



UNIVERSITEIT
GENT

FACULTEIT LANDBOUWKUNDIGE
EN TOEGEPASTE BIOLOGISCHE WETENSCHAPPEN

Academiejaar 1998 - 1999

Atmosferische dispersiemodellering bij inversie,
lage windsnelheden en lage bronhoogtes

Timothy VAN RENTERGHEM

Promotor : Prof. dr. ir. H. Van Langenhove

Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van
BIO-INGENIEUR IN DE MILIEUTECHNOLOGIE

AUTEURSRECHT

De auteur en de promotor geven de toelating dit afstudeerwerk voor consultatie beschikbaar te stellen en delen ervan te kopiëren voor persoonlijk gebruik. Elk ander gebruik valt onder de beperkingen van het auteursrecht, in het bijzonder met betrekking tot de verplichting uitdrukkelijk de bron te vermelden bij het aanhalen van resultaten uit dit afstudeerwerk.

The author and the promotor give the permission to use this thesis for consultation and to copy parts of it for personal use. Every other use is subject to the copyright laws, more specifically the source must be extensively specified when using results from thesis.

Gent, mei 1999

De promotor,

De auteur,

Prof. dr. ir. H. Van Langenhove

Timothy Van Renterghem

WOORD VOORAF

In de eerste plaats wil ik mijn promotor, Prof. dr. ir. H. Van Langenhove, van harte bedanken. Ondanks zijn druk werkschema was ik er steeds welkom. Zijn heldere kijk op de materie stuurde dit eindwerk in de goede richting. Tevens dient vermeld dat de professor ook interessante aanwijzingen gaf in verband met mijn verdere loopbaan.

Ook dient mijn begeleider ir. G. Van Broeck bedankt. Hij was een echte hulp bij het opzoeken van literatuur. Ook kwam zijn ervaring in verband met de meer praktische kant van het behandelde onderwerp van pas.

Een groot deel van mijn dank gaat ook uit naar de lezers van mijn thesis (mijn vriendin, Maaiken en mijn vader, Rudy) omdat ze zich de moeite hebben getroost zich in te lezen/leven in het onderwerp, ondanks hun niet-wetenschappelijke achtergrond. Hun strijd tegen zteduiveltjes, verkeerde spat i ër ing, verg.eten en te veel gezette puntjes en nog veel meer, zorgde mede voor de kwaliteit van dit werk.

Het is misschien een cliché, maar daarom niet minder waar : iedereen die mij gedurende deze 5 jaar durende studies heeft geholpen, gesteund of gewoon maar interesse heeft getoond, staat hier in dit voorwoord op zijn plaats. Ik denk hierbij aan mijn ouders, vrienden, medestudenten en al de mensen die ik nog zou vergeten zijn.

ABSTRACT

In this work, some special situations concerning dispersion modeling are treated. In Flanders, for regulatory purposes (VLAREM II), the dispersion parameters of Bultynck/Malet for use in the bigaussian formula, are considered as "best practical means". These parameters are not formulated and not validated for low emission heights, for low wind speeds and at small distances from the source. The greatest odour problems occur nevertheless under these situations, together with the incidence of an inversion layer at small heights.

A literature study has been made, and some models are validated by 2 tracer tests. The first one, the Prairie Grass database, is interesting to validate models for low source heights (under normal wind speeds), close to the source (< 1 km). The measurements performed by INEL, can be used to check predictions of concentrations under conditions of low wind speed, and also for low sources.

For low emission heights, at small distances from the source, some Pasquill - based dispersion parameters exist to use in the bigaussian formula. Good results may be obtained. With the Bultynck/Malet parameters, a great underestimation occurs.

The main problem with low wind speeds (< 2 m.s⁻¹), for the prediction of hourly mean concentrations, is the great variation in wind direction. Two dispersion formulas are found which take into account this phenomenon by using the standard deviation on the wind direction (Cirillo & Poli and INEL). They give better results, and are also useful under higher wind speeds, because meandering still can take place.

The use of the "split-sigma" - system provides amelioration for the dispersion parameters, not adapted to low wind speeds. Under these conditions, vertical stability usually goes together with horizontal instability. This way, good predictions with only one Pasquill - stability class can't be made. The vertical temperature profile can be used to get the vertical Pasquill - class. The standard deviation is useful to classify the horizontal stability.

A formula, obtained by solving the diffusion-advection equation with also taking into account the diffusion in the wind direction, only gives slightly better predictions when the wind is extreme variable.

A formula for modeling concentrations when there's an inversion layer at small heights, by placing a number of virtual sources, has been found. The assumption of complete reflection on the bottom of the layer, is made. Because of the lack of experimental data concerning this critical problem, a static and dynamic simulation is performed. The concentrations without an inversion layer have to be multiplied by 2 or 3, when the inversion height reaches the geometric source height. The effect of a rising inversion layer becomes quickly very small.

A grid based, hour-to-hour-model has been written, based on 10-minute measurements of the wind speed, wind direction and temperature profile. Inversion heights are determined 2 times a day. The purpose of this program is to visualise the areas where only a chosen percentage of the time a certain concentration is exceeded.

SAMENVATTING

In deze ingenieursthesis werden enkele speciale gevallen in verband met atmosferische dispersiemodellering behandeld. In Vlaanderen wordt bij vergunningverlening (VLAREM II) het klassiek bigaussiaans model met de dispersieparameters van Bultynck & Malet aangeraden. Deze formules zijn niet opgesteld en niet gevalideerd bij lage bronhoogtes, bij lage windsnelheden en op beperkte afstand van de bron. Het is echter onder deze omstandigheden, samen met het voorkomen van een inversielaag op beperkte hoogte, dat de meeste geuroverlast optreedt.

Op basis van een literatuurstudie werden enkele dispersieparameters gevalideerd, voor gebruik in het bigaussiaans model. De Prairie Grass testgegevens gaven een idee over de performantie van deze modellen bij lage bronnen (bij normale windsnelheden). De concentratiemetingen uitgevoerd door INEL zijn toegespitst op zeer lage windsnelheden ($< 2 \text{ m.s}^{-1}$), tevens ook voor lage bronnen. Voor beiden zijn metingen beschikbaar op korte afstand ($< 1 \text{ km}$).

Voor de lage emissiehoogtes, op kort afstand van de bron, werden enkele Pasquill - gebaseerde dispersieparameters gevonden, die goede resultaten gaven. Via de Bultynck - Malet parameters werd een sterke onderschatting gevonden.

Het grote probleem bij lage windsnelheden, voor wat betreft uurgemiddelde concentratieberekeningen, is de (sterk) variabele windrichting. Twee dispersieformules werden gevonden die rekening houden met dit fenomeen, door middel van de standaardafwijking op de windrichtingshoek (Cirillo & Poli en INEL). Deze zijn ook bruikbaar bij windsnelheden groter dan 2 m.s^{-1} , daar meandering van de rookpluim ook nog (beperkt) voorkomt.

Het "split-sigma" - systeem levert voor de dispersieformules, niet aangepast voor lage windsnelheden, reeds een verbetering. Bij lage windsnelheden gaat verticale stabiliteit veelal gepaard met horizontale onstabiele. Het is dus niet mogelijk op basis van 1 Pasquill - klasse de atmosferestabiliteit adequaat te karakteriseren. Het verticaal temperatuurprofiel kan gebruikt worden voor de bepaling van de verticale Pasquill - klasse. Op basis van de standaardafwijking op de windrichtingshoek kan de horizontale stabiliteit geklassificeerd worden.

Sharan et al. hebben de diffusie-advectievergelijking opgelost, rekening houdende met de diffusie in de windrichting. Slechts bij een zeer variabele windrichting levert deze formule enigszins verbetering.

Concentratievoorspelling bij het voorkomen van een inversielaag op beperkte hoogte kunnen gebeuren door het plaatsen van een aantal virtuele bronnen. Op deze manier kan de (volledige) reflectie op deze laag gemodelleerd worden. Uit een simulatie bleek dat een maximale verhoging van de concentraties met een factor 2 à 3 kan optreden. Dit gebeurt wanneer de bronmond zich net onder de onderzijde van de inversielaag bevindt. Bij een stijgende inversielaag neemt de invloed snel af.

Een grid-based uur-voor-uur model werd geschreven, gebaseerd op 10-minuutsgegevens voor wat betreft de windsnelheid, de windrichting en het temperatuurprofiel. Inversiehoogtes worden ook gebruikt, op basis van twee-dagelijkse metingen. Via dit programma kunnen de gebieden gevisualiseerd worden waar gedurende een zekere tijd een gekozen concentratie overschreden wordt (= percentielgebieden).

INHOUDSOPGAVE

GEBRUIKTE SYMBOLEN	
INLEIDING	
DEEL 1: LITERATUURSTUDIE	
1.1. Verdunning van pollutanten in de atmosfeer.....	
1.2. Atmosfeerstabieleit gedurende een geïdealiseerde 24-urencyclus.....	
1.3. Afleiding van de diffusie-advectievergelijking.....	
1.4. Afleiding van het bigaussiaans model.....	
1.5. Indeling van de atmosfeerstabieleit : praktisch.....	
1.5.1. Bultynck/Malet - classificatiesysteem.....	
1.5.2. Pasquill - classificatiesysteem.....	
1.5.3. Overeenkomst tussen Pasquill - en Bultynck/Malet - klassen....	
1.6. Dispersieparameters gebruikt in bigaussiaans model.....	
1.6.1. Dispersieparameters op basis van de Bultynck/Malet - klassen..	
1.6.2. Dispersieparameters op basis van de Pasquill - klassen.....	
1.6.2.1. Pasquill/Gifford.....	
1.6.2.2. Briggs.....	
1.6.2.3. Smith.....	
1.6.2.4. Chen.....	
1.7. Pluimstijging.....	
1.8. Windsnelheid.....	
1.9. Ruwheidslengte.....	
1.10. Speciale gevallen.....	
1.10.1. Lage windsnelheden.....	
1.10.1.1. Algemeen.....	
1.10.1.2. Modellen voor lage windsnelheden.....	
1.10.1.2.1. Volledige oplossing diffusie-advectievergelijking.....	
1.10.1.2.2. Andere benadering van de diffusiecoëfficiënten.....	

1.10.1.2.3. Puff modellen.....	
• Doury.....	
• Cirillo & Poli.....	
1.10.1.2.4. Draxler.....	
1.10.1.2.5. Via gebruik van het bigaussiaans model met aangepaste dispersieparameters.....	
• INEL.....	
• Cirillo & Poli.....	
• Correctiefactoren voor de Pasquill/Gifford - curves.....	
1.10.2. Inversie.....	
DOELSTELLING.....	
DEEL 2 : VALIDATIESTUDIE.....	
2.1. Prairie Grass dataset.....	
2.1.1. Inleiding.....	
2.1.2. Validatie.....	
2.1.2.1. Resultaten.....	
2.1.2.2. Bespreking.....	
2.1.3. Besluit.....	
2.2. INEL dataset.....	
2.2.1. Inleiding.....	
2.2.2. Algemene opmerkingen.....	
2.2.3. Validatie.....	
2.2.3.1. Visuele voorstelling.....	
2.2.3.2. Controle massabalans.....	
2.2.3.3. Statistische toetsen.....	
2.2.4. Besluit.....	
DEEL 3 : SIMULATIE INVERSIELAAG OP BEPERKTE HOOGTE...	
3.1. Statische simulatie.....	
3.2. Dynamische simulatie.....	

DEEL 4 : COMPUTERMODELLEN.....

4.1. Langetermijn verspreidingsmodel.....

4.1.1. Grid.....

4.1.2. Meteogegevens.....

4.1.3. Invoergegevens.....

4.1.4. Percentielberekeningen.....

4.1.5. Uitvoer.....

4.1.6. Schema.....

4.2. Kortetermijn verspreidingsmodel.....

4.3. Voorbeeld.....

BESLUIT.....

LITERATUURLIJST.....

BIJLAGEN.....

BIJLAGE I : Computerprogramma's.....

BIJLAGE II : Meteogegevens 1997 en 1996.....

BIJLAGE III : Resultaten validatiestudie : Prairie Grass.....

BIJLAGE IV : Resultaten validatiestudie : INEL (statistisch).....

BIJLAGE V : Resultaten validatiestudie : INEL (visueel).....

GEBRUIKTE SYMBOLEN

c_p	=	soortelijke warmte van een gas bij constante druk
D	=	diameter aan bronmond
H_{eff}	=	effectieve bronhoogte
H_g	=	geometrische bronhoogte
H_i	=	hoogte van de onderzijde van een inversielaag = inversiehoogte
K	=	diffusiecoëfficiënt
Q	=	massa-emissiedebiet = bronterm
Q_w	=	warmtestroom
T	=	werkelijke temperatuur
t_t	=	transfertijd tussen bron en receptor
u^*	=	wrijvingssnelheid
u_{Heff}	=	windsnelheid op effectieve bronhoogte
u_{Hg}	=	windsnelheid op geometrische bronhoogte
u_z	=	windsnelheid op z m hoogte
V_0	=	volume-emissie debiet
v_e	=	emissiesnelheid aan de bronmond
Z_0	=	ruwheidslengte
Δh	=	pluimstijgingshoogte
Γ_d	=	droog adiabatisch temperatuurverval
Γ_n	=	nat adiabatisch temperatuurverval
Θ	=	potentiële temperatuur
α	=	reflectiecoëfficiënt op de grond
σ_u	=	standaardafwijking op de turbulentiesnelheid fluctuaties in de windrichtingsas
σ_v	=	standaardafwijking op de laterale turbulentiesnelheid fluctuatie
σ_w	=	standaardafwijking op de verticale turbulentiesnelheid fluctuatie
σ_x	=	dispersiecoëfficiënt in de windrichting
σ_y	=	laterale dispersiecoëfficiënt
σ_z	=	verticale dispersiecoëfficiënt
σ_θ	=	standaardafwijking op de horizontale windrichtingshoek

INLEIDING

Bij vergunningverlening in Vlaanderen, volgens het Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (VLAREM II), wordt het gebruik van het klassiek bigaussiaans model, samen met de dispersieparameters van Bultynck/Malet, aangeraden inzake verspreidingsberekeningen. Het veelgebruikte IFDM (Immissie Frequentie Distributie Model), ontwikkeld door de VITO, is gebaseerd op deze formules.

De parameters beschreven door Bultynck & Malet hebben echter enkele belangrijke beperkingen. De formules zijn opgesteld door het SCK (Studiecentrum voor Kernenergie te Mol) eind jaren '60 om de gevolgen van de verspreiding van radioactieve lozingen te kunnen inschatten.

Het is van belang te onderstrepen dat de ontwikkeling en validatie van deze formules gebeurden voor een (hoge) schoorsteen van 69 m, bij frequent optredende (en dus niet bij extreem lage) windsnelheden. Dit impliceert enkele belangrijke beperkingen.

Volgende situaties kunnen niet adequaat behandeld worden :

- lage emissiehoogten
- lage windsnelheden ($< 2 \text{ m.s}^{-1}$)
- berekening van concentraties dicht bij de bron : receptorplaatsen op minder dan 100 m van de bron kwamen niet in aanmerking voor validatie wegens irrelevant voor de beschouwde bronhoogte

Het VLAREM II vermeldt dan ook dat "onder omstandigheden van zwakke wind" geen berekeningen kunnen gemaakt worden. De andere beperkingen worden niet vermeld.

Het is echter in deze situaties, samen met het voorkomen van een inversielaag op beperkte hoogte, dat de grootste geurproblemen optreden. Een adequate modellering onder deze probleemsituaties, verdient dus de aandacht.

Het doel van deze scriptie is het ontwikkelen van een langetermijn en kortetermijn atmosferisch verspreidingsmodel, bruikbaar voor alle meteotoestanden en bronhoogtes. Een grid-based model werd geschreven in FORTRAN, de grafische verwerking gebeurde in QBASIC.

Enkele in de literatuur gevonden modellen voor lage bronhoogtes en lage windsnelheden werden gevalideerd, op basis van 2 reeksen meetgegevens, en nadien gebruikt in het model.

Om het effect van een inversielaag op beperkte hoogte na te gaan, werden enkele simulaties uitgevoerd.

1.1. VERDUNNING VAN POLLUENTEN IN DE ATMOSFEER

Na het verlaten van de bron worden de polluenten verdund in de atmosfeer. Een deel van de geëmitteerde stof kan ook verdwijnen uit de atmosfeer door allerlei processen als bezinking, chemische en fotochemische reacties, uitwassen door neerslag en andere. Van groter belang echter voor de dispersie zijn diffusie en turbulenties.

Moleculaire diffusie zal steeds een uniformisatie van de concentratie van een bepaalde stof teweegbrengen. Vanuit plaatsen met hoge concentraties ontstaat een netto stroom naar gebieden met een lagere concentratie.

Turbulenties kunnen gedefinieerd worden als continue, 3-dimensionele veranderingen in windrichting en windsnelheid door mechanische en thermische factoren.

De **mechanische** oorzaak van turbulenties is toe te schrijven aan de wind. Bij een drukgradiënt tussen 2 plaatsen in de atmosfeer ontstaat een luchtbeweging, en dit steeds naar de plaats van lage druk toe. Het voorkomen van een algemene luchtcirculatie op aarde is het gevolg van stijgende luchtmassa's aan de evenaar en dalende luchtstromen ter hoogte van de polen. Dit resulteert in de zogenaamde geostrofische wind, heersend op ongeveer 1 km boven het aardoppervlak. Locale invloeden zoals het voorkomen van oceanen, convectiestromen, de Corioliskracht en wrijving van de luchtlagen met het oneffen aardoppervlak zorgen voor intermediaire stromen. Deze superponeren zich op de algemene luchtcirculatie en veroorzaken op deze manier turbulenties.

Turbulenties worden ook veroorzaakt door **temperatuurverschillen**. Om dit effect verder te bekijken, wordt de atmosfeer benaderd als een thermodynamisch systeem. De snelheid van energie-uitwisseling is beperkend, met als gevolg dat er geen temperatuuregalisatie plaatsvindt en er een verticaal temperatuurprofiel voorkomt.

Een luchtbel wordt beschouwd. Het stijgen of dalen van een luchtbel in de omgeving kan gezien worden als een adiabatistische toestandsverandering. De warmte-uitwisseling door convectie, conductie en straling doorheen het scheidingsvlak bel/omgevingslucht is verwaarloosbaar. Elke temperatuurverandering kan aldus toegeschreven worden aan compressie of expansie van de lucht in de bel.

Rekening houdend met de ideale gaswet en de energiebehoudswet, kan de adiabatistische verticale temperatuurgradiënt uitgedrukt worden door de volgende relatie:

$$\frac{\Delta T}{\Delta z} = -\frac{g}{c_p} \quad (1.1)$$

met $g = \text{valversnelling} = 9.81 \text{ m.s}^{-2}$
 $c_p = \text{soortelijke warmte van lucht bij constante druk} = 1.003 \text{ J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$

Voor droge lucht geeft (1.1) :

$$\frac{\Delta T}{\Delta z} = \Gamma_d = -9.86^\circ\text{C} \cdot \text{km}^{-1} \approx -10^\circ\text{C} \cdot \text{km}^{-1} \quad (1.2)$$

Het minteken wijst op een daling van de adiabatische temperatuur met de hoogte. Wanneer de lucht in de bel nu ook een bepaalde vochtigheid heeft, zal deze temperatuurdaling met de hoogte getemperd worden. Door afkoeling zal bij een bepaalde temperatuur de waterdampdruk in de bel gelijk zijn aan de evenwichtsdampdruk van water. Het dauwpunt is op dat ogenblik bereikt. Indien voldoende condensatiekernen (aërosolen) aanwezig zijn in de bel, treedt condensatie op met het vrijkomen van de condensatiewarmte. Het nat adiabatisch verval is dus kleiner dan het droog adiabatisch verval ($\Gamma_n < \Gamma_d$) en bedraagt ongeveer -4°C.km^{-1} .

De **potentiële temperatuur** (= Θ) van een droge luchtbel wordt gedefinieerd als de temperatuur die zou bereikt worden wanneer dit luchtvolume adiabatisch naar het niveau van 10^5 Pa gebracht wordt. Dit drukk niveau komt overeen met het aardoppervlak.

$$\Theta = T + \Gamma_d \cdot z \quad (1.3)$$

met $T = \text{werkelijke temperatuur op de hoogte } z$
 $z = \text{hoogte boven het } 10^5 \text{ Pa vlak}$

Na afleiding naar de hoogte van (1.3) vinden we een verband tussen de werkelijke en de potentiële temperatuurgradiënt. Wanneer we deze 2 gradiënten met elkaar vergelijken, kunnen **3 atmosferestabiliteitstoestanden** onderscheiden worden :

- **STABIEL** : $\frac{d\Theta}{dz} > 0$ of $\frac{dT}{dz} > \Gamma_d$

De werkelijke temperatuurgradiënt is in dit geval groter dan het droogadiabatische temperatuurverval. Een dergelijk **subadiabatische** toestand werkt elke verdere verplaatsing van een luchtpakketje tegen.

Als een luchtbel omhoog wordt verplaatst door een mechanische invloed, wordt de lucht in de bel zwaarder dan de omgeving vanwege zijn lagere temperatuur, en zal het luchtpakketje terugvallen naar zijn begintoestand. Bij een neerwaartse beweging is de luchtbel lichter en zal terug stijgen.

Een extreem geval van stabiliteit is (temperatuur-) **inversie**. De werkelijke temperatuur-gradiënt is nu positief : de temperatuur stijgt met de hoogte. De zone waarin zich een dergelijke toestand voordoet wordt een inversielaag genoemd. Dit heeft belangrijke consequenties naar atmosferische dispersie toe.

- **NEUTRAAL** : $\frac{d\Theta}{dz} = 0$ of $\frac{dT}{dz} = \Gamma_d$

Een verplaatste luchtbel zal steeds op de nieuwe hoogte blijven hangen, daar steeds dezelfde temperatuur geldt als de omgevingstemperatuur en er zodoende geen dichtheidsverschillen zijn.

- **ONSTABIEL** : $\frac{d\Theta}{dz} < 0$ of $\frac{dT}{dz} < \Gamma_d$

In een **subadiabatische** toestand wordt de verplaatsing van een luchtpakketje steeds bevorderd. Een stijgende luchtbel komt in een koudere omgevingslucht terecht, waardoor de bel blijft stijgen. Een dalende luchtbel zal zwaarder blijven, en de neerwaartse beweging gaat verder.

1.2. ATMOSFEERSTABILITEIT GEDURENDE EEN GEÏDEALISEERDE 24-URENCYCLUS

Het temperatuurprofiel gedurende 1 volledige dag kent een volgend, geïdealiseerd verloop. Tevens wordt in dit hoofdstuk de link gelegd tussen stabiliteit en geuroverlast.

's Nachts vinden we vaak een stabiele atmosfeer (en inversie) terug (zie Fig. 1.1, 's nachts). Bij lage bronhoogtes zal de weinig dispergerende rookpluim geconcentreerd de grond bereiken en voor overlast zorgen.

Na zonsopgang stijgt de temperatuur aan de grond meestal vlugger dan de temperatuur van de luchtlagen. Het aardoppervlak heeft immers een grotere warmtecapaciteit dan de lucht. De bodemeigenschappen en de aanwezige begroeiing spelen hierbij een belangrijke rol. De opgewarmde grond zal op zijn beurt warmte afgeven aan de onderste luchtlagen, zodat die een hogere temperatuur krijgen dan de bovenliggende lagen.

Op deze manier start op geringe hoogte boven de grond een inversielaag (= inversiehoogte). Bovendien is vlak boven de grond de lucht onstabiel (zie Fig. 1.1, 's morgens). Een bronhoogte gesitueerd onder de inversielaag levert een zeer nefaste situatie naar geurhinder toe, hoofdzakelijk dicht bij, maar ook verder van de bron. De onderzijde van de inversielaag zal fungeren als een ondoordringbaar vlak voor de pollutanten : slechts een zeer beperkt deel van de troposfeer is dus beschikbaar voor geurverdunding.

In de loop van de dag zal de onderzijde van de inversielaag zich naar boven toe verplaatsen, en worden de onderste luchtlagen onstabiel (zie Fig. 1.1, overdag). Op grote afstand van de bron levert een dergelijke toestand weinig of geen problemen : de rookpluim zal voldoende verdund zijn alvorens deze plaats te bereiken. Dicht bij de bron, zelfs bij hogere bronhoogtes, kan op bepaalde plaatsen geurhinder optreden.

Bij een bewolkte hemel zal de inversielaag van 's morgens langere tijd op lage hoogte blijven. Ook de luchtvochtigheid speelt een rol in het langer aanblijven van deze toestand : de warmtestralen van de zon, en in bijzonder de golflengtes in het infrarood gebied, worden immers sterk gedissipeerd door waterdamp, zodat de hogere luchtlagen moeilijker opwarmen.

In de late middag zullen de zonnestrallen de bodem niet meer bereiken. Er zal zich een inversielaag opbouwen, startend van op de grond (= grondinversie) (zie Fig. 1.1, 's avonds). De hogere lagen worden nog opgewarmd door de zon, terwijl de bodem en de onderste luchtlagen snel afkoelen. Bij een sterk begroeide bodem zal de vorming van deze inversielaag vertraagd worden, terwijl een bewolkte hemel een versterkend effect heeft. Op deze manier verkrijgen we opnieuw de stabiele nachttoestand. Zolang de schoorsteenmond zich boven de inversielaag bevindt, hebben we geen geurwaarneming onder de inversielaag. Als geëmitteerd wordt in de inversielaag zelf, zal de rookpluim compact blijven, met als gevolg dat lage bronnen voor aanzienlijke geuroverlast zullen zorgen.

Tabel 1.1 geeft een kwalitatieve samenvatting van bovenvermelde situaties naar geurhinder toe. Bij de inversielaag op zeer beperkte hoogte bevindt de hoge bronmond zich boven de onderzijde van deze laag. Bij de kleine bron wordt geëmitteerd onder de inversielaag. Bij grondinversie wordt verondersteld dat de hoge bronmond boven de inversielaag gesitueerd is.

Tabel 1.1. Kwalitatief overzicht van de geuroverlast in functie van de atmosferestabiliteit, afstand ten opzichte van de bron en de bronhoogte

0 : geen geurproblemen
 - : beperkte geurproblemen
 -- : sterke geurproblemen

	grote bronhoogte		kleine bronhoogte	
	dicht bij bron	ver van bron	dicht bij bron	ver van bron
stabiel	0	-	--	-
onstabiel	-	0	-	0
inversielaag op zeer beperkte hoogte	0	0	--	-
grondinversie	0	0	--	-

Het typische verloop van de temperatuur in functie van de hoogte op 4 tijdstippen van de dag, samen met de karakteristieke rookpluimen, zijn weergegeven in Fig. 1.1.

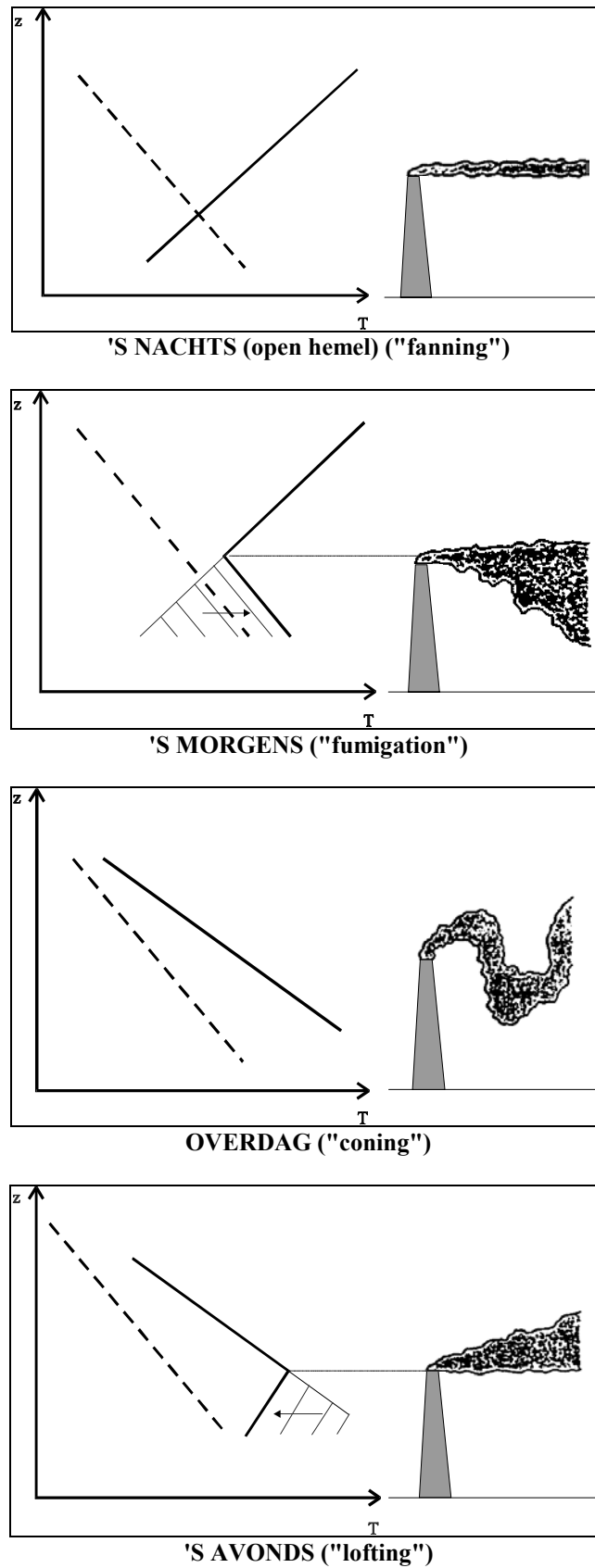


Fig. 1.1 Temperatuurprofiel/verloop + typische rookpluimen en benaming, op 4 momenten van de dag

stippellijn : droog adiabatisch temperatuurverval

volle lijn : werkelijke temperatuurverval

1.3. AFLEIDING VAN DE DIFFUSIE-ADVECTIEVERGELIJKING

Dispersie gebeurt, zoals hoger vermeld, door 2 parallelle processen nl. **moleculaire diffuse** en **advection**.

• MOLECULAIRE DIFFUSIE

De moleculaire diffusie wordt beschreven door de eerste diffusiewet van Fick :

$$F_i = -K_i \cdot \frac{\delta C_i}{\delta i} \quad (1.4)$$

De massaflux (uitgedrukt in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) is recht evenredig en tegengesteld aan de concentratiegradiënt. De evenredigheidscoëfficiënt in de vergelijking wordt de diffusiecoëfficiënt genoemd (grootteorde voor lucht : $K_{20^\circ\text{C}} \approx 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

We beschouwen een elementair volume, met zijden Δx , Δy , Δz (zie Fig. 1.2).

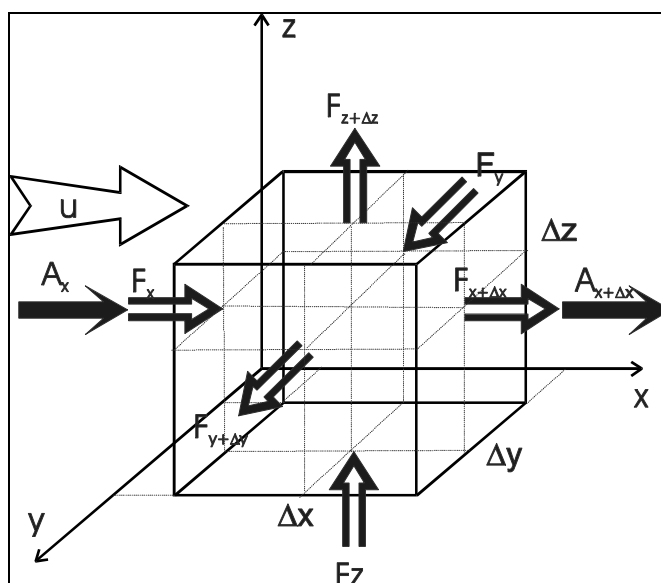


Fig. 1.2 Elementair volume met aanduiding van de diffusiefluxen (= F_i) en de advectieflux (= A_i)

We schrijven een massabalans in de x-richting, enkel rekening houdend met diffusie :

GEACCUMULEERD = IN - UIT

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} \cdot \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z = -K_x \cdot \frac{\Delta C_x}{\Delta x} \cdot \Delta y \cdot \Delta z - (-K_{x+\Delta x} \cdot \frac{\Delta C_{x+\Delta x}}{\Delta x} \cdot \Delta y \cdot \Delta z) \quad (1.5)$$

Vergelijking (1.5) vereenvoudigt zich tot :

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = \frac{\Delta \left[K_x \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x} \right]}{\Delta x} \quad (1.6)$$

Na overgang op de limieten ($\lim_{\Delta x \rightarrow 0, \Delta t \rightarrow 0}$) verkrijgen we :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right] \quad (1.7)$$

We bekomen analoge vergelijkingen in de andere richtingen. Samen levert dit de volgende diffusievergelijking op :

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right]} \quad (1.8)$$

• ADVECTIE

De wind heeft ook een aandeel in de verdunning van polluenten in de atmosfeer.

Een massabalans in x-richting levert :

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} \cdot \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z = C_x \cdot u_x \cdot \Delta y \cdot \Delta z - C_{x+\Delta x} \cdot u_{x+\Delta x} \cdot \Delta y \cdot \Delta z \quad (1.9)$$

We stellen dat de windsnelheid constant is in een bepaalde richting ($u_i = u_{i+\Delta i}$).

De vergelijking vereenvoudigt zich tot :

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = -u_x \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x} \quad (1.10)$$

Na overgang op de limieten ($\lim_{\Delta x \rightarrow 0, \Delta t \rightarrow 0}$) verkrijgt men :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1.11)$$

We bekomen analoge formules in de andere richtingen.

De algemene advectionvergelijking luidt dan als volgt :

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t} = -u_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - u_y \cdot \frac{\partial C}{\partial y} - u_z \cdot \frac{\partial C}{\partial z}} \quad (1.12)$$

De verticale windsnelheid is verwaarloosbaar ten opzichte van zijn horizontale component :

$$u_z \ll u_x, u_y \quad (1.13)$$

Om deze vergelijking verder te vereenvoudigen, nemen we de x-as volgens de gemiddelde windrichting.

We krijgen :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1.14)$$

De volledige diffusie-advectievergelijking op basis van (1.8) en (1.12), na het invoeren van een bronterm (= S) en een term geassocieerd met fysisch/(foto)chemische verwijdering van pollutanten ($R < 0$), luidt als volgt :

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_y \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right] + R + S} \quad (1.15)$$

1.4. AFLEIDING VAN HET BIGAUSSIAANS MODEL

We stellen enkele vereenvoudigingen voor in formule (1.15) :

- De pollutanten worden als inert beschouwd ($R = 0$).
- Om het oplossen van deze vergelijking eenvoudiger te maken, worden in eerste instantie de diffusiecoëfficiënten K_x , K_y en K_z onafhankelijk gesteld van resp. x, y en z. Voor het praktisch gebruik van de bekomen oplossing worden deze diffusiecoëfficiënten uitgedrukt als functie van x door middel van dispersieparameters :

$$K_i = \frac{u}{2 \cdot x} \cdot \sigma_i^2 \quad (1.16)$$

Deze benadering is dus in essentie mathematisch incorrect (Llewelyn, 1983). Voor een alternatieve benadering van de diffusiecoëfficiënten wordt verwezen naar *Hoofdstuk 1.10.1.2.2.*

- In de stationaire toestand blijft de concentratie (na het bereiken van een evenwicht) op een bepaalde plaats constant in de tijd ($\frac{\partial C}{\partial t} = 0$). Dit geldt wanneer we een bron hebben met een constant emissiedebiet.
- De bronterm wordt vervangen door gebruik van een geschikte randvoorwaarde.

De vergelijking wordt dus :

$$u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = K_x \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_y \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_z \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (1.17)$$

Bij niet te lage windsnelheden wordt de diffusie-term in de x-richting vlug verwaarloosbaar ten opzichte van de advectie-term in de x-richting. Voor een meer volledige oplossing van de diffusie-advectievergelijking dient verwezen naar *Hoofdstuk 1.10.1.2.1*.

$$u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \gg K_x \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (1.18)$$

Rekening houdend met (1.18) herleidt (1.17) zich tot :

$$u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = K_y \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_z \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (1.19)$$

De algemene oplossing van deze 2^{de} orde differentiaalvergelijking (1.19) is :

$$C = \frac{R}{x} \cdot e^{\left(\frac{u \cdot \left[\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right]}{4 \cdot x} \right)} \quad (1.20)$$

Uitgaande van de stationaire voorwaarde kan R bepaald worden. Doorheen elk vlak, loodrecht op de x-as is de massaflux een constante, gelijk aan de bronsterkte Q.

Dit levert :

$$R = \frac{Q}{4 \cdot \pi \cdot \sqrt{K_y \cdot K_z}} \quad (1.21)$$

Na vervanging van de diffusiecoëfficiënten volgens (1.16) wordt formule (1.20) :

$$C(x, y, z, 0) = \frac{Q}{2 \cdot u \cdot \pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \cdot e^{-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}} \quad (1.22)$$

Dit is de situatie voor een puntbron, op grondniveau. De formule voor een verheven puntbron wordt bekomen door de volgende coördinaattranslatie door te voeren :

$$z = z - H_{eff} \quad (1.23)$$

Vergelijking (1.22) resulteert dan in :

$$C(x, y, z, H_{eff}) = \frac{Q}{2 \cdot u_{H_{eff}} \cdot \pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \cdot e^{-\frac{(z-H_{eff})^2}{2\sigma_z^2}} \quad (1.24)$$

Formule (1.24) is gekend als het klassiek **bigaussiaans model, zonder reflectie**.

Bij het verlaten van de bron zal de rookpluim in een horizontaal en verticaal vlak een grillige vorm vertonen. De evenwichtstoestand, verondersteld bij het oplossen van de diffusie-advectievergelijking, is nog niet bereikt. Slechts na uitmiddelen over een langere tijd (vanaf 30 minuten, veelal 1 uur) op een bepaalde plaats windafwaarts van de bron wordt deze bigaussiaanse concentratieverdeling van de pollutant waargenomen. Deze formule is dus niet geschikt voor berekeningen van ogenblikkelijke concentraties. Het bigaussiaans model, met aangepaste dispersiecoëfficiënten, geeft volgens vele auteurs goede tot zeer goede resultaten.

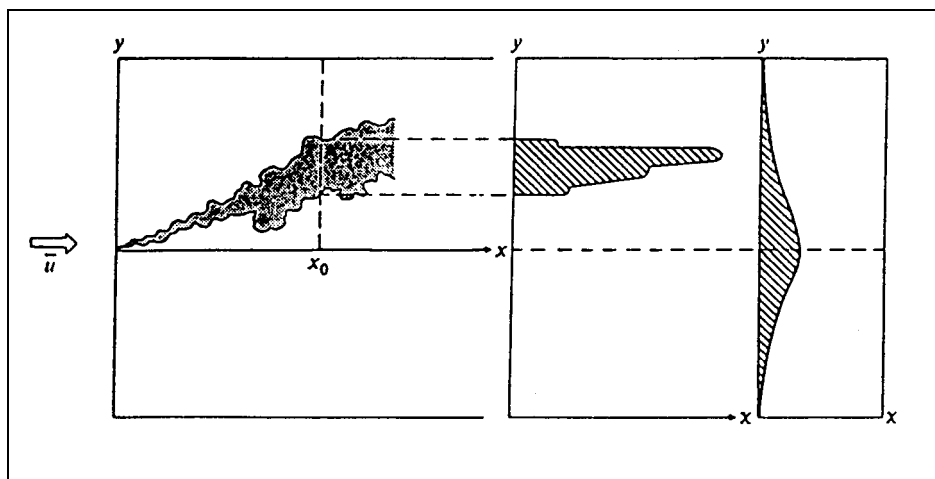


Fig. 1.3 Voorstelling rookpluim, onmiddellijk na emissie bij $x = x_0$ en uurgemiddeld bij $x = x_0$

Wanneer we x en z constant houden, verloopt de concentratie in functie van y volgens een genormeerde Gauss curve, met gemiddelde waarde bij $y = 0$ en een variantie σ_y^2 .

$$f(y) = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi \cdot \sigma_y}} \cdot e^{-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}} \quad (1.25)$$

Hetzelfde geldt voor z , wanneer we nu x en y constant nemen. De gemiddelde waarde is terug te vinden ter hoogte van de effectieve emissiehoogte, met als variantie σ_z^2 .

$$f(z) = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi \cdot \sigma_z}} \cdot e^{-\frac{(z-H_{eff})^2}{2 \cdot \sigma_z^2}} \quad (1.26)$$

Dit bigaussiaans profiel wordt voorgesteld in Fig. 1.4.

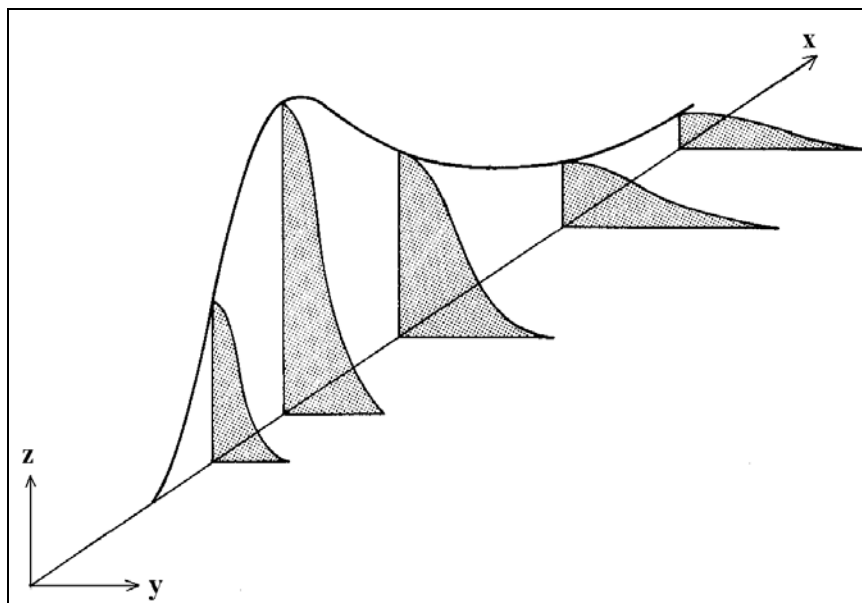


Fig. 1.4 Voorstelling van het bigaussiaans profiel

Er dient ook nog rekening gehouden te worden met reflectie op de grond. Een identieke, imaginaire bron wordt op $-H_{eff}$ onder het aardoppervlak gedacht (zie Fig. 1.5). Uit geometrische overwegingen zal het zich naar boven bewegende gedeelte van de imaginaire bron net het aardoppervlak bereiken wanneer het neerwaartse gedeelte van de reële bron de bodem bereikt. Door superpositie van de reële en imaginaire bron wordt de continuïteit van de rookpluim gemodelleerd.

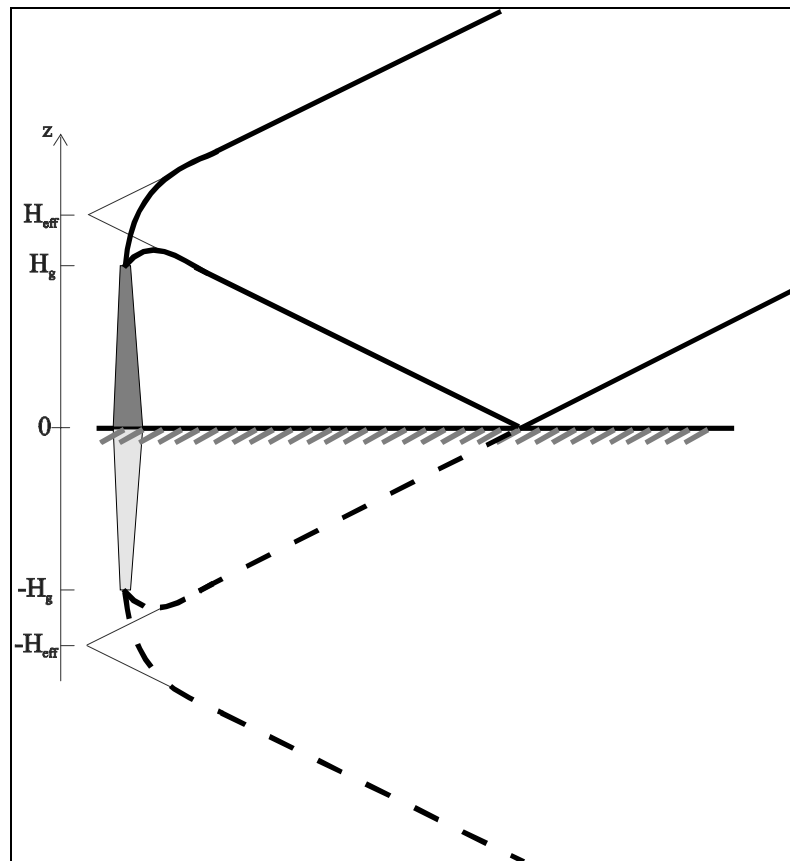


Fig. 1.5 Voorstelling van de reflectie op de grond

Er wordt ook een **reflectiecoëfficiënt** α voor de grond ingevoerd.

- Bij fixatie van de gassen op de grond is $\alpha = 0$.
- Bij een niet-poreuze betonnen vloer kan de reflectie bij goede benadering als volledig gesteld worden, en is $\alpha = 1$ (U.I.C., 1995).

Voor de eenvoud en bij gebrek aan gegevens omtrent de reflectiewaarde, wordt bij het gebruik van deze formule $\alpha = 1$ gesteld. Dit is tevens een "worst case" - benadering

Het **bigaussiaans model met reflectie** wordt dus :

$$C(x, y, z) = C(x, y, z, H_{eff}) + \alpha \cdot C(x, y, z, -H_{eff}) \quad (1.27)$$

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot u_{H_{eff}} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}} \cdot \left[e^{-\frac{(z-H_{eff})^2}{2 \cdot \sigma_z^2}} + \alpha \cdot e^{-\frac{(z-(-H_{eff}))^2}{2 \cdot \sigma_z^2}} \right] \quad (1.28)$$

Een mathematische benadering is ook mogelijk. Reflectie kan door de volgende voorwaarde uitgedrukt worden :

$$-K_z \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=0} = 0 \quad (1.29)$$

Dit betekent dat op de grond ($z = 0$) de influx van materiaal steeds gelijk is aan de uitflux voor wat betreft diffusie. Wanneer met deze randvoorwaarde de differentiaalvergelijking opgelost wordt, krijgen we hetzelfde resultaat.

Voor het gebruik van het bigaussiaans model dienen de **dispersieparameters** bepaald te worden (zie *Hoofdstuk 1.6*). Deze hangen af van de **atmosfeerstabieleit**, gediscretiseerd in **klassen** (zie *Hoofdstuk 1.5*). Verder dienen de **effectieve emissiehoogte** en de **windsnelheid op deze hoogte** gekend te zijn. Uitgaande van de geometrische schoorsteenhoogte en een windsnelheidsmeting kunnen deze 2 parameters berekend worden (zie *Hoofdstuk 1.7* en *1.8*). De invloed van het terrein op de dispersieparameters wordt besproken in *Hoofdstuk 1.9*.

1.5. INDELING VAN DE ATMOSFEER-STABILITEIT : PRAKTISCH

Turbulente stroming in een fluïdum wordt gekenmerkt door het **bulk - Richardson getal** :

$$B = \left(\frac{g}{T} \right) \cdot \frac{\frac{\partial \theta}{\partial z}}{\left(\frac{u}{z} \right)^2} \quad (1.30)$$

Deze dimensieloze parameter vormt de basis voor het bepalen van de atmosfeerstabieleit. **Bultynck & Malet** en **Pasquill** hebben op basis van vereenvoudigingen van (1.30) de atmosfeer ingedeeld in stabiliteitsklassen.

1.5.1. BULTYNCK/MALET - CLASSIFICATIESYSTEEM

Het Richardson getal wordt herleid naar een meer praktische S waarde :

$$S = \frac{\frac{d\theta}{dz}}{u_{69}^2} \quad (1.31)$$

Het (continue) temperatuurprofiel wordt in de praktijk gediscretiseerd naar de temperatuurgradiënt tussen 8 m en 114 m :

$$\frac{d\theta}{dz} = \frac{T_{114} - T_8}{114 - 8} \quad (1.32)$$

De parameter S kan gezien worden als de verhouding tussen de grootte van de thermische en de mechanische turbulenties. Bij lage windsnelheden domineert de waarde van de verticale temperatuurgradiënt. Dit in tegenstelling tot de grotere windsnelheden, waarbij de mechanische turbulenties meer van belang zijn. Het teken van het temperatuurprofiel bepaalt dat van S .

Bultynck & Malet hebben de atmosferestabiliteit gekarakteriseerd door middel van 7 klassen, gesymboliseerd door de codes E1 tot en met E7. Een λ waarde wordt gebruikt om de eerste 6 klassen te onderscheiden (zie Tabel 1.2).

$$\lambda = \log(|S| \cdot 10^6) \quad (1.33)$$

Tabel 1.2. Bepaling van de Bultynck/Malet - stabiliteitsklassen op basis van de S waarde (1.31) en de windsnelheid op 69 m

Bul./Mal. - klasse	$S > 0$	$S < 0$	$u_{69\text{ m}} (\text{m.s}^{-1})$
E1	$\lambda \geq 2.75$		≤ 11
E2	$1.75 < \lambda < 2.75$		≤ 11
E3	$\lambda \leq 1.75$	$\lambda \leq 2$	≤ 11
E4		$2 < \lambda < 2.75$	≤ 11
E5		$2.75 \leq \lambda < 3.3$	≤ 11
E6		$\lambda \geq 3.3$	≤ 11
E7			> 11

De 7^{de} klasse wordt enkel gebruikt bij windsnelheden groter dan 11 m.s^{-1} .

De indeling in stabiliteitsklassen kan ook gebeuren op een grafische manier (zie Fig. 1.6). In de abscis staat het temperatuurverschil tussen 114 m en 8 m, in ordinaat het kwadraat van de windsnelheid op 69 m.

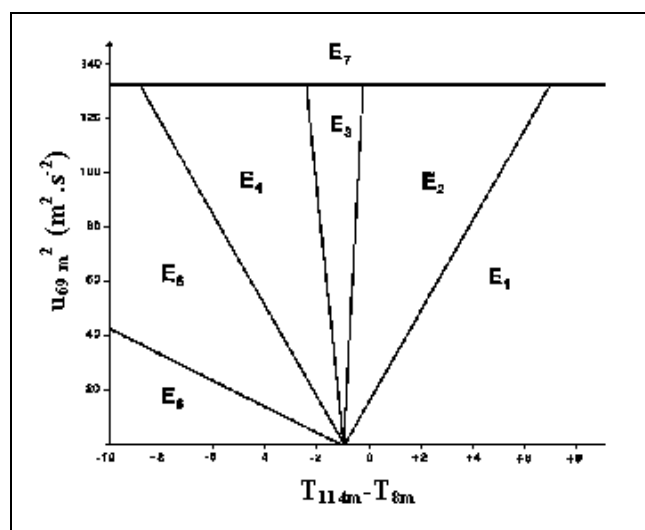


Fig. 1.6 Grafische voorstelling van de klassenindeling volgens Bultynck/Malet

1.5.2. PASQUILL - CLASSIFICATIESYSTEEM

Het Pasquill - systeem is een eenvoudigere en meer praktische benadering van het Richardson getal.

Het Pasquill - systeem onderscheidt 6 mogelijke atmosferestabiliteitstoestanden, aangeduid door de letters A tot en met F (zie Tabel 1.3). De meest onstabiele luchttoestand krijgt de letter A, terwijl F de meest stabiele klasse voorstelt. In de literatuur wordt ook soms een 7^{de} klasse (= G) teruggevonden, die de aanduiding is voor een extreem stabiele toestand.

Tabel 1.3. Beschrijving van de verschillende Pasquill - klassen

Pasquill - klasse	beschrijving
A	zeer onstabiel
B	matig onstabiel
C	licht onstabiel
D	neutraal
E	licht stabiel
F	zeer stabiel
G	extreem stabiel

De meest gangbare bepaling verloopt als volgt. De indeling in deze klassen kan gebeuren via een meting van de instraling overdag of de bewolgingsgraad 's nachts, gecombineerd met de windsnelheid (zie Tabel 1.4).

Er worden 3 instralingsklassen onderscheiden, gaande van lichte over matige tot sterke instraling. Dit is een ruwe benadering van de verticale temperatuurgradiënt.

's Nachts wordt de bewolgingsgraad (uitgedrukt in achtsten, of "oktas") gebruikt om de stabiliteit te bepalen. Dit is een maat voor de retentie van de warmteflux naar de atmosfeer vanaf het grondoppervlak.

Kwalitatief kunnen volgende besluiten genomen worden uit Tabel 1.4 en Tabel 1.5.

De stabiliteit is steeds het gevolg van een gecombineerd effect van instraling of bewolking en windsnelheid.

- Bij hoge windsnelheden is er voldoende menging tussen warme en koude luchtlagen, zodat zich steeds een neutrale atmosfeer zal voordoen.
- In geval van lage windsnelheden en hoge instraling, bouwt zich een negatieve temperatuurgradiënt op en wordt de atmosfeer onstabiel.
- Lage windsnelheden 's nachts bij een open hemel zorgen voor een stabiele atmosfeer : het warmteverlies vanuit de bodem wordt niet gehinderd.
- Bij voldoende bewolking 's nachts zal de warmte behouden blijven in de onderste lagen van de atmosfeer en zodoende worden neutrale condities teruggevonden.

Er wordt ook soms een uitzondering gemaakt voor het uur vóór zonsopgang en het uur ná zonsondergang (zie Tabel 1.5) : de bepaling gebeurt dan enkel op basis van de windsnelheid. Tevens wordt verondersteld dat vlak na zonsondergang steeds een neutrale toestand (= klasse D) zou gelden.

Tabel 1.4. Bepaling van de Pasquill - klasse op basis van de windsnelheid en instraling (overdag) en bewolgingsgraad ('s nachts)

u (m.s ⁻¹)	OVERDAG (instraling in mW.cm ⁻²)			's NACHTS (bewolgingsgraad in oktas)		
	sterk (> 60)	matig (30 - 60)	zwak (< 30)	0 - 3	3 - 5	8
< 2	A	A - B	B	F	F	D
2 - 3	A - B	B	C	F	E	D
3 - 5	B	B - C	C	E	D	D
5 - 6	C	C - D	D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D	D

Tabel 1.5. Bepaling van de Pasquill - klasse op basis van de windsnelheid net voor zonsopgang en net na zonsondergang

u (m.s ⁻¹)	1 h VOOR	1 h NA
	ZONSOPGANG	ZONSONDERGANG
< 2	C	D
2 - 3	C	D
3 - 5	C	D
5 - 6	D	D
> 6	D	D

Soms worden de horizontale en verticale stabiliteit afzonderlijk bepaald. Dit is de zogenaamde "**split-sigma**" - **benadering** (Sagendorf & Dickson, 1974), weergegeven in Tabel 1.6 :

- De meting van de verticale temperatuurgradiënt is een goede maat voor de verticale stabiliteit.
- Via een bepaling van de standaardafwijking op de horizontale windrichting (= σ_θ) kan men een idee krijgen over de horizontale stabiliteit van de atmosfeer. Een sterk variërende windrichtingshoek is immers een indicatie voor de horizontale onstabiliteit van de luchtmassa's.

Tabel 1.6. Overeenkomst tussen de Pasquill - stabiliteitsklassen, de standaardafwijking op de horizontale windrichting en de verticale temperatuurgradiënt

Pasquill - klasse	σ_θ (°)	dT/dz (°C/100m)
A	> 22.5	< -1.9
B	17.5 tot 22.5	-1.9 tot -1.7
C	12.5 tot 17.5	-1.7 tot -1.5
D	7.5 tot 12.5	-1.5 tot -0.5
E	3.8 tot 7.5	-0.5 tot 1.5
F	< 3.8	> 1.5

1.5.3. OVEREENKOMST TUSSEN PASQUILL - EN BULTYNCK/MALET - KLASSEN

Volgens Bultynck et al. (1970) hebben enkele Pasquill - klassen een Bultynck/Malet - equivalent. Dit geldt niet voor de sterk stabiele en sterk onstabiele klassen A en F. Op basis van metingen van σ_θ werden de volgende overeenstemmende klassen gevonden (zie Tabel 1.7).

Tabel 1.7. Overeenstemming tussen de stabiliteitsklassen van Pasquill en Bultynck/Malet volgens Bultynck et al. (1970)

Pasquill - klasse	Bul./Mal. - klasse
E	E1
D	E3
C	E4
B	E6

Deze bepaling is in principe enkel gebaseerd op een overeenkomstige horizontale stabiliteit. Tevens worden niet alle klassen bestreken. Het leek dan ook logischer A gelijk te stellen aan E6, B aan E5, enzovoort. Bij windsnelheden groter dan 11 m.s^{-1} dient steeds klasse E7 gekozen te worden.

Er dient opgemerkt dat de eerste Pasquill - klasse (= A) de onstabielste klasse vertegenwoordigt. En dit in tegenstelling tot de eerste Bultynck/Malet - klasse (= E1), die een aanduiding is van een zeer stabiele atmosfeer.

1.6. DISPERSIEPARAMETERS GEBRUIKT IN HET BIGAUSSIAANS MODEL (σ_y en σ_z)

De diffusiecoëfficiënten (K_i waarden), gebruikt bij de theoretische afleiding van het dispersiemodel, worden in de praktijk niet gebruikt.

Verskillende bepalingen voor de dispersieparameters zijn in de literatuur terug te vinden. Het gaat hier meestal om empirische vergelijkingen, bepaald door fitting aan meetresultaten. Dit houdt natuurlijk belangrijke beperkingen in, en in principe zijn deze formules slechts (goed) bruikbaar op de plaats waar de experimenten zijn uitgevoerd.

Samen met de windsnelheid zijn de dispersieparameters de belangrijkste parameters voor de berekening van concentraties op een afstand van een bron.

1.6.1. DISPERSIEPARAMETERS OP BASIS VAN DE BULTYNCK/MALET - KLASSEN

Deze coëfficiënten zijn bepaald voor een bronhoogte van 69 m. Dit gebeurde in Mol, op een vlak terrein (Bultynck et al., 1970). De bruikbaarheid van deze formules kent enkele beperkingen :

- De bronhoogte dient groter te zijn dan 10 m en kleiner dan 200 m. Voor kleinere emissiehoogtes zal de invloed van turbulenties, veroorzaakt door de grond of door obstakels, te groot worden zodat afwijkende resultaten te verwachten zijn.
- De minimale afstand ten opzichte van de bron bedraagt 100 m. De formules zouden bruikbaar zijn tot op ongeveer 50 km. Dicht bij de bron zijn deze formules niet bruikbaar en zullen ze te lage concentraties geven. De parameters werden niet gevalideerd op dergelijke korte afstanden daar deze niet relevant zijn voor een bronhoogte van 69 m.

Er dient onderstreept dat via de beschreven dispersiecoëfficiënten het voorspellen van uurgemiddelde concentraties beoogd werd.

De basisformules voor de bepaling van de coëfficiënten zijn hieronder weergegeven.

$$\sigma_y = \sigma_y(x,0) \cdot \left[\frac{b + c \cdot |S \cdot 10^6|}{b + |S \cdot 10^6|} \right] \quad (1.34)$$

$$\sigma_z = \sigma_z(x,0) \cdot \left[\frac{b + c \cdot |S \cdot 10^6|}{b + |S \cdot 10^6|} \right] \quad (1.35)$$

$$\text{voor } S > 0 : \sigma_y(x,0) = 0.418 \cdot x^{0.796} \quad ; \quad b = 59.9 \quad ; \quad c = 0.57 \quad (1.36)$$

$$\sigma_z(x,0) = 0.520 \cdot x^{0.711} \quad ; \quad b = 158.2 \quad ; \quad c = 0.52 \quad (1.37)$$

$$\text{voor } S < 0 : \sigma_y(x,0) = 0.418 \cdot x^{0.796} \quad ; \quad b = 509.7 \quad ; \quad c = 2.51 \quad (1.38)$$

$$\sigma_z(x,0) = 0.520 \cdot x^{0.711} \quad ; \quad b = 2477 \quad ; \quad c = 3.63 \quad (1.39)$$

Daar de bovenvermelde vergelijkingen continu zijn, werden in het pré-computer tijdperk vereenvoudigde formules opgesteld. Dit zijn eenvoudige machtswetten, waarvoor enkel de stabiliteitsklasse en de afstand ten opzichte van de bron nodig zijn. De coëfficiënten werden gediscretiseerd per stabiliteitsklasse (zie Tabel 1.8).

$$\sigma_y = A \cdot x^a \quad (1.40)$$

$$\sigma_z = B \cdot x^b \quad (1.41)$$

Tabel 1.8. Coëfficiënten voor de vereenvoudigde dispersieformules (1.40) en (1.41) van Bultynck & Malet

Bul./Mal. - klasse	A	a	B	b
E1	0.235	0.796	0.311	0.711
E2	0.297	0.796	0.382	0.711
E3	0.418	0.796	0.520	0.711
E4	0.586	0.796	0.700	0.711
E5	0.826	0.796	0.950	0.711
E6	0.946	0.796	1.321	0.711
E7	1.043	0.698	0.819	0.669

1.6.2. DISPERSIEPARAMETERS OP BASIS VAN DE PASQUILL - KLASSEN

1.6.2.1. PASQUILL/GIFFORD (1961)

Veel gebruikt zijn de Pasquill/Gifford - nomogrammen. Deze zijn opgesteld door Pasquill, en later gemodificeerd door Gifford. De nodige parameters voor gebruik van de curven zijn de atmosferestabiliteitsklasse volgens Pasquill en de windafwaartse afstand ten opzichte van de bron. Ze zijn opgesteld voor lage bronhoogtes en voor de berekening van uurgemiddelde concentraties. Tot op zeer grote afstanden van de bron zouden deze dispersieparameters bruikbaar moeten zijn. Als minimumafstand wordt 100 m vermeld.

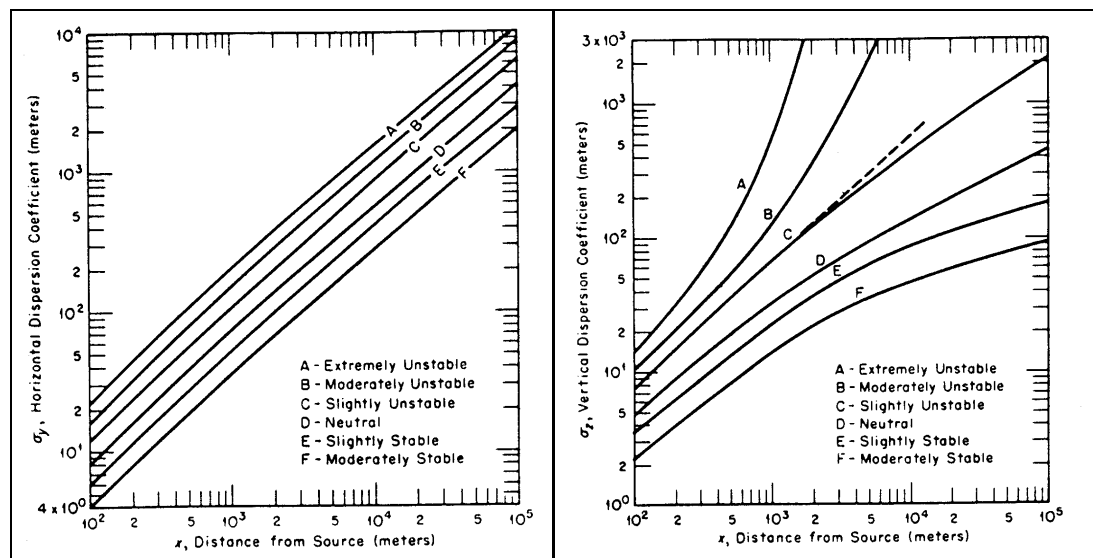


Fig. 1.7 Nomogrammen om de horizontale en verticale dispersieparameter te bepalen volgens Pasquill/Gifford

Green et al. (1980) hebben deze nomogrammen analytisch benaderd door de volgende formules. Dit is een makkelijker hanteerbare vorm naar computerberekeningen toe.

$$\sigma_y = \frac{r \cdot x}{\left(1 + \frac{x}{a}\right)^p} \quad (1.42)$$

$$\sigma_z = \frac{s \cdot x}{\left(1 + \frac{x}{a}\right)^q} \quad (1.43)$$

Tabel 1.9. Coëfficiënten voor de dispersieformules (1.42) en (1.43) van Pasquill/Gifford in analytische vorm

Pasquill - klasse	a (m)	s	q	r	p
A	927	0.1020	-1.918	0.250	0.189
B	370	0.0962	-0.101	0.202	0.162
C	283	0.0722	0.102	0.134	0.134
D	707	0.0475	0.465	0.079	0.135
E	1070	0.0335	0.624	0.057	0.137
F	1170	0.0220	0.700	0.037	0.134

1.6.2.2. BRIGGS (1973)

Briggs maakt onderscheid tussen stedelijke gebieden en landelijke gebieden voor het toekennen van de dispersieparameters. Deze indeling gebeurt op basis van de ruweheidslengte. In rurale streken gebeurde de validatie van de parameters voor gemiddelde vegetatiehoogten van 1 cm tot 10 cm. Wanneer we te maken hebben met obstakels van ongeveer 1 m, worden best de parameters voor stedelijke gebieden gebruikt. De formules zijn opgesteld voor halfuurgemiddelden. Deze formules (zie Tabel 1.10 en Tabel 1.11) zijn toepasbaar vanaf 100 m tot 10 km windafwaarts van de bron.

De windafwaartse afstand ten opzichte van de bron dient uitgedrukt te worden in m. Dit is niet na te gaan via een dimensie-analyse van de opgestelde formules. Volgens Griffiths (1994) worden veel rekenfouten gemaakt bij het gebruik van deze uitdrukkingen.

Tabel 1.10. Dispersieformules van Briggs voor een ruraal gebied (x in m)

Pasquill - klasse	σ_y (m)	σ_z (m)
A	$0.22 \cdot x \cdot (1+0.0001 \cdot x)^{-0.5}$	$0.20 \cdot x$
B	$0.16 \cdot x \cdot (1+0.0001 \cdot x)^{-0.5}$	$0.12 \cdot x$
C	$0.11 \cdot x \cdot (1+0.0001 \cdot x)^{-0.5}$	$0.08 \cdot x \cdot (1+0.0002 \cdot x)^{-0.5}$
D	$0.08 \cdot x \cdot (1+0.0001 \cdot x)^{-0.5}$	$0.06 \cdot x \cdot (1+0.0015 \cdot x)^{-0.5}$
E	$0.06 \cdot x \cdot (1+0.0001 \cdot x)^{-0.5}$	$0.03 \cdot x \cdot (1+0.0003 \cdot x)^{-1}$
F	$0.04 \cdot x \cdot (1+0.0001 \cdot x)^{-0.5}$	$0.016 \cdot x \cdot (1+0.0003 \cdot x)^{-1}$

Tabel 1.11. Dispersieformules van Briggs voor stedelijk gebied (x in m)

Pasquill - klasse	σ_y (m)	σ_z (m)
A-B	$0.32 \cdot x \cdot (1+0.0004 \cdot x)^{-0.5}$	$0.24 \cdot x \cdot (1+0.001 \cdot x)^{0.5}$
C	$0.22 \cdot x \cdot (1+0.0004 \cdot x)^{-0.5}$	$0.20 \cdot x$
D	$0.16 \cdot x \cdot (1+0.0004 \cdot x)^{-0.5}$	$0.14 \cdot x \cdot (1+0.0003 \cdot x)^{-0.5}$
E-F	$0.11 \cdot x \cdot (1+0.0004 \cdot x)^{-0.5}$	$0.08 \cdot x \cdot (1+0.0015 \cdot x)^{-0.5}$

1.6.2.3. SMITH (1993)

Voor puntbronnen aan het aardoppervlak, in een landbouwgebied, worden de volgende formules voorgesteld. Een ruwheidslengte van 30 cm is verondersteld.

$$\sigma_y = 0.84678 \cdot x \cdot \operatorname{tg}(a - b \cdot \ln x) \quad (1.44)$$

$$\sigma_z = c \cdot x^d \quad (1.45)$$

met σ_y, σ_z, x in m

De parameters a en b in vergelijking (1.44), weergegeven in Tabel 1.12, zijn afhankelijk van de Pasquill - stabiliteitsklassen, en onafhankelijk van de afstand ten opzichte van de bron.

Deze parameters zijn bepaald aan de hand van uurgemiddelde metingen. Herschaling naar een andere uitmiddeldingsduur, kan gebeuren met de volgende formule :

$$\sigma_y \propto t^{0.2} \text{ of } \sigma_{y,t} = \sigma_{y,1u} \cdot \left(\frac{a_{y,t}}{a_{y,1u}} \right)^{0.2} \quad (1.46)$$

De verticale dispersieparameter daarentegen is volgens Smith ongevoelig wanneer gemiddelde concentraties dienen berekend te worden in een ander tijdsinterval dan 1 uur.

De coëfficiënten c en d in (1.45), weergegeven in Tabel 1.13, krijgen andere waarden in functie van de afstand ten opzichte van de bron, alhoewel x reeds in de dispersieformule zelf zit.

Smith geeft ook evenredigheidscoëfficiënten voor andere Z_0 waarden. Hieruit blijkt σ_y meer gevoelig te zijn voor andere ruwheidslengtes.

$$\sigma_y \propto Z_o^{0.2} \quad (1.47)$$

$$\sigma_z \propto Z_o^{0.13} \quad (1.48)$$

Tabel 1.12. Coëfficiënten voor de horizontale dispersieformule (1.44) van Smith

Pasquill - klasse	a	b
A	0.72722	0.044216
B	0.53814	0.031583
C	0.34906	0.018949
D	0.23270	0.012633
E	0.17453	0.009475
F	0.11636	0.006317

Tabel 1.13. Coëfficiënten voor de verticale dispersieformules (1.45) van Smith

Pasquill - klasse	x (m)	c	d
A	0-150	0.1087	1.0542
	150-200	0.08942	1.0932
	200-250	0.07058	1.1262
	250-300	0.03500	1.2644
	300-400	0.01531	1.4094
	400-500	0.002265	1.7283
	>500	0.0002028	2.1166
B	100-200	0.1451	0.93198
	200-400	0.1105	0.98332
	>400	0.05589	1.0971
C	0-	0.1103	0.91465
D	0-300	0.08474	0.86974
	300-1000	0.1187	0.81066
	1000-3000	0.3752	0.64403
	3000-10000	0.5125	0.60486
E	0-300	0.08144	0.81956
	300-1000	0.1162	0.75660
	1000-2000	0.2771	0.63077
	2000-4000	0.4347	0.57144
	4000-10000	0.7533	0.50527
F	0-200	0.05437	0.81588
	200-700	0.06425	0.78407
	700-1000	0.1232	0.68465
	1000-2000	0.1770	0.63227
	2000-3000	0.3434	0.54503
	3000-7000	0.6523	0.46490

1.6.2.4. CHEN et al. (1998)

Analoge formules voor zowel de verticale als horizontale dispersieparameters worden voorgesteld. Daar volgens Chen et al. (1998) de windsnelheid de determinerende factor is in de verdunning van pollutanten, werd de windsnelheid expliciet in de formule voor de dispersieparameters gestopt. Dit in tegenstelling tot de vorige bepalingen van de sigma's, waar de windsnelheid enkel terug te vinden is bij de bepaling van de stabiliteitsklassen.

$$\sigma_y = k_1 \cdot x \cdot u^{-k_2} \cdot e^{-k_3 \cdot x} \quad (1.49)$$

$$\sigma_z = k_4 \cdot x \cdot u^{-k_5} \cdot e^{-k_6 \cdot x} \quad (1.50)$$

met σ_y, σ_z, x in m
u in m.s⁻¹

De bepaling van de coëfficiënten (zie Tabel 1.14 en Tabel 1.15) gebeurde door aanpassing aan de Pasquill/Gifford - curven, via een niet-lineaire regressie methode. De validatie gebeurde tussen 100 m en 1000 m van de bron. Dit is volgens de auteurs het belangrijke gebied, als we grondconcentraties wensen te bepalen, afkomstig uit landbouwbronnen.

Formules (1.49) en (1.50) zijn dus te beschouwen als een meer continue vorm van de Pasquill/Gifford - curven : binnen elke stabiliteitsklasse vinden we nu verschillende parameterwaarden, afhankelijk van de windsnelheid.

De parameters werden getabelleerd op basis van de instraling overdag (3 klassen) en de bewolgingsgraad 's nachts (2 klassen).

Tabel 1.14. Coëfficiënten voor de horizontale dispersieformules (1.49) van Chen

	instraling (mW.cm ⁻²)			bewolgingsgraad (%)	
	> 60	60 - 30	< 30	≥ 50	< 40
k ₁	0.2779	0.2662	0.2028	0.0663	0.0416
k ₂	0.3703	0.5174	0.4254	-0.1007	-0.3136
k ₃	0.00008964	0.00007825	0.00007695	0.00006121	0.00005917

Tabel 1.15. Coëfficiënten voor de verticale dispersieformules (1.50) van Chen

	instraling (mW.cm ⁻²)			bewolgingsgraad (%)	
	> 60	60 - 30	< 30	≥ 50	< 40
k ₄	0.2368	0.2128	0.1506	0.02855	0.01603
k ₅	1.1356	1.1668	0.6808	-0.1214	-0.3887
k ₆	-0.001176	-0.0007563	0.00002627	0.0001365	0.0001387

1.7. PLUIMSTIJGING

$$H_{eff} = H_{geometrisch} + \Delta h \quad (1.51)$$

Bij het verlaten van de bron heeft de rookpluim nog zowel kinetische als potentiële energie. De gassen zullen dus nog een bepaalde verticale afstand afleggen. Door superpositie van deze opstijgende beweging en de horizontale verplaatsing veroorzaakt door de wind, zal de rookpluim afbuigen. In de bigaussiaanse modellen dienen de effectieve bronhoogte en de snelheid op deze hoogte gebruikt te worden.

Bij hogere windsnelheden zal de stijging vlugger verwaarloosbaar worden ten opzichte van de horizontale beweging, en zal het begin van het horizontaal gedeelte van de pluim zich dichterbij de bron bevinden. We vinden dan een lagere pluimstijgingshoogte (= Δh).

We voeren een **emissiesnelheidsterm** (= v_e) in. Dit is een maat voor de kinetische energie aanwezig in de ontsnappende rookpluim.

$$v_e = \frac{V_0 \cdot 4}{\pi \cdot D^2} \quad (1.52)$$

met v_e in $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$
 D in m
 V_0 in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (onder heersende temperatuur en druk)

De thermische energie wordt benaderd door de **warmtestroom** (= Q_w).

$$Q_w = 0.00136 \cdot V_0 \cdot (T - 283) \quad (1.53)$$

met Q_w in MW
 V_0 in $\text{Nm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
 T in K

De parameters v_e en Q_w zijn de basis van vele empirische pluimstijgingsformules.

Bultynck et al. (1970) vermelden er enkele. Een formule die enkel rekening houdt met koude pluimstijging wordt gegeven door St. Cyr :

$$\Delta h_{koud} = \frac{2.2 \cdot v_e \cdot D}{u_{H_g}} \quad (1.54)$$

Moses-Carson houdt zowel rekening met koude als warme pluimstijging :

$$\Delta h_{koud+warm} = \frac{4.12 \cdot v_e \cdot D + 2.92 \cdot \sqrt{Q_w}}{u_{Hg}} \quad (1.55)$$

met Δh in m
 Q_w in kcal.s⁻¹
 D in m
 u_{Hg} en v_e in m.s⁻¹

Volgens Bultynck et al. (1970) is (1.55) een goede schatting, terwijl bij lage windsnelheden deze formule een overschatting zou zijn.

Bij voorgaande bepalingen van de pluimstijgingshoogte wordt de atmosferestabiliteit niet gebruikt. Nochtans zal de luchttoestand een belangrijke invloed uitoefenen op het gedrag van de rookpluim.

De formule, voorgesteld in bijlage 4.4.1. van VLAREM II, houdt rekening met de stabiliteitsklassen van Bultynck/Malet. Enkel de thermische energie van de emissiegassen wordt beschouwd, via een machtswet (1.56). Volgens de VITO (studiedag "luchtkwaliteit", C. Mensinck, 26 november 1998) is het pluimstijgingsaandeel, veroorzaakt door de kinetische energie, te verwaarlozen ten opzichte van de warme pluimstijging als de gastemperatuur 15 °C groter is dan de omgevingtemperatuur.

$$\Delta h_{warm} = \frac{a \cdot Q_w^b}{u_{Hg}^c} \quad (1.56)$$

met Δh in m
 Q_w in MW
 u_{Hg} in m.s⁻¹

Afhankelijk van de stabiliteitsklasse worden andere waarden voor a, b en c gegeven (zie Tabel 1.16).

Tabel 1.16. Coëfficiënten voor het gebruik van de hete pluimstijgingsformule van VLAREM II (1.56) in functie van de warmtestroom en de Bultynck/Malet - stabiliteitsklassen

Bul./Mal. - klasse	Q _w > 6 MW			Q _w ≤ 6 MW		
	a	b	c	a	b	c
E1	102.00	0.60	1.00	78.40	0.75	1.00
	74.40	0.33	0.33	74.40	0.33	0.33
E2	102.00	0.60	1.00	78.40	0.75	1.00
	85.20	0.33	0.33	85.20	0.33	0.33
E3, E7	102.00	0.60	1.00	78.40	0.75	1.00
E4, E5, E6	146.00	0.60	1.00	112.00	0.75	1.00

De Bultynck/Malet - klassen kunnen verder onderverdeeld worden in 3 groepen (zie Tabel 1.17).

Tabel 1.17. Definitie van een labiele, neutrale en stabiele atmosfeer volgens VLAREM II

atmosfeer	Bul./Mal. - klasse
labiel	E4, E5, E6
neutraal	E3, E7
stabiel	E1, E2

Voor de klassen E1 en E2 moet een keuze gemaakt worden tussen de parameters voor de stabiele klasse en deze voor een neutrale atmosfeer. De formule die de kleinste pluimstijgshoogte geeft, moet gebruikt worden.

Ook wordt een begrenzing ingevoerd voor de effectieve emissiehoogte. Voor de labiele stabiliteitsklasse is dit 1100 m. Voor de andere atmosferestabiliteiten bedraagt deze 800 m.

Een simulatie voor de verschillende pluimstijgingsformules is gegeven in Fig. 1.8. Er dient opgemerkt dat de verschillen tussen de diverse klassen voor wat betreft de formules van St. Cyr en Moses-Carson enkel te wijten zijn aan de herschaling van de windsnelheid van 69 m naar de geometrische bronhoogte.

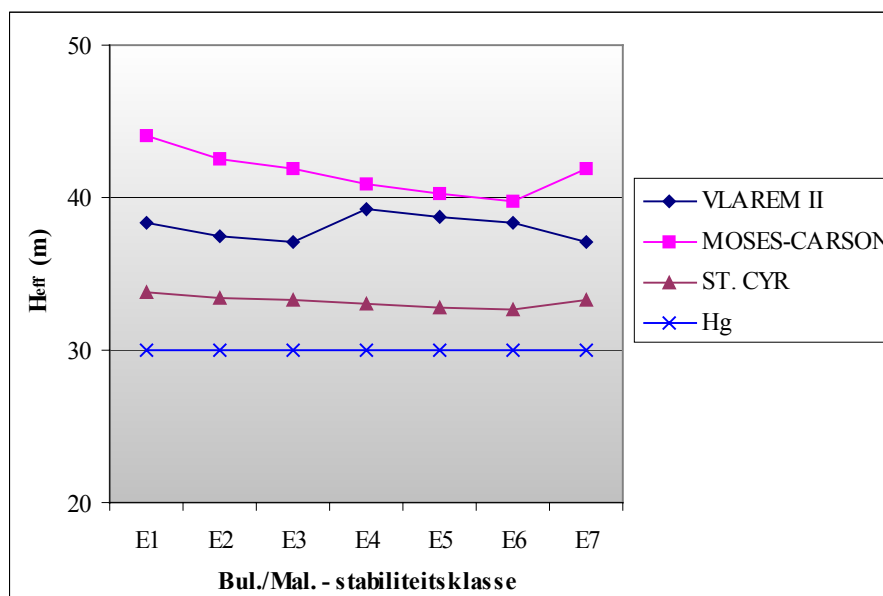


Fig. 1.8 Verloop van de effectieve emissiehoogte in functie van de stabiliteitsklassen van Bultynck/Malet voor de pluimstijgingsformule voorgesteld door VLAREM II (1.56), Moses-Carson (1.55) en St. Cyr (1.54)

Simulatiegegevens : $H_g = 30$ m; $D = 0.5$ m; $T = 400$ K; $u_{69\text{ m}} = 5$ m.s⁻¹; $V_0 = 1.5$ Nm³.s⁻¹

1.8. WINDSNELHEID

Startend vanop de grond zal de windsnelheid eerst snel stijgen met de hoogte, om vervolgens naar de geostrofische, constante windsnelheid te naderen. De laag waarin de windsnelheid toeneemt met de hoogte, wordt de **Ekmanlaag** genoemd (die zich meestal tot ongeveer 300 à 500 m boven het aardoppervlak situeert). Door het Coriolis-effect, zal in het Noordelijk halfrond tevens de windrichting in wijzerszin draaien bij stijgende hoogte. Men spreekt dan over de **Ekmanpiraal**.

In het bigaussiaans model dient de windsnelheid gekend te zijn op de effectieve emissiehoogte. Daar slechts op een beperkt aantal hoogtes deze variabele wordt gemeten, is een omrekening onontbeerlijk. Dit gebeurt courant via een machtswet, met enkel een experimentele achtergrond.

De atmosfeerstabieleit heeft een belangrijke invloed op het windprofiel. Deze uit zich in de exponent n van de machtswet (1.57). Zowel voor de Bultynck/Malet - stabiliteitsklassen-indeling als die van Pasquill zijn discrete waarden voor n beschikbaar. De ruweheidslengte, die ook een belangrijke invloed heeft op de snelheidsgradiënt, is niet opgenomen in deze formule.

$$u_{z_1} = u_{z_2} \cdot \left(\frac{z_1}{z_2}\right)^n \quad (1.57)$$

De waarden voor n , gegeven door U.I.C. (1995), zijn opgesteld om windsnelheden op andere hoogtes te berekenen, uitgaande van een meting op 10 m (zie Tabel 1.18).

Bij Draxler (1980) vinden we iets afwijkende waarden voor n (zie Tabel 1.18). Ook de extreem stabiele klasse G wordt gebruikt. De referentiehoogte dient bij voorkeur op 6 m genomen te worden.

Tabel 1.18. Waarden voor de exponent in (1.57) in functie van de Pasquill - stabiliteitsklassen, volgens U.I.C. en Draxler

Pasquill - klasse	n (U.I.C.)	n (Draxler)
A	0.10	0.19
B	0.15	0.21
C	0.20	0.23
D	0.25	0.30
E	0.25	0.36
F	0.30	0.46
G		0.69

Ook voor de Bultynck/Malet - stabiliteitsklassen zijn dergelijke machtswaarden terug te vinden (zie Tabel 1.19).

Tabel 1.19. Waarden voor de exponent in formule (1.57) in functie van de stabiliteitsklassen van Bultynck/Malet

Bul./Mal. - klasse	n
E1	0.53
E2	0.40
E3	0.33
E4	0.23
E5	0.16
E6	0.10
E7	0.33

In Fig. 1.9 en 1.10 is het verloop van de windsnelheid met de hoogte getekend, uitgaande van een windsnelheid van 10 m.s^{-1} op 100 m.

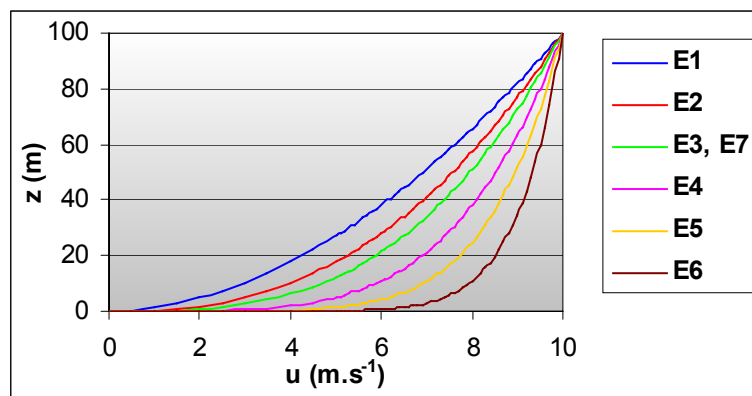


Fig. 1.9 Verloop van de windsnelheid met de hoogte voor de Bultynck/Malet - stabiliteitsklassen ($u_{100 \text{ m}} = 10 \text{ m.s}^{-1}$)

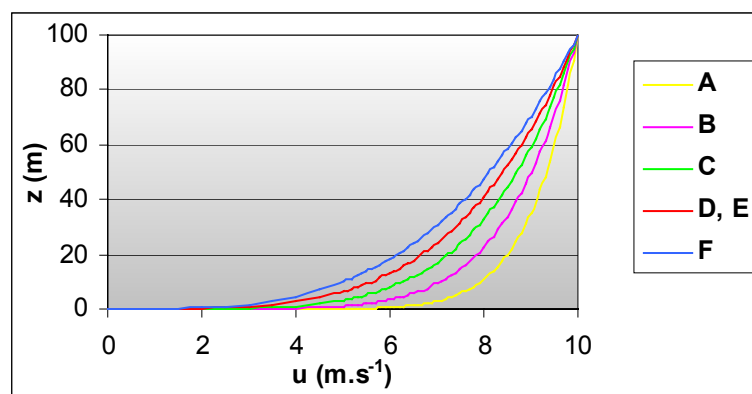


Fig. 1.10 Verloop van de windsnelheid met de hoogte voor de Pasquill - stabiliteitsklassen met gebruik van de coëfficiënten volgens U.I.C. ($u_{100 \text{ m}} = 10 \text{ m.s}^{-1}$)

Een andere, theoretische formule om de windsnelheid op een bepaalde hoogte te berekenen, gebruikt de ruwheidslengte en de wrijvingsnelheid. Deze parameters zijn meestal niet voorhanden en tevens sterk plaatsgebonden.

$$u_z = \frac{u^*}{k} \cdot \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad (1.58)$$

met $u^* \cong 0.1 \cdot u$ (afhankelijk van de atmosferestabiliteit)
 $k = \text{Von Karmanconstante (0.35 à 0.4)}$

1.9. RUWHEIDSLENGTE

De **ruwheidslengte** (= Z_0) wordt gedefinieerd als de hoogte boven het aardoppervlak waar de windsnelheid net groter dan 0 wordt. Volgens Hanna & Drivas (1989) kan een schatting van Z_0 bekomen worden door de hoogte van de ruwheidselementen met een factor 10 te verminderen.

Een theoretische bepaling van Z_0 is ook mogelijk.

Lettau (1969) stelt volgende formule voor :

$$Z_0 = \frac{0.5 \cdot h^* \cdot s}{A} \quad (1.59)$$

met A = totale oppervlakte van het beschouwde gebied
 h^* = gemiddelde obstakelhoogte
 s = totale silhouet - oppervlakte van alle obstakels in het beschouwde gebied

Uit de windtunnelexperimenten van Petersen (1997) bleek dat (1.59) goede resultaten gaf. De bruikbaarheid van deze formules is echter wel beperkt : een gedetailleerde beschrijving (met de aanwezige obstakels) van het beschouwde gebied dient voor handen te zijn.

In de courante modellen wordt deze parameter niet rechtstreeks gebruikt. Sommige auteurs proberen dit te benaderen door een aanpassing van de **dispersieparameters**, anderen menen dit te kunnen simuleren door de **bronhoogte** te veranderen.

Smith en Briggs hebben aanpassingen geformuleerd voor de dispersiecoëfficiënten in functie van Z_0 . Bij Smith gebeurt dit via een evenredigheid (1.46). Briggs hield rekening met de ruwheidslengte door het opstellen van een reeks formules voor enerzijds een ruraal en anderzijds een stedelijk gebied (zie Tabel 1.10 en Tabel 1.11).

Ook Borrego et al. (1990) stellen correcties voor in functie van de ruwheidslengte, maar nu enkel voor de verticale dispersiecoëfficiënt. De invloed van het terrein op de horizontale dispersie zou verwaarloosbaar zijn. Ruwheidselementen zorgen voor een verhoging van de mechanische turbulentie en veroorzaken dus een verhoogde dispersie. Op basis van Z_0 wordt een indeling gemaakt in 6 klassen (zie Tabel 1.20), voorgesteld door de Hosker index (= HI).

Tabel 1.20. Definitie van de Hosker indexen

HI	Z ₀ (cm)	terrein categorie
1	1	wateroppervlak
2	4	open veld
3	10	niet gedefinieerd (referentie)
4	40	bos
5	100	voorstad
6	400	stadscentrum

In functie van deze klassen en de afstand ten opzichte van de bron worden correctiefactoren (= H_f) gegeven, die naar 1 streven naarmate men verder van de bron verwijderd is.

$$\sigma_{z,gecorrigeerd} = \sigma_z \cdot H_f \quad (1.60)$$

Als referentie wordt een σ_z bij een ruwheidslengte van 10 cm genomen (HI = 3 ; $H_f = 1$). Ruwere gebieden krijgen een correctiefactor groter dan 1. En dit in tegenstelling tot vlakke terreinen, waar H_f kleiner is dan 1.

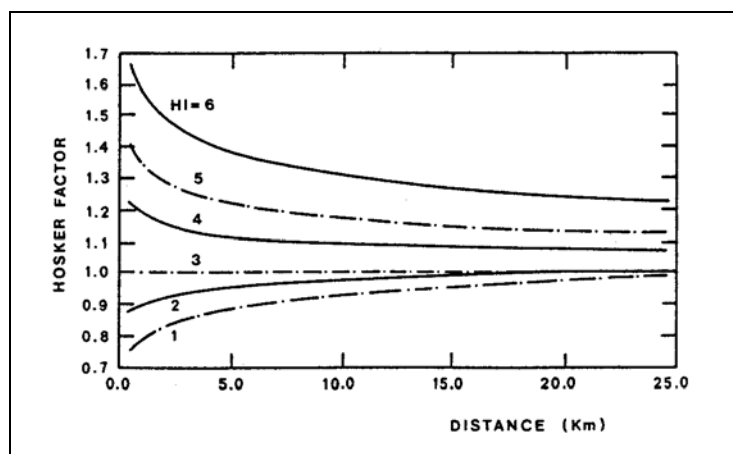


Fig. 1.11 Correctiefactoren H_f in (1.60) voor de verticale dispersieparameter, in functie van de Hosker index en de afstand ten opzichte van de bron

Singh et al. (1994) onderzochten, via windtunnelexperimenten en veldstudies, de invloed van ruwheidselementen op de dispersieparameters. De geometrische bronhoogte dient beschouwd te worden ten opzichte van de gemiddelde obstakelhoogte. Slechts als die verhouding groter is dan 3.5 worden de dispersieparameters niet meer beïnvloed. De oriëntatie van de ruwheidselementen speelt ook een rol, en beïnvloedt de verticale en horizontale dispersieparameter op een verschillende manier.

Bultynck et al. (1970) stellen deze grensverhouding in op 2.5. Er wordt voorgesteld een correctie uit te voeren op de geometrische bronhoogte :

$$H_{eff} = 1.6 \cdot H_g - 1.5 \cdot H_{obstakel} + \Delta h \quad (1.61)$$

Deze uitdrukking mag gebruikt worden op minimaal 100 m van de bron.

1.10. SPECIALE GEVALLEN

1.10.1. LAGE WINDSNELHEDEN

1.10.1.1. ALGEMEEN

Veel vermeld in de literatuur (Goyal et al., 1996; Kristensen et al., 1981; Lines et al., 1997; Sharan et al., 1995; Sharan et al., 1996; Yadav & Sharan, 1996) is het probleem van de **overschatting** van de concentraties in de **windrichtingsas** bij gebruik van de (uurgemiddelde) bigaussiaanse modellen. Op **laterale** afstanden van de pluimas wordt een **onderschatting** waargenomen. Volgende redenen kunnen aangegeven worden :

- Aangezien de concentratie omgekeerd evenredig is met de windsnelheid verkrijgt men bij zeer lage windsnelheden onrealistisch hoge waarden.
- Windstille situaties gaan vaak gepaard met een snel wijzigende windrichting. De pollutantmassa wordt in dergelijke gevallen niet meer hoofdzakelijk in de windas verdeeld. De meanderende pluim zal lagere concentraties geven in de gemiddelde windrichting en hogere concentraties op meer laterale receptorpunten. Naar geurhinder toe krijgen we dus een groter probleemgebied. Zeer variabele wind kan zelfs windopwaarts van de gemiddelde windrichting geurproblemen geven. In een dergelijk geval kan men bezwaarlijk spreken over de "gemiddelde" windrichting.

In de literatuur worden verschillende waarden gevonden als ondergrens voor gebruik van het uurgemiddeld bigaussiaans model. Enkele auteurs (Krestzchmar & Mertens, 1984; Zanetti, 1986) menen dat deze grens op 1 m.s^{-1} moet gesteld worden. De meeste auteurs (Hanna & Drivas, 1989; Sharan et al., 1996; Sagendorf & Dickson, 1974; en anderen) denken eerder aan 2 m.s^{-1} . Een veilige waarde van 2 m.s^{-1} lijkt dan ook het meest aannemelijk.

Op basis van de uurgemiddelde windsnelheidsmetingen op 24 m hoogte van 1997 en 1996 in Mol kon besloten worden dat deze toestand ongeveer 20 % van de tijd wordt waargenomen (zie Fig. 1.12). Op lagere hoogte zal dit percentage nog groter zijn.

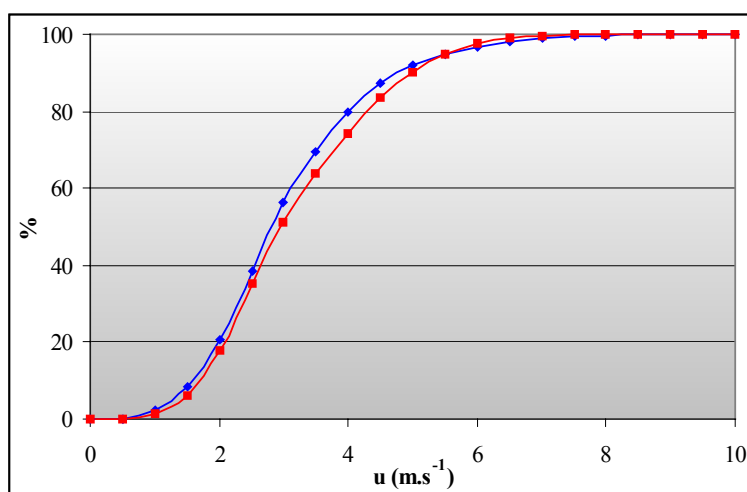


Fig. 1.12 Cumulatieve frequentie van de uurgemiddelde windsnelheid, gemeten op 24 m, op basis van de SCK gegevens van 1996 (rode lijn) en 1997 (blauwe lijn)

Bennetts (1990) (Meteorological Office, U.K.) stelt de volgende regel voor bij toxische emissies bij windsnelheden lager dan 0.5 m.s^{-1} . Het risicogebied wordt gedefinieerd als een cirkel rond de bron die zich uitbreidt met snelheid van 0.5 m.s^{-1} .

Daeves & Lines (1998) hebben de persistentie van de windrichting onderzocht in functie van de windsnelheid. Als maat hiervoor werd de probabilliteit berekend dat de windrichting in een 30° -sector rond de gemiddelde windrichting blijft gedurende een bepaalde testperiode.

- Bij 0.5 m.s^{-1} en een testperiode van 20 minuten is deze probabilliteit iets meer dan 50 % (99 % bij windsnelheden van meer dan 3.5 m.s^{-1}).
- Over een uur gezien, blijft slechts in 6 % van de experimenten de windrichting in de 30° -sector bij 0.5 m.s^{-1} .
- Bij hogere windsnelheden (meer dan 3.5 m.s^{-1}) is deze herleiding slechts beperkt tot 90 %.

De standaardafwijking op de windrichting is dus sterk gecorreleerd met de windsnelheid. Hoge windsnelheden zijn zeer persistent. Dit in tegenstelling tot lage windsnelheden, en in het bijzonder wanneer langere tijdsperiodes beschouwd worden. Ook de metingen van Smith & Abbott (1961) illustreren duidelijk het verband tussen de windsnelheid en de standaardafwijking op de windrichting (zie Fig. 1.13).

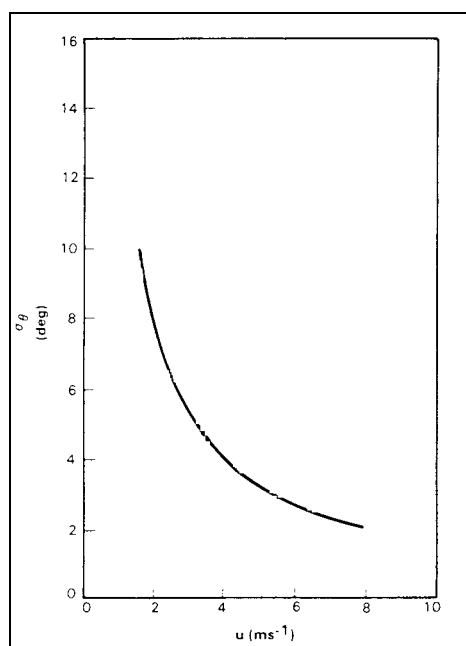


Fig. 1.13 Relatie tussen de standaardafwijking op de windrichting en de windsnelheid (Smith & Abbott, 1961)

Ook de relatie tussen windsnelheid en stabiliteit werd onderzocht. Grotere windsnelheden geven bijna uitsluitend aanleiding tot een neutrale atmosfeer. Lage windsnelheden worden meestal teruggevonden bij (verticaal) stabiele omstandigheden, maar ook (verticaal) onstabiele luchttoestanden komen voor.

Samen met inversie gelden lage windsnelheden als "worst case" - toestand voor emissies. Een adequate modellering in deze omstandigheden is dus van groot belang.

1.10.1.1. MODELLEN BIJ LAGE WINDSNELHEDEN

1.10.1.2.1. VOLLEDIGE OPLOSSING DIFFUSIE-ADVECTIE-VERGELIJKING

De diffusie-advectievergelijking wordt nu uitgewerkt, zonder verwaarlozing van de diffusie-term in de x-richting. Als oplossing wordt bekomen (Sharan et al., 1995) :

$$C(x, y, z) = \frac{Q \cdot x \cdot e^{-\frac{x^2}{\sigma_x^2}}}{2 \cdot u_{H_{eff}} \cdot \sigma_x \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \left[\frac{e^{-\frac{x \cdot p}{\sigma_x}}}{p} + \frac{e^{-\frac{x \cdot q}{\sigma_x}}}{q} \right]$$

met

$$p = \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z + H_{eff})^2}{\sigma_z^2}}$$

$$q = \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - H_{eff})^2}{\sigma_z^2}} \quad (1.62)$$

De reflectie op de grond is in rekening gebracht ($\alpha = 1$). Wanneer we nu in bovenvermelde vergelijking de limiet van σ_x naar 0 nemen, vinden we het klassiek bigaussiaans model met reflectie op de grond. De bigaussiaanse formule is dus een randgeval van uitdrukking (1.62).

Uit analyse van het functieverloop, in vergelijking met het bigaussiaans model, worden slechts weinig verschillen opgemerkt (zie Fig. 1.14).

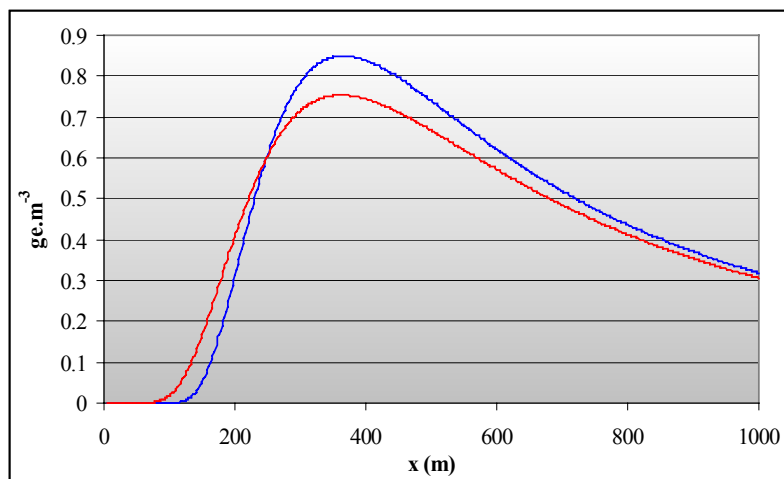


Fig. 1.14 Verloop van de grondconcentratie in functie van de windafwaartse afstand t.o.v. de bron op 400 m lateraal van de pluimas, voor de formule van Sharan et al. (rood) en het bigaussiaans model (blauw)

Simulatiegegevens : $H_{\text{eff}} = 10 \text{ m}$; $u_{\text{Heff}} = 3 \text{ m.s}^{-1}$; $Q = 100\,000 \text{ ge.s}^{-1}$; $\sigma_\theta = 50^\circ$;
 verticale stabiliteit = D ; σ_z volgens Pasquill/Gifford ;
 σ_y, σ_x volgens Cirillo & Poli

1.10.1.2.2. ANDERE BENADERING VAN DE DIFFUSIECOËFFICIENTEN

Sharan et al. (1996) stellen voor de diffusiecoëfficiënten te benaderen als een lineaire functie van de windafwaartse afstand en de windsnelheid volgens formule (1.63), gebaseerd op Taylors statistische theorie. Op deze manier wordt een mathematisch correcte oplossing bekomen, dit in tegenstelling tot de afleiding van het bigaussiaans model (cf. *Hoofdstuk 1.4*).

$$K_x = \alpha \cdot u \cdot x \quad K_y = \beta \cdot u \cdot x \quad K_z = \gamma \cdot u \cdot x \quad (1.63)$$

Wanneer we nu rekening houden met deze K waarden, en tevens de reflectie op de grond en de diffusie in de windrichting meerekenen, wordt de volgende vergelijking bekomen :

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{u \cdot \pi \cdot \sqrt{\beta \cdot \gamma \cdot x^2}} \cdot \left[1 + \frac{\alpha}{x^2} \cdot \left(\frac{y^2}{\beta} + \frac{z^2}{\gamma} \right) \right]^{-\left(\frac{1}{2\alpha} + 1\right)}$$

$$\text{met} \quad \alpha = \left(\frac{\sigma_u}{u} \right)^2 \quad \beta = \left(\frac{\sigma_v}{u} \right)^2 \quad \gamma = \left(\frac{\sigma_w}{u} \right)^2 \quad (1.64)$$

De parameters α , β en γ worden benaderd door middel van het kwadraat van de turbulentie-intensiteit volgens een bepaalde coördinaatas. Een dergelijk meting gebeurt niet frequent, en enkele empirische relaties werden voorgesteld.

In een dergelijke benadering wordt niet meer gewerkt met dispersieparameters. De empirische relaties voor de bepaling van de coëfficiënten staan nog niet op punt, goede overeenkomsten met experimentele waarden werden niet bekomen.

1.10.1.2.3. PUFF-MODELLEN

Dergelijke modellen zijn opgesteld om concentratieberekeningen te maken na de emissie van een puff, dit is een beperkte hoeveelheid geëmitteerde pollutantmassa. Deze modellen zijn ten zeerste geschikt bij lage windsnelheden.

Er kan immers rechtstreeks rekening gehouden worden met de variabele windrichting. Bij lage windsnelheden wordt een continue emissie gesimuleerd door het elkaar voortdurend laten opvolgen van rookpluimpjes. Wegens de grote variabiliteit in windrichting dient in elk tijdsinterval de windrichting en de windsnelheid aangepast te worden.

Een ander voordeel is dat de concentratie niet meer omgekeerd evenredig is met de windsnelheid.

De gemiddelde concentratie op een plaats wordt bepaald door het concentratie-aandeel van elke rookpluimpje op die plaats uit te middelen over de simulatieperiode.

$$C_i(x, y, z, t) = \frac{Q_i}{(2 \cdot \pi)^{\frac{3}{2}} \cdot \sigma_x \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{-\frac{(x-ut)^2}{2 \cdot \sigma_x^2}} \cdot e^{-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}} \cdot \left[e^{-\frac{(z-H_{eff})^2}{2 \cdot \sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H_{eff})^2}{2 \cdot \sigma_z^2}} \right] \quad (1.65)$$

$$Q_i = Q \cdot \Delta t \quad (1.66)$$

met t = tijd verlopen sinds de emissie van de beschouwde puff
 Q_i = hoeveelheid pollutantmassa in de beschouwde puff
 Δt = tijdsduur voor de "vorming" van een puff ; of tijdsinterval tussen 2 simulaties bij continue emissie van rookpluimpjes

Het originele trigaussiaans puff-model werd uitgebreid tot vergelijking (1.65) om reflectie op de grond in rekening te brengen.

Enkele dispersieparameterbepalingen (Doury, 1982 en Cirillo & Poli, 1992) werden teruggevonden voor gebruik in het puff model.

- **DOURY (1982)**

Doury herleidde de atmosfeer tot 2 situaties met betrekking tot verdunning van pollutanten. Er kan enerzijds een zwakke diffusie en anderzijds een normale diffusie van een rookpluim optreden. Deze indeling wordt gemaakt op basis van het verticaal temperatuurprofiel. De overeenkomstige Pasquill - klassen zijn gegeven in Tabel 1.21.

Tabel 1.21. Overeenkomst tussen het temperatuurprofiel, de diffusieklasse en de Pasquill - klasse

dT/dz (°C/100m)	diffusie	Pasquill - klasse
≤ -0.5	normaal	A, B, C, D
> -0.5	zwak	E, F

De dispersiecoëfficiënten werden opgesteld op basis van de diffusiecapaciteit van de atmosfeer en de transfertijd tussen bron en receptor (=t_t), gegeven door :

$$t_t = \frac{x}{u} \quad (1.67)$$

$$\sigma_y = (A_h \cdot t_t)^{K_h} \quad (1.68)$$

$$\sigma_z = (A_z \cdot t_t)^{K_z} \quad (1.69)$$

In Tabel 1.22 en 1.23 zijn de coëfficiënten voor de beschreven dispersieparameters weergegeven.

Tabel 1.22. Coëfficiënten voor de dispersieformules (1.68) en (1.69) in functie van de transfertijd bij normale diffusie

t _t (s)	NORMALE DIFFUSIE			
	A _h	K _h	A _z	K _z
< 2.4.10 ²	0.405	0.859	0.42	0.814
2.4.10 ² < t _t < 3.28.10 ³	0.135	1.130	1	0.685
3.28.10 ² < t _t < 9.7.10 ³	0.135	1.130	20	0.500
9.7.10 ² < t _t < 5.08.10 ⁵	0.463	1.000	20	0.500
5.08.10 ⁵ < t _t < 1.3.10 ⁶	6.500	0.824	20	0.500
> 1.3.10 ⁷	200000	0.500	20	0.500

Tabel 1.23. Coëfficiënten voor de dispersieformules (1.68) en (1.69) in functie van de transfertijd bij zwakke diffusie

t _t (s)	ZWAKKE DIFFUSIE			
	A _h	K _h	A _z	K _z
< 2.4.10 ²	0.405	0.859	0.2	0.500
2.4.10 ² < t _t < 3.28.10 ³	0.135	1.130	0.2	0.500
3.28.10 ² < t _t < 9.7.10 ³	0.135	1.130	0.2	0.500
9.7.10 ² < t _t < 5.08.10 ⁵	0.463	1.000	0.2	0.500
5.08.10 ⁵ < t _t < 1.3.10 ⁶	6.500	0.824	0.2	0.500
> 1.3.10 ⁷	200000	0.500	0.2	0.500

• **CIRILLO & POLI (1992)**

Cirillo & Poli hebben een interessante set formules ontwikkeld, speciaal voor gebruik bij lage windsnelheden.

Deze parameters zijn origineel opgesteld voor gebruik in een puff-model, maar kunnen ook gebruikt worden in het bigaussiaans model (voor wat betreft de bepaling van σ_y).

Bovendien hebben ze een theoretische grondslag, en zijn dus niet meer afhankelijk van validatiecondities. Een afzonderlijke formule voor σ_x is beschikbaar.

De grootte van de dispersiecoëfficiënten en de verstreken tijd sinds de emissie zijn recht evenredig. Uitgaande van Taylors statistische theorie is deze evenredigheidsconstante gelijk te stellen aan de standaardafwijking van de turbulentiesnelheid volgens de beschouwde as.

$$\sigma_x = \sigma_u \cdot t; \quad \sigma_y = \sigma_v \cdot t; \quad \sigma_z = \sigma_w \cdot t \quad (1.70)$$

Er werd uitgegaan van 2 hypothesen. De windrichtingshoek is normaal verdeeld rond de gemiddelde windrichting en heeft als standaardafwijking σ_θ . Ook werd verondersteld dat de windsnelheid en de windrichting onafhankelijk zijn van elkaar. Volgende relaties werden bekomen :

$$\sigma_v^2 = u^2 \cdot \sinh(\sigma_\theta^2) \quad (1.71)$$

$$\sigma_u^2 = u^2 \cdot [\cosh(\sigma_\theta^2) - 1] \quad (1.72)$$

Ingevuld in (1.70) levert dit :

$$\sigma_y = x \cdot \sqrt{\sinh(\sigma_\theta^2)} \quad (1.73)$$

$$\sigma_x = x \cdot \sqrt{\cosh(\sigma_\theta^2) - 1} \quad (1.74)$$

Wanneer de verdeling van de windrichtingshoek echter uniform beschouwd wordt tussen $-\theta_{\max}$ en θ_{\max} , kunnen volgende formules ontwikkeld worden :

$$\sigma_y = x \cdot \sqrt{\frac{\theta_{\max}}{2 \cdot \sin \theta_{\max}} \left(\frac{\theta_{\max}}{\sin \theta_{\max}} - \cos \theta_{\max} \right)} \quad (1.75)$$

$$\sigma_x = x \cdot \sqrt{\frac{1}{2} \cdot \left[\frac{\theta_{\max}}{\sin \theta_{\max}} \left(\frac{\theta_{\max}}{\sin \theta_{\max}} + \cos \theta_{\max} \right) - 2 \right]} \quad (1.76)$$

met $\theta_{\max} = \sqrt{3} \cdot \sigma_\theta$

1.10.1.2.4. DRAXLER (1980)

Een ander probleem dat de complexiteit van het modelleren bij lage windsnelheden onderstreept, is het blijven hangen van de rookpluim in de nabijheid van de bron. Na een periode van weinig wind zal de concentratie dicht bij een bron (in alle richtingen) hoog oplopen. Het advectiemechanisme in de beschouwde toestand speelt slechts een zeer beperkte rol. Verdunning gebeurt enkel via (trage) diffusie. Een windstoot echter zal deze geconcentreerde pluim windafwaarts drijven en daar plots voor geurproblemen zorgen.

Draxler stelt voor gedurende de windstille periodes ($< 0.5 \text{ m.s}^{-1}$) geen emissie te veronderstellen. Wanneer de windsnelheid oploopt, wordt alle "opgespaarde" pollutantmassa uit de windloze periode geëmitteerd. Dit is natuurlijk een zeer ruwe benadering, die niet mag gebruikt worden dicht bij de bron. Bij zeer grote receptorafstanden ($> 30 \text{ km}$) zorgt deze veronderstelling voor een verbeterde voorspelling van de concentraties (Draxler, 1980).

1.10.1.2.5. VIA GEBRUIK VAN HET BIGAUSSIAANS MODEL MET AANGEPASTE DISPERSIEPARAMETERS

Sagendorf & Dickson (1974) benadrukken het gebruik van het "split-sigma" - systeem voor de stabiliteitsbepaling, in het bijzonder wanneer we te maken hebben met lage windsnelheden. In deze gevallen zal er vaak verticale stabiliteit heersen terwijl er grote σ_θ 's gemeten worden, wat duidt op horizontale onstabiliteit.

De beschrijving van de stabiliteit door slechts één klasse zal dus geen goede resultaten opleveren. Uit experimenten bleek dat wanneer de horizontale en verticale stabiliteit gelijk genomen worden, de concentraties (sterk) overschat worden.

Twee formules, die rechtstreeks rekening houden met de standaardafwijking op de windrichtingshoek zijn hier vermeld. Ook werden in de literatuur correctiefactoren teruggevonden om de Pasquill/Gifford - curves te kunnen gebruiken bij lage windsnelheden.

In principe zijn al de reeds beschreven dispersieparameterbepalingen op basis van het Pasquill - systeem ook bruikbaar via de "split-sigma" - benadering. Via σ_θ wordt de horizontale stabiliteitsklasse bepaald, via het temperatuurprofiel de verticale stabiliteit (zie Tabel 1.6). Volgens Sagendorf & Dickson (1974) wordt op deze manier de overschatting reeds herleid met een factor 4 tot 5.

- **INEL**

Een formule van de volgende vorm wordt voorgesteld (Sagendorf & Dickson, 1974) :

$$\sigma_y = a \cdot \sigma_\theta \cdot x^b \quad (1.77)$$

waarbij $a = 0.035$ en $b = 0.87$ voor tijdsgemiddelden groter dan 15 min. en kleiner dan 1 h.

Sharan et al. (1995) benadrukken dat deze bepaling via regressie gevonden werd voor het vlakke INEL testterrein, en dus typisch is voor het beschouwde gebied. Toch wordt de toepasbaarheid op andere plaatsen als aanvaardbaar geacht.

Voor meer informatie, dient verwezen te worden naar de validatiestudie op het terrein van INEL (zie *Hoofdstuk 2.3*)

- **CIRILLO & POLI**

Via σ_θ wordt de laterale dispersieparameter berekend volgens (1.73), zoals voorgesteld bij het puff-model :

$$\sigma_y = x \cdot \sqrt{\sinh(\sigma_\theta^2)}$$

Op basis van de temperatuurgradiënt wordt de verticale dispersieparameter bepaald. Enkele mogelijkheden zijn de formules van Briggs en Pasquill/Gifford.

- **CORRECTIEFACTOREN VOOR DE PASQUILL/GIFFORD - CURVEN**

Wanneer de Pasquill - klasse bepaald werd aan de hand van de windsnelheid en de instraling (volgens Tabel 1.4), en geen verdere gegevens beschikbaar zijn, is het niet mogelijk het "split-sigma" - systeem te gebruiken. Men zag in dat op basis van een algemene Pasquill - klasse de meanderende rookpluim bij lage windsnelheden niet kon beschreven worden.

Het NRC (Nuclear Regulatory Commission, 1979) stelde dan ook empirische correctiefactoren (= M) voor op de formules van Pasquill/Gifford, voor wat betreft de horizontale dispersieparameter. Deze dienen slechts gebruikt te worden bij windsnelheden kleiner dan 6 m.s^{-1} (zie Fig. 1.14). Enkel de neutrale en stabiele klassen werden beschouwd, daar vooral deze voorkomen bij windkalme periodes. In functie van een verhoogde stabiliteit en een verlaagde windsnelheid, dient σ_y verhoogd te worden.

$$\sigma_{y, \text{gecorrigeerd}} = \sigma_y \cdot M \quad (1.78)$$

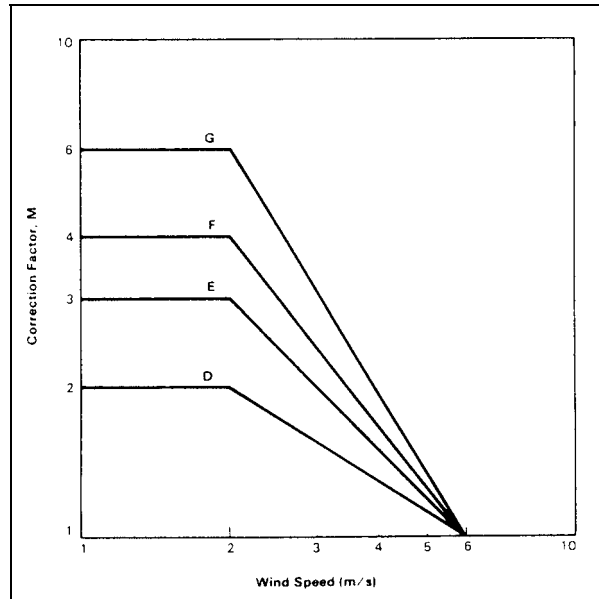


Fig 1.14 Waarden voor de correctiefactor M in (1.78) voor de horizontale dispersieparameter volgens Pasquill/Gifford, in functie van de Pasquill - klasse en de windsnelheid (NRC, Regulatory Guide 1.145, 1979)

Deze informatie is in analytische vorm weergegeven in Tabel 1.24.

Tabel 1.24. Waarden voor de correctiefactor M in (1.78) voor de horizontale dispersieparameter volgens Pasquill/Gifford, in functie van de Pasquill - klasse en de windsnelheid (NRC, Regulatory Guide 1.145, 1979)

Pasquill - klasse	$u < 2 \text{ m.s}^{-1}$	$2 \text{ m.s}^{-1} \leq u < 6 \text{ m.s}^{-1}$
D	2	$-0.25.u + 2.5$
E	3	$-0.5.u + 4$
F	4	$-0.75.u + 5.5$

Dit is natuurlijk slechts een ruwe benadering, temeer daar bij windsnelheden kleiner dan 2 m.s^{-1} een constante waarde wordt voorgesteld.

1.10.2. INVERSIE

Vele grote, historische luchtvervuilingsrampen waren het gevolg van de aanwezigheid van een inversielaag op beperkte hoogte.

Enkele voorbeelden (Hosten, 1997) :

- *Maas-vallei (België, 1930, 60 doden)*
- *Donora (Pennsylvania, USA, 1948, 17 doden)*
- *Londen (UK, 1952, 4000 doden).*

Inversie treedt op in sterk stabiele omstandigheden. De werkelijke temperatuurgradiënt is positief. De pollutanten zullen in een dergelijk geval slechts stijgen tot dat hun temperatuur die van de omgeving heeft bereikt. Dit in tegenstelling met een negatieve gradiënt, waarbij de opstijgende lucht steeds warmer blijft dan de omgeving.

De invloed van een inversielaag kan op dezelfde manier benaderd worden als de aanwezigheid van een grondoppervlak. De onderkant van de inversielaag wordt als perfect ondoordringbaar en volledig reflectief beschouwd. Er zal dus een voortdurende reflectie zijn tussen het grondoppervlak en de inversielaag. Dit kan gemodelleerd worden door het plaatsen van imaginaire bronnen, zowel boven de onderzijde van de inversielaag als onder het aardoppervlak. En dit telkens op afstanden $2nH_i - H_g$ en $2nH_i + H_g$ (boven de inversielaag), en op $-(2nH_i - H_g)$ en $-(2nH_i + H_g)$ (onder het grondoppervlak).

Dit levert de volgende formule (Bultynck et al, 1970) :

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot u_{H_{eff}} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right)} \cdot \left[e^{\left(-\frac{(z - H_{eff})^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)} + e^{\left(-\frac{(z + H_{eff})^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)} + \sum_{n=1}^{\infty} e^{\left(-\frac{(z - (2 \cdot n \cdot H_i - H_{eff}))^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)} + \sum_{n=1}^{\infty} e^{\left(-\frac{(z + (2 \cdot n \cdot H_i - H_{eff}))^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)} + \sum_{n=1}^{\infty} e^{\left(-\frac{(z - (2 \cdot n \cdot H_i + H_{eff}))^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)} + \sum_{n=1}^{\infty} e^{\left(-\frac{(z + (2 \cdot n \cdot H_i + H_{eff}))^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)} \right] \quad (1.79)$$

In Fig. 1.15 is de plaatsing van enkele virtuele bronnen weergegeven, bij een inversie-laag op beperkte hoogte.

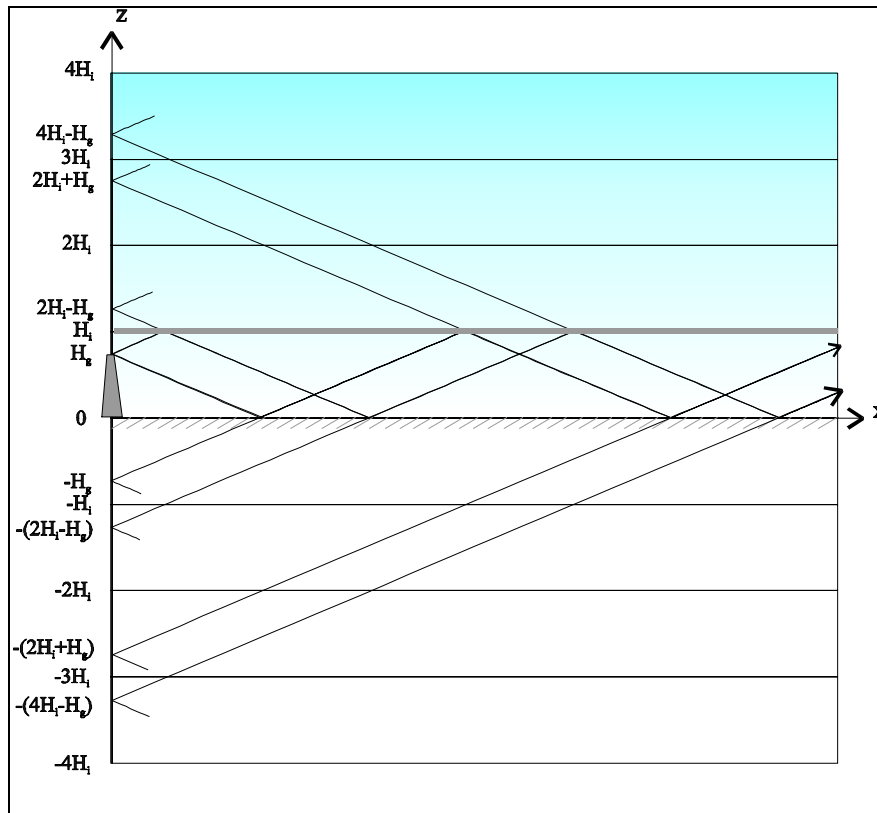


Fig. 1.15 Voorstelling van de (rechte) pluimstralen in een verticaal vlak bij het voorkomen van een inversie-laag op beperkte hoogte ($= H_i$) met verwaarlozing van de pluimstijging ($H_{\text{eff}} = H_g$)

Op voldoende afstand van de bron treedt een homogenisatie op in de verticale verdeling van de pollutanten. De concentratie is dan niet meer afhankelijk van de hoogte boven het aardoppervlak (Bultynck et al., 1970; Csanady & Maccormac, 1973). Het concentratieprofiel herleidt zich dan tot de volgende uitdrukking :

$$C(x, y) = \frac{Q}{H_i \cdot \sqrt{2 \cdot \pi} \cdot u_{H_{\text{eff}}} \cdot \sigma_y} \cdot e^{-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}} \quad (1.80)$$

Of dit wil zeggen dat de somtermen streven naar $\frac{\sqrt{2 \cdot \pi} \cdot \sigma_z}{H_i}$.

De hoogste concentraties worden bekomen wanneer er zich net boven de geometrische bronhoogte een inversie-laag opbouwt (zie Fig. 1.16). In een eerste benadering volstaat het de concentratie, bekomen met het bigaussiaans model, te verdubbelen. Alle gassen worden immers in een dergelijke toestand rechtstreeks naar de grond gestuurd (Bultynck et al., 1970).

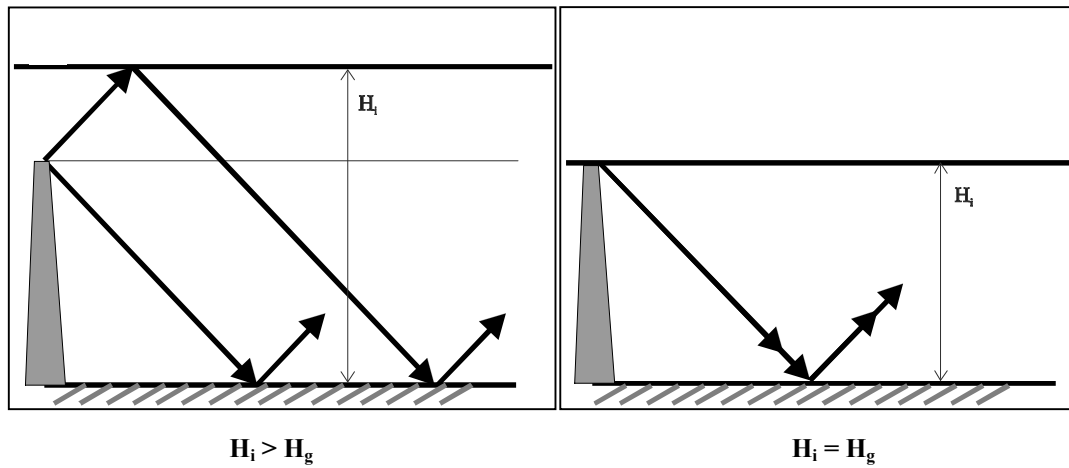


Fig. 1.16 Voorstelling pluimstralen bij 2 inversiehoogtes

DOELSTELLING

In eerste instantie wordt de performantie van enkele modellen, beschreven in de literatuurstudie, nagegaan. Deze **validatiestudie** gebeurt in *Deel 2*, op basis van 2 reeksen meetgegevens.

De Prairie Grass database kan gebruikt worden om de werking van de modellen bij lage bronhoogtes, en bij niet zeer lage windsnelheden ($> 2\text{m.s}^{-1}$) te bekijken. De maximale concentraties op 5 testcirkels rond de bron zijn beschikbaar.

De testen uitgevoerd op de terreinen van INEL (Idaho National Engineering Laboratory, U.S.A.) gebeurden onder een stabiele atmosfeer, bij windsnelheden kleiner dan 2 m.s^{-1} . Concentratieingen werden uitgevoerd over volledige cirkels.

De receptoren voor beide testopstellingen bevonden zich dicht bij de grond. Tevens zijn meteogegevens beschikbaar ter hoogte van de bronmond.

Voor meer informatie over beide validatiegegevens, wordt verwezen naar Tabel 2.1.

Tabel 2.1. Overzicht van de twee validatiegegevens sets

	PRAIRIE GRASS	INEL
tracer-gas	SO ₂	SF ₆
x	50 m, 100 m, 200 m, 400 m, 800 m	100 m, 200 m, 400 m
y	0	volledige cirkels rond bron
z	1.5 m	0.76 m
H _g	0.45 m	1.5 m
H _{eff}	1.5 m	3 m
Z ₀	0.6 cm	[vlak terrein]
tijdsgemiddelden	10 min	1 h
lage windsnelheden	nee	ja
lage bronhoogtes	ja	ja
stabiele atmosfeer	bepaalde experimenten	meeste experimenten
aantal experimenten	44	10

Bij gebrek aan validatiegegevens omtrent het voorkomen **van inversielagen op beperkte hoogte**, worden een dynamische en een statische simulatie uitgevoerd in *Deel 3*.

Uiteindelijk worden in *Deel 4* een **langetermijn** en **kortetermijn verspreidingsmodel** opgesteld.

Het uur-voor-uur model heeft als doel de impact van een continue bron, met een gekende emissie, na te gaan, door visualisatie van de percentielgebieden. Binnen een dergelijke zone rond de bron wordt gedurende een bepaald percentage van de beschouwde periode (dit is veelal 1 jaar) een welbepaalde concentratie overschreden. Op basis van de beschikbare meteogegevens wordt een grid-based model geprogrammeerd in FORTRAN 77. De grafische verwerking gebeurt via QBASIC 4.5. Het kortetermijn model dient om uitgaande van snuffelmetingen de bronterm te bepalen.

2.1. PRAIRIE GRASS DATASET

2.1.1. INLEIDING

Deze (historische) reeks gegevens wordt regelmatig gebruikt voor validatiestudies, wegens de goede kwaliteit van de metingen. Uit een 60-tal experimenten selecteerde men er 44. De metingen werden uitgevoerd bij zowel verticaal stabiele als onstabiele toestanden (Barad, 1958; Hanna et al, 1990).

De experimenten gebeurden met een (punt)bron op zeer beperkte hoogte. Deze metingen kunnen gebruikt worden om de performantie van de modellen bij lage bronhoogtes na te gaan. Verdere brongegevens zijn niet beschikbaar, evenmin schattingen van de effectieve emissiehoogte. Vandaar dat er geen pluimstijging verondersteld werd tijdens deze validatie.

Er zijn 5 testcirkels gebruikt, op beperkte afstand van de bron. De maximale, genormaliseerde concentraties ($= C \cdot Q^{-1}$) zijn beschikbaar per cirkel voor elk experiment. Daar zeer lage windsnelheden geen deel uitmaken van de gegevens, zijn deze waarden te beschouwen als de concentraties in de pluimas ($y = 0$).

Voor verdere gegevens, zie Tabel 2.1.

2.1.2. VALIDATIE

De gebruikte meteogegevens voor elk experiment zijn :

- windsnelheid (op 2 m)
- σ_θ (op 2 m)
- Pasquill - stabiliteitsklasse

De gegevens voor de verschillende experimenten zijn terug te vinden in *Bijlage III*.

Alle stabiliteitsklassen komen voor tussen de testgegevens. De verdeling van de 44 experimenten over de verschillende Pasquill - klassen is weergegeven in Tabel 2.2.

Tabel 2.2. Verdeling van de experimenten over de verschillende stabiliteitsklassen

Pasquill-klasse	aantal experimenten
A	3
B	2
C	8
D	22
E	3
F	6

Het bigaussiaans model werd gebruikt, met de **dispersieparameters** beschreven door:

- Smith, voor zowel σ_y en σ_z (= **SMITH**)
- Pasquill/Gifford, voor zowel σ_y en σ_z (= **PG**)
- Briggs ruraal, voor zowel σ_y en σ_z (= **BRIGGS**)
- Cirillo & Poli voor σ_y , met Pasquill/Gifford voor σ_z (= **CP+PG**)
- Cirillo & Poli voor σ_y , met Briggs ruraal voor σ_z (= **CP+BRIGGS**)
- INEL voor σ_y , met Pasquill/Gifford voor σ_z (= **INEL+PG**)
- INEL voor σ_y , met Briggs ruraal voor σ_z (= **INEL+BRIGGS**)
- Bultynck & Malet, voor zowel σ_y en σ_z (= **BULMAL**)

De dispersieformules van Bultynck/Malet, niet toepasbaar onder de beschreven testcondities (te lage bronhoogtes), werden ook gebruikt. Deze stabiliteitsklassen werden bepaald naar analogie met de Pasquill - klassen (zie *Hoofdstuk 1.5* : A-E6, B-E5, C-E4, D-E3, E-E2, F-E1). Hierdoor krijgt men een idee over de grootte van de fouten die met het gebruik van deze formule gepaard gaan.

Ook werd een vergelijking gemaakt tussen de Pasquill/Gifford - curves, en de Pasquill/Gifford - curves met correctie (= **PG corr**) voor de windsnelheden lager dan 6 m.s^{-1} , volgens NRC (1979) (zie *Hoofdstuk 1.10.1.2.5*). Enkele de neutrale en stabiele Pasquill - klassen (D, E en F) werden vergeleken, daar slechts voor deze de correctiefactoren gedefinieerd zijn.

De **performantie** van de modellen werd op de volgende manieren gecontroleerd :

- De **gemiddelden** van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties werden per afstand voor elk model berekend.
- Via **boxplots** wordt een idee verkregen over de verdeling van deze waarden. In een dergelijk figuur stelt de middelste streep de mediaanwaarde voor. Het vierkant wordt afgebakend door het 1^{ste} en het 3^{de} kwartiel. De horizontale streepjes bovenaan en onderaan de rechthoek stellen de niet uitspringende, maximale en minimale waarden voor.
- Voor het opstellen van de **histogrammen**, werden de berekende waarden gedeeld door de gemeten waarden gediscetiseerd in klassen. In ordinaat komt dan de frequentie binnen elke klasse, uitgaande van de 212 meetwaarden. Dit zijn de 44 experimenten, over de 5 afstanden, mits aftrek van de 8 ontbrekende metingen.
- Verdere analyse gebeurt via enkele **statistische toetsen** (Yadav & Sharan, 1996) :
 - **FB (fractional bias)** geeft informatie over de tendens de werkelijke concentraties te overschatten of te onderschatten. De mogelijke waarden van FB liggen tussen -2 en +2. Waarden kleiner dan nul duiden op een overschatting, positieve waarden op een onderschatting. De te bereiken waarde is 0.

$$FB = \frac{(\overline{C_g} - \overline{C_b})}{0.5 \cdot (\overline{C_g} + \overline{C_b})} \quad (2.1)$$

met C_g = gemeten concentratie
 C_b = berekende concentratie

- **NMSE (normalized mean square error)** is een maat voor de afwijking tussen de voorspelde en gemeten waarden. Het resultaat is steeds positief, en dient zo klein mogelijk te zijn.

$$NMSE = \frac{(\overline{C_g - C_b})^2}{\overline{C_g} \cdot \overline{C_b}} \quad (2.2)$$

- **R (correlatie-coëfficiënt)** beschrijft in welke mate de gemeten en voorspelde waarden overeenkomen.

$$R = \frac{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (C_{g,i} - \overline{C_g}) \cdot (C_{b,i} - \overline{C_b})}{\sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (C_{g,i} - \overline{C_g})^2} \cdot \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (C_{b,i} - \overline{C_b})^2}} \quad (2.3)$$

- **FAC2** geeft aan hoeveel procent van de voorspelde waarden kleiner dan 2 maal te groot en groter dan 2 maal te klein zijn ten opzichte van de werkelijke waarden.

$$0.5 \leq \frac{C_b}{C_g} \leq 2 \quad (2.4)$$

Voor elk model werd een dergelijke analyse uitgevoerd, per afstand en globaal over alle afstanden.

2.1.2.1. RESULTATEN

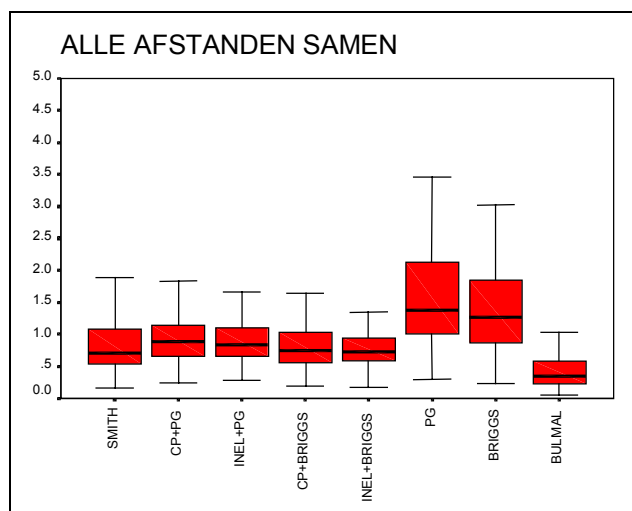
Voor de waarden van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties voor de verschillende experimenten, afstanden en dispersieformules dient verwezen naar *Bijlage III*.

- **GEMIDDELDEN**

Tabel 2.3. Gemiddelde waarden van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties voor de verschillende dispersieformules over de 5 testafstanden (44 experimenten per afstand)

	50 m	100 m	200 m	400 m	800 m	GEM
SMITH	0.80	0.78	0.79	0.97	1.31	0.93
CP+PG	1.01	0.92	0.85	0.94	1.17	0.98
INEL+PG	0.84	0.84	0.84	1.02	1.39	0.99
CP+BRIGGS	0.87	0.79	0.74	0.84	1.09	0.86
INEL+BRIGGS	0.72	0.72	0.73	0.91	1.30	0.88
PG	1.69	1.56	1.47	1.70	2.29	1.74
BRIGGS	1.47	1.36	1.29	1.50	2.07	1.54
BULMAL	0.31	0.32	0.38	0.58	1.04	0.53

- **BOXPLOTS**



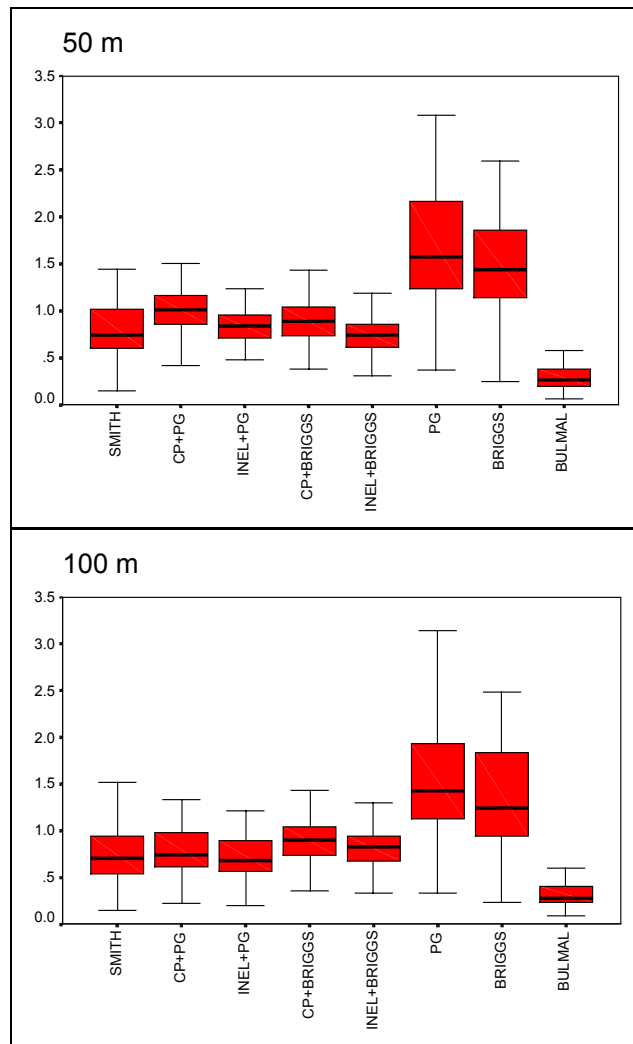
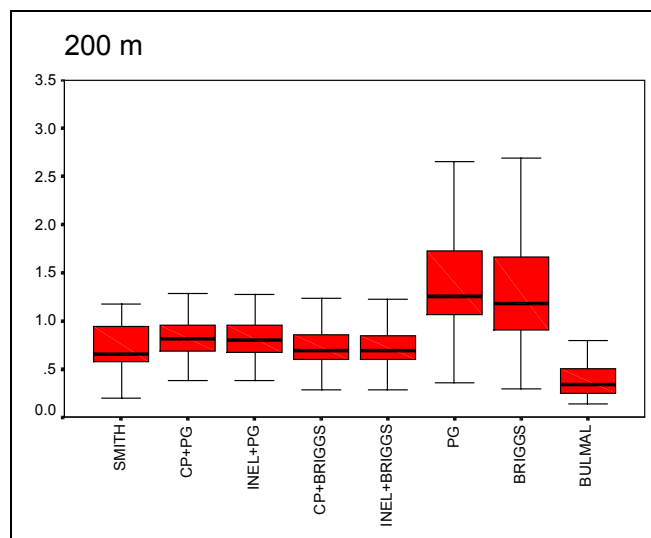


Fig. 2.1 Boxplots van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties voor de verschillende formules, voor alle afstanden samen, op 50 m en op 100 m



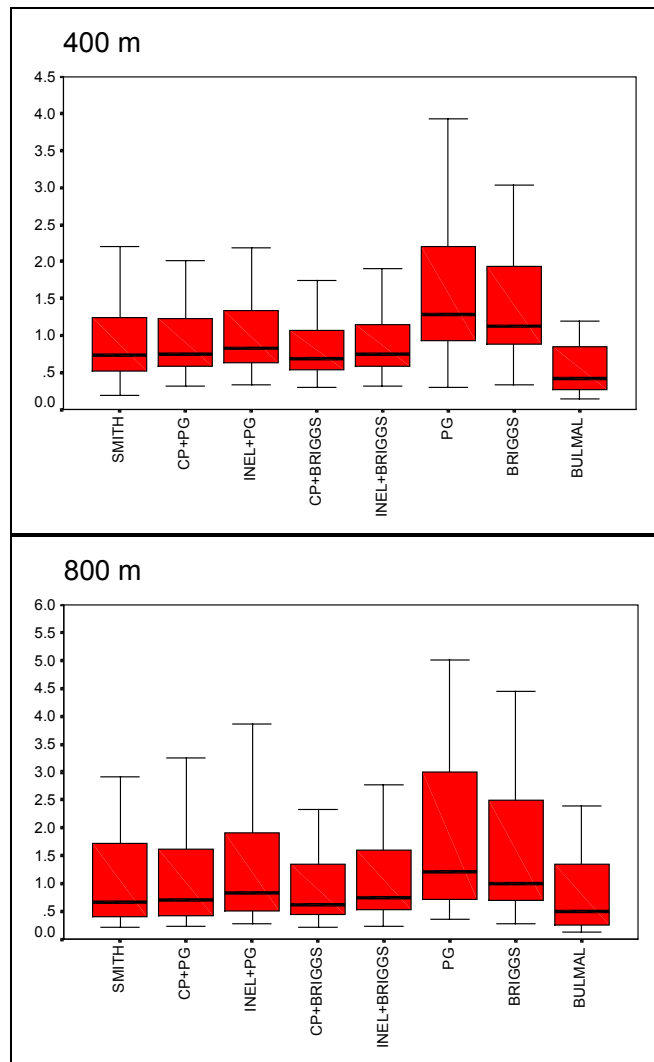
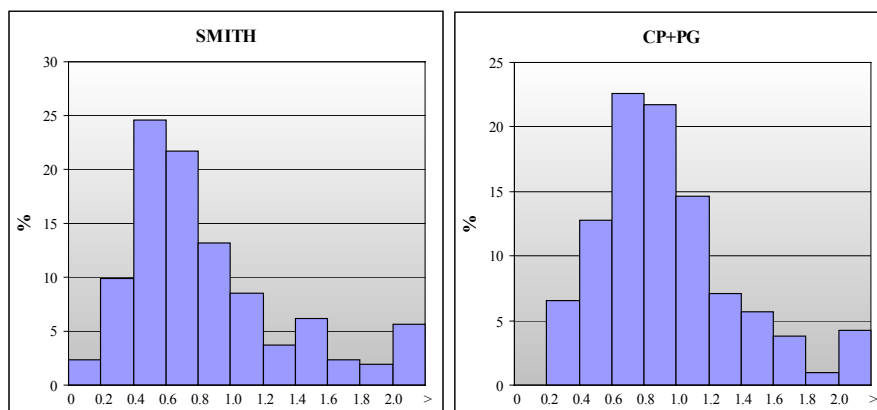


Fig. 2.2 Boxplots van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties voor de verschillende formules op 200 m, op 400 m en op 800 m

• **HISTOGRAMMEN**



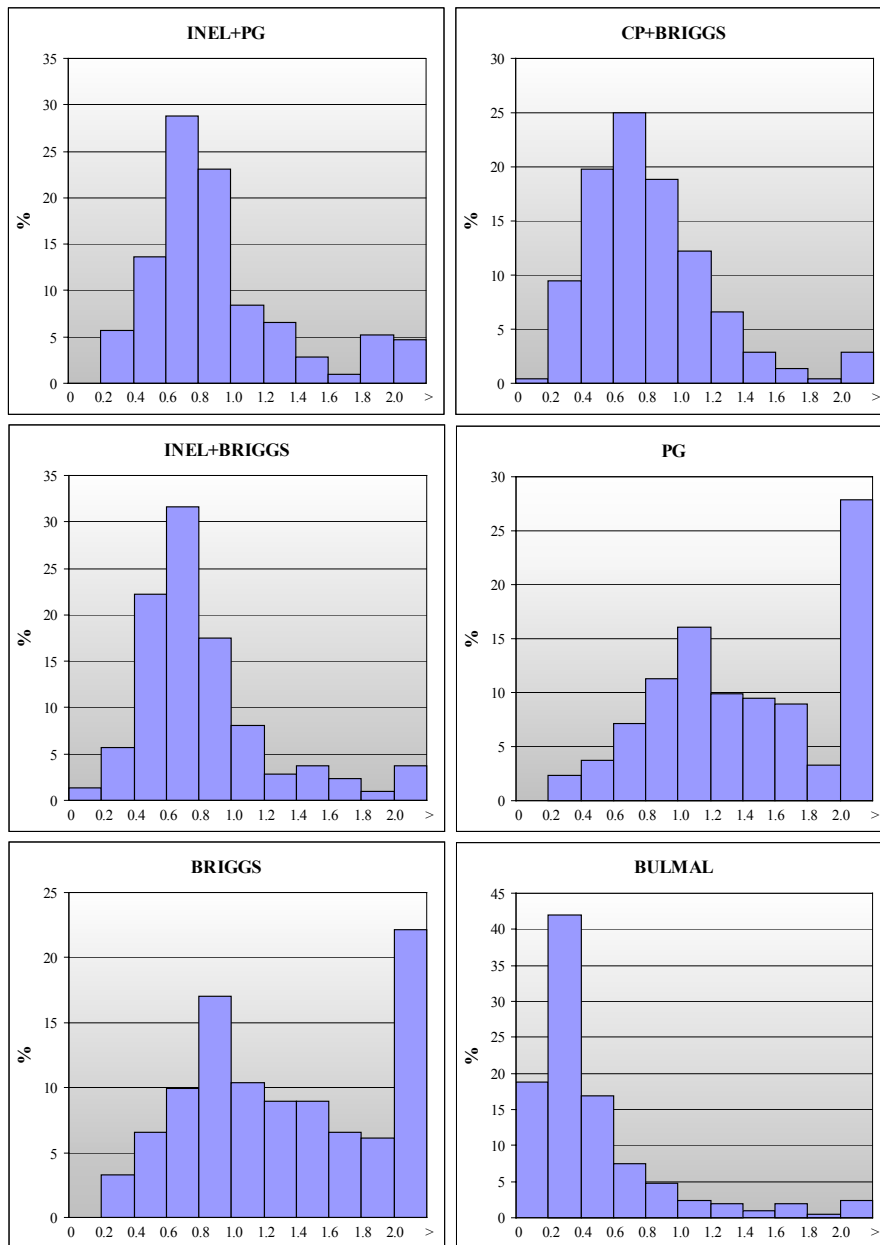
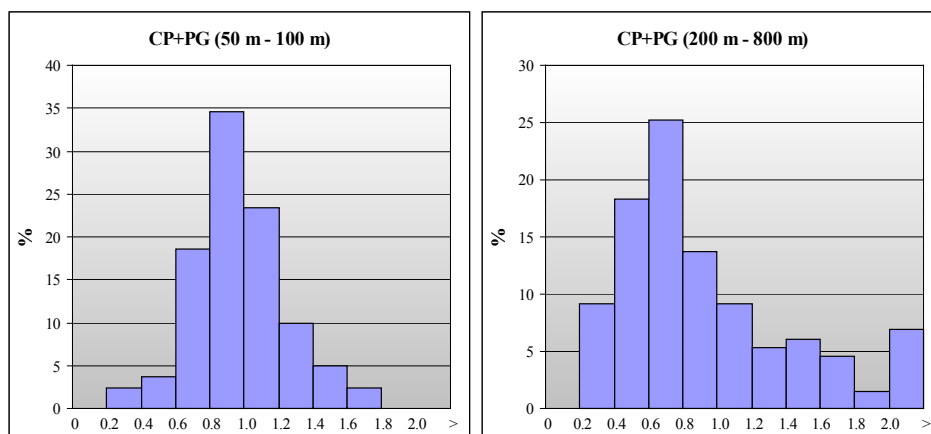


Fig. 2.3 Histogrammen van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties over alle afstanden samen, met gebruik van de verschillende dispersieformules



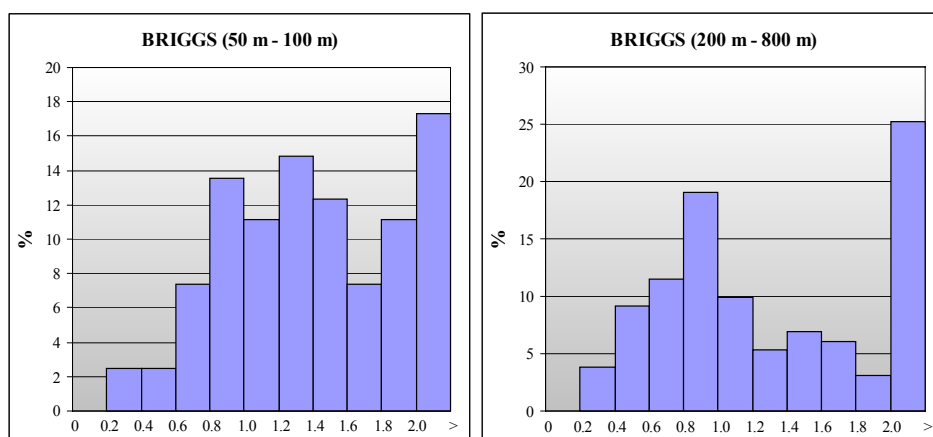


Fig. 2.4 Histogrammen van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties, gegroepeerd voor korte afstand (50 m en 100 m) en langere afstand (200 m, 400 m en 800 m), met gebruik van 2 dispersieformules

- **STATISTISCHE TOETSEN**

Tabel 2.4. Overzicht van de waarden van de beschouwde statistische toetsen voor de verschillende dispersieformules (alle afstanden samen)

	FB	NMSE	R	FAC2
SMITH	0.27	0.50	0.93	0.74
CP+PG	0.08	0.26	0.95	0.83
INEL+PG	0.22	0.30	0.96	0.85
CP+BRIGGS	0.19	0.28	0.95	0.74
INEL+BRIGGS	0.31	0.47	0.95	0.81
PG	-0.45	1.81	0.93	0.69
BRIGGS	-0.32	0.97	0.94	0.72
BULMAL	0.98	3.87	0.87	0.29

Tabel 2.5. Overzicht van de waarden van de beschouwde statistische toetsen voor de verschillende dispersieformules (per afstand)

NMSE	50 m	100 m	200 m	400 m	800 m
SMITH	0.19	0.26	0.67	1.22	4.64
CP+PG	0.09	0.13	0.54	1.33	4.77
INEL+PG	0.10	0.19	0.55	1.14	3.24
CP+BRIGGS	0.10	0.18	0.31	1.09	3.66
INEL+BRIGGS	0.20	0.23	0.31	1.00	2.34
PG	0.79	0.69	0.28	0.64	0.84
BRIGGS	0.37	0.72	0.49	0.90	0.72
BULMAL	1.42	2.82	4.82	5.78	12.65

FB	50 m	100 m	200 m	400 m	800 m
SMITH	0.21	0.30	0.41	0.44	0.79
CP+PG	-0.01	0.13	0.32	0.41	0.82
INEL+PG	0.17	0.22	0.33	0.34	0.67
CP+BRIGGS	0.14	0.19	0.28	0.33	0.76
INEL+BRIGGS	0.32	0.29	0.29	0.25	0.61
PG	-0.52	-0.41	-0.25	-0.15	0.26
BRIGGS	-0.36	-0.33	-0.25	-0.16	0.29
BULMAL	0.94	1.02	1.04	1.00	1.18
FAC2	50 m	100 m	200 m	400 m	800 m
SMITH	0.88	0.80	0.86	0.70	0.45
CP+PG	0.95	0.98	0.93	0.82	0.52
INEL+PG	0.93	0.98	0.93	0.84	0.61
CP+BRIGGS	0.93	0.95	0.91	0.80	0.55
INEL+BRIGGS	0.88	0.85	0.91	0.82	0.61
PG	0.65	0.76	0.79	0.70	0.55
BRIGGS	0.78	0.80	0.86	0.66	0.52
BULMAL	0.15	0.15	0.30	0.45	0.36
R	50 m	100 m	200 m	400 m	800 m
SMITH	0.92	0.95	0.95	0.89	0.96
CP+PG	0.97	0.97	0.97	0.87	0.97
INEL+PG	0.97	0.97	0.97	0.87	0.97
CP+BRIGGS	0.94	0.94	0.95	0.85	0.95
INEL+BRIGGS	0.97	0.96	0.97	0.87	0.97
PG	0.95	0.97	0.98	0.91	0.98
BRIGGS	0.96	0.96	0.98	0.91	0.98
BULMAL	0.89	0.93	0.93	0.88	0.95

Tabel 2.6. Vergelijking tussen PG en PG gecorrigeerd voor de windsnelheid, voor de neutrale en stabiele Pasquill - klassen, via de beschouwde statistische toetsen, voor de verschillende afstanden

		50 m	100 m	200 m	400 m	800 m
NMSE	PG corr	0.41	0.73	1.69	2.86	8.61
	PG	0.83	0.65	0.23	0.51	0.64
FB	PG corr	0.07	0.18	0.38	0.51	0.88
	PG	-0.70	-0.64	-0.51	-0.44	-0.04
FAC2	PG corr	0.81	0.70	0.55	0.50	0.30
	PG	0.52	0.70	0.76	0.77	0.70
R	PG corr	0.83	0.87	0.90	0.84	0.93
	PG	0.96	0.97	0.97	0.90	0.98

2.1.2.2. **BESPREKING**

GLBAAL

De formule van **CP+PG** geeft de meest accurate voorspellingen (zie Tabel 2.4). Er is bijna geen overschatting of onderschatting (de FB ligt het dichtst bij 0). De afwijking tussen de gemeten concentraties en de voorspelde concentraties is beperkt (de NMSE is het kleinst). Er is een goede correlatie. Tevens liggen 83 % van de verhoudingen van de berekende concentraties gedeeld door de gemeten concentraties binnen een factor 2. Wanneer we de histogrammen beschouwen, zien we dat de grootste frequentiemassa rond 1 ligt (zie Fig. 2.3). De combinatie van CP met BRIGGS is iets minder goed voor de NMSE en de FAC2, die reeds gezakt is naar 74 %.

Bij gebruik van de sigmabepaling **INEL** krijgen we een beperkte onderschatting. Deze formule verschilt niet veel van CP. Opnieuw dient gezegd dat de combinatie met BRIGGS het iets minder goed doet.

De dispersieparameters van **SMITH** geven een iets grotere onderschatting. Deze formule verschilt niet veel van INEL+BRIGGS. De NMSE is klein, samen met een goede correlatie. De FAC2 waarde ligt wel aan de lage kant. Uit de histogrammen en gemiddelden kan misschien een beter resultaat verwacht worden voor dit schema. De hoge én lage klassen hebben behoorlijke frequenties, zonder dat de klassen rond 1 veel voorkomen.

Uit de boxplots (zie Fig. 2.1, globaal) kan afgeleid worden dat onder de 5 bovenvermelde formules niet echt grote verschillen zijn op te merken. De grenzen waartussen zich 50 % van de metingen bevinden, verschillen niet veel. Voor PG en BRIGGS ligt dit gebied significant hoger, voor BULMAL een stuk lager, zonder overlapping met CP, INEL en SMITH.

Op de 4^{de} plaats komt **BRIGGS**. Dit schema geeft een overschatting. De NMSE blijft net onder 1. De correlatie is analoog aan de andere schema's. Hier blijft slechts 72 % van de metingen binnen een factor 2.

De verschillen tussen **PG** en BRIGGS zijn niet groot. De performantie van PG is in het algemeen net iets minder goed. Net als bij BRIGGS heeft de klasse waarbij de berekende concentraties meer dan 2 maal groter zijn dan de experimentele concentraties, de grootste frequentie.

BULMAL is ongeschikt om onder deze testcondities concentraties te voorspellen. Slechts 29 % van de voorspellingen liggen tussen 50 % en 200 % van de werkelijke waarden. Een sterke onderschatting wordt opgemerkt. Ook uit de histogrammen zien we dat de meeste voorspellingen slechts 20 % tot 40 % van de werkelijke waarden geven. Tenslotte zijn de lagere correlatie en de te grote afwijkingen ten opzichte van de werkelijke waarden ook nog een aanwijzing van de slechte performantie van dit schema.

Algemeen kan gesteld dat de voorspelde waarden goed correleren met de gemeten waarden.

PER AFSTAND

Naarmate men zich verder van de bron verwijderd, gaan de formules PG en BRIGGS geleidelijk over van een overschatting van de meetresultaten naar een onderschatting. Bij de andere formules daarentegen wordt de onderschatting steeds groter. De waarden voor de toets FB illustreren dit duidelijk (zie Tabel 2.5).

De NMSE kent voor PG en BRIGGS een minimum op 200 m. Voor de andere formules kan een stijgende trend opgemerkt worden voor de waarde van NMSE met de afstand, en reeds op 800 m krijgen we tamelijk hoge waarden.

De statistische toets FAC2 geeft voor PG en BRIGGS een maximum aan op 200 m. De andere formules doen het minder goed naarmate we ons verder van de bron verwijderen.

Deze bevindingen zijn ook geïllustreerd in de histogrammen in Fig. 2.4. De waarden voor 50 m en 100 m zijn gegroepeerd, naast de waarden voor 200 m, 400 m en 800 m. De formule van CP geeft op korte afstand zeer goede resultaten, die slechter worden met stijgende afstand.

Uit de gemiddelden, weergegeven in Tabel 2.3, kunnen deze besluiten echter niet genomen worden. Met stijgende afstand blijft de gemiddelde waarde voor BRIGGS en PG aanzienlijk groter dan voor de andere modellen. De oorzaak hiervoor is te zoeken in de opheffing van hoge en lage waarden bij het nemen van gemiddelden.

Er valt dus te besluiten dat **PG** en **BRIGGS**, rekening houdende met bovenvermelde bevindingen, beter presteren dan de andere formules op **grotere afstanden**. De NMSE blijft onder 1 en ook de FB is beter, de FAC2 niet slechter dan de rest. Op **korte afstand** is een duidelijke voorkeur voor de formules **CP**, **INEL** en **SMITH**.

Wanneer we PG en BRIGGS onderling vergelijken, merken we dat op korte afstand PG beter presteert. Op grotere afstanden behaalt BRIGGS echter betere resultaten. Ook voor de combinaties van CP/INEL met PG/BRIGGS geldt dit. Vanaf 200 m leveren de combinaties met BRIGGS een betere NMSE en FB op. Voor de FAC2 treedt dit effect op vanaf 800 m.

De **correctiefactoren** op de **Pasquill/Gifford** - curven volgens NRC (1979) leveren enkel een verbetering op 50 m ten opzichte van de normale Pasquill/Gifford - curven (zie Tabel 1.6). Vanaf 100 m blijken de correctiefactoren veel te groot. Voor PG corr wordt dan ook een stijgende onderschatting waargenomen met de afstand. Ook worden de toetsen FAC2 en NMSE steeds slechter naarmate men zich verwijderd van de bron. Bij de formule PG daalt de overschatting in functie van de afstand.

Bij de vergelijking tussen INEL en CP met dezelfde verticale dispersieparameterbepaling, zien we dat op korte afstand CP betere resultaten geeft. Vanaf 200 m wordt INEL iets beter.

Uit de boxplots (zie Fig. 2.1 en Fig. 2.2) voor de verschillende afstanden valt op te merken dat op grotere afstand de modellen dichter bij elkaar komen te liggen. Op 50 m overlapt het gebied tussen het eerste en derde kwartiel van BRIGGS/PG niet met CP/INEL. Op 800 m daarentegen gebeurt dit wel. Ook de mediaanwaarde van de modellen evolueert naar weinig van elkaar verschillende waarden.

BULMAL daarentegen doet het steeds minder en minder met stijgende afstand. Op 800 m bedraagt de NMSE reeds meer dan 16.

2.1.3. BESLUIT

Globaal gezien over de verschillende afstanden geven de dispersieparameterbepalingen van **CP**, vervolgens **INEL** en in 3^{de} plaats **SMITH** de beste resultaten. Deze 3 verschillen sterk van de rest. De combinaties met PG doen het iets beter dan die met BRIGGS. BULMAL is ongeschikt om in deze situatie concentraties te voorspellen.

Op **korte afstand** (50 m en 100 m) is er een sterke voorkeur voor de formule **CP+PG**. Op 50 m worden voor alle statistische toetsen, het gemiddelde én de histogrammen de beste resultaten verkregen.

Op **grotere afstand** kunnen in eerste plaats de formules van **BRIGGS** en ook wel **PG** gebruikt worden. Wanneer we CP of INEL op grotere afstanden wensen te gebruiken, dient dan ook de combinatie met BRIGGS verkozen te worden. De **correctiefactoren** op PG leveren enkel een verbetering op 50 m.

Deze resultaten kloppen als we rekening houden met de minimum afstand waarvoor PG en BRIGGS mogen gebruikt worden. Deze grens ligt op 100 m. De formules van SMITH, CP en INEL daarentegen zijn opgesteld voor korte afstanden, en op grotere afstanden is de performantie minder.

Al de beschouwde modellen, met uitzondering van **BULMAL**, geven aanvaardbare tot goede schattingen.

Er dient opgemerkt dat beide formules die σ_θ gebruiken, nl. **CP** en **INEL**, globaal en op korte afstanden beter scoren dan de rest. Deze blijken dus niet enkel bruikbaar bij de zeer lage windsnelheden, waarvoor ze speciaal opgesteld zijn.

2.2. INEL DATASET

2.2.1. INLEIDING

De experimenten uitgevoerd door het INEL zijn interessant om de performantie van de modellen na te gaan bij lage windsnelheden en op korte afstand van de bron. De dataset bestaat uit 10 experimenten met windsnelheden kleiner dan 2 m.s^{-1} . De meeste metingen werden uitgevoerd onder een stabiele atmosfeer, in de vroege morgen. Ook werd gewerkt met een lage bronhoogte.

Door de grote variabiliteit in de windrichting bij lage windsnelheden werd geopteerd voor receptorpunten verdeeld over volledige cirkels. Deze bevonden zich op 100 m, 200 m en 400 m van de bron. Op elke meetcirkel werd om de 6° een receptorpunt geplaatst, zodat elke experiment bestaat uit maximaal 180 metingen (zie Fig. 2.5).

De testen werden uitgevoerd op een vlak terrein, in een semi-woestijn gebied.

Een kunstmatige bron van 1.5 m hoogte werd gebruikt om het tracergas SF_6 te emitteren. Verdere brongegevens werden niet bepaald. De effectieve emissiehoogte werd geschat uit de visualisatie van de rookpluim en bedroeg ongeveer 3 m. De uurgemiddelde concentraties werden gemeten in de receptorpunten op een hoogte van 0.76 m.

2.2.2. ALGEMENE OPMERKINGEN

Het concentratieverloop over de verschillende receptorpunten op een meetcirkel kent een grillig verloop. Hieruit blijkt duidelijk de grote variatie in de windrichting bij lage windsnelheden. Het bigaussiaans concentratieprofiel rond een gemiddelde windrichting wordt niet meer teruggevonden. Er komen meerdere pieken voor, die niet meer in de gemiddelde windrichting liggen ! Afhankelijk van de "verblijftijd" van de windrichting bij bepaalde hoeken, worden hogere uurgemiddelde concentraties bekomen op die plaatsen.

De windrichting blijkt dus niet uniform verdeeld te zijn tussen bepaalde grenzen. Wanneer dit wel zo was, dan zou een vlak, constant profiel bekomen worden over de relevante cirkelboog.

Om dit adequaat te modelleren is het onontbeerlijk de testtijd in te delen in intervallen ("segmented plume" - methode). In elk interval dient de ogenblikkelijke windrichting en windsnelheid gemeten te worden. Via een bigaussiaans model (of eventueel een puff model) met een aangepaste dispersieformule kunnen vervolgens de concentraties berekend worden voor elk interval, waarna deze uitgemiddeld worden over de gewenste periode.

Sagendorf & Dickson (1974), Sharan et al. (1995) hebben via deze "segmented plume" - methode goede resultaten bekomen. Er werd gekozen om met 2-minuutsintervallen te werken. Bij dergelijke intervallen is het concentratieprofiel nog

gecentreerd rond de windrichtingsas, en zijn er nog genoeg gegevens om de metingen uit te middelen.

De formule van INEL werd daarvoor gebruikt, rekening houdend met het tijdsaspect. Er werd opgemerkt dat de verhouding tussen de maximale concentraties en de gemiddelde concentraties op beperkte afstand van de bron ongeveer 2 bedraagt. Daar de 2-minuuts-metingen goed overeen kwamen met de maximale concentraties, werd de waarde van a in de formule (1.77) gehalveerd ($a = 0.017$; $b = 0.87$). Op deze manier kon de grillige vorm van het concentratieprofiel goed opgevolgd worden.

Deze methode is echter niet bruikbaar in een langetermijn model wegens het gebrek aan zulke frequente metingen.

2.2.3. VALIDATIE

In Tabel 2.7 zijn de meteogegevens op 2 m en 4 m, samen met de massastromen gegeven voor de verschillende experimenten. Weinig grote verschillen tussen beiden gegevens vallen op te merken. Wel worden de grote σ_θ 's bij test 8 en 12 gereduceerd tot lagere waarden op 2 m. De windrichtingsverandering in wijzerszin (α wordt groter) met de hoogte toont de werking van de Ekmanspiraal aan.

Tabel 2.7. Meteogegevens gedurende de 11 testen : windsnelheid, windrichtingshoek, standaardafwijking op de windrichting (gemeten op 2 m en op 4 m), samen met de geëmitteerde massastroom en het verticaal temperatuurprofiel

TEST	$u_{2m} (m.s^{-1})$	$\sigma_{\theta, 2m} (^\circ)$	$\alpha_{2m} (^\circ)$	$u_{4m} (m.s^{-1})$	$\sigma_{\theta, 4m} (^\circ)$	$\alpha_{4m} (^\circ)$	$Q (g.s^{-1})$	$dT/dz (^\circ C/100m)$
4	0.7	13.6	234	1.2	12.0	245	0.032	18.1
5	0.8	28.4	210	0.9	28.4	215	0.032	21.1
6	1.2	11.4	20	1.3	11.6	25	0.031	-1.1
7	0.6	23.9	227	0.9	22.3	228	0.033	8.1
8	0.5	49.6	297	0.8	72.1	314	0.033	0.7
9	0.5	21.4	327	0.8	17.9	340	0.032	0.6
10	1.1	24.8	181	1.7	21.7	197	0.032	8.9
11	1.4	37.6	265	1.9	37.9	271	0.031	6.7
12	0.7	28.8	260	1.1	60.2	278	0.032	5.4
13	1.0	12.0	2	1.6	11.7	5	0.033	3.9
14	1.0	17.2	39	1.5	18.7	37	0.032	10.0

De gebruikte meteogegevens zijn :

- windsnelheid (op 2 m)
- σ_θ (op 2 m)
- windrichting (op 2 m)
- temperatuurgradiënt

De Pasquill - klassen werden zelf bepaald, via het "split-sigma" - systeem : de temperatuurgradiënt werd gebruikt om de verticale stabiliteit te bepalen. Via σ_θ werd de horizontale stabiliteitsklasse afgeleid, volgens Tabel 1.6.

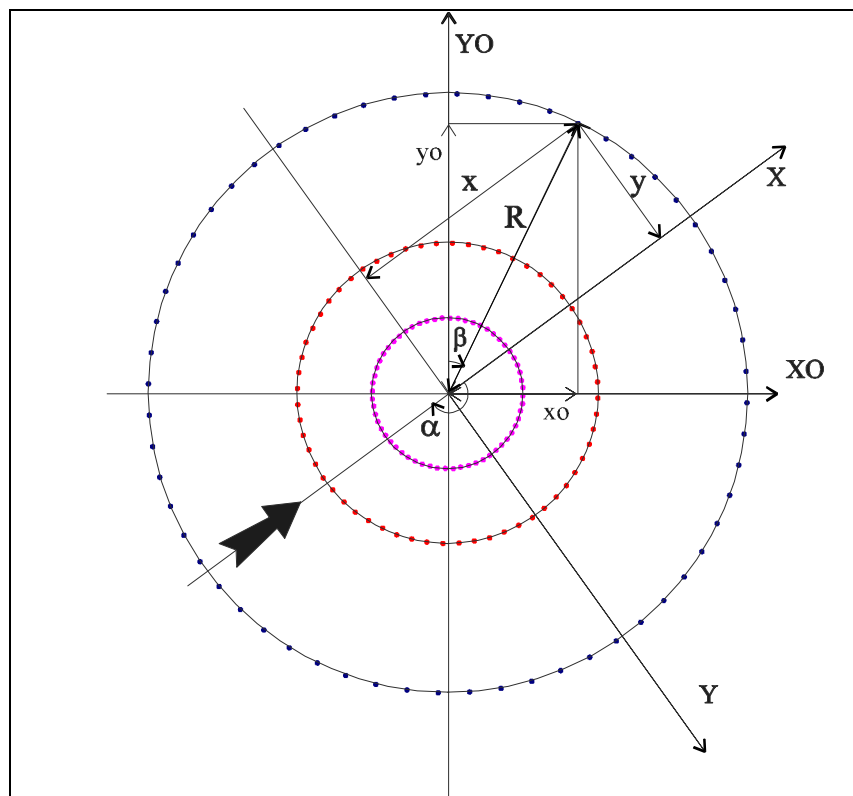


Fig. 2.5 Voorstelling testcirkels.

puntjes op de cirkels	=	receptorplaatsen
dikke pijl	=	windrichting, met windrichtingshoek α
β	=	aanduiding van de receptorplaats op de 3 cirkels
R	=	straal testcirkel (100 m, 200 m of 400 m)

De berekening van de x en y coördinaten op elke plaats werd als volgt bepaald :

$$yo = R \cdot \cos \beta \quad (2.5)$$

$$xo = R \cdot \sin \beta \quad (2.6)$$

$$a = \text{tg}(90 - \alpha) \quad (2.7)$$

$$X : a \cdot xo - yo = 0 \quad (2.8)$$

$$Y : -a^{-1} \cdot xo - yo = 0 \quad (2.9)$$

$$x = \frac{|-a^{-1} \cdot xo - yo|}{\sqrt{a^{-2} + 1}} \quad (2.10)$$

$$y = \frac{|a \cdot xo - yo|}{\sqrt{a^2 + 1}} \quad (2.11)$$

De **performantie** van de modellen werd nagegaan op 3 manieren :

- Een visuele voorstelling van de gemeten concentraties en de berekende concentraties voor de 3 afstanden over de relevante cirkelboog geeft een eerste indruk (zie *Hoofdstuk 2.2.3.1*).
- In tweede instantie werd de massabalans gecontroleerd. Dit gebeurt door integratie van de oppervlakten onder de gemeten en berekende curven. Dit vertelt natuurlijk nog niet of de concentraties op de juiste plaatsen voorspeld zijn (zie *Hoofdstuk 2.2.3.2*).
- Daarom werden ook enkele statistische toetsen gebruikt. Het gaat hier om dezelfde parameters (zie formules (2.1), (2.2), (2.3) en (2.4)) als bij de eerste validatiestudie (zie *Hoofdstuk 2.2.3.3*).

Het bigaussiaans model werd gebruikt, met volgende **dispersieparameters** :

- Smith, voor zowel σ_y en σ_z (= **SMITH**)
- Pasquill/Gifford, voor zowel σ_y en σ_z (= **PG**)
- Briggs ruraal, voor zowel σ_y en σ_z (= **BRIGGS**)
- Cirillo & Poli voor σ_y , met Pasquill/Gifford voor σ_z (= **CP+PG**)
- Cirillo & Poli voor σ_y , met Briggs ruraal voor σ_z (= **CP+BRIGGS**)
- INEL voor σ_y , met Pasquill/Gifford voor σ_z (= **INEL+PG**)
- INEL voor σ_y , met Briggs ruraal voor σ_z (= **INEL+BRIGGS**)

De formule van Sharan et al. (1995) (1.62), met diffusie in de x-as wordt ook gebruikt. De horizontale dispersieparameters zijn die van Cirillo & Poli. Als verticale parameter wordt de formule van Pasquill/Gifford (= **SHARAN+PG**) of Briggs ruraal (= **SHARAN+BRIGGS**) gebruikt.

De formule van Bultynck & Malet werd niet meer gevalideerd. De reden hiervoor is dat onvoldoende meetgegevens beschikbaar zijn om de Bultynck/Malet - klassen te bepalen (zie *Hoofdstuk 1.5.1*). Een algemene Pasquill - klasse is ook niet voorhanden, een equivalente klasse kan dus ook niet bepaald worden. Daar men opnieuw een lage bron gebruikte, vallen in elk geval slechte resultaten te verwachten.

2.2.3.1. VISUELE VOORSTELLING

In Fig. 2.6 is een vergelijking gegeven tussen de berekende concentraties en de gemeten concentraties op de testcirkel van 200 m, voor test 7 en 8 met gebruik van formule CP+PG en INEL+PG. In het beste geval blijkt het berekende concentratieprofiel over de beschouwde cirkelboog een omhullende te zijn van de gemeten concentraties. Een uitgebreide visuele voorstelling voor alle formules, alle afstanden en alle testen is weergegeven in *Bijlage V*.

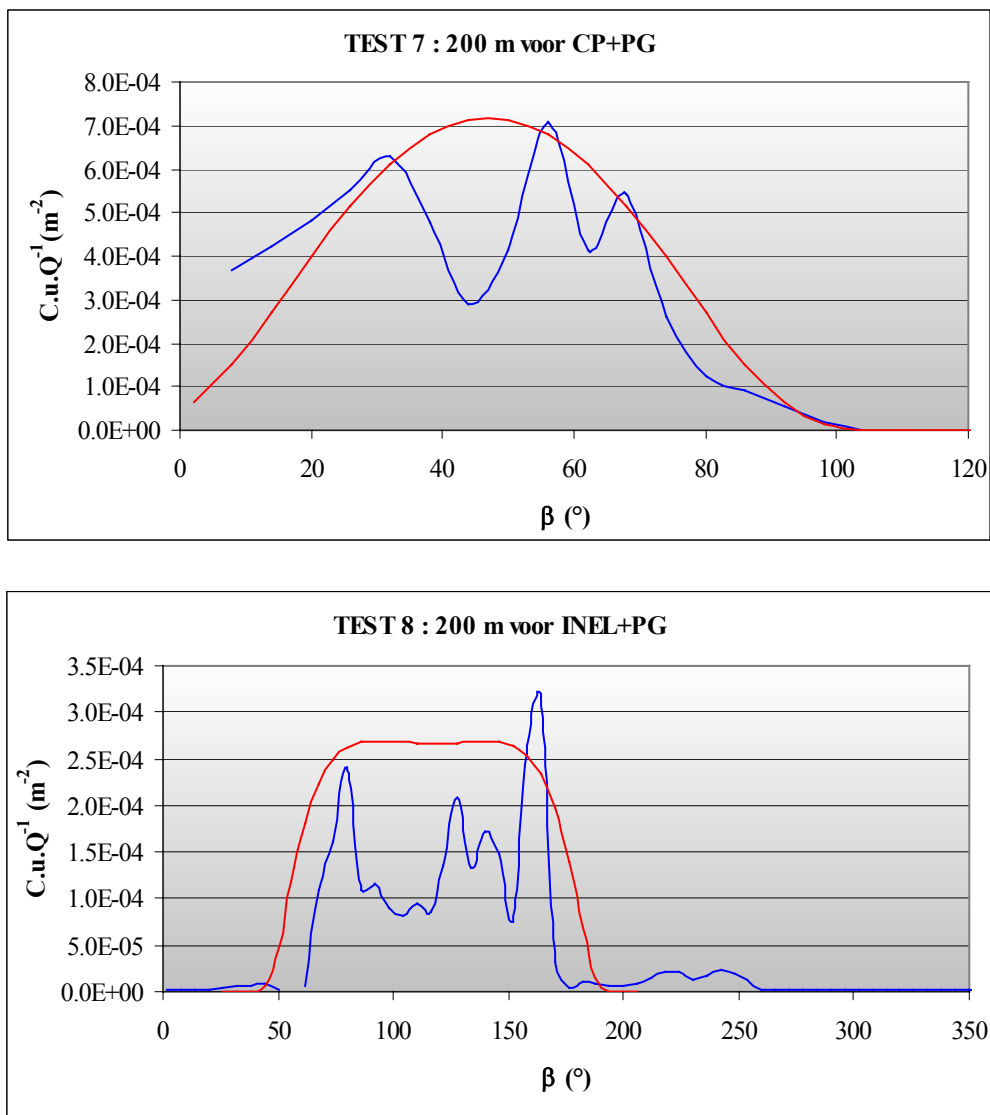


Fig. 2.6 Voorstelling van de genormaliseerde berekende (rode lijn) en gemeten (blauwe lijn) concentraties, op testcirkel 200 m bij gebruik van de formule CP+PG (test 7) en INEL+PG (test 8)

Uit Fig. 2.7 blijkt dat goede concentratievoorspellingen bij windkalme toestanden niet vanzelfsprekend zijn. Geheel tegen de verwachtingen in blijkt de concentratie op 400 m bij het receptorpunt rond 60 ° bij test 7 groter dan de gemeten concentraties op 200 m en zelfs op 100 m ! Een analoge situatie zien we op enkele plaatsen bij test 8.

Elk model daarentegen zal op elke verdereverwijderde plaats van de bron een lagere concentratie geven (dit geldt wel vanaf een bepaalde afstand van de bron).

De oorzaak hiervan is te zoeken in een "stagnatie" van een bepaalde geëmitteerde massa tussen 2 cirkels. Een aantal pluimfragmenten zal niet de rechte baan volgen tussen bron en receptor, maar zal een langere afstand afleggen om de meetplaats te bereiken. Dit kan het gevolg zijn van een depressie in de windsnelheid, samen met een veranderde windrichting in het daaropvolgende tijdsinterval. Deze restantmassa zal dan een receptorplaats bereiken, waar normaal niets zou verwacht worden bij de dan heersende windrichting. Op deze manier kunnen hogere concentraties op verderafgelegen cirkels bekomen worden.

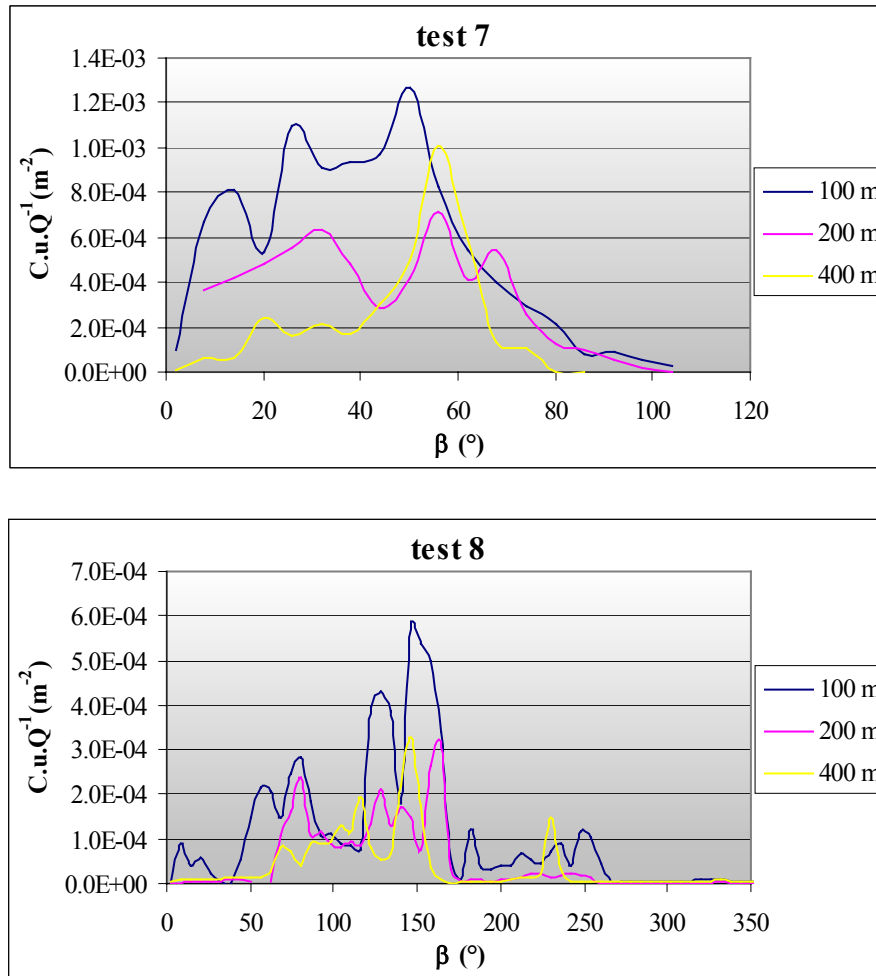


Fig. 2.7 Voorstelling van de genormaliseerde, gemeten concentraties over de 3 testcirkels, bij test 7 en 8

2.2.3.2. CONTROLE MASSABALANS

Daar op regelmatige afstanden receptorpunten geplaatst zijn, herleidt de verhouding tussen de massa's zich tot de verhouding van de sommen van de berekende tot de gemeten concentraties.

$$\int_{\beta_{\min}}^{\beta_{\max}} f(\beta) \cdot d\beta = \sum_{\beta_{\min}}^{\beta_{\max}} f(\beta) \cdot \Delta\beta = \Delta\beta \cdot \sum_{\beta_{\min}}^{\beta_{\max}} f(\beta) \quad (2.12)$$

De verhouding tussen de berekende en gemeten massa's, over de cirkelboog waar concentraties gemeten en berekend zijn, is weergegeven in Tabel 2.8 en Tabel 2.9. De te bereiken waarde is 1.

Tabel 2.8. Berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's voor de verschillende experimenten en dispersieformules op 100 m en op 200 m

100m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
4	0.58	0.54	0.54	0.38	0.38	0.56	0.40	0.54	0.38
5	1.53	1.37	1.35	0.93	0.90	1.54	1.10	1.37	0.93
6	1.70	1.73	1.73	1.50	1.51	1.74	1.51	1.73	1.50
7	1.33	1.24	1.23	0.85	0.83	1.34	0.96	1.24	0.85
8	2.12	1.81	1.80	1.77	1.75	2.26	2.28	1.72	1.68
9	2.86	2.87	2.88	2.87	2.87	2.99	3.02	2.87	2.87
10	0.50	0.46	0.45	0.31	0.31	0.50	0.36	0.46	0.32
11	0.82	0.67	0.65	0.44	0.42	0.82	0.59	0.66	0.44
12	0.74	0.66	0.65	0.44	0.43	0.74	0.53	0.66	0.45
13	0.87	0.80	0.80	0.57	0.56	0.82	0.59	0.80	0.57
14	1.09	0.99	0.98	0.69	0.68	1.04	0.75	0.99	0.69
GEM	1.28	1.19	1.19	0.98	0.97	1.31	1.10	1.18	0.97

200m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
4	0.78	0.83	0.83	0.88	0.88	0.84	0.90	0.83	0.88
5	1.11	1.10	1.12	1.15	1.16	1.16	1.24	1.10	1.14
6	1.68	1.69	1.69	1.39	1.39	1.69	1.39	1.69	1.39
7	1.15	1.17	1.18	1.22	1.24	1.21	1.29	1.16	1.22
8	1.87	1.77	1.84	1.84	1.91	1.95	2.04	1.69	1.76
9	2.04	2.08	2.11	2.18	2.20	2.12	2.22	2.08	2.17
10	0.59	0.60	0.60	0.62	0.63	0.62	0.66	0.59	0.62
11	0.71	0.68	0.69	0.69	0.70	0.75	0.80	0.67	0.68
12	0.66	0.65	0.66	0.68	0.69	0.69	0.73	0.65	0.67
13	0.55	0.55	0.56	0.59	0.59	0.56	0.60	0.55	0.59
14	1.29	1.30	1.31	1.37	1.38	1.33	1.42	1.30	1.37
GEM	1.13	1.13	1.15	1.15	1.16	1.17	1.21	1.12	1.14

Tabel 2.9. Berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's voor de verschillende experimenten en dispersieformules op 400 m

400m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
4	0.40	0.44	0.44	0.52	0.53	0.44	0.53	0.44	0.52
5	0.85	0.83	0.85	0.98	1.00	0.85	1.01	0.82	0.98
6	1.30	1.28	1.29	1.05	1.05	1.28	1.05	1.28	1.05
7	0.68	0.66	0.67	0.79	0.80	0.67	0.80	0.66	0.78
8	0.71	0.67	0.70	0.69	0.72	0.71	0.72	0.64	0.67
9	1.03	1.01	1.02	1.04	1.05	1.02	1.05	1.01	1.03
10	0.60	0.58	0.59	0.69	0.70	0.59	0.71	0.58	0.69
11	0.38	0.36	0.37	0.43	0.44	0.38	0.45	0.36	0.42
12	0.48	0.46	0.47	0.55	0.56	0.48	0.57	0.46	0.55
13	0.35	0.34	0.34	0.41	0.41	0.34	0.41	0.34	0.41
14	2.39	2.33	2.36	2.77	2.80	2.36	2.81	2.33	2.77
GEM	0.83	0.82	0.83	0.90	0.92	0.83	0.92	0.81	0.90

Een boxplot geeft een idee over de verdeling van deze meetgegevens (zie Fig. 2.8 en Fig. 2.9).

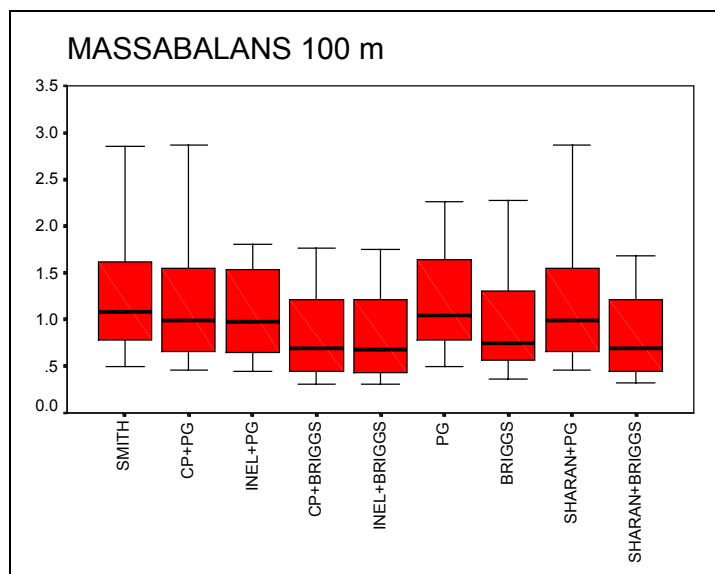


Fig. 2.7 Boxplots ter controle van de berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's op 100 m

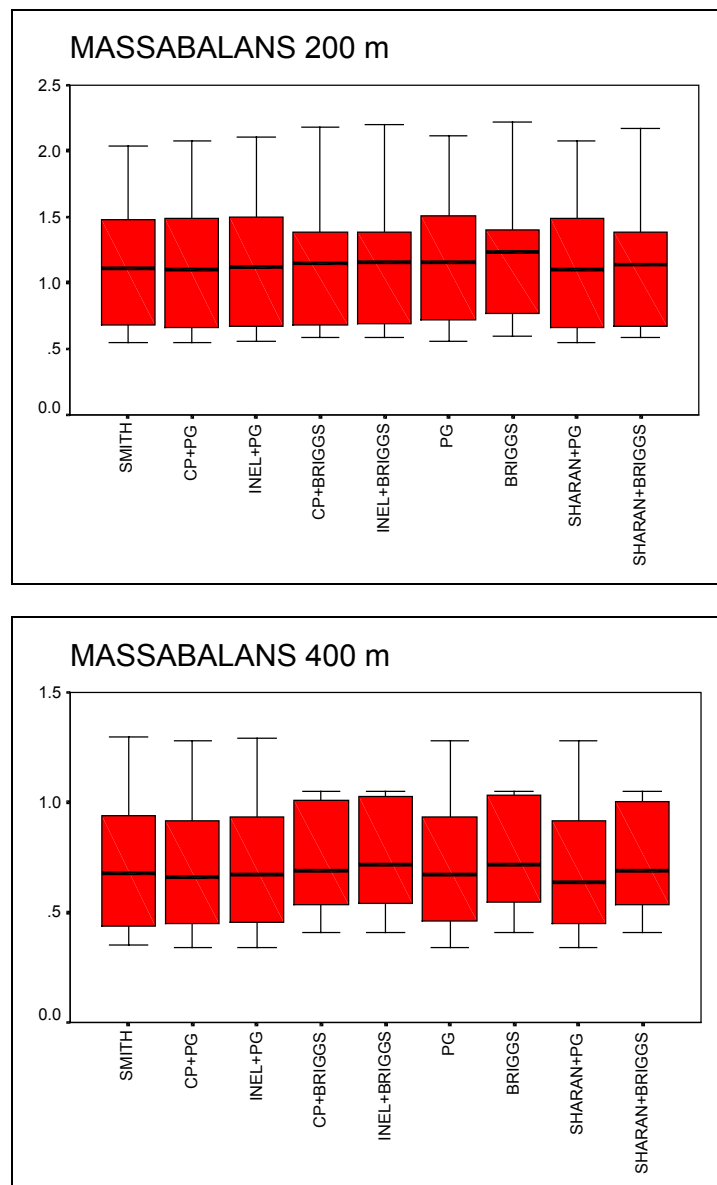


Fig. 2.9 Boxplots ter controle van de berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's op 200 m en op 400 m

Een algemeen beeld krijgt men door de gemiddelden te bekijken. De massabalans blijkt redelijk goed voldaan te zijn : de gemiddelde waarden, voor alle modellen, liggen tussen 82 % en 131 %.

Bij een goed model mag de (gemiddelde) waarde van de berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's niet significant verschillen van 1. Dit kan nagegaan worden door het uitvoeren van gepaarde, 2-zijdige t-testen. Het populatiegemiddelde voor elk model, uitgaande van de verschillende testen, moet vergeleken worden met de waarde 1.

Via de staartoppervlakten kan een idee verkregen worden over de mate waarin dit voldaan is. Een grote oppervlakte in beide staarten wijst op een sterke weerhouding van de gestelde nulhypothese : de 2 universa, waaruit de waarden genomen zijn, hebben een zelfde populatiegemiddelde.

Het gebruik van een t-test kent enkele voorwaarden. De waarden moeten normaal verdeeld zijn, en eenzelfde variantie hebben. Dit wordt gecontroleerd door enerzijds de Kolmogorov-Smirnov test voor de normale verdeling op basis van de steekproef (zie Tabel 2.10), en de Levene test voor gelijkheid van varianties. De varianties van de beschouwde populaties bleken voor meer dan 99 % gelijk te zijn. De resultaten van de controle op normaliteit zijn aanvaardbaar.

Tabel 2.10. Kans dat de waarden van de 11 berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's normaal verdeeld zijn

	100 m	200 m	400 m
SMITH	0.90	0.78	0.67
CP+PG	0.94	0.91	0.58
INEL+PG	0.95	0.89	0.65
CP+BRIGGS	0.49	0.90	0.21
INEL+BRIGGS	0.44	0.91	0.19
PG	0.83	0.85	0.68
BRIGGS	0.62	0.91	0.18
SHARAN+PG	0.94	0.91	0.56
SHARAN+BRIGGS	0.51	0.89	0.22

Uit deze statistische analyse bleek geen enkel model significant te verschillen van 1 op het 95 % zekerheidsniveau. Deze informatie is weergegeven in Tabel 2.11.

Tabel 2.11. Kans dat het populatiegemiddelde van de berekende massa's gedeeld door de gemeten massa's over de 11 testen gelijk is aan 1 (via gepaarde t-testen ten opzichte van 1)

	100 m	200 m	400 m
SMITH	0.22	0.44	0.37
CP+PG	0.40	0.44	0.32
INEL+PG	0.41	0.39	0.35
CP+BRIGGS	0.93	0.38	0.63
INEL+BRIGGS	0.89	0.34	0.68
PG	0.22	0.32	0.36
BRIGGS	0.71	0.24	0.70
SHARAN+PG	0.42	0.47	0.31
SHARAN+BRIGGS	0.90	0.40	0.62

Algemeen kan gesteld dat op 100 m en op 200 m een overschatting van de massa's geldt. Op 400 m is er een onderschatting van de pollutantmassa bij bijna alle modellen.

Op **100 m** worden de grootste verschillen aangetroffen tussen de formules. De significanties voor retentie van de gestelde nulhypothese variëren van 22 % tot 92 %.

CP en INEL in combinatie met BRIGGS leveren de beste resultaten. De gemiddelde afwijking ten opzichte van 1 geeft bij deze modellen een zeer kleine waarde, wat op een zeer goede overeenstemming duidt. Op de tweede plaats komt BRIGGS, daarna de combinaties van CP en INEL met PG. Slechts met 22 % zekerheid kan gezegd worden dat via PG en SMITH een waarde 1 als populatiegemiddelde bekomen wordt.

Op **200 m** zijn er slechts kleine verschillen op te merken tussen de modellen, gaande van 24 % tot 47 %. Dit is ook goed te zien aan de hand van de boxplots. De

combinaties met PG en de formule van SMITH geven nu de beste resultaten. Deze maximum waarden zijn een stuk kleiner dan bij 100 m. Vervolgens komen de formules van INEL en CP die BRIGGS gebruiken voor de bepaling van σ_z . Opnieuw wordt bij BRIGGS en PG de slechtste performantie gevonden met betrekking tot de massabalans. PG is reeds beter geworden dan BRIGGS.

Op **400 m** liggen de maxima (70 %) en de minima (31 %) opnieuw wat meer uit elkaar. BRIGGS komt nu op de eerste plaats, samen met INEL/CP in combinatie met BRIGGS (> 60 %). SMITH ligt reeds een stuk lager, bij 37 %. Op de laatste plaats komen nu PG, INEL+PG en CP+PG.

2.2.3.3. STATISTISCHE TOETSEN

De minimale waarde voor de gemeten, genormaliseerde concentraties (= C.u.Q⁻¹) bedraagt 10^{-6} m^{-2} . Zodoende werden voor de statistische analyse enkel de berekende genormaliseerde waarden, groter dan deze waarde weerhouden. Wanneer overeenkomstige waarden ontbraken, werden nullen geplaatst. Wordt dit niet gedaan, dan kunnen verkeerdelijk goede resultaten bekomen worden.

NMSE

Met de NMSE kan men de performantie van elk model eenduidig controleren.

We bekijken de gemiddelde waarden voor de NMSE over de 11 experimenten, per afstand. In Tabel 2.12 en Tabel 2.13 wordt voor elke formule, elk experiment en over de 3 afstanden de berekende NMSE waarde gegeven. In Fig. 2.10 zijn deze resultaten voorgesteld door middel van een boxplot.

Tabel 2.12. NMSE voor de verschillende modellen en testen op 100 m

100m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
4	1.10	1.33	1.59	2.63	2.95	1.25	2.22	1.33	2.63
5	0.88	0.72	0.60	0.50	0.47	3.13	2.50	0.70	0.49
6	2.42	1.83	1.87	1.64	1.69	5.14	4.24	1.83	1.64
7	0.28	0.30	0.24	0.25	0.27	0.80	0.72	0.29	0.25
8	5.57	2.38	2.18	2.38	2.17	14.35	16.49	2.00	1.98
9	2.28	2.21	2.10	2.23	2.11	3.73	4.62	2.20	2.21
10	1.35	1.69	1.71	2.94	2.97	2.20	3.01	1.77	2.92
11	0.79	0.94	1.01	1.87	2.00	1.79	2.19	0.99	1.83
12	0.71	1.02	1.22	2.90	3.25	0.68	1.48	1.07	2.89
13	2.45	1.42	1.21	1.78	1.64	5.77	4.90	1.42	1.78
14	1.70	1.47	1.45	1.97	2.06	3.13	3.55	1.47	2.09
GEM	1.78	1.39	1.38	1.92	1.96	3.82	4.18	1.37	1.88

Tabel 2.13. NMSE voor de verschillende modellen en testen op 200 m en op 400 m

200m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
4	1.97	1.94	2.07	1.79	1.79	1.89	2.16	1.94	1.80
5	0.57	0.54	0.54	0.56	0.57	1.81	2.37	0.55	0.58
6	2.39	1.96	1.93	1.79	1.76	4.13	3.30	1.96	1.79
7	0.19	0.24	0.23	0.28	0.27	0.82	1.50	0.24	0.28
8	4.32	1.53	1.64	1.67	1.77	11.46	13.67	1.39	1.49
9	1.02	1.05	1.11	1.20	1.20	1.71	2.48	1.10	1.19
10	2.18	2.10	2.15	2.02	2.07	2.23	2.27	2.21	2.13
11	0.57	0.98	0.96	0.86	0.87	0.58	0.76	1.02	0.94
12	1.34	1.50	1.48	1.33	1.32	0.57	0.54	1.52	1.36
13	1.96	1.33	1.31	1.23	1.21	4.12	3.97	1.33	1.23
14	1.08	1.02	1.00	0.98	1.03	2.09	2.73	1.02	1.04
GEM	1.60	1.29	1.31	1.25	1.26	2.85	3.25	1.30	1.26

400m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
4	2.57	3.43	3.00	2.48	2.13	1.33	0.87	3.43	2.48
5	0.62	0.63	0.61	0.54	0.54	1.02	1.32	0.63	0.53
6	0.62	0.37	0.37	0.42	0.39	1.76	1.24	0.37	0.42
7	1.98	1.83	1.70	1.36	1.25	0.91	0.91	1.83	1.52
8	2.14	2.40	2.14	2.30	2.05	4.62	5.11	2.52	2.42
9	0.67	0.93	0.83	0.89	0.80	0.51	0.66	0.93	0.89
10	1.81	1.86	1.85	1.49	1.49	1.96	1.87	1.87	1.49
11	2.89	4.17	3.73	3.23	2.96	2.16	1.70	4.26	3.31
12	2.88	3.40	3.19	2.57	2.39	2.33	1.75	3.43	2.60
13	2.57	3.39	2.33	2.08	2.10	4.29	3.11	2.75	2.08
14	2.65	1.93	1.99	2.48	2.57	4.54	6.44	1.93	2.48
GEM	1.95	2.21	1.98	1.80	1.70	2.31	2.27	2.18	1.84

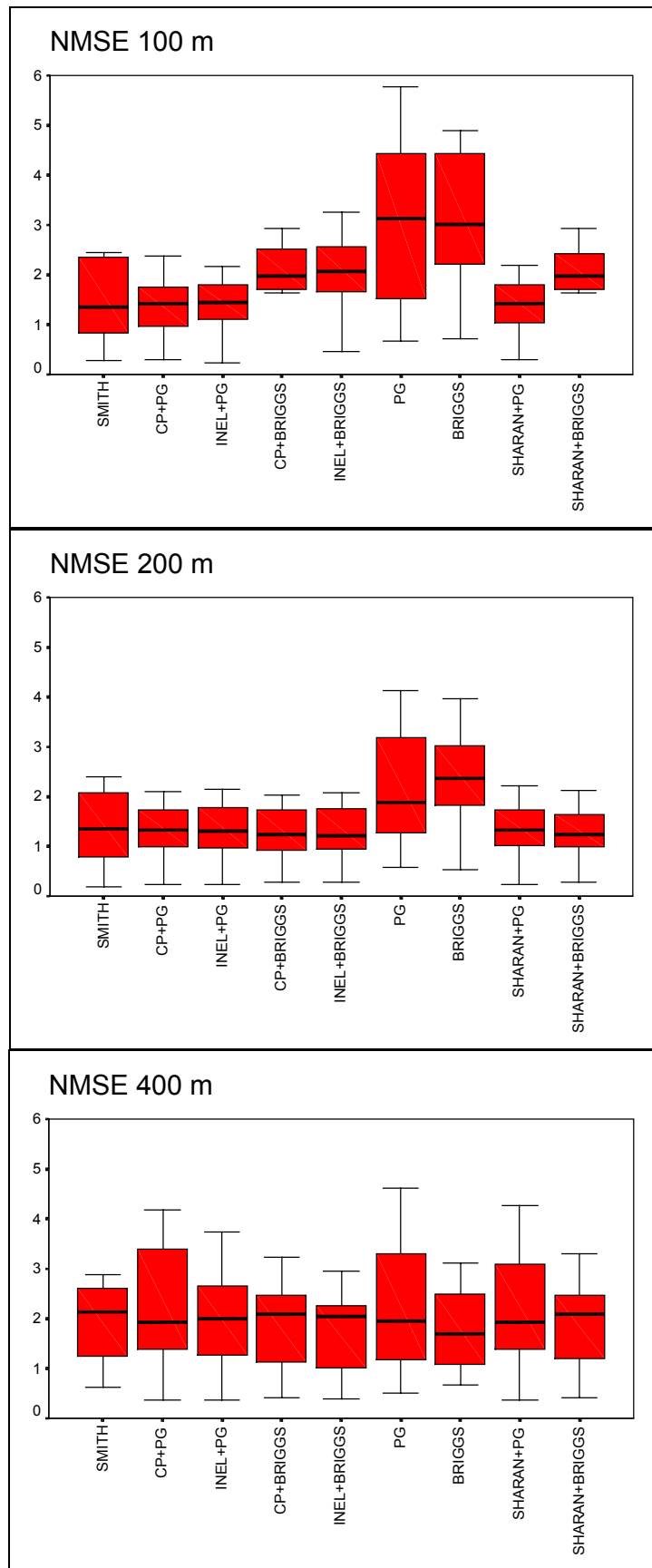


Fig. 2.10 Boxplots voor de waarde van NMSE over de 3 afstanden voor de formules

Een variantie-analyse met 1 onafhankelijke variabele werd uitgevoerd. De meervoudige vergelijking van gemiddelden gebeurt met de LSD (= least-significance difference) test. Dit is het equivalent van het uitvoeren van een meervoudige t-test. Het gaat hier om een weinig conservatieve, strenge test. Dit impliceert dat er een lage beschermingsgraad geldt om de gemiddelden van 2 groepen onterecht als verschillend aan te zien.

Uit de Kolmogorov-Smirnov test voor normale verdeling, gebaseerd op de 11 waarden, bleek dat enkel de NMSE waarden voor BRIGGS en PG niet normaal verdeeld waren. De homoscedasticiteit echter gold helemaal niet : met 95 % zekerheid kon de gelijkheid van de varianties (volgens de Levene test) verworpen worden. Daarom werd een natuurlijke logaritme - transformatie doorgevoerd.

Op deze manier werden ook de gegevens van alle formules tot op zekere, aanvaardbare hoogte normaal verdeeld (zie Tabel 2.14). Een belangrijker criterium, nl. de homoscedasticiteit geldt nu wel, met als minimum 90 % kans (zie Tabel 2.15).

Tabel 2.14. Kans dat de NMSE waarden voor de verschillende formules en afstanden normaal verdeeld zijn, na ln - transformatie

	100 m	200 m	400 m
SMITH	0.37	0.92	0.37
CP+PG	0.54	0.56	0.54
INEL+PG	0.49	0.64	0.49
CP+BRIGGS	0.64	0.79	0.64
INEL+BRIGGS	0.51	0.82	0.51
PG	0.96	0.90	0.96
BRIGGS	0.81	0.76	0.81
SHARAN+PG	0.51	0.45	0.51
SHARAN+BRIGGS	0.70	0.75	0.70

Tabel 2.15. Kans dat de variantie op de NMSE voor al de beschouwde formules gelijk zijn, met en zonder transformatie

	100 m	200 m	400 m
geen transformatie	0.003	0.003	0.202
LN transformatie	0.931	0.910	1.000

De resultaten van de variantie-analyse zijn terug te vinden in Tabel 2.16 en Tabel 2.17. De getallen stellen de kans voor dat een modelpaar eenzelfde populatie-gemiddelde heeft voor wat betreft de NMSE.

Tabel 2.16. Controle op significante verschillen voor de NMSE waarden tussen de modellen via variantie-analyse (1 factor, LSD) op de testafstanden 100 m en 200 m

100 m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
SMITH		0.77	0.71	0.61	0.58	0.04	0.01	0.75	0.65
CP+PG			0.94	0.42	0.39	0.02	0.01	0.98	0.45
INEL+PG				0.38	0.36	0.02	0.00	0.96	0.41
CP+BRIGGS					0.96	0.12	0.04	0.41	0.96
INEL+BRIGGS						0.13	0.05	0.38	0.92
PG							0.64	0.02	0.10
BRIGGS								0.01	0.04
SHARAN+PG									0.44
SHARAN+BRIGGS									

200 m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
SMITH		0.80	0.82	0.76	0.78	0.12	0.04	0.81	0.79
CP+PG			0.98	0.96	0.98	0.07	0.02	0.98	0.99
INEL+PG				0.94	0.96	0.08	0.02	1.00	0.97
CP+BRIGGS					0.98	0.07	0.02	0.94	0.97
INEL+BRIGGS						0.07	0.02	0.96	0.99
PG							0.59	0.08	0.07
BRIGGS								0.02	0.02
SHARAN+PG									0.98
SHARAN+BRIGGS									

Tabel 2.17. Controle op significante verschillen voor de NMSE waarden tussen de modellen via variantie-analyse (1 factor, LSD) op de testafstand 400 m

400 m	SMITH	CP+PG	INEL+PG	CP+BRIGGS	INEL+BRIGGS	PG	BRIGGS	SHARAN+PG	SHARAN+BRIGGS
SMITH		0.84	0.92	0.75	0.61	0.71	0.88	0.87	0.79
CP+PG			0.77	0.61	0.48	0.87	0.97	0.97	0.64
INEL+PG				0.83	0.68	0.64	0.80	0.80	0.87
CP+BRIGGS					0.85	0.50	0.64	0.63	0.96
INEL+BRIGGS						0.38	0.51	0.50	0.81
PG							0.83	1.00	0.53
BRIGGS								1.00	0.68
SHARAN+PG									0.67
SHARAN+BRIGGS									

Hieruit kon besloten worden dat de formules van CP en INEL over de 3 afstanden bijna steeds voor meer dan 95 % gelijk zijn aan elkaar, bij gebruik van dezelfde bepaling voor σ_z . Enkel op 400 m wordt enig onderscheid gevonden tussen beide formules, aangeduid door een iets kleinere, maar nog behoorlijke kans op gelijkheid. In de volgende analyse zullen beide formules dan ook tezeldertijd behandeld worden.

Enkel bij BRIGGS en PG in vergelijking met de andere formules (op 100 m en op 200 m) worden significante verschillen op het 90 % zekerheidsniveau gevonden. Daarom zullen de staartoppervlakten kwantitatief gebruikt worden om een formule boven de andere te verkiezen.

100 m

Op korte afstand geven INEL en CP in combinatie met PG de beste resultaten. Op de volgende plaats komt SMITH (tot 77 % kans gelijk met vorige), gevolgd door CP en INEL in combinatie met BRIGGS (tot 61 % gelijk met SMITH). PG en BRIGGS zijn in vergelijking met deze significant verschillend met 90 % zekerheid. PG heeft een kleinere waarde (3.82) dan BRIGGS (4.18). Onderling zijn deze laatste met 64 % kans gelijk.

200 m

Een daling van de NMSE waarden ten opzichte van 100 m voor alle modellen valt op te merken. De formules van CP/INEL met PG of BRIGGS geven ongeveer dezelfde resultaten (voor meer dan 95 % gelijk). SMITH doet het nu minder goed dan CP/INEL met BRIGGS. De NMSE van PG is reeds gezakt naar een waarde kleiner dan 3, terwijl BRIGGS net groter dan 3 blijft.

400 m

Met 90% zekerheid kan niet meer beweerd worden dat er verschillen bestaan in performantie tussen de modellen. Alle waarden voor NMSE liggen rond 2.

De waarden van NMSE zijn opnieuw gestegen. De combinatie van INEL/CP met BRIGGS is nu beter dan die met PG. De kans dat de combinaties met PG en de combinaties met BRIGGS verschillend zijn, ligt nu tussen 60 % en 70 %.

Er is nu ook enig onderscheid op te merken tussen INEL en CP zelf. INEL is te verkiezen, de kans dat beiden gelijk zijn is gedaald tot 75 % (in vergelijking met meer dan 95 % bij 200 m).

PG en BRIGGS zijn beiden verder gedaald, maar blijven nog iets groter dan de andere formules. Ze zijn naar elkaar toe geëvolueerd, en reeds een kans op gelijkheid van 83 % wordt waargenomen.

Algemeen kan gezegd worden dat we bij BRIGGS en PG een dalende NMSE hebben met stijgende afstand. De waarden op 400 m blijven echter nog steeds te hoog.

De andere formules hebben een minimale waarde bij 200 m, die iets hoger dan 1 ligt.

Voortgaande op de NMSE is er een voorkeur voor de formules **CP/INEL** met **PG** voor **100 m**. De **combinatie met BRIGGS** is te verkiezen op **grotere afstanden**.

Er dient opgemerkt dat op het 90 % zekerheidsniveau enkel kan besloten worden dat op 100 m en op 200 m de formules van BRIGGS en PG slechter zijn dan de rest.

FB

De resultaten zijn weergegeven in *Bijlage IV*. Analoge besluiten als bij de bespreking van de massabalans kunnen getrokken worden. Algemeen kan gesteld dat voor de cirkels van 100 m en 200 m een overschatting geldt. Op 400 m kan een onderschatting waargenomen worden.

Dit geldt niet voor BRIGGS en de combinaties van BRIGGS op 100 m en op 400 m : een overschattende of onderschattende trend is niet waarneembaar (wat niet wil zeggen dat daarom goede waarden bekomen worden).

R

Deze resultaten zijn weergegeven in *Bijlage IV*. De correlatie ligt steeds laag. Bij INEL, CP en SMITH is R ongeveer constant over de verschillende afstanden. De gemiddelde waarden voor al de testen liggen rond 60 %. Bij PG en BRIGGS is de correlatie een stuk kleiner, en ligt rond 40 %.

FAC2

Deze waarden zijn weergegeven in *Bijlage IV*. Dit zijn tamelijk lage waarden. Een mogelijke oorzaak is het bijvoegen van nullen op plaatsen waar geen concentraties gemeten zijn, maar wel berekend, en omgekeerd.

De gemiddelde FAC2 waarden zijn niet hoger dan 35 %. PG en BRIGGS hebben een stijgende FAC2 met de afstand. SMITH, CP en INEL in combinatie met PG hebben een dalende trend met de afstand. Voor de formules van CP en INEL met BRIGGS blijft de waarde ongeveer gelijk over de afstanden. Op 400 m is nog maar weinig verschil op te merken tussen de verschillende modellen, en een algemene waarde van 25 % valt te noteren.

2.2.4. BESLUIT

100 m

Op deze afstand worden de grootste verschillen gevonden tussen de modellen. De beste resultaten voor de massabalans worden op deze afstand bereikt.

CP/INEL in combinatie met BRIGGS of PG geeft goede resultaten. De combinatie met PG geeft een betere NMSE (minder dan 50 % kans dat de combinatie met BRIGGS of PG gelijk zijn), en iets betere FAC2 en FB. Wanneer men echter BRIGGS gebruikt voor σ_z , wordt een betere massabalans bereikt : er bestaat 90 % kans dat de gemiddelde massabalans perfect is, tegenover 40 % bij PG.

200 m

De beste waarden voor NMSE worden op 200 m gehaald, terwijl de massabalans een stuk slechter is dan op 100 m (minder dan 50% kans dat massabalans klopt).

Dezelfde formules als bij 100 m kunnen het best gebruikt worden. De NMSE is nu volledig gelijk, zowel bij gebruik van PG als BRIGGS als verticale dispersieparameterbepaling bij INEL/CP. Ook bij de massabalans zijn slechts weinig verschillen op te merken. Bij PG heeft men wel 10 % meer kans dat de massabalans klopt.

400 m

Op 400 m bestaat een (beperkte) voorkeur voor de combinaties met BRIGGS, waarmee zowel een betere massabalans als NMSE gehaald wordt. De waarschijnlijkheid voor een perfecte massabalans zit nu opnieuw boven de 60 %.

Om af te sluiten, dient nog gezegd dat via de meteogegevens op 4 m weliswaar beperkte, maar toch consistent slechtere resultaten bekomen worden. Daaruit blijkt dat de meteogegevens zo dicht mogelijk bij de bron dienen gemeten te worden.

Net zoals bij de eerste validatiestudie, brengt het gebruik van σ_θ een verbetering op korte afstand. In geval van grote waarden van deze standaardafwijking op de windrichting, wordt een constante concentratie bekomen over een beperkte cirkelboog rond de bron. Pieken worden natuurlijk niet benaderd : het voorspellen van een "omhullende" is misschien wel de beste benadering als slechts weinig frequente (of uurgemiddelde) meteogegevens beschikbaar zijn.

TEST 8

Daar deze test een typische, kritieke situatie is bij lage windsnelheden, wordt deze apart beschouwd. Bijna over de volledige testcirkels worden concentraties waargenomen. Via de formules echter kunnen maximaal over een hoek van 180° rond de gemiddelde windrichting concentraties berekend worden.

- NMSE

Opmerkelijk zijn de zeer hoge waarden (> 10) voor PG en BRIGGS bij 100 m en 200 m (zie Tabel 2.12 en Tabel 2.13). Bij zeer variabele windrichtingen (σ_θ is immers groot) zijn de formules die geen rekening houden met de variatie in de windrichting ongeschikt om concentraties te voorspellen. De beste waarden worden via de formule van SHARAN gevonden, die ook nog rekening houdt met diffusie in de x-as. De NMSE wordt niet hoger dan 2. De overschatting door gebruik van het bigaussiaans model is iets groter, nl. 2.4.

Bij 400 m is er een sterke reductie van de hoge waarden. Daar de waarden van het bigaussiaans model reeds globale onderschattingen zijn, levert de formule van SHARAN nog lagere waarden. Zodoende wordt een grotere (slechtere) NMSE bekomen.

Bij de andere testen, waar σ_θ een stuk lager is, worden weinig verschillen gevonden tussen het bigaussiaans model en de formule van SHARAN, wanneer dezelfde dispersieparameters gebruikt worden. Daaruit kan besloten worden dat het meerekenen van diffusie in de windrichtingsas slechts bij deze extreme situaties dient beschouwd.

- MASSABALANS

Uit de gegevens in verband met de massabalans in Tabel 2.8 kunnen dezelfde besluiten genomen worden als bij NMSE, maar wel iets minder duidelijk.

- FAC2

Op 100 m wordt bij SHARAN een maximale waarde van 22 % teruggevonden (zie *Bijlage IV*).

Bij PG (0 %) en BRIGGS (2 %) ligt (bijna) geen enkele meting meer binnen een factor 2 ten opzichte van de gemeten waarde. Daaruit blijkt nogmaals de ongeschiktheid van deze formules in de beschouwde situatie.

3. SIMULATIE INVERSIELAAG OP BEPERKTE HOOGTE

3.1. STATISCHE SIMULATIE

Bij gebrek aan validatiegegevens omtrent het voorkomen van inversielagen op beperkte hoogte, worden enkele simulaties uitgevoerd.

Volgende parameters werden gebruikt :

- $H_g = 30$ m
- $z = 0$ m
- $Q = 100\,000$ ge. s^{-1}
- $T = 320$ K
- $D = 1.5$ m
- $V_0 = 1$ Nm³.s⁻¹
- $u_{69\text{ m}} = 4$ m.s⁻¹
- inversieformule (1.79)
- dispersieparameters volgens Bultynck/Malet (1.40) en (1.41)
- Bultynck/Malet - stabiliteitsklasse E2
- pluimstijgingsformule, beschreven in VLAREM II (1.56)

In Fig. 3.1 wordt het concentratieverloop langs de pluimas ($y = 0$) weergegeven voor verschillende waarden van de inversiehoogte. De invloed in 2 dimensies is weergegeven in Fig. 3.2.

Het voorkomen van een inversielaag op beperkte hoogte zorgt maximaal voor een 2 à 3 maal hogere concentratie. Naarmate de inversielaag stijgt, neemt de invloed af. Maximale waarden op elke afstand worden gevonden wanneer de inversiehoogte zich net boven de geometrische bronhoogte bevindt. Reeds bij een inversiehoogte op 250 m en zeker vanaf 500 m is de invloed zeer beperkt.

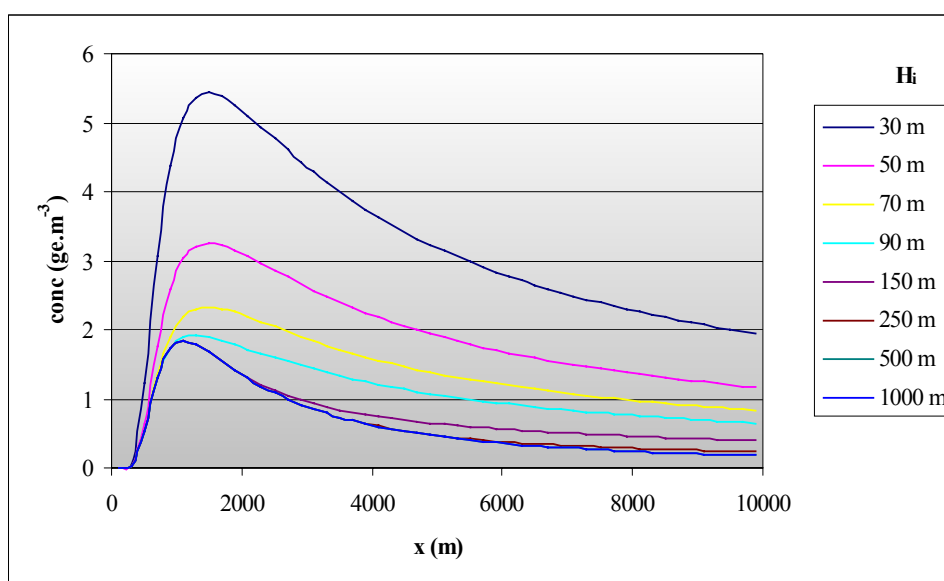


Fig. 3.1 Verloop van de grondconcentratie langs de pluimas in functie van de afstand ten opzichte van de bron voor verschillende inversiehoogtes

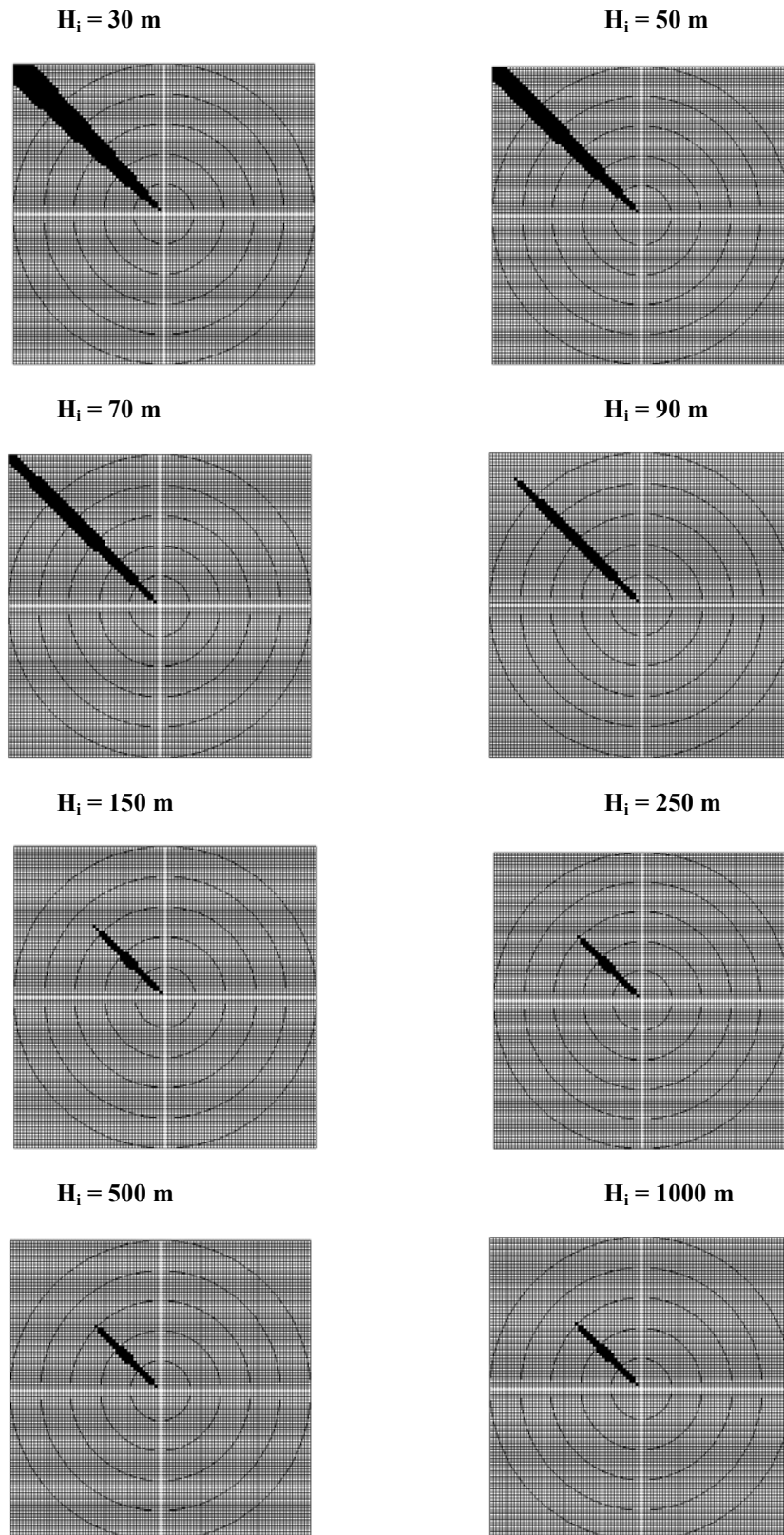


Fig. 3.2 Voorstelling van het gebied waar de concentratie $> 1 \text{ ge.m}^{-3}$ in 2 dimensies
 Op elke kilometer van de bron is een cirkel getekend. De bron is in het midden van het
 assenkruis geplaatst. Een 100×100 grid werd gebruikt, met een pixelgrootte van 100 m
 op 100 m . De wind komt uit het ZO ($\alpha = 135^\circ$).

3.2. DYNAMISCHE SIMULATIE

We beschouwen in een tweede simulatie het concentratieverloop op 1 welbepaalde plaats tijdens een zich opbouwende inversielaag vanaf de grond. We veronderstellen dat de onderzijde van de inversielaag met constante snelheid stijgt. Dezelfde parameters als in de eerste simulatie werden gebruikt.

Bij grondreceptorpunten wordt niets waargenomen, zolang de inversielaag zich onder de geometrische bronhoogte bevindt (cf. Fig. 1.1, 's avonds). De ondoordringbaarheid van de inversielaag wordt immers in beide richtingen verondersteld. Op tijdstip 3 krijgen we (plots) een hoge concentratie, die geleidelijk aan afneemt. Uiteindelijk wordt een constante geurconcentratie bekomen : de steeds stijgende inversielaag oefent geen invloed meer uit op de concentratiewaarneming (zie Fig. 3.3).

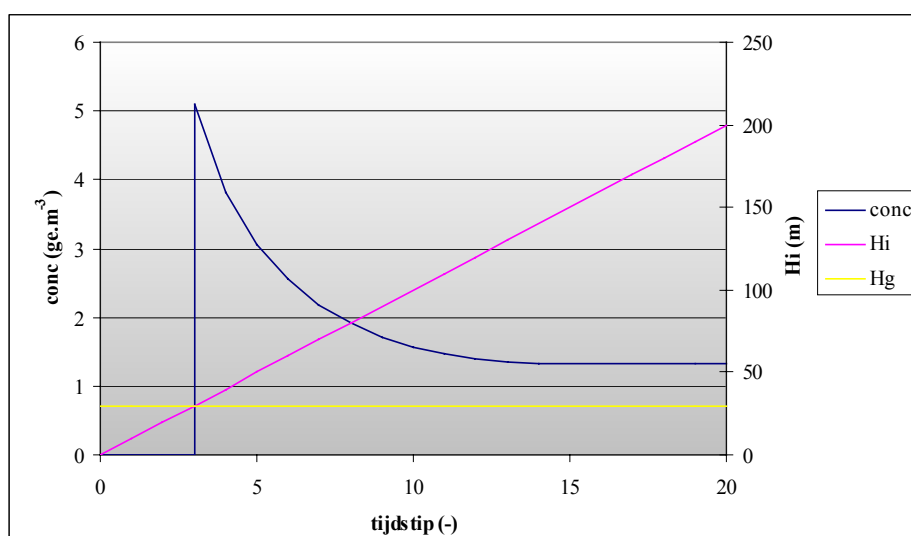


Fig. 3.3 Verloop van de grondconcentratie op 2 km van de bron (in de pluimas) in functie van de tijd bij een stijgende inversielaag, startend vanop de grond

Er dient onderstreept dat de reflectie op de onderzijde van de inversielaag als volledig gesteld werd (hetzelfde geldt voor de grondreflectie). Dit is enkel een veronderstelling : experimentele gegevens hierover werden nergens gevonden.

4.1. LANGETERMIJN VERSPREIDINGS-MODEL

4.1.1. GRID

Het ontwikkelde model gebruikt een vast grid. Een voorstelling is gegeven in Fig. 4.1. De bron wordt in het punt (0,0) geplaatst. De coördinaatassen van het vast assenstelsel zijn XO en YO. De windrichtingshoek wordt gegeven door α . De X-as wordt steeds gericht volgens de windrichting, met positieve waarden windafwaarts.

De berekeningen worden gemaakt in het midden van elke vierkante pixel. Bij de invoergegevens wordt het aantal kolommen en rijen vastgelegd (= MAX). Het kolomnummer wordt voorgesteld door k, het rijnummer door r. Tevens wordt de grootte van de zijde van elke vierkante pixel gevraagd (= DIM).

Op basis van deze gegevens kunnen de windafwaartse afstand x en de laterale afstand y berekend worden in elk roosterpunt.

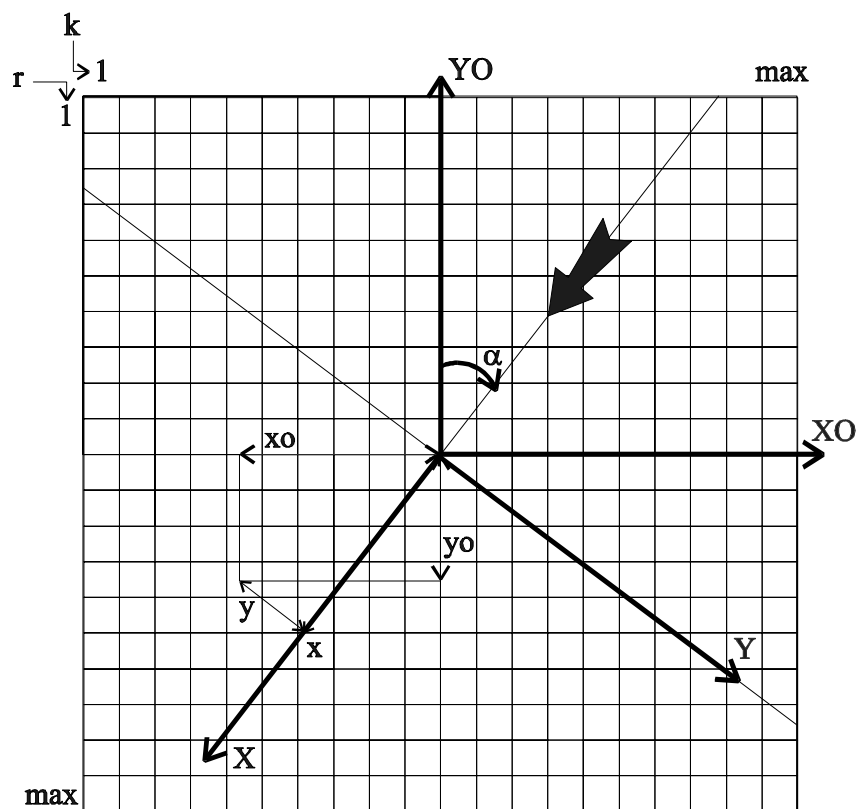


Fig. 4.1 Voorstelling van het grid

De variërende X-as in het XO,YO assenkruis wordt gegeven door :

$$X : a \cdot x_o + b \cdot y_o = 0 \quad (4.1)$$

$$\begin{aligned} \text{met } a &= \operatorname{tg}(90 - \alpha) \\ b &= -1 \end{aligned} \quad (4.2)$$

De vergelijking van de variërende Y-as wordt als volgt gevonden :

$$Y : c \cdot x_0 + d \cdot y_0 = 0 \quad (4.3)$$

$$\begin{aligned} \text{met } c &= -\frac{1}{a} \\ d &= -1 \end{aligned} \quad (4.4)$$

De loodrechte afstand tussen het berekeningspunt en de X-as is de y-afstand :

$$y = \frac{|a \cdot x_0 + b \cdot y_0|}{\sqrt{a^2 + b^2}} \quad (4.5)$$

De x-waarden worden op een analoge manier gevonden :

$$x = \frac{|c \cdot x_0 + d \cdot y_0|}{\sqrt{c^2 + d^2}} \quad (4.6)$$

4.1.2. METEOGEGEVENS

Elke meteotoestand bestaat uit de volgende gegevens :

- Bultynck/Malet - stabiliteitsklasse
- horizontale Pasquill - stabiliteitsklasse
- verticale Pasquill - stabiliteitsklasse
- windsnelheid
- windrichting
- inversiehoogte
- standaardafwijking op de windrichtingshoek ($= \sigma_\theta$)

Deze gegevens, met uitzondering van de metingen van de inversiehoogte, worden verstrekt door het SCK (Studiecentrum voor Kernenergie in Mol). Om de 10 minuten wordt een reeks metingen uitgevoerd, gedurende het ganse jaar. De metingen in verband met inversie zijn beschikbaar bij het KMI.

- **SCK GEGEVENS**

In Tabel 4.1 is weergegeven welke gegevens op de verschillende hoogtes gemeten worden.

Tabel 4.1. De hoogtes waarop de verschillende meteogegevens worden gemeten in het SCK

hoogte (m)	8	24	48	69	78	114
windsnelheid		x	x	x	x	x
windrichting		x		x		x
temperatuur	x	x	x		x	x

Met de gegevens uit Tabel 4.1 kan de Bultynck/Malet - stabiliteitsklasse direct berekend worden.

Daar geen rechtstreekse waarden voor σ_θ beschikbaar zijn, wordt deze parameter berekend als de standaardafwijking op de windrichtingshoek. Enkel wanneer 6 metingen per uur beschikbaar zijn, worden de gegevens weerhouden. Dit heeft als doel het nemen van nog enigszins statistisch verantwoorde standaardafwijkingen, alhoewel dit een ruwe benadering blijft.

Voor de berekening van de Pasquill - stabiliteitsklasse wordt het "split-sigma" - systeem toegepast.

- Het temperatuurprofiel uitgemiddeld over 1 uur dient om de verticale stabiliteit te bepalen.
- De horizontale stabiliteitsindeling gebeurt op basis van σ_θ .

De windrichting wordt uitgedrukt door de hoek die de windrichtingsas maakt ten opzichte van de noordelijke richting (in wijzerszin).

Tabel 4.2. Aanduiding van de windrichting door middel van windrichtingshoeken

windrichtingshoek (°)	windrichting
0	N
45	NO
90	O
135	ZO
180	Z
225	ZW
270	W
315	NW

Voor het bepalen van zowel de windrichting als windsnelheid dient de meethoogte gekozen te worden die het dichtst bij de geometrische bronhoogte ligt. Op deze manier blijft de onzekerheid op de omrekening van de windsnelheid naar een andere hoogte enigszins beperkt. De keuze tussen 24 m, 69 m en 114 m dient gemaakt te worden, daar enkel voor deze meethoogtes zowel de windrichting als windsnelheid voorhanden zijn.

• KMI GEGEVENS

De hoogte van de onderzijde van de inversielaag wordt in Ukkel tweemaal per dag gemeten. Dit gebeurt via het laten opstijgen van een weerballon, om 0.00 h GMT en 12.00 h GMT. Dit betekent dus om 2.00 h en 14.00 h tijdens de zomer, en om 1.00 h

en 13.00 h bij wintertijd. De opwaartse snelheid van de ballon bedraagt ongeveer 6 m.s^{-1} , en elke 10 s wordt een meting uitgevoerd. Het eerste meetpunt zal dus rond 60 m boven het aardoppervlak liggen. Wanneer er een grondinversie voorkomt, wordt de dikte van die laag bepaald. De vraag is natuurlijk of deze metingen ook representatief zijn voor andere plaatsen.

Door gebrek aan meer frequente gegevens wordt de inversiehoogte constant gesteld vanaf 6 uur voor tot en met 6 uur na de beide metingen. Ook dit is een ruwe benadering.

Een programma werd geschreven om de uurlijkse meteogegevens te berekenen. Ook is het mogelijk, om de rekentijd bij grotere roosters wat te beperken, twee-uurlijkse gemiddelden te gebruiken. Hierbij worden de SCK gegevens (= **97.PRN**) met de overeenkomstige inversiehoogtes (= **97.INV**) gecombineerd via het programma **1UUR97.EXE** (voor uurgemiddelde waarnemingen, zie *Bijlage I*) of **2UUR97.EXE** (voor twee-uurlijkse gemiddelden). In deze programma's dient de gewenste meethoogte (24 m, 69 m of 114 m) gespecificeerd te worden. Deze informatie wordt gebruikt door de andere programma's, en wordt opgeslagen in het bestand **MEETHOOG**. Meteogegevens van andere jaren zijn ook bruikbaar, op voorwaarde dat ze in exact hetzelfde formaat zijn opgesteld.

Deze gegevens worden weggeschreven naar het direct access bestand **TOT97I**. Tevens werden alle ontbrekende en onvolledige metingen weggelaten. Elke 7 opeenvolgende records bevatten informatie over 1 meteotoestand. Ook werd een file aangemaakt met het aantal toestanden die weggeschreven werden (= **MAXOR**).

Om een idee te krijgen over de frequentie van bepaalde windsnelheidsklassen, σ_θ -klassen, de verdeling van de windrichting, de Bultynck/Malet - klassen en de horizontale en de verticale Pasquill - klassen dient verwezen naar *Bijlage II*. De histogrammen zijn opgesteld aan de hand van de uurgemiddelde meteowaarnemingen van 1996 en 1997 op 24 m hoogte.

4.1.3. INVOERGEGEVENS

INVOER.EXE (zie *Bijlage I*) maakt het bestand **INVOER.DAT** aan, dat door de andere deelprogramma's gebruikt wordt. Volgende gegevens dienen ingevoerd :

PROGRAMMA & GRID GEGEVENS

- dimensie van het grid = aantal rijen = aantal kolommen
- lengte van de zijde van elke vierkante pixel
- aantal meteotoestanden die behandeld dienen te worden

Indien het volledig jaar beschouwd wordt, dient **MAXOR** ingevoerd te worden. Voor een beperkt aantal te behandelen toestanden, moet het gekozen aantal ingegeven worden ($< \text{MAXOR}$).

MODELGEGEVENS

➤ **MODEL**

- klassiek bigaussiaans model, zonder diffusie in de x-as (formule (1.28))
- volledige oplossing diffusie-advectievergelijking (formule (1.62))

➤ **STABILITEITSKLASSE - SYSTEEM**

- Pasquill - stabiliteitsklasse-indeling
- Bultynck/Malet - stabiliteitsklasse-indeling

➤ **DISPERSIEFORMULES**

OP BASIS VAN DE PASQUILL - KLASSEN

- Pasquill/Gifford
- Cirillo & Poli, in combinatie met Pasquill/Gifford
- INEL, in combinatie met Pasquill/Gifford
- Cirillo & Poli, in combinatie met Briggs ruraal
- INEL, in combinatie met BRIGGS ruraal
- Smith
- Briggs ruraal
- Briggs stedelijk

OP BASIS VAN DE BULTYNCK/MALET - KLASSEN

- (vereenvoudigde) dispersieformule van Bultynck/Malet

➤ **PLUIMSTIJGINGSFORMULE**

- St. Cyr (= KOUD) (formule (1.54))
- Moses-Carson (= KOUD+WARM) (formule (1.55))
- pluimstijging zoals beschreven in VLAREM II (= WARM) (formule (1.56))
- St. Cyr + VLAREM II

Deze laatste 2 bepalingen kunnen met of zonder eindwaarde gebruikt worden. Ook bestaat de optie om geen rekening te houden met pluimstijging ($H_{\text{eff}} = H_g$).

➤ **INVERSIEBEREKENINGEN**

Er wordt gevraagd of al dan niet met inversie moet rekening gehouden worden. Zoja, dient het aantal kunstmatige bronnen ingegeven te worden. De inversieformule (1.79) wordt gebruikt. Uitgaande van een analyse bleken op 3 km maximum 5 extra bronnen, zowel boven als onder het aardoppervlak, nodig te zijn. Op 10 km volstonden steeds een 15-tal bronnen.

Wanneer de geometrische bronhoogte groter is dan de hoogte van de onderzijde van de inversielaag, en bij waarnemingshoogte onder de inversielaag, wordt een concentratie van 0 aangenomen. De ondoordringbaarheid van de inversielaag wordt immers in beide richtingen verondersteld.

BRONGEGEVENS

- geometrische bronhoogte = H_g
- waarnemingshoogte = z
- massadebiet = Q

Afhankelijk van de gebruikte pluimstijgingsformule, kunnen volgende gegevens opgevraagd worden :

- temperatuur aan de bronmond = T
- diameter aan bronmond = D
- volume-emissiedebiet = V_0

4.1.4. BEREKENING PERCENTIELEN

De berekening van de percentielwaarde in elke pixel wordt uitgevoerd door het programma **CONCPERC.EXE** (zie *Bijlage I*). Het grid wordt kolom per kolom doorlopen. Voor elke pixel worden de meteotoestanden van het ganse jaar doorlopen. Wanneer het beschouwde receptorpunt zich windafwaarts van de variabele Y-as bevindt, wordt een concentratieberekening gedaan. Deze concentraties worden gestockeerd in een vector, met als dimensie MAXTOT. Wanneer alle meteotoestanden doorlopen zijn, wordt deze vector gerangschikt. De X^{ste} percentielwaarde voor de pixel bevindt zich op de plaats $X \cdot 100^{-1} \cdot \text{MAXTOT}$ in de vector. Deze waarden worden weggeschreven naar de sequentiële files **PERC1** tot en met **PERC8**, afhankelijk van het aantal opgevraagde percentielwaarden. Deze files nemen elk $18 \cdot \text{MAX}^2$ bytes plaats in.

Tevens wordt de file **LOG** aangemaakt, die bijhoudt welke file overeenkomt met welk percentielgebied. Variabele bestandsnamen zijn immers niet toegelaten in FORTRAN 77. Op basis van deze logfile kunnen in de uitvoerprogramma's de gewenste percentielgebieden weergegeven worden.

Wegens het beperkt beschikbaar geheugen in FORTRAN 77 werd voor een dergelijke benadering gekozen. Een mogelijke alternatieve werkwijze zou de volgende kunnen zijn. Elke meteotoestand wordt slechts 1 maal ingelezen en de concentraties voor het ganse grid worden berekend. Deze concentraties dienen dan natuurlijk wel weggeschreven te worden naar een tijdelijke file. Nadat het volledig jaar is overlopen, worden de concentraties van de overeenkomstige pixels in een vector ingelezen en de percentiel waarde kan dan berekend worden.

Een dergelijke benadering leverde geen werkbaar programma. Het wegschrijven en later opnieuw inlezen van de concentraties nam zeer veel tijd in beslag, vooral

wanneer met grotere grids gewerkt werd. Alle meteogegevens telkens voor elke pixel inlezen bleek veel efficiënter : de percentielwaarde kan op deze manier direct berekend worden.

4.1.5. UITVOER

De bestanden met de percentielgegevens kunnen gevisualiseerd worden door 3 programma's :

- **FIGUUR.EXE** (zie *Bijlage I*) : via dit programma kunnen de X, y - gebieden bepaald worden. Dit betekent dat binnen de grenzen van een dergelijk zone slechts (100-X) % van de tijd de concentratie van y ge.m⁻³ overschreden wordt. De grenswaarde y kan ingesteld worden.
- **FIGUUR2.EXE** (zie *Bijlage I*) : analoog programma, maar nu wordt gewerkt met een kleurindex. Daar slechts 15 kleuren beschikbaar zijn in QuickBasic 4.5 kunnen maximaal 15 klassen gebruikt worden. De klassebreedte kan automatisch en manueel ingesteld worden. Bij een automatische indeling wordt het ganse concentratiebereik van het grid bestreken. Bij manuele klassebreedte-indeling, en wanneer het volledige concentratiebereik niet is gehaald, worden de eerste klassen bepaald aan de hand van de ingegeven klassebreedte. De laatste klasse bevat dan de resterende concentraties.
- **GETAL.EXE** (zie *Bijlage I*) : met dit programma kan de getalwaarde van de concentratie in elke pixel weergegeven worden. Daar slechts een beperkt aantal lijnen per scherm kunnen weergegeven worden, werd de mogelijkheid ingevoerd om grotere grids op te splitsen in 4 kwadranten. Op deze manier kan een 50 x 50 grid toch nog afgebeeld worden.

4.1.6. SCHEMA

Het gebruik van het langetermijn verspreidingsmodel is samengevat in het schema in Fig. 4.2.

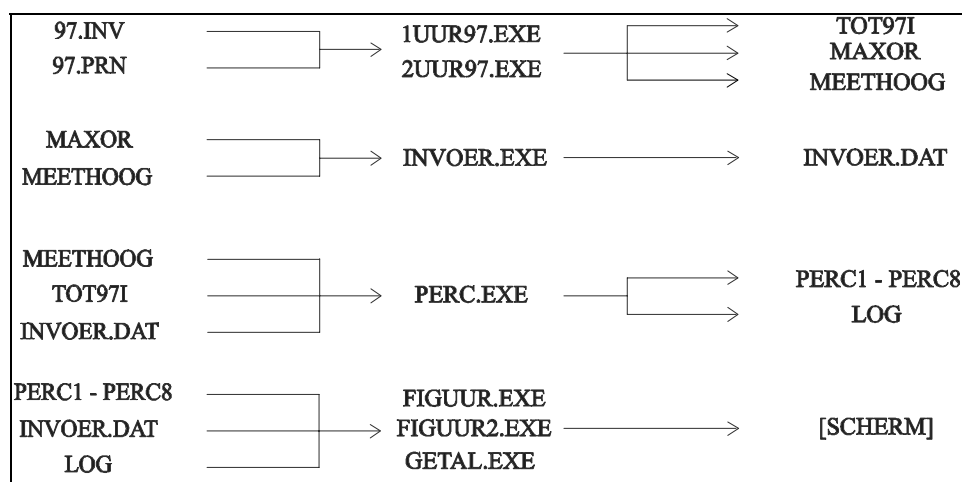


Fig. 4.2 Flowchart om tot visualisatie van percentielberekeningen te komen via het langetermijn verspreidingsmodel (voor 1997)

4.2. KORTETERMIJN VERSPREIDINGS-MODEL

Een dergelijk model heeft als doel, uitgaande van een snuffelmeting, het massa-emissiedebiet (= Q) te bepalen, uitgedrukt in "snuffeleenheden". Op basis van de gekende maximale geurwaarnemings-afstand (= x_{\max} , bij $y = 0$), de meteogegevens en gekende brongegevens wordt het bigaussiaans model nu in "omgekeerde" richting gebruikt.

De maximale afstand waarop nog net geur wordt waargenomen is volgens definitie de plaats waar 1 se.m^{-3} geldt. Deze x_{\max} wordt gebruikt in het model en dit levert het geuremissiedebiet Q.

Het bigaussiaans model :

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot u_{H_{\text{eff}}} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \cdot \left[e^{-\frac{(z-H_{\text{eff}})^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H_{\text{eff}})^2}{2\sigma_z^2}} \right]$$

met $C(x_{\max}, 0, z) = 1 \text{ se.m}^{-3}$ levert, geschreven in functie van Q :

$$Q = \frac{2 \cdot \pi \cdot u_{H_{\text{eff}}} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z}{e^{-\frac{(z-H_{\text{eff}})^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H_{\text{eff}})^2}{2\sigma_z^2}}} \quad (4.7)$$

Deze benadering kan toegepast worden als geen emissiegegevens gekend zijn. Nadat de bronterm bepaald is via (4.7), kan een langetermijn berekening uitgevoerd worden om de impact van de bron verder te onderzoeken.

Analoge gegevens als in het langetermijn model worden gevraagd door **KTVM.EXE**. Aan de hand van de modelgegevens, worden enkel de nodige invoergegevens opgevraagd. Het is ook mogelijk een conversie uit te voeren tussen Pasquill - en Bultynck/Malet - klassen, alhoewel dit niet aan te raden is. Gedetailleerde informatie over de berekeningen wordt weggeschreven naar de file **KTVM.OUT**.

4.3. VOORBEELD

Ten slotte wordt een voorbeeld van een simulatie met het ontwikkelde model gegeven.

Volgende simulatiegegevens werden gebruikt :

- 1997, 2-uurlijkse gemiddelden
- 100 x 100 grid
- pixels : 20 m x 20 m
- $H_g = 1$ m
- $z = 1$ m
- $Q = 100\ 000$ ge. s^{-1}
- geen pluimstijging
- via het "split-sigma" - systeem
- klassiek bigaussiaans model
- formule van Cirillo & Poli voor σ_y , formule van Pasquill/Gifford voor σ_z

De 98^{ste} percentielgebieden, voor verschillende concentraties, zijn weergegeven in Fig 4.3. In het gekleurde gebied is gedurende 2 % van het beschouwde jaar de concentratie van 1 ge. m^{-3} overschreden. De overheersende windrichting in Vlaanderen nl. ZW uit zich duidelijk in deze figuur.

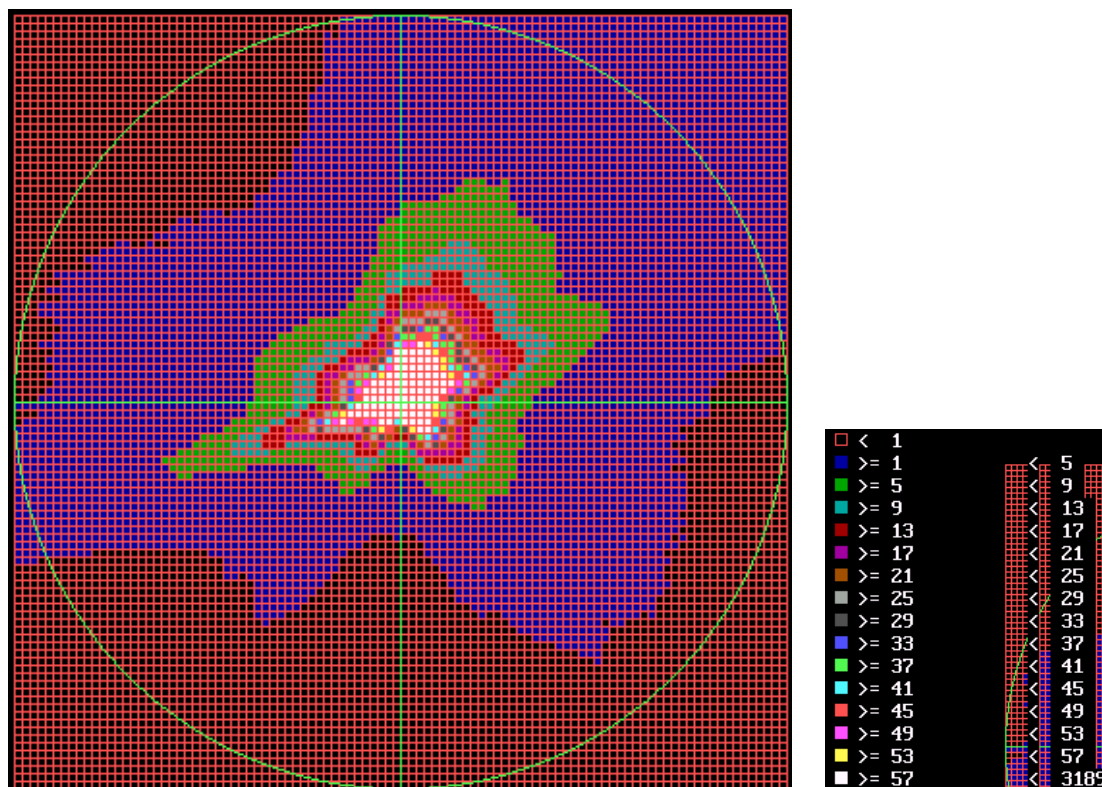


Fig. 4.3 Resultaat van de langetermijn verspreidingsberekeningen met de beschouwde simulatiegegevens (output via FIGUUR2.EXE)

De bron bevindt zich in het midden van het assenkruis. De groene cirkel is op 1 km van de bron getekend. De concentraties in de legende zijn uitgedrukt in ge. m^{-3} .

BESLUIT

Het weze duidelijk dat het voorspellen van concentraties steeds een moeilijke zaak is. De bepalende omgevingsfactoren zijn sterk tijdsgebonden en stochastisch, en worden dan nog eens door middel van een beperkte reeks variabelen in de modellen gebruikt. Ondanks deze simplificaties, zijn de resultaten van de uitgevoerde validatiestudies bevredigend, alhoewel het toch de moeilijkere randgevallen zijn die behandeld werden.

Het effect van een inversielaag op beperkte hoogte, het meest kritieke (geur)probleem, is kwalitatief makkelijk te begrijpen. Berekeningen echter zijn zeer moeilijk, en de gebruikte formules zullen dus grove schattingen zijn. Weinig of geen experimentele of kwantitatieve gegevens over dit probleem werden gevonden. Er blijft grote onzekerheid over bijvoorbeeld de reflectiewaarde aan de onderzijde van een inversielaag. Uit een simulatie bleek dat het voorkomen van een inversielaag op beperkte hoogte, maximaal voor een 2 à 3 maal hogere concentratie zorgt. Deze waarden treden op wanneer de bronmond zich net onder de onderzijde van de inversielaag bevindt. Bij een stijgende inversielaag neemt de invloed vlug af.

Het probleem van de lage bronnen herleidde zich tot het gebruik van de geschikte dispersieparameters. Enkele Pasquill - gebaseerde formules, opgesteld en gevalideerd voor deze situatie, zijn bruikbaar.

Tevens is aangetoond dat de formule van Bultynck/Malet een sterke onderschatting geeft bij lage bronhoogtes op beperkte afstand van de bron. Berekeningen leverden slechts bij benadering 30 % van de gemeten concentraties.

Dispersiemodellering van uurgemiddelde concentraties bij lage windsnelheden ($< 2 \text{ m.s}^{-1}$) is een groter probleem. De windrichting is in dit geval de belangrijkste, en meest variabele parameter. Enkel met zeer frequente meteogegevens is het mogelijk de verschillende concentratiepieken te benaderen (bijvoorbeeld 2-minuuts-gegevens). Andere optredende effecten zoals het blijven hangen van de rookpluim boven de bron of op andere plaatsen, kunnen enkel met een gedetailleerde baanbeschrijving van rookpluimpjes behandeld worden.

Dispersieparameters (voor gebruik in het bigaussiaans model) die rekening houden met de variatie in de windrichtingshoek (via σ_θ), zoals de formule van Cirillo & Poli en INEL, gaven de beste resultaten bij concentratievoorspellingen bij minder frequente meetgegevens. Zelfs bij iets hogere windsnelheden ($> 2 \text{ m.s}^{-1}$) is de windrichting nog beperkt variabel, en levert het gebruik van σ_θ een verbetering.

Ook de klassieke dispersieparameters zijn nog enigszins bruikbaar, wanneer de horizontale en verticale stabiliteitsklassen apart bepaald worden, via het zogenaamde "split-sigma" - systeem. Dit is mogelijk aan de hand van meteogegevens die vlot voorhanden zijn (temperatuurprofiel en standaardafwijking op windrichtingshoek).

Sharan et al. (1995) hebben de diffusie-advectievergelijking opgelost, rekening houdend met de diffusie in de windrichting. Deze formule levert slechts bij een sterk variabele windrichting een zekere verbetering op ten opzichte van het klassiek bigaussiaans model.

De validatie gebeurde op korte afstand ($< 1 \text{ km}$). Concentratieberekeningen op grotere afstand bij lage windsnelheden dienen verder onderzocht te worden. Algemeen kan gesteld dat voor de meeste situaties een bruikbare dispersieformule bestaat voor het bigaussiaans model. Wanneer de validatiecondities en de uitmiddeldingsduur echter niet in acht genomen worden, kunnen grote fouten gemaakt worden.

LITERATUURLIJST

1. BARAD, M.L. (1958). Project Prairie Grass. A field program in diffusion. Geophysical Research Paper No. 59, Vols. I and II, AFCRF-TR-58-235, Air Force Cambridge Research Center, Bedford, MA. **Vermeld in** : HANNA, S.R., CHANG, J.S. & STRIMAITIS, D.G. (1990). Uncertainties in source emission rate estimates using dispersion models. *Atmospheric Environment*, 24, 2971-2980.
2. BENNETT, D.A. (Meteorological Office) (1990). Guidance notes on the spread of pollution. **Vermeld in** : DAEVES, D.M. & LINES, I.G. (1998). The nature and frequency of low wind speed conditions. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 73, 1-29.
3. BORREGO, C.S., COUTINHO, M.S. & COSTA, M.J. (1990). Introduction of terrain roughness effects into a Gaussian dispersion model. *The Science of the Total Environment*, 99, 153-161.
4. BRIGGS, G.A. (1973). Diffusion estimation for small emissions. ATDL Contribution file No. (Draft) 79, Air Resources Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory, NOAA, Oak Ridge, Tennessee. **Vermeld in** : GRIFFITHS, R.F. (1994). Errors in the use of the Briggs parameterization for atmospheric dispersion coefficients. *Atmospheric Environment*, 28, 2861-2865.
5. BULTYNCK, H., MALET, L., SHARMA, L. & VAN DER PARREN, J. (1970). Atmospheric dilution factors and calculation of doses in the environment of S.C.K./C.E.N. Mol for short and long duration stack discharges. BLG 446, Brussel, België, 82 p.
6. CHEN, Y.C., BUNDY, D.S. & HOFF, S.J. (1998). Development of a model of dispersion parameters for odour transmission from agricultural sources. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69, 229-238.
7. CIRILLO, M.C. & POLI, A.A. (1992). An intercomparison of semiempirical diffusion models under low wind speed, stable conditions. *Atmospheric Environment*, 26A, 765-774.
8. CSANADY, G.T. & MACCORMAC, B.M. (1973). Turbulent diffusion in the environment. Dordrecht, D. Reidel, 258 p.
9. DAEVES, D.M. & LINES, I.G. (1998). The nature and frequency of low wind speed conditions. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 73, 1-29.
10. DOURY, A. (1982). Operational calculation aids for atmospheric dispersion. *The Science of the Total Environment*, 25, 3-17.

11. DRAXLER, R.R. (1980). An improved gaussian model for long-term average air concentration estimates. *Atmospheric Environment*, 14, 597-601.
12. GOYAL, P., SINGH, M. & GULATI, A. (1996). Air quality assessment of the environment over a cement industrial complex. *Atmospheric Environment*, 30, 1159-1166.
13. GREEN, A.E., SINGHAL, R.P. & VENKATESWAR, R. (1980). Analytical extensions of the gaussian plume model. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 30, 773-776.
14. GRIFFITHS, R.F. (1994). Errors in the use of the Briggs parameterization for atmospheric dispersion coefficients. *Atmospheric Environment*, 28, 2861-2865.
15. HANNA, S.R. & DRIVAS, P. (1989). Guidelines for use of vapour dispersion models. Center for chemical process safety, Institute of Chemical Engineers, New York, USA, 177 p. **Vermeld in** : DE MELO LISBOA, H. (1996). Contribution à la mise en oeuvre et à la validation de modèles de dispersion atmosphérique applicables aux composés odorants. Thèse de doctorat de l'Université de Pau et des pays de l'Adour, Laboratoire genie de l'environnement industriel, 196 p.
16. HANNA, S.R., STRIMAITIS, D.G. & CHANG, J.C. (1991). Hazard response modeling uncertainty (a quantitative method), Vol. II : evaluation of commonly-used hazardous gas dispersion models. AFESC Contract No. F08635-89-C-0136, H.Q.AFESC/RDVS, Tyndall AFB, Florida. **Vermeld in** : YADAV, A.K. & SHARAN, M. (1996). Statistical evaluation of sigma schemes for estimating dispersion in low wind conditions. *Atmospheric Environment*, 30, 2595-2606.
17. HOSTEN, L. (1997). Fysische en chemische processen van de milieusanering. Hoofdstuk 8. Dispersie van pollutanten in de atmosfeer. Cursus, Gent, Vakgroep Technische Chemie en Milieutechniek, Faculteit Toegepaste Wetenschappen.
18. KRETZSCHMAR, J.G. & MERTENS, I. (1984). Real-time on site simulation of the dispersion of continuous releases of odoriferous gases. *International Symposium of Characterization and Control of Odoriferous Pollutants in Process Industries*, Louvain-la-Neuve, België, 213-228. **Vermeld in** : DE MELO LISBOA, H. (1996). Contribution à la mise en oeuvre et à la validation de modèles de dispersion atmosphérique applicables aux composés odorants. Thèse de doctorat de l'Université de Pau et des pays de l'Adour, Laboratoire genie de l'environnement industriel, 196 p.
19. KRISTENSEN, L., JENSEN, N. & PETERSEN, E. (1981). Lateral dispersion of pollutants in a very stable atmosphere - the effect of meandering. *Atmospheric Environment*, 15, 837-844.

20. LETTAU, H. (1969). Note on aerodynamic roughness-parameter estimation on the basis of roughness-element description. *Journal of Applied Meteorology*, 8, 828-832. **Vermeld in** : PETERSEN, R.L. (1997). A wind tunnel evaluation of methods for estimating surface roughness length at industrial facilities. *Atmospheric Environment*, 31, 45-57.
21. LINES, I.G., DEAVES, D.M. & ATKINS, W.S. (1997). Practical modeling of gas dispersion in low wind speed conditions, for application in risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 54, 201-226.
22. LLEWELYN, R.P. (1983). An analytical model for transport, dispersion and elimination of air pollutants emitted from a point source. *Atmospheric Environment*, 17, 249-256. **Vermeld in** : SHARAN, M., SINGH, M.P. & YADAV, A.K. (1996). Mathematical model for atmospheric dispersion in low winds with eddy diffusivities as linear functions of downwind distance. *Atmospheric Environment*, 30, 1137-1145.
23. NRC (1979). Atmospheric dispersion models for potential accident consequence assessments at nuclear power plants. Regulatory Guide 1.145. **Vermeld in** : HANNA, S.R. (1983). Lateral turbulence intensity and plume meandering during stable conditions. *Journal of climate and applied meteorology*, 22, 1424-1430.
24. PASQUILL, F. (1961). The estimation of dispersion of windborne material. *Meteorological Magazine*, 90, 33-49.
25. PETERSEN, R.L. (1997). A wind tunnel evaluation of methods for estimating surface roughness length at industrial facilities. *Atmospheric Environment*, 31, 45-57.
26. SAGENDORF, J.F. & DICKSON, C.R. (1974). Diffusion under low windspeed, inversion conditions. NOAA Technical Memo-ERL-ARL-52. Air Resources Laboratories, Silver Spring.
27. SHARAN, M., YADAV, A.K. & SINGH, M.P. (1995). Comparison of sigma schemes for estimation of air pollutant dispersion in low winds. *Atmospheric Environment*, 29, 2051-2059.
28. SHARAN, M., SINGH, M.P. & YADAV, A.K. (1996). Mathematical model for atmospheric dispersion in low winds with eddy diffusivities as linear functions of downwind distance. *Atmospheric Environment*, 30, 1137-1145.
29. SINGH, S., FULKER, M.J. & MARSHALL, G. (1994). A wind-tunnel examination of the variation of sigma Y and sigma Z with selected parameters. *Atmospheric Environment*, 28, 1837-1848.
30. SMITH, R.J. (1993). Dispersion of odours from ground level agricultural sources. *Journal of Agricultural Engineering Resources*, 54, 187-200.

31. SMITH, F.B. & ABBOTT, P.F. (1961). Statistics of lateral gustiness at 16 meters above ground. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 87, 549.
Vermeld in : HANNA, S.R. (1983). Lateral turbulence intensity and plume meandering during stable conditions. Journal of climate and applied meteorology, 22, 1424-1430.
32. UNION DES INDUSTRIES CHIMIQUE (U.I.C.) (1995). Les cahiers de sécurité : note d'information sur les modèles de dispersion atmosphérique. Cahier n° 6, Paris, France, 80 p. **Vermeld in** : DE MELO LISBOA, H. (1996). Contribution à la mise en oeuvre et à la validation de modèles de dispersion atmosphérique applicables aux composés odorants. Thèse de doctorat de l'Université de Pau et des pays de l'Adour, Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel, 196 p.
33. Verspreidingsberekeningen ter bepaling van de schoorsteenhoogte. VLAREM II, bijlage 4.4.1.
34. YADAV, A.K. & SHARAN, M. (1996). Statistical evaluation of sigma schemes for estimating dispersion in low wind conditions. Atmospheric Environment, 30, 2595-2606.
35. ZANETTI, P. (1986). A new mixed segment-puff approach for dispersion modeling. Atmospheric Environment, 20, 1121-1130.