

**AAgro-Stacks** ammoniakdepositiemodel voor  
veehouderijen: modelbeschrijving, achtergronden en  
vergelijking

**Projectgroep ammoniakdepositiemodel**

**ASG-KEMA**

**Concept april 2007**

## **VOORWOORD**

Door opdrachtgever LNV.

---

## Voorlopige inhoudsopgave

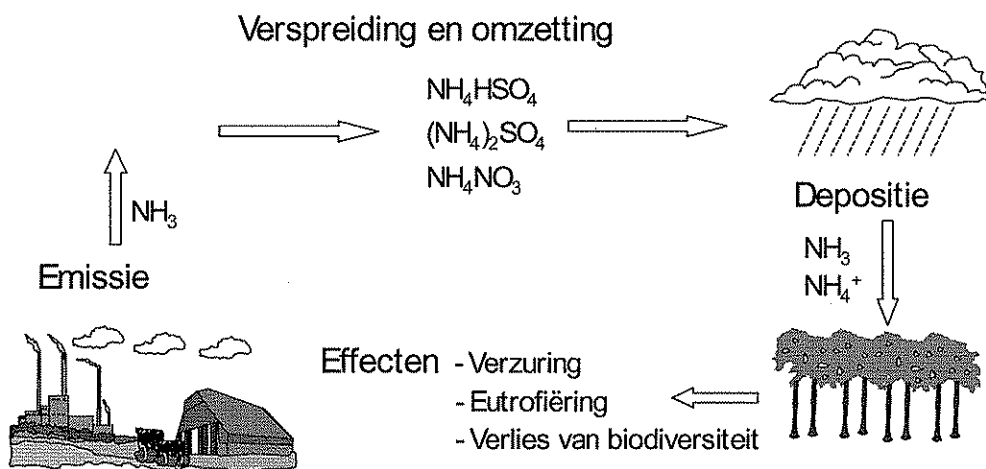
1	Samenvatting .....	5
2	Inleiding .....	6
	Modelbeschrijving .....	9
2.1	Verspreidingsmodellen algemeen .....	9
2.2	STACKS op hoofdlijnen .....	9
2.2.1	Uur-voor-uur rekenen.....	11
2.2.2	Consensus in het Nieuw Nationaal Model (NNM).....	12
2.3	Aanpassingen van NNM naar AAgro-Stacks.....	13
2.3.1	Modelopzet .....	13
2.3.2	Zwaartepunt, rekengebied en ruwheden .....	14
2.3.3	Broninvoergegevens en modellering 'Gebouwinvloed' .....	16
2.3.4	Meteogegevens in NNM en in AAgro-Stacks .....	18
2.3.5	Van verspreidingsberekening naar depositie.....	23
2.3.6	LGN5+ Vegetatieclassificatie .....	30
2.3.7	Overeenkomsten en verschillen met V-Stacks-geurmodellen.....	32
3	Modelvergelijkingen .....	35
3.1	Afstandtabel.....	36
3.2	OPS-Pro / OPS-STe .....	36
3.3	NNM-Stacks en AA-Stacks .....	37
3.3.1	Toetsing van de vereenvoudigde gebouwmodule .....	37
3.4	Vergelijking van modelresultaten .....	40
3.4.1	Inleiding .....	40
3.4.2	Bronnen en receptorgebieden.....	41
3.4.3	Grondslag voor de berekeningen .....	42
3.4.4	Berekening van de depositie met OPS en AA-Stacks. ....	43
3.4.5	Vergelijking van de modellen met de afstandtabel. ....	48
3.4.6	Conclusies modelvergelijkingen .....	56
3.5	Vergelijking met metingen.....	58
3.5.1	Modeltoetsing .....	58
3.5.2	Keuze van de vergelijkingsperioden.....	59
3.5.3	Meteorologie.....	59
3.5.4	Procedure voor schatting van de achtergrond.....	61
3.5.5	Emissieschattingen.....	63
3.5.6	Berekeningen.....	64

3.5.7	Vergelijking van de gemeten en berekende resultaten.....	64
3.5.8	Conclusie uit vergelijking met de metingen .....	67
4	Conclusies en aanbevelingen .....	68
5	Literatuur.....	69
6	Bijlagen.....	70

## 1 **SAMENVATTING**

Te schrijven na voltooiing hoofdtekst document,

Ammoniak kan vrijkomen uit een groot aantal verschillende bronnen, waarbij de veehouderij verreweg de belangrijkste emissiebron is in Nederland. Eenmaal in de lucht gebracht, kan ammoniak zuren zoals salpeterzuur en zwavelzuur neutraliseren (figuur 1), waarbij ammoniumdeeltjes of aërosolen worden gevormd. Ammoniak en ammonium kunnen uit de atmosfeer naar de bodem terugkeren door droge en natte depositie. Dit leidt tot milieuproblemen zoals eutrofiëring en verzuring van natuurgebieden, en heeft tot gevolg dat de biodiversiteit van ecosystemen kan worden aangetast bij overschrijding van de kritische depositiewaarde voor het betreffende ecosysteem. Omdat de verspreiding- en depositieprocessen moeilijk te beïnvloeden zijn, is regulering van de ammoniakemissie noodzakelijk om de schadelijke effecten tegen te gaan.



Figuur 1 Ammoniak kringloop (overzicht)

In Nederland is de instandhouding van natuurgebieden geregeld via de Natuurbeschermingswet. Hierin zijn voor heel Nederland de te beschermen gebieden (Natura 2000-gebieden) aangewezen. Voor deze gebieden worden beheersplannen uitgewerkt. In de wet is geregeld dat ontwikkelingsplannen in de nabijheid van deze gebieden getoetst dienen te worden op het verschaffen van zekerheid dat deze projecten niet leiden tot negatieve gevolgen voor deze gebieden. Zo dient ook bij veehouderij-initiatieven, in de vorm van uitbreiding en nieuwbouw van stalgebouwen, getoetst te worden of de uitstoot van ammoniak niet leidt tot een ongewenst depositieniveau op nabijliggende natuurgebieden. Van belang hierbij is dat de relatie tussen de ammoniakuitstoot van een bedrijf en de depositie op de omliggende omgeving op een heldere en objectieve wijze wordt vastgesteld met gebruikmaking van de meest recente wetenschappelijke kennis en inzichten op dit terrein. De afgelopen jaren is voor de inschatting van de depositie op de omliggende omgeving gebruik gemaakt van de zogenoemde afstandstabel uit de Interimwet ammoniak en veehouderij 2002. Hierin wordt de depositie geschat voor twee vegetatietypen (bos en

overige). In de tabel wordt de depositie uitgedrukt als mol potentieel zuur per ha per jaar door emissie van 1 kg NH<sub>3</sub> per jaar, voor afstanden die oplopen van 20 tot 3000 meter van de bron. De tabel is gebaseerd op inzichten die dateren uit het midden van de jaren negentig (*opnemen referentie Asman*). In de loop der jaren is de kennis van verspreiding en depositie van ammoniak toegenomen. Zo wordt de afgelopen jaren kennis over de lokale verspreiding van gasvormige componenten benut in vergunningverleningen via toepassing van het Nieuw Nationaal Model (NNM). De afstandstabel uit de Interimwet kan opgevat worden als een zeer sterk vereenvoudigd verspreidings- en depositiemodel. Vergeleken met de afstandstabel, kan de nauwkeurigheid van depositieberekeningen aanzienlijk verbeterd worden door gebruik te maken van de kennis over verspreiding, zoals vertegenwoordigd in het NNM, en actuele kennis van depositie-processen.

Het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) heeft aan de Animal Science Group van Wageningen UR (ASG) opdracht gegeven voor het maken, vergelijken en toetsen van een verspreidings- en depositiemodel voor ammoniak in het kader van de Natuurbeschermingswet. Het verspreidingsmodel moet door het bevoegd gezag en initiatiefnemers van projecten (o.a. adviseurs) gebruikt kunnen worden voor het berekenen van de ammoniakdepositie op natuurterreinen. De opdracht is uitgewerkt in samenwerking met de KEMA die het model heeft ontworpen en een computerprogramma (AAgro-Stacks) en handleiding heeft vervaardigd voor het gebruik ervan. ASG heeft de vergelijking met andere benaderingen en de toetsing van het model uitgevoerd. De uitvoering van de opdracht werd ondersteund door een begeleidingsgroep met daarin vertegenwoordigers van opdrachtgever LNV, VNG en IPO. De gebruiksvriendelijkheid en hanteerbaarheid van het ontwikkelde model is getest met medewerking van een groep potentiële gebruikers van het model (vertegenwoordigers van gemeenten, provincies) waarbij een aantal voorbeelden uit de praktijk zijn doorgerekend. Dit rapport beschrijft de achtergrond, doelstellingen, werkwijze en resultaten van deze opdracht.

De doelstellingen van het project zijn bij aanvang als volgt gedefinieerd:

1. Het maken van een verspreidings- en depositiemodel voor ammoniak op lokale schaal conform NNM met mogelijkheden om dit model te integreren met modules voor geurbelasting en fijn stof.
2. Het toetsen van het model
3. Het vaststellen van de onzekerheidsmarges van het model
4. Vergelijking van het ontwikkelde model met de afstandsgrafiek voor depositie

Voor de uitvoering zijn de volgende eisen en randvoorwaarden aan het uit te werken model gesteld:

1. Bundeling van recente kennis op het terrein van emissies, verspreiding, chemische omzettingen en depositie van ammoniak, voorzover deze aansluiten bij bestaande (wetenschappelijk en juridisch) geaccepteerde modellen.

2. Aansluiting en wellicht op termijn samenvoeging met het geurverspreidingsmodel en mogelijkheid tot uitbreiding naar fijn stof.
3. Gebruiksvriendelijk kunnen draaien op PC, eenvoudige bediening, menusturing, vrij beschikbaar en/of downloadbaar.
4. Geschikt voor vergunningverlening op een schaal van enkele kilometers. Ten behoeve van saldering moet het mogelijk zijn meer bedrijven in de berekeningen te betrekken.
5. Cumulatie berekeningen moeten mogelijk zijn voor een beperkt aantal bedrijven (met 5 als richtgetal).
6. Het moet mogelijk zijn om (lands) grensoverschrijdend te rekenen op de betreffende lokale schalen.
7. Het model dient aan te kunnen sluiten op de resultaten uit de in opdracht van Directie Natuur uitgevoerde Alterra-studie naar kritische depositiewaarden voor Habitatgebieden).

In deze rapportage wordt in hoofdstuk 2 allereerst een beschrijving van het ontwikkelde model gegeven. Hierbij wordt in 2.1 ingegaan op verspreidingsmodellen in het algemeen, in 2.2 op STACKS en het NNM, en in 2.3 op de aanpassingen van NNM naar AAgro-Stacks met daarbij aandacht voor de modelopzet, rekengebied, broninvoer en modellering gebouwinvloed, gebruik meteo, depositieberekening, classificering vegetatie, en de overeenkomsten en verschillen met de V-Stack-geurmodellen.

In hoofdstuk 3.1 wordt ingegaan andere modellen waarmee ammoniakdepositie kan worden berekend, met aandacht voor de OPS-varianten, NNM-Stacks en de afstandstabel. De verschillende benaderingen worden op een systematische wijze met elkaar vergeleken. In hoofdstuk 3.2 worden de resultaten besproken van de toepassing van Stacks en OPS op de dataset van het Vragender-project (*referentie rapportage*). Deze dataset bevat meetgegevens van ammoniakconcentraties en emissiegegevens van omliggende veehouderijbronnen, met een relatief geringe bijdrage van achtergrondbronnen. De door de modellen berekende ammoniakconcentraties zijn vergeleken met de gemeten concentraties.

In hoofdstuk 4 wordt tenslotte op hoofdlijnen de uitgewerkte modelopzet en de resultaten van de vergelijkingen besproken in relatie tot de doelstellingen van het project, gevolgd door conclusies en aanbevelingen.



## **MODELBSCHRIJVING**

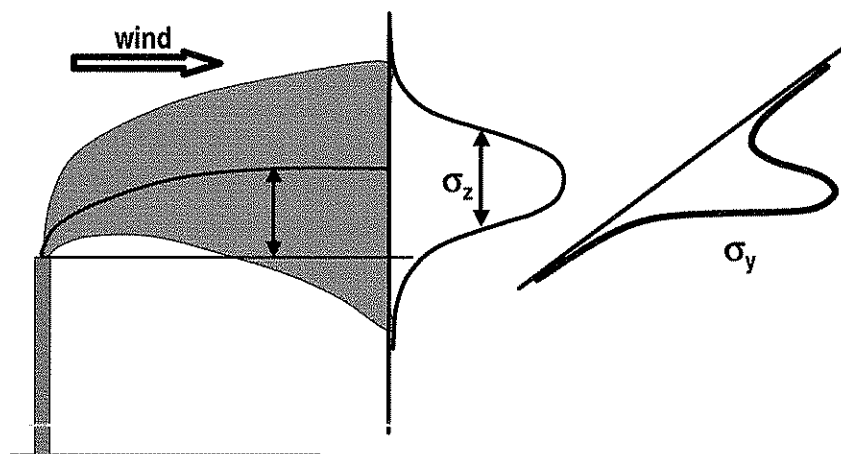
### **2.1 Verspreidingsmodellen algemeen**

De aanwezigheid van schone lucht is niet meer vanzelfsprekend: in Nederland hebben we inmiddels te maken met een schaars goed. Diverse activiteiten in de moderne samenleving gaan gepaard met de uitstoot van allerlei luchtverontreinigende stoffen. Om hierop te kunnen reageren zijn er instrumenten nodig om deze luchtverontreiniging in kaart te brengen. Deze instrumenten kunnen bestaan uit meetapparaten maar ook uit rekenmodellen. Met een dergelijk rekenmodel kan bepaald worden wat de luchtverontreiniging in de omgeving is die door lokale emissies veroorzaakt wordt. In dit achtergronddocument wordt een toepassing van een dergelijk rekenmodel beschreven: het model AAgro-Stacks, afgeleid van het Nieuw nationaal Model (STACKS).

### **2.2 STACKS op hoofdlijnen**

Het rekenmodel STACKS beschrijft de pluim uit een emissiepunt in de vorm van een klok-vormige (of meer exact geformuleerd een Gaussische) concentratieverdeling, zowel in de horizontale als verticale richting (zie figuur X.XX). Deze bi-Gaussische pluimbeschrijving binnen Stacks is niet uniek, veel andere modellen doen dat in principe op dezelfde manier. Het acroniem STACKS is bedacht in de tijd dat de toepassing van het model vooral gericht was op de verspreiding van rookpluimen vanuit schoorstenen. Inmiddels kent het model STACKS een breed scala van toepassingen: van industriële bronnen en grootschalige stofverstuiving tot geurverspreiding en de fijnstof-problematiek rond verkeerswegen.

De uitdaging in de Gaussische pluimbeschrijving is om de mate en snelheid van verdunning van de verontreinigingshoudende gassen in de lucht goed te beschrijven. Deze verdunning hangt vooral van de weersomstandigheden af. Behalve windrichting en windsnelheid zijn twee factoren bepalend: de hoeveelheid turbulentie in de lucht en de hoogte tot waar die turbulentie zich uitstrekt: de grenslaaghoogte. Zowel turbulentie als grenslaaghoogte worden niet routinematig gemeten. Ze moeten dus geschat worden uit andere parameters.



Figuur XXX. Het bi-Gaussische verspreidingsmodel: horizontale verspreiding wordt met  $\sigma_y$  aangeduid en de verticale verspreiding met  $\sigma_z$

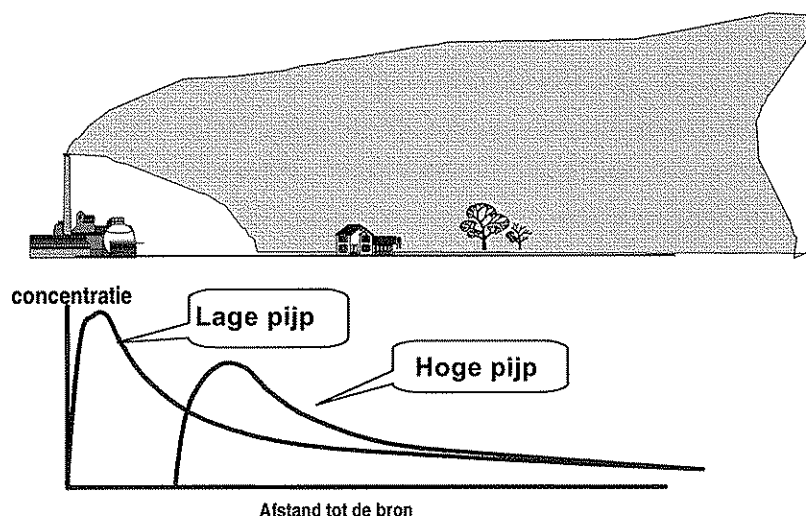
Wat de turbulentie betreft: deze atmosferische turbulentie kan worden uitgedrukt in termen als weinig, matig en veel. Classificeren we de gemeten turbulenties en vergelijken we die met een vroeger veel gebruikte methode (die bekend staat als de Pasquill classificatie), dan blijken er grote verschillen te zijn. Hoewel de traditionele methode aangeeft dat we meestal met een matige hoeveelheid turbulentie te maken hebben, blijkt dit niet zo te zijn volgens de methode van STACKS. Turbulentie in de lucht bepaalt hoe snel een pluim verdunt wordt in de atmosfeer; dit bepaalt dus de waarden van de dispersieparameters sigma-y en sigma-z (in meters). Is er veel turbulentie, dan zal een pluim snel opmengen; dit betekent ook dat een pluim wat hoger in de lucht ook sneller aan de grond komt. Is er geen turbulentie, dan verdunt een pluim niet; dit betekent dat een pluim dicht bij de grond toch wel hoge concentraties kan veroorzaken; een pluim hoger in de lucht zal dan echter de grond niet bereiken en dus juist niet bijdragen aan concentraties op leefniveau. Het blijkt dat 'matige turbulentie' niet zo heel vaak voorkomt. Dit leidt ertoe dat een pluim gemiddeld eerder aan de grond komt, maar zich ook sneller verspreid. Dicht bij de bron geeft dit hogere concentraties, maar wat verderop juist weer lagere dan eerder aangenomen was.

Wat de grenslaaghoogte betreft: ook voor de hoogte van de grenslaag wordt een dergelijke verkeerde inschatting gemakkelijk gemaakt: de grenslaaghoogte is doorgaans lager, dan verwacht wordt op grond van oudere modellen.

Tenslotte is de pluimhoogte van groot belang. Een pluim kan in de atmosfeer nog een stukje hoger komen door de warmte-inhoud: warme lucht stijgt immers (en verdunt daarbij) op. Ook kan de pluim stijgen doordat de gassen er als het ware uitgestoten worden: de impulsstijging. De extra stijging door de warmte-inhoud is meestal de belangrijkste; STACKS bepaalt zelf welke van de twee de meest belangrijke is (warmte-inhoud of impuls).

De gevonden resultaten met betrekking tot turbulentie en grenslaaghoogte zijn toegepast in het verspreidingsmodel STACKS. Alle belangrijke elementen zijn daarin samengebracht.

Voor rookpluimen die veel warmte bevatten, moet de stijging in de lucht berekend worden. In STACKS is hiervoor een methode uitgewerkt en getoetst aan veel metingen. Hier wordt aangetoond dat bekende tamelijk eenvoudige formules om de pluimstijging te berekenen best kunnen worden toegepast, mits de opbouw van de atmosfeer (wind- en temperatuur) maar goed beschreven is. Om chemische reacties in de pluim te kunnen bepalen is tevens een instantaan pluimmodel toegevoegd.



Figuur XX. Een hogere pijp geeft een ander verspreidingspatroon dan een lage pijp: duidelijk lagere concentraties die tevens op wat grotere afstanden hun hoogste waarden kennen.

De berekende concentraties rond de schoorsteen komen redelijk goed met metingen overeen. Het uitvoeren van metingen in de buitenlucht is een belangrijke en soms lastige taak. Niettemin is een groot aantal metingen bij de ontwikkeling van STACKS gerapporteerd en gebruikt om de uitkomsten te toetsten. Bij de meteorologische mast van het KNMI en bij de kerncentrale in Dodewaard zijn tracer metingen gedaan om de pluimafmetingen te bepalen. Bij elektriciteitscentrales in Nederland is veel gemeten om de chemische omzettingen van stikstofoxiden te bepalen. En om de rookpluimstijging te meten is herhaaldelijk een periode gemeten in Duitsland (bij Leipzig) en in Polen (bij Krakow). Voor het testen van het totaalresultaat is een groot (internationaal aanbevolen) bestand met metingen rond een Amerikaanse centrale gebruikt en enkele datasets van metingen bij lage bronnen (0,5 m en 30 m hoog).

### 2.2.1 Uur-voor-uur rekenen

Het NNM is een zogenaamd uur-voor-uur model. Dit model rekt een lange tijdreeks met parameters van opgetreden weersituaties door, eventueel in combinatie met achtergrondconcentraties en emissies: de uur-voor-uur methode. Uur-voor-uur rekenen blijkt zoveel

duidelijke voordelen te hebben (zoals hogere nauwkeurigheid en meer emissie variatie mogelijkheden), dat deze modelvorm uiteindelijk als enige de status Nationaal Model toegekend heeft gekregen: in kritische situaties dient dit model gebruikt te worden.

De uur-voor-uur rekenmethode heeft als bijkomend praktisch nadeel dat de rekentijden soms aanzienlijk kunnen zijn bij de huidige generatie computers wanneer het aantal bronnen en receptorpunten erg groot is. Het Nieuw Nationaal Model biedt een eenvoudige en doeltreffende mogelijkheid om (aanzienlijk) sneller te rekenen wanneer aan de nauwkeurigheid van de eindresultaten enige concessies gedaan mogen worden. Uit de uren met meteorologische gegevens wordt via random-sampling een steekproef gedaan, alleen voor deze uren worden alle berekeningen volgens de 'normale' formuleringen uitgevoerd. De meteorologische preprocessing zelf (vooral het berekenen van de grenslaaghoogte) geschiedt echter met alle uren; de dispersieberekening (waaronder alle roosterpunt berekeningen) worden voor de gesampled uren uitgevoerd. Deze constructie biedt een optimale combinatie tussen nauwkeurigheid en rekensnelheid. Bij deze steekproef is alle invoer en zijn alle berekeningen identiek aan die bij het volledige model en worden dus automatisch steeds de goede uitkomsten verkregen voor de steekproef-uren. In AAgroStacks wordt hiervan gebruik gemaakt door uit de totale meteoset van 5 jaar 25% van de uren door te rekenen.

### 2.2.2 Consensus in het Nieuw Nationaal Model (NNM)

Het oude Nationaal Model stamt uit de jaren zeventig en is daarna nog aangevuld met modules voor gebouwinvloed en percentielberekeningen. In de jaren negentig bleek dat de modelbeschrijving (vooral hoge bronnen) niet afdoende was: vergelijking met de Amerikaanse meetgegevens die inmiddels voor validatie beschikbaar gekomen, toonden o.m. een overschatting van de berekende concentraties aan. De discussie die daarover ontstond bevestigde dat het Nationaal Model in wetenschappelijk opzicht verouderd was en leidde tot het advies van de Commissie Onderzoek Luchtverontreiniging, de beheerder van het Nationaal Model, tot een herziening te komen. Vervolgens werden ook bestaande gebruikerswensen geïnventariseerd en werden in een nationale workshop de prioriteiten voor de herziening aangegeven. Begin 1995 startte vervolgens een project voor de revisie, in opdracht van Ministerie VROM. Het model STACKS werd als uitgangsmodel genomen en op enkele ondergeschikte punten geamendeerd en aangevuld met een submodel om het gedrag in de onderste grenslaag beter te beschrijven. Daarbij werd de formulering van het Nieuw Nationaal Model een feit waarbij rekening werd gehouden met de wetenschappelijke kwaliteiten van de onderzochte rekenwijzen en het beoogde gebruik in het maatschappelijk verkeer. Dit Nieuw Nationaal Model is jarenlang niet echt wettelijk voorgeschreven, maar door diverse instanties (RIVM, VROM en grote kennisinstellingen als KEMA en TNO) aanbevolen als consensus model. Dat betekende in praktijk dat je goede argumenten moest hebben om een ander model te gaan gebruiken.

Het beheer van het Nationaal Model berustte bij de Commissie Onderzoek Luchtverontreiniging (COL) van de toenmalige "Vereniging Lucht" (een voorloper van de hedendaagse Vereniging voor Milieukundigen) . De COL had aanvankelijk ingestemd met overdracht van dat beheer aan het Nederlands Normalisatie Instituut. Omdat dit plan om financiële redenen is afgesprongen is van de zijde van het ministerie VROM voorgesteld om het beheer onder te brengen bij Infomil. Infomil is een servicecentrum voor de lagere overheden op het gebied van de uitvoering van het milieubeleid en bestrijkt daarmee een belangrijk deel van de gebruikers van het Nationaal Model. Vragen en wensen van gebruikers kunnen door Infomil worden verzameld en beantwoord. Ook fungeert InfoMil (intussen opgegaan in SenterNovem) als helpdesk voor overheden ter ondersteuning in het gebruik van het model.

## **2.3       Aanpassingen van NNM naar AAgro-Stacks**

### **2.3.1       Modelopzet**

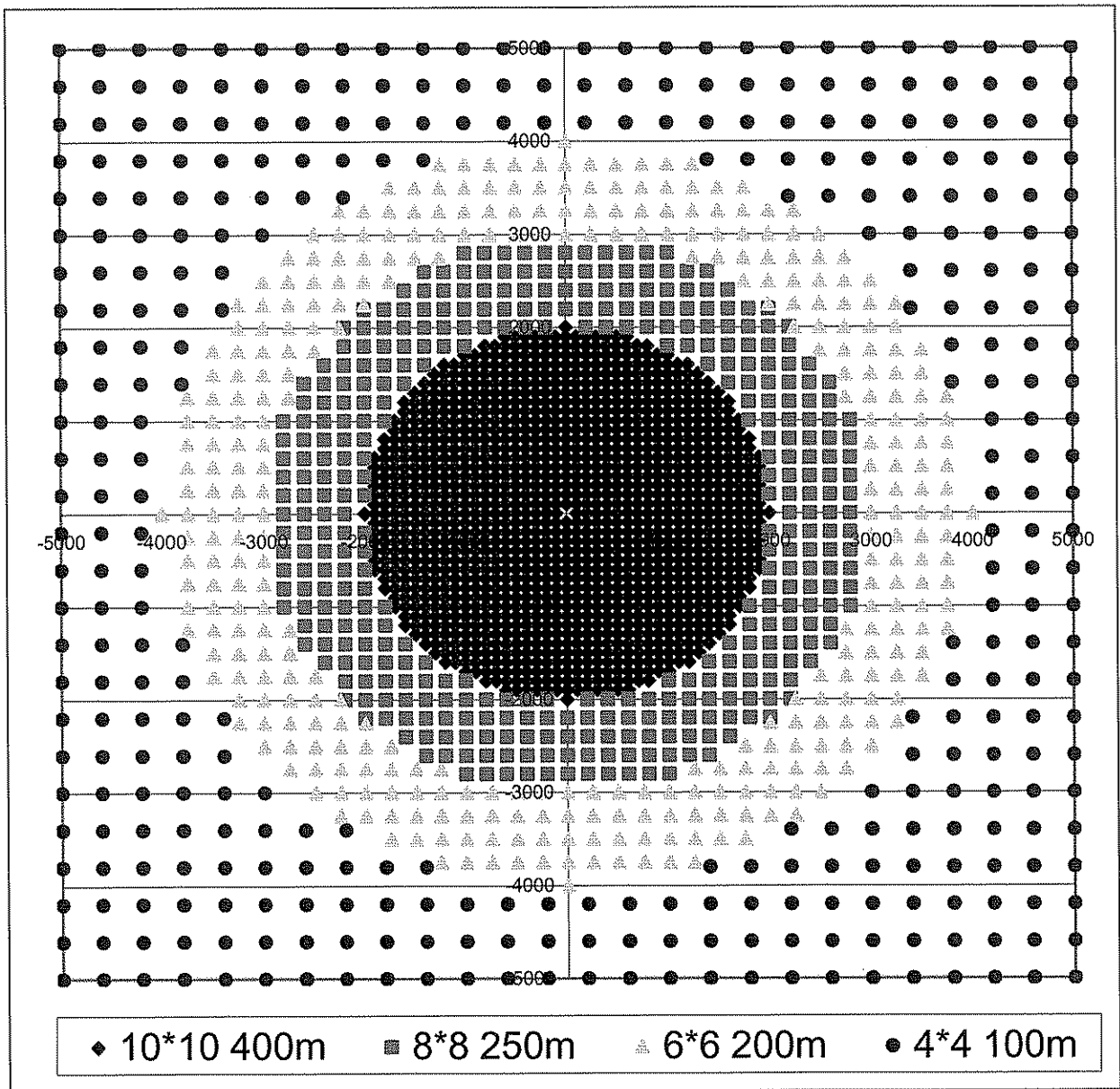
Als uitgangspunt voor het AAgro-Stacks model is vanzelfsprekend het bestaande NNM Stacks model genomen, om precies te zijn de KEMA-interne gebruiksversie. Dit is het model met de meest uitgebreide mogelijkheden (rekent zowel met punt-, lijn- en oppervlakte bronnen, als ook de complete verkeersmodellering met tunnels, viaducten en variabele voertuigintensiteiten) maar ook het model met de minst verzorgde gebruikersinterface. Voor de omzetting naar het ammoniakdepositiemodel is een aanpak gevolgd die bestaat uit twee lijnen: omzetting van dit Stacks-model naar een toegespitst rekenhart en vervaardigen van een gebruikersinterface als een 'schil' om dit rekenhart. De hier geïntroduceerde terminologie van 'Rekenhart' en 'Schil' zal ook in de rest van deze modelbeschrijving gehanteerd worden.

De gebruiker neemt vrijwel uitsluitend het 'Schil'-gedeelte van het programma waar. Na opstarten van het programma kan de gebruiker op de schermen van de 'Schil' de invoergegevens ingegeven, verschillende stuuroopdrachten verstrekken en na berekening de resultaten bekijken. Het rekenhart vormt de kern van het programma en voert vrijwel onzichtbaar voor de gebruiker de eigenlijke verspreidings- en depositie-berekeningen uit. Slechts de voortgang van de berekening wordt door het rekenhart in een klein window op het beeldscherm gepresenteerd. Het gebruik van het programma met behulp van de 'Schil' door de gebruiker is beschreven in de Handleiding "Rekenen met AAgro-Stacks" die met het programma wordt meegedistribueerd en tevens als interactieve helpfunctie in het programma is opgenomen. In de volgende paragrafen van dit hoofdstuk worden die modelonderdelen beschreven die aan het NNM-Stacks model zijn toegevoegd of gewijzigd tijdens de conversie naar het ammoniakdepositiemodel AAgro-Stacks.

### 2.3.2 Zwaartepunt, rekengebied en ruwheden

Na invoer van een complete set gegevens door de gebruiker kan de berekening starten. De eerste stap in de berekening is de vaststelling van het rekengebied. In overleg met de begeleidingscommissie is er voor AAgro-Stacks voor gekozen om de afmetingen van het rekengebied niet door de gebruiker te laten bepalen, maar een rekengebied met vaste afmetingen van 10 bij 10 kilometer te hanteren. Als middelpunt van het rekengebied wordt het zwaartepunt van de ingevoerde bronnen van het cluster genomen. Het zwaartepunt wordt berekend als het (niet gewogen) gemiddelde van de ingevoerde broncoördinaten (waarbij in verband met een goed interpreteerbare weergave van de resultaten de zwaartepuntcoördinaten worden afgerond op honderdtallen). De keuze voor een door de bronnen bepaald rekengebied is gemaakt om de gebruiker invoer te besparen. De keuze voor de afmetingen van 10 bij 10 kilometer is ingegeven door het feit dat de ammoniakdepositie vanaf een bron zich op kilometer schaal afspeelt. Veel groter is daarom verminderd zinvol, terwijl bij kleinere schaal gevoelige gebieden gemist kunnen worden.

Rond het uit de broncoördinaten berekende zwaartepunt wordt (na afronding) het rekengebied van 10 bij 10 kilometer gevuld met receptorpunten waarvoor de ammoniakdepositie berekend gaat worden. Met het oog op de beperking van de rekestijd is er in het rekengebied een verzameling receptorpunten genomen die in het hart van het rekengebied op een korte roosterafstand van 100 meter liggen, terwijl naar de randen van het gebied deze afstand toeneemt naar 400 meter. Onderstaande figuur X.X toont de verdeling van de 2356 punten om het zwaartepunt in het rekengebied. De 'Schil' rekest de ligging van het zwaartepunt uit, waarna het rekenhart op basis hiervan de ligging van de receptorpunten bepaalt. De door de gebruiker ingevoerde sets coördinaten van gevoelige locaties worden door de Schil aan het rekenhart meegegeven en vervolgens door het rekenhart in een-en-dezelfde rekestslag meegenomen.



Figuur X.X: De verdeling van de 2356 punten om het zwaartepunt in het rekengebied

Voor atmosferische verspreidingsberekeningen is de lokale ruwheid een belangrijke parameter. De ruwheid is bepalend voor het optredende windprofiel, bij een hoge ruwheid neemt de windsnelheid op geringe hoogte sterker af, de turbulentie neemt daarentegen toe bij toenemende ruwheid. In het AAgro-Stacks model wordt de ruwheid automatisch berekend als gemiddelde ruwheid voor het geselecteerde rekengebied. De berekening vindt plaats in de 'Schil' op basis van een gedetailleerd ruwhedenbestand. Dit bestand met een resolutie van 100 bij 100 meter is samengesteld op basis van een ruwhedenbestand dat beschikbaar is via de KNMI-website ([www.knmi.nl/samenw/hydra](http://www.knmi.nl/samenw/hydra)). De herkomst van dit bestand is het LGN3+ grondgebruiksbestand van Alterra.

### 2.3.3 Broninvoergegevens en modellering 'Gebouwinvloed'

In het AAgro-Stacks model dient voor ieder emissiepunt naast de exacte ligging van het emissiepunt de volgende set parameters ingevoerd te worden:

- De gemiddelde gebouwhoogte [m],
- De hoogte van de uitstroomopening [m],
- de diameter van de uitstroomopening [m]
- De verticale uitreesnelheid [m/s].

De laatste twee parameters zijn van belang om de verticale stijgsnelheid en initiële NH<sub>3</sub>-concentratie van de pluim uit de stal te bepalen. De hoogte van de uitstroomopening is, in combinatie met de gemiddelde gebouwhoogte, uiteraard eveneens een belangrijke uitgangspaarparameter voor het model. In de regel zijn dierverblijven zelden voorzien van een schoorsteen die de emissieopening echt ruim boven het gebouw uittilt. Het komt zelfs voor dat de uitstroomopeningen van de ventilatie zich onder de nokhoogte van een stal bevinden. Juist in die gevallen kan het gebouw zelf een grote invloed hebben op de verspreiding van emissies vanuit het gebouw, het zogenaamde 'gebouweffect'. In de Nieuw Nationaal Model (NNM) beschrijving is ruim aandacht aan de beschrijving van dit 'gebouweffect' en in het KEMA NNM-Stacks model is het mede daarom mogelijk om per bron een 'gebouw' in de modelberekeningen mee te nemen. Berekening van het effect van het gebouw op de verspreiding vanaf de bron gebeurt dan in de zogenaamde 'gebouwmodule'.

De per bron benodigde invoer voor de gebouwmodule bestaat uit de volgende parameters:

- Lengte, breedte en hoogte van het gebouw (zuivere blok-vorm verondersteld),
- X- en Y- coördinaten van het zwaartepunt van het gebouw
- Oriëntatie van de lengteas van het blokvormige gebouw.

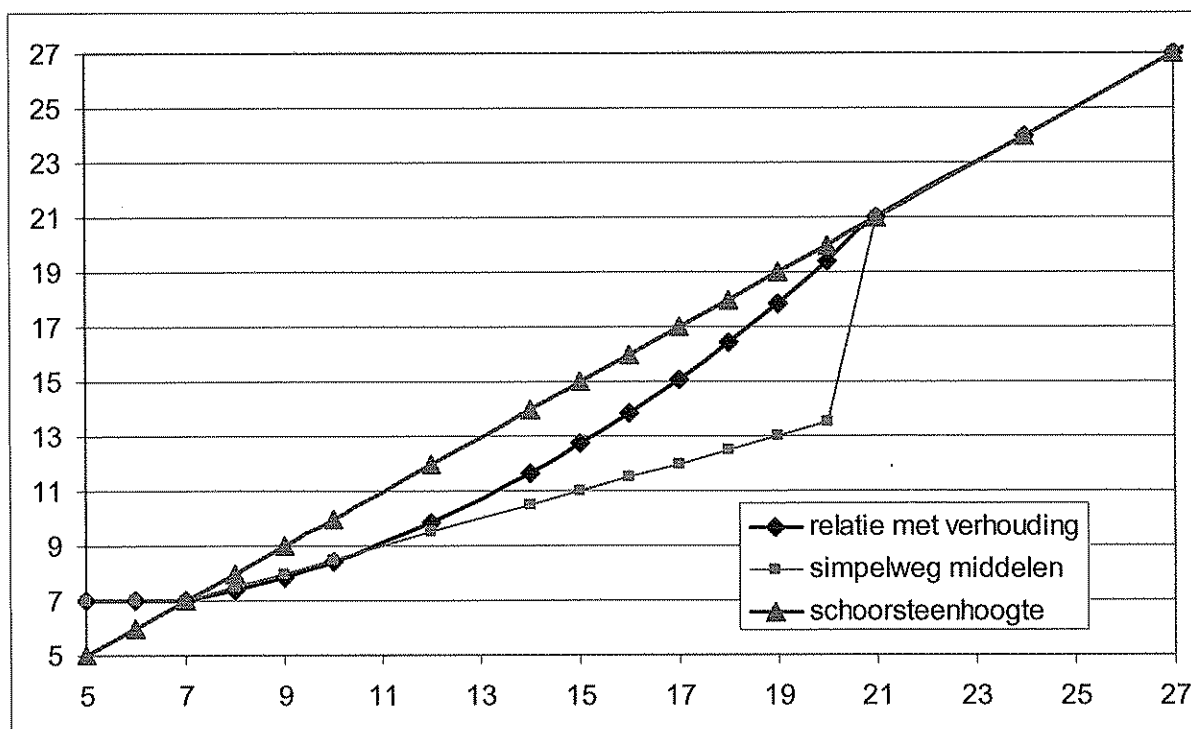
In eerste opzet maakte de NNM-gebouwmodule, die integraal is opgenomen in het KEMA-Stacks model, ook onderdeel uit van het VROM geurverspreidingsmodel. In de praktijk bleek het voor vergunningverleners echter lastig om al de invoerwaarden voor deze parameters te genereren. Zeker bij grote aantallen bronnen was dit zelfs praktisch onuitvoerbaar. Behalve dat de invoergegevens niet beschikbaar waren, kwam aanvullende motivatie om geen gebouwparameters in te voeren voort uit het feit dat het effect van een gebouw vooral een korte-afstands effect is en dat het vanwege het cumulatieve effect van een groot aantal bronnen netto weinig zou uitmaken. Als resultaat maakt de gebouwmodule niet langer deel uit van de VROM-geurverspreidingsmodellen.

Om voor de verspreidingsberekeningen toch iets van een gebouweffect in de modellering op te nemen, is daarop gekozen voor een eerste versimpelde benadering. Ondersteund door



een reeks berekeningen met een versie met en zonder NNM-gebouwmodule is de volgende benadering gekozen waarin drie situaties worden onderscheiden:

1. De emissieopening is minstens driemaal zo hoog als het gebouw; hier wordt geen invloed van het gebouw op de verspreiding verondersteld en de hoogte van het emissiepunt blijft ongewijzigd.
2. De emissieopening is lager dan de gemiddelde gebouwhoogte (bv. luiken in de wand) hier zullen twee effecten optreden. De geur moet voor een aantal richtingen toch over de top van het gebouw heen: de bron wordt verhoogd. En het gebouw veroorzaakt wat extra wervelingen: de bron wordt quasi verlaagd. In vereenvoudigd model wordt een en ander tegen elkaar weggestreept en de emissiehoogte wordt gelijk genomen aan de gemiddelde gebouwhoogte.
3. Voor de tussenliggende situaties waarin de emissieopening lager is dan driemaal de gebouwhoogte maar hoger dan de gemiddelde gebouwhoogte; hier wordt een invloed van het gebouw verondersteld, het effect zal een toename van de turbulentie zijn en om op korte afstand dit effect te simuleren wordt de hoogte van de emissieopening licht gereduceerd. Deze reductie wordt uitgevoerd met een derde van de verhouding tussen emissieopeningshoogte en gebouwhoogte zodat een soepele overgang naar de beide voorgaande situaties verkregen wordt, zoals blijkt uit onderstaande afbeelding X.X-1.

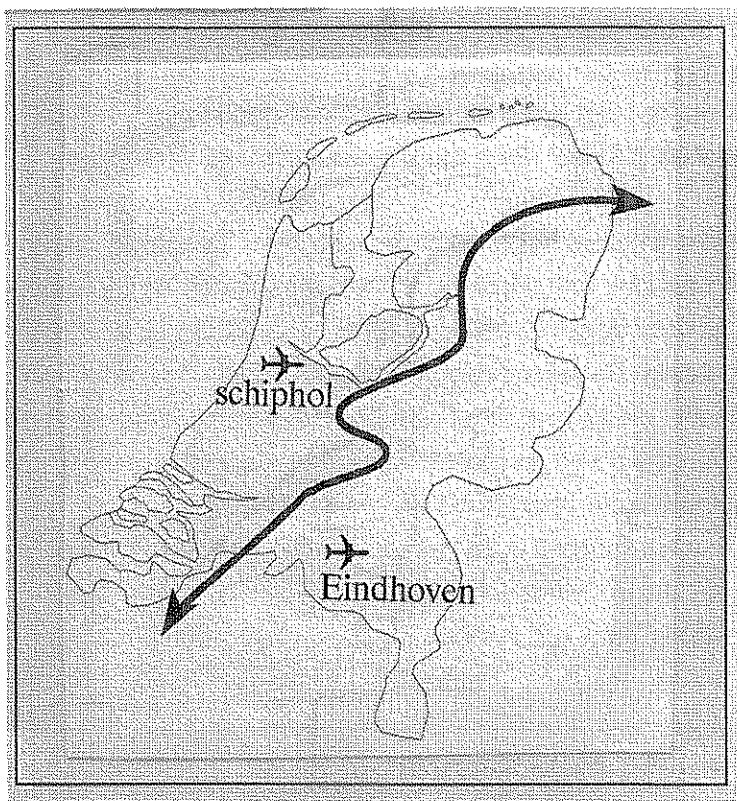


Figuur X.X-1: De donkerblauwe lijn geeft de berekende 'effectieve schoorsteenhoogte' weer voor een constante gebouwhoogte van 7 meter als functie van de (in rood weergegeven) emissiepunt-(of schoorsteen)-hoogte.

Een serie berekeningen heeft aangetoond dat deze set aannames in de meeste gevallen goed zullen uitpakken en op eenvoudige wijze het gebouweffect redelijk representeren. [Hetgeen niet wegneemt dat er situaties zijn waar de score minder is, het blijft immers een benadering van een benadering.] Deze voor de VROM-geurverspreidingsmodellen geselecteerde benadering van het gebouweffect door middel van de gemiddelde gebouwhoogte is voor het ammoniakdepositiemodel AAgro-Stacks omgewijzigd overgenomen.

#### 2.3.4 **Meteogegevens in NNM en in AAgro-Stacks**

Binnen het Nieuw Nationaal consensus Model is de afspraak gemaakt dat wordt gerekend met óf de meteogegevens van weerstation Schiphol, óf de meteogegevens van weerstation Eindhoven. Voor deze twee weerstations zijn voor een lange reeks van aangesloten jaren complete (dwz geheel zonder ontbrekende gegevens dus) sets meteogegevens beschikbaar. Om de keuze tussen beide meteosets te kunnen maken is er in NNM-kader een kaart van Nederland opgesteld waarin Nederland in twee zones is verdeeld. Met een soepel getrokken lijn is aangegeven waar met 'Eindhoven' dan wel 'Schiphol' gerekend zou moeten worden. (zie figuur XXX afkomstig uit de NNM-modelbeschrijving "het Paarse boekje") Deze twee meteostations worden representatief geacht voor alle locaties in Nederland. Voor het westen/noorden van het land wordt Schiphol aanbevolen en voor het zuiden en oosten het station Eindhoven. Voor locaties op of nabij deze scheidslijn heeft de modelgebruiker in NNM de vrije keuze tussen de twee meteostations. Voor de VROM geurverspreidingsmodellen is deze binaire keuzemogelijkheid voor de gebruiker gehandhaafd. Belangrijk argument hiervoor was de wens om bij het NNM aan te sluiten.



Figuur XXX; Keuze tussen Schiphol of Eindhoven

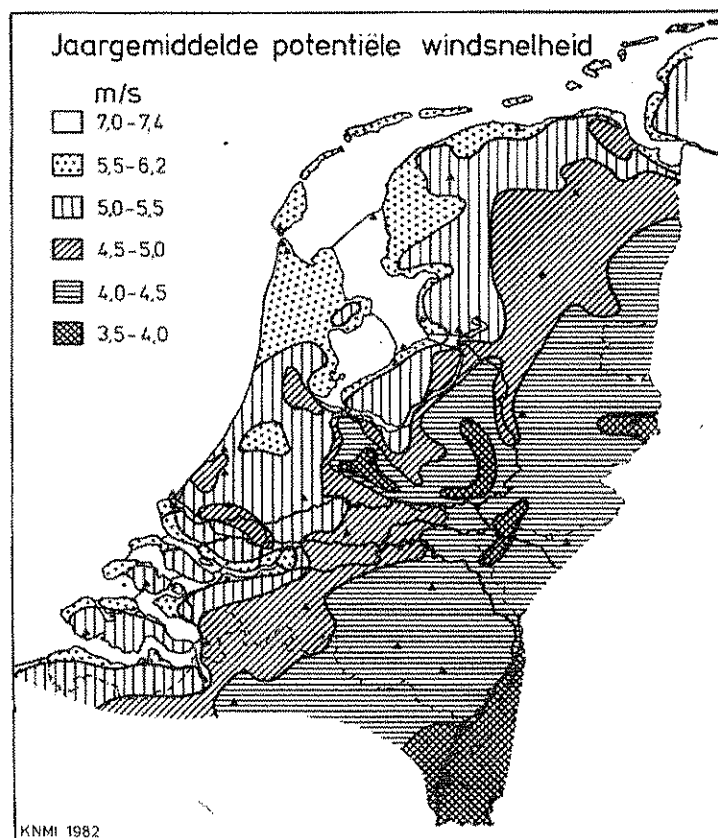
Deze tweedeling leidt tot discontinuïteit van berekende concentraties. Hoe groot het verschil tussen gebruik van Schiphol en Eindhoven is, is voor zover bekend nooit goed uitgezocht. Bij de opzet van het NNM is uitgegaan van verschillen in de orde van 30% (als gemiddelde over een heel rekenveld). Keuze voor meer stations is indertijd wel overwogen, maar stations als Beek en de Bilt bleken geen goede representatieve meetreeksen te geven en stations als Den Helder, Vlissingen en Eelde wijken weinig af van Schiphol.

Een van de uitgangspunten voor het ammoniakdepositiemodel was om het voor de gebruiker zo eenvoudig en eenduidig mogelijk te maken. Voor een agrarische ondernemer in Drenthe, de Achterhoek of Zeeland is de keuze tussen Eindhoven of Schiphol niet vanzelfsprekend, zodat naar een alternatief is gezocht. Eerste overwogen mogelijkheid was om het model op basis van de ingevoerde broncoördinaten automatisch de keuze tussen Eindhoven en Schiphol te laten maken. Mede omdat dat in de 'vrije-keuze-overgangszone' toch nog steeds tot discontinuïteiten leidt, is deze automatische selectie van Eindhoven of Schiphol verworpen.

Een denkbare alternatieve oplossing om de tweedeling te vermijden is het gebruik van één meteostation ten behoeve van verspreidingsberekeningen. Het is een mogelijkheid om bijvoorbeeld het station Eindhoven te nemen en een vertaalslag van de meteo-parameters naar die van Schiphol te maken (of omgekeerd).

Wanneer we de *meteostatistiek* van beiden beschouwen, zijn de belangrijkste verschillen tussen de twee stations de windsnelheid en de frequentie van optreden van de windrichtingen. Van uur tot uur kunnen dan wel grote verschillen optreden in bijvoorbeeld neerslag en bewolking maar de statistiek zal voor deze parameters niet veel verschillen.

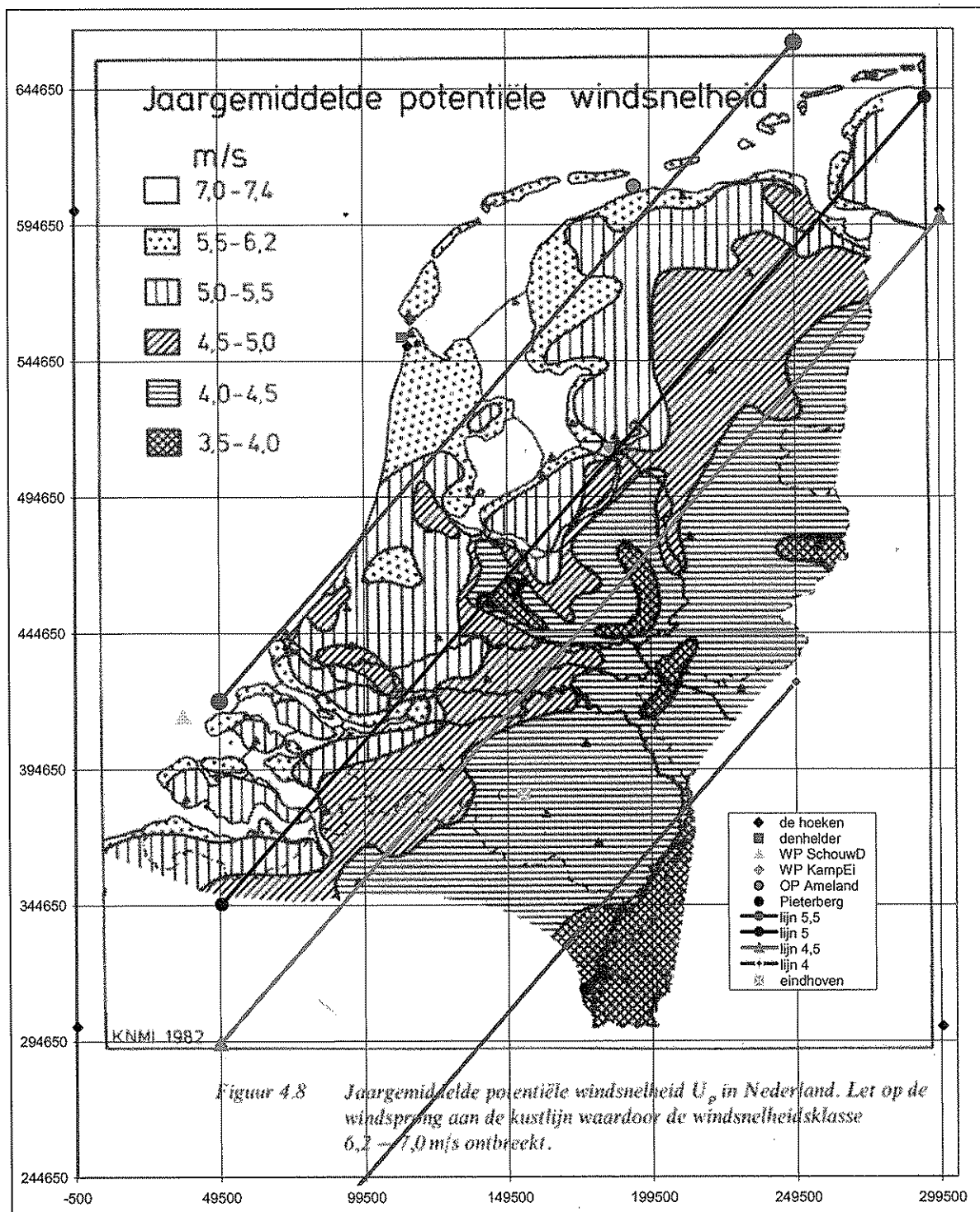
Omdat de (gemiddelde) windsnelheid het meest kenmerkende verschil is tussen de meteo van beide stations, is vervolgens een aanpak geselecteerd waarin afhankelijk van de locatie van het rekengebied een schaalfactor voor de windsnelheid wordt bepaald die op de meteoset van Eindhoven wordt losgelaten. De keuze voor Eindhoven is hier ingegeven door het feit dat de meeste veehouderijen zijn gelegen in Oost- en Zuid-Nederland. Onderstaande afbeelding is een weergave van de verdeling van de jaargemiddelde potentiële windsnelheid in Nederland. De potentiële windsnelheid is de voor de lokale ruwheid gecorrigeerde windsnelheid. Deze geeft aan wat de windsnelheid is bij een constante lage terreinruwheid van 3 cm. Uit figuur XXX blijkt duidelijk dat de windsnelheid het hoogst is in Noord-West-Nederland en geleidelijk afneemt naar het naar het zuidoosten (Limburg).



Figuur X>XX Jaargemiddelde Potentiële windsnelheid in Nederland (Bron: windkaart van Wieringa).

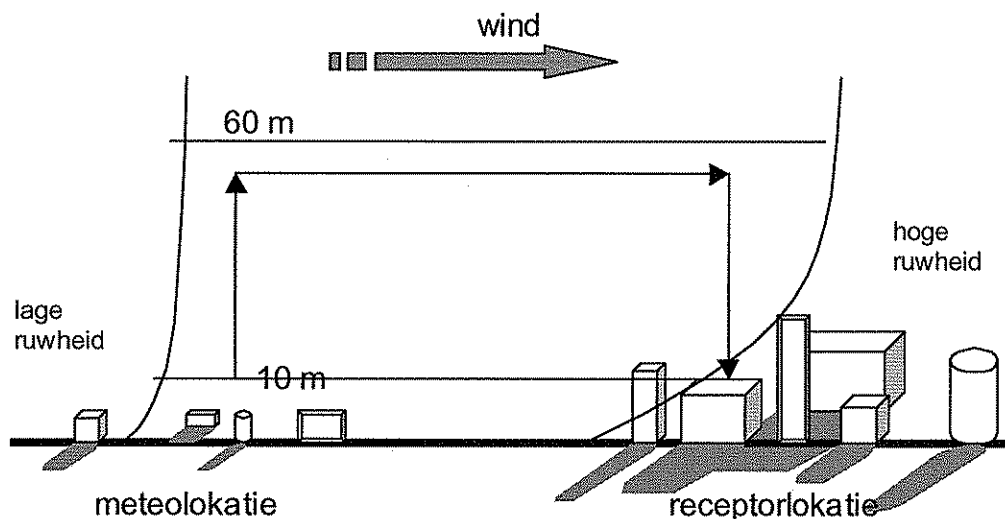
Het geleidelijk afnemende patroon van noord-west naar zuid-oost dat ondanks de redelijk grillige lijnen in de kaart herkend kan worden, is voor gebruik in AAgro-Stacks omgezet naar

een stelsel van evenwijdige lijnen. De jaargemiddelde potentiële windsnelheid in Eindhoven is 4,2 m/s; voor Schiphol is deze 5,3 m/s. Met behulp van deze lijnen, die zijn weergegeven in de onderstaande figuur X>XX+1, is het eenvoudig mogelijk om voor een willekeurig punt in Nederland de jaargemiddelde potentiële windsnelheid door middel van inter- of extrapolatie te berekenen. De zo verkregen waarde is gebruikt als schaaftactor. Deze schaaftactor wordt in het model toegepast op de potentiële windsnelheid, die in het model op 60 m hoogte is bekend is. Op deze wijze wordt de windsnelheid locatiespecifiek gemaakt.



Figuur X>XX Jaargemiddelde Potentiële windsnelheid in Nederland (Bron: KNMI.....)

De windsnelheid wordt daarnaast natuurlijk sterk beïnvloed door terreinobstakels die in de omgeving aanwezig zijn. Deze terreinruwheidslengte is een maat voor de hoeveelheid obstakels. Hoe meer obstakels, hoe groter de ruwheidslengte en hoe meer de wind wordt afgeremd. Dit betekent dat de gemeten windsnelheid lager zal zijn naarmate er bovenwinds een grotere ruwheidslengte bestaat. Op een willekeurige locatie zal de windsnelheid op 10 m hoogte (de standaardmeethoogte) dus anders zijn bij dezelfde hoogtewind. Uitgaande van de (locatiespecifiek gemaakte) potentiële windsnelheid op 60 m wordt dan de lokale windsnelheid te plaatse (met de lokale ruwheid) berekend (zie figuur..XXX).



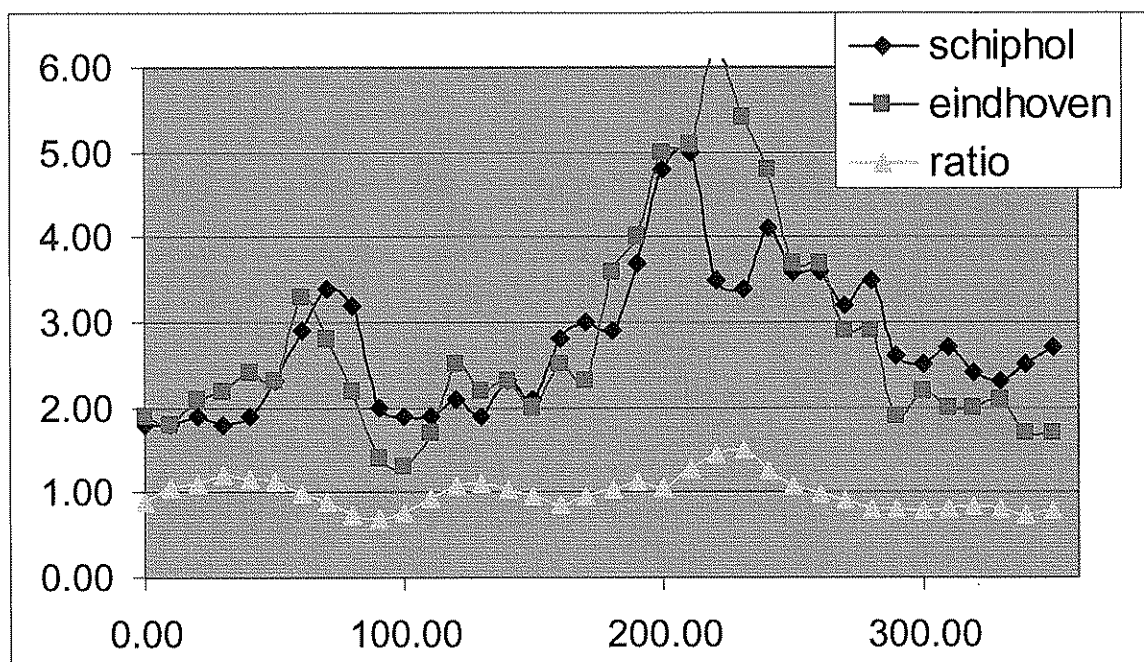
Figuur ... Verschillen in ruwheden tussen meteolokatie en receptorlokatie moeten gecorrigeerd worden door windprofielen te berekenen met gelijke windsnelheden op 60 m en ruwheidsafhankelijke windsnelheden op 10 m

In een serie testberekeningen met deze vernieuwde methode om plaats specifieke meteodata te genereren bleek dat voor de verspreidingsberekeningen de gemiddelde windsnelheid inderdaad de eerste orde parameter is. Uit vergelijking tussen verspreidingsberekeningen met Schiphol meteogegevens en 'naar Schiphol geïnterpoleerde' Eindhoven meteogegevens bleken er ook nog aanzienlijke windrichtingsafhankelijke verschillen te bestaan. Deze, door verschillen tussen Eindhoven en Schiphol in de jaarlijkse verdeling van de windrichting over de windroos veroorzaakte, verschillen zijn gereduceerd met de introductie van een tweede schaalfactor. Uit de verhouding van de berekende afstanden van de rekenlocatie naar resp.

Eindhoven en Schiphol wordt een weegfactor bepaald waarmee de windschaalfactor windrichtingsafhankelijk wordt aangepast. Met deze windrichtingsweegfactor als een goede tweede orde parameter worden goede resultaten verkregen.

Optimaal zou natuurlijk het gebruik van langdurig lokaal gemeten meteoparameters zijn, maar deze met schaal- en weeg-factor verkregen locatiespecifieke meteoparameters geven naar verwachting de werkelijke situatie beter weer dan de ongewijzigde Eindhoven- of Schiphol meteogegevens.

De frequentie van de windrichting kan voor de berekening van jaargemiddelde concentraties eveneens eenvoudig worden verdisconteerd. Na berekening van elke uurgemiddelde concentratie op een bepaalde locatie kan deze worden gecorrigeerd met het verschil in procentueel voorkomen van deze windrichting van het ene station tov de andere. Voor tussenliggende locaties kan weer eenvoudig worden geïnterpoleerd.



Figuur XXX: Verschil in frequentie van voorkomen (y-as) van windrichtingen (windrichtingsectoren van 10 graden). Gele lijn is de verhouding tussen deze twee (glijdend uitgemiddeld): de windrichtingsweegfactor.

### 2.3.5 Van verspreidingsberekening naar depositie

#### 2.3.5.1 Algemeen

Gaat het in het NNM vooral om de concentraties in de lucht, in AAgroStacks is de hoeveelheid uit de lucht neergeslagen massa (de depositiehoeveelheid in mol of gram) vooral van belang. Omdat dit proces vanuit de lucht gaat, zijn de luchtconcentraties natuurlijk

wel weer heel belangrijk. Daarom wordt ook gekozen voor het NNM: dit model is in Nederland het meest toegesneden op de berekening van luchtconcentraties op lokale schaal. Het houdt het meest gedetailleerd rekening met processen die op korte afstand van bronnen een rol spelen. In het NNM is het depositieproces beschreven op ongeveer dezelfde wijze als in het OPS model. Het OPS model is bij RIVM ontwikkeld en wordt toegepast voor allerlei luchtverontreinigingsberekeningen op nationale schaal, relatief grootschalig dus ten opzichte van de lokale schaal. Het NNM is nooit geschikt gemaakt voor ammoniak verspreiding en depositie zodat hier voor AAgro-Stacks expliciet aandacht aan gegeven moet worden. Daarbij kijken we vooral naar de modelformulering in het OPS model en bezien welke elementen overgenomen dienen te worden en welke eventueel vereenvoudigd kunnen worden.

Voor het ammoniakdepositie model onderscheiden we analoog aan het OPS model de volgende processen;

- Chemische omzetting van  $\text{NH}_3$  naar  $\text{NH}_4^+$ .
- Droge depositie van  $\text{NH}_3$  en het secundaire product  $\text{NH}_4^+$
- Natte depositie van  $\text{NH}_3$  en  $\text{NH}_4^+$ .

Als extra kan genoemd worden;

- Terugvorming van  $\text{NH}_3$  uit  $\text{NH}_4^+$  (bijvoorbeeld in de vorm van  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) bij hogere temperaturen.

Alle processen worden kort beschouwd om na te gaan welke processen in AAgro-Stacks zijn ingebouwd en wat ter vereenvoudiging van het model verwaarloosd is.

### 2.3.5.2 Massabalans:

Nemen we analoog aan het OPS model een lineair verband aan tussen de massa en de verandering van de massa in de tijd, dan krijgen we;

$$\frac{dM_{\text{NH}_3}}{dt} = -k_{\text{NH}_3} \cdot M_{\text{NH}_3} \quad (1)$$

De verliescoëfficiënt voor massa ( $k_{\text{NH}_3}$ ) kan opgebouwd worden gedacht uit de som van een aantal verliescoëfficiënten;

$$k_{\text{NH}_3} = \frac{v_{d(\text{NH}_3)}}{z_i} + k_c + \Lambda_{w(\text{NH}_3)} \quad (2)$$

De drie termen geven achtereenvolgens het verlies door droge depositie, het verlies door chemische omzetting en het verlies door natte depositie weer. In AAgro-Stacks zijn deze drie verliestermen gewoon overgenomen, zij het dat de verliesterm door chemische omzetting naar secundaire aerosolen als een vaste fractie per tijdseenheid is aangenomen ter vereenvoudiging. De depositiesnelheid  $V_d$  en de uitwascoëfficiënt voor natte depositie van  $\text{NH}_3$  wordt berekend zoals in het Paarse boek is aangegeven.

De terugvorming van  $\text{NH}_3$  uit  $\text{NH}_4$  producten (niet in OPS opgenomen) en resorptie vanaf de grond worden in AAgro-Stacks niet opgenomen.



De verliescoëfficiënt voor massa ( $k_{NH_4^+}$ ) kan weer opgebouwd worden gedacht uit de som van een aantal andere verliescoëfficiënten van deze vervolgproducten;

$$k_{NH_4^+} = \frac{V_{d(NH_4^+)}}{3\sigma_z} + k_{c2} + \Lambda_{w(NH_4^+)} \quad (3)$$

In dit geval staat de coëfficiënt voor chemische omzetting  $k_{c2}$  voor de terugvorming van  $NH_3$  uit  $NH_4^+$ . In AAgro-Stacks zijn deze processen van vervolgproducten niet opgenomen; het betreft hier correctietermen op een toch al kleine fractie van het  $NH_3$  dat in  $NH_4^+$  is omgezet. Deze omzetting naar  $NH_4^+$  wordt op 4% per uur verondersteld.

### 2.3.5.3 Aanpassing van de bronsterkte:

Inbouwen van verliestermen betekent een verlaging van concentraties in de lucht en daarmee ook een vermindering van de verliezen op grote afstanden tot de bron. Deze verliezen worden in het Gauss model ingebracht door toepassing van exponentiele brondepletie;

$$Q_{NH_3}(x) = Q_0 \cdot \exp\left(-k_{NH_3} \cdot \frac{x}{u}\right) \quad (4)$$

Waarbij  $Q_0$  de initiële bronsterkte is en  $x/u$  de gemiddelde reistijd  $t$  van de pluim.

$k_{NH_3}$  wordt gegeven in vergelijking (2). Een virtuele bronsterkte  $Q_{NH_4^+}$ , die toeneemt met de afstand (reistijd) tot de bron volgens;

$$Q_{NH_4^+}(x) = Q_0 \cdot k_c \cdot \left[1 - \exp\left(-k_{NH_3} \cdot \frac{x}{u}\right)\right] \quad (5)$$

wordt in AAgro-Stacks dus ook niet verder uitgewerkt.

Voor elk gridpunt of rekenpunt van het model dient op basis van (4) een bronsterkte voor  $NH_3$  te worden bepaald door integratie over de afstand tot de bron (dit is de standaardprocedure in het NNM). Bij deze rekenwijze nemen we impliciet aan, dat de concentratieafname voor  $NH_3$  exponentieel met de tijd verloopt. Er is dus geen plaats voor verandering in de ruimte van deze processen op grond van veranderingen van ruwheid (en vaak ook LAI), zeer lokale meteorologie en randeffecten bij terreinovergangen.

### 2.3.5.4 Het verspreidingsproces:

Verspreiding in de pluim kan worden beschreven als;

$$C(x) = \frac{Q(x)}{u} \cdot D_y(x) \cdot D_z(x) \quad (6)$$

In het Gaussisch pluimmodel worden de dispersie in de y en z richting geacht een Gaussvormige verdeling te hebben.

$$D_y(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_y} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y}\right) \quad (7a)$$

en

$$D_z(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z} \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z}\right) \quad (7b)$$

Het OPS-pro model gebruikt geen Gauss-vormige verdeling voor de horizontale spreiding, maar smeert de breedte van de pluim standaard uit over een segment van de windroos ter breedte van 30°. Dit resulteert in de uitdrukking voor  $D_y$  van;

$$D_y = \frac{i\bar{z}}{2\pi \cdot x} \quad (7c)$$

Omdat het NNM gebruikt maakt van uurgemiddelde meteorologische waarnemingen en een continue stabiliteitsschaal wordt in aansluiting bij het NNM gebruik gemaakt van vergelijking 7a voor  $D_y$  in plaats van 7c.

De horizontale verspreiding is volgens beide gehanteerde benaderingen niet gelimiteerd in de afstand. De zijdelingse spreiding wordt groter naarmate de afstand tot de bron toeneemt. Dit geldt niet voor de verticale spreiding. De eerste barrière, die het verspreidingsproces bij deze lage bronnen tegen komt is de bodem. De tweede barrière vormt de inversie die de menglaaghoogte bepaalt. Voor verspreiding op lokale schaal wordt in het OPS model genomen voor  $z=0$ ;

$$D_z(x) = \frac{2}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z} \left( \exp\left[\frac{-(2z_i - h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[\frac{-(2z_i + h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[\frac{-h^2}{2\sigma_z^2}\right] \right) \quad (8)$$

Voor lage bronnen zal de verspreiding de hoogte van de menglaag op korte afstand niet bereiken; op wat grotere afstanden (tot een afstand van 5 km) kan dit weer wel een rol spelen. Reflectie, eerst tegen de menglaaghoogte en dan aan de grond is alleen waarschijnlijk op grotere afstanden en onder stabiele condities. Reflectie aan de grond is echter de meest belangrijk. De methodiek zoals in het NNM is beschreven wordt daarom onverkort gehandhaafd.

De berekening van de waarden voor de dispersieparameters  $\sigma_y$  en  $\sigma_z$  is verschillend tussen OPS en NNM. Omdat moet worden aangesloten bij de gangbare vergunningpraktijk met het NNM wordt er van uitgegaan, dat de keuze van parameterisatie van  $\sigma_y$  en  $\sigma_z$  vast staat. Dit betekent tevens een keuze voor de meest gedetailleerde aanpak, passend voor de lokale schaal van het ammoniak depositieproces.

Het OPS model is ontworpen voor grotere afstanden en gebruikt voor de schatting van de achtergrond concentratie trajectoriën en rekent ver van bronnen ook met trajectoriën. Daarbij wordt rekening gehouden met windschering. Voor het ammoniakdepositie model hebben we

te maken met lage bronnen en verspreiding over korte afstanden. Windschering wordt daarbij verwaarloosd.

### 2.3.5.5 Droge depositie:

De droge depositie kan worden opgevat als het product van de concentratie op een bepaalde hoogte en de bijbehorende depositiesnelheid op die hoogte. Op grond van het concept van constante fluxlaag dicht bij de grond en concentratieprofielen als gevolg van dispersie en depositie of oppervlakte-emissie boven de bodem dient de depositiesnelheid altijd te worden berekend voor de hoogte waarop ook de concentratie wordt berekend. Theoretisch kunnen we hier problemen mee krijgen dicht bij de bron. Als de pluim de grond nog niet raakt kan er immers geen droge depositie plaatsvinden ook al kan voor een bepaalde hoogte een concentratie met bijbehorende depositiesnelheid worden uitgerekend. Het concept van constante fluxlaag zal in feite slechts bij benadering opgaan op een afstand van de bron waar de pluim de grond al heeft geraakt en de reflectie er voor zorgt, dat het concentratieprofiel tussen de rekenhoogte en de bodem vrijwel constant is. Dit is in het OPS model aldus geformuleerd. In NNM wordt echter rekening gehouden met de sterke concentratiegradiënten dicht bij de grond en is de keus voor een bepaalde hoogte waarvoor de depositieberekening  $Dep = v_d * c(z)$  afhankelijk van de verhouding  $z/\sigma_z$ . Dit is een meer gedetailleerde benadering die vooral voor lage bronnen en dan nog dicht bij de bron van belang is. Dit is zeker relevant voor de ammoniakproblematiek, zodat de NNM benadering wordt overgenomen.

De depositiesnelheid wordt berekend uit;

$$v_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (9)$$

$R_a$  vertegenwoordigt hierin de weerstand tegen transport vanuit de hogere luchtlagen naar de grond toe. Bij turbulent weer (hoge windsnelheid of veel zoninstraling) is deze weerstand dus minimaal.  $R_b$  is de weerstand tegen transport in de onderste meters: deze wordt vooral door (niet turbulente) diffusie bepaald en is vooral afhankelijk van de lokale aanwezigheid van obstakels die deze diffusie kunnen versterken.  $R_b$  is dan minimaal bij een hoge ruwheid.  $R_c$  tenslotte is oppervlakte weerstand: een droge bodem bijvoorbeeld heeft een hogere weerstand tegen het opnemen van ammoniak dan een natte bodem en een veel (actieve) vegetatie verlaagt de weerstand aanzienlijk: gewassen nemen gemakkelijk ammoniak op.

De aërodynamische weerstand  $R_a$  wordt berekend met;

$$R_a = \frac{1}{k.u^*} \left[ \ln \frac{(z_{ref} - D)}{z_0} - \Psi_h \left( \frac{(z_{ref} - D)}{L} \right) + \Psi_h \left( \frac{z_0}{L} \right) \right] \quad (10)$$

De berekening van de Monin-Obukhov lengte (L) verschillen in OPS en NNM niet sterk. Hetzelfde geldt voor de Von Karmann constante k (0,40) en de wrijvingsnelheid  $u^*$ . Of de

stabiliteitscorrecties voor warmte  $\Psi_h$  in OPS en NNM gelijk zijn is niet nagegaan. De grenslaagweerstand  $R_b$  wordt berekend met;

$$R_b = \frac{1}{k.u^*} \left( \frac{N_{Schmidt}}{N_{Prandtl}} \right)^{2/3} \quad (11)$$

met

$N_{Schmidt} = \nu/D$  Kinematische viscositeit van de lucht/ diffusiviteit van het gas of de deeltjes.  $\nu \cong 1.461 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ .  $D_{NH_3} \cong 2.5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$

$N_{Prandtl} = \nu/\gamma_{air}$  Kinematische viscositeit van de lucht/ diffusiviteit van warmte in de lucht.  $\nu \cong 1.5 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ .  $\gamma_{air} \cong 2.06 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$

Voor de laatste weerstand  $R_c$  werd in het verleden een constante waarde van  $30 \text{ s m}^{-1}$  gebruikt. Het huidige OPS model gebruikt een zeer gecompliceerde schatting voor  $R_c$ , waarin schattingen zijn opgenomen voor; a) de stomataire weerstand, b) de mesophyll weerstand, c) de in-gewas transport weerstand, d) de bodemweerstand, e) de externe weerstand. Daarnaast wordt voor ammoniak ook nog onderscheid gemaakt tussen situaties met lage  $SO_2$  concentratie (limiet aan de  $NH_3$  opname in druppels/natte aerosolen en hogere  $SO_2$  concentraties (geen opname beperking, maar depositie met name bepaald door vochtbeschikbaarheid). Deze benadering geeft zonder twijfel een gedetailleerde schatting van de depositie op verschillende soorten ecosystemen. De rekenprocedure lijkt weliswaar complex; is echter voor de depositiehoeveelheden erg bepalend en is daarmee onverkort overgenomen. Deze relatief complexe werkwijze vraagt gelukkig weinig extra computertijd, zodat deze benadering ook in praktijk geen problemen oplevert.

Voor de depositie van deeltjes (ammoniumzouten al dan niet opgelost) wordt in OPS een vergelijkbare benadering gekozen. In AAgro-Stacks is de depositie van aerosolen ten gevolge van vervolproducten van  $NH_3$  niet opgenomen.

#### 2.3.5.6 Natte depositie:

Voor de natte depositie hebben we gezien de schaal van het te construeren model alleen te maken met de uitwasprocessen. In wolkprocessen spelen op zich geen rol.

Van Jaarsveld geeft hiervoor drie benaderingen; één voor reversibel oplosbare gassen, één voor irreversibel oplosbare gassen en één voor deeltjes.

Reversibel oplosbare gassen;

$$\Lambda_b = \frac{W \cdot R_i}{z_i} \cdot \frac{C(z=0)}{C(z)} \quad (12)$$

Met ;  $\Lambda_b$  = Uitwascoëfficiënt ( $\text{h}^{-1}$ )

$W = C_{water}/C_{air}$  (Henry constante)

$R_i$  = Regenintensiteit ( $\text{m h}^{-1}$ )

$z_i$  = Grenslaag hoogte (m)

$C(z=0)$  = concentratie in de lucht op grond niveau ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )

$\overline{C(z)}$  = gemiddelde concentratie in de menglaag ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )

Irreversibel oplosbare gassen;

$$\Lambda_b = \alpha_1 D_g^{\alpha_2} R_i^{\alpha_3} \quad (13)$$

Met;  $D_g$  = Diffusiecoëfficiënt van ammoniak in lucht ( $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ )

$R_i$  = regenintensiteit ( $\text{mm h}^{-1}$ )

Let er op dat vergelijking (23) in cgs eenheden is uitgedrukt, doch  $\Lambda_b$  in  $\text{h}^{-1}$ !

De coëfficiënten  $\alpha_1 = 1.21$ ;  $\alpha_2 = 0,744$  en  $\alpha_3 = 0.628$  zijn afhankelijk van de druppelgrootteverdeling en gelden in dit geval voor een gemiddelde druppelgrootte van 0.125 mm.

Het is niet eenvoudig om ammoniak hierin in te delen. In principe wordt ammoniak reversibel opgenomen. Vanwege de lage bronnen kan ervan worden uitgegaan, dat reversibel uitwassen als voor  $\text{SO}_2$  uit pluimen niet optreedt, omdat de druppels die door de wolk vallen ook de grond zullen bereiken (anders waren deze niet in de regenmeter gemeten). De grote oplosbaarheid in water en de lage  $\text{SO}_2$  achtergrond beperken verder de mogelijkheid om weer uit de druppel te verdampen. Dit pleit voor gebruik van vergelijking (13). Vergelijking (13) geeft echter een constant verlies in de tijd, terwijl er analoog aan de droge depositie depletie optreedt. De bronsterkte zou dus per afstand voor dit verlies gecorrigeerd moeten worden. We krijgen dan door combinatie van (2), (3) en (13);

$$k_{\text{NH}_3} = \frac{v_{d(\text{NH}_3)}}{3\sigma_z} + k_c + \alpha_1 D_g^{\alpha_2} R_i^{\alpha_3} \quad (14)$$

Dit wordt ingebracht in de brondepletie van (4) met de restrictie, dat de derde term aan de rechterzijde gelijk is aan nul voor de periode dat het niet regent.

De berekeningen van de natte depositie kunnen op afwijkende wijze van het OPS model worden uitgevoerd. Het OPS model hanteert een statistische distributie van buien. Voor NNM zijn uurgemiddelde gegevens beschikbaar. We weten echter niet hoe lang het binnen het uur heeft geregend. We kunnen een schatting maken door de gemiddelde regenval in Nederland te delen door de gemiddelde buien-intensiteit.

$$t_w = \frac{\int_0^{1 \text{ jaar}} R}{R_i} \quad (15)$$

Door  $t_w$  te delen door het aantal geregistreerde regen-uren wordt de gemiddelde fractie van het uur verkregen dat het daadwerkelijk regent;

$$t_f = \frac{t_{\text{regen}}}{t_w} \quad (16)$$

De uurgemiddelde uitwas coëfficiënten kunnen nu gelijk worden genomen aan het quotiënt van uitwascoëfficiënt en gemiddelde regenduur binnen een uur ( $t_f$ ).

$$\Lambda_{uurgem} = \frac{\Lambda_b}{t_f} \quad (17)$$

Deze methodiek is uit oogpunt van eenvoud niet ingebouwd. De bijdrage van natte depositie aan de totale depositie bedraagt niet meer dan een paar procent, zodat al te veel detail in deze modelformulering niet zinvol is.

### 2.3.5.7 Chemische omzetting:

OPS versie 1.20 kende een eenvoudige omzetting van ammoniak naar ammonium.

De algemene vergelijking luidde;

$$conv[\% \cdot h^{-1}] = a[\% \cdot h^{-1}] + b[\% \cdot h^{-1} \cdot W^{-1} \cdot m^2] * Q_r [W \cdot m^{-2}]$$

met; a = omzettingcoëfficiënt onafhankelijk van straling

b = omzettingcoëfficiënt afhankelijk van stralingsintensiteit (fotochemie)

$Q_r$  = globale straling

Voor ammoniak is  $b \approx 0$ .

De omzettingssnelheid van ammoniak is afhankelijk van de luchtvochtigheid en het gehalte aan zuren en zuurprecursors in de lucht.

Dit wordt binnen OPS ingevoerd door te stellen;

$$k_{NH_3} = 0.67 + 1.36C_1 + 10.7C_2 + 3.06(C_2)^4 - 0.29(C_2)^6 \quad (18)$$

Met;  $C_1 = NO_2/NH_3$  (ppb/ppb)

$C_2 = SO_2/NH_3$  (ppb/ppb)

Deze benadering is voor dit model niet mogelijk, omdat geen achtergrondkaarten in het model worden aangebracht. Omdat de invloed vanwege de korte transportafstanden niet groot is, lijkt het aantrekkelijk om met gemiddelde waarden voor de concentratie ratio's voor Nederland te werken en een uniforme omzettingssnelheid. Van Jaarsveld geeft als gemiddelde voor  $k_{NH_3}$  voor Nederland voor 1997  $5\% h^{-1}$ . ( $1.4 \cdot 10^{-5} s^{-1}$ ). Voor actuele situatie is een voorzichtige  $4\%$  per uur aangenomen, wetend dat op afstanden minder dan 5000 m de looptijd minder zal zijn dan een uur, zodat de verliesterm die wordt verdisconteerd in praktijk  $\ll 4\%$  zal bedragen.

### 2.3.6 LGN5+ Vegetatieclassificatie

Om de depositieberekening zoals in voorgaande paragrafen beschreven te kunnen uitvoeren, is het nodig te kunnen beschikken over gedetailleerde informatie rond de lokale bodemgesteldheid. Het gaat immers vooral om de laatste weerstand in het weerstanden

model dat de hoeveelheid depositie bepaalt. De bodemgesteldheid is daarbij bepalend. In het LGN5+ (LGN staat voor LandGebruik Nederland; 5+ is een volgnummer) bestand dat bij Alterra is opgebouwd is de bodemgesteldheid in heel Nederland, inclusief een strook van ruwweg 10 km in het buitenland, tot in detail in kaart gebracht. Dit bestand bestaat uit oppervlaktevakjes van 25 x 25 m waarvan het bodemgebruik is vastgelegd voor een bepaald jaar. Dit bodemgebruik is gecodeerd in 46 klassen, zie bijlage nummerXXX...

In AAgro-Stacks wordt dit bestand gelezen en voor een gebied van 10 bij 10 km (het rekendomein) bepaald welke landgebruikcodes hierbij horen. Deze codering wordt omgezet naar de in het OPS model gangbare landgebruikcodering volgens het Depac model. Dit zijn 9 klassen. Vervolgens wordt voor ieder van de rekenpunten (zie paragraaf 3.3.2 bepaald welke Depac-landgebruikcode (uit 9 klassen) maatgevend is. Daarbij wordt per rekenpunt om dit punt heen gezocht naar alle codes binnen een specifieke straal (minimaal 50 m, maximaal 400 m). De Depac-code die het meest voorkomt wordt als representatief voor dit rekenpunt toegekend. Indien er "meerdere meest voorkomende" landgebruikcodes voor dit punt bestaan, wordt de code met de hoogste ruwheid (die ook in het bestand voorhanden is) geselecteerd.

Nu dan bekend is welke Depac-code voor elk rekenpunt geldt, kan voor elk punt berekend worden wat de NH3 depositiehoeveelheid bedraagt. Dit gebeurt door het 'weerstandmodel' door te rekenen. Daarbij wordt voor de diverse Rc factoren gebruik gemaakt van factoren die aan deze Depac-codes zijn gekoppeld: de Leaf-area index (LAI):

		Depac landgebruik code									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
seizoen	1	6	1.25	-999	5	1.25	-999	-999	-999	-999	mei/okt
	2	6	2.5	-999	5	2.5	-999	-999	-999	-999	juni/sept
	3	6	5	-999	5	5	-999	-999	-999	-999	juli/aug
	4	6	0.5	-999	5	0.5	-999	-999	-999	-999	nov/april

en de Ri-waarden:

		Depac land gebruikscodes								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
seizoen	1	60	60	60	130	70	-999	-999	60	-999
	2	-999	-999	-999	250	-999	-999	-999	-999	-999
	3	-999	-999	-999	400	-999	-999	-999	-999	-999
	4	120	120	120	250	140	-999	-999	120	-999

De ontbrekende waarden (-999) zijn voor Nederland niet van toepassing.

Op deze wijze is een gedetailleerde berekening van de hoeveelheid NH3 mogelijk, gebruik makend van de informatie die voorhanden is en van de modelformulering zoals op moment van ontwikkelen de stand van wetenschap aangeeft.

### 2.3.7 Overeenkomsten en verschillen met V-Stacks-geurmodellen

Het ammoniakdepositiemodel AAgro-Stacks vertoont grote gelijkenis met de beide geurverspreidingsmodellen V-Stacks-Vergunning en V-Stacks-Gebied. Dit is geen toeval daar de modellen allen van hetzelfde NNM-Stacks model zijn afgeleid en door hetzelfde team van ontwikkelaars zijn opgesteld. De drie modellen hebben niet alleen een zeer vergelijkbare opzet met een gebruikersinterface als 'Schil' om het eigenlijke rekenhart, ook het rekenhart zelf is vrijwel identiek. De verspreidingsberekeningen met een NNM Gaussisch pluimmodel van een verzameling bronnen op een veld van receptoren zijn in principe voor de drie modellen gelijk.

De verschillen komen vooral voort uit verschillende keuzes die door de begeleidingscommissies tijdens het opstellen van de verschillende modellen voor de gebruiker en het rekenen met het model zijn gemaakt. De verschillen zitten niet zozeer in modelparameters voor het verspreidingsmodel zelf, maar meer in de invoerparameters waar het model mee rekent. In onderstaande tabel zijn de verschillen tussen de drie modellen, AAgro-Stacks, V-Stacks-Vergunning en V-Stacks-gebied samengevat.

Vergelijk van de drie afgeleide modellen met het originele NNM-Stacks laat zien dat deze verschillen eveneens vooral in de hulp-invoerparameters zitten. Zo wordt de ruwheid voor het rekengebied in de afgeleide versies bij voorkeur automatisch berekend met behulp van een uitgebreid ruwheden bestand, terwijl deze in de originele NNM-versie op basis van een globale terreinbeschrijving (zoals stedelijk, bos of agrarisch) door de gebruiker werd geschat. In de nieuwe versies van NNM\_STACKS (vanaf april 2006) is het ruwheden bestand ook aan het NNM gekoppeld. Verder heeft de gebruiker van het NNM de mogelijkheid om de door te rekenen meteo-uren vrij te kiezen uit een grote reeks van jaren, terwijl de afgeleide modellen AAgro- en V-Stacks rekenen met een beperkt aantal uren dat random gesampled is uit de periode 1995-1999. De NNM-gebruiker kan hierbij, net als in V-Stacks, kiezen tussen Eindhoven- of Schiphol-meteo, terwijl in AAgro-Stacks een locatiespecifieke set meteogegevens wordt opgesteld. Voor wat de eigenlijke verspreidingsberekening van een of meerdere bronnen naar het veld receptorpunten betreft, vormt de modellering van het gebouweffect het enige verschilpunt. Waar het NNM de mogelijkheid biedt om per bron een blokvormig gebouw gedetailleerd in te voeren, hanteren de drie afgeleide modellen de eenvoudige 'effectieve schoorsteenhoogte relatie', zoals eerder in paragraaf 3.3.3. beschreven.



	V-Stacks		
	AAgro-Stacks	V-Stacks-Vergunning	V-Stacks- Gebied
Gegevens invoer gebruiker	Invoer op het scherm	Invoer op het scherm	Enige invoer op het scherm maar vooral mbv ASCII bestanden
Rekengebied	Automatisch bepaald gebied van 10*10 km om zwaartepunt van bronnen met 2356 rekenpunten	Geen specifiek rekengebied, maar reeks bronnen en reeks geurgevoelige locaties	Gebruiker kiest zelf de ligging, de grootte en het aantal gridpunten voor het rekengebied
Concentraties berekend voor	Het automatisch bepaalde rekengebied plus een reeks gevoelige locaties opgegeven door de gebruiker	Alleen op de door de gebruiker opgegeven reeks van geurgevoelige locaties	Het gekozen rekengebied plus de door gebruiker gegeven reeks gevoelige locaties (waaruit de kritische receptorpunten voor iedere bron worden bepaald)
Ruwheidsbepaling	Door programma automatisch berekend voor het automatisch bepaalde rekengebied van 10*10 km	De gebruiker kan kiezen voor invoer eigen ruwheidswaarde, of ruwheid laten berekenen voor gebied van 2*2 km om het zwaartepunt van bronnen	De gebruiker kan kiezen voor invoer eigen ruwheidswaarde, of ruwheid laten berekenen voor het zelf gekozen rekengebied (vergroot tot minimaal 2*2 km)
Meteogegevens	Met als locatie het zwaartepunt van de bronnen wordt mbv weegen schaalfactor locatie-specifieke set meteogegevens afgeleid	Gebruiker maakt de keuze voor het gebruik van óf Schiphol, óf Eindhoven meteogegevens, in lijn met huidige NNM-werkwijze	Gebruiker maakt de keuze voor het gebruik van óf Schiphol, óf Eindhoven meteogegevens, in lijn met huidige NNM-werkwijze
Aantal rekenuren	Van 5 jaar (1995-1999) uurlijkse meteogegevens wordt random (steeds dezelfde) 25% genomen (5 * 8.760 * ,25 = 10.959 uur)	Van 5 jaar (1995-1999) uurlijkse meteogegevens wordt random (steeds dezelfde) 20% genomen (5 * 8.760 * ,20 = 8.760 uur)	Gebruiker maakt de keuze voor het percentage random uren uit de set van vijf jaar metodata. Keuze tussen de 3 en 25%

AAgro-Stacks		V-Stacks-Vergunning	V-Stacks- Gebied
Maximale rekenafstand van bron tot receptorpunt, daarboven geen berekening voor die bron op dat receptorpunt	Geen maximale rekenafstand in modelberekening	Maximale rekenafstand in de code vast op 5.000 meter	De gebruiker kan de maximale rekenafstand per berekening kiezen, (default 2.000 meter)
Maximaal aantal bronnen en receptorpunten	Max. aantal bronnen: 25 max. aantal punten: 2.500	Max. aantal bronnen: 500 max. aantal punten: 10.000	Max. aantal bronnen: 2.000 max. aantal punten: 2.500
Berekening van 'gebouweffect'	In model is de vereenvoudigde 'effectieve schoorsteenhoogte' relatie opgenomen en niet de complete NNM-gebouwmodule	In model is de vereenvoudigde 'effectieve schoorsteenhoogte' relatie opgenomen en niet de complete NNM-gebouwmodule	In model is de vereenvoudigde 'effectieve schoorsteenhoogte' relatie opgenomen en niet de complete NNM-gebouwmodule
Verloop van een berekening	In eenmalige reeks berekeningen jaarlijkse depositie vanuit alle bronnen op alle rekenpunten berekend. Depositie berekend uit de uurlijkse luchtconcentratie die uit de verspreidingsberekening volgt.	In eenmalige reeks berekeningen geurbelasting vanuit alle bronnen op alle rekenpunten berekend. Geurbelasting uitgedrukt als het 98-percentiel, de waarde die 2% van de tijd wordt overschreden	In 1e rekenslag voor iedere bron afzonderlijk het kritische receptorpunt bepaald en daarna mbv. logica de maximale bronemissie. In 2 <sup>e</sup> rekenslag met maximale bronemissie de geurbelasting van alle bronnen op gevoelige locaties bepalen. Tenslotte in 3 <sup>e</sup> rekenslag de geurbelasting op rasterpunten in gebied bepalen.
Weergave resultaten	Voor gevoelige locaties in tabel en contouren in rekengebied	Voor geurgevoelige locaties in tabel met schema-kaart	Rekenresultaten wegschrijven in bestanden en contourweergave

Het gebruik van een nieuw model voor een bepaalde toepassing bergt altijd het risico in zich, dat er verandering optreedt ten opzicht van de voorgaande situatie met gebruik van andere schattingsmethoden. Gebruikelijk was de toepassing van de afstandstabel om ammoniakdepositie te schatten(). Deze afstandstabel geeft de relatie aan tussen de emissie van 1 kg ammoniak per jaar en de daaruit resulterende depositie in  $\text{mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  voor afstanden tot 3000 m. De afstandstabel kan worden gezien als een eenvoudig rekenmodel waarbij in alle windrichtingen dezelfde resultaten worden verkregen.

Een tweede model, dat gebruikt wordt voor het doorrekenen van beleidsscenario's, en het in combinatie met de resultaten van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit opstellen van bestanden met achtergrondconcentraties voor Nederland (CGN) en trendbewaking is het OPS model (van Jaarsveld, 1995, 2004). Het OPS model werkt met een statistische meteorologie, waardoor efficiënt kan worden gerekend. Voor vergelijking met metingen is deze methode niet nauwkeurig genoeg. Daarvoor is een speciale versie van OPS ontwikkeld, die met de werkelijke meteorologie rekent en uur waarden kan genereren (OPS-STe).

Tenslotte is er het Nieuw Nationaal Model in twee uitvoeringsvarianten, Pluim-Plus en Stacks. Het Stacks model (Erbrink, 1995) vormt de basis voor het afgeleide model AA-Stacks en deze twee versies zullen veel overeenkomsten vertonen. Zie voor de verschillen de hoofdstukken 2.2 en 2.3.

Modelvergelijkingen kunnen op meerdere manieren worden uitgevoerd. Een mogelijkheid is een theoretische vergelijking, waarbij een bepaalde combinaties van parameter waarden worden gekozen voor de modellen en de uitkomsten worden vergeleken. Deze methode geeft bij variatie van de parameters goed aan welke parameters tot verschillen leiden. Nadeel is dat zeer veel berekeningen dienen te worden uitgevoerd indien er sprake is van een groot aantal parameters. Een andere methode is het vergelijken van de modellen door een praktijksituatie door te rekenen. De parameters worden nu bepaald door de feitelijk optredende waarden. Het aantal berekeningen kan minder zijn en er wordt een beeld verkregen van de eventueel optredende verschillen tussen de modellen in de praktijk. Voor deze laatste aanpak is gekozen.

Tenslotte kunnen modellen goed met elkaar overeenkomen, maar een systematische afwijking met de praktijk te zien geven. Om dit punt te onderzoeken dienen de berekende waarden uit een model te worden vergeleken met de gemeten waarden in de praktijk. Daarvoor is één set meetwaarden beschikbaar, de Vragender meetset (Smits et al, 2005). Hier zijn zowel de emissies goed bepaald als continue metingen van ammoniak uitgevoerd. Daarnaast zijn een aantal meteorologische parameters lokaal bepaald.

### **3.1 Afstandtabel**

In de Regeling ammoniak en veehouderij (VROM, 2002) wordt de Afstandtabel gebruikt om de verhouding tussen bron sterkte en de depositie van ammoniak op een bepaalde afstand tot de bron te berekenen. Deze afstandtabel is ontleend aan een procedure, die in 1986 is ontworpen om ammoniakdepositie te schatten in het kader van beleid voor de Hinderwet (Asman en Maas, 1986). De tabel is later opgenomen in de Interim wet Ammoniak en Veehouderij van 2002.

De tabel is weergegeven in bijlage 3.

Karakteristiek voor de tabel is, dat deze de depositie berekend als functie van de afstand. De verschillen in depositie die het gevolg zijn van verschillen in windrichtingverdeling en windsnelheidsverdeling zijn uitgemiddeld. Dit betekent dat de depositie van een bron op een te beschermen gebied onafhankelijk is van de positie van de bron ten opzichte van dat gebied. Dit geeft gelijke voorwaarden in de vergunningverlening voor gelijke bronnen maar een onjuiste schatting van de depositie op het te beschermen gebied.

### **3.2 OPS-Pro / OPS-STe**

Het Operationeel model Prioritaire Stoffen (OPS) is een model dat soms onder de naam Trend model (voor de bepaling van trends in luchtverontreinigende stoffen) sinds half jaren tachtig aan het RIVM is ontwikkeld. Het model wordt gebruikt voor het doorrekenen van beleidsscenario's (MNP), en het in combinatie met de resultaten van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit opstellen van bestanden met achtergrondconcentraties voor Nederland (CGN) en trendbewaking (RIVM) (van Jaarsveld, 1995, 2004). Voor een beschrijving wordt verwezen naar het MNP rapport uit 2004. Het model werkt met statistische meteorologie en berekend jaargemiddelde of maandgemiddelde concentraties en droge- en natte depositie voor een groot aantal stoffen, waaronder ammoniak. Chemische omzettingen zijn voor een groot aantal stoffen in het model gebracht. Voor ammoniak is een speciale module Depac genaamd ingebouwd, die chemische omzetting en natte en droge depositie op grond van een aantal parameters berekend en ook de natte en droge depositie en concentratie van het omzettingsproduct ammonium berekend.

Niet standaard behorend bij de downloadbare versie van OPS-Pro 4.1, maar beschikbaar gesteld door MNP (Hans van Jaarsveld), is de preprocessor, die van bestaande meteorologische files een statistische file maakt voor het model. Hoewel het model een nauwkeurige benadering van de lokale meteorologie berekend op basis van interpolatie tussen meerdere meteorologische stations is voor deze studie gebruik gemaakt van de preprocessor om de lokaal gemeten meteorologische grootheden te kunnen gebruiken voor berekening van de achtergrondconcentratie aan ammoniak op de meetpunten in Vragender.

Omdat het OPS-Pro model met statistische meteorologie werkt en maandgemiddelden berekend is het model niet geschikt om een vergelijking te maken tussen berekende en

gemeten concentraties op een tijdschaal korter dan een maand. Om deze vergelijking toch mogelijk te maken is ten behoeve van het Veld-project (Smits et al, 2005) een korte termijn versie van OPS gemaakt (OPS-STe). Deze versie is in principe gelijk aan OPS-Pro, maar rekent met de uurwaarden voor de meteorologie. Daarmee neemt de rekentijd ten opzichte van het oorspronkelijke model snel toe. Dit korte termijn model is beter vergelijkbaar met het Stacks model, dat ook van uur tot uur rekent dan OPS en zou zich het best lenen voor vergelijking met Stacks. Door met dezelfde meteorologie te werken zouden verschillen in uitkomsten als gevolg van verschillen in behandeling van bronparameters, verspreidingsparameters en depositieparameters kunnen worden geëvalueerd. Deze vergelijking is niet uitgevoerd, omdat het voor ammoniak gaat om de jaarlijkse depositie, waarbij een groot aantal invloeden van variabelen uitmiddelen. Voor berekening van hogere percentielen (geur) zou zo'n vergelijking wel nuttig zijn.

### 3.3 NNM-Stacks en AA-Stacks

Het Nieuw Nationaal Modelen de verschillen tussen Stacks 6.2 en AA-Stacks en V-Stacks zijn in hoofdstuk 2 reeds beschreven. Een beschrijving blijft hier achterwege. Belangrijk is wel te constateren of de veranderingen van AA-Stacks ten opzichte van Stacks 6.2 een belangrijke invloed hebben op de modeluitkomsten.

De belangrijkste verschillen, waarvan invloed op de modeluitkomsten verwacht mogen worden zijn;

1. Verschil in meteorologie
2. Vereenvoudiging van de gebouwmodule
3. Verschil in depositie

De andere verschillen hebben niet zozeer te maken met het rekenen zelf, maar met stroomlijning en beperking van de mogelijkheden tot invoer van bronkarakteristieken en automatische keuze en begrenzing van het rekengebied en keuze van de receptorpunten. Het verschil in meteorologie tussen NNM Stacks en AA-Stacks wordt in paragraaf 2.3.4 behandeld. Hoewel daar geen uitspraken over kwantitatieve verschillen tengevolge van verschillen in gebruikte meteorologie worden gedaan, wordt er hier van uit gegaan dat deze verschillen gering zijn.

Het verschil in depositie is te wijten aan inbouw van de OPS-Depac module in AA-Stacks (zie paragraaf 2.3.5). Exploratie van die verschillen is niet interessant, omdat er van wordt uitgegaan dat de Depac module de beste schatting tot op heden levert. Blijft de toetsing van de gebouwmodule over.

#### 3.3.1 Toetsing van de vereenvoudigde gebouwmodule

In paragraaf 2.3.3 wordt de vereenvoudigde gebouwmodule uitgelegd. Als we het emissiepunt voor de berekeningen  $E_p$  noemen, de hoogte van de stal  $h$  en de hoogte van de staluitlaat  $h_{stack}$ , dan kunnen we de relaties mathematisch aldus omschrijven;

1.  $h_{\text{stack}} < h \rightarrow E_p = h$
2.  $h_{\text{stack}} > 3 h \rightarrow E_p = h_{\text{stack}}$
3.  $h < h_{\text{stack}} < 3 h \rightarrow E_p = h_{\text{stack}} - 1/3(h_{\text{stack}}/h)$

In de praktijk van mechanisch geventileerde stallen is het meestal zo, dat de uitlaten ongeveer dezelfde bouwhoogte hebben als de nok van de stal. Voor berekeningen kan een klein verschil optreden als we rekening houden met een nok in het midden en een dakhoek van omstreeks  $22^\circ$ . Voor de effectieve gebouwhoogte wordt dan de goothoogte genomen plus  $2/3$  van de hoogte van de nok boven de goot. We hebben dan te maken met rekenidomein 3.

De situatie 1 een de meest extreme situatie voor de berekeningen en deze ligt dicht bij de veel voorkomende praktijk situaties. Voor die situatie is daarom het verschil tussen rekenen met de gebouwmodule en rekenen met een puntbron volgens de vereenvoudigde methodiek in AA-Stacks gebruikt. Omdat AA-Stacks geen gebouwmodule kent en geen concentraties levert is voor de berekeningen Stacks 6.2 gebruikt. De depositie is daarbij aangezet, doch afwijkend van AA-Stacks. Voor de gebouwmodule is Stacks 6.2 onder dezelfde condities gebruikt. De absolute waarden van de concentraties die op deze wijze worden berekend zijn van minder belang, omdat het gaat om de verschillen in de berekende concentraties met en zonder gebouwmodule en ervan wordt uitgegaan dat de conclusies ook gelden voor de depositie op grond van evenredigheid van de depositie met de concentraties.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een grote stal met een hoogte van 10 m en een gebruikelijke stal met een hoogte van 5 m.

De gebruikte invoerparameters zijn weergegeven in tabel 3.3.1.1

Het quotiënt van de berekende concentratie met de puntbron gedeeld door de concentratie berekend met de gebouwmodule is weergegeven in figuur 3.3.1.1. voor de grote stal met een hoogte van 10 m en in figuur 3.3.1.2 voor een gemiddelde stal met een hoogte van 5 m.

De spreiding van de punten in de figuren is een gevolg van het doorrekenen van alle windrichtingen en de invloed van de richting van de stal op de lijwervel, die kan ontstaan.

Uit de figuren kan worden afgeleid dat voor de hoge stal (10 m) verschillen tot een factor 3 optreden dichtbij de stal. De verhouding tussen de rekenresultaten met de puntbron en met de gebouwmodule verlopen tot gemiddeld een factor 0,85 op afstanden groter dan 1100 m van de bron.

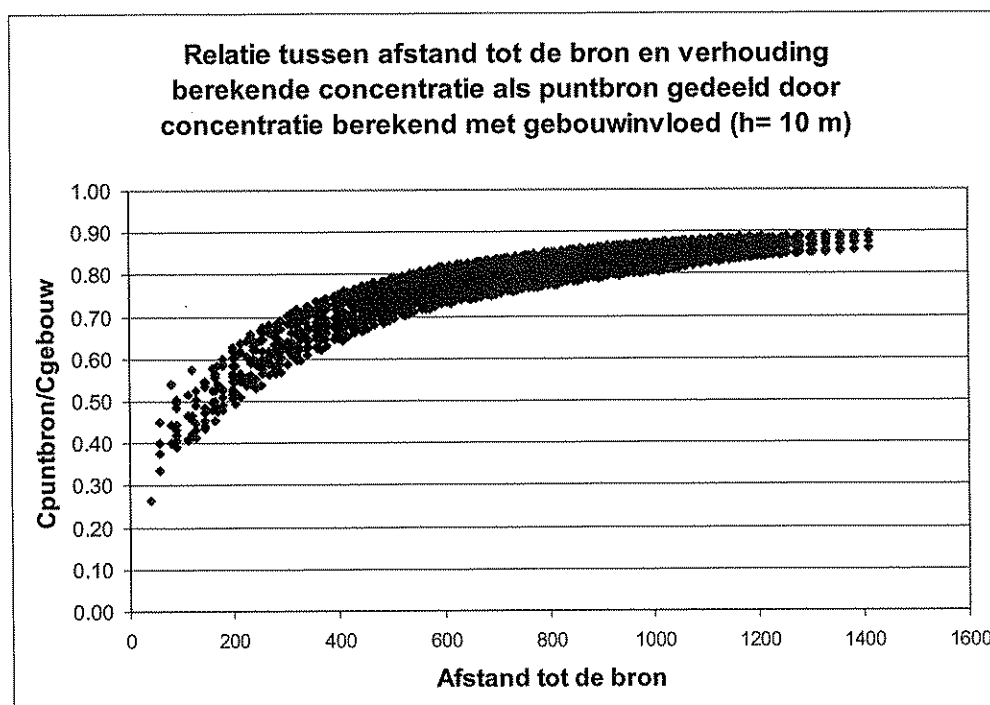
Voor de lage bron (5 m) wordt een heel ander beeld verkregen. Dichtbij de bron is de verhouding omstreeks 0,75 om zeer snel af te nemen tot een waarden van 0,5 voor afstanden rond 500m van de bron. Voor grotere afstanden is de verhouding nog iets lager.

Deze resultaten geven aan, dat de vereenvoudigde gebouwmodule sterk afwijkende resultaten geeft van de volledige gebouwmodule. Dit punt behoeft nadere aandacht.

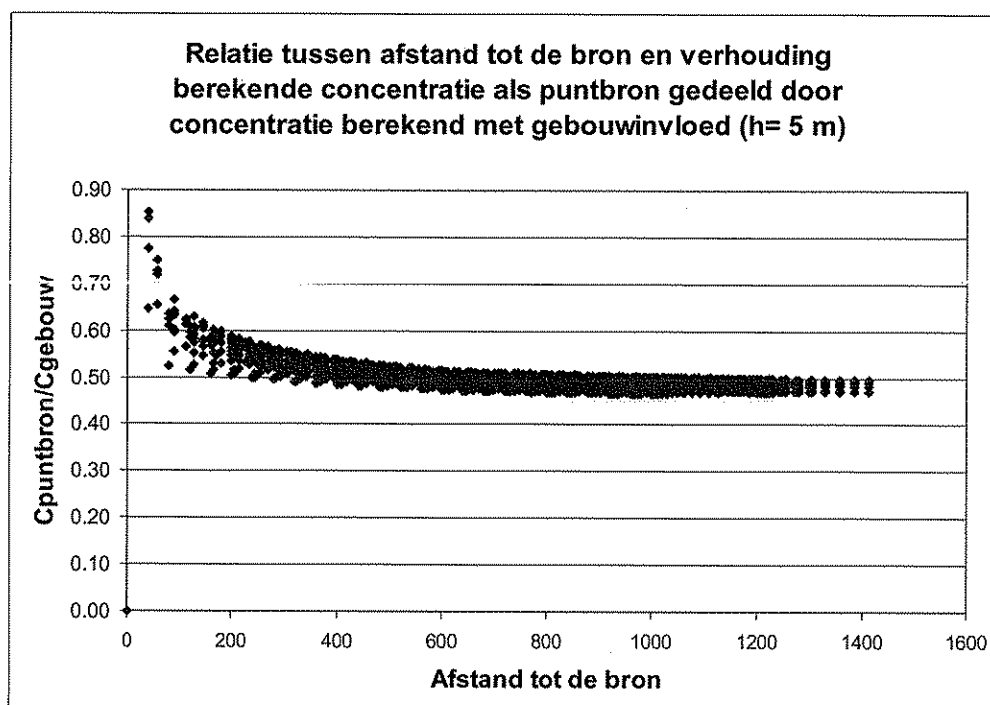
**Tabel 3.3.1.1** Invoergegevens voor de berekeningen met en zonder gebouwmodule voor Stacks 6.2.

Meteo station	Eindhoven	
Meteo periode	1995-1999	
Terreinruwheid	0,25 m	
Depositie	Volgens Stacks 6.2	
Steekproef	100%	
Broncoördinaten	X = 1000 m	Y = 1000 m
Oorsprong grid	X = 0 m	Y = 0 m
Bronsterkte	0.1 kg s <sup>-1</sup>	Onrealistisch hoog voor gemakkelijk rekenen
bronhoogte	10m	5 m
Bron diameter	0, 5 m inw	0,5 m inw.
Gas snelheid	4 m s <sup>-1</sup>	4 m s <sup>-1</sup>
Gebouwhoogte	10 m	5 m
Gebouwlengte	100 m	50 m
Breedte van gebouw	16 m	16 m
Oriëntatie gebouw	0°	0°

**Figuur 3.3.1.1** Verhouding van de berekende concentratie voor een puntbron op gebouwhoogte ( 10 m) en berekende concentratie met gebruikmaking van de gebouwmodule.



**Figuur 3.3.1.2** Verhouding van de berekende concentratie voor een puntbron op gebouwhoogte ( 5 m) en berekende concentratie met gebruikmaking van de gebouwmodule.



### 3.4 Vergelijking van modelresultaten

#### 3.4.1 Inleiding

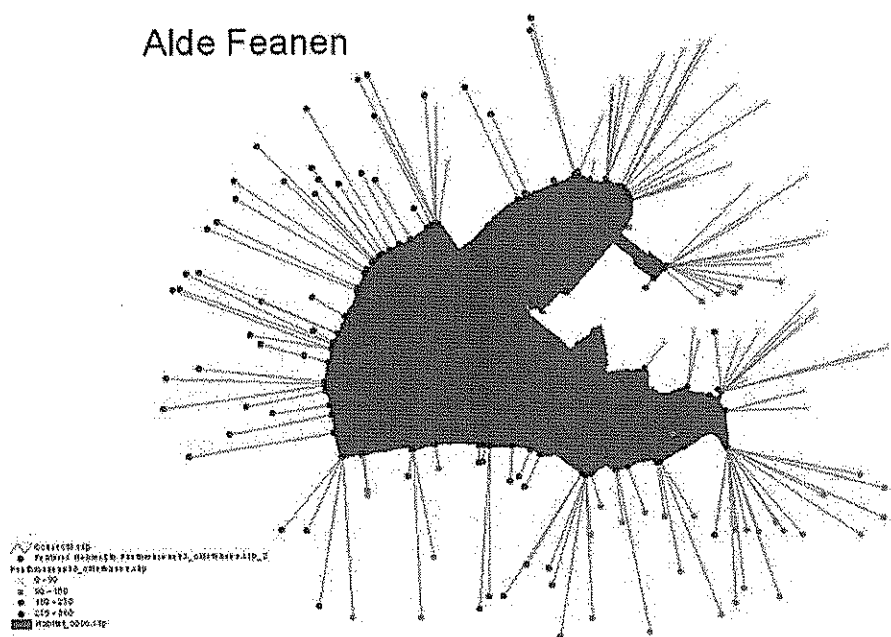
Omdat gebiedsgericht beleid wordt gebaseerd op berekeningen met het OPS model en vergunningverlening is gekoppeld aan het NNM is het zinvol deze verhouding nader te analyseren. Daarnaast is het gewenst de met OPS en AA-Stacks berekende depositie met de berekende depositie volgens de afstandtabel te vergelijken om te zien in hoeverre veranderingen in de vergunningverlening kunnen optreden. Voor de vergelijking is gekozen voor praktijkberekeningen voor twee gebieden; De Alde Feanen in Friesland en het Dwingelder Veld in Drenthe. De Alde Feanen ligt meer westelijk en dichterbij de kust, wat resulteert in hogere gemiddelde windsnelheden dan voor het Dwingelder Veld. Daarnaast is het veengebied lager van structuur dan het Dwingelder veld dat weliswaar gedeeltelijk uit heide bestaat, maar door een brede strook bos is omgeven. De ruwheid van beide gebieden verschilt daarmee.



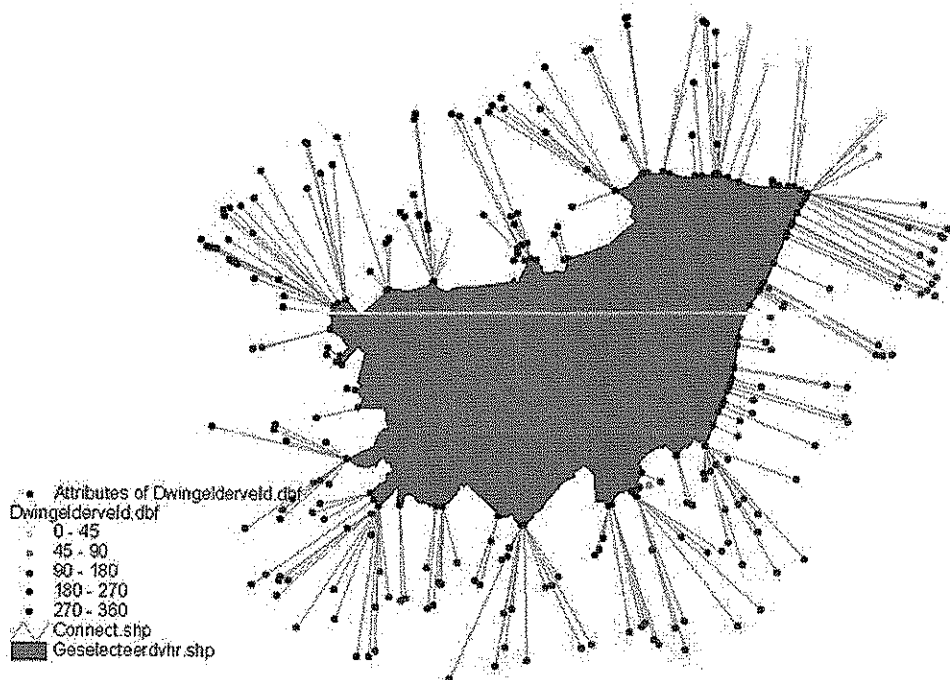
### 3.4.2 Bronnen en receptorgebieden

De coördinaten van de bronnen in een straal van 3 km rond de Habitat Richtlijn gebieden en hun bronsterkte zijn verkregen van Alterra. Via hun GIS systeem zijn ook de kortste afstanden tot het Habitat Richtlijngebied verkregen, alsmede de coördinaten van dat punt en de richting van de verbindingssas van bron tot receptor in graden. Dit laatste komt overeen met de windrichting, die het gebied zal belasten.

Een overzicht hiervan wordt voor de Alde Feanen gegeven in figuur 3.4.1, voor het Dwingelder Veld in figuur 3.4.2.



**Figuur 3.4.1** Bronnen van ammoniak rond de Alde Feanen en de kortste afstanden tot het gebied (beschikbaar gesteld door Alterra)



**Figuur 3.4.2** Bronnen van ammoniak rond het Dwingelder Veld en de kortste afstanden tot het gebied (beschikbaar gesteld door Alterra)

Uit de figuren blijkt, dat bij de Alde Feanen de afstanden tussen bronnen en het gebied over het algemeen groot zijn en dat de richting Zuid-West tussen bron en natuurgebied weinig voor komt als gevolg van de vorm van het gebied.

Voor het Dwingelder Veld komt de Westelijke richting minder voor. De variatie in afstand tot het natuurgebied is hier veel groter.

### 3.4.3 Grondslag voor de berekeningen

Berekeningen van de ammoniakdepositie in mol per hectare per jaar werden uitgevoerd met het OPS model (versie 4.1) en het AA-Stacksmodel versie 1.0.

Voor alle bronnen werd een uitworphoogte van 6 m aangenomen. De bronnen werden gesimuleerd als puntbronnen met een diameter van 0.5 m en een uitworpsnelheid van  $4 \text{ m.s}^{-1}$ . Van de uitworpsnelheid wordt in de OPS berekeningen geen gebruik gemaakt. AA-Stacks berekent hieruit een geringe pluimstijging. De warmte-inhoud van de uitworp werd in alle gevallen op nul gesteld.

Beide modellen maken gebruik van ruwheidskaarten van Alterra. Voor OPS is dat de versie LGN3 en voor AA-Stacks is dat een hybride combinatie. Voor de gebiedsgemiddelde ruwheid wordt gebruik gemaakt van een ruwheidskaart, die is gebaseerd op LGN3. Daarmee wordt in de verspreiding gerekend en worden de aerodynamische weerstand  $R_a$  en de

grenslaagweerstand  $R_p$  bepaald. Voor de bepaling van de oppervlakteweerstand  $R_c$  wordt de versie LGN5 (of versie LGN5+ voor punten over de Nederlandse grens) gebruikt. LGN5 is gebaseerd op het landgebruik in 2004, LGN3 op dat in 1998. Beide modellen bepalen voor de berekeningen de gemiddelde ruwheid in het gebied. Voor OPS is dat een gebied van 250\*250 m. Het gebied voor middeling wordt groter als voor een groter grid wordt gekozen. Voor AA-Stacks vindt middeling plaats over een gebied van 10\*10 km. Middeling van de ruwheid geschiedt binnen OPS logaritmisch, bij AA-stacks rekenkundig. Dit kan betekenen, dat AA-Stacks een iets hogere gemiddelde ruwheid berekend voor herogene gebieden dan OPS. Bij onveranderd landgebruik en geringe heterogeniteit in het gebied mag een 1:1 relatie tussen beide ruwheden worden verwacht. Vergelijking van de rekenruwheid voor beide modellen is niet zonder meer mogelijk. In de uitvoer worden wel ruwheden weergegeven, doch voor OPS is dat bij puntberekeningen de ruwheid van het receptorpunt en voor AA-Stacks de gebiedsgemiddelde ruwheid.

#### 3.4.4 Berekening van de depositie met OPS en AA-Stacks.

Beide modellen berekenen de depositie op vrijwel identieke wijze. Voor de depositie is de wijze van berekening voor AA-Stacks identiek uitgevoerd aan de parameterizatie van de depositie volgens RIVM-Depac in OPS (Van Jaarsveld, 2004). Beide modellen berekenen eerst de concentratie, waarin de gebiedsgemiddelde ruwheid een rol speelt. Vervolgens wordt de depositie berekend. Voor een rekengebied (contourplots) gebeurt dit met de gebiedsgemiddelde ruwheid op basis van LGN3 voor OPS. AA-Stacks doet hetzelfde voor de aerodynamische weerstand en de grenslaagweerstand op basis van een ruwheidskaart afgeleid van LGN3. De oppervlakte weerstand wordt op basis van de ruwheid volgens LGN5 en de conversie naar Depac klassen berekend. Omdat de mate van detail van de 25\*25 m ruwheid kaart een woest patroon oplevert, wordt binnen AA-Stacks een ruimtelijke middeling toegepast voor de berekening voor de depositie op een gebied. Voor de schatting van de depositie op een specifiek receptorpunt hanteren beide modellen de lokale ruwheid voor de berekening van de grenslaagweerstand. Voor OPS is dat op basis van de Depac-klasse gebaseerd op LGN3, voor AA-Stacks op basis van de Depac-klasse gebaseerd op LGN5. De vergelijking tussen depositie berekend met AA-Stacks en met OPS voor de gebieden Alde Feanen en Dwingelder Veld is uitgezet in de figuren 3.4.3 en 3.4.4.

De uitkomsten van beide modellen zijn ook vergeleken met de berekende depositie volgens de afstandtabel. Voor die berekeningen is de afstandtabel omgezet in een mathematische functie. Om voldoende nauwkeurigheid te krijgen bleken drie functies per ruwheidsklasse nodig om de afstandtabel weer te geven. Deze functies zijn weer gegeven in tabel 3.4.1.

**Tabel 3.4.1** Vergelijkingen gebruikt om de afstandtabel in berekeningen te representeren.

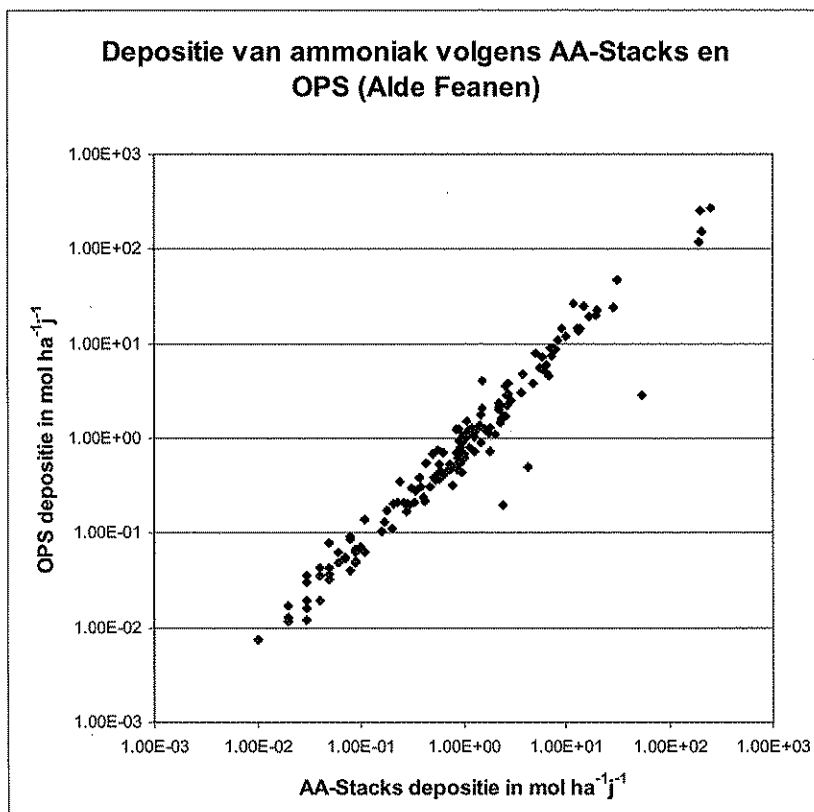
Afstand	ruwheid	vergelijking
---------	---------	--------------

20-40 m	0.25 m	$0.0026 x^2 - 0.2475x + 7.43$
	1.00 m	$0.005 x^2 - 0.489x + 14.78$
50-450 m	0.25 m	$1433.7 x^{-1.7983}$
	1.00 m	$2796.1 x^{-1.7926}$
500-3000 m	0.25 m	$5859.2 x^{-2.0396}$
	1.00 m	$10780 x^{-2.0285}$

Met deze set vergelijkingen is de gemiddeld berekende depositie gelijk aan de gemiddeld berekende depositie volgens de afstandtabel. De standaarddeviatie is 4%.

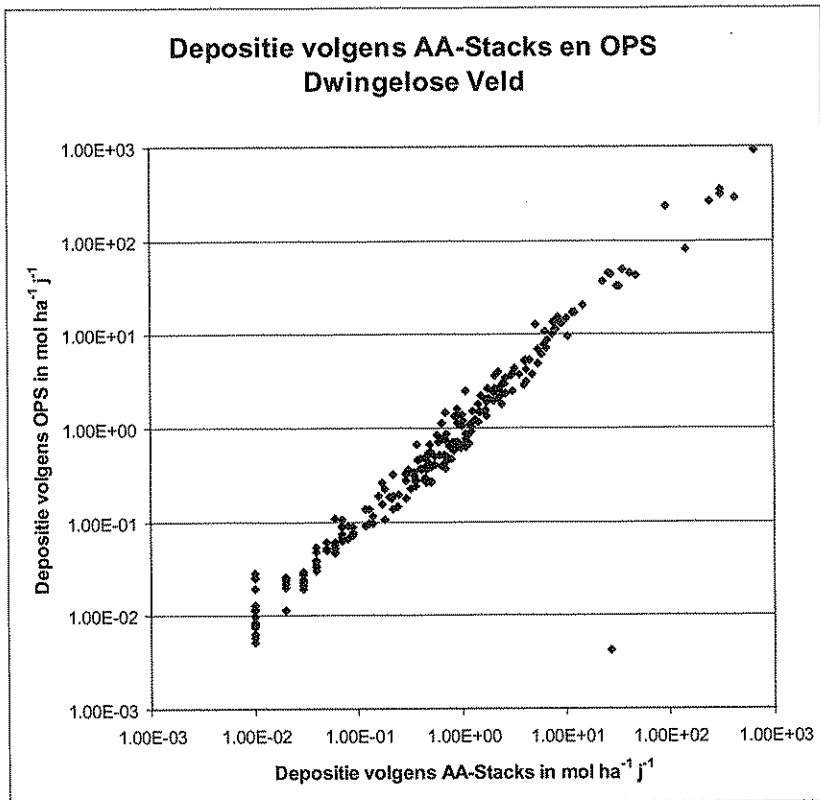
Uitgezet op de logaritmische schaal lijken de uitkomsten van de modellen goed overeen te komen. De spreiding is echter groot.

De verhouding tussen de beide waarden voor elke bron is als functie van de afstand uitgezet in de figuren 3.4.5 en 3.4.6. In beide figuren zien we die invloed van de afstand terug. Een vraag is of deze systematische verschillen zodanig zijn, dat hier met het eventuele gebruik van een verhoudingsgetal tussen OPS en AA-Stacks voor vergunning verlening rekening mee dient te worden gehouden.



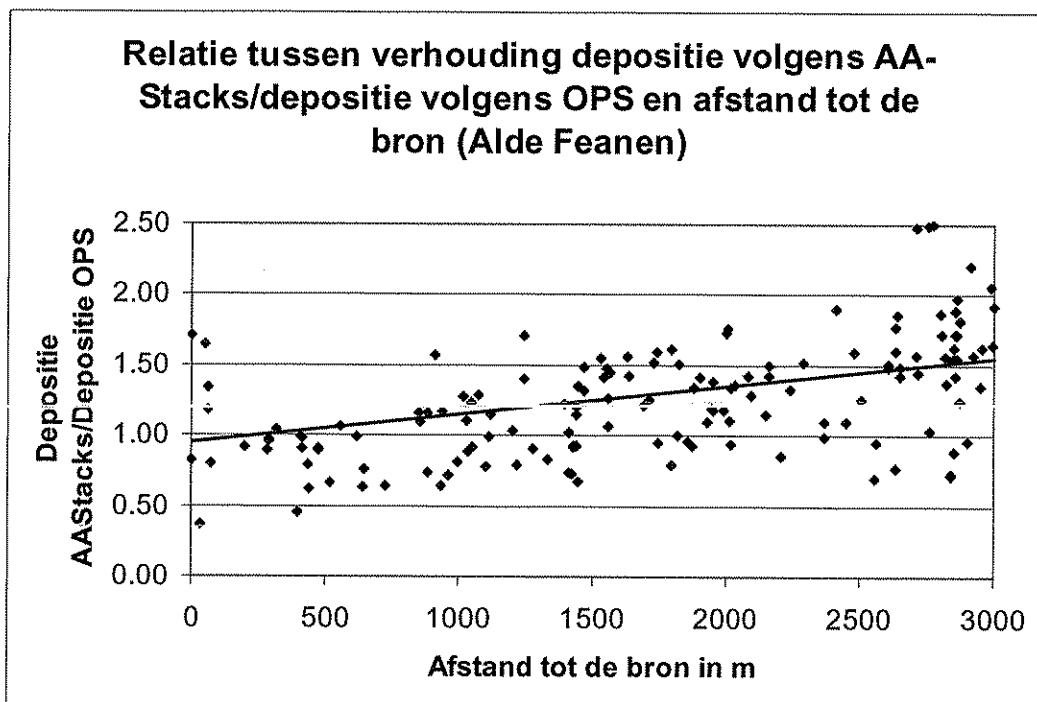
**Figuur 3.4.3**

Depositie op de rand van het natuurgebied Alde Feanen ten gevolge van bronnen binnen 3 km afstand berekend volgens het AA-Stacks model en het OPS model.

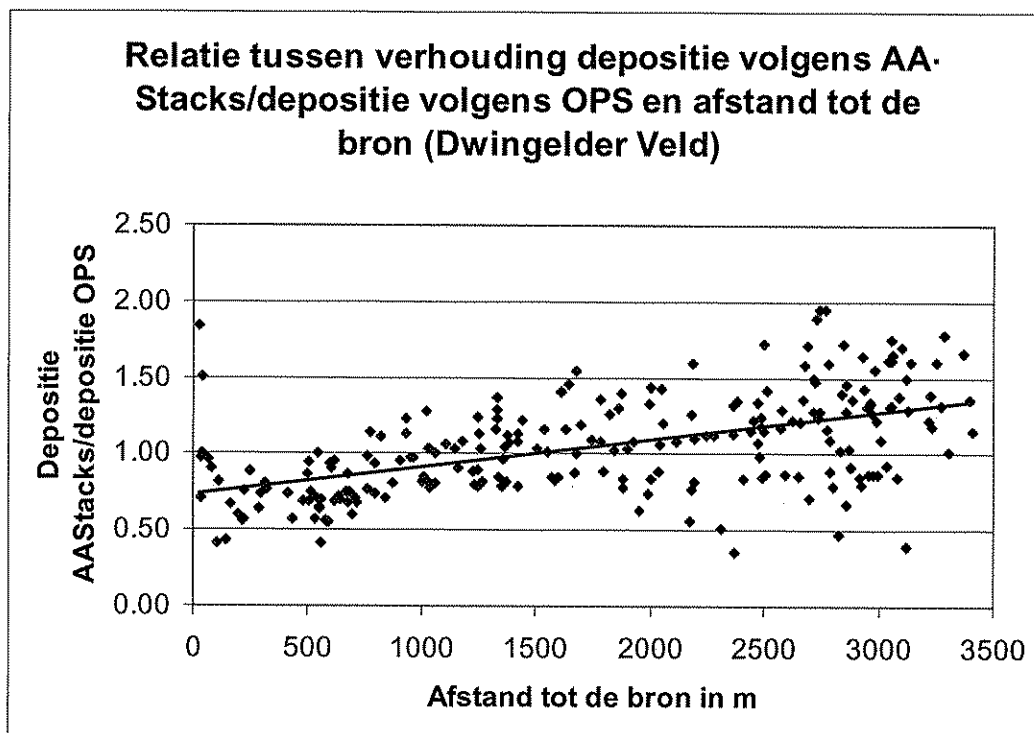


**Figuur 3.4.4**

Depositie op de rand van het natuurgebied Dwingelder Veld ten gevolge van bronnen binnen 3 km afstand berekend volgens het AA-Stacks model en het OPS model.



**Figuur 3.4.5** De ratio van berekende ammoniakdepositie volgens AA-Stacks en de berekende depositie volgens OPS voor de Alde Feanen als functie van de afstand tot de bron.



**Figuur 3.4.6** De ratio van berekende ammoniakdepositie volgens AA-Stacks en de berekende depositie volgens OPS voor het Dwingelder veld als functie van de afstand tot de bron.

De gemiddelde verhouding van de depositie, berekend volgens AA-Stacks en volgens OPS en de standaarddeviatie van deze verhouding is uitgezet in tabel 3.4.2

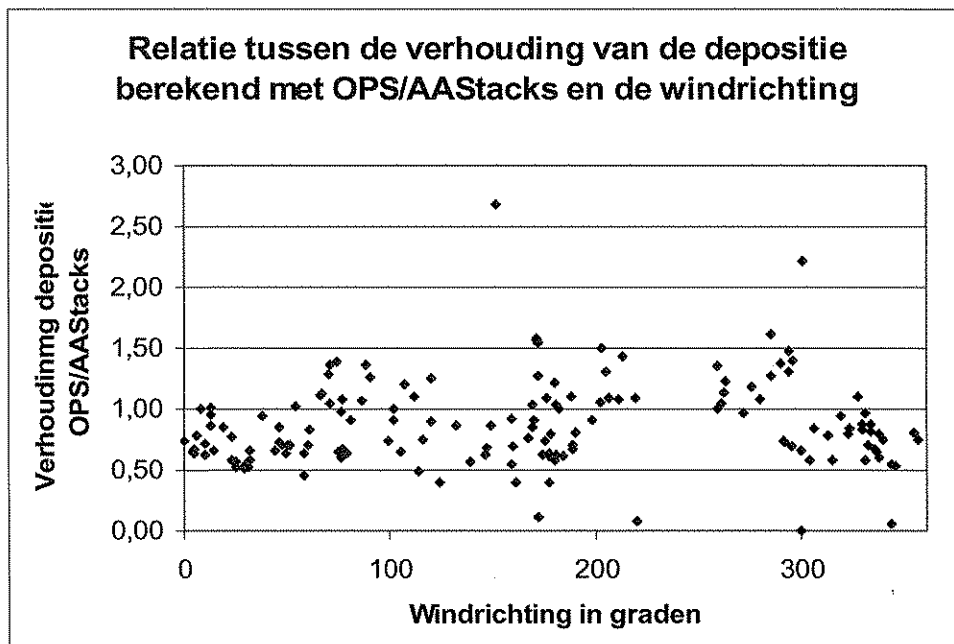
Het aantal berekeningen waarop deze waarden zijn gebaseerd is voor de Alde Feanen 156, voor het Dwingelder Veld 240.

**Tabel 3.4.2** Verhouding tussen de depositie berekend met AA-Stacks en de depositie berekend volgens OPS voor de Alde Feanen en het Dwingelder Veld.

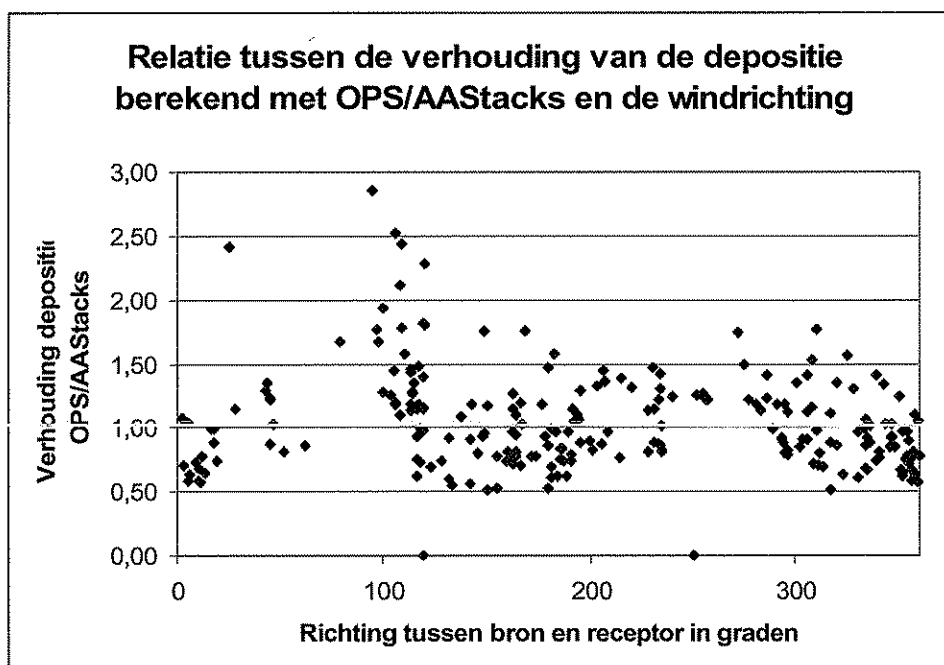
Dep. AA-Stacks/OPS	Gemiddelde verhouding	Standaard deviatie
Alde Feanen	1.30	0.73
Dwingelder Veld	1.06	0.33

Een deel van de spreiding zou kunnen worden verklaard door het verschil in grootte van het gebied waarover ruwheid wordt gemiddeld en het verschil in methode van middeling. De verschillen zijn het grootst bij de Alde Feanen, een gebied met grote verschillen in ruwheid en hele lage ruwheden door veel open water.

Tenslotte is gekeken of er een invloed van de windrichting is op de verhouding van de depositie berekend met OPS en berekend met AA-Stacks. Achterliggende gedachte daarbij is, dat lage windsnelheden niet gelijkmatig over de windrichtingen verdeeld zijn en dat de modellen daar verschillend mee om gaan. De verhouding van de rekenresultaten met OPS en AA-Stacks zijn uitgezet in de figuren 3.4.7 en 3.4.8.



**Figuur 3.4.7** De verhouding van berekende ammoniakdepositie volgens OPS en de berekende depositie volgens AA-Stacks als functie van de richting tussen de bron en de receptor voor de Alde Feanen.



**Figuur 3.4.8** De verhouding van berekende ammoniakdepositie volgens OPS en de berekende depositie volgens AA-Stacks als functie van de richting tussen de bron en de receptor voor het Dwingelder Veld.

Er lijkt geen systematische invloed van de richting van de bron ten opzichte van het gevoelige gebied te zijn.

### 3.4.5 Vergelijking van de modellen met de afstandtabel.

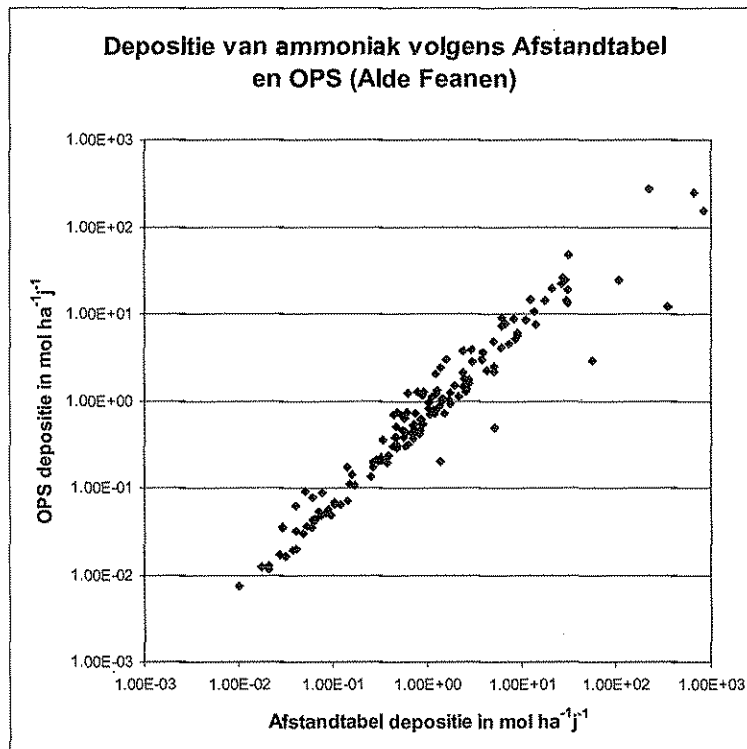
Het OPS model en het AA-Stacks model zijn op dezelfde wijze met de afstandtabel vergeleken als onderling is gebeurd.

Omdat de afstandtabel slechts twee ruwheden kent is er voor gekozen de door OPS gerapporteerde (=lokale ) ruwheid als maat voor een indeling te gebruiken. Indien de door OP gerapporteerde ruwheid kleiner is dan 0.5 m is de ruwheid 0.25 m van de afstandtabel gebruikt, als deze groter is dan 0,5 m is de waarde 1.0 m van de afstandtabel gebruikt.

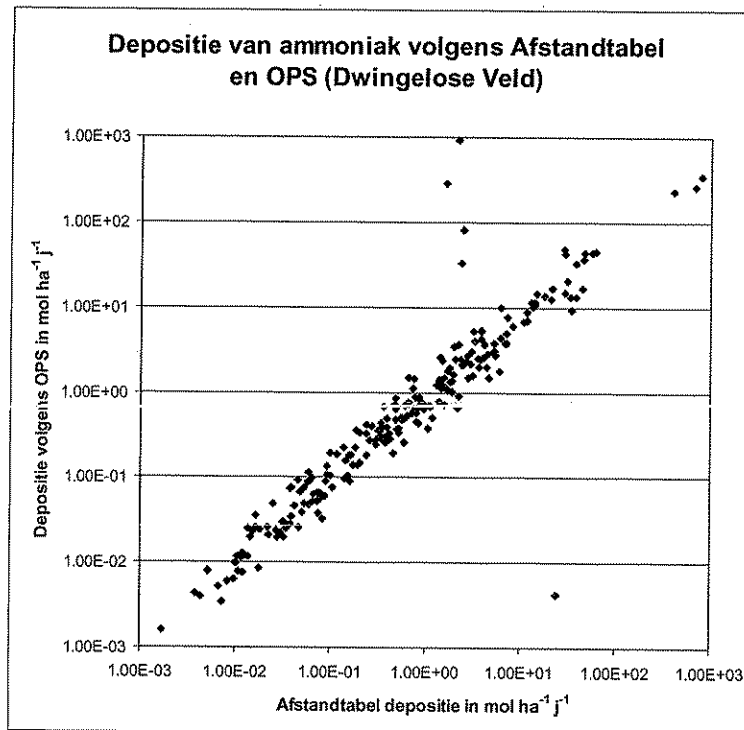
De verhouding tussen de berekende depositie volgens het OPS model en berekend volgens de afstandtabel is weergegeven in figuur 3.4.9 voor de Alde Feanen en figuur 3.4.10 voor het Dwingelder veld. We zien, dat de berekende waarden vooral voor hoge depositiewaarden (meestal korte afstanden) gaan afwijken. Om die reden zijn in de figuren 3.4.11 en 3.4.12 de verhoudingen tussen de rekenresultaten met OPS en de Afstandtabel uitgezet tegen de afstand. Het verloop in de verhouding tussen depositie berekend met OPS en depositie berekend met de afstandtabel is duidelijk ondanks de grote spreiding in resultaten. Deze spreiding, die groter is dan bij de vergelijking van OPS en AA-Stacks onderling, wordt veroorzaakt door de vaste ruwheden van 1.00 of 0.25 m in de afstandtabel en het feit, dat de afstandtabel een gemiddelde depositie per afstand geeft onafhankelijk van de frequentie van



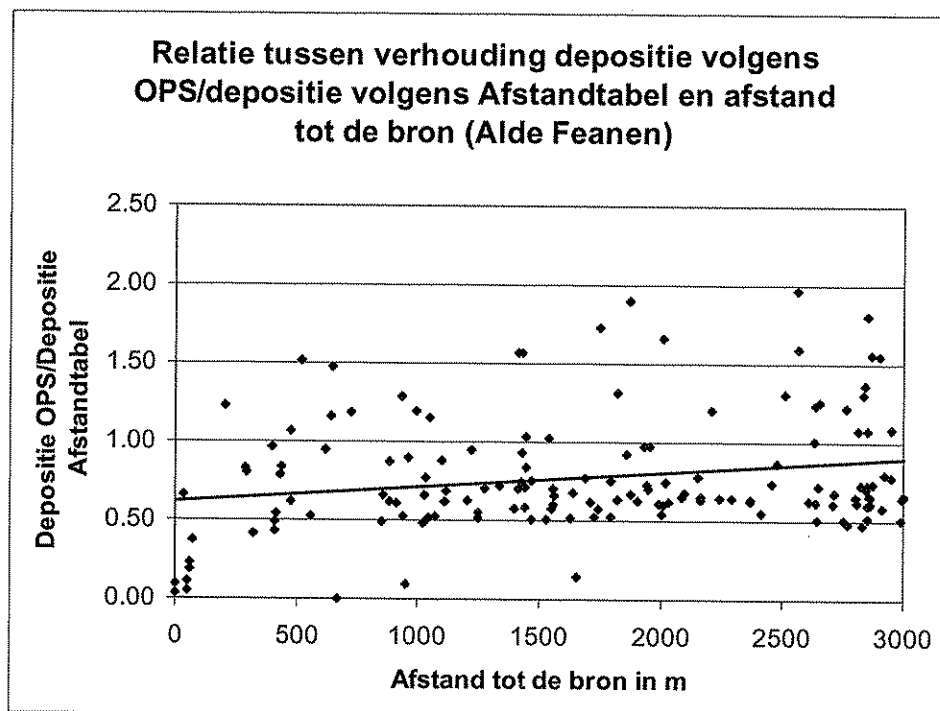
voorkomen van windrichtingen. De modellen rekenen met meer gedetailleerde ruwheden en houden impliciet rekening met de frequentie van voorkomen van windrichtingen. De spreiding in de verhouding van berekende deposities is voor het Dwingelder Veld wat groter dan voor de Alde Feanen. Dit is het gevolg van de grotere spreiding in ruwheden voor het Dwingelder Veld.



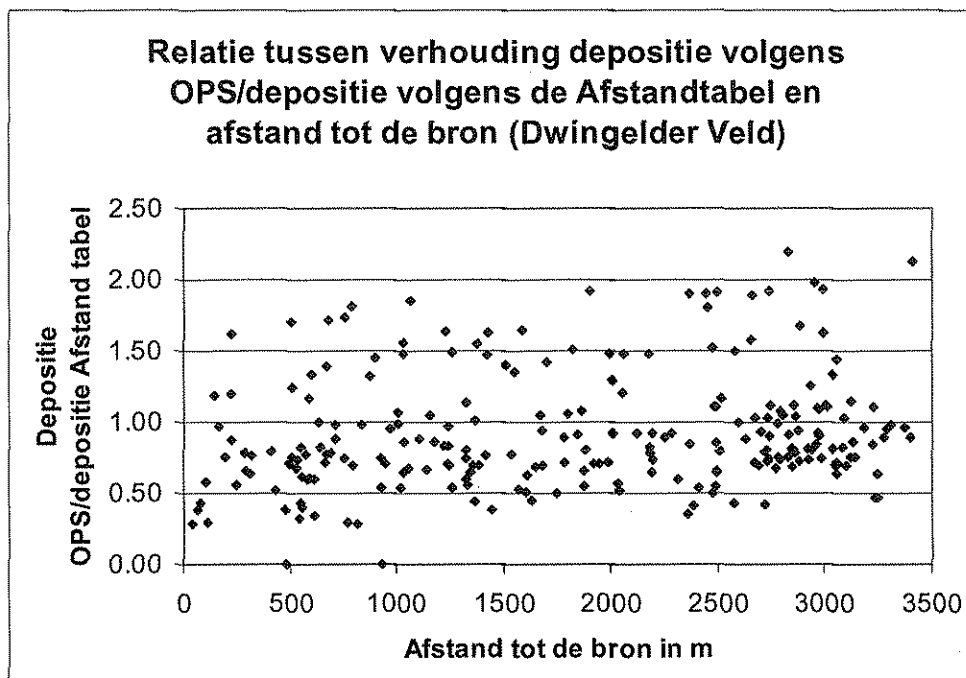
**Figuur 3.4.9** Depositie op de rand van het natuurgebied Alde Feanen ten gevolge van bronnen binnen 3 km afstand berekend volgens de Afstandtabel en het OPS model.



**Figuur 3.4.10** Depositie op de rand van het natuurgebied Dwingelder Veld ten gevolge van bronnen binnen 3 km afstand berekend volgens de Afstandtabel en het OPS model.



**Figuur 3.4.11** De ratio van berekende ammoniakdepositie volgens de Afstandtabel en de berekende depositie volgens OPS voor de Alde Feanen als functie van de afstand tot de bron.



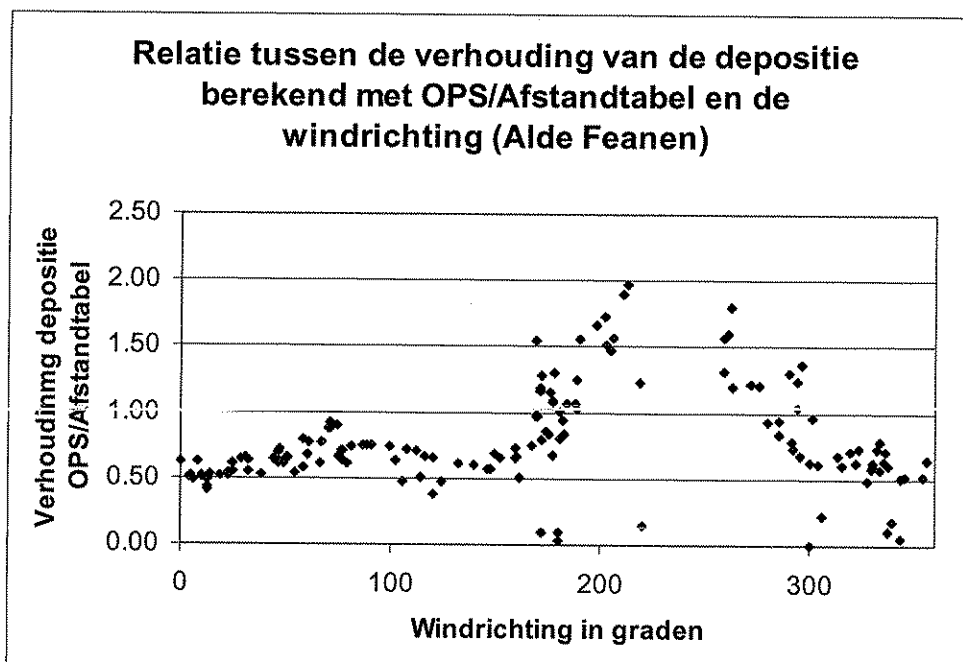
**Figuur 3.4.12** De ratio van berekende ammoniakdepositie volgens de Afstandtabel en de berekende depositie volgens OPS voor het Dwingelder Veld als functie van de afstand tot de bron.

Voor het Dwingelder veld is geen trendline aangegeven. Dit komt, omdat er voor de korte afstanden een aantal hoge waarden zijn, die niet in de figuur pasten en de trendline sterk beïnvloeden. Daarnaast blijkt ook de ruwheid van invloed op de verhouding tussen de berekende depositie volgens OPS en die volgens de Afstandtabel. Enkele aanvullende gegevens zijn weergegeven in tabel 3.4.3.

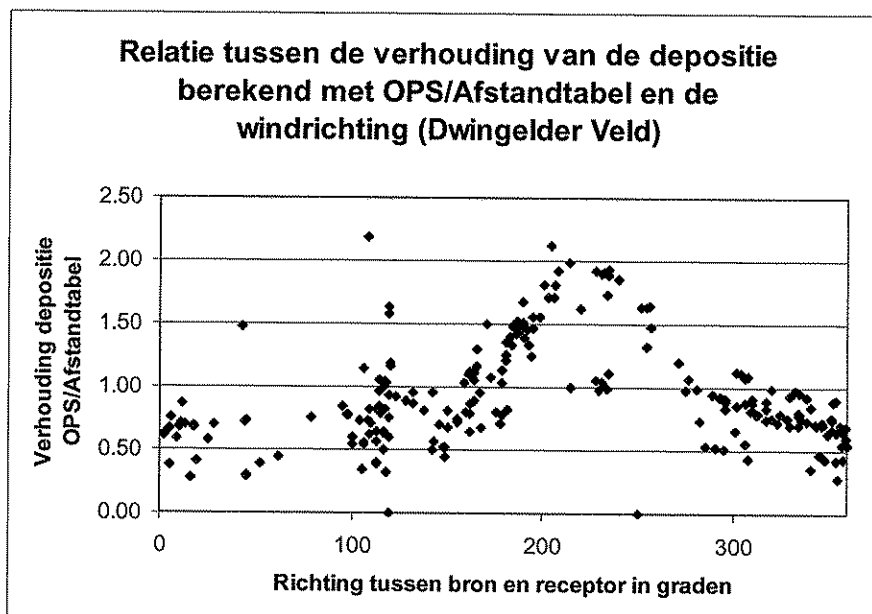
**Tabel 3.4.3** Gemiddelde verhouding tussen de ammoniakdepositie berekend met het OPS model en AA-Stacks model met de Afstandtabel in relatie tot de afstand tot de bron en de ruwheid van het terrein voor het Dwingelder Veld.

	OPS / Afstandtabel		AA-Stacks/Afstandtabel		n
	gemiddelde	Stdv	gemiddelde	Stdv	
X < 50 m	160	188	159	143	4
X > 50 m	0.93	0.41	0.97	0.52	241
Z <sub>0</sub> < 0.5 m	1.03	0.43	1.13	0.52	168
Z <sub>0</sub> > 0.5 m	0.66	0.23	0.54	0.21	68

De afhankelijkheid van de windrichting wordt duidelijk door de figuren 3.4.13 en 3.4.14 geïllustreerd.



**Figuur 3.4.13** De verhouding van berekende ammoniakdepositie volgens OPS en de berekende depositie volgens de Afstandtabel als functie van de richting tussen bron en receptor voor de Alde Feanen.

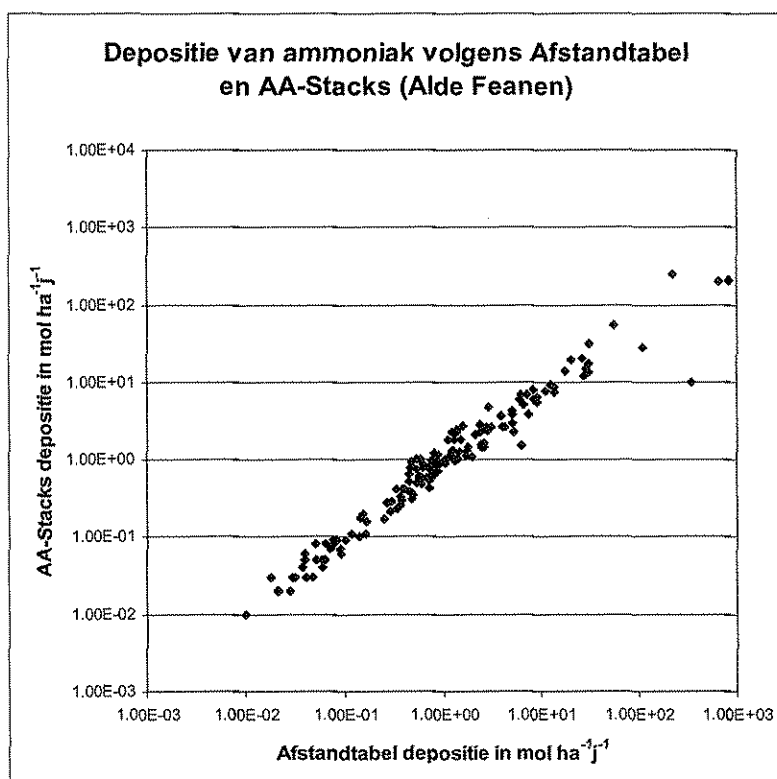


**Figuur 3.4.14** De verhouding van berekende ammoniakdepositie volgens OPS en de berekende depositie volgens de Afstandtabel als functie van de richting tussen de bron en de receptor voor het Dwingelder Veld.

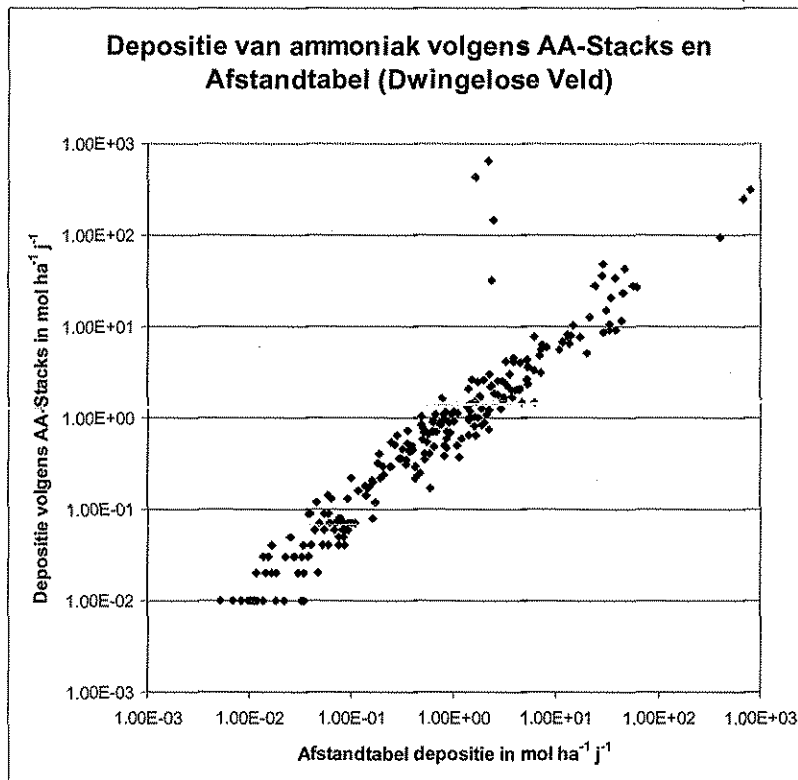
De grotere depositie ten noord-oosten van bronnen onder invloed van de hogere frequentie van zuid-westen wind ten opzichte van andere windrichtingen is duidelijk.

De figuren 3.4.13 en 3.4.14 geven aan dat bedrijven ten zuidwesten van gevoelige gebieden op basis van modelberekeningen meer beperkingen krijgen opgelegd dan op grond van de afstandtabel zou gebeuren. Gemiddeld genomen zou voor afstanden groter dan 50 m en ruwheden minder dan 0.5 m de situatie volgens berekeningen met OPS nauwelijks veranderen.

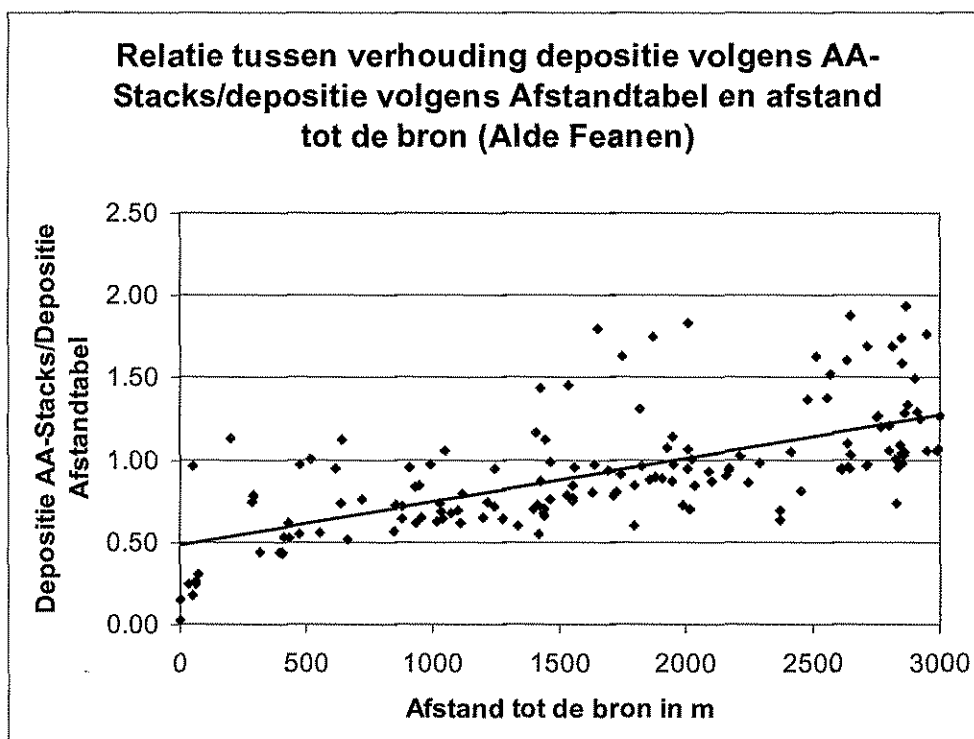
Voor het AA-Stacks model is dezelfde analyse uitgevoerd als voor OPS en de afstandtabel. De conclusies zijn voor een deel al samengevat in tabel 3.4.3 Deze conclusies zijn in grote lijnen hetzelfde als voor het OPS model. Opvallend is, dat de spreiding voor AA-Stacks groter is dan voor OPS. Het meest duidelijk is dat voor de relatie tussen depositie berekend met AA-Stacks en de afstandtabel in relatie tot de afstand tot de bron en in de relatie tussen deze ratio en de hoek tussen bron en receptor. De grotere spreiding is waarschijnlijk het gevolg van de indeling van de windrichting in sectoren van  $30^\circ$  voor het OPS model en het gebruik van werkelijk optredende windrichtingen in AA-Stacks.



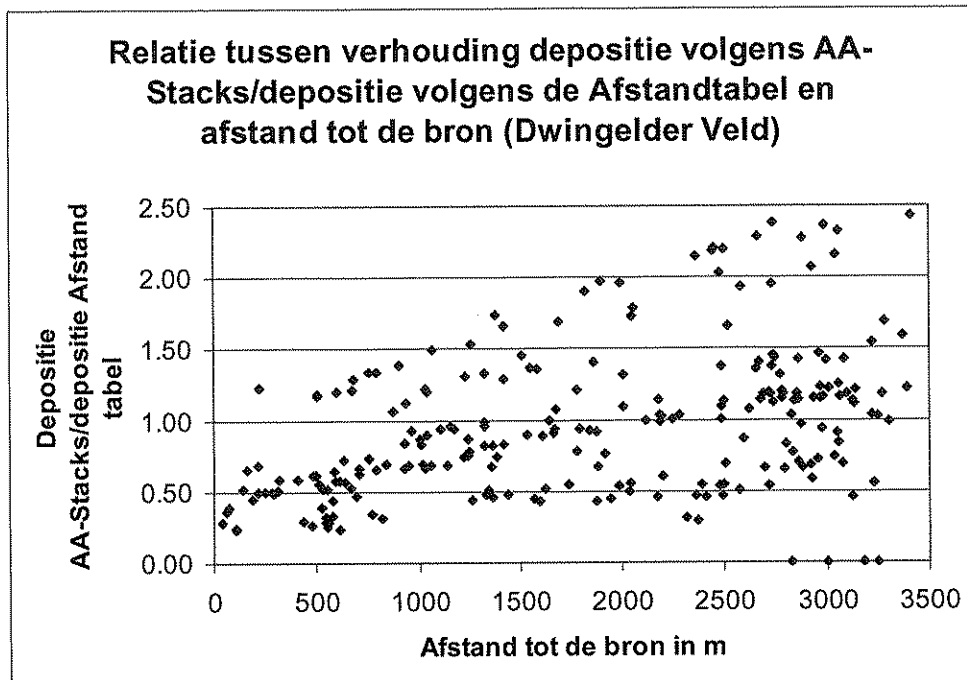
**Figuur 3.4.15** Depositie op de rand van het natuurgebied Alde Feanen ten gevolge van bronnen binnen 3 km afstand berekend volgens de Afstandtabel en het AA-Stacks model.



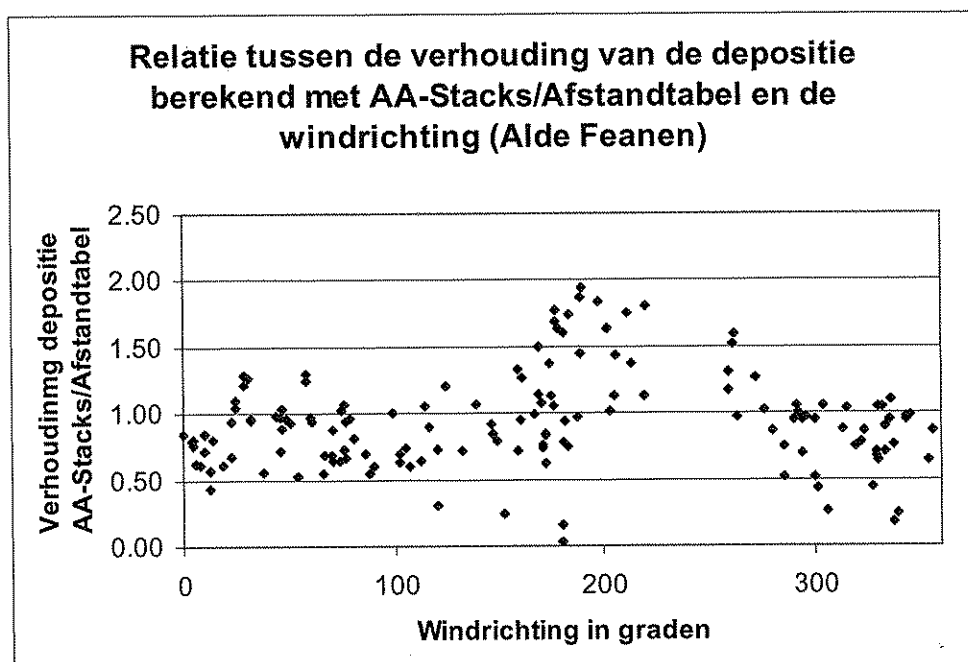
**Figuur 3.4.16** Depositie op de rand van het natuurgebied Dwingelder Veld ten gevolge van bronnen binnen 3 km afstand berekend volgens de Afstandtabel en het AA-Stacks model.



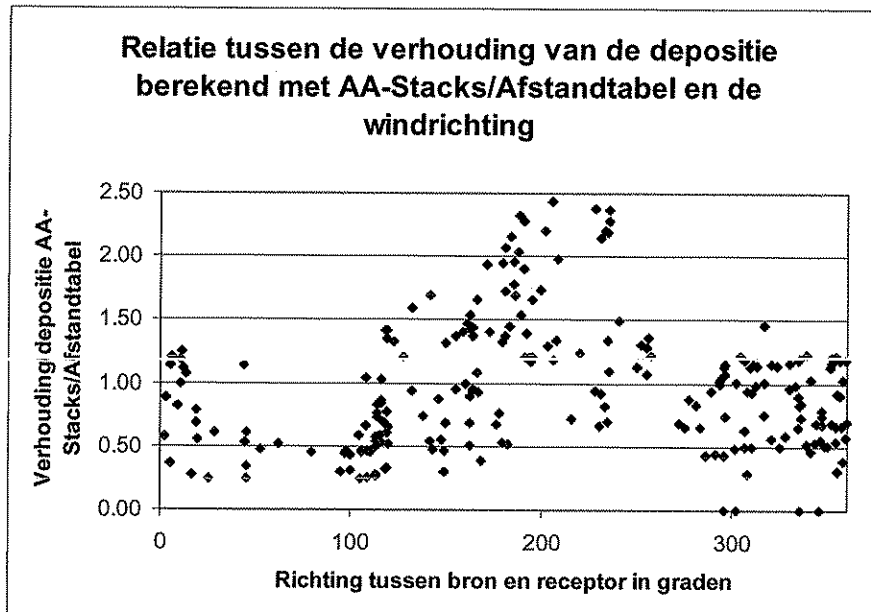
**Figuur 3.4.17** De ratio van berekende ammoniakdepositie volgens de Afstandtabel en de berekende depositie volgens AA-Stacks voor de Alde Feanen als functie van de afstand tot de bron.



**Figuur 3.4.18** De ratio van berekende ammoniakdepositie volgens de Afstandtabel en de berekende depositie volgens AA-Stacks voor het Dwingelder Veld als functie van de afstand tot de bron.



**Figuur 3.4.19** De verhouding van berekende ammoniakdepositie volgens AA-Stacks en de berekende depositie volgens de Afstandtabel als functie van de richting tussen de bron en de receptor voor het de Alde Feanen.



**Figuur 3.4.20** De verhouding van berekende ammoniakdepositie volgens AA-Stacks en de berekende depositie volgens de Afstandtabel als functie van de richting tussen de bron en de receptor voor het Dwingelder Veld.

### 3.4.6 Conclusies modelvergelijkingen

De conclusies ten aanzien van de modelvergelijkingen worden in punten samengevat;

1. Het verschil tussen de berekende depositie volgens de Afstandtabel en het OPS-Pro model en AA-Stacks wordt bepaald door drie factoren;
  - a. De mathematische relatie tussen bronsterkte en depositie op en bepaalde afstand is voor de afstandtabel anders dan diezelfde relatie als langjarig gemiddelde voor beide modellen.
  - b. De Afstandtabel is omnidirectioneel. De modellen geven duidelijk resultaten, die afhankelijk zijn van frequentie van voor komen van de windrichting.
  - c. De afstandtabel kent slechts twee ruwheid klassen, terwijl de modellen een continue schaal hanteren gebaseerd op de onderliggende landgebruik kaarten.
2. De verschillen in berekende concentraties tussen OPS-Pro model en AA-Stacks model worden veroorzaakt door verschillen in parameterizatie van de verspreiding-parameters en de volgende factoren;
  - a. AA-Stacks werkt met een vereenvoudigde (t.o.v. Stacks 6.2) gebouwmodule. Deze ontbreekt in OPS.
  - b. AA-Stacks berekent de pluimstijging op basis van uitwoorpsnelheid en warmte-inhoud. Voor OPS speelt alleen de warmte-inhoud een rol.
  - c. Verschillen in vertaling van concentraties naar depositie zouden niet op magen treden, omdat voor AA-Stacks de Depac module uit OPS is overgenomen.
  - d. Door verschillen in gebied van middeling voor de ruwheid en het gebruik van twee verschillende landgebruik kaarten kunnen kleine verschillen in berekende depositie optreden.
3. De verschillen tussen depositie berekend met OPS-Pro en AA-Stacks zijn gemiddeld 30% voor de Alde Feanen en 6% voor het Dwingelder Veld, waarbij AA-Stacks hogere waarden geeft. Dicht bij de bron geeft AA-Stacks lagere waarden dan OPS



en verder weg hogere waarden. De spreiding in de verhouding is met respectievelijk 73% en 33% groot en te wijten aan de onder punt 2 genoemde factoren.

4. Er is een afstandafhankelijk verschil tussen de modellen. Het verschil loopt op tot een factor 1.5 voor afstanden tussen 3000 en 4000 m. Het AA-Stacks model geeft daarbij de hoogste depositie.
5. Op korte afstanden (tot 1000 m) onderschat AA-Stacks de depositie tov OPS tot maximaal een factor 0.75.
6. Het OPS model, het AA-Stacks model en de afstandtabel komen qua resultaten dicht bij elkaar voor afstanden groter dan 50 m. Voor afstanden kleiner dan 50 m geeft de afstandtabel veel lagere waarden aan dan beide modellen.
7. Slotconclusie is, dat beide modellen (OPS en AA-Stacks) in resultaten meer overeenkomen dan in vergelijking met de afstandtabel.

### 3.5 Vergelijking met metingen

Naast een vergelijking van de resultaten van berekeningen met OPS-Pro en AA-Stacks en de afstandtabel, om het ammoniak depositiebeleid te toetsen op consistentie en continuïteit, is het zinvol het AA-Stacks model toe toetsen aan metingen.

Helaas zijn continue ammoniakmetingen gecompliceerd en duur en worden om die reden spaarzaam uitgevoerd. Depositie metingen zijn in het verleden uitgevoerd in Zegveld (Plantaz, 1998), Schagerbrug (), Speulderbos () en recent op het meteoveld Haarweg in Wageningen (Wichink Kruit et al, 2006).

Een probleem bij al deze metingen is, dat niet gelijktijdig een grondige inventarisatie is uitgevoerd van de emissiesterkte van nabijgelegen bronnen. De data zijn om die reden niet anders dan als toetsingsmateriaal met een grote fouten marge te gebruiken.

Het Veldproject (Smits et al, 2005) , dat werd uitgevoerd in de omgeving van Vragender, werd speciaal opgezet om na te gaan waar de discrepantie tussen berekende concentraties aan ammoniak op basis van emissiefactoren op basis van staltypen en dier aantallen en het OPS model en de cijfers van de ammoniakmeetpunten van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit aan te wijten zouden zijn. Daartoe werd een gebied uitgezocht, waar de lokale bijdrage van ammoniakbronnen ten opzichte van de achtergrond concentratie hoog is. Voor het project werd een gedetailleerde emissie-inventarisatie gemaakt. Er werd een korte termijn versie van het OPS model ontwikkeld voor uur tot uur berekeningen en er werden concentratie metingen in het gebied uitgevoerd. Deze concentratiemetingen werden als tweeweek gemiddelde concentraties uitgevoerd op een 50 tal meetpunten verspreid over het gebied met passieve samplers en op twee meetpunten met roterende natte denuders. Uit de resultaten komt als een belangrijke conclusie naar voren, dat de emissie van mesttoediening zeer onzeker is.

#### 3.5.1 Modeltoetsing

Doel van de toetsing is na te gaan of het AA-Stacks model een realistische schatting maakt van de ammoniakdepositie ten gevolge van een bron. Deze toetsing is niet uit te voeren omdat;

- Er geen depositiemetingen in het gebied zijn uitgevoerd.
- Het AA-Stacksmodel alleen depositiewaarden in  $\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$  als uitvoer levert en geen concentraties.

Het AA-Stacks model is afgeleid van het Stacks 6.2 model, waarbij een vereenvoudiging van de gebouwmodule is toegepast, de meteorologie meer continu is gemaakt door de meteorologie van Eindhoven te gebruiken en deze voor windrichting, windsnelheid en frequentie van voorkomen aan te passen aan de rekenlocatie en de depositie van ammoniak volgens dezelfde regels als in de Depac module van OPS-Pro (van Jaarsveld, 2004) te modelleren. Daarnaast zijn een aantal opties uit het Stacks model geschrapt, die niet van belang zijn voor de berekening van de ammoniak depositie.

Om een toetsing mogelijk te maken is uitgegaan van de grote overeenkomst tussen AA-Stacks en Stacks 6.2 (zie ook hoofdstuk 2.3) en het model Stacks te toetsen. Gebruik van Stacks maakt het tevens mogelijk uurwaarden en dagwaarden te berekenen, een optie die AA-Stacks niet biedt.

Belangrijk is te vermelden, dat de depositie in Stacks anders is gemodelleerd dan in AA-Stacks. Omdat de invloed van de depositie op de concentratieniveau's gering is voor de meethoogte van 3 m is de depositie in het Stacks model voor de berekeningen "uitgezet".

### **3.5.2 Keuze van de vergelijkingsperioden.**

Er is gebruik gemaakt van specifieke bronsterkte schatting voor een periode, waarin geen mest werd uitgereden. Dit om de onzekerheden in de emissie van mesttoediening buiten de vergelijking te houden.

Daarmee bleven de volgende perioden beschikbaar;

22 oktober 2002 tot 4 december 2002

29 mei 2003 tot 16 juli 2003

### **3.5.3 Meteorologie.**

Er is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de specifieke meteorologie van het gebied. In tabel 3.5.1 is aangegeven welke informatie is gebruikt. In dit geval is de tabel weergegeven in het format voor de preprocessor voor het OPS-Pro model, omdat dit de meest uitgebreide informatie vraagt.

Een probleem vormen de in tabel 3.5.1 met een sterretje aangeduide neerslag gegevens. Er wordt voor de KNMI stations alleen vermeld of er gedurende een dag neerslag is geweest en hoeveel mm neerslag er is gevallen. De neerslagduur binnen een uur is niet bekend en daarmee kan feitelijk ook de neerslag-intensiteit niet worden berekend. Om toch een schatting te krijgen is de neerslag duur geschat door uit te gaan van een maximale neerslag hoeveelheid van 1mm per uur. Op basis van de relatieve luchtvochtigheid en eventuele sprongen in de temperatuur is vervolgens geschat op welk tijdstip er neerslag zou kunnen zijn.

**Tabel 3.5.1** Gebruikte meteorologische gegevens

	kenmerk	per dag of per		datasource/locatie	org
		uur	locatie		
<b>a</b>	date (local time) <sup>(2)</sup>	dag			
<b>b</b>	snow cover ind.	dag	regional	N.v.t	
<b>c</b>	length of rain events	dag	regional	Twenthe *	KNMI
<b>d</b>	prec. intensity	dag	regional	Twenthe *	KNMI
<b>e</b>	prec. intensity	dag	local	Lichtenvoorde *	KNMI
<b>f</b>	global radiation	uur	regional	Vragender	VELD
<b>g</b>	temperature	uur	regional	Vragender	VELD
<b>h</b>	prec. duration	uur	regional	Twenthe *	KNMI
<b>i</b>	prec. duration	uur	local	Twenthe *	KNMI
<b>j</b>	wind direction 200m	uur	regional	-88	
<b>k</b>	wind velocity 200m	uur	regional	-88	
<b>l</b>	wind direction	uur	regional	Hupsel	KNMI
<b>m</b>	wind velocity	uur	regional	Hupsel	KNMI
<b>n</b>	wind direction	uur	local	Vragender	VELD
<b>o</b>	wind velocity	uur	local	Vragender	VELD
<b>p</b>	rel. humidity	uur	regional	Vragender	VELD

Het Stacks model vraagt naast de stralingsintensiteit ook om de bewolkingsgraad. Deze grootte wordt op de meeste KNMI stations niet geschat, omdat dit een niet geautomatiseerd gegeven is. Voor de situatie overdag wordt de bewolkingsgraad geschat uitgaande van het verschil tussen Angot waarde en globale stralingsintensiteit. De Angot waarden zijn afhankelijk van de breedtegraad en tijdstip van de dag en geven de maximale zonne-instraling aan de top van de atmosfeer weer. De hoeveelheid straling, die de grond bereikt wordt mede bepaald door de absorptie in- en turbiditeit van de atmosfeer en natuurlijk de bewolkingsgraad. De maximale stralingsintensiteit is daarmee altijd lager dan de Angot-waarde (situaties met reflectie aan verspreide cumulus bewolking daargelaten). Verder is er een zeker stralingsminimum gedurende de dag als gevolg van verstrooid licht. Dit wordt samengevat in de volgende vergelijking;

$$Q_{glob} = Angot \cdot \{a + b(1 - n / N)\}$$

met;  $Q_{\text{glob}}$  = Globale stralingsintensiteit in  $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$

Angot = Maximale zonne-instraling aan de top van de atmosfeer als functie van de breedtegraad en het tijdstip van de dag ( $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$ ).

a en b = coëfficiënten (a = 0,20 en b = 0,55)

n = fractie van bewolgingsgraad (0 = onbewolkt, 1 = geheel bewolkt)

N = maximale bewolgingsgraad = 1

De Angotwaarden zijn berekend met het programma Angotd2.exe.

De vergelijking geeft aan, dat de minimale stralingsintensiteit overdag 0,2 maal de

Angotwaarde is (n=1) en maximaal 0,75 maal de Angotwaarde (n=0).

Gemeten stralingsintensiteiten buiten deze range zijn afgerond naar de dichtstbijzijnde bewolgingsgraad (1 of 0).

Voor de nacht zou de bewolgingsgraad op een vergelijkbare wijze kunnen worden geschat uit de balans van de infrarode straling tussen de bodem en de atmosfeer. Deze benadering is echter niet zinvol, zolang inkomende en uitgaande infraroodstraling niet standaard worden gemeten.

Bij gebrek aan schattingsmethoden is het gemiddelde van de bewolkinggraad bij zonsopgang en zonsondergang als bewolgingsgraad voor de nacht aangehouden. Deze schattingsmethode is het minst nauwkeurig voor de winterperiode (16 uur nacht tegen 8 uur nacht in de zomer).

#### 3.5.4 Procedure voor schatting van de achtergrond.

Concentraties op een meetpunt zijn samengesteld uit de bijdragen van nabijgelegen bronnen en een achtergrondconcentratie als gevolg van verder gelegen bronnen. Voor de modellen gebruiken we alleen schattingen op basis van de emissie van de nabijgelegen bronnen.

Daarmee ontstaat de noodzaak de achtergrond te schatten, die voor de toetsing bij de berekende concentratie moet worden opgeteld. Hiervoor is een bronfile voor west Europa beschikbaar afkomstig van RIVM voor het jaar 1993. De emissies in 2002 en 2003 zijn niet gelijk aan 1993 en daarnaast is er nog sprake van het "ammoniakgat" bij gebruik van het OPS-Pro model voor de berekeningen.

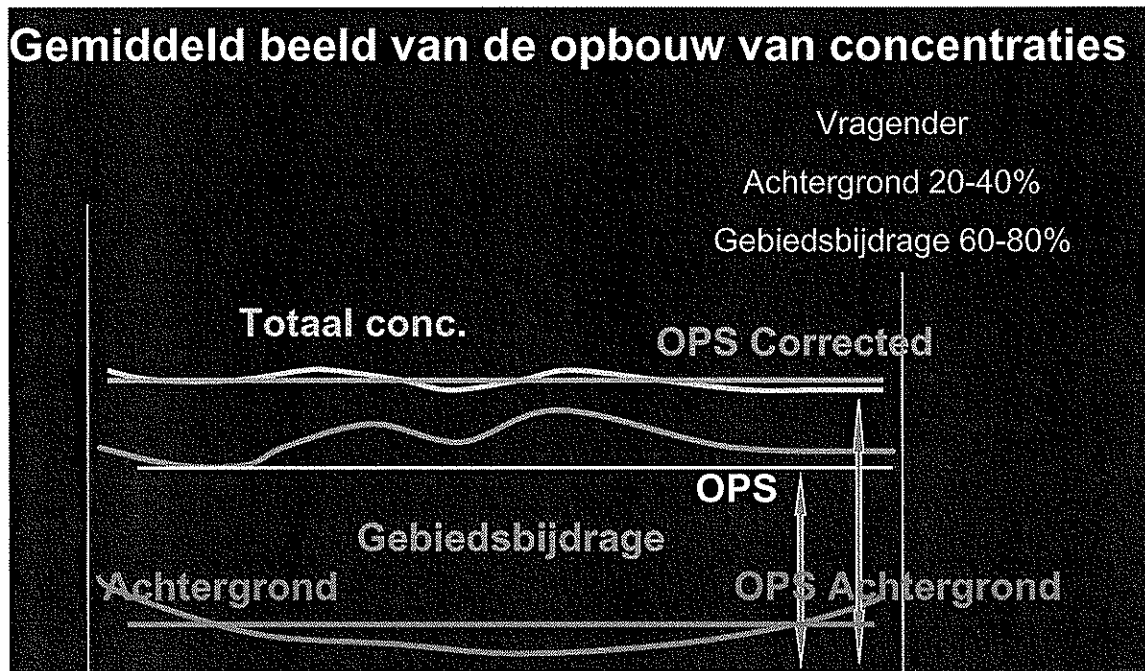
De gehanteerde methode om tot een schatting van de achtergrond concentratie te komen is als volgt;

1. Bereken de concentratie op alle 50 meetpunten van de passieve samplers als maandgemiddelde met OPS-Pro, de ammoniak bronfile uit 1993 en de specifieke meteorologie voor de meetperiode.
2. Bepaal de verhouding tussen gemeten maandgemiddelde concentratie en berekende maandgemiddelde concentratie per meetpunt en middel deze verhouding over alle meetpunten. Dit geeft een correctiefactor (1,71 voor periode 1 en 1,56 voor periode 2). In deze correctiefactor zijn gelijktijdig de verandering in emissies en de correctie voor het ammoniakgat meegenomen. Aanname is dat de ontwikkelingen in het gebied en vooral het gebied daar direct omheen vergelijkbaar zijn geweest.

3. Bereken nu de concentratie op de twee continue meetpunten met OPS-Pro met gebruikmaking van de bronfile 1993 zonder de bronnen binnen het gebied en met de specifieke meteorfiles.
4. Vermenigvuldig de verkregen achtergrond concentraties met de verkregen correctiefactoren.

Op deze wijze wordt een maandgemiddelde achtergrond verkregen. Aanname is, dat de achtergrond concentratie op de meetpunten windrichting onafhankelijk is. Dit zal voor het centrale meetpunt midden in het gebied redelijk opgaan (zie figuur 3.5.1). Voor het decentrale meetpunt mag meer variatie in de achtergrond worden verwacht, omdat dit punt dichterbij de grens van het gebied ligt.

**Figuur 3.5.1** Opbouw van de concentratie in het rekengebied als combinatie van achtergrond en gebiedsbijdrage. De horizontale lijn aangeduid met OPS geeft de gemiddeld berekende concentratie voor alle bronnen in en buiten het gebied met OPS. OPS corrected geeft de berekende gemiddelde concentratie aan na correctie voor bronsterkte en ammoniakgat. OPS achtergrond geeft de berekende gemiddelde achtergrond aan met toepassing van de correctiefactor. Omdat de achtergrond aan de randen van het gebied hoger zal zijn dan in het midden is voor de berekeningen van de achtergrond op de meetpunten de achtergrondconcentratie op dat punt berekend en met de correctiefactor vermenigvuldigd.



De berekende achtergrondconcentraties zijn weergegeven in tabel 3.5.2.

**Tabel 3.5.2** Berekende achtergrond concentraties voor het centrale en het decentrale meetpunt in Vragender voor perioden 1 en 2.

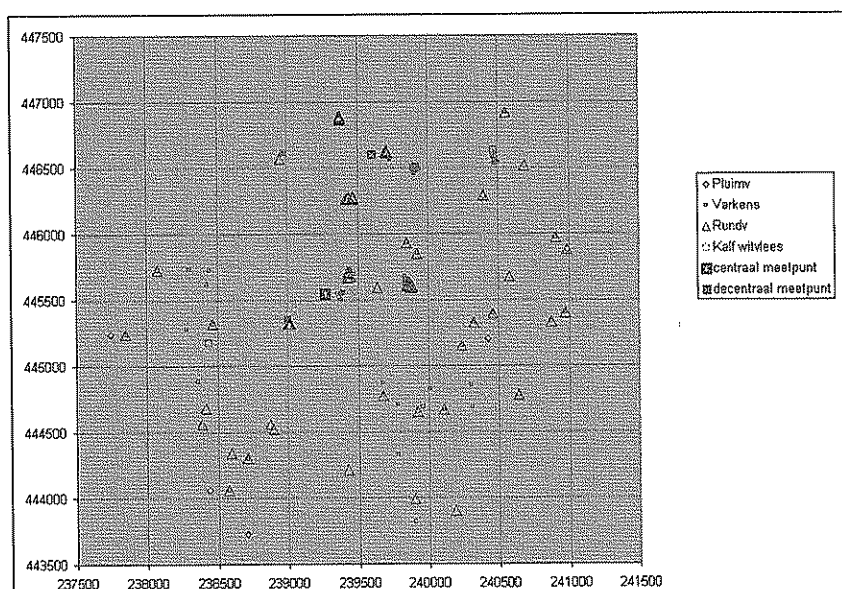
	Centraal meetpunt	Decentraal meetpunt
	739	740
Periode 1 (winter 2002)	5,18	4,81
Periode 2 (zomer 2003)	9,20	8.89

De achtergrond concentraties zijn berekend als maandgemiddelden, omdat OPS-Pro niet voor periode korter dan een maand rekent. In principe had ook een bronfile aangemaakt kunnen worden voor Stacks om daarmee de achtergrond per dag uit te rekenen. Een combinatie van zo'n 90 rekendagen met uurlijkse berekeningen en een kleine 5000 bronnen levert echter een dusdanige rekentijd op, dat daarvan is afgezien.

### 3.5.5 Emissieschattingen.

Voor de emissieschattingen is uitgegaan van de werkelijke dierbezetting in de stallen en op de velden (en niet van de vergunde situatie) . Op basis van de staleigenschappen is een zo correct mogelijke schatting van de emissie gemaakt. Daarbij is gecorrigeerd voor de invloed van temperatuur op de emissie. Een aantal bronnen liggen dichtbij de meetpunten. Dit geldt vooral het centrale meetpunt. Voor die dichtbijgelegen bronnen is niet uitgegaan van een centrale emissie, maar zijn meerdere bronnen binnen de bedrijven onderscheiden. Dit is weergegeven in figuur 3.5.2. Op grond van de ligging van de bronnen ten opzichte van de meetpunten kan voor het centrale meetpunt de grootste dynamiek in concentraties worden verwacht.

**Figuur 3.5.2** Ligging van de bronnen in Vragender ten opzichte van de automatische meetstations.



### 3.5.6 Berekeningen.

De berekeningen zijn uitgevoerd met het Stacks model met uitschakeling van de droge depositie. Voor de berekeningen is de lokale meteorologie gebruikt.

De berekende achtergrondconcentraties zijn bij de berekende concentraties opgeteld.

De vijfminuut gemiddelde waarden van de automatische meetstations zijn gecombineerd tot daggemiddelde concentraties. Wanneer meer dan 4 uren per meetdag verloren zijn gegaan door storing of onderhoud van de apparatuur zijn deze waarden niet in de vergelijkingen meegenomen. Dit is gedaan, omdat er met name dicht bij bronnen een grote dynamiek in de optredende concentraties kan zijn en bij ontbreken van veel waarden grote fouten in de schatting van het daggemiddelde kunnen optreden.

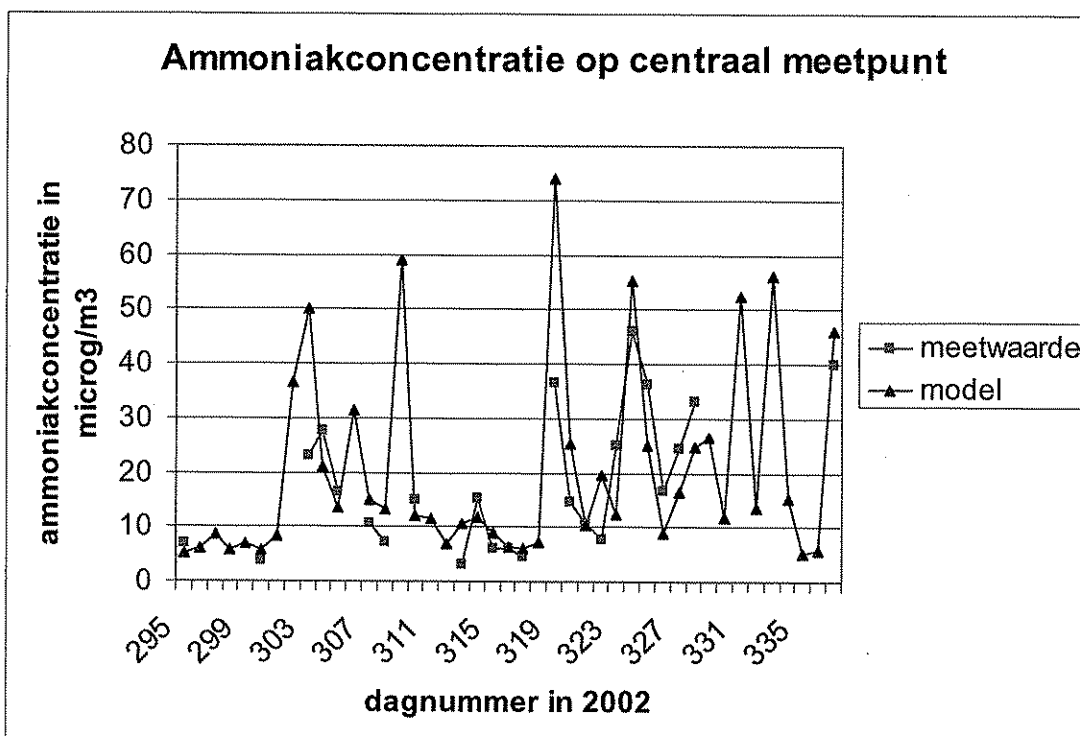
### 3.5.7 Vergelijking van de gemeten en berekende resultaten.

De plaatjes voor de eerste periode (eind oktober tot begin december 2002) geven gemiddeld een zeer goede overeenkomst met de metingen te zien.

De individuele dagmetingen kunnen sterk afwijken, zoals blijkt uit de scatterplots.

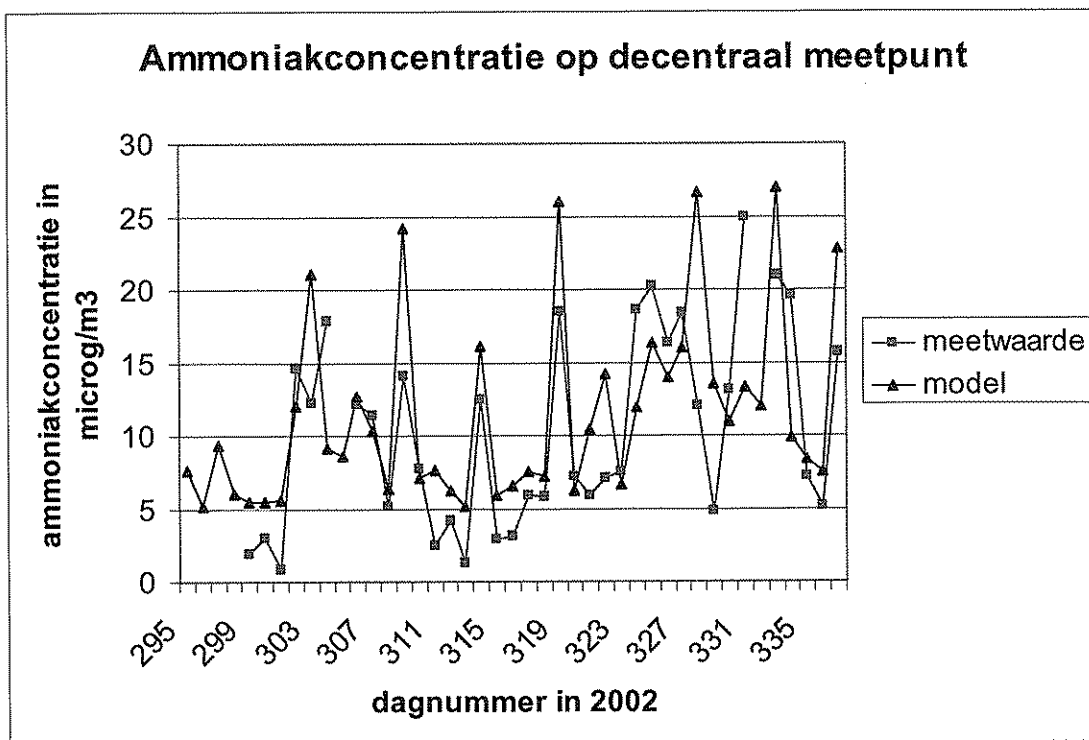
De tweede periode heeft te kampen met zeer veel uitval van de meetinstrumenten. De decentrale monitor heeft zelfs geheel niet gewerkt.

**Figuur 3.5.3** Vergelijking tussen de gemeten en met Stacks berekende concentraties van ammoniak op het centrale meetpunt in Vragender. (oct- dec 2002)

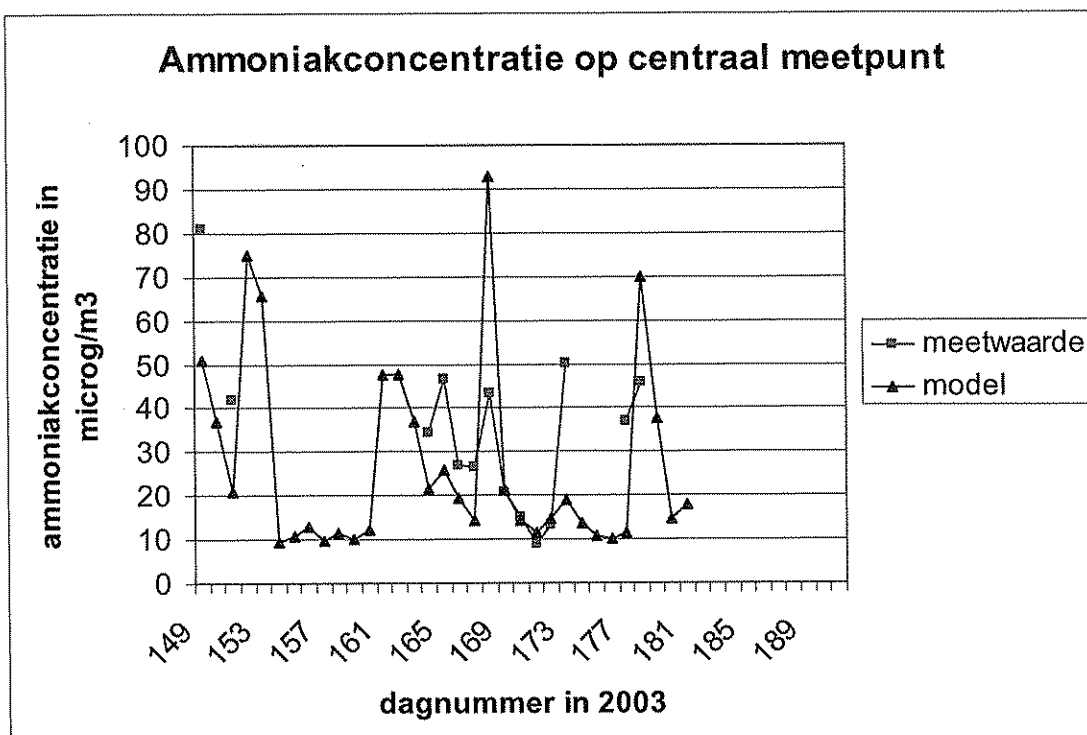




**Figuur 3.5.4** Vergelijking tussen de gemeten en met Stacks berekende concentraties van ammoniak op het decentraal meetpunt in Vragender. (oct- dec 2002)



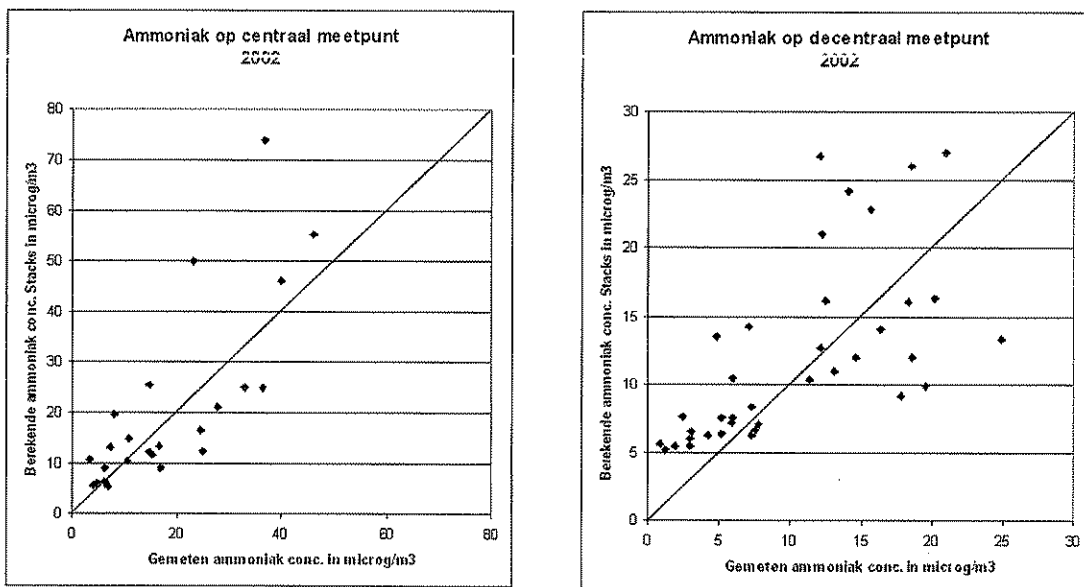
**Figuur 3.5.5** Vergelijking tussen de gemeten en met Stacks berekende concentraties van ammoniak op het centraal meetpunt in Vragender. (mei- juli 2003)



Voor het decentrale meetpunt is voor 2003 door uitval van het meetstation geen vergelijking mogelijk.

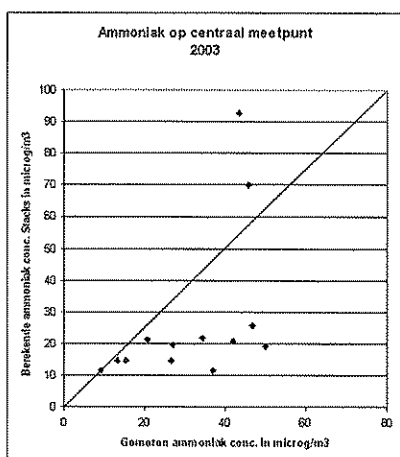
De scatterplots geven een duidelijker beeld hoe sterk individuele berekende en gemeten waarden van elkaar afwijken.

**Figuur 3.5.6** Scatterplots voor berekende en gemeten concentraties in 2002



Het lijkt er op, dat de achtergrond concentratie voor het decentrale meetpunt met  $4,81 \mu\text{g m}^{-3}$  te hoog is ingeschat en eerder omstreeks  $2$  a  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  zou moeten bedragen.

**Figuur 3.5.7** Scatterplot voor berekende en gemeten concentraties op het centrale meetpunt in Vragender in 2003. Het decentrale meetpunt is gedurende de hele periode uitgevallen.



Het aantal gemeten concentraties in de zomerperiode is te gering om uitspraken over de prestaties van het model te doen.

### 3.5.8 Conclusie uit vergelijking met de metingen

Het Stacks 6.2 model zonder depositie blijkt goed overeen te komen met de gemeten waarden voor de ammoniak concentratie in Vragender.

De gemiddelde verhouding tussen berekende en gemeten concentraties is 1,361 met een standaard deviatie van 0,961 (n=75). Wanneer de geschatte achtergrond voor het decentale meetpunt daadwerkelijk te hoog is geschat (zie figuur 3.5.6), zou bij een lagere achtergrond de gemiddeld berekende waarde nog dichter bij de gemeten waarde hebben gelegen.

- Het gebruik van een vloeiende overgang in de meteorologie gebaseerd op de meteorologie van Eindhoven en gebruik van correctiefactoren voor windsnelheid en voorkomen van frequentie van windrichtingen geeft een meer specifieke meteorologie voor het rekendomein. Vergelijking van de op deze wijze geschatte meteorologie voor Schiphol en de gemeten meteorologie voor Schiphol geeft op basis van de ontworpen rekenprocedure goede overeenkomsten. Toetsing aan een onafhankelijk station (Wageningen) is gewenst.
- Inbouw van de OPS-Depac module voor ammoniak depositie en omzetting naar ammonium geeft naar de huidige stand van kennis de beste schatting voor de depositie. Veranderingen in OPS en AA-Stacks zouden simultaan en afgestemd moeten worden uitgevoerd.
- De vereenvoudigde gebouwmodule..... **Nog in te vullen.**
- Gebruik van AA-Stacks in plaats van de afstandtabel geeft gemiddeld nauwelijks een verandering in berekende depositie voor afstanden tussen bron en receptor groter dan 50 m. Voor geringe afstanden (<50 m) berekend het model een veel hogere depositie dan de afstandtabel. De verhouding tussen depositie volgens AA-Stacks en depositie volgens de afstandtabel is een functie van de afstand tot de bron en de richting tussen bron en receptor (windrichting)
- De verschillen tussen het OPS model en het AA-Stacks model zijn geringer dan de verschillen tussen beide modellen en de afstandtabel. AA-Stacks berekent een licht hogere depositie dan OPS. De verhouding is een functie van de afstand.
- Simulatie van de concentraties aan ammoniak op de meetstations in Vragender met het Stacks model geven een gemiddelde verhouding tussen berekende en gemeten waarden van 1,36 met een standaarddeviatie van 0,96. Dit is duidelijk beter dan de maatstaf van een factor 2, die gebruikelijk als maat voor kwaliteit van simulatie wordt gehanteerd.

## 5 LITERATUUR

- VROM [2002] Regeling ammoniak en veehouderij. Staatscourant 1 mei 2002, nr. 82.
- Asman W.A.H, Maas, J.F.M. [1986] Schatting van de depositie van ammoniak en ammonium in Nederland t.b.v. het beleid in het kader van de Hinderwet. Rapport R-86-8, Instituut voor Meteorologie en Oceanografie, Utrecht.
- Jaarsveld, J.A. van. [2004] The Operational Priority Substances Model; Description and validation of OPS-Pro 4.1. Report 500045001/2004, Milieu en Natuurplanbureau, Bilthoven. pp156.
- Smits, M.C.J, Jaarsveld, J.A. van, Mokveld, L.J, Vellinga, O, Stolk, A, Hoek, K.W. van der, Pul, W.A.J. van. [2005] Het "Veld"-project: een gedetailleerde inventarisatie van de ammoniakemissies en – concentraties in een agrarisch gebied. A&F rapport 429/.RIVM rapport 500033002/2005, pp 183.
- Jaarsveld, J.A. van [2005] Modelling the long term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. Proefschrift Universiteit Utrecht, oktober 2005. pp. 235.
- Erbrink, J.J. [2005] Turbulent diffusion from tall stacks; The use of advanced boundary layer meteorological parameters in the Gaussian dispersion model "Stacks". Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam, april 2005. pp. 228

## 6 BIJLAGEN

Bijlage 1: Klassificatie van het landgebruik in LGN 5

### Land-use and roughness classes in LGN5

ID	z0 (m)	Class names
0	0.03	no data
1	0.03	grass
2	0.17	maize
3	0.07	potatoes
4	0.07	beets
5	0.16	cereals
6	0.07	other agricultural crops
7	0.15	foreign land
8	0.1	greenhouses
9	0.39	orchards
10	0.07	bulb cultivation
11	0.75	deciduous forest
12	0.75	coniferous forest
16	0.001	fresh water
17	0.001	salt water
18	1.6	continuous urban area
19	0.5	built-up in rural area
20	1.1	deciduous forest in urban area
21	1.1	coniferous forest in urban area
22	2	built-up area with dense forest
23	0.03	grass in built-up area
24	0.001	bare soil in built-up area
25	0.1	main roads and railways
26	0.5	buildings in rural area
27	0.0003	runways
28	0.1	parking lots
30	0.0002	salt marshes
31	0.0003	beaches and dunes
32	0.02	sparsely vegetated dunes
33	0.06	vegetated dunes
34	0.04	heathlands in dune areas
35	0.0003	shifting sands
36	0.03	heathlands
37	0.04	heathlands with minor grass influence
38	0.06	heathlands with major grass influence
39	0.06	raised bogs
40	0.75	forest in raised bogs
41	0.03	miscellaneous swamp vegetation
42	0.1	reed swamp
43	0.75	forest in swamp areas
44	0.07	swampy pastures in peat areas
45	0.03	herbaceous vegetation
46	0.001	bare soil in natural areas

Bijlage 2: Klassificatie van het landgebruik in de Depac depositie module en omzetting van LGN5 naar Depac

*Table A1.2. Land-use classes in DEPAC*

Code	Land-use type
1	Grass land
2	Arable land
3	Permanent crops
4	Coniferous forest
5	Deciduous forest
6	Water
7	Urban
8	Other i.e. short grassy areas
9	Desert (dunes, sandy areas)

### Land use conversion table LGN5 ⇒ OPS-Depac

ID	z0 (m)	Class names	Depac class
0	0.03	no data	1
1	0.03	grass	1
2	0.17	maize	2
3	0.07	potatoes	2
4	0.07	beets	2
5	0.16	cereals	2
6	0.07	other agricultural crops	2
7	0.15	foreign land	2
8	0.1	greenhouses	7
9	0.39	orchards	3
10	0.07	bulb cultivation	1
11	0.75	deciduous forest	5
12	0.75	coniferous forest	4
16	0.001	fresh water	6
17	0.001	salt water	6
18	1.6	continuous urban area	7
19	0.5	built-up in rural area	7
20	1.1	deciduous forest in urban area	5
21	1.1	coniferous forest in urban area	4
22	2	built-up area with dense forest	4
23	0.03	grass in built-up area	1
24	0.001	bare soil in built-up area	1
25	0.1	main roads and railways	7
26	0.5	buildings in rural area	7
27	0.0003	runways	7
28	0.1	parking lots	7
30	0.0002	salt marshes	6
31	0.0003	beaches and dunes	9
32	0.02	sparsely vegetated dunes	2

33	0.06	vegetated dunes	8
34	0.04	heathlands in dune areas	8
35	0.0003	shifting sands	9
36	0.03	heathlands	3
37	0.04	heathlands with minor grass influence	3
38	0.06	heathlands with major grass influence	3
39	0.06	raised bogs	6
40	0.75	forest in raised bogs	5
41	0.03	miscellaneous swamp vegetation	6
42	0.1	reed swamp	3
43	0.75	forest in swamp areas	5
44	0.07	swampy pastures in peat areas	3
45	0.03	herbaceous vegetation	3
46	0.001	bare soil in natural areas	9



Bijlage 3 De afstand tabel voor ammoniakdepositie uit de Interimwet ammoniak en veehouderij 2002.

Afstand in meters	Depositie in mol potentieel zuur per ha per jaar door emissie van 1 kg NH <sub>3</sub> per jaar	
	<i>Op bos</i>	<i>Op overige vegetaties</i>
20	7.00	3.50
30	4.61	2.30
40	3.22	1.61
50	2.37	1.19
60	1.82	0.91
70	1.42	0.71
80	1.14	0.57
90	0.94	0.47
100	0.78	0.39
150	0.38	0.19
200	0.22	0.11
250	0.15	0.073
300	0.10	0.051
350	0.074	0.037
400	0.057	0.028
450	0.045	0.022
500	0.036	0.018
550	0.030	0.015
600	0.025	0.013
650	0.021	0.011
700	0.018	0.0092
750	0.016	0.0080
800	0.014	0.0070
850	0.012	0.0062
900	0.011	0.0055
950	0.0099	0.0049
1000	0.0089	0.0044
1250	0.0057	0.0028
1500	0.0039	0.0020
1750	0.0029	0.0014
2000	0.0022	0.0011
2250	0.0017	0.00085
2500	0.0014	0.00069
2750	0.0011	0.00057
3000	0.00095	0.00047

