural network approach for prediction of ammonia emission from field-applied manure and relative significance assessment of ammonia emission factors. Elsevier, European Journal of Agronomy, Volume 26, Issue 4, May 2007, Pages 425-434.

Zanten, M.C. van et al., 2010. Description of the DEPAC module Dry deposition modelling with DEPAC_GCN2010. RIVM Report 680180001/2010.

Zee, T.C. van der et al., 2022. Methodology for the calculation of emissions from agriculture Calculations for methane, ammonia, nitrous oxide, nitrogen oxides, nonmethane volatile organic compounds, fine particles and carbon dioxide emissions using the National Emission Model for Agriculture (NEMA. RIVM report 2022-0002.