

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapportnr. 722105001

SLAM, een transportmodel voor de korte termijn
en de korte afstand met als toepassing de
beschrijving van de verspreiding van ammoniak.

G.M.F. Boermans en W.A.J. van Pul
September 1993

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie
Lucht in het kader van het additioneel programma ammoniak, projectnummer: 722105

VERZENDLIJST

- 1 Directeur Lucht en Energie, drs. G.J.A. Al
- 2 Directeur-Generaal Milieubeheer, ir. M.E.E. Enthoven
- 3 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 4 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, mr. G.J.R. Wolters
- 5 Mr. V. Keijzer, Directie Lucht
- 6 Ir. S. Smeulders, Directie Lucht
- 7 Drs. H. Marseille, Directie Lucht
- 8 Dr. W.A.H. Asman, Risø
- 9 Prof.dr.ir. P. Bultjes, TNO
- 10 Ing. J.H. Duijzer, TNO
- 11 Dr. K.D. van de Hout, TNO
- 12 Dr. H. van Dop, IMAU
- 13 H. Haanstra, VROM
- 14 Dr.ir. H. Harsema, LUW
- 15 Ir. P. Hofschreuder, LUW
- 16 Dr. A.A.M. Holtslag, KNMI
- 17 Dr. A. van Ulden, KNMI
- 18 Ir. A.J. Elshout, KEMA
- 19 Ing. H. Erbrink, KEMA
- 20 Dr. F.G. Römer, KEMA
- 21 Dr. J. Slanina, ECN
- 22 Ir. R. Smeenge, Prov. Gelderland
- 23 R. Smienk, IPO
- 24 Th.R. Thijsse, TNO
- 25 Ir. H.B. Tirion, TNO
- 26 C. Venderbos, Prov. Noord-Brabant
- 27 Dr. G.P. Wijers, ECN
- 28 Ir. W. de Vries, W. Staring Centrum
- 29 J. Wijnans, LEI
- 30 Drs. E.F. Pinksterboer, DHV
- 31 Drs. P.C. Meeuwissen, Heidemij
- 32 Ing. L. Lamers, Heidemij
- 33 Drs. W. Schuurman, Ameco
- 34 Depot van Nederlandse publicaties en Nederlandse bibliografie
- 35 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
- 36 Prof.dr.ir. C. van den Akker
- 37 Ir. L. Boumans, LBG
- 38 Dr.ir. H. van Grinsven, LBG
- 39 Ir. K. van de Hoek, LAE
- 40 Dr. R.M. van Aalst
- 41 Drs. J.M.M. Aben
- 42 Drs. E. Buijsman
- 43 Ir. H.S.M.A. Diederer
- 44 Drs. H.C. Eerens
- 45 Ing. B.G. van Elzakker
- 46 Dr. J.W. Erisman

47	Ir. G.J. Heij
48	Ing. J.A. van Jaarsveld
49	Dr. F.A.A.M. de Leeuw
50	Dr. M.G. Mennen
51	Dr. A. van der Meulen
52	Dr. D. Onderdelinden
53	Ing. M.A.A. Schutter
54	Bibliotheek LLO
55-56	Auteurs
57	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
58-59	Bibliotheek RIVM
60	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
61-90	Reserve-exemplaren

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	ii
INHOUDSOPGAVE	iv
SUMMARY	v
SAMENVATTING	vi
1. INLEIDING	1
2. MODELBESCHRIJVING	3
2.1 Verspreiding	3
2.2 Vergelijking met tracergas-experimenten	5
2.3 Beschrijving van oppervlaktebronnen	6
2.4 Depositie en chemische omzetting	8
2.5 Achtergrondconcentraties	10
3. EMISSIES VAN AMMONIAK	12
4. GEVOELIGHEIDS- EN ONZEKERHEIDSANALYSE	16
4.1 Emissie	16
4.2 Gevoeligheid van SLAM voor enkele modelparameters	16
4.3 Onzekerheidsanalyse SLAM	17
5. VERGELIJKING VAN MODELRESULTATEN MET METINGEN VAN AMMONIAK	18
5.1 Resultaten van de algemene evaluatie van SLAM	18
5.2 Vergelijking van een gemeten en berekend dagverloop	19
5.2.1 Vredepeel 1 juli 1992	20
5.2.2 Lunteren 2 juli 1992	24
6. CONCLUSIES	28
LITERATUUR	29
APPENDIX A Berekening grenslaaghoogte	31
APPENDIX B Berekening van de dimensieloze concentratie χ_y/Q (naar Gryning et al.,1987)	32
APPENDIX C Gevoeligheidsanalyse voor SLAM	34
APPENDIX D Praktische handleiding voor het gebruik van SLAM	39

Summary

SLAM (Short term Local scale Ammonia transport Model) has been developed to calculate the ammonia concentrations in a multiple source area on a short term (hour) and local scale (100 m up to 15 km). In SLAM the dispersion in the surface layer is modelled using a description given by Gryning et al. (1987). The accuracy of the dispersion calculations, inferred from comparisons with tracer experiments, is estimated at about 20% in unstable and 30-40% in stable atmospheric conditions (Gryning et al., 1987). The model is only applicable in the surface layer i.e. the plume height should be smaller than roughly 0.3 times the boundary layer height. The wind velocity has to be larger than 1 m s^{-1} .

The model also takes into account dry deposition and chemical conversion of ammonia as well as a background concentration caused by remote sources outside the model area.

Background concentrations are calculated with TREND (Asman and van Jaarsveld, 1990). The meteorological input parameters are hourly averaged values of wind speed, wind direction and its standard deviation, temperature and global radiation. Besides these parameters a receptor grid and a characteristic roughness length need to be specified. The grid setting is limited to 75×75 grids within an area of 15×15 km. Also extra receptor points can be specified. The emission inventory can contain point and area sources as long as the emissions take place in the surface layer. Emission data on a yearly basis can be translated towards hourly data using time dependent emission factors. Basically the number of sources is unlimited but will be restricted by computing time.

A sensitivity analysis of several model parameters (except emission strength) showed that wind speed, standard deviation of the lateral wind global radiation, source height and height at which the concentration was calculated, were the most important factors influencing the calculated concentrations. Uncertainties in emissions are directly translated into the model results. Since the uncertainties in the emission estimates are very large, the uncertainty in the calculated concentrations will be largely determined by the emission data.

A comparison is presented between SLAM calculations (gridsize 5×5 km, resolution 100×100 m) and measurements for two regions with a vast amount of surface sources (1000-2000) and a high yearly emission of ammonia. SLAM largely overestimated measured concentrations when the wind velocity was $< 1.5 \text{ m s}^{-1}$. For wind velocities $> 1.5 \text{ m s}^{-1}$ SLAM calculated a 10-15% higher yearly averaged concentration. Differences between measured (for the above points and extra mobile measurements) and calculated diurnal concentration patterns were 10-30%. From the comparison with mobile measurements it was concluded that the spatial distribution of the ammonia concentration in time by SLAM was reasonable represented. Large deviations between the calculated and measured concentrations could be attributed to a strong variation in local emissions not represented in the inventory.

SLAM can easily be adjusted or extended to describe the concentration of other gases and aerosols emitted from multiple source areas.

Samenvatting

SLAM is een model ontwikkeld voor de bepaling van de verspreiding van een groot aantal grondbronnen van ammoniak voor een korte afstand (<15 km) en een korte tijdsduur (een uur tot enkele dagen). De parametrizatie van de verspreiding in de oppervlaktelaag is ontleend aan Gryning *et al.* (1987). Vooral de verspreiding in de vertikaal kan met deze parametrizatie goed worden beschreven. De nauwkeurigheid van de verspreidingsroutine, bepaald uit vergelijkingen met tracergas-experimenten, is ongeveer 20 % in onstabiele en 30-40% in stabiele atmosferische omstandigheden (Gryning *et al.*, 1987). Deze modelbeschrijving is toepasbaar in de oppervlaktelaag, dit betekent grofweg dat de pluimhoogte kleiner dan 0.3 maal de grenslaaghoogte moet blijven. Dit levert in de praktijk voor de berekeningen nauwelijks beperkingen op. De windsnelheid moet groter dan 1 m.s^{-1} zijn. Dit betekent dat vaak nachtelijke situaties niet doorgerekend kunnen worden.

De verspreidingsroutine is uitgebreid met een modellering voor oppervlaktebronnen - met gebruikmaking van een virtueel bron concept -, een beschrijving van chemische omzetting en depositie en de mogelijkheid tot het sommeren van berekende achtergrondconcentraties voor verschillende meteorologische condities. De achtergrondconcentraties zijn berekend met het model TREND (Asman en Van Jaarsveld, 1990).

De benodigde invoer voor SLAM, naast emissies, zijn uurlijkse waarnemingen van meteorologische grootheden zoals windsnelheid, windrichting, standaardafwijking van de windrichting, temperatuur en globale straling. Naast deze parameters zijn nodig een gedefinieerd receptorgrid, de hoogte waarop de concentratie berekend moet worden en een karakteristieke ruwheidslengte, z_0 , voor het modelgebied. Het grid kan 75×75 cellen bevatten binnen een gebied van 15×15 km. Bovendien kunnen ook nog extra receptorpunten opgegeven worden. Het emissiebestand kan zowel punt- als oppervlaktebronnen bevatten. De enige restrictie is dat de emissie in de oppervlaktelaag plaatsvindt. Er is geen beperking opgelegd aan de grootte van het emissiebestand maar deze is wel gelimiteerd door de beschikbare computerfaciliteiten. De beschreven vorm maken SLAM tot een gedetailleerd en flexibel in te zetten instrument voor de berekening van lokale ammoniakverspreiding.

Om tot nauwkeurige berekeningen te komen is een nauwkeurige schatting nodig van de omvang van de uurlijkse emissie van ammoniak. In SLAM is een routine opgenomen om vanuit een jaarlijkse schatting van de emissie van ammoniak te komen tot een uurlijkse emissie. Hierbij zijn enkele relaties ingebouwd om het emissiegedrag van ammoniak in de tijd te beschrijven. Onzekerheden in de emissieschattingen werken lineair door in de modeluitkomsten. Bronlocaties en bronhoogte dienen ook nauwkeurig bekend te zijn. Bij de toepassing van SLAM in emissierijke gebieden leidt de onnauwkeurigheid in de uurlijks te bepalen emissies tot de grootste onzekerheid in de modeluitkomsten.

Een gevoeligheidsanalyse voor de verschillende invoerparameters (behalve bronsterkte) van SLAM geeft aan dat windsnelheid, de standaardafwijking in de windrichting, stabiliteit, bronhoogte en de hoogte waarop de concentratie berekend is, in hoofdzaak de grootte van de berekende concentraties bepalen. Depositie en chemische omzetting daarentegen zijn van gering belang in de onzekerheid van de modeluitkomsten.

Een vergelijking van modelberekeningen (gridgrootte 5×5 km, resolutie 100×100 m) met

metingen van ammoniak in twee gebieden met een groot aantal grondbronnen (1000-2000) en een zeer hoge jaarlijkse emissie (lokaties Vredepeel en Lunteren) is uitgevoerd. Het blijkt dat SLAM bij windsnelheden $< 1.5 \text{ m s}^{-1}$ grote overschattingen geeft. Voor windsnelheden $> 1.5 \text{ m s}^{-1}$ berekende SLAM 10-15% hogere jaargemiddelde concentraties voor Vredepeel. Verschillen tussen enkele gemeten en berekende dagverlopen zijn voor diverse meetpunten (bovenstaande meetpunten en mobiele metingen) 10-30%. Tevens blijkt uit de mobiele metingen dat de ruimtelijke variatie in de concentraties met SLAM redelijk goed wordt berekend. Enkele grote verschillen tussen gemeten en berekende waarden konden toegeschreven worden aan grote variaties in lokale emissies die niet opgenomen zijn in het emissiebestand.

SLAM is tot nu toe toegepast op een beschrijving van de verspreiding van bronnen van ammoniak. Het is echter goed mogelijk SLAM aan te passen voor het gebruik van ander luchtverontreinigingscomponenten.

1 Inleiding

SLAM (Short-term Local-scale Ammonia transport Model) is ontwikkeld in het kader van het additioneel meetprogramma ammoniak (project 722105) en dient ter ondersteuning van de evaluatie van de concentratiemetingen van ammoniak die in dit project worden uitgevoerd. SLAM berekent concentraties van ammoniak voor gekozen receptorpunten op korte tijdschaal en kleine ruimtelijke schaal (< 15 km) als gevolg van emissies van een groot aantal bronbronnen.

Het doel van het additioneel meetprogramma ammoniak is het komen tot een nauwkeurige schatting van de depositie op lokale schaal. Een belangrijk onderdeel hiervoor is de evaluatie van het transportmodel TREND (Asman en Van Jaarsveld, 1991) in gebieden met hoge ammoniak emissies. TREND blijkt met de tot nu toe voor handen zijnde gegevens voor enkele situaties onvoldoende getoetst te kunnen worden. Met name in gebieden met een zeer hoge ammoniak emissie dichtheid ontbreekt informatie. Het systeem emissie-verspreiding-concentratie-depositie zoals beschreven met het TREND model wordt geëvalueerd aan de hand van metingen van ammoniakconcentraties in die gebieden. Het additioneel meetprogramma voorziet in continue metingen van ammoniak op twee met ammoniak zwaar belaste lokaties in Nederland. Deze lokaties zijn gelegen in Vredepeel (gebied de Peel in Brabant) en Lunteren (gebied de Gelderse valei bij Ede).

Voor schattingen van de jaargemiddelde depositieflux van NH_x op natuurterreinen in Nederland worden TREND-berekeningen uitgevoerd met een ruimtelijke resolutie van 5 x 5 km. In hoeverre de concentratiemetingen representatief zijn voor het gehele 5 x 5 km gebied wordt getoetst door een representativiteitsonderzoek. Hiertoe worden met een meetwagen op een aantal dagen rond de twee meetlokaties metingen uitgevoerd op 8 extra lokaties binnen het 5 x 5 km gebied. De meetstrategie voor dit representativiteitsonderzoek is beschreven door Boermans en Erisman (1990).

Voor interpretatie en generalisatie van deze representativiteitsmetingen is SLAM ontwikkeld. De uitwerking van meetresultaten en de toepassing en tevens evaluatie van SLAM is beschreven in de eindrapportage van het additioneel meetprogramma ammoniak (Boermans en Erisman, 1992).

SLAM berekent de verspreiding in de onderste deel van de grenslaag (surface layer). Naast een parametrisatie voor de verspreiding is een beschrijving opgenomen voor oppervlaktebronnen en worden depositie en omzetting van ammoniak op een eenvoudige wijze berekend. Deze processen zijn in SLAM opgenomen omdat ammoniak een hoge depositiesnelheid heeft en efficiënt wordt omgezet in ammonium. De afname in concentratie als gevolg van deze processen kan in de eerste paar kilometers reeds 10% bedragen. Achtergrondconcentraties zijn voor de verschillende meteorologische omstandigheden berekend met het TREND-model en worden opgeteld bij de berekende concentratieniveaus als gevolg van de lokale bronnen.

Als input voor SLAM gelden een gedetailleerd emissiebestand van ammoniak en meteorologische grootheden voor de gewenste periode. Deze laatste worden verkregen uit het Landelijk Meetnet voor Luchtverontreiniging (LML) met een tijdsresolutie van één uur.

Een modelbeschrijving met evaluatie van de verspreidingsroutine door een vergelijking met enkele tracer-experimenten is gegeven in hoofdstuk 2. Twee gedetailleerde emissiebestanden van ammoniak zoals geïnventariseerd rond de meetpunten Vredepeel en Lunteren zijn beschreven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 is een gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Als eerste is hierbij de gevoeligheid geschat van de verschillende modelparameters

om vanuit deze kennis een uitspraak te kunnen doen omtrent de onzekerheden in de modeluitkomsten. Vervolgens zijn modelresultaten vergeleken met de in het kader van het representativiteitsonderzoek uitgevoerde metingen (hoofdstuk 5). Een meer uitgebreide vergelijkingsstudie is opgenomen in de eindrapportage van het additioneel meetprogramma ammoniak (Boermans en Erisman, 1992). In hoofdstuk 6 worden de conclusies weergegeven.

2 Modelbeschrijving

2.1 Verspreiding

De verspreidingsroutine die wordt toegepast in SLAM is ontleend aan Gryning *et al.* (1987). De parametrisatie voor de berekening van het loodrecht op de wind staande geïntegreerde concentratieprofiel (crosswind) χ_y houdt rekening met niet homogene turbulentie in de vertikaal. Dit in tegenstelling met de meer gangbare Gaussische pluim modellen (bij voorbeeld het Nationaal Model). De laterale verspreiding wordt Gaussisch verondersteld.

Om tot een beschrijving te komen van de verspreiding in de vertikaal is de grenslaag opgedeeld in een aantal schalings-lagen (figuur 2.1) (Holtslag en Nieuwstadt, 1986). Deze indeling is opgesteld aan de hand van de hoogte z , de grenslaaghoogte h en de Obukhovlengte L . De grenslaag is de onderste laag van de atmosfeer waar de invloed van de wrijving aan het oppervlak en de opwarming en afkoeling van het oppervlak merkbaar is. De Obukhovlengte is een maat voor de stabiliteit van de grenslaag. Uit de ruwheidslengte z_0 , de windsnelheid u , de temperatuur T en de netto straling R_n worden met gebruik making van parametrisatieschema's (Beljaars en Holtslag, 1990) de wrijvingsnelheid u_* en L berekend. Voor een gedetailleerde beschrijving van de schalingsregimes wordt verwezen naar Gryning *et al.* (1987) en Holtslag en Nieuwstadt (1986).

In SLAM is alleen een parametrisatie opgenomen voor de verspreiding van luchtverontreinigende componenten in de oppervlakte laag (Surface Layer).

Deze laag wordt begrensd door (Gryning *et al.* 1987; zie ook figuur 2.1)

$$\frac{-z_{br}}{L} < 1 \quad \wedge \quad \frac{z_{br}}{h} < 0.1 \quad 2.0$$

met z_{br} is de bronhoogte. Het model beschrijft derhalve alleen emissies dicht bij de grond. Er is gezien de geringe warmte-inhoud van de ammoniakemissies geen formulering voor pluimstijging opgenomen.

In de oppervlaktelaag kan de verticale verspreiding van een component geloosd uit een continue grondbron, zonder depositie van de component, beschreven worden met:

$$u \frac{\partial \chi_y}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} (K \partial \chi_y / \partial z) \quad 2.1$$

hierin is K de eddy diffusiecoëfficiënt en x is in de richting van de gemiddelde windvector gekozen. In deze vergelijking is dus de horizontale turbulente diffusie verwaarloosd.

Een schatting voor K is te geven door de eddy diffusiecoëfficiënt van warmte:

$$K = \frac{k u_* z}{\phi_h \left(\frac{z}{L} \right)} \quad 2.2$$

In deze vergelijking is ϕ_h de dimensieloze temperatuurgradiënt en k de von Karman constante (0.41). Door in deze vergelijking L te gebruiken wordt de diffusie afhankelijk gemaakt van de stabiliteit van de atmosfeer. Een analytische oplossing van vergelijking 2.1 is gegeven door

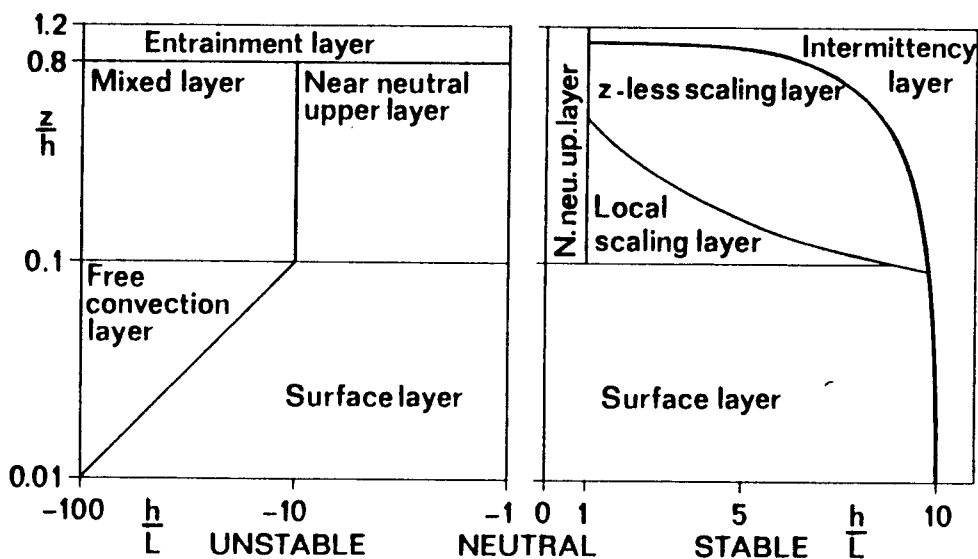
van Ulden (1978) waarin de verticale profielen van u en K met eenvoudige machtwetten zijn beschreven. De crosswind geïntegreerde concentratie op afstand x en hoogte z wordt dan

$$\frac{\chi_y(x,z)}{Q} = \frac{A}{\bar{z} \bar{u}} \exp - \left(\frac{B z}{\bar{z}} \right)^s \quad 2.3$$

met Q is de bronsterkte, s de vormparameter van het verticale concentratie profiel, A en B zijn functies van s , \bar{z} is de gemiddelde pluimhoogte en \bar{u} is de gemiddelde transportsnelheid van de pluim. Definities voor \bar{z} en \bar{u} zijn beschreven door Gryning *et al.* (1983). De vormparameter s is een functie van de vorm van de u en K profielen en is als zodanig sterk afhankelijk van stabiliteit. In neutrale omstandigheden geldt $s \approx 1.3$, in zeer onstabiele omstandigheden nadert $s \approx 0.5$ en in stabiele omstandigheden $s \approx 3$ ($s=2$ komt overeen met het Gaussisch pluimmodel en is dus slechts geldig onder stabiele omstandigheden).

Het model is toepasbaar als $\bar{z} / z_{br} > 2$ en $\bar{z} / h < 0.3$. Als de pluimhoogte \bar{z} groter wordt als de hoogte van de oppervlakte laag dan wordt een parameterisatie voor de hoger gelegen lagen noodzakelijk (figuur 2.1).

In Gryning *et al.*, 1987 wordt de oplossingsmethode voor vergelijking 2.3 beschreven en is gereproduceerd in Appendix A.



Figuur 2.1 Schalingslagen voor de grenslaag van de atmosfeer weergegeven als een functie van de dimensieloze hoogte z/h en de stabiliteitsparameter h/L (Holtslag en Nieuwstadt, 1986).

De laterale verspreiding kan goed worden beschreven met een Gaussische verdeling (Sivertsen, 1978; Gryning *et al.*, 1987; Nieuwstadt en van Duuren, 1979). Vanuit de crosswind geïntegreerde concentratie $\chi_y(x,z)$ kan op ieder willekeurig punt de concentratie $\chi(x,y,z)$ berekend worden volgens:

$$\chi(x,y,z) = \frac{\chi_y(x,z)}{\sqrt{2\pi}\sigma_y} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad 2.4$$

met y is de afstand loodrecht op de gemiddelde windrichting en σ_y de laterale verspreidingsparameter. De bepaling van σ_y wordt beschreven door Gryning en Luck (1984) als vereenvoudiging van de beschrijving volgens Taylor (1921)

$$\sigma_y = \sigma_\theta x f_y \left(\frac{t}{T_y} \right) \quad 2.5$$

met σ_θ is de standaardafwijking van de windrichting voor het laatste uur (tijdstap van het model), x is de afgelegde afstand benedenwinds van de pluim en t de reistijd. De functie f_y volgens Draxler (1976) is aan de hand van veldexperimenten bepaald en kan geschreven worden als

$$f_y = \left(1 + \sqrt{\frac{t}{2T_y}} \right)^{-1} \quad 2.6$$

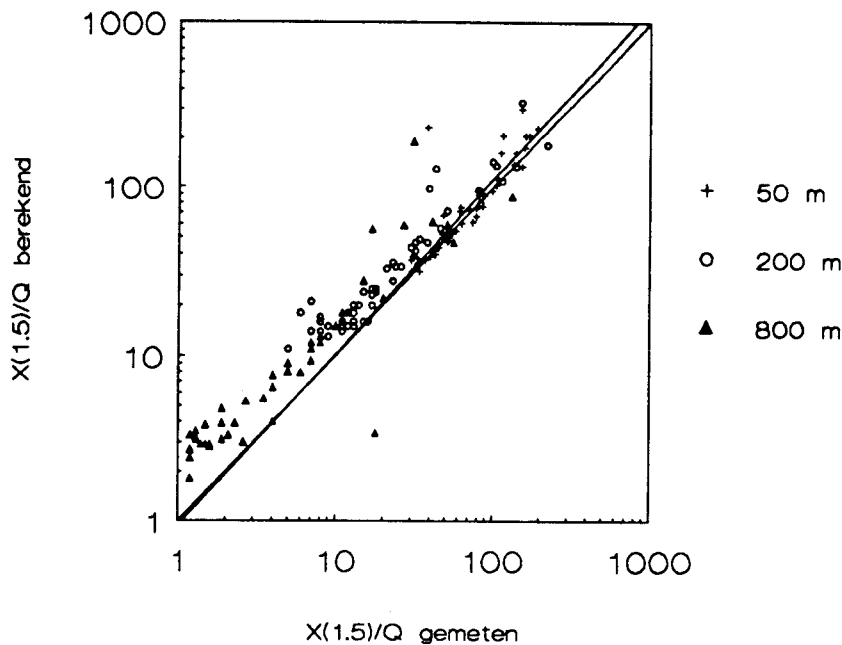
met $T_y=200$ s als $\bar{z}/h \leq 0.1$ en $T_y=600$ s als $\bar{z}/h > 0.1$ (Gryning *et al.*, 1987; Draxler, 1976). In SLAM worden per tijdstap (een uur) L en u_* berekend met de daarbij behorende concentraties voor hoogte z en de receptorafstanden x en y .

Bovenstaande beschrijving is niet toepasbaar bij lage windsnelheden, zeg < 1 m/s. In dat geval namelijk wordt niet meer voldaan aan de eis dat turbulentie een continu proces is.

2.2 Vergelijking met tracergas-experimenten

De routine voor de berekening van χ_y is door Gryning *et al.* (1987) vergeleken met tracergas-experimenten welke zijn uitgevoerd door Gryning en Luck (1984) en Doran en Horst (1985). De gemeten en berekende waarden voor χ_y komen goed overeen bij onstabiele atmosferische omstandigheden, veel beter als uitkomsten verkregen met een Gaussisch-model. De onnauwkeurigheid tussen de gemeten en berekende χ_y bij onstabiele omstandigheden bedraagt 21%. In stabiele omstandigheden was de onnauwkeurigheid groter en wordt geschat op 30-40%.

Een extra validatie is uitgevoerd door vergelijking van de berekende χ_y met gemeten waarden uit het project "Prairie Grass" (Barad, 1958), zie Figuur 2.2. Van Ulden (1978) geeft een vergelijkbare validatie met het verschil dat de waarden voor A , B en s uit vergelijking 2.3 geschaald zijn voor de specifiek meteorologische omstandigheden zoals aanwezig tijdens de experimenten. In vergelijking met de resultaten van Van Ulden geven de berekende waarden voor χ_y in figuur 2.2 een grotere overschatting onder zeer onstabiele omstandigheden op wat grotere afstand van de bron (800 m). Dit onderscheid valt te verklaren uit het feit dat de waarden voor A , B en s in figuur 2.2 niet geschaald maar berekend zijn. Gezien het feit dat in Nederland dergelijke zeer onstabiele situaties zeldzaam zijn en verdunning onder deze omstandigheden zeer groot, is deze overschatting geen groot bezwaar. Gryning *et al.* (1983), geven aan een K beschrijving onder deze omstandigheden niet helemaal juist meer is.

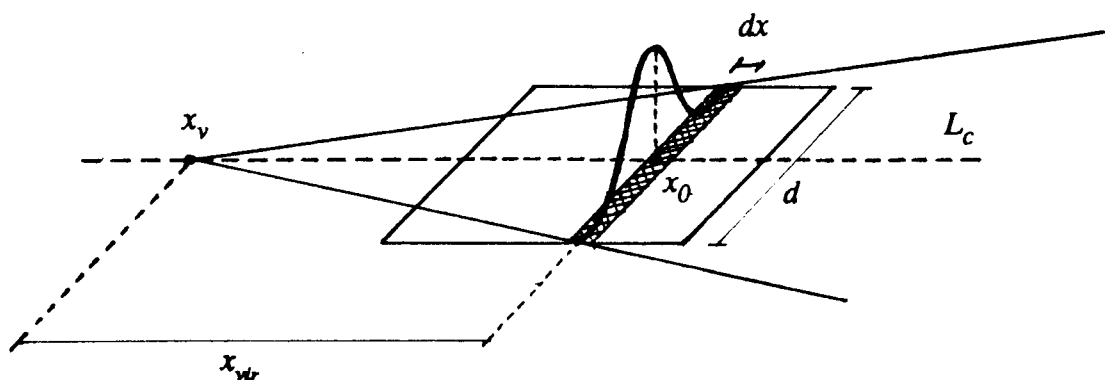


Figuur 2.2 Vergelijking van de berekende en gemeten crosswind geïntegreerde concentratie ($z=1.5$ m) gedeeld door de bronsterkte voor drie benedenwindse afstanden. De metingen zijn verricht door Barad (1958). (R best fit is 0.88; $y=1.04x-0.03$)

2.3 Beschrijving van oppervlaktebronnen

Van de totale emissie van ammoniak is circa 25-50% afkomstig van weide- en uitrij-emissies. Om de bijdrage van deze emissies op een goede wijze te kunnen berekenen is een indeling in oppervlaktebronnen noodzakelijk. Voor de beschrijving van oppervlaktebronnen is uitgegaan van een tweetal benaderingen. Als eerste wordt de oppervlaktebron met breedte d in n lijnbronnen verdeeld met $n=d/dx$. De waarde voor dx is in SLAM op 100 m gesteld maar kan worden veranderd afhankelijk van de gewenste detaillering. De emissie per lijnbron Q_l is hierbij $Q_l=Q_{tot}/n$ met Q_{tot} is de totale emissie. De bijdrage van elke lijnbron wordt vervolgens berekend met een virtueel bron concept. Hierbij wordt een virtuele afstand x_{vir} berekend zodat bij verschuiving van de (virtuele) pluim naar punt x_v de breedte van de pluim op de reële afstand x_o gelijk is aan de breedte van de oppervlaktebron (figuur 2.3). Deze breedte is op $2\sqrt{12}\sigma_y$ gesteld (σ_y is $1/(2\sqrt{12}d)$). De virtuele afstand x_{vir} wordt voor elke tijdstap in het model berekend als volgt (met gebruik van vergelijking 2.6 en σ_θ in rad):

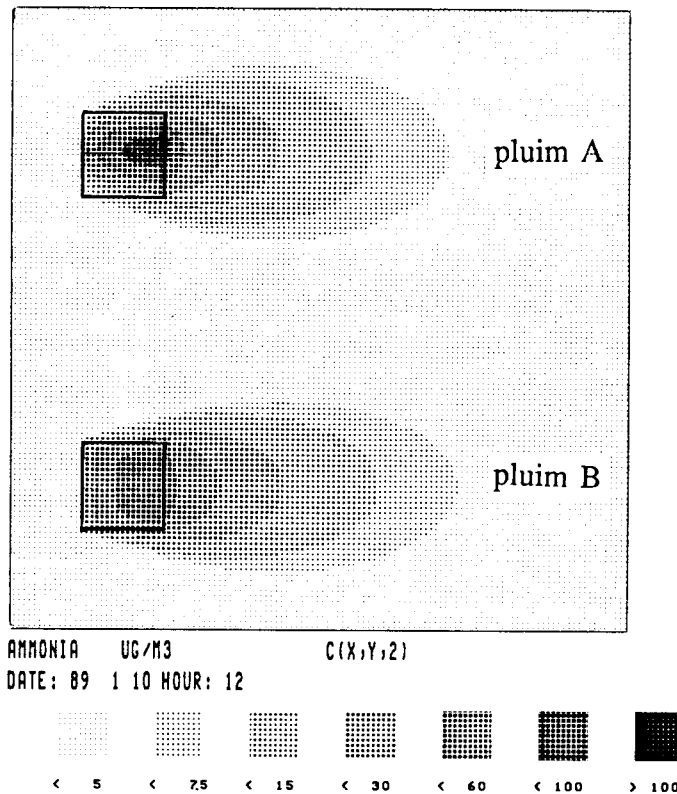
$$x_{vir} = \frac{\frac{1}{8} d}{\sigma_\theta \left(1 + \frac{(x_{vir} / \bar{u})}{2 T_y} \right)^{-1}} \quad 2.7$$



Figuur 2.3 Schematisch overzicht van het virtueel bronconcept en opsplitsing van de oppervlaktebron in lijnbronnen met x_{vr} is de virtuele afstand voor een lijnbron met breedte dx . De breedte van de oppervlaktebron is op $d=2\sqrt{12}\sigma_y$ gesteld.

Figuur 2.4 laat een vergelijking zien van de toepassing tussen het hierboven beschreven concept (pluim A) en een simulatie van de oppervlaktebron door 100 puntbronnen welke gelijkmatig zijn verdeeld over het oppervlak van de bron en elk een emissie hebben van $Q_{punt}=Q_{tot}/100$ (pluim B). In de figuur is te zien dat de beide pluimen goed overeenkomen. Door opsplitsing van de oppervlaktebron in n lijnbronnen wordt goed de oplopende concentratiegradiënt binnen de bron zelf beschreven. Bij enkel toepassing van een virtueel bron concept is deze gradiënt aflopend conform het concentratieverloop buiten het oppervlak van de bron. Het concentratieverloop binnen het oppervlak van pluim A in de y -richting laat een overschatting zien van de concentratie langs de centrumlijn van de bron en een onderschatting aan zijranden van de bron. Dit is te verklaren door de gekozen Gaussische verdeling van de concentratie in de y -richting voor elke lijnbron.

Bij verschillende windrichtingen wordt de oppervlaktebron rond het middelpunt m zodanig geroteerd dat de centrumlijn L_c evenwijdig loopt met de windrichting (Figuur 3.3). Randeffecten door gedeeltelijke overlapping van de naast elkaar gelegen oppervlaktebronnen als gevolg van deze rotatie worden verwaarloosd. In SLAM wordt het beschreven concept alleen toegepast indien de oppervlaktebron binnen het gedefiniëerde receptorgebied ligt. Indien de bron buiten dit gebied ligt wordt enkel een virtueel bron concept toegepast zonder verdere opsplitsing in lijnbronnen.



Figuur 2.4 Vergelijking tussen het virtueel bronconcept met opsplitsing van de oppervlaktebron in lijnbronnen en een simulatie van een oppervlaktebron aan de hand van 100 puntbronnen. De grootte van de oppervlaktebron is 1 x 1 km en is zwart omlijnd in de figuur.

2.4 Depositie en chemische omzetting

Voor depositie is een source depletion concept toegepast (Horst, 1977). Hierbij wordt het verlies aan atmosferisch gas als gevolg van depositie in rekening gebracht door middel van een bronreductie. De bronreductie kan als functie van de benedenwindse afstand x beschreven worden door (Van Jaarsveld en Onderdelinden, 1992)

$$\chi(x, y, z) = \frac{Q(x)}{\bar{u}} D_y(x, y) D_z(x, z, h) \quad 2.8$$

met D_y en D_z functies voor respectievelijk de laterale en verticale verspreiding. Een benadering van de oplossing van vergelijking 2.8 is gegeven door Van Jaarsveld en Onderdelinden (1992)

$$Q(x) = Q_0 \exp \left\{ - \frac{v_d(z)}{\bar{u}} \frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma_z} \alpha x^2 \exp \left(\frac{-z_s^2}{2\sigma_z^2} \right) \right\} \quad 2.9$$

De waarden voor σ_z wordt in SLAM bepaald door eerst een schatting van de stabiliteitsklasse volgens Pasquill en Gifford (1961) uit de per tijdstap berekende L en u_* te maken en vervolgens α en σ_z te berekenen met

$$\alpha = \left(\frac{8 \sigma_z^2}{\pi z_s^2} \right) \left(1 + \sqrt{1 + \left(\frac{8 \sigma_z^2}{\pi z_s^2} \right)} \right)^{-2} \quad 2.10$$

$$\sigma_z(x) = a x^b \quad 2.11$$

Tabel 2.1 geeft een overzicht van de waarden van de parameters a en b voor de diverse pasquill-stabiliteitsklassen.

tabel 2.1 Dispersie-coëfficiënten voor de verschillende Pasquill-stabiliteitsklassen (Van Jaarsveld en Onderdelinden, 1992)

stabiliteitsklasse	a	b
A-B-C	0.23	0.82
D	0.20	0.76
E	0.15	0.73
F	0.12	0.67

De depositiesnelheid v_d wordt in SLAM constant verondersteld. In werkelijkheid is v_d een functie van ruwheidskenmerken, meteorologische omstandigheden en oppervlakken karakteristieken. De depositiesnelheid voor ammoniak is op 1.2 cm s^{-1} gesteld en geldt als gemiddelde waarde boven Nederland zoals bepaald gedurende de jaren 1980-1989 (Erisman, 1992).

Bij de chemische omzetting van ammoniak in de atmosfeer is neutralisatie door atmosferisch zuur (afkomstig van SO_2 en NO_x) verre weg de belangrijkste route. Als reactieproduct ontstaan hierbij ammonium houdende aerosolen. De belangrijkste reactie is de irriversele reactie van ammoniak met H_2SO_4 houdende aerosolen. Een klein deel zal reageren met $\text{HNO}_3(\text{g})$ (g =gasvormig) en $\text{HCl}(\text{g})$ tot NH_4NO_3 en NH_4Cl (Erisman *et al.*, 1988). Het is echter moeilijk de omvang van deze reacties voor verschillende omstandigheden te kwantificeren. Met name over de omzetting van ammoniak in zwaar belaste gebieden is weinig bekend. De omzetting van ammoniak tot ammonium-aerosol wordt in het model eenvoudig bepaald volgens een bronreductie

$$Q(t) = Q_0 \exp^{-k_t t} \quad 2.12$$

met k_t is de reactiesnelheid welke is vastgesteld op $8 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$. Deze waarde geldt als gemiddelde voor heel Nederland (Asman *et al.*, 1989).

2.5 Achtergrondconcentraties

Als input van emissies in SLAM zijn alleen bronnen in een gebied van 15x15 km rond het centrum van het receptorgrid opgenomen. Om tot een realistisch schatting te komen van de concentratie is het derhalve noodzakelijk ook de verder afgelegen bronnen in rekening te brengen. Hiervoor zijn berekeningen gemaakt met het TREND-model (Van Jaarsveld en Onderdelinden, 1993) voor de gebieden Vredepeel en Lunteren. De lokale bronnen voor deze gebieden zijn hierbij op nul gesteld. De berekeningen zijn uitgevoerd onder verschillende meteorologische omstandigheden. De resultaten hiervan zijn in aparte files opgeslagen die door SLAM kunnen worden ingelezen. Bij de berekeningen met SLAM voor de gebieden Vredepeel en Lunteren wordt voor de heersende meteorologische condities de bijbehorende achtergrondconcentratie teruggezocht en opgeteld bij de berekende concentratie afkomstig van de lokale bronnen.

De meteorologische klassen voor de berekening van de achtergrondconcentraties zijn opgesteld voor een stratificering van windsnelheid en windrichting. In totaal zijn 12 windrichtingsklassen onderscheiden met elk een interval van 90°. Voor elke volgende klasse wordt de windrichting 30° gedraaid met als gevolg dat de opvolgende klassen elkaar steeds 30° overlappen.

Voor windsnelheid zijn 7 klassen onderscheiden. Bij lage windsnelheden worden hoge achtergrondconcentraties berekend. Derhalve zijn voor lage windsnelheden een groter aantal klassen onderscheiden met elke opvolgende klasse ook een grote overlap met de naastliggende klasse. Bij terugzoeken van de achtergrondconcentratie in SLAM is een indeling aangehouden zonder overlap van klassen. Middels deze constructie worden achtergrondconcentraties geselecteerd die gelden voor gemiddelde meteorologische condities van elke klasse zoals bepaald voor de berekening van de achtergrondconcentraties. Tabel 2.2 geeft een overzicht van de 7 windsnelheidsklassen die zijn onderscheiden voor respectievelijk de berekening en het terugzoeken van de achtergrondconcentraties. In de tabel zijn ook berekende concentraties opgenomen voor het windrichtingsinterval [195,285] voor het centrumgrid van respectievelijk de lokaties Vredepeel en Lunteren. De waarden laten zien dat voor lage windsnelheden relatief hoge achtergrondconcentraties worden berekend en dat het model bij deze lage windsnelheden erg gevoelig is voor het terugzoeken van deze concentraties.

Tabel 2.2 Klassenindeling voor windsnelheid u (m.s^{-1}) voor respectievelijk de berekening (TREND) en het terugzoeken (SLAM) van achtergrondconcentraties. Tevens zijn voor het windrichtings-interval [195,285] voor het centrumgrid van de lokaties Vredepeel en Lunteren de door TREND berekende achtergrondconcentraties ($\mu\text{g m}^{-3}$) vermeld.

KLASSE	Windsnelheid (u) in m.s^{-1}		Concentratie NH_3 in $\mu\text{g.m}^{-3}$	
	TREND	SLAM	Vredepeel	Lunteren
1	$\langle 0;2]$	$\langle \leftarrow;1.3]$	20.9	18.2
2	$[1;2]$	$[1.3;1.8)$	20.2	16.6
3	$[1;3]$	$[1.8;2.3)$	12.0	9.2
4	$[2;4]$	$[2.3;3.5)$	5.8	4.8
5	$[3;6]$	$[3.5;5.5)$	3.9	3.4
6	$[5;9]$	$[5.5;8.5)$	2.8	2.5
7	$[8;\rightarrow)$	$[8.5;\rightarrow)$	2.1	1.8

2.6 Modelinvoer en -implementatie

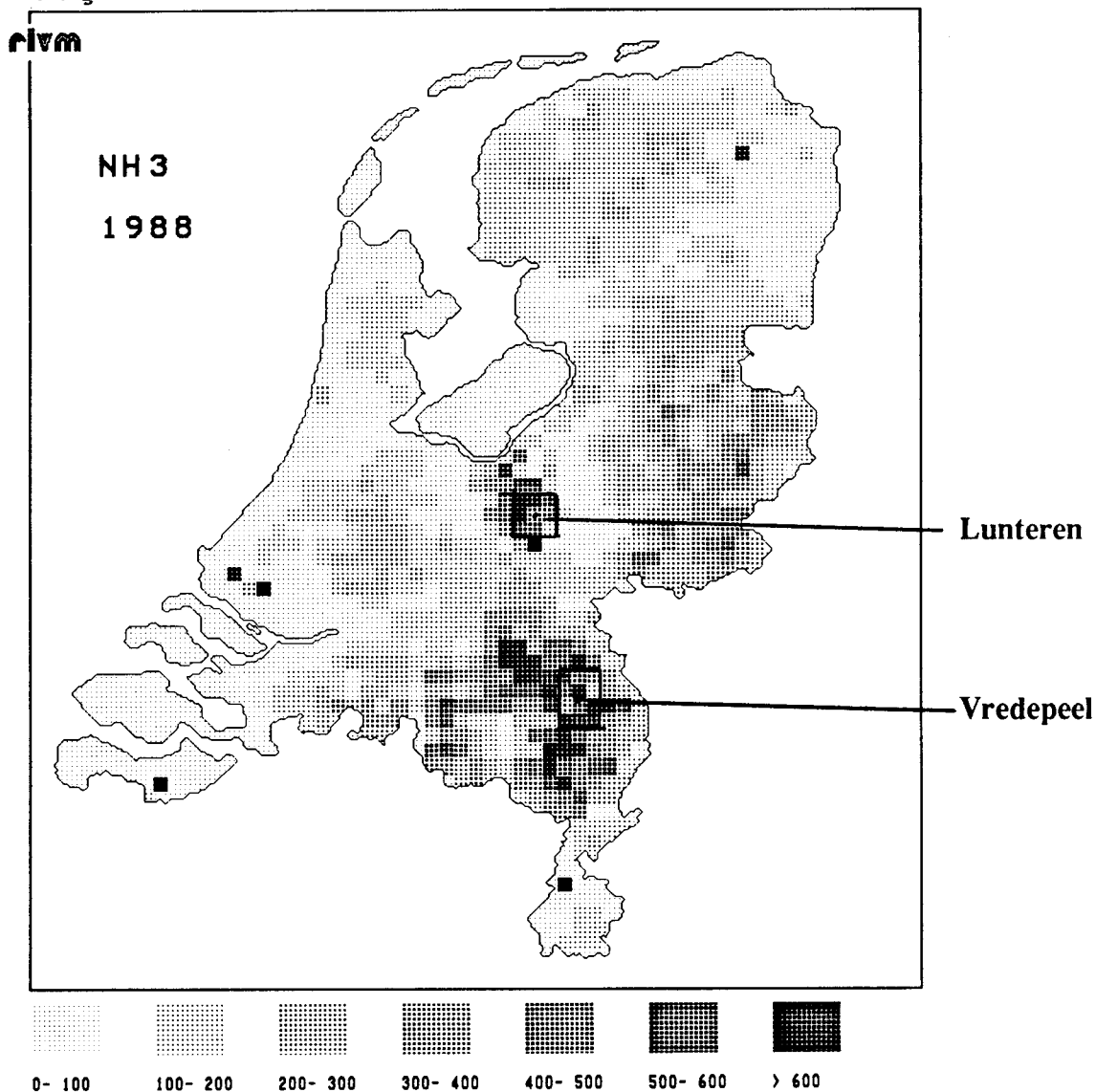
De benodigde invoer voor SLAM, naast emissies (zie Hoofdstuk 3), zijn meteorologische grootheden zoals windsnelheid, windrichting, standaardafwijking van de windrichting, temperatuur en globale straling. De in dit rapport beschreven versie van SLAM gebruikt de uurgemiddelde meteorologische waarnemingen uit het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML). Naast deze parameters zijn nodig een gedefiniëerd receptorgrid, de hoogte waarop de concentratie berekend moet worden en een karakteristieke ruwheidslengte, z_0 , voor het modelgebied. Het grid kan 75 x 75 cellen bevatten binnen een gebied van 15 x 15 km. Bovendien kunnen ook nog extra receptorpunten opgegeven worden.

Het emissiebestand kan zowel punt- als oppervlaktebronnen bevatten. De enige restrictie is dat de emissie in de oppervlaktelaag plaatsvindt. Er is geen beperking opgelegd aan de grootte van het emissiebestand maar deze is wel gelimiteerd door de beschikbare computerfaciliteiten. Om efficiënt te rekenen, wordt voor elke nieuwe set meteorologische parameters (lees: tijdstap) een tabel gemaakt waarin bron-receptor relaties staan afhankelijk van de afstand. Met deze tabel kan de bijdrage van elke bron tot de concentratie in een receptorpunt berekend worden. De CPU tijd voor een berekening (één tijdstap) met 1750 bronnen is 18 s op een HP 9000 computer.

3 Emissies van Ammoniak

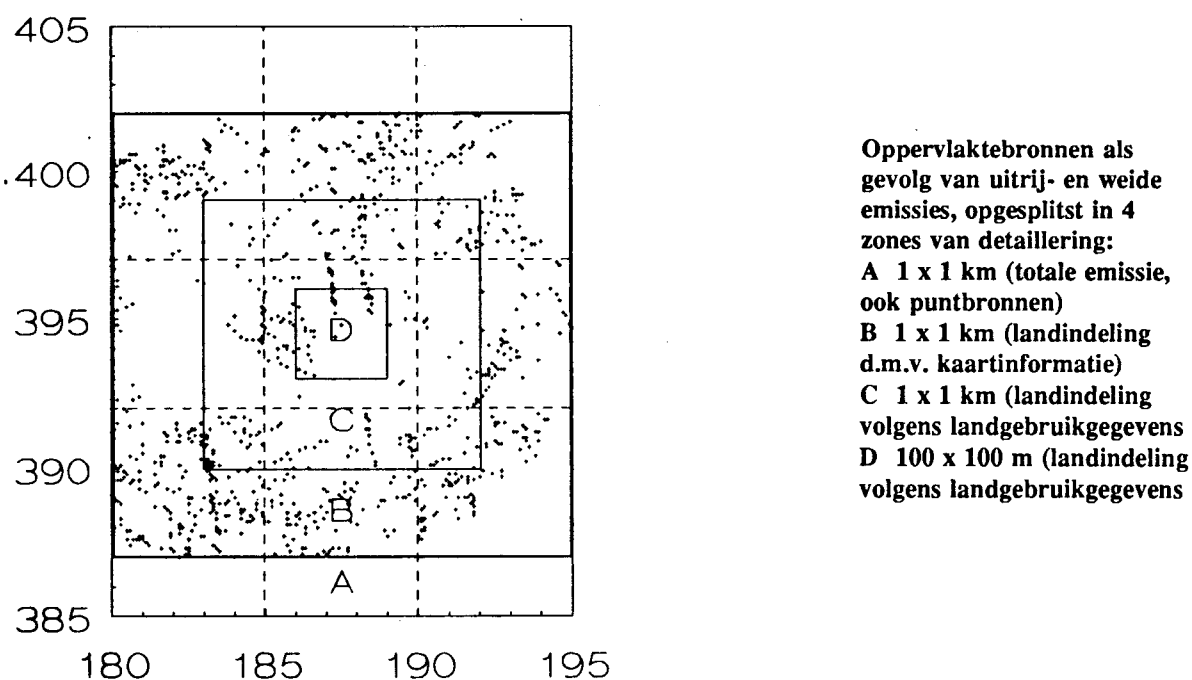
De emissies van ammoniak worden in Nederland voor het overgrote deel veroorzaakt door de intensieve veehouderij en kunstmestgebruik (circa 90%). Een overzicht van de totale jaargemiddelde emissies met een resolutie van 5 x 5 km roostervlakken over Nederland is voor het jaar 1987-1988 gegeven door Erisman (1989). In figuur 3.1 is de emissieverdeling in Nederland weergegeven. De totale emissie voor 1988 is geschat op 248 kton $\text{NH}_3 \text{ j}^{-1}$. De buitenlandse emissies van NH_3 zijn gerapporteerd door Asman (1992).

De emissies zijn geschat door de aantallen dieren per diercategorie te vermenigvuldigen met de gangbare emissiefactoren welke zijn gerapporteerd door de Winkel (1988). De dierenaantallen worden in Nederland jaarlijks gerapporteerd (meitellingen). De emissiefactoren zijn berekend door opstelling van de stikstofbalans voor elke diercategorie. Voor elke diercategorie is, voor zover toepasbaar, een onderscheid gemaakt tussen stal- en opslagemissies, weide-emissies en uitrij-emissies.



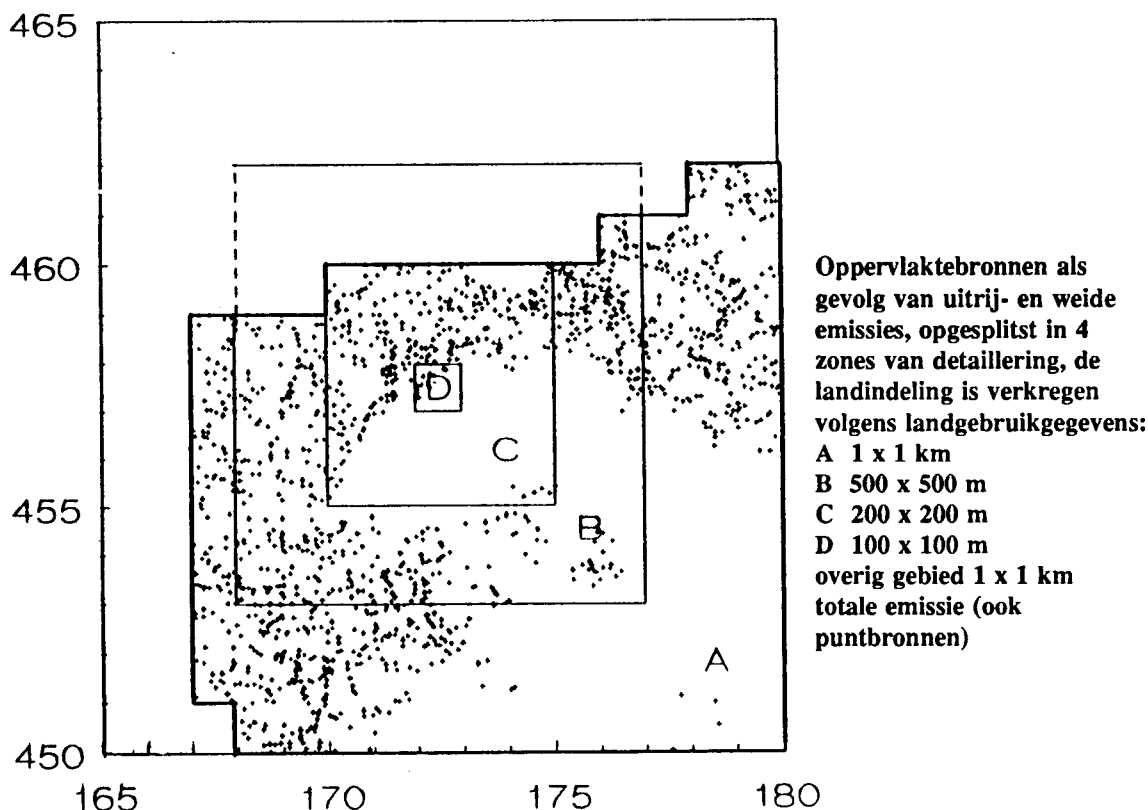
Figuur 2.1 Totale NH_3 emissie in Nederland voor het jaar 1988 op een 5 x 5 km schaal. Emissies in ton $\text{NH}_3 \text{ j}^{-1}$.

Als input voor SLAM is een in ruimte en tijd gedetailleerdere beschrijving van de ammoniakemissies noodzakelijk. Voor deze beschrijving zijn voor de gebieden rond Vredepeel en Lunteren gedetailleerde emissiebestanden opgesteld. In deze twee gebieden vinden ook de concentratiemetingen van ammoniak plaats en gelden als gebieden met een hoge emissie (Figuur 3.1). De emissies van ammoniak voor het gebied rond Vredepeel zijn geïnventariseerd door het Raadgevend Ingenieursbureau DHV (1991) in opdracht van het RIVM. De inventarisatie is opgesteld voor een gebied van 15 x 15 km rond het centrale meetpunt voor ammoniak. Het gebied is vervolgens uitgebreid tot 15 x 20 km om te komen tot een ruimtelijk samenvallen met het emissiebestand volgens Erisman (1989). Emissies zijn opgesplitst in puntbronnen (stal- en opslagemissies) en oppervlaktebronnen (uitrij- en weide-emissies). Oppervlaktebronnen zijn geïnventariseerd aan de hand van landgebruikgegevens. Hierbij is de aanname gemaakt dat voor elk landtype waarop mest kan worden aangewend, de volgens normering vastgestelde quota volledig worden opgevuld. De quota zijn gerelateerd aan het fosfaatgehalte in de mest. Voor de verschillende landtypen gelden de volgende normen: maïsland $250 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, grasland $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ en landbouwgrond $125 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$. Figuur 3.2 geeft een overzicht van het gedetailleerde emissiebestand voor het gebied Vredepeel.



Figuur 3.2 Emissie-inventarisatie van NH_3 voor het gebied rond de meetlocatie Vredepeel. Overzicht van punt en oppervlaktebronnen voor een gebied van 15 x 20 km. Coördinaten volgens het Amersfoortse coördinatenstelsel (km).

De emissies voor het gebied rond Lunteren zijn geïnventariseerd door het Adviesbureau Heidemij (1989) in het kader van het ammoniak uitvoeringsprogramma (NUP) en zijn uitgebreid met schattingen voor uitrij- en weide-emissies volgens dezelfde aanname als toegepast voor het gebied Vredepeel. Ook dit bestand is opgesteld voor een gebied van 15 x 15 km rond het centrale meetpunt. Figuur 3.3 geeft een ruimtelijke weergave van het bestand.



Figuur 3.3 Emissie-inventarisatie van NH_3 voor het gebied rond de meetlocatie Lunteren. Overzicht van punt en oppervlaktebronnen voor een gebied van 15 x 15 km. Coördinaten volgens het Amersfoortse coördinatenstelsel (km).

De verschillen van de totale emissies van de gedetailleerde bestanden in vergelijking met het bestand volgens Erisman (1989) bedragen voor Vredepeel -15% en voor Lunteren -4%. Een meer gedetailleerde beschrijving van de bestanden is opgenomen in de eindrapportage van het additioneel meetprogramma ammoniak (Boermans en Erisman, 1992).

De emissiebestanden voor Vredepeel en Lunteren geven een grote mate van geografische detaillering, een verloop voor het emissiegedrag in de tijd is niet opgenomen. Voor een toepassing van deze bestanden binnen SLAM is tevens informatie nodig over het emissiegedrag in de tijd. Asman (1992) geeft hiervoor diverse relaties. In tabel 3.1 zijn voor de verschillende diercategorieën de maandgemiddelde emissiefracties weergegeven. De variatie in de maandgemiddelde fracties zijn een maat voor de intensiteit van de diverse agrarische activiteiten welke van invloed zijn op het emissieverloop. De belangrijkste voorbeelden hiervan zijn het uitrijgedrag van de boer, de weideperiodes van het vee en het verloop van het groeiseizoen. Het totaal van de fracties heeft per categorie opgeteld steeds de waarde 1. Figuur 3.4 geeft een overzicht van de variatie in de dagverlopen van de potentiële emissie van ammoniak voor elke maand zoals bepaald voor de plaats Kastrup, Denemarken (Asman, 1992). Als input voor SLAM zijn hiervan voor een viertal periodes de dagverlopen in de emissie afgeleid. Deze periodes zijn als eerste de maanden januari en december, als tweede de maanden februari en november, als derde de maanden maart en oktober en als vierde de maanden april tot en met september. Tabel 3.2 geeft een overzicht van deze afgeleide dagverlopen. Het gemiddelde van de fracties per periode is 1. De variatie in de dagverlopen

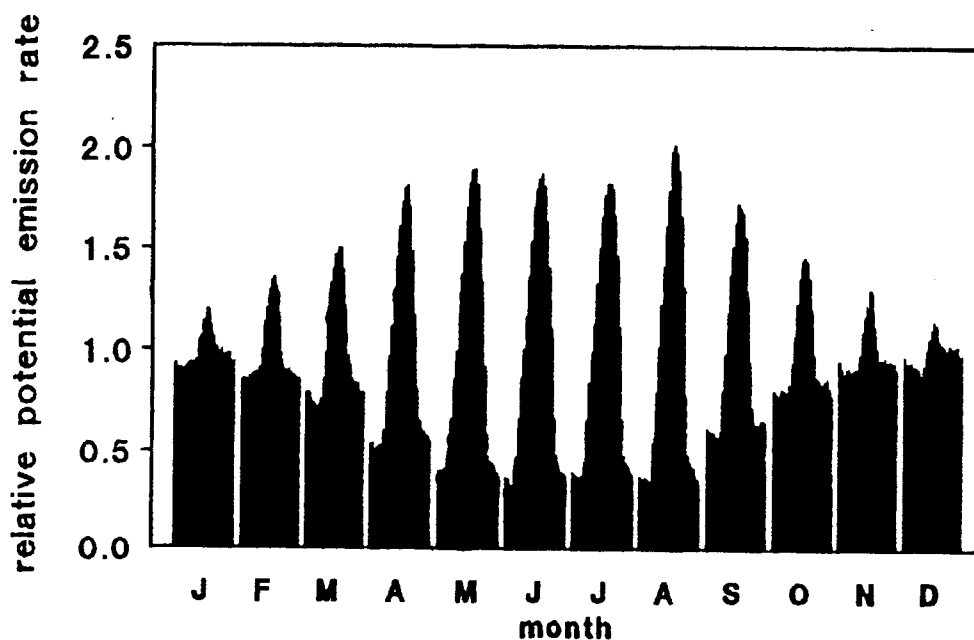
voor de vier perioden wordt in hoofdzaak bepaald door het dagverloop van de temperatuur. Bij een stijging van de temperatuur neemt de emissie van ammoniak toe (Asman, 1992).

Tabel 3.1 Maandelijkse fractie van de totale jaarlijkse emissie van ammoniak voor de diverse diercategorieën (Asman, 1992).

Categorie	JAN	FEB	MRT	APR	MEI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC
Runderen stal	.119	.119	.119	.119	.048	.048	.048	.048	.048	.048	.119	.119
Runderen uitrij	.000	.120	.250	.180	.090	.090	.090	.090	.090	.000	.000	.000
Runderen weide	.000	.000	.000	.000	.167	.167	.167	.167	.167	.167	.000	.000
Varkens stal	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083
Varkens uitrij	.000	.250	.500	.250	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Pluimvee stal	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083	.083
Pluimvee uitrij	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.250	.500	.250	.000	.000

Tabel 3.2 Gemiddelde dagverloopfactoren voor de vier geselecteerde periodes (Asman, 1992).

periode	1-2	3-4	5-6	7-8	9-10	11-12	13-14	15-16	17-18	19-20	21-22	23-24
jan en dec	.92	.91	.91	.94	1.05	1.11	1.17	1.11	1.00	1.00	.96	.92
feb en nov	.87	.87	.94	.96	1.08	1.19	1.26	1.14	.96	.94	.92	.87
mrt en okt	.64	.63	.67	.80	1.10	1.44	1.70	1.54	1.24	.85	.73	.66
apr t/m sep	.42	.39	.39	.60	1.13	1.71	2.16	1.96	1.48	.77	.53	.46



Figuur 3.4 Gemiddelde dagverlopen van de potentiële emissie van NH3 voor elke maand zoals bepaald voor de plaats Kastrup, Denemarken (Asman, 1992).

4 Gevoeligheds en onzekerheidsanalyse

Voor de interpretatie van de modelresultaten van SLAM is het van belang inzicht te hebben in de gevoeligheid van het model voor de diverse invoerparameters. Vanuit de kennis omtrent de gevoeligheid kan vervolgens worden ingeschat in welke mate onzekerheden of variatie in de invoerparameters zullen bijdragen aan de variatie in de modeluitkomsten.

4.1 emissie

Variatie in emissie wordt in SLAM lineair doorberekend in de uiteindelijke concentratie. De omvang van de emissie als zodanig heeft geen invloed op het verspreidingsverloop. In het toepassingsgebied van SLAM (gebieden met een groot aantal grondbronnen van ammoniak) is echter een grote variatie door het jaar heen te verwachten in de uurlijkse ammoniak emissies. Deze variatie zal in de praktijk bijvoorbeeld makkelijk meer dan een factor tien ten opzichte van een jaargemiddelde emissie kunnen oplopen (vergelijk bijvoorbeeld periodes in de winter ten opzichte van uitrijperiodes in het voorjaar). Het modelleren van deze variatie kan slechts een benadering zijn van de werkelijke situatie gezien het feit dat deze variatie direct het gevolg is van menselijke beslissingen om bijvoorbeeld mest uit te rijden op een stuk landbouwgrond. Dit in statistische verwoording uitgedrukte "random" gedrag zal niet gemodelleerd kunnen worden. Een nauwkeurige berekening van SLAM staat of valt met de nauwkeurigheid van de uurlijkse emissiegegevens. Voor een uitgebreide studie met betrekking tot dit onderwerp wordt verwezen naar de resultaten van het additioneel meetprogramma ammoniak (Boermans en Erisman, 1993). In hoofdstuk 5 zijn van dit onderzoek enkele resultaten samengevat.

4.2 Gevoeligheid van SLAM voor enkele modelparameters

De gevoeligheid van SLAM voor verschillende parameters is bepaald. De studie is uitgevoerd door een van de parameters te laten variëren tussen realistisch geachte minimum en maximum waarden waarbij de overige parameters constant gehouden zijn. Voor de analyse is de gevoeligheid van de volgende parameters onderzocht: windsnelheid (u), de standaardafwijking van de windrichting van het laatste uur (σ_θ ; sig, hier in graden), de globale straling (Q_{gl}), de temperatuur (T), de ruwheidslengte (z_o), de bronhoogte (z_{br}), de hoogte van het te berekenen concentratieveld (z_{con}) en de combinatie van depositiesnelheid (v_d) en omzettingssnelheid (k_t). De berekeningen zijn uitgevoerd voor een puntbron. In appendix C is een tabel opgenomen waarin de gekozen variaties voor de parameters zijn vermeld. Tevens zijn in de appendix de resultaten van de analyse i.e. het concentratieverloop als functie van de afstand, weergegeven in grafieken. Verder zullen hier alleen de belangrijkste resultaten van de gevoeligheidsstudie vermeld worden.

In de figuren is af te lezen dat variaties in windsnelheid en σ_θ grote verschillen laten zien in de modeluitkomsten tussen de verschillende klassen (enkele tientallen procenten).

Bij de globale straling is vooral het verschil tussen dag ($Q_{gl}>0$) en nacht ($Q_{gl}=0$) te zien. Onstabiele omstandigheden laten duidelijke de laagste concentratieniveaus zien en stabiele omstandigheden (bijvoorbeeld gedurende de nacht) de hoogste concentratieniveaus. In de analyses is niet meegenomen dat een variatie in de globale straling in de praktijk meestal ook een toename zal laten zien van σ_θ als gevolg van een toenemende warmteflux.

Variatie van z_0 over een orde van grootte, leidt tot een variatie van de grondconcentratie van

ongeveer een factor 2.

De variaties in de temperatuur en de verdwijnterm van ammoniak (depositie en omzetting) laten een zeer geringe invloed zien op de berekende concentratieniveaus.

Een zeer belangrijke invloed op de concentratie is te zien van de bronhoogte en de hoogte waarop de concentratie berekend is. De concentratie kan makkelijk een factor 2-3 verschillen als de hoogte van de bron of waarop de concentratie berekend wordt, van het grondoppervlak naar enkele tientallen meters wordt gebracht.

4.3 onzekerheidsanalyse SLAM

Van belang is een schatting te maken van de nauwkeurigheid van de in de praktijk te bepalen waarden van de verschillende modelparameters om tenslotte een uitspraak te kunnen doen omtrend de onzekerheden in de modeluitkomsten. Wilczak en Phillips (1984) laten zien dat de bovenstaande meteorologische parameters geschat kunnen worden met een nauwkeurigheid van 10-30%. Gezien de gevoeligheid van SLAM voor variaties in meteorologische parameters, werken deze onzekerheden in de meteorologische parameters direkt door in de onzekerheden in de modeluitkomsten. Deze onzekerheid komt redelijk overeen met de nauwkeurigheid gevonden door Gryning *et al.* (1987), in zijn vergelijking met metingen (paragraaf 2.2).

Dit is dus de nauwkeurigheid van SLAM gegeven een foutloze emissie en bronhoogte oftewel de nauwkeurigheid van de verspreidingsroutine van SLAM.

Bij het gebruik van SLAM voor een groot aantal bronnen afkomstig van agrarische activiteiten zal derhalve in hoofdzaak de emissieschatting zelf tot de grootste onzekerheid bijdragen. Ook de onzekerheid in de bronhoogte is een belangrijke bron in de onnauwkeurigheid van de modeluitkomsten. Het is derhalve belangrijk deze (binnen enkele meters) nauwkeurig te bepalen.

5 Vergelijking van modelresultaten met metingen van ammoniak

Een algemene evaluatie van SLAM is uitgevoerd in het kader van het additioneel meetprogramma ammoniak. De resultaten staan beschreven in het eindrapport van dit onderzoek (Boermans en Erisman, 1992). De evaluatie is ondermeer gericht op een vergelijking van verschillende methoden voor het beschrijven van de emissiesterkte in de tijd zoals afgeleid van jaargemiddelde emissies voor elke bron. Alvorens een gedetailleerdere evaluatie te presenteren voor twee geselecteerde meetdagen zullen de belangrijkste resultaten van deze algemene evaluatie worden weergegeven.

5.1 Resultaten van de algemene evaluatie van SLAM

De resultaten van de evaluatie van SLAM zijn afgeleid uit een vergelijking tussen berekende en gemeten uurgemiddelde concentraties zoals bepaald voor de vaste meetlocatie Vredepeel voor het jaar juli 1991 - juli 1992.

Bij deze studie zijn vier opties voor de beschrijving van ammoniakemissies in de tijd met elkaar vergeleken. Hieruit bleek dat de beschrijving van de emissievariatie in de tijd zoals weergegeven in hoofdstuk 2 de beste overeenstemming liet zien met de metingen (seizoens afhankelijk statistisch bepaald dagverloop en een statistisch bepaald seisoensverloop afhankelijk van agrarische activiteit).

Onzekerheden in de schatting van uurlijks te bepalen emissies is de grootste bron van onzekerheid in de modeluitkomsten. Dit geldt met name gedurende uitrijperiodes van mest. De gemeten concentraties kunnen in dergelijke periodes enkele factoren hoger liggen in vergelijking met de berekende concentraties.

SLAM overschat concentraties bij windsnelheden $< 1.5 \text{ m.s}^{-1}$. Bij een selectie voor $u > 1.5 \text{ m.s}^{-1}$ berekend SLAM een 10-15% hogere jaargemiddelde concentratie in vergelijking met de metingen. Deze overschatting bedraagt 40-50% voor ongeselecteerde condities. Zoals reeds opgemerkt in 2.1 kunnen geen betrouwbare verspreidingsberekeningen worden gemaakt voor windsnelheden kleiner dan ongeveer 1 m.s^{-1} .

Het gemeten jaargemiddelde dagverloop wordt door SLAM in verloop goed beschreven, met hogere concentraties 's nachts (stabiele omstandigheden en lagere windsnelheden) in vergelijking met overdag (meer convectieve omstandigheden met als gevolg een grotere opmenging).

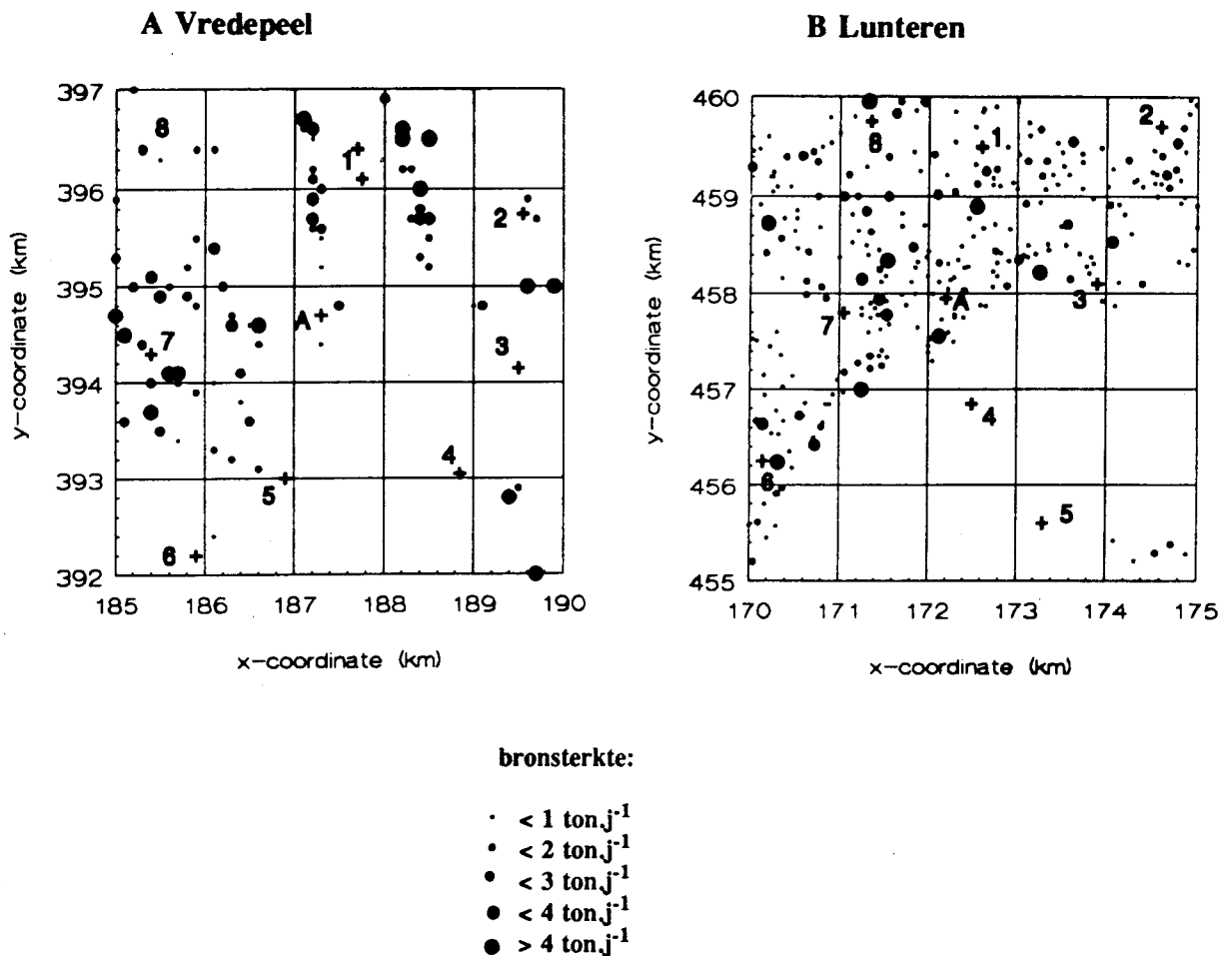
SLAM vertoont een goede overeenkomst met de gemiddelde in tijd en ruimte bepaalde concentraties van de mobiele metingen. Verschillen tussen gemeten en berekende waarden (bij selectie voor $u > 1.5 \text{ m.s}^{-1}$) liggen voor de diverse meetpunten binnen 10-30%.

5.2 Vergelijking van een gemeten en berekend dagverloop

Voor elk van de lokaties Vredepeel en Lunteren is een dag geselecteerd voor een gedetailleerde vergelijking tussen gemeten en berekende concentraties. Criteria voor selectie waren 1) een complete tijdreeks van concentraties zoals gemeten op het vaste meetpunt, 2) dagen met geslaagde mobiele metingen en 3) een verwachting van een goed te voorspellen emissieverloop in de tijd (dit houdt in de afwezigheid van uitrij-emissies). Gezien het geringe aantal succesvolle metingen op het vaste meetpunt van de lokatie Lunteren en het geringe aantal mobiele metingen is bij de selectie van een meetdag voor deze lokatie niet volledig voldaan aan alle criteria.

Resultaten worden gepresenteerd door een beschrijving van de meteorologische omstandigheden met een presentatie van het stabiliteitsverloop in de tijd; een weergave van de vergelijking tussen gemeten en berekende concentraties voor de vaste meetpunten; een opvolging van vier berekende concentratievelden voor een 5 x 5 km gebied rondom het vaste meetpunt met elk veld een tijdinterval van 6 uur (vier intervallen in een etmaal: [1.00;6.00 uur], [7.00;12.00 uur], [13.00;18.00 uur] en [19.00;24.00 uur]); en tot slot een presentatie van een in ruimte en tijd variabel concentratieverloop zoals gemeten met de mobiele metingen en berekend met SLAM voor dezelfde uren en receptorpunten.

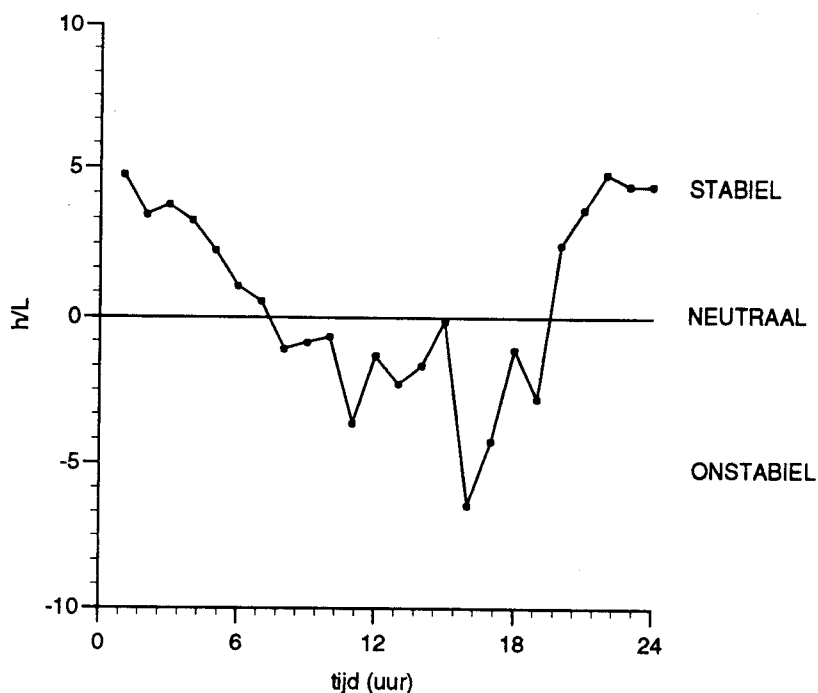
Figuur 5.1 geeft een overzicht van het 5 x 5 km centrumroostervlak voor respectievelijk de gebieden Vredepeel en Lunteren. De figuren zijn een vergroting van de gedetailleerde emissie-inventarisaties zoals gepresenteerd in hoofdstuk 3 en geven een overzicht van de ligging van de puntbronnen van ammoniak (stallen en opslag) en een plaatsaanduiding van het centrale vaste meetpunt (punt A) en de acht additionele meetpunten zoals geselecteerd voor de mobiele metingen in het kader van het representativiteitsonderzoek (zie hoofdstuk 1 en Boermans en Erisman, 1992). In de figuur is duidelijk te zien dat in het gebied Lunteren een veel groter aantal puntbronnen (lees stallen) aanwezig zijn als in het gebied Vredepeel. De totale emissie van ammoniak is echter voor beide gebieden ongeveer gelijk. Dit komt door het feit dat in het gebied rond Vredepeel de intensieve veehouderijbedrijven over het algemeen omvangrijker van opzet zijn als de bedrijven gelegen in de Gelderse Valei (Lunteren).



Figuur 5.1 Emissies van puntbronnen voor de 5 x 5 km roostervlakken rondom de lokaties Vredepeel (A) en Lunteren (B). Het vaste meetpunt en de extra meetlokaties voor de mobiele metingen (A en 1-8) zijn ook weergegeven in de figuur.

5.2.1 Vredepeel 1 juli 1992

Deze dag werd gekenmerkt door lage windsnelheden gedurende de nacht van $1-2 \text{ m.s}^{-1}$ en een langzaam op- en daarna aflopende windsnelheid overdag met een maximum waarde van 5.3 m.s^{-1} om 13.00 uur. De windrichting was in het begin (1.00 uur 's nachts) zuid om gedurende het verloop van de dag te draaien via zuid-west naar west. De gemiddelde temperatuur was circa 20°C en de gemiddelde bedekkingsgraad was $4/8$. In figuur 5.2 is de uurlijks berekende dimensieloze stabiliteitsparameter h/L uitgezet in de tijd. Hierbij is h de geschatte menglaaghoogte. De figuur laat duidelijk een karakteristiek stabiliteitsverloop zien met een nachtelijke stabiele situatie en een neutraal tot onstabiele situatie overdag. Afbraak van de gedurende de nacht opgebouwde inversielaag geschiedt vanaf zonsopgang (4.00-5.00 uur) waarna de gedurende de dag opgebouwde grenslaag 's avonds weer wordt afgebroken en er hernieuwd een stabiele situatie ontstaat.

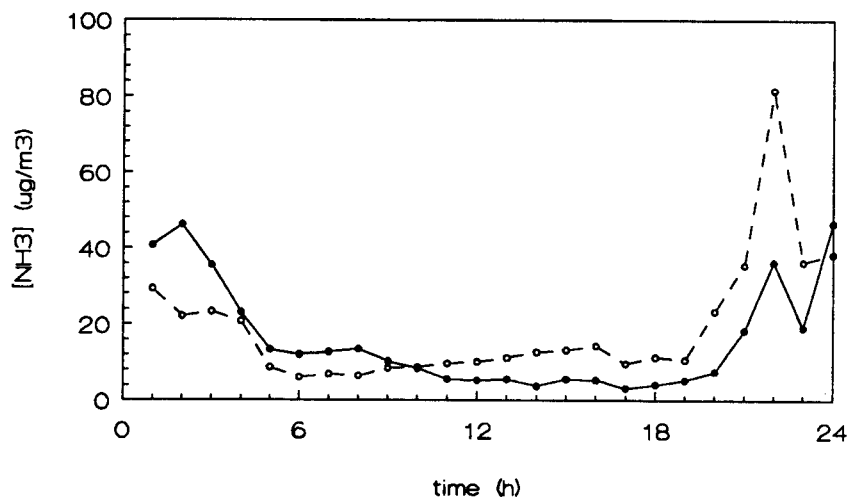


Figuur 5.2 De dimensieloze stabiliteitsparameter h/L uitgezet tegen de tijd (uur) zoals bepaald voor 1 juli 1992 voor de lokatie Vredepeel.

Figuur 5.3 laat het gemeten en berekende concentratieverloop zien voor het vaste meetpunt (punt A in figuur 5.1-A). Van de met SLAM berekende concentraties is circa 50 % achtergrondconcentratie (berekend met TREND). De correlatiecoëfficiënt tussen de gemeten en berekende waarden is 0.63. SLAM berekend conform de metingen, een afnemend concentratieverloop bij een afbraak van de inversielaag en toename van de windsnelheid. In de avond neemt vervolgens de concentratie weer toe bij toename van de stabiliteit en weer afname van windsnelheid.

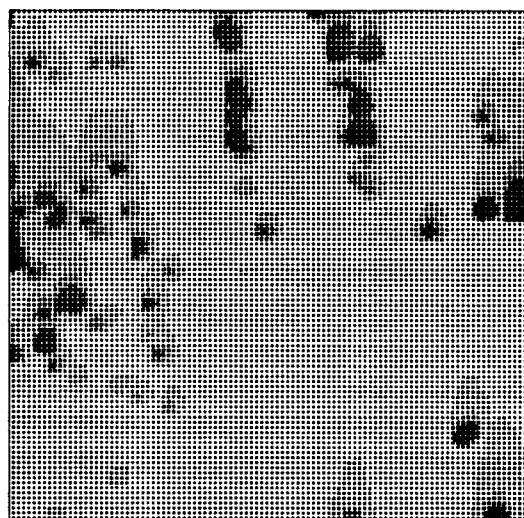
De figuren 5.4 A-D laten per tijdsinterval van 6 uur de berekende concentratieniveaus zien voor het 5 x 5 km gebied rond het vaste meetpunt Vredepeel. De berekeningen zijn uitgevoerd met een ruimtelijke resolutie van 100 x 100 m. Concentratieniveaus in het 5 x 5 km gebied verschillen in tijd en ruimte van $< 7 \mu\text{g.m}^{-3}$ oplopend tot $> 60 \mu\text{g.m}^{-3}$. De bronlokaties en de bronsterktes, zoals aangegeven in figuur 5.1, vertonen een duidelijke correlatie met hoog berekende concentraties van ammoniak in alle vier de figuren. Tussen de vier in tijd op elkaar volgende figuren is duidelijk de invloed van de gedurende de dag veranderende meteorologische omstandigheden te zien; de figuren A en D stabiele omstandigheden en lage windsnelheden, met als gevolg een geringe verspreiding en derhalve hoge concentratieniveaus ten opzichte van hogere windsnelheden en neutraal tot onstabiele omstandigheden voor de figuren B en C, met als gevolg een toenemende opmenging leidend tot lagere concentratieniveaus (met name in de gebieden op wat grotere afstand van de bronnen). Figuur D (interval [19.00;24.00 uur] berekend de hoogste concentraties ($50.1 \mu\text{g.m}^{-3}$ gemiddeld voor het gehele gebied) maar overschat deze gezien het feit dat gedurende één uur van het interval een windsnelheid $< 1 \text{ m.s}^{-1}$ is gemeten. SLAM overschat berekeningen bij dergelijk lage windsnelheden. Deze overschatting is ook goed te zien in figuur 5.2 voor 22.00 uur waar SLAM een concentratie berekend van circa $80 \mu\text{g.m}^{-3}$ ten opzichte van een gemeten concentratie van circa $40 \mu\text{g.m}^{-3}$. Bij de verwaarlozing van dit uur, wat gezien eerdere

opmerkingen omtrent dit punt gerechtvaardigd is, wordt een gridgemiddelde concentratie berekend van $34.7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.



Figuur 5.3 Vergelijking tussen de gemeten (ondoorbroken lijn) en berekende (doorbroken lijn) concentraties van ammoniak ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) op 1 juli 1992 voor de vaste lokatie Vredepeel.

A 1.00 - 6.00 uur



AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,Z)
DATE: 92 7 1 HOUR: 6

B 7.00 - 12.00 uur



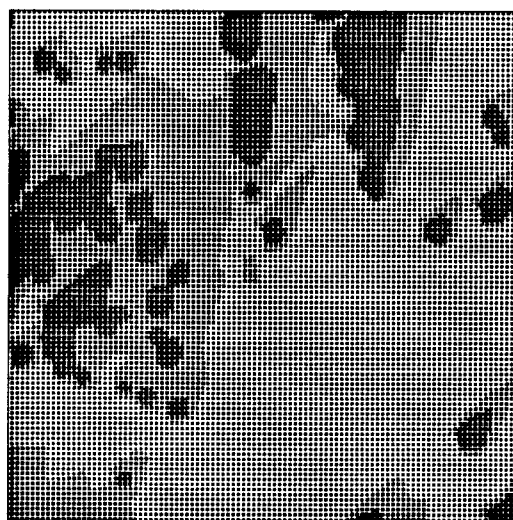
AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,Z)
DATE: 92 7 1 HOUR: 12

C 13.00 - 18.00 uur



AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,Z)
DATE: 92 7 1 HOUR: 18

D 19.00 - 24.00 uur



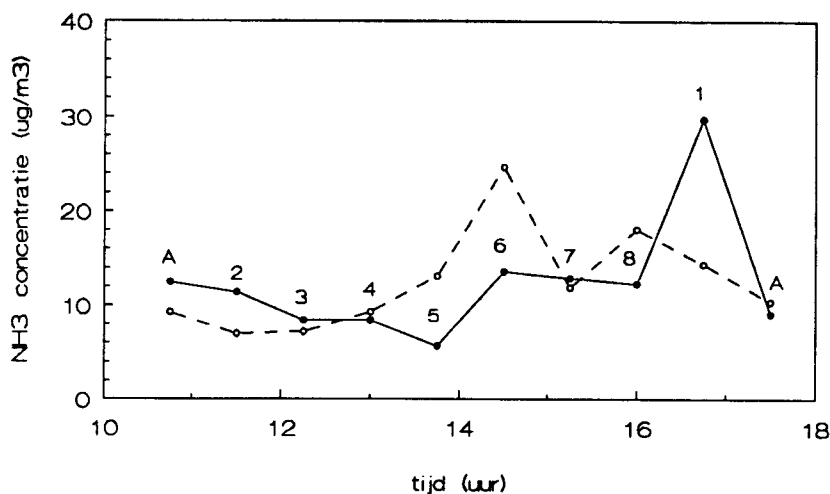
AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,Z)
DATE: 92 7 1 HOUR: 24



Figuur 5.4 A-D Berekende concentratievelden van ammoniak ($\mu\text{g.m}^{-3}$) voor vier opeenvolgende tijdsintervallen van 6 uur voor 1 juli 1992 voor een gebied van 5 x 5 km rondom de lokatie Vredepeel. De berekening zijn gemaakt met een resolutie van 100 x 100 m.

Figuur 5.5 geeft een overzicht van de vergelijking tussen de gemeten en met SLAM berekende ammoniakconcentraties op elk van de meetpunten van de mobiele metingen (A en 1-8, zie figuur 5.1). De figuur laat zowel een variatie in de tijd als ook een ruimtelijke variatie zien voor de gemeten en berekende concentraties. De variatie in de tijd is uitgezet op de horizontale as en de ruimtelijke variatie door vermelding van de lokatienummers conform de

aanduiding in figuur 5.1. Berekende en gemeten concentraties komen redelijk goed overeen rekening houdende met de grote onzekerheid in de uurlijkse emissies. De berekende en gemeten waarden van figuur 5.5 komen ook redelijk goed overeen met de concentratieniveaus van het berekende concentratieveld zoals gepresenteerd in figuur 5.4-C (tijdsinterval van 13.00-18.00 uur).



Figuur 5.5 Vergelijking tussen gemeten (ondoorbroken lijn) en berekende (doorbroken lijn) concentraties van ammoniak ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) voor de meetpunten A en 1-8 van het gebied rondom Vredepeel voor 1 juli 1992. De variatie in de tijd is gepresenteerd op de horizontale as en de ruimtelijke variatie door middel van de nummers van de meetlokaties.

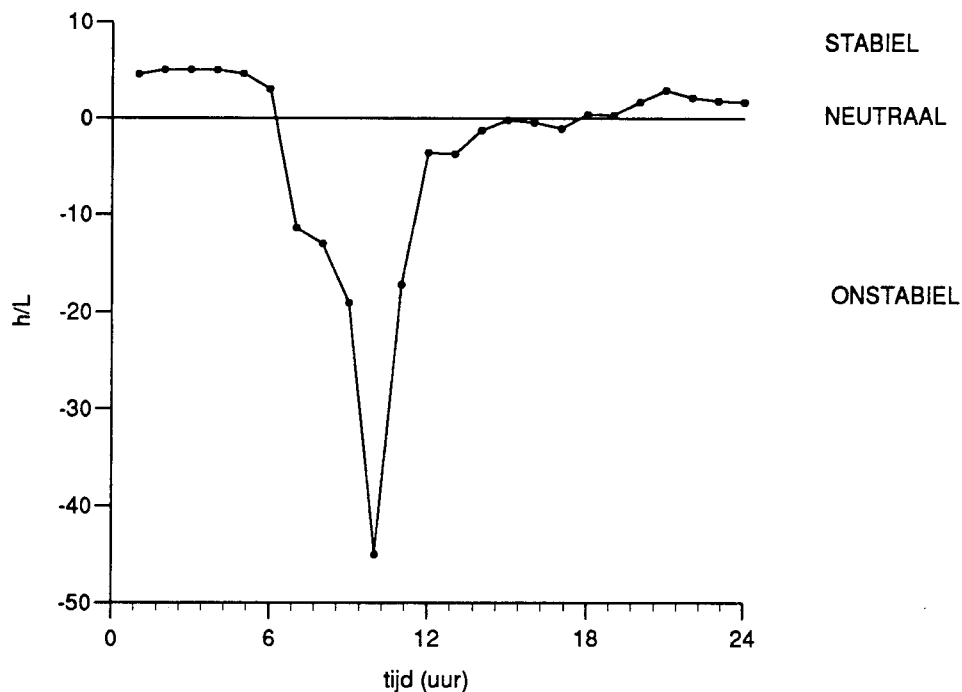
5.2.2 Lunteren 2 juli 1992

Een beschrijving van de meteorologische omstandigheden van deze dag laten een zeer lage windsnelheid zien van $< 1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ voor de periode 1.00 - 7.00 uur om tot 11.00 uur iets op te lopen tot ruim $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. De windrichting is tot dit uur zuidelijk van richting. In de middag draait de wind naar noord tot noord-oostelijke richting en neemt de snelheid toe tot ruim $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. De temperatuur was gemiddeld 18°C en de lucht was de gehele dag bewolkt (8/8). Als gevolg van de zeer lage windsnelheden tot en met 7.00 uur 's ochtends zijn voor deze periode geen SLAM berekeningen gemaakt. Dit geldt ook voor de uren 12.00 en 13.00 uur vanwege de sterke winddraaiing.

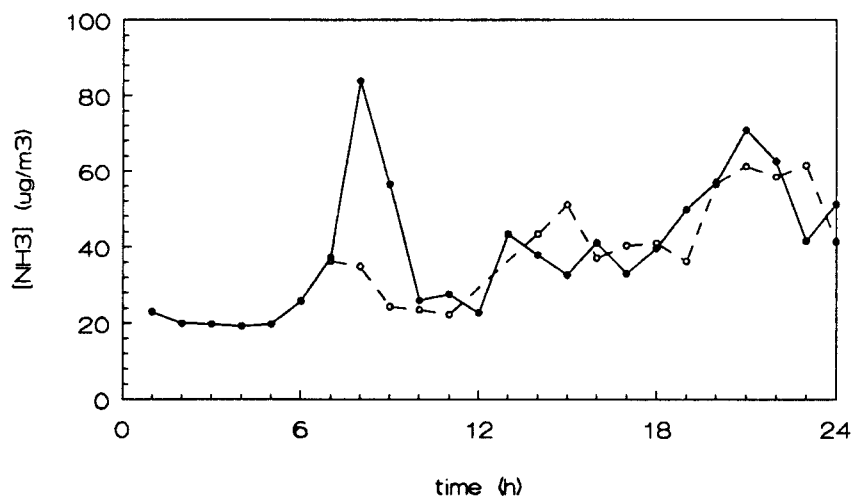
Figuur 5.6 laat het stabiliteitsverloop (h/L) zien conform figuur 5.2. Het verloop laat een duidelijke afbraak van de ochtendinversie zien (stabiel) naar een onstabiele situatie (tussen 5.00 en 6.00 uur). Na de winddraaiing rond de middag worden de omstandigheden neutraal (toenemende wind) om in de avond weer stabiel te worden.

De figuren 5.7, 5.8 A-C en 5.9 laten de verschillende presentaties zien van de gemeten en berekende ammoniakconcentraties. Figuur 5.7 het gemeten en berekende dagverloop zoals bepaald op het vaste meetpunt, figuur 5.8 A-C de concentratievelden voor een $5 \times 5 \text{ km}$ gebied rond het vaste meetpunt (het eerste 6 uur interval ontbreekt vanwege een te lage windsnelheid) en figuur 5.9 een weergave van de gemeten en berekende concentraties van de mobiele metingen voor de meetpunten A en 1-8 (zie figuur 5.1 voor de ligging van deze

meetpunten). De gemiddelde achtergrondconcentratie is circa 50% van de totale concentratie zoals met SLAM berekend. Dit deel is ongeveer gelijk in vergelijking met de lokatie Vredepeel.



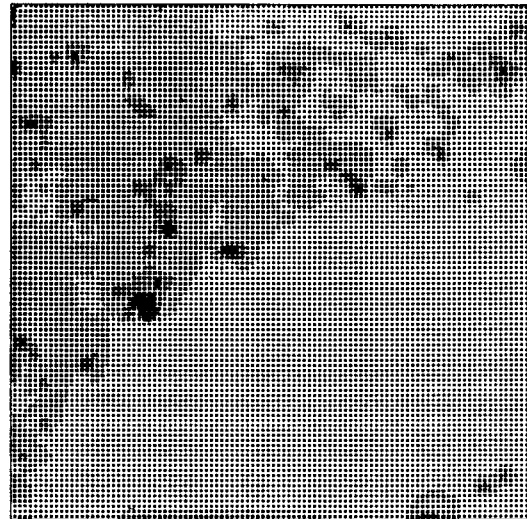
Figuur 5.6 De dimensieloze stabiliteitsparameter h/L uitgezet tegen de tijd (uur) zoals bepaald voor 2 juli 1992 voor de lokatie Lunteren.



Figuur 5.7 Vergelijking tussen de gemeten (ondoorbroken lijn) en berekende (doorbroken lijn) concentraties van ammoniak ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) op 2 juli 1992 voor de vaste lokatie Lunteren.

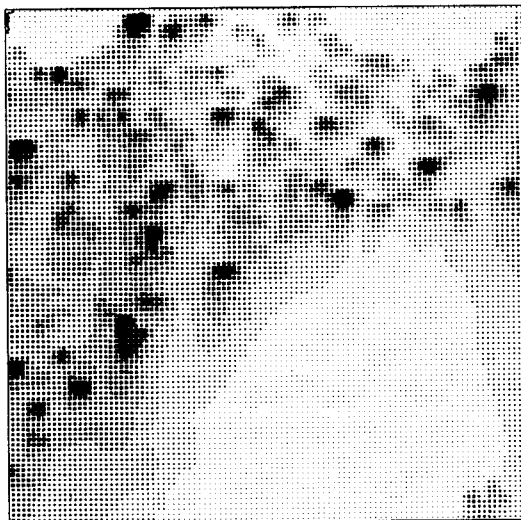
A 7.00 - 12.00 uur

De eerste periode ontbreekt vanwege een te lage windsnelheid ($< 1 \text{ m.s}^{-1}$)



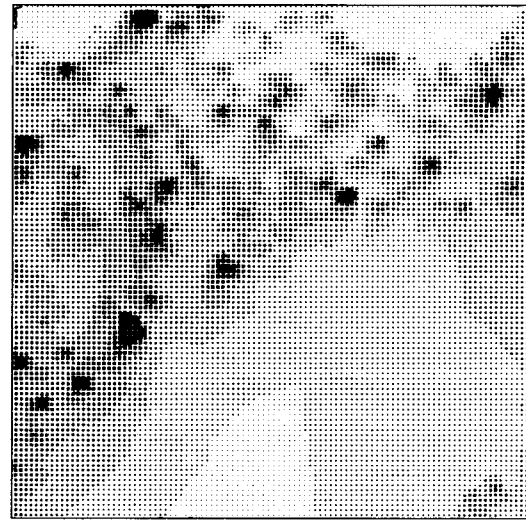
AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,2)
DATE: 92 7 2 HOUR: 11

B 13.00 - 18.00 uur



AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,2)
DATE: 92 7 2 HOUR: 18

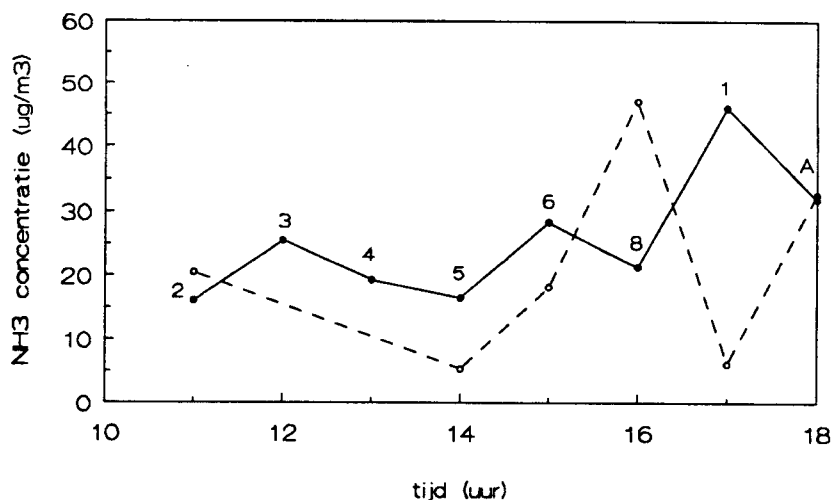
C 19.00 - 24.00 uur



AMMONIA UG/M3 SLAM C(X,Y,2)
DATE: 92 7 2 HOUR: 24

Figuur 5.8 A-C Berekende concentratievelden van ammoniak ($\mu\text{g.m}^{-3}$) voor drie opeenvolgende tijdsintervallen van 6 uur voor 2 juli 1992 voor een gebied van 5 x 5 km rondom de locatie Lunteren. De berekening zijn gemaakt met een resolutie van 100 x 100 m.





Figuur 5.9 Vergelijking tussen gemeten (ondoorbroken lijn) en berekende (doorbroken lijn) concentraties van ammoniak ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) voor de meetpunten A en 1-8 van het gebied rondom Lunteren voor 2 juli 1992. De variatie in de tijd is gepresenteerd op de horizontale as en de ruimtelijke variatie door middel van de nummers van de meetlokaties.

Figuur 5.7 geeft goede vergelijking tussen de gemeten waarden en SLAM afgezien van de gemeten piek rond 8.00 uur. Het optreden van dergelijke pieken worden waarschijnlijk veroorzaakt door beïnvloeding van het vaste meetpunt door een zeer lokale bron. Het is niet goed mogelijk dergelijke invloeden goed te voorspellen met SLAM aangezien dergelijke gedetailleerde emissievariatiën moeilijk zijn te inventariseren. De correlatie tussen gemeten en berekende waarden is 0.33 en bij verwijdering van de gemeten piek rond 8.00 uur 0.71. De berekende concentratievelden in figuur 5.8 laten zeer goed de omslag van de windrichting en het effect van de toenemende windsnelheid zien. Figuur 5.8 A een situatie met een nog gelijk verdeelde gradiënt over het gehele gebied als een gevolg van een nog niet geheel opgelost zijn van de opgehoopte hoeveelheid ammoniak als gevolg van de ochtendinversie. Dit is weer een gevolg van de nog altijd lage windsnelheid. De figuren B en C laten goed zien dat de wind gedraaid is naar noordelijke (figuur B) tot noord-oostelijke (figuur C) richting. Ook is goed zichtbaar dat als gevolg van de hogere windsnelheid de concentratieniveaus afnemen (vooral boven het bosgebied dat in het zuidwestelijk deel gelegen is binnen het 5 x 5 km gebied). Boven dit gebied wordt weer een nieuwe, in concentratie toenemende, gradiënt opgebouwd.

Figuur 5.9 geeft een redelijke overeenkomst tussen de gemeten en berekende concentraties. Alleen meetpunt 1 laat een duidelijk te laag berekende concentratie zien. Vergelijking met figuur 5.8 B laat rond deze lokatie ook lage concentraties zien. In werkelijkheid zullen een of meerdere bronnen rondom dit meetpunt op dat bepaalde tijdstip toch een hogere emissie hebben gehad als in SLAM is geschat.

6 Conclusies

SLAM is een model ontwikkeld voor de bepaling van de verspreiding van een groot aantal grondbronnen van ammoniak voor een korte afstand (<15 km) en een korte tijdsduur (een uur tot enkele dagen). De parametrizatie van de verspreiding in de oppervlaktelaag is ontleend aan Gryning *et al.* (1987). Vooral de verspreiding in de vertikaal kan met deze parametrizatie goed worden beschreven. De nauwkeurigheid van de verspreidingsroutine, bepaald uit vergelijkingen met tracergas-experimenten, is ongeveer 20 % in onstabiele en 30-40% in stabiele atmosferische omstandigheden (Gryning *et al.*, 1987). De verspreidingsroutine is uitgebreid met een modellering voor oppervlaktebronnen - met gebruikmaking van een virtueel bron concept -, een beschrijving van chemische omzetting en depositie en de mogelijkheid tot het sommeren van berekende achtergrondconcentraties voor verschillende meteorologische condities. De benodigde invoer voor SLAM, naast emissies, zijn enkele gebruikelijk gemeten meteorologische grootheden (windsnelheid, windrichting, standaardafwijking van de windrichting, temperatuur en globale straling) en een karakteristieke ruweidslengte voor het gebied. De beschreven vorm maken SLAM tot een gedetailleerd en flexibel instrument voor de berekening van lokale ammoniakverspreiding.

Een gevoeligheidsanalyse voor de verschillende invoerparameters (behalve bronsterkte) van SLAM geeft aan dat windsnelheid, de standaardafwijking in de windrichting, stabiliteit, bronhoogte en de hoogte waarop de concentratie berekend is, in hoofdzaak de grootte van de berekende concentraties bepalen. Depositie en chemische omzetting daarentegen zijn van gering belang in de onzekerheid van de modeluitkomsten.

Onzekerheden in de emissieschattingen werken lineair door in de modeluitkomsten. Daarom dienen bronlocaties en emissies (naast bronhoogte) nauwkeurig bekend te zijn. Bij de toepassing van SLAM in emissierijke gebieden leidt de onnauwkeurigheid in de uurlijks te bepalen emissies tot de grootste onzekerheid in de modeluitkomsten.

Een vergelijking van modelberekeningen met metingen van ammoniak in twee gebieden met een groot aantal grondbronnen en een zeer hoge jaarlijkse emissie (locaties Vredepeel en Lunteren) is uitgevoerd. Het blijkt dat SLAM bij windsnelheden < 1.5 m s⁻¹ grote overschattingen geeft. Voor windsnelheden > 1.5 m s⁻¹ berekende SLAM 10-15% hogere jaargemiddelde concentraties voor Vredepeel. Verschillen tussen enkele gemeten en berekende dagverlopen zijn voor diverse meetpunten (bovenstaande meetpunten en mobiele metingen) 10-30%. Tevens blijkt uit de mobiele metingen dat de ruimtelijke variatie in de concentraties met SLAM redelijk goed wordt berekend. Enkele grote verschillen tussen gemeten en berekende waarden konden toegeschreven worden aan grote variaties in lokale emissies die niet opgenomen zijn in het emissiebestand.

SLAM is tot nu toe toegepast op een beschrijving van de verspreiding van bronnen van ammoniak. Het is echter goed mogelijk SLAM aan te passen voor het gebruik van ander luchtverontreinigingscomponenten.

Literatuur

- Asman W.H.A., Jaarsveld H.A. van (1990) A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. Bilthoven, The Netherlands: Laboratory of Air Research, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report no. 228471007.
- Asman W.H.A., Pinksterboer E.F., Maas H.F.M., Erisman J.W., Waijers-Ypelaan A., Slanina J., Horst T.W. (1989) Gradients of the ammonia concentration in a nature reserve: model results and measurements. *Atmos. Environ.* 23: 2259-2265.
- Asman W.H.A. (1991) Ammonia emissions in Europe: Updated emissions and emission variations. Bilthoven, The Netherlands: Laboratory of Air Research, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report no. 228471008.
- Barad M.L. (Ed.) (1958) Project Prairie Grass. A Field Program in Diffusion, vol. 1., Geophysics Research Paper no. 59, Geophysics Research Directorate, Air Force Cambridge Research Center.
- Beljaars A.C.M., Holtslag A.A.M. (1990) Description of a software library for the calculation of surface fluxes. *Environmental Software* 5, 60-68.
- Boermans G.M.F., Erisman J.W. (1991) Meetstrategieontwikkeling voor het representativiteitsonderzoek als onderdeel van het additioneel meetprogramma ammoniak; fenomenologie van NH₃ en meetritsimulaties. Bilthoven, The Netherlands: Laboratory of Air Research, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report no. 222105001.
- Boermans G.M.F., Erisman J.W. (1992) Final report on the Additional Programme on Ammonia. Bilthoven, The Netherlands: Laboratory of Air Research, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report no. 222105002.
- DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV (1991) Ammoniakemissie inventarisatie rond het meetpunt Vredepeel. Dossier D1907-81-001
- Doran J.C. and Horst T.W. (1985) An evaluation of Gaussian plume-depletion models with dual-tracer field measurements. *Atmos. Environ.* 10, 99-105.
- Draxler R.R. (1976) Determination of atmospheric diffusion parameters. *Atmos. Environ.* 10: 99-105.
- Erisman J.W. (1988) Vertical distribution of gases and aerosols: the behaviour of ammonia and related components in the lower atmosphere. *Atmos. Environ.* 22: 1153-1160.
- Erisman J.W. (1989) Ammonia emissions in the Netherlands in 1987 and 1988. Bilthoven, The Netherlands: Laboratory of Air Research, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report no. 228471006.
- Erisman J.W., Leeuw F.A.A.M. de, Aalst R. van (1989) Deposition of the most acidifying components in the Netherlands during the period 1980-1986. *Atmos. Environ.* 23: 1051-1062.
- Erisman J.W. (1992) Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Ph.D. Thesis, University of Utrecht, the Netherlands.
- Gryning S.E., Lyck E., Hedegaard K. (1978) Short range diffusion experiments in unstable conditions over inhomogeneous terrain. *Tellus* 30, 329-403
- Gryning S.E., Ulden A.P. van, Larsen S. (1983) Dispersion by a continuous ground-level source investigated by a K-model. *Q. Jl. R. met. Soc.* 109: 355-364.

- Gryning S.E. and Lyck E. (1984) Atmospheric dispersion from elevated sources in an urban area: comparison between tracer experiments and model calculations. *J. Climate appl. Met.* 23, 651-660
- Gryning S.E., Holtslag A.A.M., Irwin J.S., Sivertsen B. (1987) Applied dispersion modelling based on meteorological scaling parameters. *Atmos. Environ.* 21: 79-89.
- Heidemij Adviesbureau (1989) Lokale ammoniakverspreiding in studiegebied Ede. Deelonderzoek t.b.v. Ammoniak-uitvoeringsprogramma (NUP).
- Holtslag A.A.M. en Nieuwstadt F.T.M. (1986) Scaling the atmospheric boundary layer. *Boundary-Layer Met.* 36, 201-209
- Holtslag A.A.M. en van Westrhenen (1989) Diagnostic derivation of boundary layer parameters from the outputs of atmospheric models. KNMI Wetenschappelijke rapporten WR 89-04.
- Horst T.W. (1977) A surface depletion model for deposition from a gaussian plume. *Atmos. Environ.* 11: 41-46.
- Jaarsveld H.A. van, Onderdelinden D. (1992) TREND; an analytical long-term deposition model for multi-scale applications. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), (In preparation).
- Keuken M.P., Wayers-Ijpelaan A., Mols J.J., Otjes R.P., Slanina J. (1989) The determination of ammonia in ambient air by an automated thermodenuder system, *Atmos. Environ.* 23: 2177-2185.
- Nieuwstadt F.T.M. and van Duuren H. (1979) Dispersion experiments with SF₆ from the 213 m high meteorological mast at Cabauw in the Netherlands. In proceedings of the 4th Symposium on Turbulence, Diffusion and Air Pollution, Reno, Nevada, 15-16 January, pp.34-40. AMS, Boston.
- Nieuwstadt F.T.M. 1981 The steady-state height and resistance laws of the nocturnal boundary layer: Theory compared with Cabauw observations. *Boundary-Layer Meteorology* 20, 3-17.
- Pasquill, F en F.B. Smith, 1983, *Atmospheric Diffusion*, 3rd edition, Wiley, London, 437 pp. Scheele M.P. en H. van Dop 1898 Menghoogteberekeningen voor het Europese continent, een vergelijkend onderzoek. KNMI Technische rapporten TR-113.
- Sivertsen B. (1978) Dispersion parameters determined from measurements of wind fluctuations, temperature and wind profiles. In proceedings of the 9th International Technical meeting on Air Pollution Modeling and its application, Toronto, pp. 251-261
- Stull, R.B., 1988, *An introduction to boundary layer meteorology*. Deventer: Kluwer Academic Publishers.
- Taylor G.I. (1921) Diffusion by continuous movements. *Proc. London Math. Soc.* 20, 196-202.
- Ulden A.P. van (1978) Simple estimates for vertical diffusion from sources near the ground. *Atmos. Environ.* 12: 2125-2129.
- Winkel K. de (1988) Ammoniak-emissiefactoren voor de veehouderij. Publikatiereeks Lucht nr. 76, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam, The Netherlands.
- Wilczak, J.M. en M.S. Phillips, 1984, An indirect estimation of convective boundary layer structure for use in routine dispersion models. Proceed. of fourth Joint Conference on Application of Air Pollution Meteorology, 16-19 October 1984, Portland, Oregon. Am. Met. Soc., Boston, Mass.

Appendix A Berekening grenslaaghoogte

In SLAM wordt de grenslaaghoogte, h , berekend om te bepalen of de pluimas gedurende de berekeningen niet buiten het toepassingsgebied raakt i.e. buiten de oppervlaktelaag. Effectief wordt in het model aangehouden dat $\bar{z} < 0.3 h$.

De grenslaaghoogte, h , wordt in onstabiele omstandigheden berekend met een "encroachment" relatie voor de groei van de convectieve menglaag (zie Stull, 1988 voor meer detail). Onder voorwaarde dat de stabiliteit van de laag boven de menglaag, γ , constant blijft in de tijd, kan de groei van de menglaag, dh/dt , beschreven worden met:

$$\frac{dh}{dt} = \frac{H}{h \gamma} \quad \text{B1}$$

waarin H de kinematische warmteflux in mK/s. Voor γ wordt een arbitraire waarde van $5 \cdot 10^{-3}$ K/m aangenomen (Scheele en van Dop, 1989).

De menglaaghoogte wordt per tijdstap berekend uitgaande van vergelijking B1 en de menglaaghoogte van de vorige tijdstap. Bij de start van de menglaaggroei wordt als beginwaarde de stabiele grenslaaghoogte van de vorige tijdstap gebruikt.

In stabiele omstandigheden wordt de grenslaaghoogte berekend met (Nieuwstadt, 1981):

$$h/L = \frac{c_1 u_* / (fL)}{1 + c_2 h/L} \quad \text{B2}$$

waarin f de Coriolis parameter. Voor de constantes worden $c_1=0.15$ en $c_2=0.31$ gebruikt (Holtslag en Westrhenen, 1989).

Appendix B Berekening van de dimensieloze concentratie χ_y/Q
(naar Gryning et al., 1987)

De dimensieloze concentratie uit vergelijking 2.3 is een functie van de gemiddelde pluimhoogte, \bar{z} , de wind op deze pluimhoogte, \bar{u} , de vormparameter s en van de functies A en B. Hier zal in het kort de rekenwijze toegelicht worden.

De gemiddelde pluimhoogte, \bar{z} , kan weergegeven worden door (van Ulden, 1978):
voor $L < 0$

$$x + x_0 = (\bar{z}/\kappa^2) [\ln(c\bar{z}/z_0) - \psi(c\bar{z}/L)] [1 - p a_1 \bar{z}/(4L)]^{-1/2} \quad \text{A1a}$$

voor $L > 0$

$$x - x_0 = (\bar{z}/\kappa^2) [(\ln(c\bar{z}/z_0) - 2b_2 p \bar{z}/(3L)) (1 + b_1 p \bar{z}/(2L)) + (b_1/4 - b_2/6) p \bar{z}/L] \quad \text{A1b}$$

waarin x is de afstand die de pluim heeft afgelegd en x_0 is een integratieconstante waarmee de bronhoogte is te verdisconteren.

De coëfficiënten p en c zijn afhankelijk van s . Om praktische redenen worden vaste waarden genomen nl. $p=1.55$ en $c=0.6$. De constantes a_1 , b_1 en b_2 en de Ψ functies zijn afhankelijk van de keuze van de Φ functies. In onderstaande tabel staan de hier gebruikte functies weergegeven:

$L < 0$	$L > 0$
$\Phi_h(z/L) = (1 - a_1 z/L)^{-1/2}$	$\Phi_h(z/L) = 1 + b_1 z/L$
$\Phi_m(z/L) = (1 - a_2 z/L)^{-1/4}$	$\Phi_m(z/L) = 1 + b_2 z/L$
$\Psi(z/L) = \Phi^{-1} - 1$	$\Psi(z/L) = b_2 z/L$

Hier worden voor de constantes de volgende waarden gebruikt:

$$a_1 = a_2 = 16, b_1 = b_2 = 5.$$

De vormparameter s kan benaderd worden met (Gryning et al., 1983):

voor $L < 0$

$$s = \frac{1 - a_1 c \bar{z}/(2L)}{1 - a_1 c \bar{z}/L} + \frac{(1 - a_2 c \bar{z}/L)^{-1/4}}{\ln(c\bar{z}/z_0) - \psi(c\bar{z}/L)} \quad \text{A2a}$$

voor $L > 0$

$$s = \frac{1 + 2b_1 c \bar{z}/L}{1 + b_1 c \bar{z}/L} + \frac{1 + b_2 c \bar{z}/L}{\ln(c\bar{z}/z_0) - b_2 c \bar{z}/L} \quad \text{A2b}$$

De gemiddelde transportsnelheid van de pluim, \bar{u} , wordt gegeven door (van Ulden, 1978):

voor $L < 0$

$$\bar{u} = (u_* / \kappa) [\ln(c\bar{z}/z_0) - \psi(c\bar{z}/L)] \quad \text{A3a}$$

voor $L > 0$

$$\bar{u} = (u_* / \kappa) [\ln(c\bar{z}/z_0) + b_2 \bar{z}/L] \quad \text{A3b}$$

De functies A en B worden gegeven door (Pasquill en Smith, 1983):

$$A = s \Gamma(2/s) / [\Gamma(1/s)]^2 \quad \text{A4}$$

$$B = \Gamma(2/s) / \Gamma(1/s) \quad \text{A5}$$

waarin Γ de gamma functie.

Om het dimensieloze concentratie profiel te berekenen dienen als invoerparameters z_0 , L en u_* gegeven te zijn.

De volgende rekenwijze dient gevolgd te worden:

x_0 wordt berekend met vgl. A1 door $\bar{z} = z_{br}$ op $x=0$ (voor een oppervlaktebron is dit dus $x_0=0$);

nu kan \bar{z} iteratief bepaald worden uit vgl. A1 voor elke afstand x ;

met \bar{z} worden s en \bar{u} berekend m.b.v vgl. A2 en A3 respectievelijk;

A en B worden met vgl. A4 en A5 uitgerekend;

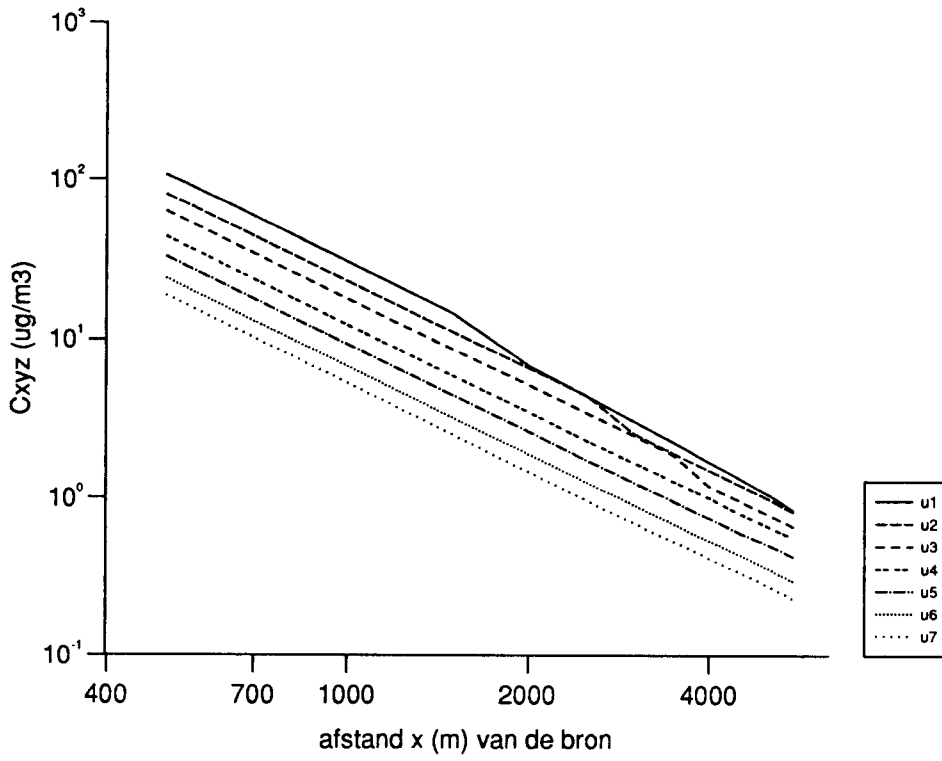
nu kan op elke hoogte z de concentratie met vgl. 2.3 berekend worden.

Appendix C Gevoeligheidsanalyse voor SLAM

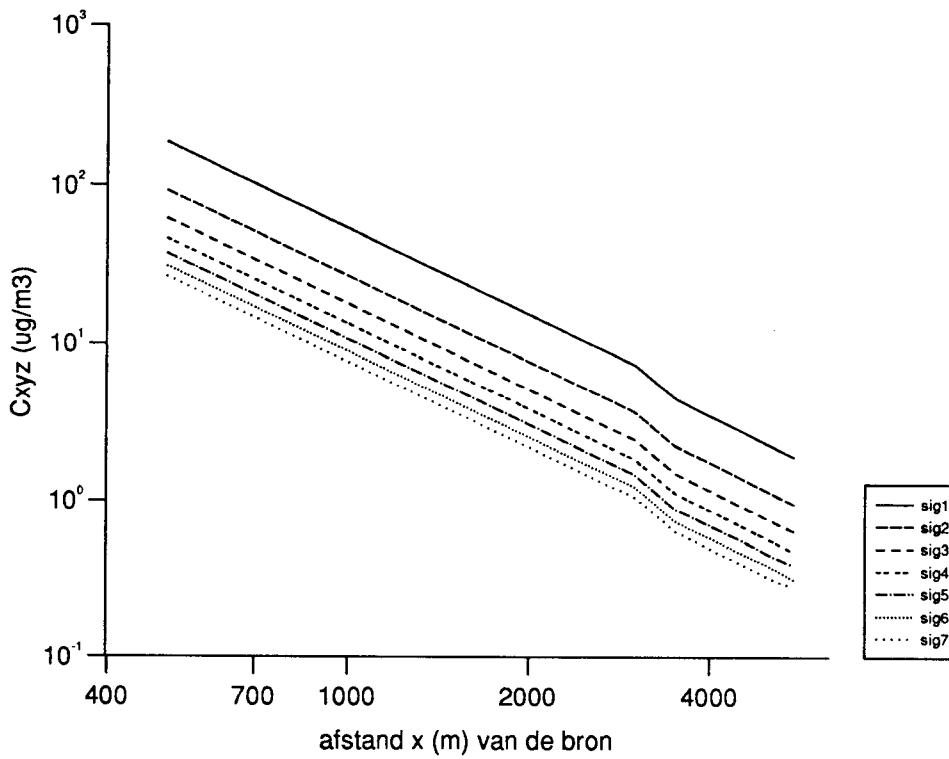
Deze gevoeligheidsanalyse van SLAM is uitgevoerd door modelparameters te laten variëren tussen realistisch geachte minimum en maximum waarden met constant houding van de overige parameters. De variatie in modeluitkomsten - concentratieverloop als functie van de afstand - zijn grafisch gepresenteerd. Voor de analyse is de gevoeligheid van de volgende parameters onderzocht: windsnelheid (u), de standaardafwijking van de windrichting van het laatste uur (σ_θ ; sig, hier in graden), de globale straling (Q_{gl}), de temperatuur (T), de ruwheidslengte (z_o), de bronhoogte (z_{br}), de hoogte van het te berekenen concentratieveld (z_{con}) en de combinatie van depositiesnelheid (v_d) en omzettingssnelheid (k_t). Voor de standaard modelinvoer zijn de volgende waarden gebruikt: $u=5 \text{ m.s}^{-1}$, $\sigma_\theta=15^\circ$, $Q_{gl}=300 \text{ W.m}^{-2}$, $T=10^\circ\text{C}$, $z_o=0.15 \text{ m}$, $z_{br}=2 \text{ m}$, $z_{con}=2 \text{ m}$, $v_d=0.012 \text{ m.s}^{-1}$, $k_t=8 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$. De berekeningen zijn uitgevoerd voor een puntbron. In Tabel C1 staan de gekozen variaties voor de parameters vermeld. In Figuren C1-C8 zijn de resultaten van de berekeningen weergegeven. Om een beter overzicht te verkrijgen is een dubbele logarithmische schaal gebruikt in de figuren. De nummering in de legenda's van de figuren komt overeen met de gebruikte nummering in de tabel. Voor elke parameter zijn zeven modelruns uitgevoerd.

Tabel C.1 Gekozen variaties (7 runs) van de verschillende parameters van SLAM voor de berekeningen van de gevoeligheidsanalyse.

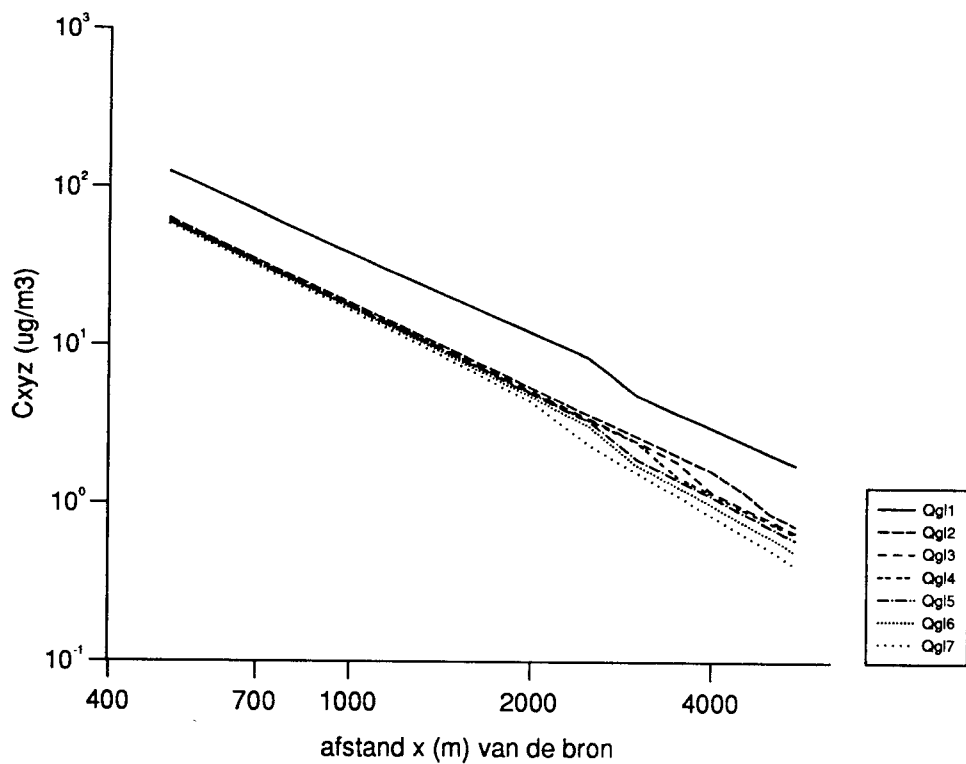
runnummer	u	σ_θ	Q_{gl}	T	z_o	z_{br}	z_{con}	v_d	$k_t \cdot 10^{-5}$
1	3	5	0	-20	0.01	0	0	0.0	0
2	4	10	100	-10	0.05	5	5	0.005	3
3	5	15	200	0	0.10	10	10	0.010	6
4	7	20	300	10	0.15	15	15	0.015	9
5	9	25	400	20	0.20	20	25	0.020	12
6	12	30	600	30	0.25	25	40	0.025	15
7	15	35	800	40	0.30	30	60	0.030	18



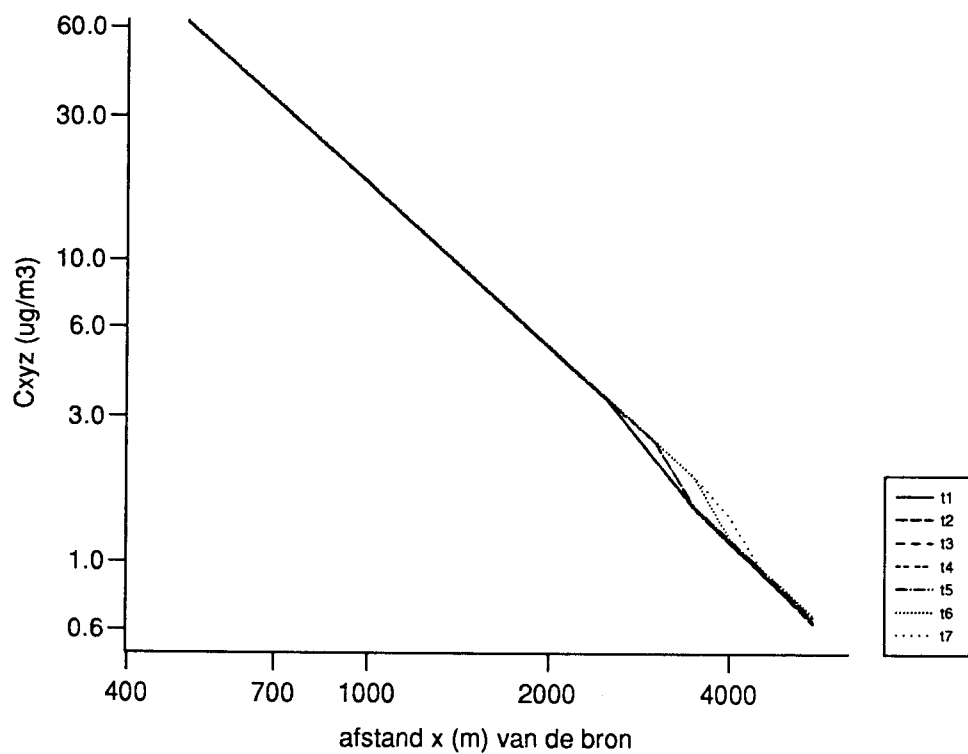
Figuur C.1 Gevoeligheidsanalyse voor windsnelheid (u in $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).



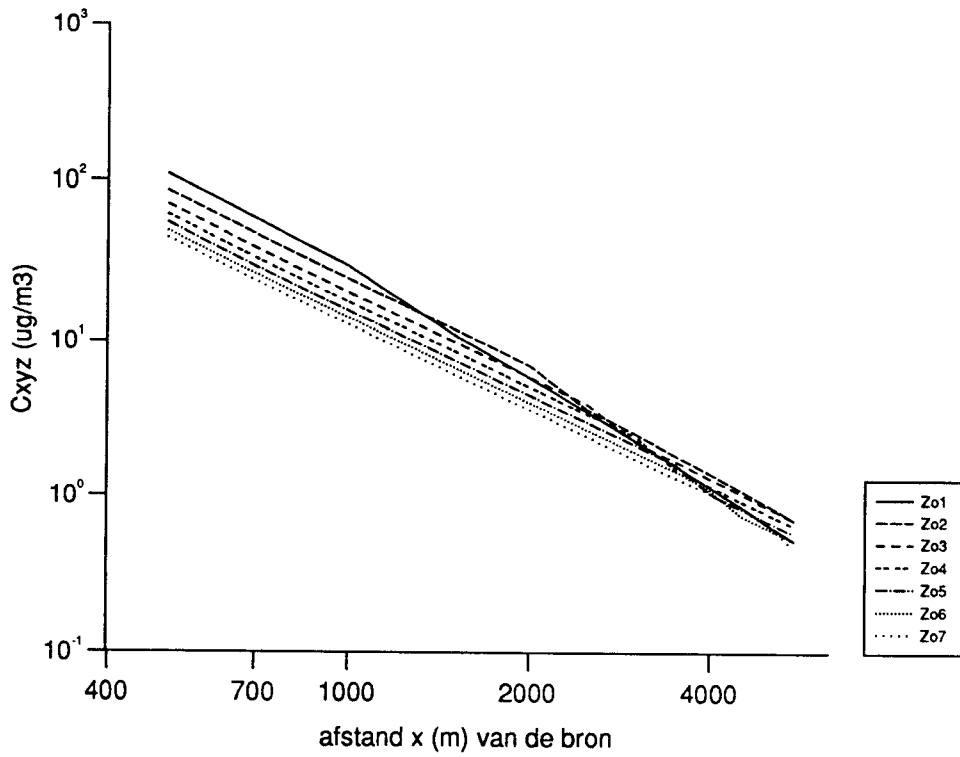
Figuur C.2 Gevoeligheidsanalyse voor σ_θ .



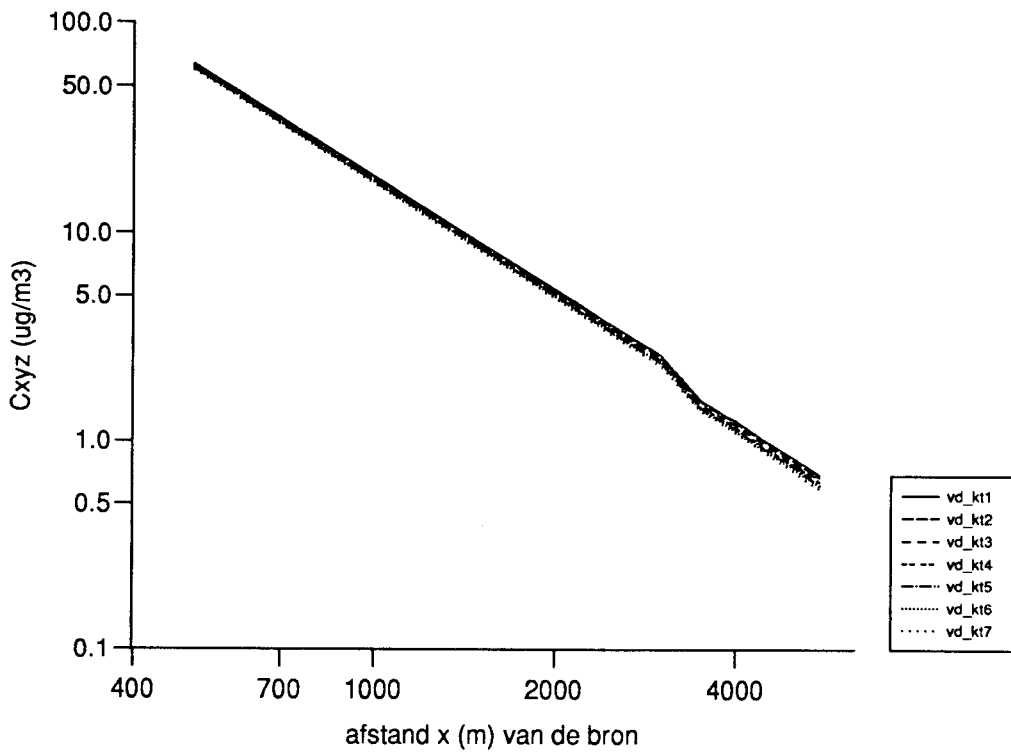
Figuur C.3 Gevoeligheidsanalyse voor globale straling (Q_{gl} in $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$).



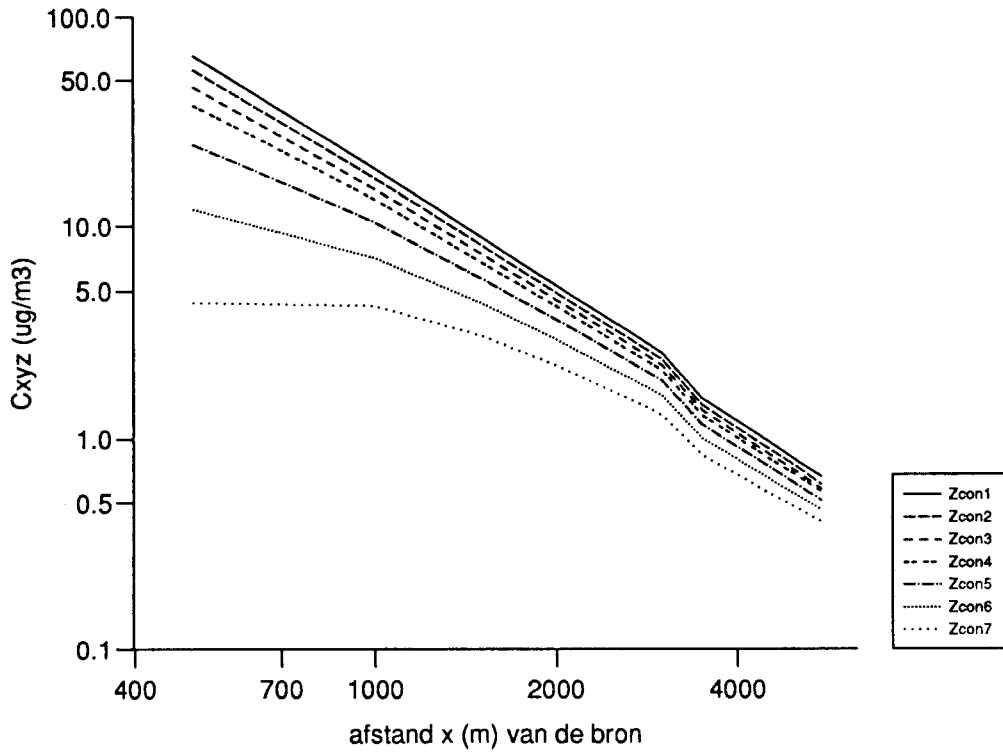
Figuur C.4 Gevoeligheidsanalyse voor temperatuur (T in $^{\circ}\text{C}$).



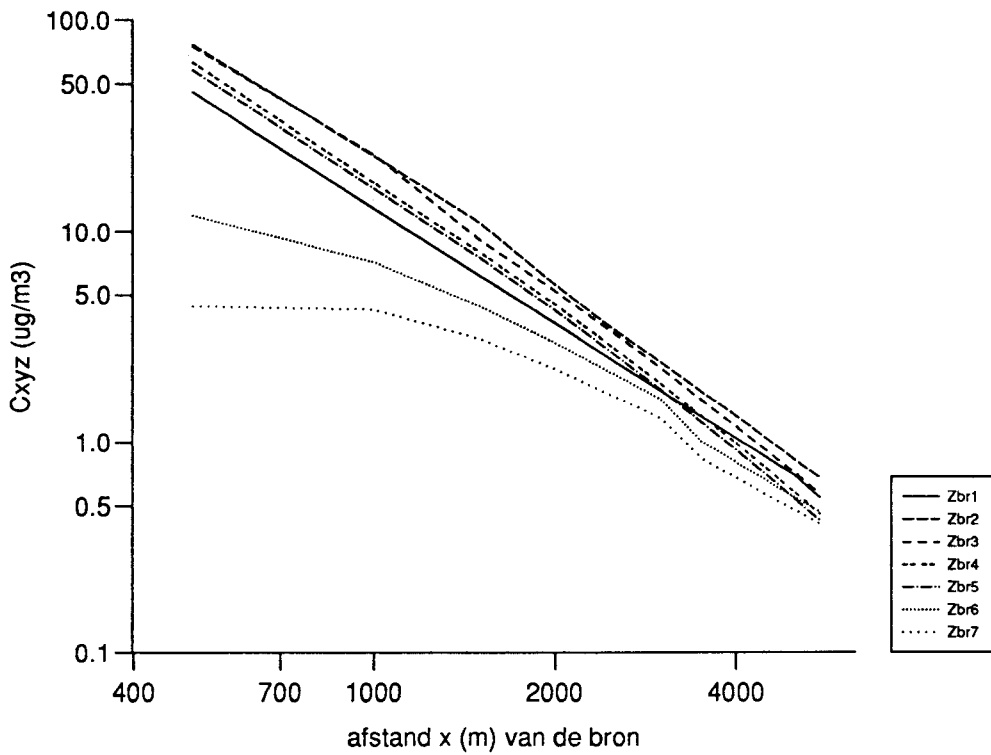
Figuur C.5 Gevoeligheidsanalyse voor de ruwheidslengte (z_0 in m).



Figuur C.6 Gevoeligheidsanalyse voor depositiesnelheid (V_d in $m.s^{-1}$) en omzettingssnelheid (k_t in s^{-1}).



Figuur C.7 Gevoeligheidsanalyse voor de hoogte van de berekende concentratie (z_{con} in m).



Figuur C.8 Gevoeligheidsanalyse voor de hoogte van de bron (z_{br} in m).

Appendix D Praktische handleiding voor het gebruik van SLAM

SLAM is een computerprogramma geschreven in de taal FORTRAN 77 en is geïnstalleerd op het systeem evelyn (HP 9000). Het programma is operationeel onder de directory /users4/aps/joris/slam/. Als input moet eerste een file aangemaakt worden met het programma METEO.F hiervoor dient de datum (jj mm dd uu), het aantal uren en de lokatie worden opgegeven. Het programma genereert vervolgens een meteo-file (*.slm) met uurlijkse waarden voor de windsnelheid, de windrichting en de standaardafwijking hiervan voor het laatste uur, de temperatuur en de globale straling. De gegevens worden opgezocht uit de database. De file *.slm dient vervolgens als input voor SLAM en wordt opgeslagen onder het directory /users4/aps/joris/slam/slin/. Voor het runnen van SLAM moeten de volgende vragen beantwoord worden om het model van de juiste input te voorzien. De cursief gedrukte tekst verschijnt bij het runnen van SLAM op het beeldscherm.

Als eerste informatie ter karakterisering van het gewenste receptor-grid.

geef x en y coördinaten van het gridcentrum (m)

aantal grids in x en y richting

geef lengte van een grid (m)

De waarden moeten volgens het Amersfoortse coördinatensysteem ingevoerd worden. Het maximaal aantal grids is 75 x 75. Vervolgens dienen de waarden voor de hoogte van de bron (*z-br*), de hoogte voor het berekenen van de concentratie (*z_con*) en de waarde voor z_0 ingevoerd te worden.

geef de hoogte van de bron(nen) (m)

geef de hoogte z voor het berekenen van de concentratie (m)

geef de waarde van z-nul (m)

De naam van de gewenste meteo-file (*.slm) zoals is aangemaakt met het programma METEO.F

geef naam meteo-inputfile (*.slm)

(file met ws,wd,sigwd,temp,qgl)

De lokatiekeuze moet gemaakt worden voor een juiste koppeling met de file met berekende achtergrondconcentraties (berekend met TREND) en met de file met de coördinaten van de extra receptorpunten (punten representativiteitsonderzoek). Deze files zijn alleen aangemaakt voor de gebieden Vredepeel en Lunteren. Voor andere lokaties dienen deze files aangemaakt te worden en het model SLAM aangepast.

geef de lokatie voor de berekening

0=Vredepeel

1=Lunteren

De emissies moeten opgegeven worden met de gewenste naam voor de emissiefile. Voor Vredepeel en Lunteren zijn emissiefiles aanwezig onder het directory /users4/aps/joris/slam/slin/. Voor Vredepeel is dit de file emvrtot91nh3 en voor Lunteren de

file emedtot91nh3.

geef naam emissiefile

Als volgende wordt gevraagd of berekeningen moeten worden gemaakt (per uur) voor de extra receptorpunten zoals zijn vastgelegd in de files *.slr in de directory /users4/aps/joris/model/slin/.

**berekenen concentraties voor extra receptorpunten
ja=0, nee=1**

Bij de laatste twee vragen moeten de namen worden opgegeven voor de output files.

**geef naam listfile voor output programma (*.sll)
geef naam plotfile voor plotprogramma (*.slp)**

De file *.sll is een "list"-file met informatie over de model in en output, file administratie, een overzicht van de meteo-condities, een veld van de berekende gemiddelde gridconcentraties en een overzicht van de berekende uurgemiddelde concentraties voor de extra receptorpunten (indien opgegeven). De file *.slp is een plot-file met een concentratieveld voor het gekozen receptorgrid. De file is in APS_plotformat weggeschreven zodat met het programma EUPLOT (of een ander presentatieprogramma zoals UNIGRAPH) grijstintplaatjes gemaakt kunnen worden.