

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES

PROCEEDINGS □ ACTES □ TAGUNGSBERICHTE

*Seminar on*  
RADIOACTIVE RELEASES  
AND THEIR DISPERSION IN THE ATMOSPHERE  
FOLLOWING A HYPOTHETICAL REACTOR ACCIDENT

*Seminaire sur*  
LES REJETS RADIOACTIFS  
ET LEUR DISPERSION DANS L'ATMOSPHERE  
A LA SUITE D'UN ACCIDENT HYPOTHETIQUE DE REACTEUR

*Seminar über*  
RADIOAKTIVE ABLEITUNGEN  
UND IHRE AUSBREITUNG IN DER ATMOSPHERE  
NACH EINEM HYPOTHETISCHEN REAKTORUNFALL

RISØ (ROSKILDE), □ 22-25 April 1980

*VOLUME I*

Seminar organized  
by the Directorate-General Employment and Social Affairs  
Health and Safety Directorate  
*and the*  
Directorate-General Research, Science and Education  
Biology, Radiation Protection and Medical Research Programme  
*in collaboration with the*  
Risø National Laboratory, Roskilde (Denmark)

Luxembourg □ July 1980

**LEGAL NOTICE**

Neither the Commission of the European Communities nor any person acting on behalf of the Commission is responsible for the use which might be made of the following information

P R O G R A M M E   C O M M I T T E E

In drawing up the detailed Seminar Programme, the Commission has been able to call on the learned assistance of:

Messrs. BULTYNCK H.	CEN/SCK MOL
CAGNETTI P.	CSN Casaccia ROME
DOURY A.	CEN FONTENAY-AUX-ROSES
HEDEMAN JENSEN P.	Risø National Laboratory ROSKILDE
HÜBSCHMANN W.	KFK KARLSRUHE
MANESSE D.	CEN FONTENAY-AUX-ROSES
SMITH F.	Meteorological Office BRACKNELL
TENAGLIA J.	CNEN ROME
van ULDEN A.	KNMI DE BILT

We are happy to acknowledge this assistance and to record our appreciation of the help provided.

-----

*[Faint, illegible handwritten or stamped text]*



## F O R E W O R D

For a number of years now the Commission of the European Communities has been taking a close interest in the problems of atmospheric dispersion of radioactive releases from nuclear installations, with particular emphasis on the following aspects:

- safety studies and risk analyses in respect of the operation of nuclear power stations;
- the examination of plans for the release of radioactive effluents from nuclear installations, as submitted by the Member States in accordance with the Euratom Treaty;
- biological and radiation protection research programmes aimed at improving our knowledge of the pathways leading to and the consequences of the exposure of man to ionizing radiation.

The Commission is ever vigilant as regards the radiological effects to which members of the general population could be subjected in the event of a nuclear accident, more particularly as these consequences could extend beyond (and in some cases well beyond) national frontiers.

Twenty years, ago, when studying the environmental consequences of a nuclear accident simple atmospheric dispersion models were considered satisfactory. Nowadays, however, the requirements are more stringent; we are now so acutely conscious of radiological problems that, in addition, we investigate the risks inherent in the very low doses which would be received by large groups of the population.

We are thus led to evaluating the possible consequences of nuclear accidents over distances of up to several hundred kilometers.

Increasing importance thus attaches to the effects of the various atmospheric phenomena on the dispersion of gaseous effluents and at the same time to the development of dispersion models based on wind trajectories in the lower layers of the atmosphere.

The aim of this Seminar, jointly organized by the Health and Safety Directorate (DG V) and the Biology, Radiation Protection and Medical Research Programme (DG XII) of the Commission was to provide a review of the currently available data on atmospheric phenomena and parameters involved in the atmospheric dispersion of gaseous effluents, over distances up to and including the mesoscale, and of current dispersion modelling techniques, with a view to giving those concerned some idea of the most promising models and establishing priorities for possible further studies.

Judging from the conclusions of the Chairmen of the various sessions given at the end of these proceedings this aim would seem to have been achieved. We hope the report will be favourably received by those concerned.

F. VAN HOECK  
Biology, Radiation Protection and  
Medical Research Programme

Dr. P. RECHT  
Health and Safety  
Directorate

P R E F A C E

Depuis plusieurs années la Commission des Communautés Européennes suit de près les problèmes liés à la dispersion dans l'atmosphère d'effluents radioactifs provenant d'installations nucléaires, notamment dans le cadre:

- des études sur la sûreté et les analyses de risques liés à l'exploitation de centrales nucléaires;
- des examens de projets de rejet d'effluents radioactifs d'installations nucléaires communiqués par les Etats membres au titre du Traité Euratom;
- des programmes de recherche en biologie-radioprotection par lesquels on tente de mieux connaître les voies et les conséquences de l'exposition de l'homme aux rayonnements ionisants.

La Commission porte une attention constante aux effets radiologiques que la population pourrait avoir à encourir dans l'éventualité d'un accident nucléaire, car ces effets pourraient se manifester au-delà des frontières nationales, le cas échéant jusqu'à des distances considérables.

Il y a vingt ans, lorsqu'il s'agissait d'étudier les conséquences pour l'environnement d'un accident nucléaire, on se contentait de modèles simples de diffusion atmosphérique. Aujourd'hui les exigences sont plus sévères; la prise de conscience des problèmes radiologiques a en effet acquis un tel degré d'acuité que l'on s'interroge désormais aussi sur le risque lié aux faibles doses qui seraient reçues par des groupes importants de la population.

On est ainsi amené à procéder à l'évaluation des conséquences éventuelles d'accidents sur les distances allant jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres.

Aussi accorde-t-on actuellement de plus en plus d'importance d'une part à l'influence des différents phénomènes atmosphériques sur la dispersion d'effluents gazeux et, d'autre part, au développement de modèles de dispersion basés sur les tracés de trajectoires suivies par le vent dans les basses couches de l'atmosphère.

Le but du présent séminaire, organisé conjointement par la Direction Santé et Sécurité (DG V) et le Programme Biologie, Radioprotection et Recherche Médicale (DG XII) de la Commission, était de parvenir à une synthèse des données actuelles sur les phénomènes atmosphériques et les paramètres qui contribuent à la dispersion d'effluents gazeux, jusqu'aux distances mésoscalaires incluses, et les procédés actuels de modélisation de la dispersion.

Ce but paraît avoir été atteint, comme il ressort des conclusions des Présidents de séances présentées à la fin de ces actes. Nous espérons que ceux-ci trouveront un accueil favorable dans les milieux concernés et que ce rapport permettra aux personnes intéressées de se former une idée sur les modèles de diffusion les plus prometteurs et de dégager des priorités pour d'éventuelles études ultérieures.

F. VAN HOECK

Dr. P. RECHT

Programme Biologie, Radioprotection et  
Recherche Médicale

Directeur  
Santé et Sécurité



V O R W O R T

Seit einer Reihe von Jahren verfolgt die Kommission der Europäischen Gemeinschaften die Probleme, die mit der Ausbreitung radioaktiver Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen in der Atmosphäre zusammenhängen mit besonderer Aufmerksamkeit, und zwar insbesondere im Rahmen der

- Studien über die Sicherheit und der Analysen der mit dem Betrieb von Kernkraftwerken verbundenen Risiken;
- Prüfung von Plänen für die Ableitung radioaktiver Stoffe aller Art aus kerntechnischen Anlagen, die von den Mitgliedstaaten im Rahmen des Euratom-Vertrages übermittelt werden;
- Forschungsprogramme Biologie/Strahlenschutz, mit denen versucht wird, unsere Kenntnisse über die Belastung des Menschen durch ionisierende Strahlungen und deren Folgen zu vertiefen.

Besondere Aufmerksamkeit widmet die Kommission der Frage, welche radiologischen Auswirkungen ein eventueller kerntechnischer Unfall auf die Bevölkerung haben kann, denn solche Auswirkungen könnten sich über die Landesgrenzen hinaus und unter Umständen über beträchtliche Entfernungen hinweg erstrecken.

Noch vor zwanzig Jahren begnügte man sich bei Studien über die Auswirkungen eines möglichen nuklearen Unfalls auf die Umwelt mit einfachen Modellen der atmosphärischen Ausbreitung. Heute sind die Anforderungen höher; unser radiologisches Bewusstsein ist nämlich erheblich geschärft worden, so dass man sich inzwischen auch mit der Frage nach dem Risiko befasst, das von sehr geringen Dosen, denen grosse Bevölkerungsgruppen ausgesetzt werden könnten, herrührt.

Auf diese Weise ist man zu einer Bewertung der Auswirkungen von möglichen Unfällen über Entfernungen bis zu mehreren hundert Kilometern gelangt.

Deshalb misst man heute einerseits der Kenntnis der verschiedenen atmosphärischen Einflussparameter hinsichtlich der Ausbreitung gasförmiger Ableitungen und andererseits der Entwicklung von Dispersionsmodellen auf der Grundlage der Windtrajektorien in den unteren Schichten der Atmosphäre eine zunehmende Bedeutung bei.

Ziel des gemeinsam von der Direktion Gesundheit und Sicherheit (GD V) und dem Programm Biologie, Strahlenschutz und medizinische Forschung (GD XII) der Kommission vorbereiteten Seminars war es, zu einem Ueberblick über die verfügbaren Daten hinsichtlich der atmosphärischen Gegebenheiten und über die Parameter, die von Einfluss auf die Ausbreitung gasförmiger Ableitungen bis in den Mesoscale-Bereich sind, sowie über die Entwicklungstendenzen bei Dispersionsmodellen zu gelangen.

Dieses Ziel ist, wie aus den im vorliegenden Konferenzbericht festgehaltenen Schlussfolgerungen der Sitzungsleiter hervorgeht, augenscheinlich erreicht worden. Wir hoffen, dass der Bericht das Interesse der angesprochenen Fachleute finden wird und dass er insbesondere Praktikern eine Bewertung der Ausbreitungsmodelle und Hinweise auf noch zu lösende Probleme vermittelt.

F. VAN HOECK

Programm Biologie, Strahlenschutz und  
medizinische Forschung

Dr. P. RECHT

Direktion  
Gesundheit und Sicherheit

C O N T E N T S

VOLUME I

	Page
FOREWORD	I
SESSION I	
<u>CHARACTERISTICS OF ACCIDENTAL RELEASES</u>	
Chairman: W. HÜBSCHMANN, KFK, Karlsruhe	
- Radioactive releases from gas cooled reactors W.S. Gronow	1
- Characteristics of accidental releases in light water reactors A. Ferreli, E. Manilia	23
- Réacteurs à neutrons rapides; prin- cipales caractéristiques des rejets accidentels pouvant influencer sur le traitement de la dispersion atmosphérique D. Manesse	39
SESSION II	
<u>ATMOSPHERIC PHENOMENA INFLUENCES</u>	
Chairman: P. CAGNETTI, CSN Casaccia, Rome	
- Evaluation du risque maximal de persistance de la direction du vent dans la couche de frottement L.M. Malet, H. Bultynck	55
- Wind persistence influences on time averaged concentrations at short distances V. Ferrara, P. Cagnetti	67
- The wind at heights between 10 m and 200 m in comparison with the geostrophic wind A.P. van Ulden, A.A.M. Holtslag	83
- The existence and effect of meander- ing on dispersion of pollutants L. Kristensen	93

- Cartographie prévisionnelle de la pollution atmosphérique résultant d'émissions accidentelles de courte durée - Influence de la rugosité du terrain 115  
C. Caput, J.M. Quinault
- The Split-Sigma Method applied to dispersion estimates 141  
B. Sivertsen
- Détermination des lois d'évolution des écarts-types de distribution de pollution à partir de considérations sur le spectre de turbulence atmosphérique et sa possibilité de simulation en laboratoire 155  
B. Crabol
- Modelling vertical motion and surface exchange of heat and water vapour in a trajectory model 189  
A.P. van Ulden, H.A.R. de Bruin, J. Reiff
- Statistisch äquivalente Verfahren zur Bestimmung von Ausbreitungskategorien 203  
K. Nester
- The influence of meteorological factors on radioactive dosages and depositions following an accidental release 223  
F.B. Smith
- Dispersion conditions during an adverse meteorological situation in the ØRESUND region 245  
E. Rasmussen
- Observation of the evolution of multi-layered nocturnal stable atmosphere at a location close to the alpine mountains 275  
H. Hasenjäger

SESSION III

DEPOSITION

Chairman: L. Kristensen, Risø National Laboratory, Roskilde

- Surface deposition from radioactive plumes 293  
J.A. Garland

- Ausbreitungs- und Ablagerungsparameter zur Berechnung der Strahlenexposition bei hypothetischen Reaktorunfällen 313  
H. Geiss, K. Heinemann, G. Polster,  
K.J. Vogt
- The simple approach to deposition 331  
N.O. Jensen
- Application of a surface depletion model to calculation of ground-level air concentrations and external cloud gamma dose, in comparison with a source depletion model 345  
I. Savolainen, G. Nordlund, S. Vuori
- Analyse critique des situations de pluie: évaluation du dépôt humide jusqu'aux grandes distances 365  
P. Cagnetti, V. Ferrara
- Interaction physico-chimique entre les rejets radioactifs d'une cheminée de centrale nucléaire et les panaches d'un réfrigérant atmosphérique: influences sur la déposition radioactive au sol 385  
P. Brog, H. Fuchs, W. Hofmann,  
H. Sutter

SESSION IV

SHORT RANGE MODELS

Chairman: R.A. Scriven, CERL, Leatherhead

- Pratiques françaises en matière de prévision quantitative de la pollution atmosphérique potentielle liée aux activités nucléaires 403  
A. Doury
- Dispersion estimates for short or long-term releases based upon the Immission Frequency Distribution Model (IFDM) of the SCK/CEN, Mol, Belgium 449  
J.G. Kretzschmar, G. De Baere,  
J. Vandervee
- Predicting atmospheric dispersion of radionuclides - A summary of the first report of a working group in the UK 465  
R.H. Clarke

- Methods and models adopted in Italy in the evaluation of consequences of accidental releases 483  
C. Brofferio, R. Caracciolo,  
G. Pandolfi
- Development of an atmospheric dispersion modeling methodology for potential accident consequence assessments at nuclear power plants 499  
R.A. Kornasiewicz
- A model for computation of atmospheric dispersion and concentration statistics 511  
Ch. Gyllander, O. Karlberg, U. Widemo
- The model of atmospheric diffusion and deposition adopted for the German reactor risk study (Phase A) 525  
W.G. Hübschmann, S. Vogt
- Sensitivitätsanalyse des meteorologischen Modells der Deutschen Risiko-studie (DRS) 539  
S. Vogt

VOLUME II

- "Transloc", ein numerisches Modell zur Simulation von Dispersionsvorgängen in der Atmosphäre und seine Anwendung für die Ausbreitung radioaktiver Substanzen bei einem Reaktorstörfall 555  
S. Hartwig, G. Schnatz
- Use of a puff-model to calculate dispersion from a strongly time dependent source 575  
T. Mikkelsen, S.E. Larsen, I. Troen
- Les limites d'utilisation des modèles "panache" aux courtes distances et par vent faible 615  
A. Doury
- APT - A computer program for the numerical solution of problems in atmospheric dispersion and some applications to nuclear safety 649  
C.A. Harter, G.D. Kaiser, A. Goddard,  
A.D. Gosman, A. Ghobadian, S. El Tahry

- Simulation numérique et physique des processus de dispersion atmosphérique des effluents gazeux 673  
P. Mery, J.P. Granier, A. Saab
- On the computation of external gamma dose from radioactivity released to the atmosphere 713  
O.L. Rasmussen
- Evaluation des débits d'équivalent de dose délivrés par les photons émis dans un panache radioactif 721  
J. Le Grand, R. Beckhols, A. Desprès

SESSION V

INTERMEDIATE AND MESOSCALE RANGE MODELS

Chairman: H. Bultynck, CEN/SCK, Mol

- Le programme de calcul TALD pour l'évaluation des transferts atmosphériques à longue distance dans les basses couches de l'atmosphère 743  
J. Le Grand, A. Desprès, A. Doury
- Conditions météorologiques défavorables à la diffusion sur grandes distances de rejets aëriiformes prolongés dans le temps: les situations de blocage 777  
P. Cagnetti, V. Ferrara, A. Desprès, J. Le Grand
- Une méthode pratique de calcul pour l'évaluation des concentrations intégrées dans le temps aux moyennes et grandes distances 797  
P. Cagnetti, V. Ferrara
- Estimating the possible transfrontier consequences of accidental releases: the MESOS model for long range atmospheric dispersal 819  
H.M. ApSimon, A. Goddard, J. Wrigley
- Trajektorien unter einer starken Temperaturinversion in gebirgigem Gelände 843  
H.J. Koppert, F. Wippermann
- Ein Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Luftemissionen bei variierenden Wetterbedingungen 867  
K.J. Vogt, H. Geiss, J. Straka

SESSION VI

EXPERIMENTAL STUDIES

Chairman: M. Grandin, CEA, Cadarache

- Atmosphärische Ausbreitungsversuche  
am Kernforschungszentrum KARLSRUHE  
P. Thomas 889
- Elevated source SF<sub>6</sub>-tracer dispersion  
experiments in the Copenhagen area.  
Preliminary results II 905  
S.E. Gryning, E. Lyck
- Measurements and calculations of  
atmospheric dispersion of radioactive  
noble gases from a nuclear power plant 925  
O. Karlberg, S. Nielsen,  
S. Thykier-Nielsen
- Atmospheric tracer experiments for  
regional dispersion studies 953  
J.L. Heffter, G.J. Ferber, P.W. Krey
- Laboratory studies of dispersion near  
buildings 971  
J.E. Fackrell, A.G. Robins
- A simple formula for estimating airborne  
concentrations downwind of buildings for  
discharges near ground level 993  
V. Ferrara, P. Cagnetti
- Assessment of the potential behaviour of  
an accidental short-duration release of  
gases and aerosols 1007  
C. Camerucci, L. Bramati,  
A. Franciotti, E. Ioannilli
- Einfluss von Kühltürmen und Topographie  
auf die Ausbreitung der Kaminabluft 1021  
H. Fuchs, P. Brog, W. Hofmann
- Transfert de pollution par voie atmos-  
phérique sur un site dont le vecteur  
vent est rapidement variable (vents  
faibles) 1041  
J.P. Maigné

PANEL SESSION 1063

LIST OF PARTICIPANTS 1109



RADIOACTIVE RELEASES  
FROM GAS COOLED REACTORS

W.S. GRONOW  
Nuclear Installations Inspectorate  
London - UNITED KINGDOM

SUMMARY. The designs of gas cooled reactors developed in the United Kingdom incorporate safety features which provide a defence in depth against accidents. Nevertheless there is a small residual risk that certain accident sequences can progress to a stage which may result in an escape of fission products to the atmosphere.

A fundamental principle used in the safety assessment of nuclear power plants in the United Kingdom is that the risks arising from the operation of such plants should be eliminated as far as is reasonably practicable and that the consequences be limited to acceptable levels should they occur. The application of this principle requires detailed analysis of the engineering of a nuclear plant and of the potential faults of significance for safety.

An outline is given in the paper of the criteria used to determine the acceptability of nuclear power plant designs, the design characteristics and the potential releases of radioactivity associated with accident sequences in gas cooled reactors.

RESUME. REJETS RADIOACTIFS DES REACTEURS REFROIDIS AU GAZ. Par leur conception, les réacteurs refroidis au gaz développés au Royaume-Uni ont des dispositifs de sécurité procurant une défense en profondeur contre les accidents. Il subsiste toutefois un faible risque que certaines séquences d'accident se propagent jusqu'à ce que des produits de fission puissent s'échapper dans l'atmosphère.

L'évaluation de la sécurité des centrales nucléaires repose, au Royaume-Uni, sur le principe fondamental que les risques liés à l'exploitation de ces centrales doivent être aussi réduits que cela est raisonnablement praticable et que les conséquences éventuelles d'accident se limitent à des niveaux acceptables. L'application de ce principe nécessite une analyse détaillée de l'ingénierie d'une centrale nucléaire et des lacunes potentielles significatives pour la sécurité.

Le rapport donne un aperçu des critères utilisés pour déterminer la validité de conception d'une centrale nucléaire, les caractéristiques de projet ainsi que des rejets potentiels d'activité liés aux phases d'accident dans des réacteurs refroidis au gaz.

KURZFASSUNG. RADIOAKTIVE ABLEITUNGEN AUS GASGEKUEHLTEN REAKTOREN. Bei den im Vereinigten Königreich entwickelten gasgekühlten Reaktoren sind Sicherheitseinrichtungen vorgesehen, die einen weitgehenden Schutz vor Unfällen bieten. Dennoch bleibt ein geringes Restrisiko dafür, dass bestimmte Störfallabfolgen eine Stufe erreichen können, die zum Entweichen von Spaltprodukten in die Atmosphäre führt.

Das bei der Sicherheitsbewertung von Kernkraftwerken im Vereinigten Königreich angewendete Grundprinzip besteht darin, dass die Risiken, die sich aus dem Betrieb von Kernkraftwerken ergeben können, soweit wie in der Praxis möglich, auszuschalten sind ; sollten dennoch Störfälle sich ereignen, so sind ihre Folgen in erträglichen Grenzen zu halten. Die Anwendung dieses Prinzips erfordert eine genaue Analyse der Kernkraftwerkstechnik sowie der möglichen sicherheitsrelevanten Fehler.

Der Bericht stellt die Kriterien vor, die für Bau und Auslegung von Kernkraftwerken sowie für die möglichen radioaktiven Ableitungen bei Störfällen in gasgekühlten Reaktoren bestimmend sind.

## INTRODUCTION

The designs of gas cooled reactors developed in the UK incorporate safety features which provide a defence in depth against accidents. Nevertheless there is a small residual risk that certain accident sequences can progress to a stage which might lead to an escape of fission products to the environment.

A fundamental principle used in the safety assessment of nuclear power plants in the UK is that the risks arising from the operation of such plants should be eliminated as far as is reasonably practicable and **that the consequences be limited to acceptable levels should they occur.** The application of this principle requires detailed analysis of the engineering of a nuclear plant and of the potential faults of significance for safety.

This paper discusses the safety principles now used in the licensing of nuclear plants in the UK and the designs of the magnox and advanced gas cooled reactors with particular reference to the fault sequences considered in the safety review of these plants. An outline is given of the approach used to evaluate the risks associated with specific reactor designs and for a programme of nuclear power. The likely form and scale of releases of radioactivity associated with the design basis accidents for the gas cooled reactors are reviewed and details are given of the source terms which may be used for the assessment of the consequences of releases from these accident sequences.

## SAFETY ASSESSMENT PRINCIPLES

Hypothetical releases of radioactivity should not be discussed without reference to their likelihood. These are governed by the design of the nuclear plant and the effectiveness of the protective systems or barriers preventing a release. In the UK, the design of a specific plant and the reliability of the protective systems and the barriers must meet the safety principles used by the NII in the safety assessment of nuclear power plants.

The safety principles used in the assessment of nuclear plants include both limits which must not be exceeded in the design and assessment levels which provide guidance as to when the designer may be considered to have gone as far as is reasonably practicable in preventing accidents and in limiting their consequences should they occur. The aim of the design should be to keep the hazardous material in the fuel where it is formed by the provision of barriers of high reliability against a release of radioactivity to the environment.

There should be a reliable means of shutting down the reactor - two effective independent protective barriers are required for all frequent faults to ensure diversity within the protective system - and for heat removal from the fuel rods in all operating conditions including shutdown. Where appropriate use is made of probabilistic techniques of analysis to assess the performance of reactor components and systems.

The principles are divided into three broad categories; the first category provides a set of fundamental principles on radiological protection; the second category sets out the basic principles on the limitation of the radiological consequences of operation of nuclear plant in both normal and accident conditions; the third category is mainly concerned with those engineering features of the plant, environmental and operational aspects upon which the implementation of the basic principles depends.

#### Fundamental principles

1. No person shall receive doses in excess of the appropriate dose equivalent limit as a result of normal operation.
2. The exposure of persons shall be kept as low as is reasonably practicable.
3. Having regard to principle 2, the collective dose equivalent to operators and to the general public as a result of operation of the nuclear installation shall be kept as low as is reasonably practicable.
4. All reasonably practicable steps shall be taken to prevent accidents.
5. All reasonably practicable steps shall be taken to minimise the radiological consequences of any accident.

#### Basic principles

The basic principles provide guidance on the application of the fundamental principles to the limitation of the radiological consequences of the operation of a nuclear plant in both normal and accident conditions and for the evaluation of fault conditions and protective systems. They comprise assessment levels for radiation exposures of both occupationally exposed persons and members of the public from routine or planned operations and for the frequency of unplanned releases.

The assessment levels of normal operation are one third of the annual dose equivalent limits for occupationally exposed persons and one thirtieth of the appropriate limits for members of the public. Limits are given for airborne and surface contamination levels and collective doses.

In accident conditions the assessment levels specify the limiting dose equivalents to the public arising from discrete fault sequences. The levels are: one thirtieth of the appropriate annual dose limit for a fault sequence having a frequency greater than once in a reactor lifetime of 30 years; the appropriate annual dose limit for a fault sequence having a frequency less than once in a reactor lifetime but more than once in a programme of about 100 reactors; and the appropriate Emergency Reference Level for a fault sequence less than once in a reactor programme of 100 reactors. The frequency of any accident arising from a discrete fault sequence which could result in exposure in excess of the appropriate Emergency Reference Level has to be shown to be acceptably remote or that the protection system limits the consequences of the fault sequence to acceptable levels. These assessment levels which are illustrated in Figure 1 should not be taken as targets for designers or operators who have a duty to reduce risks as far as is reasonably practicable.

The application of the basic principles should ensure that radiation exposures from planned or routine operations are well below the appropriate annual dose equivalent limits and that accidents which are likely to occur within a lifetime of a nuclear plant do not give rise to unacceptable releases of radioactivity.

#### Engineering principles

The fundamental and basic principles provide a frame of reference against which the safety of a proposed design may be judged. These principles are supported by engineering principles for use in assessment of the engineering of the nuclear plant on which the safety of the plant ultimately depends. The engineering principles cover all aspects of the design of a nuclear plant and are grouped under the general headings given in Table 1. They include a set of general principles on the engineering design which provide objectives which need to be followed by the designer and are looked for by the assessor.

#### GAS COOLED REACTORS - DESIGN CHARACTERISTICS

There are nine twin reactor nuclear power stations of the magnox type and two twin reactor stations of the advanced gas cooled type (AGR) operated by the electricity supply undertakings in the UK. A further three AGRs are under construction and approaching completion. There are also eight smaller magnox reactors operated by British Nuclear Fuels Ltd. The magnox reactors have a design output of some 5000 MW(E) and the AGR stations some 6000 MW(E). The first of the magnox reactors at Calder Hall came into operation in 1956 and the AGR stations in early 1976. The main design parameters of those reactors are given in Table 2.

#### Magnox Reactors

The magnox reactors developed in the UK use natural uranium metal as a fuel clad in magnox (an alloy containing 99% of magnesium), have a graphite moderator and are cooled by pressurised carbon dioxide. The fuel elements are stacked vertically in channels in the graphite moderator, between 7 and 13 fuel elements, depending on the design, make up a complete fuel channel. With the exception

of Oldbury and Wylfa all the magnox reactors have steel pressure vessels with coolant ducts and steam boilers external to the biological shield. Power output is controlled by varying the CO<sub>2</sub> mass flow and fuel element temperatures by the movement of control rods which are housed in standpipes at the top of the reactor pressure vessel. Wylfa and Oldbury have prestressed concrete pressure vessels with a mild steel liner and the boilers which are the once-through type are housed within the pressure vessel cavity. Coolant mass flow is provided by blowers which direct the CO<sub>2</sub> from the boiler outlets into the bottom plenum of the pressure vessel, through the fuel channels and thence to the inlet of steam generators. A cross-section of a typical magnox reactor in a steel pressure vessel is shown in Figure 2, and that for a concrete vessel in Figure 3.

#### Advanced Gas Cooled Reactors

The advanced gas cooled reactors are a direct development of the magnox reactors. They are fuelled with uranium dioxide pellets of low enrichment clad in stainless steel, have a graphite moderator and are cooled by pressurised carbon dioxide. The fuel elements are made up in a cluster of 36 stainless steel pins, one metre long, in a graphite sleeve. Eight fuel elements are linked together in each channel to form a fuel stringer. The reactors are contained in reinforced, prestressed concrete pressure vessels with mild steel liners.

The AGRs operate at significantly higher temperatures than the magnox reactors and the graphite core is located within a steel envelope, called the gas baffle, to provide a re-entrant coolant flow system (about 40% of total mass flow) to maintain the graphite bricks at acceptable temperatures. The re-entrant flow passes up the annulus between the gas baffle and the core to return downwards through passages in the graphite bricks to the fuel channel inlets, cooling the graphite bricks, the core restraint system and the gas baffle. The hot CO<sub>2</sub> gas leaving each fuel channel is directed via guide tubes to a hot gas plenum above the gas baffle and thence to the once-through steam boilers which are located either within the pressure vessel cavity or in pods in the pressure vessel walls. A cross-section of an AGR illustrating the coolant flow paths is shown in Figure 4.

#### FAULT ANALYSES

The gas cooled reactors built in the UK have all been the subject of a detailed fault analysis covering reactivity insertion, coolant flow failure and loss of gas pressure. The designs of the reactors incorporate safety features which provide protection against the range of fault conditions and thus limit the potential for a release of radioactivity. The fault sequence which imposed the most severe conditions on the plant and for which protection was deemed necessary was called the 'maximum credible' or 'design basis' accident. Whilst this approach is still used in the UK to determine the design and protection requirements for discrete fault or accident sequences, new plants are required to meet the safety principles outlined in this paper. These extend the scope of the safety review of nuclear plants to establish that the frequency of occurrence and scale of consequences of all potential fault sequences meet the release criteria for accident conditions. A detailed analysis of all potential fault sequences is a complicated and time consuming task and the alternative approach where sets of fault sequences having similar characteristics are represented by a bounding case is also considered acceptable.

Although the safety review process now formally embraces the analysis of extreme events which might have serious consequences and whose frequency of occurrence must be made acceptably remote, the design of the safety systems are still based on discrete fault sequences and in this sense the concept of the design basis accident is retained. The review will identify the probability and scale of accidental releases for a specific reactor design and permit a judgement to be made on the overall risk to the public.

### Design Basis Accidents

#### (a) Magnox Reactors - Steel Pressure Reactors

The design basis accident for the magnox reactors in steel pressure vessels which could result in the most severe releases of radioactivity is a depressurisation caused by a large fracture in one of the external gas ducts. The fracture is assumed to be of a critical size and in a location which causes flow stagnation in the reactor core during the depressurisation. The resulting fuel element temperature transient is then assumed to cause ignition of the magnox cladding, a spread of the magnox fire in a fuel channel, melting or burning of the uranium and a release of fission products to the atmosphere via the breach in the coolant duct. This accident is highly improbable since there should be a leak before any large fracture in a coolant duct and the operating limits on fuel element temperatures are based on the criterion that there should be less than a 1 in 100 chance of ignition of a magnox can with the most severe temperature transient.

In the assumed accident sequence the reactor is depressurised within about a minute and is at atmospheric pressure before fission products are released from the fuel. The release to atmosphere will then depend on the exchange process between air and  $CO_2$  at the breach in the coolant duct. The most significant factor<sup>(1)</sup> is considered to be buoyancy-driven exchange flow between  $CO_2$  in the pressure circuit and the air outside. The results of investigations indicate that air could enter the reactor at rates of about 1000 c.f.m in horizontal ducts and that the hot gas in the reactor and any external fission products could escape to atmosphere at the same rate. Other factors which could influence the rate of discharge include the location of the breach and the injection of  $CO_2$  which would be required to exclude air from the reactor in the event that there was insufficient forced cooling from the blowers.

This latter requirement arises from the enhanced air reactivity of graphite with exposure in a reactor. The exothermic reaction of air with graphite could lead to an increase in the temperature of the graphite to the extent where the heat of reaction becomes significant and the temperature rise accelerates rapidly. The reaction can be suppressed by adequate cooling or by the exclusion of air. The temperature transients associated with a burst bottom duct are illustrated in Figure 5.

The release associated with the magnox depressurisation accident takes place at ground level but its time scale is uncertain. Discharge rates of 1000 cfm give fractional release rates from the gas circuit of the order of  $3 \times 10^{-5} S^{-1}$  and the release would be effectively complete in about one hour.

(b) Magnox Reactors - Concrete Pressure Vessels

The depressurisation rates associated with failure of any of the components of the gas circuit which are outside the concrete pressure vessel, such as relief valves and pipework or the coolant gas clean-up plant, do not give rise to significant fuel element temperature transients. The least unlikely accident which would cause a release of activity is considered to be a fuel melt-down in a single channel with an intact pressure circuit.

This accident could occur through a mismatch of coolant flow and heat production and faults such as flow restriction in a channel have caused fuel melt down. A single channel melt-down<sup>(2)</sup> occurred at Chapelcross Reactor 2 where graphite debris at the entry of a channel is thought to have caused melting of the magnox cladding. The first warning was given by the high activity in the gas circuit and the reactor was shutdown within 30 seconds, but full coolant flow was maintained. The levels of circulating activity peaked at about 2 hours after shutdown and airborne activity in the reactor building increased due to leakage from the pressure circuit. This did not give rise to any significant airborne hazard to the operators but respirators were used as a precaution. Within about 20 hours all the activity had decayed to low levels. Chemical analysis showed no evidence of magnesium being circulated by the coolant gas and levels of radioiodine were below the threshold of  $\gamma$ -spectrometry of special filter packs. It was estimated that 50g of uranium contamination was distributed around the circuit with the main concentrations on the reactor charge pans.

The time-scale of the melt-down would be reduced with increased fuel ratings of the later magnox reactors and the rate of release of fission products from the fuel would depend on the temperature transient and a higher release fraction might occur.

The release to atmosphere would depend on the activity retained in the coolant gas its leakage from the pressure circuit and the effectiveness of the reactor building ventilation and filtration systems. The leak rate from the gas circuit at pressure is of the order of 3% per day and the bulk of the activity would be discharged via the building ventilation system to the reactor stack.

(c) Advanced Gas Cooled Reactors

The advanced gas cooled reactors are contained in prestressed concrete pressure vessels and the depressurisation rates associated with the anticipated loss of coolant accidents do not give rise to significant fuel element temperature transients. A release of fission products to the gas circuit in a depressurisation accident might occur if there is a failed fuel pin within the reactor or some pins fail due to the build up of fission gas pressure within the pin. The design of the pins should prevent all but a few failures from this cause but any release of fission products to the gas circuit and then to atmosphere will occur over a period of about 30 minutes. Air could be drawn into the reactor if the failure occurred in the gas clean up loop if no action was taken to isolate this plant. A small make-up CO<sub>2</sub> flow is provided to prevent any buoyancy-driven flow.



The accident considered to have the most significant radiological consequences is the possibility of melting a complete fuel stringer in an intact reactor with a subsequent leakage of fission products to the atmosphere. This may occur with partial loss of cooling of a fuel channel at power or by dropping a stringer in the reactor at power. The release of fission products from the fuel would depend on the temperature transient and the release to atmosphere on the leakage from the pressure circuit of the activity retained in the coolant gas. This activity would be reduced by the recirculation of the coolant through charcoal filters. Any controlled discharge of the gas would also pass through charcoal filters but this would not take place before the fission product inventory of the coolant gas had reached very low levels. The leak rate from the gas circuit at pressure is of the order of 3% per day and the bulk of any release of activity would be discharged from the stack which is at roof level.

#### HYPOTHETICAL ACCIDENTS

The safety assessment of gas cooled reactors includes a review of all potential accident sequences to provide assurance that the risks arising from the operation of these plants are within acceptable levels and have been made as low as is reasonably practicable. The review of fault conditions includes highly improbable or hypothetical events involving multiple failures which may lead to a serious release of radioactivity. The most probable outcome of such events is that they would be detected by the protective systems and the reactor would be safely shut down. The timescale of all but a few of the accident sequences in gas cooled reactors is relatively long and intervention by the operator could also terminate the sequence. Nevertheless it is the practice to evaluate the consequences of serious releases of radioactivity in order that a judgement may be made on the risks presented by these hypothetical accidents. As stated earlier accident sequences having the same characteristics may be represented by a bounding case and a similar approach may be made for the evaluation of the consequences of radioactive releases,

A number of computer programmes<sup>(3,4)</sup> have been developed to model radioactive releases and their environmental consequences and these may be used to evaluate the potential effects of a range of accidental releases. The results of a number of studies of this kind have been published<sup>(5)</sup> in the UK. The most recent is that carried out by the NRPB<sup>(6)</sup> for the NII in which the consequences of releases of varying fractions of the core of a fast reactor have been evaluated. The report includes the assumptions made on the release conditions and has since been supplemented by sensitivity analyses<sup>(7,8,9,10)</sup> of the predicted radiological consequences to the physico-chemical form of the released aerosol, the dose-effect relationship adopted for the incidence of early biological effects, the choice of the atmospheric dispersion model and the incidence of early effects to the choice of the duration of the release.

#### RISK ASSESSMENT

Risk assessments of the WASH 1400 type have not so far been carried out for gas cooled reactors in the UK, but evaluation of the consequences of a range of radioactive releases together with an estimate of the frequency of occurrence of all the accident sequences falling

within each range may be used to judge the risk presented by a specific reactor design or for a programme of nuclear power. This method of risk assessment has been developed in the UK and is used by the NII in the assessment of reactor designs (see Figure 1). The approach is also illustrated in proposals made by Farmer (11) and modified by Beattie and Bell (12) (see Figure 6). The maximum release from a power reactor is taken as  $10^7$  curies of Iodine-131 and the associated fission products and the frequency-release criteria define the acceptable distribution of accidental releases. The curie-release distribution appropriate to a particular reactor system will depend upon the characteristics of the system but Computer programmes (12) have been developed to carry out risk evaluations for any curie-release in any weather condition.

#### ACCIDENTAL RELEASES

The consequences of the releases of radioactivity associated with the accident sequences outlined in Section 4 and far more serious releases depend on the activity released from the damaged fuel, its behaviour in the reactor coolant circuit, the mechanism and time scale of the release and its dispersion in the environment.

There are several hundred different isotopes produced in the fission of nuclear fuel and release of fission products from irradiated fuel is a complicated process and difficult to predict. However, the analysis of fission product behaviour can be simplified since only the gaseous and volatile isotopes with sufficient yield and of biological importance may need to be considered. The inventory of fission products formed during the irradiation of nuclear fuel can now readily be obtained from computer codes (13) and consideration of the physical properties of the important isotopes and their behaviour in experimental and actual releases permits their classification into broad volatility groups (13) (see Table 3).

The fractional releases of these isotopes may then be estimated (13) for the various accident conditions for both uranium metal and oxide fuels (see Table 4). The behaviour of the various isotopes in the reactor coolant circuit is difficult to predict but the activity retained in the coolant will be influenced by such factors as the form of the aerosol, the composition of the coolant, the reactions with the reactor materials and removal by installed filtration plant. Perhaps the most important process in gas cooled reactors is the depletion of the activity by deposition on cooler surfaces in the coolant circuit; the available evidence suggests a time constant of 3 mins for  $I_{131}$ . These factors govern the source term at the point of release but in practice simplifying but conservative assumptions must be made to permit the necessary studies to be completed.

The principal factors affecting the consequences of a release of radioactivity to the environment are the magnitude and duration of a release, its height, prevailing weather conditions and the physico-chemical form of the aerosols. A number of studies have been made of the atmospheric dispersion of radioactive plumes and the resulting health effects. It is not proposed to discuss these in this paper but an estimate is given in Table 5 of the source terms associated with accident sequences for gas cooled reactors.

## CONCLUSION

The discussion on accidental releases for gas cooled reactors outlines the range of fault sequences examined in the design safety assessment and the safety principles used in licensing these installations. The derivation of source terms for the various accident sequences is difficult because of the complexity and variability of the processes involved and it is necessary to use conservative and simplified models in evaluating these terms. The estimated source terms such as those provided in this paper must therefore be considered as representative of the range of potential releases for the types of accidents specified.

## REFERENCES

1. S J Leach and H Thompson. An investigation of some aspects of flow into gas cooled nuclear reactors following an accidental depressurisation.
2. G C Weir. Chapelcross melt-out and recovery operations, Paper 3, Proc. Joint I.Mech.E. and BNES Meeting on Active Working on Reactors (1971).
3. R H Clarke. 1973 Health Physics 25(3), 267 - 280.
4. G D Kaiser. 1976 UKAEA SRD R63.
5. J R Beattie and P M Bryant. (1970) UKAEA Report AH SB(S)R135.
6. G N Kelly, et al. NRPB Report R53
7. J A Kelly, et al. 1979 NRPB Report R73
8. G N Kelly, J R Simmons, H Smith, J W Stather. 1979 NRPB Report R87
9. J A Jones. 1979 NRPB Report R88
10. C R Hemming et al. 1979 NRPB Report R93
11. F R Farmer. Siting Criteria a New Approach 1967 AEA. Vienna SM-89/34.
12. J R Beattie and G D Bell. A possible standard of Risk for large Accidental Releases.
13. R H Clarke and H F Macdonald. Progress in Nuclear Energy 1978 Vol 2 p77-152.
14. S J Strachan. Imperial College. Private Communication.

TABLE 1

NII SAFETY ASSESSMENT PRINCIPLES

PART 1 FUNDAMENTAL REQUIREMENTS AND POLICY

PART 2 BASIC PRINCIPLES

- radiological
- waste
- evaluation of fault conditions

PART 3 ENGINEERING PRINCIPLES

- General principles
- Reactor core and fuel
- Primary coolant circuits
- Reactor heat transport systems
- Protection systems
- Essential services
- Containment systems
- Fuel and absorber handling
- Radiological protection engineering
- Radioactive waste management engineering
- The analysis of the plant faults, transients and abnormal conditions
- Operating conditions
- Reliability analysis
- Layout
- External hazards
- Decommissioning
- Quality assurance

TABLE 2

	BERKELEY	BRADWELL	HUNTERSTON	TRAWS- FYNYDD	HINKLEY POINT A	DUNGENESS A	SIZEWELL A	OLDBURY	WYLFA	DUNGENESS B	HINKLEY POINT B	HUNTERSTON B	HARTLEPOOL	HEYSHAM
<b>BASIC DATA</b>														
Heat output per reactor MW(H)	558	531	510	860	971	840	948	892	1,375	1,458	1,500	1,500	1,500	1,500
Net output per reactor MW(E)	138	150	160	250	250	275	290	300	590	600	625	625	625	625
Net station output MW(E)	276	300	320	500	500	550	580	600	1,180	1,200	1,250	1,250	1,250	1,250
<b>FUEL</b>														
Weight per reactor te	231 U	241 U	251 U	280 U	343 U	300 U	321 U	293 U	595 U	172 UO <sub>2</sub>	129.6 UO <sub>2</sub>	129.6 UO <sub>2</sub>	120 UO <sub>2</sub>	120 UO <sub>2</sub>
No. of elements per reactor	42,455	20,970	32,880	33,480	36,000	27,515	26,600	26,452	49,200	3,264	2,464	2,464	1,592	2,432
No. fuelled channels/reactor	3,265	2,837	3,288	3,720	4,500	3,932	3,890	3,308	6,150	408	308	308	224	324
Mean power rating kW(H) kgU	2.42	2.20	2.27	3.11	2.78	2.78	2.96	3.04	3.16	9.5	13.1	13.1	12.5	12.5
<b>MODERATOR</b>														
Weight of graphite/reactor te (core + reflector)	1,935	1,811	2,062	1,972	2,500	2,143	2,237	2,088	3,740	1,140	1,229	1,229	1,617	1,617
<b>COOLANT</b>														
Absolute pressure (bars)	9.6	10.11	11.34	17.54	13.8	19.5	19.2	25.1	27.5	33.7	42.1	42.1	41.3	41.7
Inlet temperature (C)	160	160	204.5	202	180	250	215	250	247	321	321	313	206	286
Outlet temperature (C)	345	390	407	392	378	410	410	412	402.3	675	645.5	648.5	651	651
<b>CORE</b>														
Overall height (m)	7.52	7.6	7.01	7.31	7.63	7.59	7.92	9.75	9.14	10.06	9.8	9.8	9.3	9.8
Overall diameter (m)	13.4	12.19	13.5	13.56	14.9	13.83	13.7	14.2	17.4	11.8	11.0	11.0	11.2	11.2
<b>PRESSURE VESSEL</b>														
Material Shape	Steel Cylinder	Steel Sphere	Steel Sphere	Steel Sphere	Steel Sphere	Steel Sphere	Steel Sphere	Concrete Cylinder	Concrete Sphere	Concrete Cylinder	Concrete Cylinder	Concrete Cylinder	Concrete Cylinder	Concrete Cylinder
Dimensions:- height inside dia.	21.2h 13.2 id	20.3 dia	21.3dia	18.6dia	20.4dia	19.0dia	19.4dia	18.53 h 23.5 id	29.3 id	17.7 h 20.1 id	19.35 h 18.9 id	19.35 h 18.9 id	18.3 h 13.1 id	18.3 h 13.1 id

TABLE 3

VOLATILITY CLASSIFICATION FOR IRRADIATED  
MAGNOX REACTOR FUEL

Classification	Volatile	Mid-Volatile	Non-Volatile
Fission Product Element	Arsenic	Caesium (2)	Antimony
	Bromine (1)	Gallium	Barium
	Cadmium	Indium	Niobium
	Germanium	Molybdenum	Palladium
	Iodine (1)	Ruthenium (2)	Rhodium
	Rubidium	Tin	Silver
	Selenium	Technetium	Strontium
	Tellurium	Zinc	Yttrium
			Zirconium
			Rare earths

TABLE 4

ASSUMED FRACTIONAL RELEASE FROM IRRADIATED URANIUM METAL  
AND OXIDE FUELS

Elements	U.Metal	UO <sub>2</sub>	
		AGR Fuel Pin Failure	Melt-down*
Kr; Xe	Melt-down 1.0	1.0	0.5 -1.0
Br; I	0.1	0.3	0.5 -1.0
Rb; Cs	0.01 -0.1	0.3	0.2 -0.5
Te	0.1	0.3	0.05 -0.5
Ba; Sr	0.001	0.003	0.02 -0.1
Ru; Rh; Mo; Tc	0.001-0.01	0.03-0.3	0.02 -0.5
Rare earths	0.001	0.003	0.001-0.01

\*WASH - 1400

TABLE 5

## GAS COOLED REACTORS - SOURCE TERMS

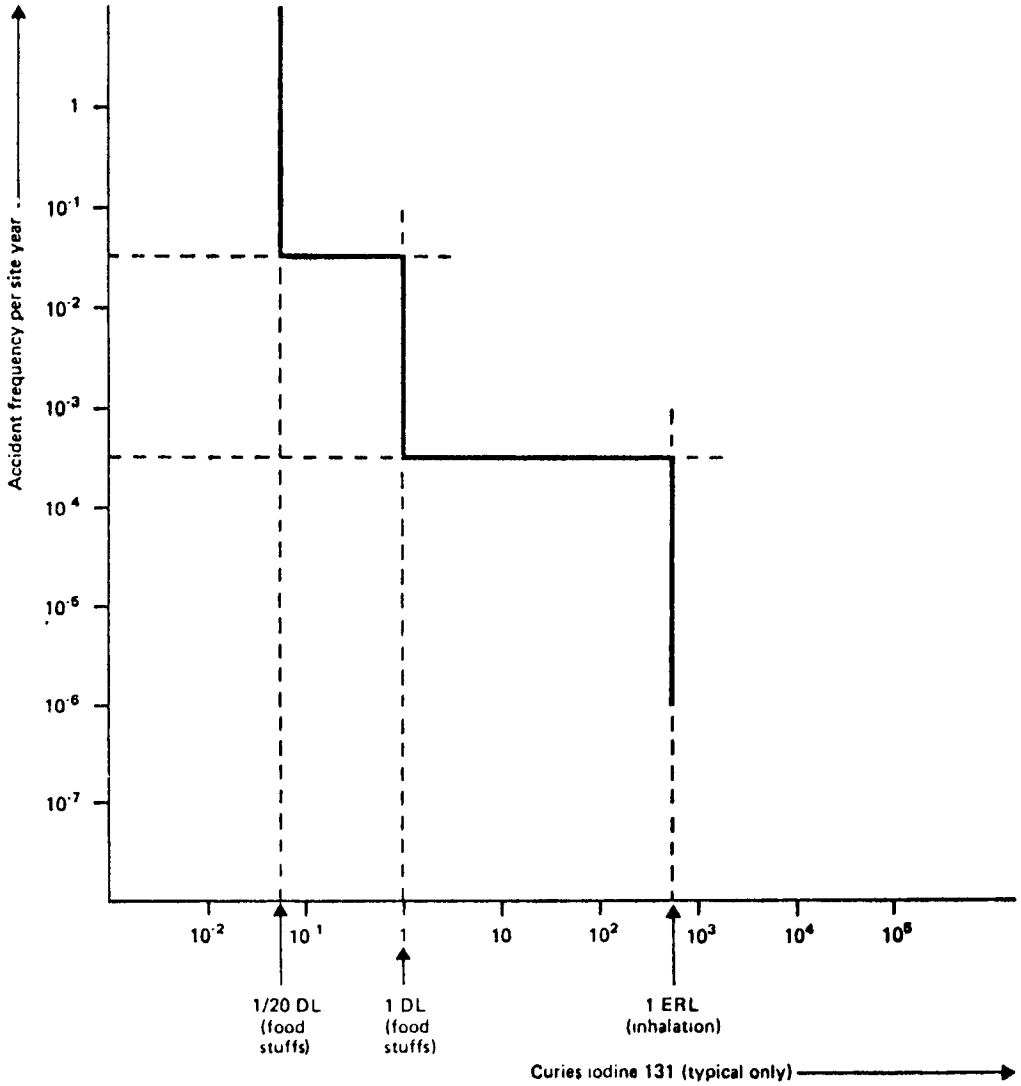
		Release Conditions		Integrated Release (Curies)					
		Time	HT	Xe <sub>133</sub>	Kr <sub>85</sub>	I <sub>131</sub>	Ru <sub>103</sub>	Cs <sub>137</sub>	Sr <sub>90</sub>
Magnox Single Channel Melt	A	1 hr	0	2x10 <sup>4</sup>	90	1000	140	8	0.6
Depressurisation	B	1 hr	30m	2x10 <sup>4</sup>	90	10	4	0.4	-
AGR Pin Failure (20) Depressurisation		½ hr	0	1100	9	13	9	6	0.03
AGR Single Channel Melt Intact Circuit		24hr	70m	7000	57	17	180	20	0.1

- Notes:
1. Release fractions from the fuel as in Table 4.
  2. Fuel Irradiation and rating  
Magnox 3500 MWD/Te, 5MW/Te  
AGR 18000 MWD/Te, 13MW/Te
  3. Magnox Case B with filtration and plate out

FIG. 1

**CRITERIA FOR ACCIDENT CONDITIONS**

Figure showing a graphical representation of criteria 3, 4 and 5.





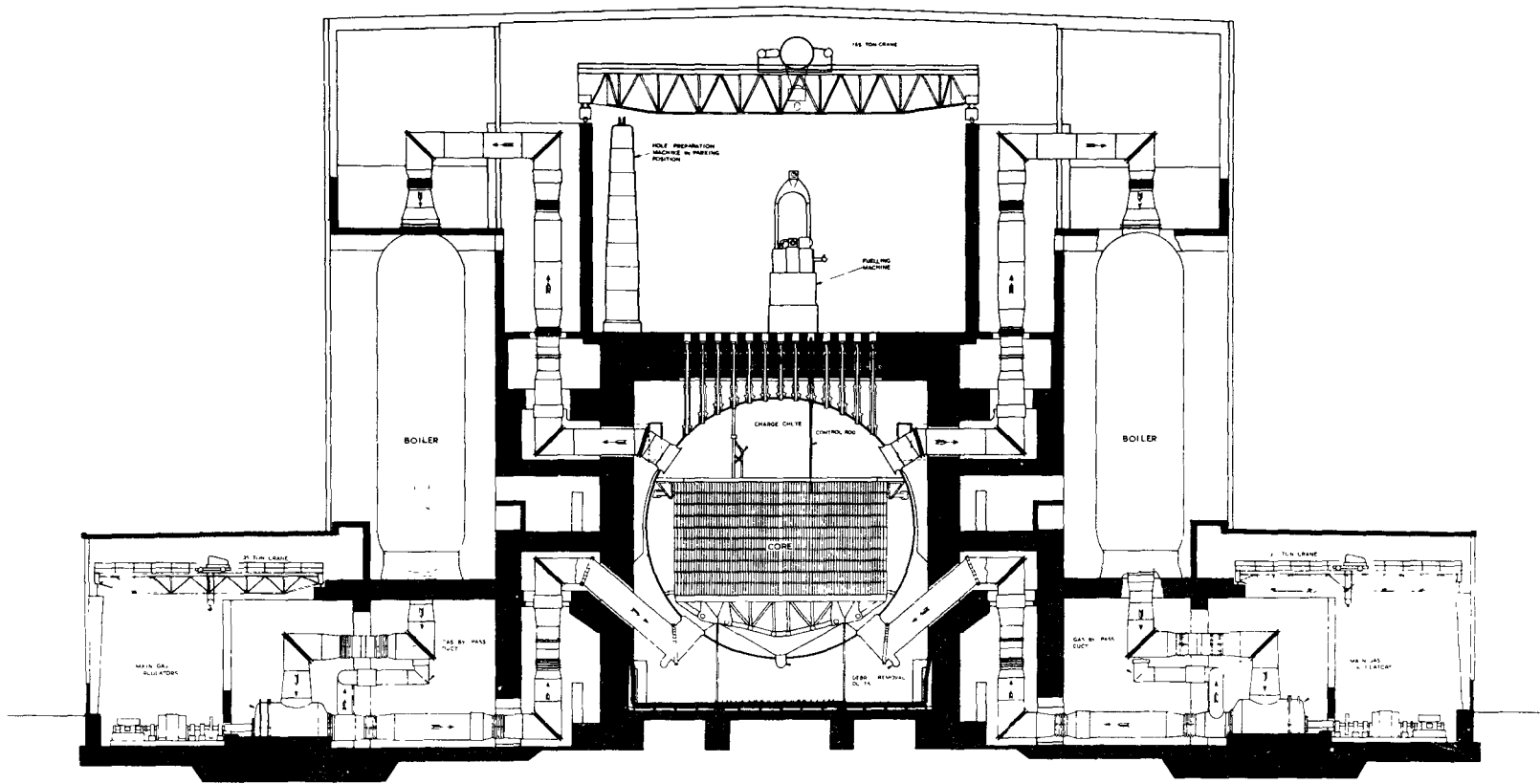


Fig 2— Cross Section Through Reactor Buildings

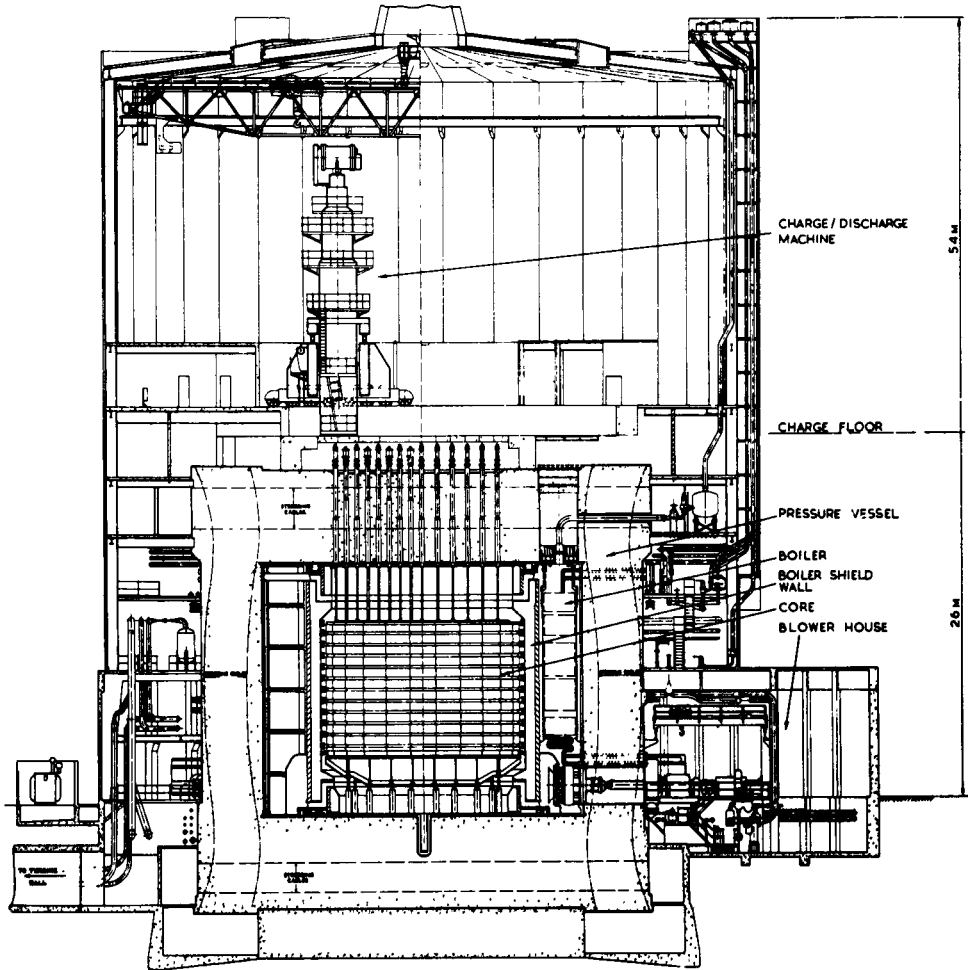
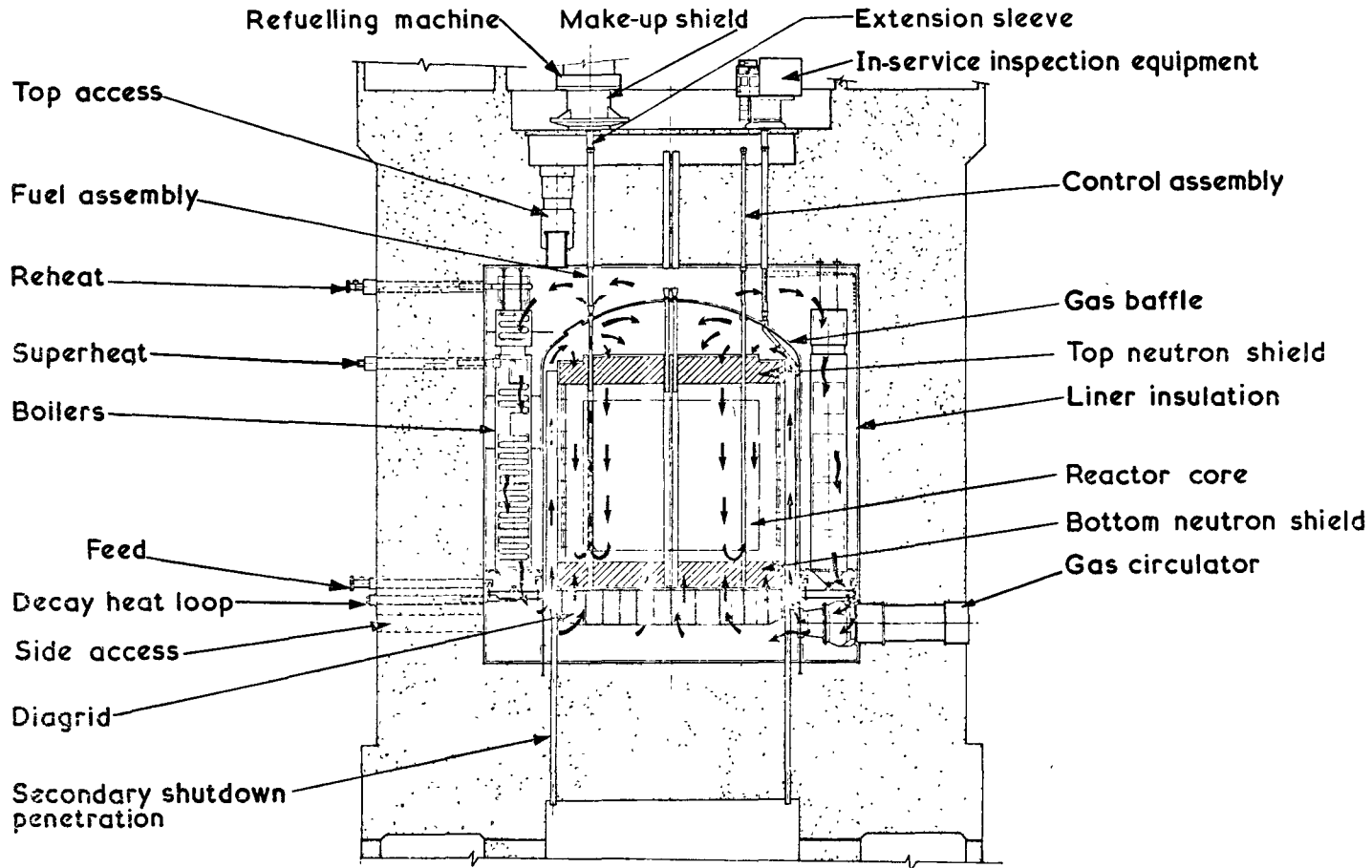


FIG. 3 VERTICAL SECTION OF REACTOR UNIT

FIG. 4



HEYSHAM/TORNESS REACTOR

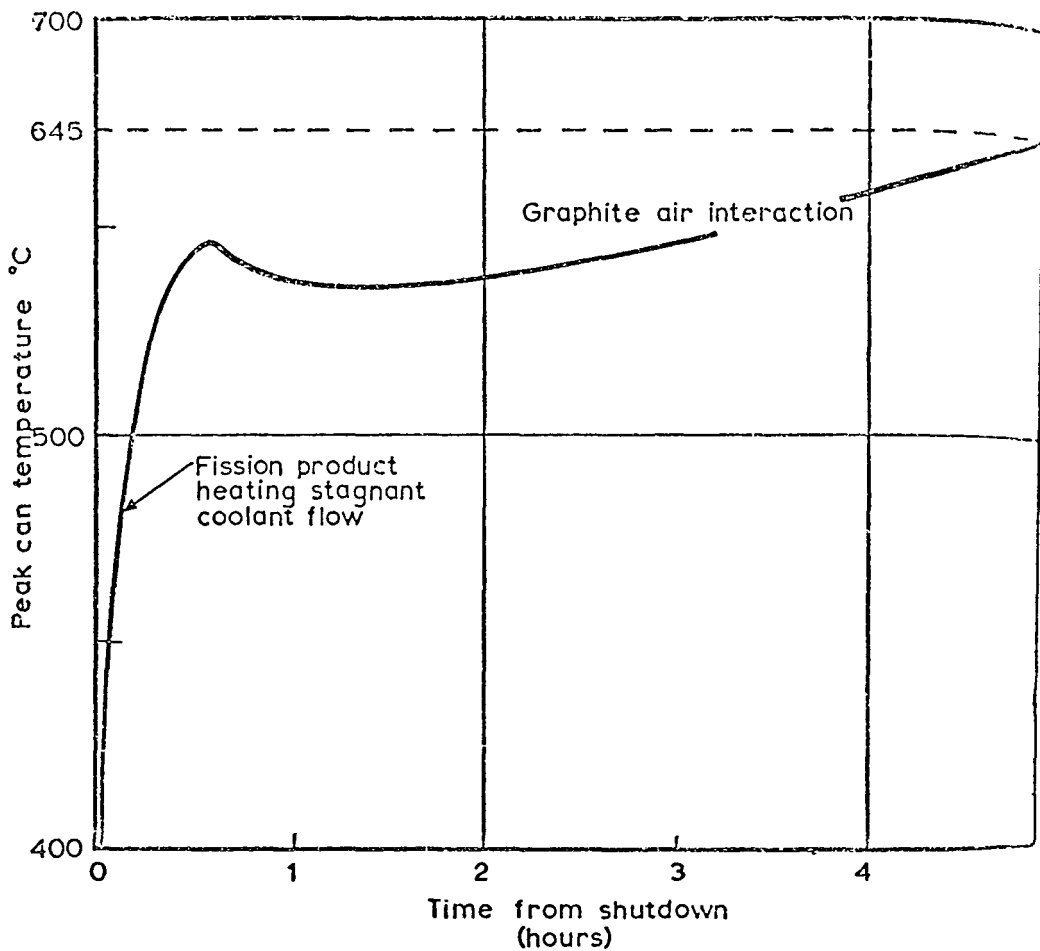


FIGURE 5 - TEMPERATURE TRANSIENT FOLLOWING BURST BOTTOM DUCT

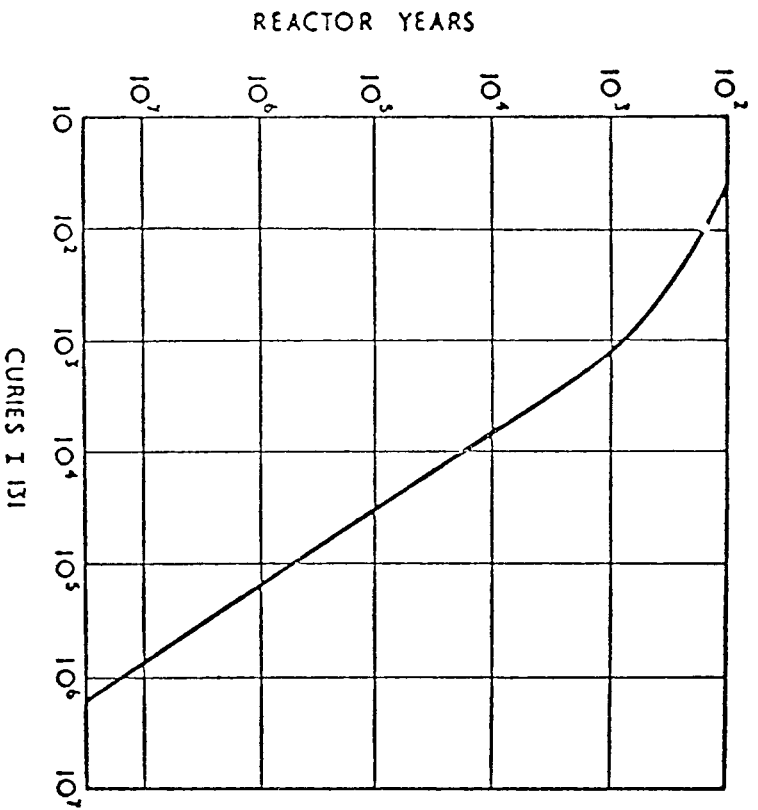


FIG. 6 PROPOSED RELEASE CRITERION



CHARACTERISTICS OF ACCIDENTAL RELEASES IN LIGHT WATER REACTORS

A. FERRELI and E. MANILIA  
C.N.E.N.  
Rome - ITALY

SUMMARY. Till now Design Basis Accidents (DBAs) provided an upper limit for the potential consequences of all the accidents that have been considered to have a plausible chance of occurrence, on the hypothesis that Engineered Safety Features would operate as designed. On the other hand, the consequences would be higher if more severe combinations of accidental events than any assumed in the design analysis were to be considered. An evaluation of the activity released to the environment for the DBA and for such more severe combinations are presented. Releases have been characterized in terms of the percentage and species of fission products involved, the delays following the initiating events and the duration and elevation of the releases.

RESUME. CARACTERISTIQUES DE REJETS ACCIDENTELS DE REACTEURS A EAU LEGERE. A ce jour, les accidents de référence pour la conception (design basis accidents - DBAs) ont permis de fixer une limite supérieure aux conséquences possibles de tout accident considéré comme vraisemblable pour autant que les dispositifs de sécurité (engineering safety features - ESFs) opèrent comme prévu. D'autre part, les conséquences seraient beaucoup plus graves si l'on considère des combinaisons d'événements accidentels plus sévères que supposées lors de la conception. On présente une évaluation de l'activité rejetée dans le milieu lors d'accident de référence et pour des combinaisons plus sévères. Les rejets ont été caractérisés en termes de pourcentage, par type de produits de fission concernés, par délais suivant l'événement initiateur, par durée et par hauteur des rejets.

KURZFASSUNG. UNFALLBEDINGTE ABLEITUNGEN AUS LEICHTWASSERREAKTOREN. Heute liefert uns die Analyse von Auslegungsstörfällen eine obere Grenze für die eventuellen Konsequenzen aller Unfälle, deren Eintrittswahrscheinlichkeit nicht zu vernachlässigen ist und bei denen vorausgesetzt wird, dass die jeweils eingebauten sicherheitstechnischen Vorrichtungen planmässig funktionieren. Andererseits könnten ernstere Folgen dann eintreten, wenn

schwerwiegendere auslösende Ereignisse als in der Auslegung der Anlage zugrunde gelegt oder wenn der Ausfall einiger der eingebauten sicherheitstechnischen Vorrichtungen unterstellt würden.

Es wird eine Abschätzung der in die Umgebung freigesetzten Aktivität für Auslegungsstörfälle und für noch schwerere Unfälle gegeben. Die Ableitungen werden nach Art und Prozentsatz der darin enthaltenen Spaltprodukte, ihres zeitlichen Verlaufes (Verzögerung und Dauer) und der Höhe des Ableitungspunktes über Grund spezifiziert.



## 1 - Introduction

Atmospheric Diffusion Studies are aimed to the construction of consequence models for the analytical description of the transport and diffusion of radioactive products released to the atmosphere, in case of an hypothetical reactor accident. The processes involved, as well as the scale in which they must be studied, depend on the magnitude and the kind of the release considered, whose definition is just the scope of this report.

In accomplishing this task, we have tried to fulfill two different objectives. The first one is the study of the consequences connected to fission product releases from accidents which can be reasonably expected on the site, whose upper limit can be considered the Design Basis Accident. The consequences of this class of events involve relatively small areas. The second objective is to analyze the consequences connected to very large fission product releases, which would be expected only in case of very severe accident occurrences, concurrent with some failure of the Engineered Safety Features in the plant. These releases are expected to involve very large areas, and are associated with long distance transport phenomena.

In this report some typical PWR and BWR accident sequences have been considered, up to include accidents which take into account core melt-down and loss of containment integrity.

Releases have been characterized in terms of percentage and kind of fission products involved, delay from the initiating event, duration and elevation. It is out of the aim of this report the evaluation of the probabilities associated with the accident sequences.

## 2 - Fault Sequences

### 2.1 - Design basis accident

Design basis accident is commonly intended as a large break of the primary circuit inside the reactor containment, followed by a loss of primary coolant and potential core uncovering. Emergency core cooling systems are designed to take care of the accident, recovering the core in time to avoid extensive damage

of the fuel rods. Nevertheless a certain amount of fuel rods is expected to be damaged with the core maintaining a coolable geometry and no fuel melt occurs. Primary containment is supposed to be isolated properly on accident signals and the small amount of fission products released from the primary circuit is confined inside it, from which it comes out at very low rates. The decay heat removal system removes residual heat generated by the core, reducing the pressure in the containment. Activity may be further reduced by natural deposition processes or by active spray operation. In the double containment systems, the leakage from the primary containment is treated within the stand by gas treatment system, before release to the outside atmosphere at an high level through the stack.

## 2.2 - Core meltdown

If the Emergency Core Cooling System fails to recover the core immediately after loss of Coolant Accident, residual heat generation will rise the temperature in the system, and within a few minutes fuel rod cladding will reach temperatures (1100-1200 °C) at which the Zr-H<sub>2</sub>O reaction becomes significant. This reaction is fed by the steam which flows up through reactor core and the energy release still accelerates the rate of temperature rise. Within 30 minutes melting temperatures of the UO<sub>2</sub> (2700 °C) would be reached and within 2 hours most of the core would be molten.

## 2.3 - Pressure vessel failure

The molten core could drop on the bottom of the vessel, where it would come in contact with water, generating violent steam explosion, which could burst the reactor vessel. The missiles generated by the explosion would have the potential to breach the reactor containment. If a steam explosion doesn't occur, the internal heat generation would eventually melt the steel on the bottom of the reactor vessel, while the molten core gradually migrate through it. Melt-trough would probably occur within 1 hour after most of the core has melted.

## 2.4 - Containment failure

When the molten core drops into the water collected in the bottom of the containment, again steam explosion might occur, which could compromise the integrity of the containment itself. Finally, the molten core would attack the containment floor, and there is some probability for it to melt through the concrete foundation mat. Melth-trough is expected to occur over a period of several hours. The containment might also fail by overpressurization, due to a failure of the containment heat removal system. This event may require only a few hours, or several hours depending on the thermal capacity of the containment components. In a pressure suppression containment sufficient heat sink is provided by the water in the suppression pool, and several hours are required, before the containment fails.

## 3 - Fission product release from the fuel

In order to evaluate fission product behaviour, they are generally grouped in different classes, according to their chemical characteristics.

The seven classes of fission product species considered in this report have been derived directly from WASH-1400 and include: the noble gases, the halogens, the alkaly metals, the tellurium group, the alkaline earths, the noble metals group, and the refractory oxide group.

The first step in specifying the accident source term is then the evaluation of the release of fission products from the fuel under different accident conditions. This release involves different components which may occur more or less sequentially during a reactor accident.

The first component involves those fission products which are present within the fuel gap, and which would be partially released when cladding experience initial rupture. They consist mainly of those fission products which have diffused from the  $UO_2$  during reactor operation.

The "gap component" is the only release process which likely would take place, if the accident is successfully terminated by the properly operation of the engineered safety features.

If the emergency core cooling system fails to recover the core, it melts, and very large amount of fission products will be released.

Meltdown is expected to occur inside the pressure vessel in a steam-hydrogen atmosphere. Meltdown component may vary according to the different processes which can take place. Most of the fission products during this phase is expected to be released when the melting fuel will still offer a relatively high surface area. The meltdown release component is generally followed by the vaporization release component. When the molten core falls on the bottom of the reactor containment, it will be exposed to an oxidizing atmosphere. The extent of release under these conditions will depend on the time required for transport of fission product to a free surface. Total release of volatile fission products is expected within a fraction of an hour. Last, if a steam explosion event would occur, fragmented fuel material will be ejected into the oxidizing atmosphere outside or inside the containment, and the  $UO_2$  will react with the oxygen to form  $U_3O_8$ , releasing most of the contained fission products.

#### 4 - Fission product behaviour inside the reactor containments.

The various fission products inside the reactor containment will have different behaviour, according to their chemical and physical characteristics.

The noble gases are chemically unreactive gases, and their removal from the gas phase under accident conditions may be considered negligible.

In the halogen group, iodine is the most important element. Iodine may be present as elemental iodine, particulated iodine, and organic iodides. The first two forms of iodine are easily removed from the gas phase by natural deposition phenomena, or by engineered safety systems, such as sprays, particulate filters, and charcoal beds. On the other hand, organic compounds being less reactive, are more difficult to be removed. The dominant compound of this form of iodine is methyl iodide, which is removed only very slowly by natural deposition phenomena or by sprays. Appreciable removal rates may be obtained by filtration through activated charcoal beds. Because of this tendency to remain in gas phase, the definition of the relative amount of this form of iodine is an im

portant element for the evaluation of the accident consequences. Fractions of this form may vary from a few tenths of percent to a few percent under accident conditions, and in this report a value of .5% has been assumed.

The other fission product groups are expected to be present in the reactor containment mainly as oxides, in the form of aerosol particles. Their concentration in the containment atmosphere would decrease with time, because of settling, deposition on surfaces, or removal by particulate filters and sprays.

Removal efficiencies of fission products inside primary containment depends, then, on the containment characteristics, and on the engineered safety features provided in it.

Internal water sprays can be used to reduce the pressure and also scrub fission product iodine and particulate out of the containment atmosphere.

In multiple containment, the outer provides holdup and dilution volume for fission product that leak from the inner container. Gases are pumped out of this space, filtered and passed through iodine adsorbers. Molecular iodine, and to a less extent also organic iodide, will be retained in such systems. Particulate filters will remove fission product aerosols.

In a pressure suppression containment the primary steam released in a Loss of Coolant Accident, is vented to the containment shell through a pool of water which also provides a mean for iodine and particulate removal.

#### 5 - Release categories

In this section release categories have been selected to combine similar accident sequences, both for BWR and PWR. The accident models corresponding to the various release categories have been elaborated on the bases of the Reactor Safety Assessment (WASH-1400) and the German Risk Study.

In the evaluation of the fission product transport no explicit reference has been made to specific containment systems. Rather, their function has been considered, assigning to each engineered safeguard a given efficiency in the reduction of the release function.

The input data given in WASH-1400 have been used in the evaluation of the releases, but the calculation of the results has been performed in an independent way.

The results show good agreement with those both of WASH-1400 and the German Risk Study, more so because of the comparative uncertainties of our evaluation. On the other hand it is important to remark the degree of uncertainty of these evaluations, that can give only an estimate of the order of magnitude of the phenomena. This aspect must be kept in mind in the adjustment of the precision of the models which evaluate the transport of the fission product in the external atmosphere.

For each category releases have been characterized in terms of percentage and species of fission products involved, delay from the initiating event, duration and elevation.

#### 5.1 - Design basis accident - Single containment case

It is equivalent to a PWR-9 accident of WASH-1400 and corresponds to design loss of coolant accident. The core does not melt, but fuel failure occurs, resulting in the release to the containment of the radioactivity contained within the gap. The containment spray system is assumed to be actuated within 5 minutes after the accident and it will rapidly reduce the pressure and the airborne fission products, other than noble gases and organic iodine: a decontamination factor of 100 with halftime of 7 minutes has been assumed both for elemental iodine and particulate fission products. The containment leaks at the design leak rate (1 v/o per day). The release is at ground level and it is assumed to occur over a period of 0.5 hours, while the containment pressure is above ambient.

The cumulative fractions of the core inventory released to the atmosphere are:

F.P. Species/Times	10 minutes	30 minutes
Xe-Kr .....	$2 \times 10^{-6}$	$6 \times 10^{-6}$
Organic I .....	$5 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-8}$
I .....	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$

Cs-Rb .....	$3 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^{-6}$
Te-Sb .....	$7 \times 10^{-9}$	$7 \times 10^{-9}$
Ba-Sr .....	$7 \times 10^{-11}$	$7 \times 10^{-11}$

5.2 - Design basis accident + Containment purging  
 Double containment case.

The first phase of the accident is similar to a BWR-5 accident of WASH-1400. The core does not melt, but fuel failure occurs, resulting in the release to the primary containment of the radioactivity contained within the gap. Containment leakage is small (5 v/o per day) and the activity released to the secondary containment is treated and filtered in the Standby Gas Treatment System, before the release to the atmosphere through the stack. Because of the delay introduced by the secondary containment, it has been assumed an interval of 3 hours between the initiating event and the major release of activity from the containment building.

One day after the initiating event, it is assumed the containment atmosphere to be purged to the external ambient through the stack, previous filtration in the Standby Gas Treatment System, for pressure relieving after containment dilution, in order to prevent hydrogen explosion or combustion in the primary containment. Purging is assumed to be completed over a period of 24 hours. This second phase of the accident is characterized by a higher fission product release rate.

The cumulative fractions of core inventory released to the atmosphere are:

F.P. Species/Time	3 hours	24 hours	48 hours
Xe-Kr .....	---	$6 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^{-2}$
organic ....	---	$1.6 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^{-6}$
I .....	---	$1.6 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^{-6}$
Cs-Rb .....	---	$9 \times 10^{-9}$	$5 \times 10^{-6}$
Te-Sb .....	---	$2 \times 10^{-11}$	$1 \times 10^{-8}$
Ba-Sr .....	---	$2 \times 10^{-13}$	$1 \times 10^{-10}$

5.3 - Design basis accident + Lack of isolation  
Single containment case.

It is equivalent to a PWR-8 accident of WASH-1400, and corresponds to a Design Loss of Coolant Accident, assuming that the containment fails to isolate properly. The core doesn't melt and the release is limited to the activity contained within the gap. The release from the containment is assumed to occur at ground level immediately after the initiating event; most of the activity could be released over a period of **0.5 hours**. Credit is given to the containment spray system for removing most of the elemental iodine and particulate during the first 10 minutes after the initiating event.

The cumulative fractions of core inventory released to the atmosphere are:

F.P. Species/Time	10 minutes	30 minutes
Ye-Ir .....	$1 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^{-2}$
organic I..	$3 \times 10^{-5}$	$9 \times 10^{-5}$
I .....	$6 \times 10^{-3}$	$6 \times 10^{-3}$
Cs-Rb .....	$2 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-2}$
Te-Sb .....	$3 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^{-5}$
Ba-Sr .....	$3 \times 10^{-7}$	$3 \times 10^{-7}$

5.4 - Core melt down + Containment melt through

It is equivalent to a PWR-7 accident of WASH-1400. It involves large Loss of Coolant Accident, with failure of the Emergency Core Cooling System. The core would melt in two hours, but the containment would maintain its integrity, until the molten core melts through the containment foundation mat, after a period of approximately 20 hours. Melt Through is assumed to be immediately followed by rapid relief of the containment pressure through the ground. Credit is given for the removal of most of the airborne fission products by the containment spray. Spray operation would reduce also the pressure and a reduction factor of 5 for the containment leak rate has been assumed for the intermediate phase of the accident (times longer than 30 minutes). The release is at ground level.



The cumulative fractions of core inventory released to the atmosphere are:

F.P.Species/Time	10 minutes	2 hours	20 hours	melt through
Xe-Ir .....	$2 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-3}$	$9 \times 10^{-1}$
organic I .	$5 \times 10^{-9}$	$3 \times 10^{-8}$	$7 \times 10^{-6}$	$4 \times 10^{-3}$
I .....	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-5}$
Cs-Pb .....	$3 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-5}$
Tc-Sb .....	$7 \times 10^{-9}$	$7 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-5}$
Ba-Sr .....	$7 \times 10^{-11}$	$7 \times 10^{-11}$	$2 \times 10^{-6}$	$3 \times 10^{-6}$
Ru .....	---	---	$1 \times 10^{-6}$	$2 \times 10^{-6}$
La .....	---	---	$2 \times 10^{-7}$	$3 \times 10^{-7}$

#### 5.5 - Lack of isolation + Core Meltdown - Double containment case.

It is equivalent to a BWR-4 accident of WASH-1400. It involves a core meltdown accident, while the containment fails to properly isolate. Initial containment leakage would be very high, and the integrity of the secondary containment could be temporarily lost, because of the opening of the blow-out panels; activity released during this phase is limited to the gap component of the fission products, and a decontamination factor of 10 has been assumed for elemental iodine and particulate fission products, to take care of natural deposition within the containment structure. The secondary containment is assumed to be restored before core melting (30 minutes), and the radioactivity released to the atmosphere would be further reduced by filtration through the Stand-by Gas Treatment System; partial efficiency (90% against organic iodide and particulate, and 95% against elemental iodine) of the filtering system is assumed, because of the severe conditions of operation. During the second phase of the accident the release is from the stack at elevated level.

The cumulative fractions of core inventory released to the atmosphere are:

F.P.Species/Time	30 minutes	48 hours
Xe-Yr .....	$3 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-1}$
organic I ..	$1 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-4}$
I .....	$2 \times 10^{-3}$	$6 \times 10^{-3}$
Cs-Rb .....	$5 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-2}$
Ts-Sb .....	$1 \times 10^{-5}$	$9 \times 10^{-3}$
Ba-Sr .....	$1 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-3}$
Ru .....	--	$8 \times 10^{-4}$
La .....	--	$1 \times 10^{-4}$

### 5.6 - Lack of isolation + Core Meltdown

Single containment case.

It is equivalent to a PWR-5 accident of WASH-1400, and involves a core meltdown, while the containment fails to properly isolate. It has been assumed here that the containment spray would be effective only after most of the containment pressure is relieved through the opening. Most of the activity would be released between 1 hour from the initiating event (when a significant portion of the core has melted) and 4 hours.

The cumulative fractions of core inventory released to the atmosphere are:

F.P.Species/Time	1 hour	4 hours
Xe-Yr .....	$3 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-1}$
organic I ..	$1 \times 10^{-4}$	$9 \times 10^{-3}$
I .....	$2 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-2}$
Cs-Rb .....	$5 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-2}$
Te-Sb .....	$1 \times 10^{-4}$	$9 \times 10^{-3}$
Ba-Sr .....	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-3}$
Ru .....	--	$9 \times 10^{-4}$
La .....	--	$1 \times 10^{-4}$

### 5.7 - Containment overpressurization failure + Core meltdown

It is equivalent to a PWR-3 accident of WASH-1400. The containment fails due to failure of the containment heat removal system, and the emergency core cooling system is assumed to fail, due to the cavitation of the ECCS pumps. Most of the activity is

released during core meltdown, which is expected 5 hours after the initiating event. Because of the high temperature of the air borne gases, the deposition of the fission products inside the primary containment would not be very effective; a decontamination factor of 5 has been assumed for all fission products other than noble gases and organic iodine. Release would be at ground level, and most of the activity would be released over a period of few hours.

The cumulative fractions of core inventory released to the atmosphere are:

F.P. Species/Time	5 hours
Xe-Kr .....	$9 \times 10^{-1}$
organic I ..	$4 \times 10^{-3}$
I .....	$2 \times 10^{-1}$
Cs-Rb .....	$2 \times 10^{-1}$
Te-Sb .....	$2 \times 10^{-1}$
Ru .....	$2 \times 10^{-2}$
La .....	$3 \times 10^{-3}$
Ba-Sr .....	$2 \times 10^{-2}$

This accident would involve a relatively high energy release rate. A value of  $6 \times 10^6$  Btu/hr has been evaluated in WASH-1400 for this release category.

#### 5.8 - Core meltdown + Steam explosion

It is equivalent to a PWR-1 or BWR-1 accident of WASH-1400. It involves a core meltdown and a steam explosion in the reactor vessel which ejects half of the core material out of the containment. Most of the activity would be released over a period of 10 minutes, and this release would continue at relatively low rate thereafter. Because of the energy generated in the steam explosion, this accident would be characterized by a relatively high rate of energy release to the atmosphere. Steam explosion might occur after or before the containment rupture due to overpressure; in the second case the rate of energy release would be higher, because of the contribute from the energy associated to the pressurized gases in the containment at the time of the failure.

The fractions of core inventory released are:

F.P.Species/Time	2 hours
Xe-Kr .....	$9 \times 10^{-1}$
organic I..	$4 \times 10^{-3}$
I .....	$8 \times 10^{-1}$
Cs-Rb .....	$4 \times 10^{-1}$
Te-Sb .....	$4 \times 10^{-1}$
Ru .....	$4 \times 10^{-1}$
La .....	$3 \times 10^{-3}$
Ba-Sr .....	$4 \times 10^{-2}$

In case of a pressure suppression containment the energy released would be less, due to the effect on condensation of the steam in the suppression pool.

WASH-1400 gives for the containment energy release  $520 \times 10^6$  Btu/hr e  $130 \times 10^6$  Btu/hr respectively for a PWR (full pressure containment) and for a BWR (pressure suppression containment).

## 6 - Conclusions

In the preceding part no reference has been made to the probability of the different release categories.

In general both design and analysis criteria tend to make very small the probabilities of releases exceeding D.B.A.

The emphasis given in recent years to probabilistic risk analysis makes it important that research in the field of atmospheric diffusion, and in general on the radioactivity transfer parameters, be oriented in the direction of giving data which allow the treatment of massive releases, corresponding to accident of the non-contained type.

But it is necessary not to forget the importance of an always better quantitative description of small scale diffusion, both for forecasting purposes and for real time modelling of atmospheric diffusion which may take place in case of accidents of a magnitude less than or equal to DBA. These accidents are specially important for emergency planning, because they are events which may realistically happen during the life time of Nuclear Power Plants.

**References**

- 1 - Reactor Safety Study  
WASH-1400  
Oct. 1975
- 2 - The German Risk Study  
Aug, 15, 1979
- 3 - Swedish Reactor Safety Study  
Jan. 1978



REACTEURS A NEUTRONS RAPIDES; PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DES  
REJETS ACCIDENTELS POUVANT INFLUER SUR LE TRAITEMENT DE LA  
DISPERSION ATMOSPHERIQUE

D. MANESSE

C.E.A.

Fontenay-aux-Roses - FRANCE

RESUME. Après un bref rappel des caractéristiques essentielles des réacteurs à neutrons rapides, les différents types d'accidents et les rejets correspondants sont passés en revue, depuis les feux de sodium peu contaminé jusqu'aux accidents hypothétiques en passant par l'accident de dimensionnement. Pour le traitement de la dispersion atmosphérique, la spécificité des réacteurs à neutrons rapides tient à l'association des produits radioactifs avec les aérosols de sodium (problème de granulométrie, de forme chimique et de leur évolution au cours de transfert), à un éventuel dégagement important d'énergie et à la cinétique des rejets.

KURZFASSUNG. SCHNELLNEUTRONENREAKTOREN; WICHTIGSTE KENNDATEN DER UNFALLBEDINGTEN ABLEITUNGEN, DIE DIE AUSBREITUNG IN DER ATMOSPHAERE BEEINFLUSSEN KÖNNEN. Nach einer kurzen Uebersicht über die wichtigsten Daten der Schnellneutronenreaktoren wird auf die einzelnen Unfallarten und die entsprechenden Ableitungen eingegangen, von den Bränden mit schwachkontaminiertem Natrium über den Auslegungsunfall bis zu den hypothetischen Unfällen. In der Frage der atmosphärischen Ausbreitung der Ableitungen liegt die Besonderheit der Schnellneutronenreaktoren in der Verbindung der radioaktiven Stoffe mit den Natriumaerosolen (Problem der Granulometrie, der chemischen Form und ihrer Entwicklung während des Transports), in einer möglicherweise erheblichen Energiefreisetzung und in der Kinetik der Ableitungen.

SUMMARY. FAST REACTORS; PRINCIPAL CHARACTERISTICS OF ACCIDENTAL DISCHARGES INFLUENCING THE TREATMENT OF ATMOSPHERIC DISPERSION. Following a short summary of the main features of fast neutron reactors, the various accident types and corresponding releases are reviewed, from fires involving slightly contaminated sodium to hypothetical accidents including the design accident. In the treatment of atmospheric dispersion, the special features of fast neutron reactors relate to the combination of radioactive materials with sodium aerosols (problems of particle size, chemical form and changes during transfer), to the possibility of a large-scale release of energy and to release kinetics.

## I - INTRODUCTION

Le développement de la filière rapide remonte à l'immédiat après-guerre ; EBR-1, aux Etats-Unis, fût même en 1951, le premier réacteur électrogène. Les réacteurs de type expérimental se sont développés dans les années 60 en Grande-Bretagne (DFR), aux Etats-Unis (EBR.2), en France (Rapsodie) et en URSS (BOR-60). Les premières centrales, dites de démonstration, divergent dans les années 70 : BN-350 (URSS, 1972), Phénix (France, 1973) et PFR (Grande-Bretagne, 1974). Le réacteur BN-600 (Beloyarsk, 600 MWe) est en cours de démarrage en URSS et plusieurs pays ont des projets de grande centrales, la réalisation la plus avancée est celle de Super-Phénix (France, associée à l'Italie et l'Allemagne), centrale de 1200 MWe dont la divergence est prévue pour 1983.

Les principaux avantages escomptés de la filière rapide sont : une meilleure utilisation des réserves d'uranium, le recyclage du plutonium produit par les autres filières, un bon rendement thermodynamique et de faibles rejets en fonctionnement normal.

Avant d'examiner les caractéristiques des différents types de rejets accidentels envisageables, il convient de faire un bref rappel de ce qui fait la spécificité des réacteurs à neutrons rapides.

## II - RAPPEL DES PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DES REACTEURS A NEUTRONS RAPIDES

- a/ Le combustible est de l'oxyde mixte,  $UO_2-PuO_2$ , contenant de 15 à 20 % de matières fissile, principalement du Pu ; il est prévu pour fonctionner avec un flux neutronique ( $\sim 5.10^{15}$  neutrons.cm<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup>) et une densité de puissance ( $\sim 500$  W.cm<sup>-3</sup>) élevés et jusqu'à des taux de combustion de 70 à 100 000 MW.j.t<sup>-1</sup>.
- b/ Le coeur n'est pas dans sa configuration la plus réactive, et l'on peut imaginer, dans certaines conditions, une augmentation de réactivité.
- c/ Le caloporteur est du sodium liquide, utilisé en-dessous de 550°C (ébullition à 880°C) sans pression. Le sodium qui a été choisi pour ses qualités neutroniques et thermiques, constitue également un piège efficace pour un certain nombre de produits radioactifs. Par contre, il présente des inconvénients non négligeables :



- . il est activé par les neutrons (formation de Na 22 et surtout Na 24),
- . il brûle à l'air en libérant une énergie de l'ordre de  $10 \text{ MJ.Kg}^{-1}$  et en formant des aérosols d'oxyde,
- . la réaction avec l'eau produit de l'hydrogène,
- . il peut également interagir (thermodynamiquement) avec le combustible fondu.

d/ Le circuit primaire peut être intégré (PFR, BN-600, Super-Phénix) ou à boucles (SNR 300, Clinch River). Dans la version intégrée, la totalité du sodium primaire, les pompes primaires et les échangeurs intermédiaires sont contenus dans une cuve unique fermée par une dalle, cette dernière séparée du sodium par un ciel d'argon.

e/ Le confinement proprement dit est en général double, on distingue le confinement primaire constitué par la cuve de sécurité et le dôme (ou une enceinte en acier) et le confinement secondaire, constitué par le bâtiment réacteur et protégeant des agressions externes. Ce bâtiment est muni de soupapes et sa pression de dimensionnement est de quelques dizaines de mbars en général.

Les fig. 1, 2 et 3 (respectivement SNR 300, Clinch River et Super-Phénix) présentent les schémas de principe de 3 installations en projet ou en cours de construction. Sur les réacteurs à neutrons rapides généralement 4 barrières sont interposées entre la matière fissile et les produits de fission d'une part et l'environnement d'autre part. Les caractéristiques des réacteurs de cette filière qui apparaissent comme les plus importantes pour les rejets accidentels hypothétiques sont : un circuit primaire sans pression, la présence dans le coeur de grandes quantités de plutonium et d'actinides (environ 8 fois plus que dans un LWR, émetteurs à vie longue), la présence du sodium susceptible de réagir au contact de l'air et de l'eau en libérant une grande quantité d'énergie et en produisant des aérosols. Les aérosols sodés sont toxiques chimiquement et constituent un vecteur essentiel pour le transfert de la contamination ; ils peuvent se transformer physiquement (granulométrie en particulier) et chimiquement à l'intérieur de l'installation et au cours de leur transfert dans l'environnement.

### III - SITUATIONS ACCIDENTELLES ENVISAGEABLES ET CARACTERISTIQUES DES REJETS

Une première distinction est à faire entre les accidents n'affectant pas le coeur du réacteur (feux de sodium secondaire ou auxiliaire, accidents liés aux effluents et à la manutention et au stockage du combustible) et les accidents affectant le coeur et pouvant entraîner la détérioration d'au moins la première barrière (gaine). Parmi ces derniers accidents, différents scénarios à cinétique plus ou moins rapide peuvent être envisagés selon la disponibilité des systèmes d'évacuation de la puissance résiduelle et la tenue des différents matériaux et composants.

#### 1. Accidents n'affectant pas le coeur du réacteur

##### 1.1. Feux de sodium peu contaminé

Ces feux peuvent se produire soit avec du sodium des circuits auxiliaires (feux localisés par exemple sur les circuits de refroidissement ou de purification du barillet de stockage), soit avec du sodium du circuit secondaire (grands feux possibles dans les galeries secondaires, dans le bâtiment GV ou dans le dôme s'il existe). Le sodium est faiblement contaminé (Na 22, Na 24 et quelques produits de fission éventuels pour le sodium auxiliaire) Les feux débutent généralement sous forme de feux pulvérisés et continuent sous forme de feux en nappe (taux de combustion  $\sim 40 \text{ Kg.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ ). Les aérosols produits sont des oxydes de sodium ( $\text{Na}_2\text{O}$  et  $\text{Na}_2\text{O}_2$ ), de faible granulométrie (rayon médian en masse de l'ordre de  $0,5 \mu\text{m}$ ,  $\sigma \approx 2$ ) dont l'évolution en concentration et en taille à l'intérieur de l'installation peut être prédite par les codes spécialisés /1, 2, 3/. Le rejet à l'extérieur des bâtiments pourra se faire avec un important dégagement d'énergie et les aérosols entraînés dans l'atmosphère seront d'autant plus fins que leur confinement à l'intérieur de l'installation aura été prolongé. Le principal problème est constitué par les transformations chimiques au cours du transfert, la phase soude étant la plus toxique (concentration limite admissible en cas d'accident de l'ordre de  $1 \text{ mg par m}^3$  d'air), la phase carbonate (après réaction avec le  $\text{CO}_2$  de l'air) la moins toxique.

### 1.2. Réaction sodium-eau dans les générateurs de vapeur

Cette réaction pourrait se produire à la suite de la rupture d'un tube du circuit eau-vapeur, la rupture pouvant être provoquée principalement par la corrosion des tubes, ou par un missile. La réaction sodium-eau donne de la soude et de l'hydrogène ; l'énergie dégagée par la réaction donne une onde de choc et l'hydrogène dégagé entraîne une rapide montée en pression. Différents dispositifs permettent de limiter rapidement l'ampleur de la réaction, et des disques d'éclatement permettent de rejeter l'hydrogène formé à la cheminée du bâtiment. Au point de vue radiologique les conséquences sont pratiquement nulles, étant donnée la faible contamination du sodium secondaire.

### 1.3. Accident de manutention du combustible

On peut envisager comme accidents principaux, le blocage d'un assemblage dans la machine de chargement-déchargement (rampe ou sas) du combustible et la chute d'un assemblage lors de l'évacuation du combustible usé vers le centre de retraitement. Dans le premier cas, l'activité libérée dépend d'une part du temps de refroidissement du combustible (variable selon les types de réacteur) et d'autre part du niveau d'échauffement du combustible. De toute façon, le rejet dans l'environnement sera faible, étant donné le piégeage des produits volatils éventuels par le sodium et la rétention de la majeure partie des gaz rares sur les charbons actifs du circuit argon. Dans le second cas envisagé, le combustible a été refroidi durant plusieurs mois afin de pouvoir être transporté, la chute éventuelle a lieu dans des bâtiments ventilés et les rejets sont filtrés avant le relâchement dans l'atmosphère.

### 1.4. Accidents liés aux traitement et stockage d'effluents

Le principal système de traitement d'effluents est celui du circuit primaire argon qui épure l'argon de couverture de sodium primaire. Cet argon est faiblement activé et peut-être contaminé par des aérosols de sodium et par des gaz rares provenant d'éventuelles ruptures de gaines. L'argon passe successivement par des réservoirs de décroissance et sur des charbons actifs refroidis. On peut envisager des fuites soit sur les réservoirs de décroissance, soit sur les réservoirs de stockage des gaz désorbés des

charbons (essentiellement des xenons). Dans les deux cas, même avec des hypothèses pessimistes sur le taux de rupture de gaines, les rejets seraient faibles et seraient presque uniquement constitués de gaz rares.

## 2. Accidents affectant directement le coeur

On peut distinguer les accidents limités et les accidents affectant une fraction substantielle du coeur, malgré le caractère hautement hypothétique de ces derniers.

Parmi les accidents limités, le principal est l'accident de fusion d'un ou de quelques assemblages par suite d'un défaut local de refroidissement dû, soit à un bouchage local, soit à la présence d'une bulle de gaz (surtout argon de couverture). Cet accident devrait avoir des conséquences limitées, les gaz de fission libérés étant entraînés dans le circuit argon, puis passant dans les réservoirs de décroissance puis sur les charbons actifs refroidis, leur rejet se ferait par la cheminée. Quant aux divers produits de fission piégés par le sodium, ils seront progressivement épurés du sodium par les pièges froids et ne donneront lieu à aucun rejet.

Il est très improbable d'avoir, surtout sur les réacteurs de type intégré où l'inertie thermique du sodium est grande, des séquences accidentelles compromettant l'intégrité de la totalité des gaines. Même dans cette hypothèse, les rejets dans l'atmosphère seraient faibles et presque uniquement constitués de gaz rares à vie longue (Kr 85), rejetés par le système normal de ventilation.

Pour les études de conséquences radiologiques, on considère par hypothèse un accident généralisé de fusion du coeur avec dégagement d'énergie mécanique\* provoqué soit par un effet intempestif de réactivité soit par un défaut de refroidissement du coeur, suivi de la défaillance totale des systèmes d'arrêt du réacteur. Ce choix est particulièrement pessimiste pour Super-Phénix /4/, où il est prévu trois systèmes indépendants d'arrêt d'urgence.

---

\*hypothetical core disruptive accident (HCDA), dans la littérature anglo-saxonne.

Néanmoins le scénario et les rejets de cet accident sont intéressants à étudier. L'évènement initiateur peut être l'arrêt des pompes primaires (dû par exemple à la perte de toutes les sources électriques), sans fonctionnement des systèmes d'arrêt d'urgence pendant plusieurs minutes. Malgré l'inertie des pompes primaires et la circulation possible du sodium par convection naturelle et malgré les effets négatifs en réactivité des dilatations du coeur, le sodium commence à bouillir, le coeur se vide de sodium, il peut y avoir une excursion nucléaire selon l'effet de vide en réactivité, les gaines se rompent, les gaz de fission se dégagent, le combustible commence à fondre, libérant les produits de fission volatils. La dispersion du combustible, suivie d'une re-entrée du sodium dans les assemblages, provoque la vaporisation du sodium et la fragmentation du combustible en particules dont le diamètre médian est de l'ordre de 100  $\mu\text{m}$ .

On admet généralement qu'il ne passe dans le confinement qu'une faible partie ( $< 10^{-3}$ ) des produits de fission. Ces derniers, hormis les gaz rares, sont supposés associés au sodium qui brûle sous forme de feu pulvérisé.

Certaines études proposent un scénario théorique un peu différent, elles supposent que, suite à une recompaction du combustible fondu et à une excursion secondaire, il y a vaporisation d'une fraction du coeur (en général jusqu'à 10 % environ), libérant en fractions égales le combustible et les produits de fission solides et volatils. Le combustible vaporisé passe dans le confinement, à travers une brèche supposée dans la dalle de couverture des cuves. La condensation donne des aérosols primaires très fins ( $\emptyset < 0,1 \mu\text{m}$ ), qui d'abord s'agglomèrent en forme de chaîne puis en présence de vapeur de sodium donnent des particules mixtes sodium-combustible de forme sphérique et dont le diamètre atteint quelques  $\mu\text{m}$  /5/.

Dans les deux cas, la totalité des gaz rares se retrouve dans le confinement qui fuit à un taux très faible (entre 0,1 et 1 % du volume par jour) Ne seront rejetés à la cheminée du bâtiment réacteur que des gaz rares (surtout à vie longue du fait du temps de confinement) et des aérosols mixtes ou de combustible seul. Le débit et la quantité totale d'aérosols rejetés dépendent d'une part de leur évolution en concentration et en granulométrie dans le confinement et d'autre part de l'efficacité des filtres disposés sur le système de ventilation de l'enceinte.

Globalement, l'accident enveloppe des accidents de fusion du coeur ne se traduit que par de très faibles rejets, constitués de gaz rares et d'aérosols. La fraction du coeur rejetée est de l'ordre de 0,1 pour les gaz rares à vie longue, de  $10^{-4}$  pour les autres gaz rares, de  $10^{-8}$  à  $10^{-9}$  pour les halogènes, métaux alcalins, produits de fission solides et combustible. Ces rejets sont à cinétique lente, ils se produisent au sommet du bâtiment réacteur, sans effet notable de surélévation du panache.

Le comportement à long terme du combustible fondu ou dispersé dans le sodium est un problème important. Sur un réacteur intégré comme Super-Phénix, il est prévu un cendrier récupérateur dans le fond de la cuve principale.

### 3. Recherche d'un terme source extrême

Dans l'esprit de l'étude WASH 1400, on peut imaginer sur les réacteurs à neutrons rapides que des accidents puissent comporter la perte d'intégrité du confinement primaire (cuve de sécurité en particulier). Ces accidents méritent d'être étudiés surtout dans l'optique de la recherche d'un terme source maximum pour l'étude des conséquences radiologiques potentielles extrêmes, comme cela a déjà été fait dans les études du N.R.P.B. britannique /6, 7/.

On envisage des accidents hypothétiques pour lesquels on suppose la dispersion dans le bâtiment réacteur du sodium contenant le combustible fondu et éventuellement finement dispersé. Les conséquences radiologiques dépendront de nombreux facteurs tels que : la quantité d'oxygène disponible, la puissance résiduelle des produits radioactifs restant dans le sodium, la tenue des structures (la dalle et les parois du puits de cuve en particulier), la possibilité de réactions sodium-béton qui peuvent contribuer fortement à la montée en température du bain de sodium (réaction exothermique, 4 MJ par kg de sodium entre la vapeur d'eau dégagée du béton et le sodium, avec formation d'hydrogène).

Il apparaît que le feu de sodium ne puisse durer, faute d'oxygène, que peu de temps dans la majorité des situations envisageables. Par contre, l'ébullition du sodium pourrait être atteinte au bout de quelques heures après la perte du confinement primaire, surtout en cas de contact direct entre le sodium et le béton. En cas de feu, le taux de combustion du

sodium est de l'ordre de  $40 \text{ kg.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$  et environ 40 % de la masse brûlée est transformée en aérosols dont la granulométrie moyenne au voisinage de la nappe est de 0,5  $\mu\text{m}$ .

En phase de vaporisation, le débit de sodium vaporisé est fonction de la puissance disponible dans la nappe ; sachant qu'autour de  $900^\circ\text{C}$  il faut environ 4 MJ pour évaporer un kg de sodium, la puissance résiduelle permettrait, sur un réacteur de 3 000 MWth, d'évaporer plusieurs kg de sodium par seconde. La vapeur de sodium se condenserait dans le confinement, pourrait éventuellement réagir avec la vapeur d'eau, dégagée des parois de béton et présente dans la phase gazeuse (réaction exothermique) ou se déposer sur les structures et réagir avec le béton. On aurait ainsi dans le confinement un mélange d'aérosols d'oxyde de sodium, de vapeur de sodium et surtout de soude.

Les produits de fission restant et le combustible présents dans le bain de sodium seraient partiellement entraînés par la vapeur de sodium. On peut définir un facteur de décontamination (ou de rétention) qui est le rapport de l'activité massique dans le bain à l'activité massique dans les aérosols. Un certain nombre d'expériences ont été réalisées pour évaluer les facteurs de décontamination en cas de feu et de vaporisation /8, 9, 10/. Ces expériences ont montré que les produits de fission les plus volatils (I, Cs) avaient des facteurs de décontamination inférieurs à 1, par contre les produits les moins volatils (des Te aux actinides en passant par Sr, La, Ce...) peuvent avoir des facteurs de décontamination allant jusqu'à  $10^3$  ou  $10^4$ , qui dépendent de la granulométrie et aussi de la forme chimique des produits après irradiation puis séjour dans le sodium.

En résumé, ces situations hypothétiques présentent certaines caractéristiques communes :

- . rejet d'aérosols de sodium, sous forme d'oxyde ou de soude (feu limité puis ébullition),
- . produits de fission volatils rejetés dans leur quasi-totalité, en association avec les aérosols de sodium,
- . produits de fission solides et combustible d'autant moins émis que la taille des particules résultant de la fragmentation du coeur fondu est élevée,

- . le dégagement d'énergie provenant d'une part de la puissance résiduelle et d'autre part surtout des réactions sodium-eau est important,
- . le rejet est de plus longue durée (de l'ordre de plusieurs jours) que les rejets comparables envisagés pour les réacteurs à eau légère (plusieurs heures) par l'étude WASH 1400.

#### IV - PROBLEMES POSES POUR LE TRAITEMENT DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

Après avoir tenté de passer en revue l'ensemble des accidents possibles ou hypothétiques, il est nécessaire de cerner les problèmes que posent, pour le traitement de la dispersion atmosphérique, les rejets correspondants.

- . Le point le plus important est lié au fait que la très grande majorité des rejets accidentels se produise, sauf pour les gaz rares, sous forme d'aérosols toxiques chimiquement et susceptibles de contenir des produits radioactifs. Les principaux problèmes qui se posent sont :
  - l'évolution physico-chimique des aérosols durant le transfert, cette évolution est capitale pour connaître la nuisance chimique et la nuisance radiologique qui dépend de la granulométrie et de la forme chimique (influence sur la vitesse d'épuration pulmonaire),
  - l'évolution du contenu du panache sous l'effet de l'appauvrissement en aérosols dû au dépôt gravitaire et au dépôt turbulent,
  - l'effet des précipitations sur un panache d'aérosols,
  - la remise en suspension des particules déposées, influence de la granulométrie.
- . Le second point concerne les effets liés au dégagement important d'énergie dû à la combustion du sodium ou à la réaction sodium-eau. Dans les cas de feu dans les galeries secondaires ou de réaction sodium-eau dans les bâtiments des générateurs de vapeur, il y aurait rejet par des soupapes et l'on peut avoir des effets de jet. Pour les accidents les plus hypothétiques, l'émission des aérosols et des gaz se ferait à partir d'une source surfacique dégageant une puissance importante (de l'ordre de quelques dizaines de  $\text{KW.m}^{-2}$ ).



. Enfin, l'influence de la cinétique de l'émission en relation avec la persistance des conditions météorologiques.

#### V - CONCLUSION

Le spectre des accidents possibles sur un réacteur à neutrons rapides est assez différent de celui des réacteurs à eau. Ceci peut être attribué au fait que le sodium n'est pas sous pression (absence d'accidents à cinétique rapide), qu'il y a une grande marge entre sa température de fonctionnement et sa température d'ébullition et aussi qu'il a une grande affinité pour des produits de fission importants tels que l'iode et le césium, qui seront donc piégés avant d'être émis partiellement lors de la combustion ou de la vaporisation du sodium.

Les produits de fission solides, le combustible et les actinides, seront également piégés de façon très efficace par le sodium.

Le problème central des rejets accidentels est celui des aérosols contaminés qui peuvent s'agglomérer et se déposer dans le confinement puis se déposer à l'extérieur d'autant plus près du point d'émission que leur granulométrie est élevée et que le rejet s'est fait près du sol. Comparée aux rejets de LWR /11/, la granulométrie des aérosols de produits de fission solides et de combustible est beaucoup plus élevée.

R E F E R E N C E S

=====

- /1/ H. BUNZ, Ein computer programm zur Berechnung des Aerosolverhaltens in geschlossenen Behältnen, rapport KFK 2903, Mars 1980
- /2/ J.A. Gieseke et al., Haarm 3 user's manual, BMI-NUREG 1991, January 1978
- /3/ Walter et al., discretization and integration of the equation governing aerosol behaviour, SRD R98, 1978
- /4/ P. Tanguy, a french view on LMFBR's safety aspect, International meeting on fast reactor safety technology, Seattle, August 1979
- /5/ M.D. Allen and J.K. Briant, characterization of LMFBR fuel-sodium aerosols, Health Physics, 39, p. 237, 1978
- /6/ G.N. Kelly et al, an estimate of the radiological consequences of notional accidental releases of radioactivity from a fast breeder reactor, NRPB-R53, August 1977
- /7/ G.N. Kelly et al., the influence of the physico-chemical form of the aerosol on the radiological consequences of notional accidental releases of radioactivity from a fast breeder reactor, NRPB-R73, January 1979
- /8/ J.L. Stakebake and H.N. Robinson, plutonium release from burning sodium, Nuclear technology, Vol. 33, 1977, p. 30-39
- /9/ W. Schütz, fuel and fission product release and transport from hot sodium pools, International meeting on fast reactor safety technology, Seattle, August 1979
- /10/ M. Berlin, DSN/SES, Cadarache, communication privée
- /11/ D.A. Powers and J.F. Muir, Melt-Concrete interaction : the Sandia experimental program, model development and code comparison test, SAND 79-1918 C, Novembre 1979.

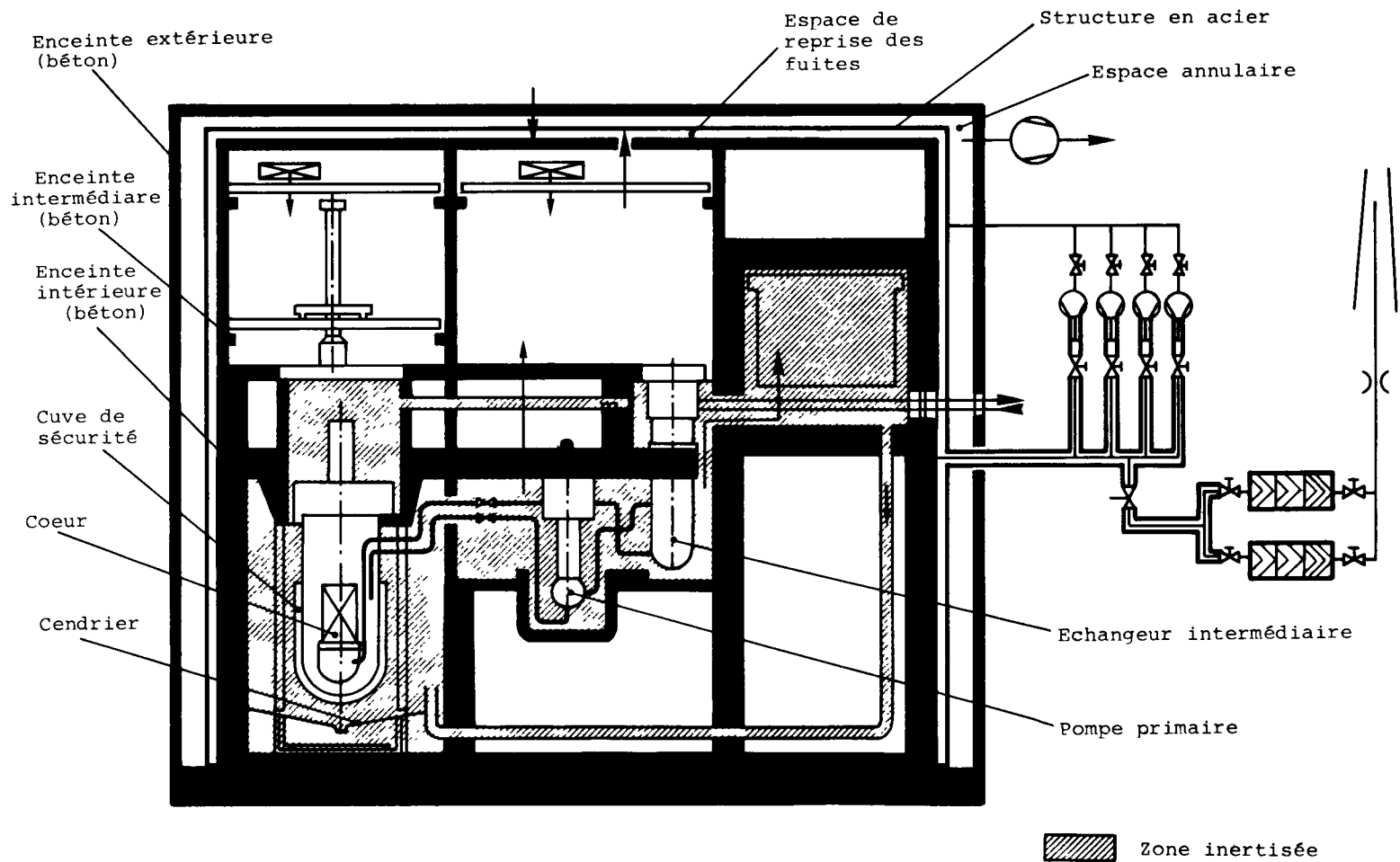


Fig. 1 - SCHEMA DU CONFINEMENT DU REACTEUR SNR - 300

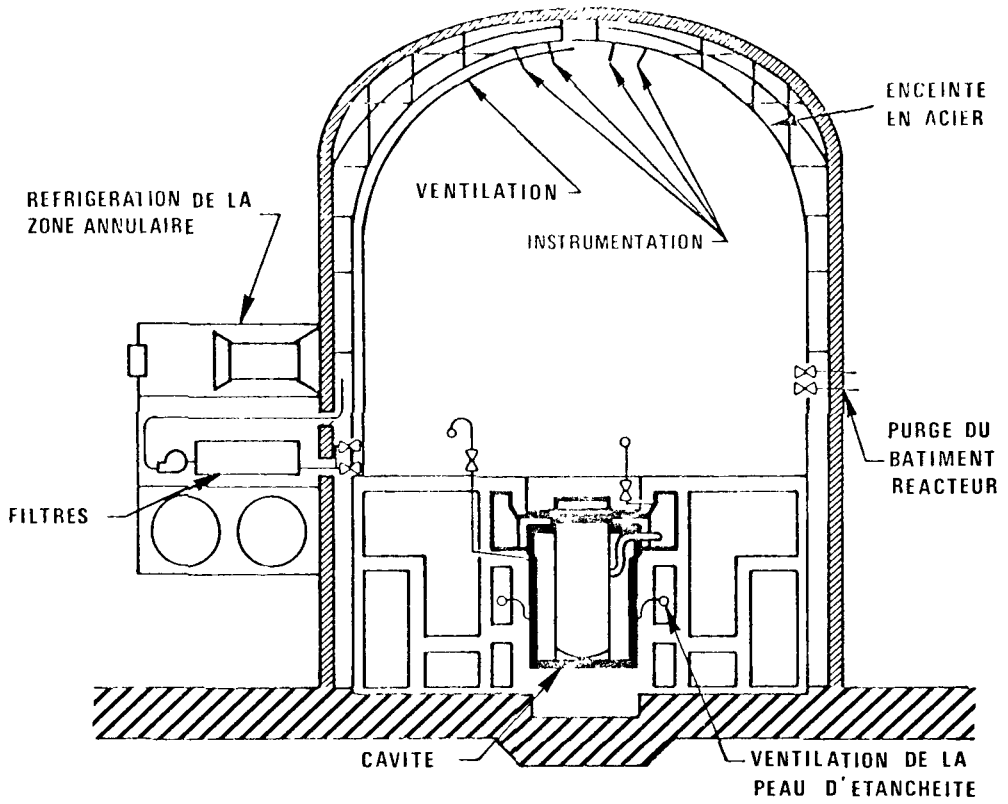


Fig.2 - SCHEMA DU CONFINEMENT DU REACTEUR DE CLINCH RIVER

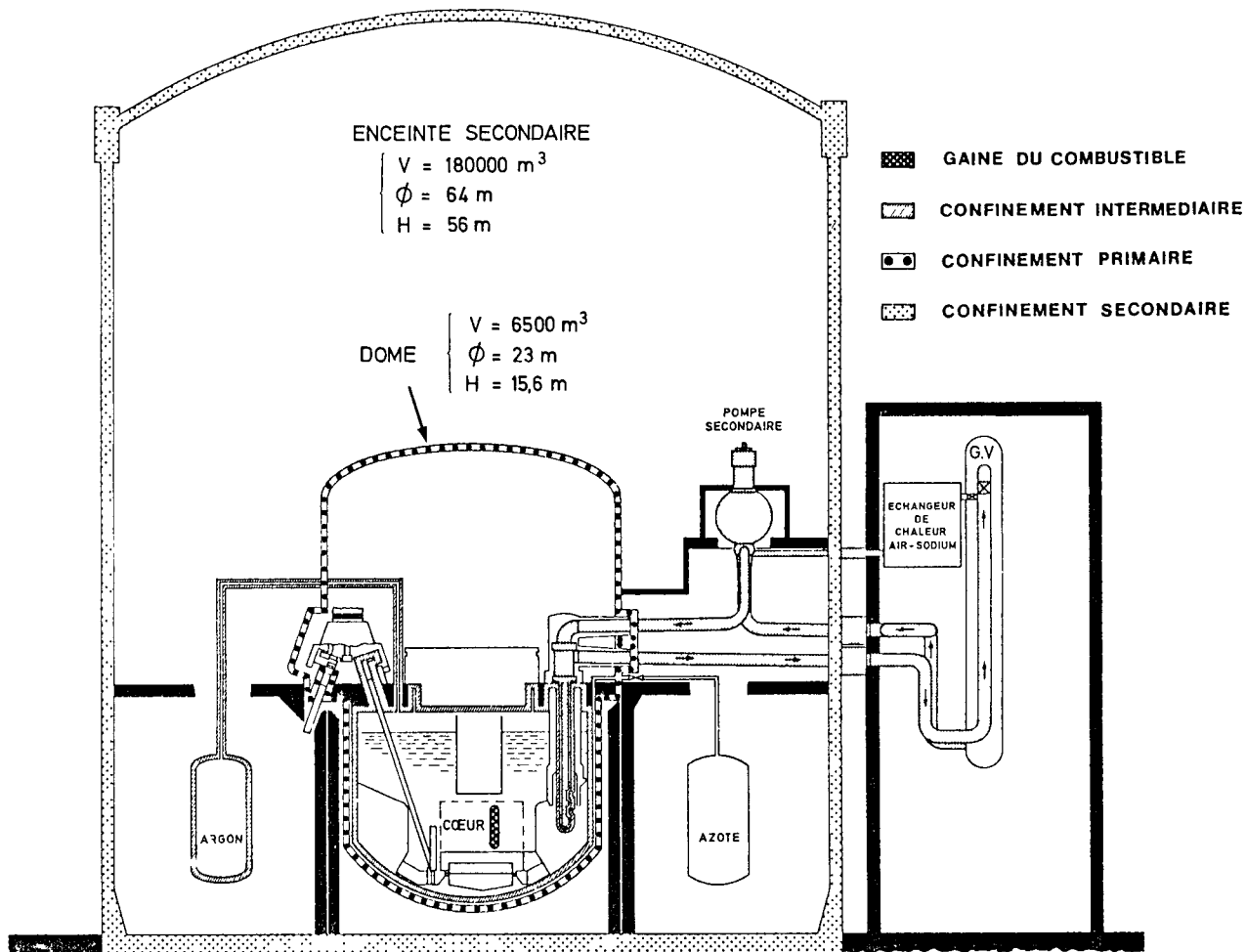


Fig.3\_ SCHEMA DE CONFINEMENT DU REACTEUR SUPER - PHENIX



EVALUATION DU RISQUE MAXIMAL DE PERSISTANCE DE LA DIRECTION DU VENT  
DANS LA COUCHE DE FROTTEMENT

L. M. MALET  
Institut Royal Météorologique  
Bruxelles - BELGIQUE

H. BULTYNCK  
C.E.N./S.C.K.  
Mol - BELGIQUE

RESUME. On caractérise la persistance de la direction du vent par le paramètre  $S = (2/\pi) \arcsin k$ , où  $k$  est le rapport du module de la moyenne vectorielle des vecteurs-vents mesurés toutes les heures pendant une durée  $D$ , à la moyenne des modules de ces vecteurs.

On détermine alors la relation entre les valeurs de  $S$  et celles de l'ouverture du secteur angulaire balayé par le vent au cours de  $D$ .

On procède ensuite à l'analyse statistique des valeurs mensuelles maximales de  $S$  calculées sur trois sites belges, à différentes hauteurs  $H$  et pour différentes durées ( $D = 24, 48, 96$  et  $144$  heures). Les valeurs du module de  $\ln(1 - S_{\max})$  étant distribuées normalement, il est possible d'établir une relation entre la variable réduite d'une distribution normale d'une part et, d'autre part :  $S_{\max}$ ,  $D$  et  $H$ . Cette relation conduit au calcul des périodes de retour des  $S_{\max}$ .

On examine les conditions météorologiques à l'échelle synoptique qui conduisent aux persistances maximales et, enfin, les conditions de diffusion dans la couche de frottement qui prévalent quand celles-ci se produisent.

KURZFASSUNG. BESTIMMUNGEN DER MAXIMALEN WERTE DER PERSISTENZ DER WINDRICHTUNG IN DER REIBUNGSSCHICHT. Man erfasst die Persistenz der Windrichtung durch den Parameter  $S = (2/\pi) \arcsin k$ . Dabei ist  $k$  das Verhältnis des Betrages des vektoriiellen Mittels der Windvektoren, bei stündlicher Messung während eines Zeitraums  $D$ , zum Mittel der Beträge dieser Vektoren. Man bestimmt nun das Verhältnis zwischen den Werten von  $S$  und den Werten der Öffnung des Kreissectors, den der Wind im Verlauf von  $D$  bestreicht. Schliesslich führt man eine statistische Analyse der maximalen Monatswerte von  $S$  durch, und zwar für drei belgische Messpunkte, in verschiedenen Höhen  $H$  und für verschiedene Zeiträume ( $D = 24, 48, 96$  und  $144$  Stunden). Die Werte des Betrages von  $\ln(1 - S_{\max})$  weisen eine Normalverteilung auf. Daher ist es möglich, eine Beziehung zwischen der um eine Normalverteilung verminderten Variablen einerseits und andererseits  $S_{\max}$ ,  $D$  und  $H$  herzustellen. Diese Beziehung führt zur Berechnung der Intervalle, nach

denen  $S_{\max}$  wieder auftritt.

Es werden die synoptischen meteorologischen Bedingungen geprüft, die zu maximalen Persistenzwerten führen, sowie die Diffusionsbedingungen in der Reibungsschicht untersucht, die dann vorherrschen, wenn diese maximalen Persistenzen auftreten.

SUMMARY. ASSESSMENT OF THE MAXIMUM PROBABILITY OF WIND DIRECTION PERSISTENCE IN THE FRICTION LAYER. The wind direction persistency is characterized by the parameter  $S = (2/\bar{v})\arcsin k$ , where  $k$  is the ratio of the modulus of the vectorial mean of the wind vectors measured every hour during a period  $D$ , to the mean of the moduli of these vectors. The relation between the values of  $S$  and those of the aperture of the angular sector swept by the wind during the time  $D$  is then determined.

There follows the statistical analysis of the maximal monthly values of  $S$  for three Belgian sites at various heights  $H$  and for different periods of time ( $D = 24, 48, 96$  and  $144$  hours). Values of the modulus of  $\ln(1-S_{\max})$  being normally distributed, it is possible to relate the reduced variable of a normal distribution on the one hand and, on the other hand :  $S_{\max}$ ,  $D$  and  $H$ . This relation leads to the computation of the return periods of  $S_{\max}$ .

Synoptic meteorological conditions leading to maximal persistencies are examined as well as diffusion conditions prevailing in the friction layer when these maxima occur.



## INTRODUCTION

Le travail, dont les résultats font l'objet du présent exposé, a paru dans la publication de l'Institut Royal Météorologique de Belgique : Série B n°76, 1974.

Les résultats obtenus alors l'avaient été à l'aide des observations de vent (vitesses et directions) effectuées à 3 niveaux : 24, 69 et 120m à Mol (nord de la Belgique) entre le 1er janvier 1965 et le 31 décembre 1971.

Récemment, la méthode d'investigation employée lors de cette première étude a été étendue aux années 1972 à 1978 pour Mol et appliquée aux niveaux de 24 et 200m du mât météorologique de Tihange (vallée de la Meuse près de Huy en Belgique) pour les années 1967 à 1976. A très peu de chose près, les résultats de 1974 ont été remarquablement confirmés : on peut donc considérer qu'ils s'appliquent sans altération sérieuse à un territoire qui s'étend aux régions orographiques désignées sous le vocable de Basse- et de Moyenne-Belgique ainsi qu'à la portion méridionale du territoire des Pays-Bas. Un certain nombre d'exemplaires de la publication citée précédemment sont à la disposition des auditeurs. Nous nous bornerons donc à en citer les traits les plus marquants.

## PARAMETRE DE PERSISTANCE DE LA DIRECTION DU VENT

On peut caractériser la persistance de la direction du vent en utilisant le paramètre :

$$K = \frac{V_r}{V_s}$$

c'est-à-dire : le rapport du module de la moyenne vectorielle des vecteurs-vents considérés, à la moyenne des modules de ces vecteurs. Le paramètre K varie de 0 à 1 et son interprétation géométrique n'est simple que dans deux cas particuliers :

- a.  $K = 1$  indique que tous les vecteurs-vents sont alignés suivant la même direction et le même sens ; autrement dit,  $K = 1$  indique que le vent est constant en direction ;
- b.  $K = 0$  indique que les vecteurs-vents sont également répartis dans toutes les directions et ont les mêmes intensités.

Quand la valeur de K est comprise entre 0 et 1, l'interprétation géométrique n'est possible qu'en raison du fait que les vecteurs-vents s'inscrivent dans une distribution circulaire normale. On peut, dès lors, établir une relation entre K et  $\sigma/Vr$  où  $\sigma$ , qui a la dimension d'une vitesse, est l'écart-type de la distribution. Cette relation a été établie par Brooks et Carruthers ; elle figure dans le "Handbook of Statistical Methods in Meteorology" publié en 1953.

On a établi une relation entre  $\sigma/Vr$  et l'angle d'ouverture  $\alpha$  du secteur dans lequel se situent environ 90 pour cent des vecteurs-vents utilisés pour calculer K ; cette relation s'écrit :

$$\sin \alpha/2 = \sigma/Vr ;$$

elle n'est évidemment valable que pour  $\sigma/Vr$  compris entre 0 et 1.

Moyennant la transformation  $S = \frac{2 \text{ arc sin } K}{\pi}$  que nous avons finalement adoptée comme paramètre de persistance, la relation entre S et  $\alpha$  est illustrée par la figure 1 qui donne la variation de l'angle  $\alpha$  en fonction de la valeur de S. Quand S varie entre 1 et 0.572,  $\alpha$  varie entre 0° et 180°. Quand S est inférieur à 0.572,  $\alpha$  n'est pas défini ; tout ce que l'on peut dire alors est que  $\alpha$  dépasse d'autant plus 180° que S est plus proche de 0.

#### VALEURS MAXIMALES MENSUELLES DE S

Afin de permettre l'évaluation raisonnable des risques maximaux de pollution par les installations nucléaires (ou autres) en cas d'accident majeur de longue durée, il semble judicieux de calculer la valeur maximale des persistances de la direction du vent pendant des durées de 24, 48, 96 et 144 heures aux différents niveaux d'observation disponibles à Mol. Ces persistances maximales sont caractérisées par des valeurs extrêmes mensuelles du paramètre S que nous avons désignées par  $S_{\max}$ . Ces valeurs ont fait l'objet d'une analyse statistique appropriée.

Pour pouvoir procéder à l'analyse d'extrêmes, il convient que les données dont on veut déterminer la distribution, varient dans un intervalle illimité au moins dans un sens.

S étant toujours compris entre 0 et 1, on a procédé à l'analyse des valeurs de  $-\ln(1-S_{\max})$  en lieu et place de  $S_{\max}$ . On a trouvé, à tous les niveaux H et pour toutes les durées d'avérage D considérés :

- que les valeurs des  $\ln(1-S_{\max})$  étaient distribuées normalement ;
- que, quelles qu'aient été D et H, les distributions avaient le même écart-type et toutes les droites d'ajustement, la même pente ;
- et que, dès lors, les distributions des valeurs de  $\ln(1-S_{\max})$  ne différaient que par leurs moyennes.

Diverses considérations ont conduit à une expression générale de la variable réduite des distributions des valeurs de  $\ln(1-S_{\max})$ , à savoir :

$$u = 3.09 \left[ \ln(1-S_{\max}) - 0.853 \ln D + 0.0011 H + 5.476 \right]$$

où D s'exprime en heures et H en mètres.

Cette relation, strictement valable pour D comprise entre 24 et 144 heures et H comprise entre 24 et 120m (à Mol) peut vraisemblablement être assez largement étendue à l'extérieur de ces intervalles. Elle permet, pour tout  $S_{\max}$ , D et H donnés, de calculer la probabilité que  $S_{\max}$  soit effectivement égal ou dépassé une fois en un mois. Cette probabilité est donnée par la fonction de probabilité normale

$$\Phi(u) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^u e^{-\frac{u^2}{2}} \cdot du \approx \frac{1}{2} \left[ 1 + \operatorname{erf} \left( \frac{u}{\sqrt{2}} \right) \right]$$

erf étant la fonction d'erreur.

#### PERIODE DE RETOUR

La période de retour R d'une valeur  $S_{\max}$  mensuelle considérée, autrement dit, le nombre de mois qu'il faut attendre, en moyenne, pour que cette persistance de la direction moyenne horaire du vent soit égalée ou dépassée une seule fois, est donnée par la relation :

$$R = \frac{1}{\Phi(u)} \quad (\text{mois})$$

Cette relation a été appliquée pour établir les courbes de la figure 2, qui permettent de déterminer, en fonction de la hauteur H et de la durée d'avé-  
rage D, l'angle d'ouverture maximal  $\alpha_M$  du secteur dans lequel se situeraient  
environ 90% des vecteurs-vents moyens horaires pour des périodes de 2,  
12 et 120 mois. Autrement dit, ces courbes servent à fixer l'angle  $\alpha_M$   
tel que durant D heures et à la hauteur H, la direction du vent pourra  
balayer un secteur angulaire dont l'ouverture sera égale ou inférieure à  
 $\alpha_M$ , une fois en moyenne en R mois.

$\alpha_M$  diminue quand R et H augmentent et croît avec D. Le risque maximum  
en cas d'accident nucléaire majeur correspond évidemment aux valeurs mini-  
males de  $\alpha_M$ , c'est-à-dire à R grand, H grande et D petite.

#### ANALYSE DES PERSISTANCES MAXIMALES DU POINT DE VUE DES CONDITIONS METEORO- LOGIQUES.

Pour H = 120 m et, successivement, pour D = 24, 48, 96 et 144h, on a déter-  
miné :

- les limites temporelles de la période au cours de laquelle le  $S_{\max}$  consi-  
déré s'est produit ;
- la direction moyenne du vent et la moyenne arithmétique de la vitesse du  
vent pendant cette période.

L'examen des données ainsi obtenues a permis de répartir tous les cas dis-  
ponibles de persistance maximale mensuelle en six classes définies par une  
direction caractéristique du vent et par une situation synoptique typique.

Cet examen a fait apparaître que, quelle que soit la durée d'avé-  
rage D (24, 48, 96 ou 144h), les directions moyennes de vent, suivant lesquelles se  
produisent les persistances maximales, sont remarquablement stables. Cela  
provient du fait qu'à partir de D=24h et, au moins, jusqu'à D=192h (8 j) la  
persistance de la direction moyenne du vent est essentiellement dépendante  
de phénomènes météorologiques à l'échelle synoptique ce qui conduit à affir-  
mer que les résultats, dont il est question, sont certainement valables sur  
une large étendue territoriale.

Les six classes directionnelles en question correspondent en Belgique aux  
directions moyennes du vent suivantes (directions d'ou le vent vient) :

$$\bar{\psi} = 12^\circ, 55^\circ, 92^\circ, 180^\circ, 235^\circ \text{ et } 315^\circ.$$

On peut encore faire les remarques suivantes :

- la fréquence d'occurrence de la classe correspondant à  $\bar{\psi} = 235^\circ$  et, dans une moindre mesure, celle de la classe correspondant à  $\bar{\psi} = 55^\circ$  sont significativement supérieures à celles des autres classes ;
- la fréquence d'occurrence de la classe correspondant à  $\bar{\psi} = 235^\circ$  augmente sensiblement avec la durée d'avérage D ; cela indique que les phénomènes synoptiques caractérisant cette classe, à savoir le défilement des perturbations du front polaire sur l'Europe occidentale, ont une durée de vie nettement plus longue que les autres ;
- les valeurs de l'écart-type de la direction  $\bar{\psi}$  ne dépassent pas  $15^\circ$  et n'accusent pas de variation systématique quand la durée d'avérage D augmente ;
- les vitesses moyennes du vent (pour H = 120m) établies sur les périodes D de grande persistance de la direction sont de l'ordre de  $6 \text{ à } 9 \text{ m.s}^{-1}$  ; elles sont un peu plus élevées pour les classes correspondant à :  
 $\bar{\psi} = 180^\circ$  et  $\bar{\psi} = 235^\circ$  que pour les autres ;
- les différences interclasses en  $S_{\max}$  et, par conséquent, en ouverture angulaire maximale  $\alpha_M$  des secteurs balayés par les vecteurs-vents sont faibles ; elles ne varient sensiblement qu'avec D.

On a ainsi : pour D = 24 h	$\alpha_M \approx 15^\circ$
48 h	$\alpha_M \approx 27^\circ$
96 h	$\alpha_M \approx 49^\circ$
144 h	$\alpha_M \approx 71^\circ$ .

Ces valeurs sont très proches de celles que l'on obtient à partir des courbes de la figure 2 pour H = 120m et R = 2.

Ainsi, les résultats statistiques exposés précédemment permettent d'obtenir les  $\alpha_M$  requis dans toute probabilité d'occurrence, de durée d'avérage et de hauteur que l'on voudra s'imposer.

#### ANALYSE DES PERSISTANCES MAXIMALES DU POINT DE VUE DES CONDITIONS DE DIFFUSION DANS LA BASSE ATMOSPHERE.

Pour l'application aux sources élevées (50 à 150m) Bultynck et Malet ont déterminé sept catégories de stabilité  $E_1$  à  $E_7$  qui couvrent, à très peu de chose près, l'ensemble des conditions météorologiques que l'on peut rencontrer en Belgique et dans les régions limitrophes. Très grossièrement dit :

$E_1$	correspond à des conditions très stables ;
$E_2$	" " stables ;
$E_3$	" " neutres ;
$E_4$	" " faiblement instables ;
$E_5$	" " instables ;
$E_6$	" " très instables ;
$E_7$	" " de vents forts, $\bar{u}_{69m} > 11.5 \text{ m.s}^{-1}$

Pour chaque période mensuelle au cours de laquelle on a obtenu un cas de persistance maximale, on a, à partir des valeurs horaires de la vitesse du vent et du gradient de la température potentielle, déterminé les fréquences d'occurrence des sept catégories de stabilité citées ci-avant.

Pour chacune des 6 classes directionnelles de persistances maximales, on a alors déterminé les fréquences moyennes d'occurrence (en pour cent) de ces catégories. Ces données figurent dans le tableau de la figure 3 pour  $D = 24, 48, 96$  et  $144$  heures respectivement.

Certains faits peuvent ainsi être mis en évidence :

- pendant la plus grande part des périodes de grande persistance de la direction moyenne horaire du vent, la basse atmosphère est dans un état de stabilité forte ( $E_1$ ) ou modérée ( $E_2$ ) ou encore dans un état de quasi neutralité ( $E_3$ ) ;
- les cas d'instabilité faible ( $E_4$ ) ou modérée ( $E_5$ ) interviennent généralement dans moins de 10% du temps, sauf pour les classes correspondant à  $\bar{\psi} = 12^\circ$  et  $\bar{\psi} = 55^\circ$  pour lesquelles l'intervention peut largement dépasser 20% ;
- les cas de fortes instabilité ( $E_6$ ) sont fort rares et se produisent pratiquement toujours quand le vent a une composante Est ;
- les cas de vents forts ( $E_7$ ) n'interviennent généralement que dans moins de 10% du temps et jamais quand le vent souffle du Nord-Ouest,  $\bar{\psi} = 315^\circ$ . La contribution de la catégorie  $E_7$  est relativement plus importante pour la classe  $\bar{\psi} = 235^\circ$  que pour les autres.

#### CONSIDERATIONS FINALES

Ce très, et probablement trop, rapide exposé permet d'énoncer un certain nombre de considérations quant aux domaines d'applicabilité des résultats

obtenus en Belgique ou qui pourraient être similairement obtenus dans d'autres parties du monde.

Dans les études de sécurité effectuées en vue de l'implantation d'un nouveau complexe industriel, nucléaire ou autre, on entend toujours considérer les conditions les plus défavorables des points de vue transport et diffusion des polluants dans l'environnement atmosphérique ; il s'agit en effet d'évaluer le risque maximal aussi bien en fonctionnement de routine qu'en cas d'accident majeur.

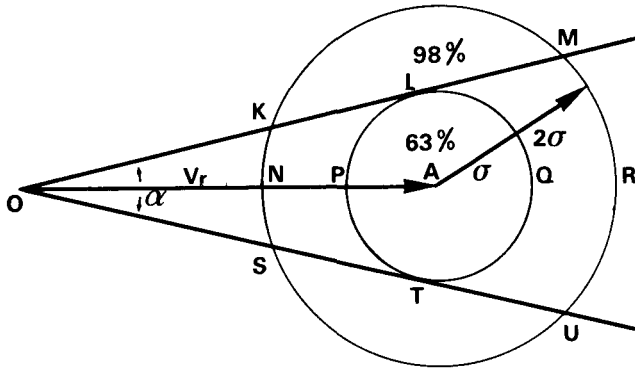
Une des conditions les plus défavorables est le maintien du vent dans une direction déterminée pendant un long intervalle de temps ; à cette condition sont associées les caractéristiques de transport et de diffusion également les plus défavorables.

Les résultats obtenus en Belgique concernant la persistance maximale de la direction du vent permettent d'apprécier le réalisme des hypothèses pessimistes adoptées à dessein et, en quelque sorte, de déterminer l'ordre de grandeur du coefficient de sécurité implicitement introduit par la philosophie appliquée.

En ce qui concerne les installations industrielles existantes, ces résultats peuvent aider au choix des sites où seraient placés les moniteurs du réseau de surveillance en vue d'une plus grande efficacité. Ils peuvent également être utilisés conjointement avec les données relatives à la répartition, à la nature et à l'intensité des sources de pollution pour l'implantation d'un réseau de contrôle en zone urbaine.

Plus généralement encore, ils peuvent aider au choix des sites de certains complexes : école, hôpitaux, stades, etc. et en matière d'aménagement du territoire.

Nous sommes convaincus que des études similaires à celles-ci devraient être entreprises au plus tôt sur d'autres sites dans d'autres pays, pour parfaire les études de sécurité qui sont, à juste titre, exigées de ceux qui projettent d'installer d'importants complexes industriels, nucléaires ou autres. L'expérience que nous avons acquise en la matière, montre que 6 à 8 ans d'observation régulière du vent, fût-ce à un seul niveau, peuvent fournir des résultats valablement utilisables.



Relation géométrique entre  $\alpha$  et  $\sigma/V_r$ .

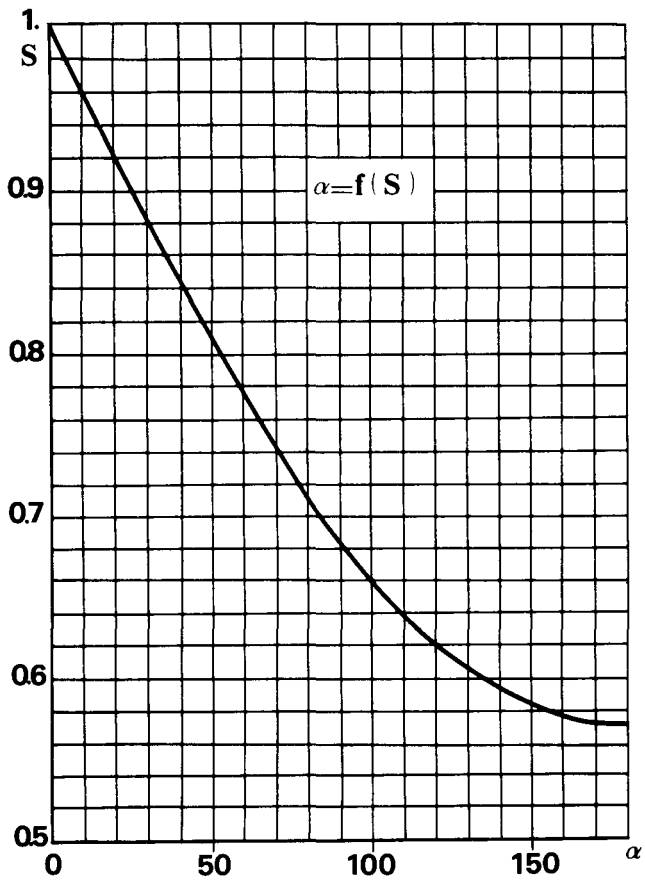


FIG. 1. — Relation entre  $\alpha$  et  $S$ .



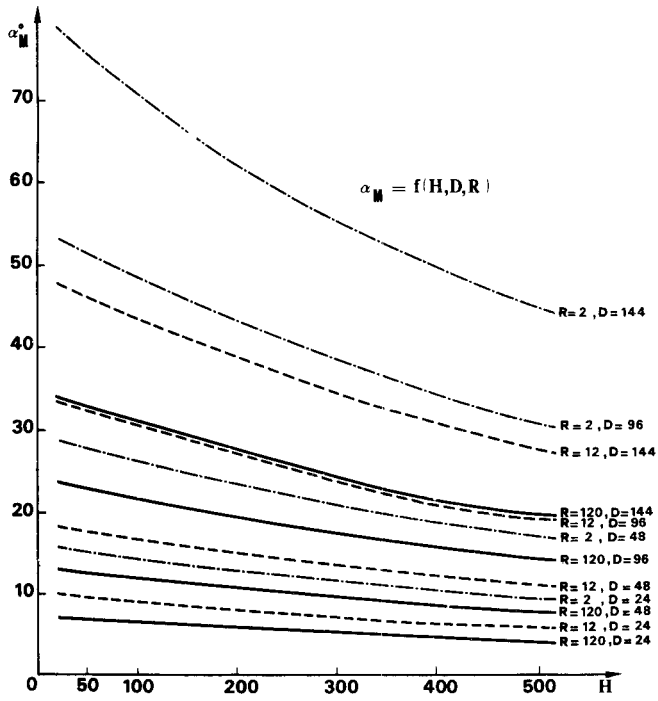


FIG. 2. — Angle d'ouverture maximal  $\alpha_M$  en fonction de la période de retour  $R$ , la hauteur d'observation  $H$  et la durée d'avérage  $D$ .

Fig. 3 - TABLEAU

$i$	$\bar{\varphi}$	$E_1$	$E_2$	$E_3$	$E_4$	$E_5$	$E_6$	$E_7$
H = 120 m — D = 24 h								
1	12°	9.3	28.2	35.5	14.6	2.1	0	10.3
2	55°	5.2	36.8	35.2	17.4	2.6	0	2.8
3	92°	4.2	50.5	30.7	6.3	0	0	8.3
4	180°	5.9	61.1	22.3	9.0	0	0	1.7
5	235°	5.6	35.4	43.8	6.2	0.4	0	8.6
6	315°	4.2	48.3	38.8	7.6	1.1	0	0
H = 120 — D = 48 h								
1	12°	13.8	22.9	33.0	17.9	6.2	0	4.2
2	55°	37.8	25.0	25.0	22.9	3.9	0.3	1.6
3	92°	8.3	48.5	28.0	9.8	0.3	0	5.1
4	180°	13.0	66.7	14.6	3.2	0	0	2.5
5	235°	10.1	36.1	30.3	9.7	2.0	0	11.8
6	315°	15.6	38.5	31.8	11.5	2.6	0	0
H = 120 m — D = 96 h								
1	12°	14.6	36.9	21.2	15.7	9.4	1.0	1.2
2	55°	14.7	31.1	19.0	23.9	9.4	0.9	1.0
3	92°	25.4	43.6	20.0	6.9	0.1	0.3	3.7
4	180°	15.2	58.6	17.2	4.1	0.9	0	4.0
5	235°	9.8	43.4	31.0	7.8	1.2	0.1	6.7
6	315°	28.5	31.4	30.0	10.1	0	0	0
H = 120 m — D = 144 h								
1	12°	14.7	34.5	21.2	19.6	8.0	0.7	1.3
2	55°	25.7	26.9	19.7	16.5	8.3	2.6	0.3
3	92°	13.5	47.0	26.8	7.2	1.0	0	4.5
4	180°	14.7	52.6	20.2	2.7	0.3	0	0
5	235°	12.0	43.0	27.2	8.2	1.6	0	8.0
6	315°	31.0	24.0	27.4	16.2	1.4	0	0

WIND PERSISTENCE INFLUENCES ON TIME AVERAGED CONCENTRATIONS  
AT SHORT DISTANCES

V. FERRARA and P. CAGNETTI  
C.N.E.N. - C.S.N. Cassaccia  
Rome - ITALY

**SUMMARY.** For health protection analysis of accidental releases to atmosphere from LWRs, a prolonged discharge is generally assumed. Hence the least favourable atmospheric dispersion conditions for short distances are those characterized by prolonged persistence of the wind in the same direction. Indeed, in such situations, maximum time integrated concentrations (TICs) have been observed downwind of the building. In order to calculate the effect of the lateral dispersion of wind direction on the TICs, a mathematical relation is set up between wind persistence and TIC as a function of sampling time. Then, using the available data on wind persistence, we have estimated the values of a characteristic parameter for extremely unfavourable conditions and for different types of site. Finally, a brief comparison with evaluations by other authors is given.

**RESUME.** INFLUENCE DE LA PERSISTANCE DU VENT SUR LES VALEURS DES CONCENTRATIONS MOYENNES DANS L'AIR AUX PETITES DISTANCES. Dans les analyses de protection sanitaire des effluents aériformes des réacteurs LWR, en cas d'accident, on suppose en général les rejets prolongés dans le temps. Les conditions météorologiques les plus défavorables quant à la diffusion sur petites distances sont donc celles caractérisées par une persistance du vent dans la même direction sur des temps très longs. En effet, par de telles situations, on observe sous le vent des valeurs maximales des concentrations intégrées dans le temps (CIT).

Afin d'évaluer l'influence de la dispersion latérale du vent sur les valeurs moyennes des CIT, on a trouvé une relation mathématique entre persistance du vent et valeurs mêmes des CIT, en fonction du temps d'échantillonnage.

Sur la base des données expérimentales sur la persistance des vents disponibles dans la littérature, on a donc évalué, dans les conditions les plus défavorables et pour différents types de sites, les valeurs à associer à un paramètre caractéristique.

Enfin, on a fait une brève comparaison avec les estimations d'autres auteurs.

KURZFASSUNG. EINFLUSS DER PERSISTENZ DES WINDES AUF DIE MITTLEREN KONZENTRATIONSWERTE IN DER LUFT BEI GERINGEN QUELLDISTANZEN. Bei den radiologischen Sicherheitsanalysen bezüglich Leichtwasserreaktoren werden im allgemeinen bei Störfällen Ableitungen in die Atmosphäre über einen längeren Zeitraum angenommen. Die meteorologisch ungünstigsten Bedingungen für die Verteilung auf kurze Entfernungen sind somit durch eine Persistenz des Windes in einer gewissen Richtung über sehr lange Zeiträume gekennzeichnet. Tatsächlich sind bei solchen Wetterlagen vor dem Wind Maximalwerte für die zeitintegrierten Konzentrationen (CIT) zu beobachten. Zur Beurteilung des Einflusses des Winds auf die Mittelwerte für die zeitintegrierte Konzentration wurde eine mathematische Beziehung zwischen der Windpersistenz und den Werten für die zeitintegrierte Konzentration selbst, in Abhängigkeit von der Probennahmezeit, ermittelt. Schliesslich wurden unter ungünstigsten Bedingungen und für verschiedene Standorttypen die einem charakteristischen Parameter beizuordnenden Werte auf der Grundlage von Versuchsdaten aus der Fachliteratur über die Windpersistenz berechnet. Es folgt eine Gegenüberstellung von Abschätzungen, die andere Autoren vorgenommen haben.

## 1. Introduction

Sampling time, and consequently airborne concentrations averaged over sampling time, is often a problem both in studies of conventional pollution, when experimental data must be collected or compared with air quality standards, and in health physics analysis of potential accidental releases, when potential doses from what may be prolonged releases must be evaluated. Sampling time may be influenced by instrument features and limitations, sensitivity characteristics of detectors, etc.; moreover, particularly in air quality control and management, airborne concentrations averaged over long times must be related to maximum concentrations averaged over a short time, or vice versa.

In many cases, however, the true maximum concentration is not adequately indicated, because sampling time intervenes when the result represents the average of an infinite number of instantaneous concentrations over a total time equal to the sampling time. Fluctuations which take place in shorter time-scales than sampling time are not revealed. Thus "airborne concentrations" are not affected by meteorological and other physical conditions only, but also by the time interval over which the airborne concentration is evaluated or experimentally detected.

In health protection analysis, where the time integrated concentration (usually denoted by TIC) is an important factor, sampling time in part determines the cloud-dose at any given point and represents the exposure time to which a given site, individual or population is subjected when the radioactive cloud passes over.

Two questions, closely connected with each other, arise. How do we relate short term concentrations to longer term averages and how is the TIC influenced by sampling, i.e. exposure, time? Because the answer depends on the potential existence of a time dependent rate of emission and on wind persistence

in the direction source → sampling point (i.e. a given reference point), this paper is mainly concerned with a study of these two aspects. Thus we describe an evaluation, based on actually available data, of a characteristic parameter  $\alpha$  in very unfavorable conditions which takes into account wind persistence and wind dispersion. Finally a comparison is carried out between our own suggestions and other studies which are available in the literature.

## 2. Influences of sampling time and source emission rate

In the following analysis it will be assumed that, for a release of intensity  $I$  constant in time, the normalized concentration  $\chi$  (i.e. for a unit release) varies as a function of sampling time according to the well-known empirical law:

$$\frac{\bar{\chi}_t}{\bar{\chi}_T} = \left(\frac{t}{T}\right)^{-\alpha} \quad (1)$$

where  $\bar{\chi}_t$  is the normalized concentration averaged over the sampling time  $t$  and  $\bar{\chi}_T$  is the normalized concentration averaged over the sampling time  $T$ . If we consider now the TIC and, as above,  $I$  is assumed constant, equation (1) gives:

$$\frac{TIC_t}{TIC_T} = \frac{\bar{\chi}_t \cdot t}{\bar{\chi}_T \cdot T} = \left(\frac{t}{T}\right)^{1-\alpha} = \left(\frac{I \cdot t}{I \cdot T}\right)^{1-\alpha} = \left(\frac{Q_t}{Q_T}\right)^{1-\alpha} \quad (2)$$

So the ratio of the TICs for times  $t$  and  $T$  will be proportional to the ratio of the total amounts  $Q_t$  and  $Q_T$  of the pollutant released from the source during these two times, raised to the power  $(1 - \alpha)$ . To a good approximation, however, this formula may also be written for a release rate  $I(t)$  varying in time, as:

$$\frac{TIC_t}{TIC_T} = \left(\frac{\int_0^t I(t) dt}{\int_0^T I(t) dt}\right)^{1-\alpha} \quad (3)$$

Finally, if we denote the mean quantities:

$$\bar{I}_t = \frac{1}{t} \int_0^t I(t) dt ; \quad \bar{I}_T = \frac{1}{T} \int_0^T I(t) dt ;$$

equation (1) assumes the more general form:

$$\frac{\bar{\chi}_t}{\bar{\chi}_T} = \left(\frac{t}{T}\right)^{-\alpha} \cdot \left(\frac{\bar{I}_t}{\bar{I}_T}\right)^{1-\alpha} \quad (4)$$

Obviously, equation (4) reduces to (1) with  $I = \text{constant}$ .

It may be demonstrated [1] by a convenient mathematical formulation that equations (3) and (4) yield the same numerical results as the exact form within a maximum relative error of 10% for a release rate reducing in time, as generally assumed in health protection analysis.

### 3. Physical meaning of parameter $\alpha$

The parameter  $\alpha$ , as reported in the literature and as can be easily verified, varies from the minimum value of 0, to the maximum value of 1 [2]. Let us consider a given sampling point and a given sampling time  $T$  over which we have already calculated  $TIC_T$  and  $\bar{\chi}_T$ . When  $\alpha$  is zero, equation (3) shows that  $TIC_t$  is simply proportional to the total amount of the pollutant released from the emitting source during time  $t$ , or (equation (4)) that the airborne concentration  $\bar{\chi}_t$ , averaged over time  $t$ , is directly proportional to the mean intensity of the emitting source during the same time.

Conversely, when  $\alpha$  has the value one, the  $TIC_t$  is independent of sampling or exposure time (equation (3)), while equation (4) shows that the airborne concentration  $\bar{\chi}_t$  averaged over time  $t$  is inversely proportional to the sampling time  $t$ , independent of the source's emission rate.

In the former case ( $\alpha = 0$ ), we are in the presence of a strong wind persistence in the direction emitting source  $\rightarrow$  sampling point, whereas in the latter case ( $\alpha = 1$ ), there is no wind persistence in the said direction, because the airborne concentration differs from zero only during a very short time, when the wind direction lies in the direction source  $\rightarrow$  sampling point. For subsequent longer times, the average airborne concentration is lower simply because it is spread over a longer period. That is also why  $TIC$  is constant.

In the intermediate cases of  $0 < \alpha < 1$ , there will be a complete range of conditions between the two extreme cases

examined above.

4. Wind persistence and various hypotheses for wind distribution within the angle of persistence

Wind persistence values are generally expressed in the form of a ratio between the vectorial mean and the scalar mean of the vectors representing the wind. If a system of polar coordinates is chosen as a reference system, we have:

$$\text{persistence } P = \frac{|\overline{\vec{v}}|}{|\overline{v}|} = \frac{\sum_1^N v_i \cos \theta_i}{\sum_1^N v_i} \quad (5)$$

where  $v_i$  = wind speed,  $\theta_i$  = the angle between the i-th wind vector and the central direction, and N is the total number of the i-wind vectors considered.

In order to simplify calculations, it is generally assumed that the values of  $v_i$  vary little and can be taken as constant. Therefore, equation (5) reduces to:

$$P = \frac{\sum_1^N \cos \theta_i}{N} = \overline{\cos \theta} \quad (6)$$

i.e. the wind persistence is equal to the mean value of  $\cos \theta$  over all the N vectors considered. In a more general form, we rewrite (6) as:

$$P = \overline{\cos \theta} = \frac{\int_{-\infty}^{+\infty} \cos \theta f(\theta) d\theta}{\int_{-\infty}^{+\infty} f(\theta) d\theta} \quad (7)$$

where  $f(\theta)d\theta$  represents the probability that the wind direction lies between  $\theta$  and  $\theta+d\theta$  at any instant.

The extreme P-values are: 1 for the highest persistence, and 0 for the lowest persistence, as may be easily confirmed.

The P-value, expressed in equation (7) may be calculated on the basis of one of the following three hypotheses concerning the wind distribution:

- 1) the distribution is uniform within the maximum interval of the horizontal angular dispersion of the wind;
- 2) the distribution is gaussian;
- 3) the distribution within the angle of persistence is not taken into account, only the two vectors, corresponding to half of maximum range dispersion, being considered.



Fixing the interval  $-\beta \leq \theta \leq +\beta$  about the mean wind direction, the first hypothesis gives:

$$P = \frac{\sin \beta}{\beta} \quad (8)$$

In the second hypothesis, i.e.  $f(\theta)$  is of the form:

$$f(\theta) = \frac{1}{\sigma_\theta \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{\theta^2}{2\sigma_\theta^2}\right)$$

with  $\sigma_\theta = \sqrt{\bar{\theta}^2}$  and  $\bar{\theta} = 0$ , equation (7) yields:

$$P = \exp\left(-\frac{\sigma_\theta^2}{2}\right) \quad (9)$$

In order to make it easier to compare (8) and (9), we will assume  $\beta = \sigma_\theta \sqrt{2\pi} \approx 2.5\sigma_\theta$  which means that approximately 99% of the  $\theta$ -values fall within the angle  $-\beta \leq \theta \leq +\beta$ .

The third hypothesis, frequently used by some authors [3],[4] gives:

$$P = \cos(\beta/2) \quad (10)$$

Because this expression is not linear, the same authors prefer to use the steadiness wind factor S, instead of the wind persistence P. The steadiness factor is defined as:

$$S = \frac{2}{\pi} \arcsin P \quad (11)$$

Therefore, substituting (10) into (11) we have:

$$S = 1 - \frac{\beta}{\pi} \quad (12)$$

The three equations (8), (9), (10) are plotted in Fig. 1 and equation (12) is plotted in Fig. 2 (dashed line).

#### 5. Determination of parameter $\alpha$ in relation of wind persistence data

Because we are dealing with short distances and to simplify our computations for airborne concentrations, we assume valid the Pasquill-Gifford coefficients of diffusion for a point source of constant emission rate and for a very short sampling time T. Furthermore, it seems quite correct to regard trajectories as straight lines, so that the lateral wind dispersion may be calculated by the respective trajectories' dispersion. In the case of first hypothesis of the previous section, i.e. uniform distribution of the wind within the angle  $-\beta \leq \theta \leq +\beta$ , the following expression is obtained for a fixed point down-

wind on the mean wind axis (viz.  $y=0$ ), (see [1] for details):

$$\frac{\bar{\chi}_t}{\chi_M} = \frac{\sigma_y \sqrt{\pi}}{2\beta x} \operatorname{erf}\left(\frac{\beta x}{\sigma_y}\right) \quad (13)$$

where  $\chi_M$  is the maximum ground level concentration along the mean wind axis and during a very short time for which the Pasquill-Gifford suggestions may be considered valid;  $\bar{\chi}_t$  is the airborne concentration at the ground during sampling time  $t$  in which the wind varies uniformly between  $-\beta$  and  $+\beta$ , and other symbols have the usual meaning.

Analogously, with the second hypothesis we obtain:

$$\frac{\bar{\chi}_t}{\chi_M} = \left(1 + \left(\frac{x \sigma_\theta}{\sigma_y}\right)^2\right)^{-\frac{1}{2}} \quad (14)$$

Pasquill [5] suggests:  $\arctan(\sigma_y/x) \simeq 4.2^\circ$  for category D and for a sampling time of approximately 20 min. On substituting  $\bar{\chi}_T$  with  $T=20$  min for  $\chi_M$ , equations (13) and (14) respectively express how airborne concentrations averaged over sampling time  $t$  are related to the maximum airborne concentration over sampling time  $T=20$  min for each of the two hypotheses on wind distribution.

For a wind persisting as long as 24 h,  $\sigma_\theta$  is equal to  $12.6^\circ$  according Naden and Leeds' analysis [6], based on statistical considerations. Then equation (13) gives  $\bar{\chi}_t/\bar{\chi}_T \simeq 0.12$ , whereas from equation (14)  $\bar{\chi}_t/\bar{\chi}_T \simeq 0.32$ ; substituting these values in (1) the resulting values of  $\alpha$  are respectively 0.49 and 0.27. If we suppose Pasquill's  $\sigma_y$  valid for a sampling time of 1 h (and this is reasonable since there is a little difference in the values of  $\bar{\chi}_t$  for sampling times of 20 min and 1 h -  $\alpha$  being less than 0.2) we obtain respectively  $\alpha = 0.67$  and  $\alpha = 0.36$ . However, we will mainly take into account results calculated from equation (14), because a gaussian wind distribution gives a better representation of experimental observations.

For periods of  $t > 24$  h, the only data useful to our purposes are those on wind persistence obtained in a study by Singer and Nagle and connected with their respective recurren-

ce probabilities [4] . Because these data are correlated to the steadiness wind factor S, while we are interested in gaussian and uniform distributions, we have to calculate P using (11), obtain  $\beta$  and  $\sigma_p$  from (8) and (9) and finally by the application of (13), (14) and (1) calculate the values of  $\alpha$  for sampling times  $> 24$  h; the results, referred to a level site such as Brookhaven National Laboratory, are given in Table I.

It must be pointed out that category D was assumed for the calculations, but this is justified by the fact that periods of high wind persistence are characterized by high wind speed and consequently by neutral conditions [7] , [8] . It has been shown indeed [3] , that wind speed increases in direct proportion to persistence, while the minimum wind speed was found [7] to be about 4 m/s for a persistence of more than 24 h.

The values calculated for  $\alpha$  in Table I can be observed to vary excessively; these figures are in fact dubious since they are obtained from theoretical extrapolations from an area of the graph [4] where there is already a wide scatter of experimental data. It would appear reasonable, therefore, in the case of an open inland site, such as that to which [4] applied, to select a mean value for  $\alpha$  of 1/3 for periods as long as 8 days. This value corresponds reasonably well to the values obtained in the case of a 10% recurrence probability on a gaussian distribution, which are among the most realistic conditions.

Finally one should consider possible local effects such as the breeze effect at a coastal site, the channelling effect of the wind in a valley and so on [1] . We have taken into account these additional variation about the mean value of 1/3 to the extent possible, having mainly based our own considerations on the data shown in [4] . Table II summarizes our conclusions on the values of  $\alpha$  to be applied in calculations of airborne concentrations or TIC evaluations for health prote-

ction analysis involving pessimistic but nevertheless realistic conditions, since high wind persistence is the most dangerous circumstance for prolonged releases.

#### 6. Comparison with other values reported in the literature

The  $\alpha$ -values suggested in Table II may be compared with those which can be deduced from estimates of concentrations as a function of sampling time, carried out by various authors and available in the literature.

For sampling times longer than one day, the data from Shiruaikar and Patel [9] give  $\alpha = 0.31$  in the direction E-NE for concentrations averaged over a month with high wind persistence (monsoons), while the minimum value is  $\alpha = 0.27$  over 24 h. Lucas [10] analyzed Moore's data [11] and obtained for  $t > 1$  day results corresponding to  $\alpha = 0.36$ , whereas studies on air pollutants carried out in California [12], for averaging times of up to one year, show a range of values for  $\alpha$  between 0.1 and 0.3 depending on the characteristics of individual pollutants. So, our suggestions are more or less in agreement.

For sampling times ranging from 1 h to 1 d, from Lucas' paper [10] we have  $\alpha = 0.56$ ; this is very close to the value of 0.5 proposed by Hino [13] and previously recommended by Inoue [14] and Ogura [15], but differs appreciably from the value of 0.2 suggested by Turner [16]. Since our calculations are carried out with a view to health physics applications, the values of  $1/4$  and  $1/3$  in Table II (further confirmed by experimental data on wind persistence) appear to be a good compromise.

For sampling times of less than one hour, from Lucas [10] we obtain  $\alpha = 0.23$  which agrees well with the value of  $1/5$  suggested by Nonhebel [17] and by Turner [16]. The agreement is quite good with our own proposals based on the study of Naden and Leeds and taking into account these authors' com-

ments on wind dispersion angles [6] .

With regard to local effects, we followed the analysis of Singer and Nagle [4] and the review carried out by Le Quinio [18] although we have preferred to use  $\alpha = 1/4$  for a valley site instead of  $\alpha = 1/3$  his proposed value.

Nevertheless it must be admitted that many authors, in particular Barry [19],[20] , do not accept equation (1); on the contrary, they are very critical, calling for strict theoretical investigations supported by experimental data in order to understand the nature of this phenomenon to a satisfactory degree, instead of resolving the problem by a coarse method or - as Barry [20] says - "by a crude and inefficient peak-to-mean statistic".

We are of the opinion that this field should be studied much more closely in the future than it has been in the past, since a knowledge of the complex connections between wind persistence, sampling time, the parameter  $\alpha$  , and other variables is essential in order to evaluate the consequences of prolonged releases both in conventional pollution and in health physics computations. The proposed values, although they take into account the observations made by many authors, obviously are not absolute and should be revised in the light of future studies and experimental investigations.

Acknowledgments. The authors wish to thank Dr. George Fraser both for his review of the manuscript translated into english, and for his helpful comments which have improved the clarity of this paper.

REFERENCES

- 1 - Cagnetti, P. and Ferrara, V.; (1980) - The medium and long range transport and diffusion of radioactive discharges to atmosphere: the evaluation of concentrations in air and ground deposition - Report prepared under contract for the C.E.C., (in press)
- 2 - Ferrara, V.; (1980) - L'influenza del tempo di campionamento e della persistenza del vento sulle concentrazioni rilevate sperimentalmente - Riv. Met. Aer., v. XL, n. 1, (in press)
- 3 - Singer, I.A.; (1967) - Steadiness of the wind - J. Appl. Met., v. 6, 1033-1038
- 4 - Singer, I.A. and Nagle, C.M.; (1970) - Variability of wind direction within the United States - Nucl. Safety, v. 11, n. 1, 34-39
- 5 - Pasquill, F.; (1974) - Atmospheric diffusion - Ellis Horwood Limited, London
- 6 - Naden, R.A. and Leeds, J.V.; (1972) - Modification of plume models to account for long averaging times - Atmos. Env., v. 6, 829-845
- 7 - Shiruaikar, V.V.; (1972) - Persistence of wind direction - Atmos. Env., v. 6, 889-898
- 8 - Gorr, W.L. and Dunlap, R.W.; (1977) - Characterization of steady wind incidents for air quality management - Atmos. Env., v. 11, 59-64
- 9 - Shiruaikar, V.V. and Patel, P.R.; (1977) - Long term statistics of peak/mean concentrations from a point source - Atmos. Env., v. 11, 387-389
- 10 - Lucas, D.H.; (1969) - Development in air pollution measurements - Phil. Trans. Roy. Soc. Lon., A. 257, v. 265, 142-151
- 11 - Moore, D.J.; (1967) - SO<sub>2</sub> concentration measurements near Tilbury Power Station - Atmos. Env., v. 1, 389-410
- 12 - Mc Guire, T. and Noll, K.E.; (1971) - Relationship between concentrations of atmospheric pollutants and averaging time - Atmos. Env., v. 5, 291-298
- 13 - Hino, M.; (1968) - Maximum ground level concentration and sampling time - Atmos. Env., v. 2, 149-165
- 14 - Inoue, E.; (1952) - On the structure of wind near ground - Bull. Nat. Agric. Science, sez. A, n. 2
- 15 - Ogura, Y.; (1959) - Diffusion from a continuous source in

relation to a finite observation interval - Adv.  
Geoph., v. 6, 149-159

- 16 - Turner, D.B.; (1970) - Workbook of atmospheric diffusion estimates - Environmental Health Series, U.S. Dep. of Health, Education & Welfare, Cincinnati, Ohio
- 17 - Nonhebel, G.; (1960) - Recommendations on heights for new industrial chimneys - J. Inst. Fuel, v. 33, 479-511
- 18 - Le Quinio, R.; (1970) - Evaluation de la diffusion d'effluents gazeux en atmosphère libre à partir d'une source ponctuelle continue - Rapport CEA-R-3945, Centre d'Etudes Nucléaires de Saclay
- 19 - Barry, P.J.; (1971) - A note on peak-to-mean concentration ratios - Boundary Layer Met., v. 2, 122-126
- 20 - Barry, P.J.; (1978) - Letter to the Editors about Long term statistics of peak/mean concentration from a point source - Atmos. Env., v. 12, 1931-1932

TABLE I

	Recurrence probability 10%		Recurrence probability 1%	
	t=4d	t=8d	t=4d	t=8d
S	0.83	0.68	0.975	0.884
P	0.964	0.874	0.9992	0.983
For a uniform distribution:				
$\beta$	0.465	0.887	0.07	0.32
$\alpha$	0.43	0.50	0.016	0.30
For a gaussian distribution:				
$\sigma_0$	0.270	0.519	0.039	0.183
$\alpha$	0.29	0.37	0.03	0.19

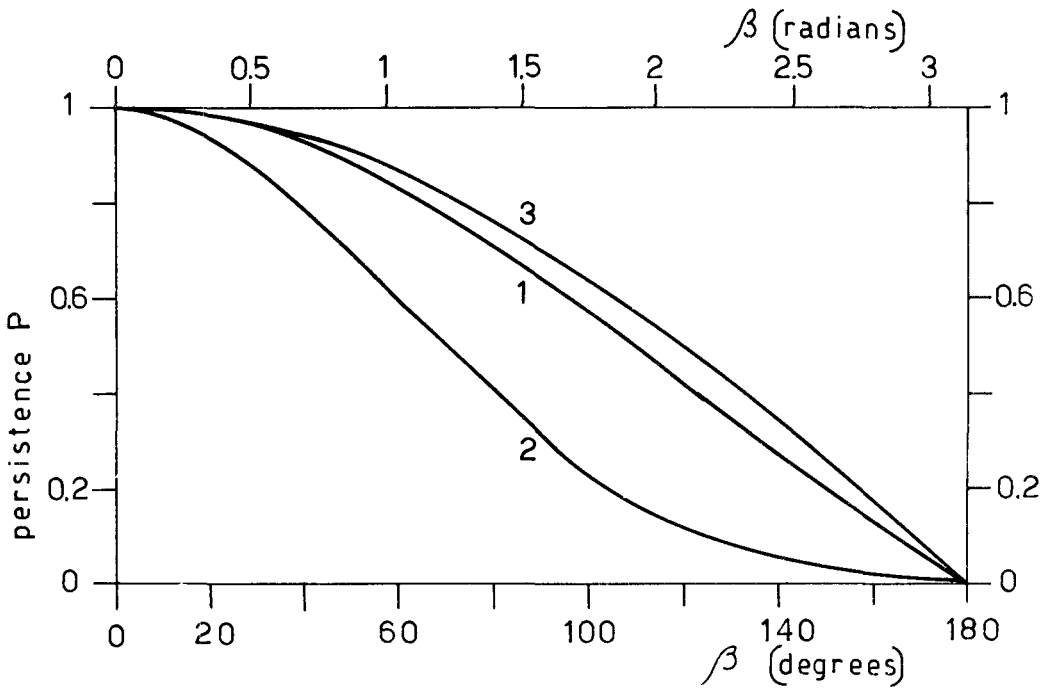
Table I - Calculated values of the wind dispersion angle and parameter  $\alpha$  for a uniform and gaussian distribution following the study [4] on the wind steadiness valid for a level site (Brookhaven National Laboratory, Upton, New York).

TABLE II

Nature of site	Averaging time, t		
	t < 1h	1h < t ≤ 1d	t > 1d
Level site	1/5	1/3	1/3
Valley site	1/10	1/4	1/4
Coastal site	1/10	1/4	3/4

Table II - Proposed values of the parameter  $\alpha$  for various sites, as a function of the averaging time.

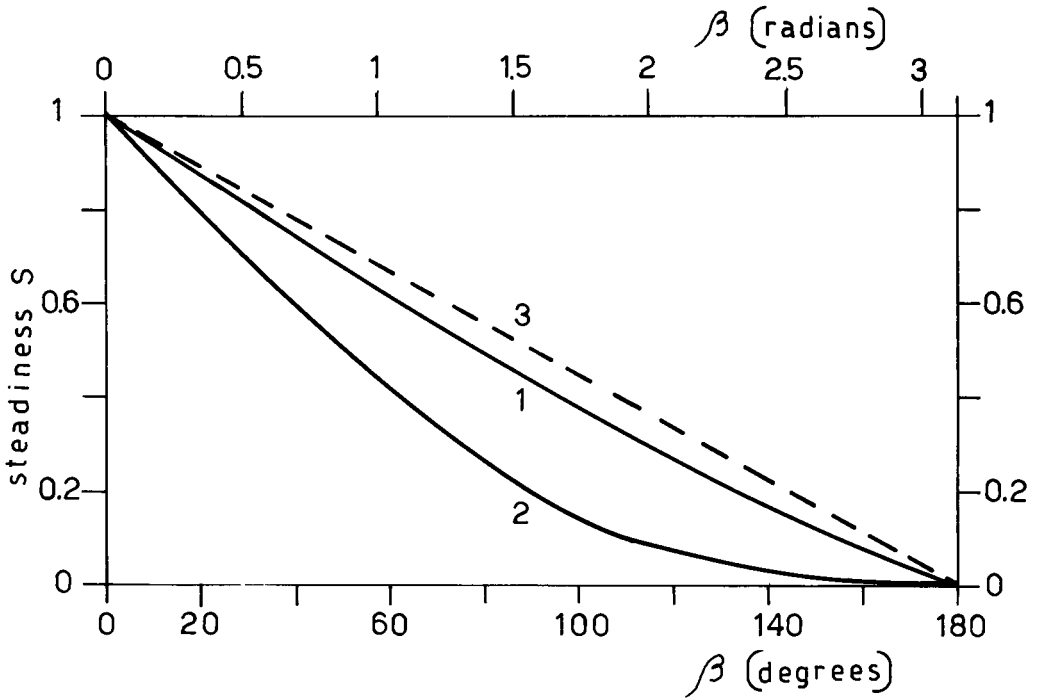




Wind persistence P:

- (1) with uniform wind distribution within the angle  $\beta$ ;
- (2) with a gaussian distribution;
- (3) independent of the distribution.

FIGURE 1: Wind persistence P as a function of the angle of persistence  $\beta$ .



Wind steadiness  $S = \frac{2}{\pi} \arcsin P$  :

(1) with uniform wind distribution within the angle  $\beta$ ;

(2) with a gaussian distribution;

(3) independent of the distribution.

The dashed line "3" represents the equation (12) utilized by some authors (Ref. [3] [4] ).

FIGURE 2: Wind steadiness  $S$  as a function of the angle of persistence  $\beta$ .

THE WIND AT HEIGHTS BETWEEN 10 M AND 200 M  
IN COMPARISON WITH THE GEOSTROPHIC WIND

A.P. van ULDEN and A.A.M. HOLTSLAG  
Royal Netherlands Meteorological Institute  
De Bilt - THE NETHERLANDS

SUMMARY. The windfield is one of the important data items for models intended to describe the transport of air pollution. The windfield in the atmospheric boundary-layer is determined by a great number of variables such as the time- and space-derivatives of pressure and temperature, the surface roughness and the coriolis parameter.

Boundary-layer models that include all the variables which determine the windfield are often too complicated for use in air pollution models. Therefore a simple - thus, necessarily, crude - representation of the windfield is useful for such models.

In this paper we compare wind data obtained on a 200 m meteorological mast, in CABAUW in the Netherlands, with the geostrophic wind. The terrain around the mast is rural and flat and has a roughness length of about 0.1 m. To account crudely for stability the measured net radiation is used as a second parameter. Net radiation and geostrophic wind are attractive to use in simple models because these parameters can be estimated with a fair accuracy from routine synoptic data. These two parameters alone appear to explain much of the observed variance of the measured windspeed and direction up to heights of 200 m.

RESUME. LE VENT ENTRE 10 ET 200 M D'ALTITUDE COMPARE AU VENT GEOSTROPHIQUE. Le champ de vent est une des données importantes pour les modèles cherchant à décrire le transport de la pollution de l'air. Le champ de vent dans la couche limite de l'atmosphère est déterminé par un nombre de variables telles que les dérivées au temps et à l'espace de la pression et de la température, la rugosité du sol et la force de coriolis. Les modèles de couche limite où figurent toutes les variables qui déterminent le champ de vent sont souvent trop compliqués pour être utilisés dans les modèles relatifs à la pollution de l'air. C'est pourquoi une représentation simple - donc nécessairement grossière - du champ de vent s'avère utile pour ce genre de modèles.

Dans la présente communication, nous avons comparé le vent géostrophique et les données sur le vent recueillies à un mât météorologique de 200 m à CABAUW, aux Pays-Bas. Le site alentour est rural et plat; le paramètre de rugosité est d'environ 0,1 m. Le bilan radiatif mesuré est pris comme

second paramètre pour tenir compte de façon approximative de la stabilité. Le bilan radiatif et le vent géostrophique sont intéressants à utiliser dans des modèles simplifiés, car on peut les évaluer avec assez de précision partant des données synoptiques habituelles. Il s'avère, qu'à eux seuls, ces deux paramètres expliquent nombre de variations observées dans les mesures de la vitesse et la direction du vent jusqu'à 200 m de haut.

**KURZFASSUNG.** DER WIND IN HÖHEN VON 10 BIS 200 M IM VERGLEICH ZUM GEOSTROPHISCHEN WIND. Das Windfeld ist eine der wichtigen Angaben für Modelle, die die atmosphärische Schadstoffausbreitung beschreiben sollen. Das Windfeld in der atmosphärischen Grenzschicht wird durch eine grosse Zahl von Variablen bestimmt, z.B. den zeitlichen und räumlichen Ableitungen von Druck und Temperatur, der Oberflächenrauheit und dem Coriolis-Parameter. Grenzschichtmodelle, die alle Variablen umfassen, die das Windfeld bestimmen, sind für die Verwendung in Ausbreitungsmodellen vielfach zu kompliziert. Daher empfiehlt sich für solche Modelle eine einfache - und damit zwangsläufig unvollkommene - Darstellung des Windfeldes.

Es werden Winddaten, die mit Hilfe eines 200 m hohen Wettermastes in CABAUW in den Niederlanden gewonnen wurden, mit den Angaben über den geostrophischen Wind verglichen. Das Gelände um den Mast ist ländlich, flach, mit einer Rauheitslänge von etwa 0,1 m. Um die Stabilität in etwa berücksichtigen zu können, wurde die gemessene Nettostrahlungsleistung als zweiter Parameter verwendet. Nettostrahlung und geostrophischer Wind empfehlen sich zur Verwendung bei einfachen Modellen, da sich diese Parameter recht genau aus routinemässig anfallenden synoptischen Daten schätzen lassen. Allein diese beiden Parameter lassen offenbar schon einen grossen Teil der beobachteten Varianz in der gemessenen Windgeschwindigkeit und in der Windrichtung bis zu Höhen von 200 m erklären.

Abstract.

A simple analytic model for the windprofile in the neutral planetary boundary layer is described. The model uses only the geostrophic wind and the surface roughness. It is applied to one year of wind measurements up to a height of 200 m and compared with Gills (1967) data. The model yields satisfactory results.

Introduction.

The wind field in the atmospheric boundary layer is determined by a large number of variables such as the time- and space-derivatives of the pressure and the temperature, the surface roughness and the Coriolis parameter, the stability and the boundary layer height. Boundary layer models that include all these variables are often too complicated for the use in air pollution models. Furthermore the amount of available input data is normally quite limited. Therefore a simple representation of the wind field has its merits.

In this paper we describe a very simple model for a neutrally stable boundary layer, that requires just the knowledge of the surface geostrophic wind and an estimate of the surface roughness. We use the results of similarity theory for the atmospheric surface layer (Zilitinkevitch et al, 1967; Blackadar and Tennekes, 1968).

We propose an analytic interpolation between the wind in the surface layer and the wind at the top of the boundary layer. Our method resembles an approach made by Khakimov (1976). We test our model against a full year of measurements of the wind obtained at heights of 10 m, 80 m and 200 m at Cabauw in the Netherlands (Van Ulden et al, 1976).

The model.

We consider a neutral, stationary atmospheric boundary layer. The wind profile near the surface is logarithmic:

$$\frac{U}{U_*} = \frac{1}{k} \ln \frac{z}{z_0} , \quad (1)$$

where  $U$  is the windspeed,  $U_*$  the friction velocity,  $k \approx 0.41$  the Von Karman constant,  $z$  the height and  $z_0$  the surface roughness length. According to similarity theory (Zilitinkevitch, 1967; Blackadar en Tennekes 1968), this wind profile and its backing angle  $\alpha$  with the direction of the

geostrophic wind can be obtained from the geostrophic wind with the following relations:

$$\frac{G \cos \alpha}{U_*} = \frac{1}{k} \left( \ln \frac{U_*}{f z_0} - A \right) \quad (2)$$

and

$$\frac{G \sin \alpha}{U_*} = \frac{B}{k} \quad , \quad (3)$$

in which  $G$  is the geostrophic wind speed,  $f$  the Coriolis parameter and  $A$  and  $B$  empirical constants. In this paper we will use the values  $A = 1.9$  and  $B = 4.7$  that have been reported by Deacon (1973). These values are based on several reliable experimental studies. With (2) and (3)  $U_*$  and  $\alpha$  can be computed for any set of values for  $G$ ,  $f$  and  $z_0$ . A further result of similarity theory is that the height of the neutral planetary boundary layer is quite well defined by

$$h = c U_* / f \quad , \quad (4)$$

with  $c = 0.3$  an empirical constant (Blackadar and Tennekes, 1968). At the top of the boundary layer the wind approaches its geostrophic equilibrium:

$$U = U_G, \quad V = V_G \quad \text{at } z = h, \quad (5)$$

where  $U_G = G \cos \alpha$  and  $V_G = -G \sin \alpha$  are the two components of the geostrophic wind.

In general the wind profile can be written in dimensionless form as:

$$\frac{U - U_G}{U_*} = \psi_U (\xi) \quad , \quad (6)$$

and

$$\frac{V - V_G}{U_*} = \psi_V (\xi) \quad (7)$$

where

$$\xi = z f / U_* \quad , \quad (8)$$

is a dimensionless height and where  $\psi_u$  and  $\psi_v$  are universal functions of  $\xi$ .

The top of the boundary layer is now defined as:

$$\xi_h = hf/U_* = c \quad (9)$$

and the surface as

$$\xi_0 = z_0 f/U_* . \quad (10)$$

The surface layer is defined by  $\xi_0 \ll \xi \ll c$ . In the surface layer  $\psi_u$  and  $\psi_v$  have to be consistent with (1), (2) and (3). This leads to

$$\psi_u = \frac{1}{k}(\ln \xi + A) \quad \text{for } \xi_0 \ll \xi \ll c \quad (11)$$

and 
$$\psi_v = \frac{B}{k} \quad \text{for } \xi_0 \ll \xi \ll c . \quad (12)$$

At the top  $\psi_u$  and  $\psi_v$  have to vanish.

$$\psi_u = 0, \psi_v = 0 \quad \text{for } \xi = c . \quad (13)$$

We now have to construct a wind profile that reduces to (11) and (12) in the surface layer and to (13) at the top of the boundary layer. Furthermore these profiles have to obey the equations of motion:

$$f(U - U_G) = \frac{1}{\rho} \frac{\partial \tau_y}{dz} , \quad (14)$$

$$f(V - V_G) = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \tau_x}{dz} . \quad (15)$$

where  $\rho$  is the density and where  $\tau_x$  and  $\tau_y$  are the components of the shear stress. With the stress at the surface in the direction of the surface wind the boundary conditions for (14) and (15) are:

$$\tau_x = \rho U_*^2, \quad \tau_y = 0 \quad \text{at } z = z_0 \quad (16)$$

and

$$\tau_x = 0 \quad , \quad \tau_y = 0 \quad \text{at} \quad z = h \quad . \quad (17)$$

Using (6), (7) and (14) - (17) we may easily derive that

$$\int_{\xi_0}^c \psi_U d\xi = 0 \quad , \quad (18)$$

and

$$\int_{\xi_0}^c \psi_V d\xi = 1 \quad . \quad (19)$$

These relations put a further constraint on the shape of the wind profile.

Attempts to construct a realistic wind profile along these lines have been made e.g. by Khakimov (1976a, b) who showed that in comparison with Gills (1967) data linear interpolation gives poor results and that fourth order approximations work somewhat better.

Here we propose somewhat different interpolation functions namely:

$$\psi_U = \frac{1}{k} (\ln \xi + A + a \xi) \left(1 - \frac{\xi}{c}\right)^2 \quad (20)$$

and

$$\psi_V = \frac{1}{k} (B + b \xi) \left(1 - \frac{\xi}{c}\right)^2 \quad . \quad (21)$$

Here the squared terms at the right side of the equations are the well known interpolation functions used e.g. by O'Brien (1970) for the interpolation of eddy diffusivity profiles. The linear terms  $a \xi$  and  $b \xi$  are added to meet the constraints given by (18) and (19). The constants  $a$  and  $b$  are related to  $A$ ,  $B$  and  $c$  by:

$$a = \left[ \frac{22}{3} - 4 \ln c - 4 A \right] / c \quad (22)$$

and

$$b = (12 k - 4 B c) / c^2 \quad . \quad (23)$$



For  $A = 1.9$ ,  $B = 4.7$  and  $C = 0.3$  these equations yield  $a = 15.2$  and  $b = -8$ . With these values (20) and (21) appear to represent quite well the experimental data by Gill (1967). The comparison is shown in figure 1.

Comparison of the model with tower data.

A full year of wind measurements have been made in 1973 at heights of 10 m, 80 m and 200 m on a 213 m mast at Cabauw in the Netherlands (Van Ulden et al, 1976; Driedonks et al, 1978). The data used here are averages over the second half of each hour. The surface roughness length around Cabauw was in 1973, about 0.15 m. The geostrophic wind was determined every hour with a principle components analysis of pressure data from 19 synoptic stations in the Netherlands (Cats, 1977).

From measured temperature and net radiation it followed that on the average neutral stratification (i.e.  $\partial\theta/\partial z = 0$ ) corresponded with a net radiation of  $50 \text{ Wm}^{-2}$ . As the class of neutral stability we took all hours with a net radiation between 30 and  $80 \text{ Wm}^{-2}$ . Periods with rain or instrumental errors were excluded. It was required that  $G > 4 \text{ ms}^{-1}$ . No other data selection was made. In all about 4400 hours remained out of which 400 were with neutral, 1300 with unstable and 2700 with stable stratification. We used (2), (3), (20) and (21) to compute  $U_x, \alpha$ ,  $U$  and  $V$ . The comparison of computed winds with measured winds is summarised in table 1. The comparison is made in a coordinate system determined by the direction of the geostrophic wind and the computed backing angle. No use is made in the model of any measured surface data except for  $z_0$ .

Let us discuss briefly the results. For neutral stability the model shows no large systematic departures from the measurements. The standard error is about  $2 \text{ ms}^{-1}$  for both the  $U$  and the  $V$  component. Apparently unexplained fluctuations of the wind are as large in lateral as in longitudinal direction. The magnitude of the standard error is not surprisingly high. There are many sources for errors. On the one hand there are errors in the analysis of the geostrophic wind, the measured wind and the estimated surface roughness. On the other hand there are errors due to the omittance of physical features such as inertial oscillations, elevated inversions and thermal winds. At present it is uncertain whether measurement errors or physical errors are more important.

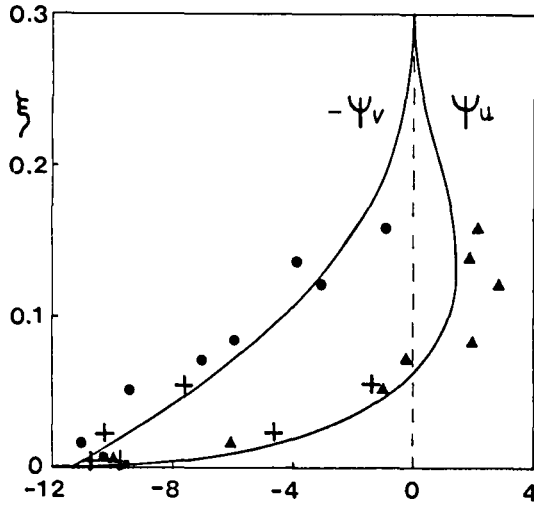


Figure 1. Comparison of the model with experimental data:▲,● Gill (1967);  
+ Cabauw tower.

Table 1. Comparison of computed wind profile with tower data.

Model (20), (21) with  $A = 1.9$ ,  $B = 4.7$ ,  $a = 15.2$ ,  $b = -8.0$ ,  $c = 0.3$   
Cabauw data 1973,  $z_0 = 0.15$  m,  $G > 4$  ms<sup>-1</sup>,  $\bar{G} = 10$  ms<sup>-1</sup>

Neutral stability

	$U_{10}$	$U_{80}$	$U_{200}$	$V_{10}$	$V_{80}$	$V_{200}$
Measured mean value (ms <sup>-1</sup> )	4.6	6.8	8.2	-0.2	-0.4	-1.5
Computed mean value (ms <sup>-1</sup> )	4.6	7.2	8.5	-0.3	-1.0	-2.0
Standard error (ms <sup>-1</sup> )	1.7	2.2	2.6	1.5	2.0	2.5
Correlation	0.72	0.75	0.76	0.03	0.05	0.03

All stabilities

	$U_{10}$	$U_{80}$	$U_{200}$	$V_{10}$	$V_{80}$	$V_{200}$
Measured mean value (ms <sup>-1</sup> )	4.0	6.9	8.3	0.2	-0.3	-1.8
Computed mean value (ms <sup>-1</sup> )	4.6	7.2	8.5	-0.3	-1.0	-2.0
Standard error (ms <sup>-1</sup> )	1.8	2.1	2.7	1.4	2.0	2.6
Correlation	0.70	0.73	0.75	0.07	0.07	0.04

For all stabilities the comparison shows little difference for the winds at 80 and 200 m. Only at 10 m an apparent shift to a lower measured U component and a higher measured V component can be observed. This can be explained by the fact that there are about twice as many stable cases as unstable cases. The standard error is about the same as for the neutral class. Apparently our simple model is a useful approximation of the wind profile up to 200 m regardless the stability.

Let us investigate whether the comparison with the tower data is a significant test to the shape of the profiles (20) and (21). Especially the 200 m wind data are of interest, because these data concern the highest  $\xi$ -values. The average geostrophic wind speed was  $10 \text{ ms}^{-1}$ . This corresponds with a modeled boundary layer height of 1100 m. The 200 m data thus concern on the average a height that is about one fifth of the boundary layer height or a  $\xi$ -value of 0.05. The average tower data for 10 m, 80 m and 200 m are included in figure 1. The results for  $\psi_U$  and  $\psi_V$  happen to coincide for the 10 m data. Together with Gills data the tower data show that the present model gives on the average a good description of the wind in the boundary layer.

#### Conclusions.

We have described a very simple model for the wind profile in the neutral planetary boundary layer. With the model the wind profile in the boundary layer can be estimated from the geostrophic wind and the surface roughness length. Using similarity constants from the literature we applied the model to a full year of wind measurements at heights of 10 m, 80 m and 200 m. The model yields satisfactory results for near neutral stratification. The model even performs reasonably well for all normal weather conditions in the Netherlands.

Systematic differences between model and measurements are of the order of  $0.3 \text{ ms}^{-1}$  in the velocity components or 3 degrees in wind direction. Standard errors are of the order of  $2 \text{ ms}^{-1}$  in both components or 30% of the scalar wind velocity.

The analytic representations of the wind profile given in this paper can be integrated and differentiated to provide analytic approximations to the stress profile and the eddy diffusivity.

Finally the model can serve as a guess-field for a more detailed analysis of the wind field when more data are available than just the geostrophic wind.

References.

- Blackadar, A.K. and Tennekes, H., 1968: Asymptotic similarity in neutral barotropic planetary boundary layers, *J. Atm. Sci.*, 25, 1015-1020.
- Cats, G.J., 1977: Analysis of the geostrophic wind. K.N.M.I. Scientific Report 77-2.
- Driedonks, A.G.M., Van Dop, H. and Kohsiek, W.H., 1978: Meteorological observations on the 213 m mast at Cabauw in the Netherlands. Fourth Symposium on Meteorological Observations and Instrumentations, April 10-14, 1978, Denver, Colo., Published by A.M.S. Boston, Mass.
- Gill, A.E., 1967: The turbulent Ekman layer. Ph.D. Thesis, Dept. of Appl. Mathem. and Theor. Phys., Univ. of Cambridge (Unpublished manuscript).
- Khakimov, I.R., 1976 a: An engineering model of the non stationary atmospheric boundary layer in strong winds, *Izv., Atm. and Oc. Physics*, Vol. 12, No. 9, 601-603.
- Khakimov, I.R., 1976 b: The wind profile and the thickness of the neutrally stratified atmospheric boundary layer. *Izv., Atm. and Oc. Physics*, Vol. 12, No. 10, 628-630.
- O'Brien, J.J., 1970: A note on the vertical structure of the eddy exchange coefficient in the planetary boundary layer. *J. Atm. Sci.*, Vol. 27, 1213-1215.
- Van Ulden, A.P., Van der Vliet, J.G. and Wieringa, J., 1976: Temperature and wind observations at heights from 2 to 200 m at Cabauw in 1973. K.N.M.I. Scientific Report 76-7.
- Zilitinkevitch, S.S., Laikhtman, D.L. and Monin, A.S., 1967: Dynamics of the atmospheric boundary layer, *Izv. Atm. and Oc. Physics*, Vol. 3, 170-191.

THE EXISTENCE AND EFFECT OF MEANDERING ON DISPERSION OF POLLUTANTS

L. KRISTENSEN  
Risø National Laboratory  
Roskilde - DENMARK

SUMMARY. When the RICHARDSON number is greater than about 0.2 (stable stratification and low wind speeds), observations have shown that turbulence cannot be maintained. Under such circumstances the turbulence will decay in such a way that the smallest eddies will be dissipated first. As a consequence the length scale of the turbulence will increase with time. In the final stage of the decay only large horizontal eddies will usually be present. The air motion is then often called "meandering" because of the superficial similarity between the meandering of a river in flat terrain and the instantaneous shape of a plume from a continuous point source. Because of the absence of small eddies, the corresponding turbulent dispersion of such a plume will be negligible. However, if large horizontal eddies are present the time averaged concentrations at a fixed point can be rather low even if the plume concentrations are high. This is so because the "bends" of the meandering plume move with the mean wind. If the large horizontal eddies have also disappeared then there is no process which will reduce the time averaged concentrations.

Three years of meteorological data, taken along the 123 m mast at RISØ National Laboratory, are being analysed in order to identify all situations in which the atmosphere is so stable that small scale turbulence cannot exist. The purpose is to see in how many of these situations meandering is also absent. Results obtained so far show that, as a rule, meandering will be present in a strongly stable atmosphere. If the dispersion by meandering is not taken into account, estimates of mean concentrations can easily be a factor of four to six too high.

RESUME. EXISTENCE ET EFFET DU "SINUËMENT" SUR LA DISPERSION DES POLLUANTS. Les observations ont montré que, pour un nombre de RICHARDSON supérieur à environ 0,2 (stratification stable et vent de vitesse faible), la turbulence ne se maintient pas. Dans ces conditions, la turbulence décroît de sorte que les plus petites pulsations disparaissent d'abord. En conséquence, l'amplitude de la turbulence croît avec le temps. Dans la phase finale de décroissance, les grandes turbulences horizontales sont normalement les seules à subsister. Le mouvement de l'air est alors souvent appelé "sinuement" à cause de la similitude apparente entre les méandres d'un cours d'eau en terrain plat et la forme instantanée du panache qu'émet une source

ponctuelle continue. Du fait de l'absence de petits remous, la dispersion turbulente correspondante de ce genre de panache est négligeable. Toutefois, pour de grandes turbulences horizontales, les concentrations moyennes dans le temps en un point donné peuvent être assez faibles, même si les concentrations dans le panache sont élevées. Ceci s'explique par le fait que les "méandres" décrits par le panache suivent le mouvement du vent moyen. Si les grandes turbulences horizontales disparaissent aussi, plus aucun processus ne réduit alors les concentrations moyennes dans le temps.

Les données météorologiques recueillies en trois ans au mât de 123 m du Laboratoire national de RISØ sont en cours d'analyse pour identifier toutes les situations où l'atmosphère est si stable que des turbulences locales sont exclues. Le but est de voir dans combien de ces situations le "sinuement" est aussi absent. Les résultats obtenus indiquent qu'en général le "sinuement" se produit dans une atmosphère très stable. Négliger la dispersion par "sinuement", peut facilement majorer de 4 à 6 fois les estimations des concentrations moyennes.

KURZFASSUNG. DIE AUSWIRKUNG DER MÄANDERBILDUNG AUF DIE AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Turbulenz nicht aufrechterhalten bleibt, wenn die RICHARDSON-Zahl grösser als etwa 0,2 ist (stabile Schichtung und geringe Windgeschwindigkeiten). Unter diesen Bedingungen nimmt die Turbulenz so ab, dass die kleinsten Wirbel zuerst zerstreut werden. Folglich verlängert sich die Längenskala der Turbulenz mit der Zeit. Im Endstadium der Dissipation sind gewöhnlich nur noch grosse horizontale Wirbel vorhanden. Die Luftbewegung weist dann oft "Mäander" auf; diese Benennung begründet sich aus einer gewissen Ähnlichkeit zwischen den Mäandern eines Stromes in flachem Gelände und der momentanen Form einer Abluftfahne von einer kontinuierlichen Punktquelle. Wegen des Fehlens kleiner Wirbel ist die entsprechende turbulente Ausbreitung einer solchen Abluftfahne vernachlässigbar. Wenn jedoch grosse horizontale Wirbel vorhanden sind, können die zeitlich gemittelten Konzentrationen an einem Aufpunkt ziemlich niedrig sein, selbst wenn die Konzentrationen der Abluftfahne hoch sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die "Schleifen" der mäandernden Abluftfahne mit der mittleren Windgeschwindigkeit driften. Wenn sogar die grossen horizontalen Wirbel verschwunden sind, gibt es keinen Prozess mehr, der die zeitlich gemittelten Konzentrationen reduzieren würde.

Es werden meteorologische Daten, die über einen Zeitraum von drei Jahren an dem 123 hohen Mast des Nationallabors RISØ gesammelt wurden, analysiert,

um so alle Situationen festzustellen, in denen die Atmosphäre so stabil ist, dass kleine Turbulenzen nicht auftreten können. So soll festgestellt werden, in wie vielen dieser Situationen auch keine Mäander mehr auftreten. Die bisher erzielten Ergebnisse zeigen, dass Mäander in der Regel in einer sehr stabilen Atmosphäre auftreten. Falls die Ausbreitung durch Mäanderbildung nicht berücksichtigt wird, können Abschätzungen der durchschnittlichen Konzentrationen leicht um einen Faktor vier bis sechs zu hoch sein.

## 1. INTRODUCTION

It is common usage to describe turbulent atmospheric dispersion of gases or aerosols by means of the so-called Gaussian model, typically described in texts like Turner's "Workbook on Atmospheric Dispersion Estimates" [1]. The dispersed material is considered filling up a cone with the axis in the mean wind direction and with the concentrations decreasing in a Gaussian way with the perpendicular distance from the axis. The standard deviations in the vertical and horizontal directions,  $\sigma_z$  and  $\sigma_y$ , are prescribed according to for example Pasquill's classification scheme [2].

Various corrections for the presence of the ground, a capping inversion, buoyant plume lift, wet and dry deposition and other complications are usually applied, e.g. [3], to make concentration estimates as accurate as possible. Even then the Gaussian-plume approach becomes highly unrealistic when the wind field is instationary and/or strongly inhomogeneous or when it is so weak that it is impossible to define a mean wind direction.

In the following we will assume that the wind field is stationary and horizontal homogeneous, and we will address the problem of the effect on  $\sigma_y$  of finite observation time. It is intuitively clear that the longer this observation time is at a particular point in the mean wind direction the smaller this concentration becomes, because the instantaneous plume will wave around its mean axis because of atmospheric motion on scales larger than the instantaneous width of the plume.

We will limit the investigation to the case of a stably stratified atmosphere in which small scale turbulence has decayed. As we shall see this leads to that major simplification that the so-called relative diffusion and the large scale plume motion can be treated separately. In cases when the mean wind speed is small the magnitude of  $\sigma_y$  for a given averaging time will usually be dominated by the large scale atmospheric motion. In such cases the plume will be seen to move very much like a serpent. This phenomenon is termed "meandering".



## 2. PHYSICAL CONSIDERATIONS

Let us consider an atmosphere so stable that there is no net production of turbulence. Since turbulence is always destroyed by viscous dissipation, this means that the density of turbulent energy cannot be maintained. The decay will manifest itself in two ways: the amount of turbulent energy will decrease and the length scale  $\Lambda$  will increase. In the final stage the turbulence will have degenerated into large horizontal eddies which really do not deserve to be called turbulence at all. This "permanence of the largest eddies" has been discussed by Batchelor [4]. It is due to the fact that the lifetime of an eddy is an increasing function of size.

In this kind of environment the only small scale turbulence which can influence the growth of a plume is that created by the exhaust of the plume at the source. Considering the pollutants coming out at the source as a hot jet with a certain exhaust velocity and a certain excess temperature, the plume will reach a final height, usually greater than that of the source, where it has the same temperature as the environments. Following a "plume particle" downstream from the point, where it has reached this height, the "selfcreated" turbulent energy will decay with a rate given by the length scale and energy density of that turbulence.

To visualize the processes taking place we will assume that a plume can be thought of as a series of puffs, each of which will move as a whole and grow by means of relative turbulent diffusion. The justification for the separation in these two kinds of motion is that the puff dimensions, i.e. the height  $h$  and the width  $l$ , can be considered much smaller than the length scale  $\Lambda$  of the aforementioned large eddies. Let us first treat the puff growth due to small scale turbulence and then describe the effects of the large eddies on the translation of the puffs.

### 2.1. Relative diffusion in decaying turbulence

In a stable atmosphere a puff must grow much more readily in the horizontal direction than in the vertical. This is so

because in order to expand up or down the puff must spend energy to overcome the buoyancy forces, whereas sideways expansion can be obtained simply by entrainment into the surroundings.

We will assume that the puff only changes size horizontally or, in other words, that its thickness, which at the same time is the scale  $h$  of the turbulence, stays constant.

The quantities determining the height and the horizontal growth are the Brunt-Väisälä frequency  $N$ , given by

$$N^2 = \frac{g}{\theta} \frac{d\theta}{dz} , \quad (1)$$

where  $g$  is acceleration of gravity,  $\theta$  the potential temperature and  $\frac{d\theta}{dz}$  the vertical gradient of  $\theta$ , and the root mean square turbulent velocity  $\sigma_1$  at the time  $t_1$ , when the puff has reached its equilibrium height.

By dimensional reasoning we get

$$h \sim \sigma_1 / N . \quad (2)$$

As time goes the root mean square turbulent velocity  $\sigma$  will decrease because of viscous dissipation. The rate  $\varepsilon$  at which the turbulent energy density  $\sigma^2/2$  decays is of the order  $\sigma^3/h$  [5], and we can write

$$\frac{d\sigma}{dt} \sim - \sigma^2/h . \quad (3)$$

Finally, it seems natural to assume that the entrainment velocity, responsible for the change of  $l$ , is proportional to  $\sigma$ , the instantaneous root mean square velocity:

$$\frac{dl}{dt} \sim \sigma . \quad (4)$$

Integration of (3) and (4) is straight forward, and we get by the aid of (2)

$$\sigma \sim \sigma_1 / (1 + N(t - t_1)) \quad (5)$$

and

$$l \sim l_1 + (\alpha_1/N) \ln(1 + N(t - t_1)) , \quad (6)$$

where  $l_1$  is the lateral dimension of the puff at time  $t_1$ .

We see that the puff grows logarithmically with time. Since the scale  $\Lambda$  of the atmospheric motion responsible for the translation of puffs grows with time to some power [4], [5], the assumption that the scales  $\Lambda$  and  $l$  stay widely separated is probably a good one.

## 2.2. Single particle random motion

The motion of the individual puffs will be treated as single particle motion with some point in the puff representing it. We shall derive an expression for the root mean square  $\sigma_y(T,x)$  of the excursions of the puffs as observed over the time  $T$  at the distance  $x$  downstream from the source. In order to facilitate the understanding of the significance of the necessary assumptions we will go through a rather detailed derivation, the result of which in many ways will be similar to Taylor's diffusion theorem as discussed among others by Pasquill [6].

Let us follow the horizontal motion of a particle leaving the source at the time  $t_0$ . The horizontal coordinate system is oriented so that the  $x$ -axis is parallel with and the  $y$ -axis perpendicular to the ensemble (or long-term) mean wind velocity. With the origin in the source the particle coordinates at some later time  $t$  will be

$$x(t_0, t) = \int_{t_0}^t u(t_0, t') dt' , \quad (7)$$

$$y(t_0, t) = \int_{t_0}^t v(t_0, t') dt' , \quad (8)$$

where  $u$  and  $v$  are the Lagrangian velocity components. Since the atmospheric motion must be assumed horizontally homogeneous or stationary to define the coordinate system we will assume

that it is both, in which case we have

$$\langle u(t_0, t) \rangle = U \quad (9)$$

and

$$\langle v(t_0, t) \rangle = 0, \quad (10)$$

where brackets denote ensemble averaging and  $U$  is the constant magnitude of the mean wind velocity.

Following the Reynolds convention we write each velocity component as a sum of the mean and the fluctuating component, indicated with a prime:

$$u(t_0, t) = U + u'(t_0, t), \quad (11)$$

$$v(t_0, t) = v'(t_0, t). \quad (12)$$

For later use we define the auto-covariance functions

$$R_u(\tau_0, \tau) = \langle u'(t_0, t) u'(t_0 + \tau_0, t + \tau) \rangle \quad (13)$$

and

$$R_v(\tau_0, \tau) = \langle v'(t_0, t) v'(t_0 + \tau_0, t + \tau) \rangle. \quad (14)$$

It is possible to make these definitions because we have assumed stationarity and homogeneity.

Substituting (11) in (7) we get

$$x(t_0, t) = U(t - t_0) + \int_{t_0}^t u'(t_0, t') dt' . \quad (15)$$

The leading term in (15) is  $U(t - t_0)$  and in order to estimate with what accuracy we can let this term represent  $x(t_0, t)$  in the following we calculate mean square  $\sigma_x^2$  or error variance of  $x(t_0, t) - U(t - t_0)$ :

$$\begin{aligned}
 \sigma_x^2(t_0, t) &= \langle (x(t_0, t) - U(t-t_0))^2 \rangle \\
 &= \left\langle \int_{t_0}^t u'(t_0, t') dt' \int_{t_0}^t u'(t_0, t'') dt'' \right\rangle \\
 &= \int_{t_0}^t dt' \int_{t_0}^t dt'' R_u(0, t''-t') \\
 &= 2(t-t_0) \int_0^{t-t_0} \left(1 - \frac{\tau}{t-t_0}\right) R_u(0, \tau) d\tau . \quad (16)
 \end{aligned}$$

We see that the relative error variance becomes

$$\frac{\sigma_x^2(t_0, t)}{x^2(t_0, t)} \approx 2 \frac{\sigma_u^2}{U^2} \frac{1}{t-t_0} \int_0^{t-t_0} \left(1 - \frac{\tau}{t-t_0}\right) \rho_u(0, \tau) d\tau, \quad (17)$$

where  $\sigma_u^2$  is the variance and

$$\rho_u(\tau_0, \tau) = R_u(\tau_0, \tau) / \sigma_u^2 \quad (18)$$

is the auto-correlation function of  $u(t_0, t)$ .

The travel time  $t-t_0$  must be compared with the Lagrangian integral scale

$$T_u = \int_0^\infty \rho_u(0, \tau) d\tau \quad (19)$$

in order to estimate "the relative error" in letting  $U(t-t_0)$  represent  $x(t_0, t)$ . From (17) we easily derive two asymptotic expressions

$$\frac{\sigma_x(t_0, t)}{x(t_0, t)} = \begin{cases} \frac{\sigma_u}{U} & \text{for } t-t_0 \ll T_u \\ \sqrt{2} \frac{\sigma_u}{U} \sqrt{\frac{T_u}{t-t_0}} & \text{for } t-t_0 \gg T_u . \end{cases} \quad (20)$$

In our case we assume that the error (20) is small enough to justify that

$$x(t_0, t) = U(t-t_0). \quad (21)$$

We now imagine ourselves positioned at the point  $(x,0)$ , watching the plume particles passing the plane perpendicular to the  $x$ -axis at this point. In this situation  $x$  is fixed and (21) can be solved with respect to  $t_0$  to give

$$t_0 = t - x/U. \quad (22)$$

Rewriting (8) by use of (22), we get for the distance  $y(x,t)$  from the  $x$ -axis of the puff which at time  $t-U/x$  left the source with the lateral velocity component  $v(t-x/U, t-x/U)$

$$y(x,t) = \int_{t-x/U}^t v(t-x/U, t') dt'. \quad (23)$$

As a consequence of (10) the ensemble mean of  $y(x,T)$  is zero. This is not the case for the time mean, which can be found by observing puffs over a time  $T$ . Let us define this time mean as

$$y_T(x,t) = \frac{1}{T} \int_{t-T/2}^{t+T/2} y(x,t') dt'. \quad (24)$$

On the basis of (23) and (24) we define the mean square  $s_y^2(T,x,t)$  by

$$s_y^2(T,x,t) = \frac{1}{T} \int_{t-T/2}^{t+T/2} (y(x,t') - y_T(x,t))^2 dt'. \quad (25)$$

It is the ensemble mean of  $s_y^2(T,x,t)$  we will identify with  $\sigma_y^2(T,x)$ , but first it must be shown that this ensemble mean is independent of time  $t$ . By introduction of the auto-covariance function

$$R_y(x,t',t'') = \langle y(x,t') y(x,t'') \rangle \quad (26)$$

the ensemble mean of  $s_y^2$  can be written in the following way:

$$\begin{aligned} \langle s_Y^2(T, x, t) \rangle &= \frac{1}{T} \int_{t-T/2}^{t+T/2} R_Y(x, t', t') dt' - \frac{1}{T^2} \int_{t-T/2}^{t+T/2} dt' \\ &\quad \times \int_{t-T/2}^{t+T/2} dt'' R_Y(x, t', t'') . \end{aligned} \quad (27)$$

Using (14) it is easily seen that

$$R_Y(x, t', t'') = \int_{t'-x/U}^{t'} d\theta' \int_{t''-x/U}^{t''} d\theta'' R_V(t''-t', \theta''-\theta'), \quad (28)$$

and since (28) can be reduced to the single integral

$$R_Y(x, t', t'') = \frac{x}{U} \int_{t''-t'-x/U}^{t''-t'+x/U} \left(1 - \frac{U}{x} |\theta - (t''-t')|\right) R_V(t''-t', \theta) d\theta \quad (29)$$

we have shown that  $R_Y(x, t', t'')$  is a function of  $t'$  and  $t''$  only through the difference  $t''-t'$ . We change the notation accordingly:

$$R_Y(x, \tau) = \frac{x}{U} \int_{\tau-x/U}^{\tau+x/U} \left(1 - \frac{U}{x} |\theta - \tau|\right) R_V(\tau, \theta) d\theta \quad (30)$$

The equation for  $\langle s_Y^2(T, x, t) \rangle$  can now be reduced to

$$\langle s_Y^2(T, x, t) \rangle = R_Y(x, 0) - \frac{1}{T} \int_{-T}^T \left(1 - \frac{|\tau|}{T}\right) R_Y(x, \tau) d\tau, \quad (31)$$

from which it is obvious that  $\langle s_Y^2(T, x, t) \rangle$  is not a function of  $t$ . We may write

$$\langle s_Y^2(T, x, t) \rangle = \sigma_Y^2(T, x). \quad (32)$$

In order to evaluate  $\sigma_Y(T, x)$  it is necessary to make an assumption about the auto-covariance function  $R_V(\tau, \theta)$  for the lateral velocity component  $v$ . The first variable  $\tau$  in  $R_V(\tau, \theta)$

represents the time difference between the emissions of two puffs at the source, whereas the second variable  $\theta$  relates to different times in the history of a puff. In a loose way we may say that the  $\tau$ -dependence is Eulerian and that the  $\theta$ -dependence is Lagrangian. It is natural to postulate that  $R_V(\tau, \theta)$  can be written

$$R_V(\tau, \theta) = \sigma_V^2 \rho_E(\tau) \rho_L(\theta - \tau), \quad (33)$$

where  $\sigma_V^2$  is the ensemble variance of  $v(t_0, t)$ ,  $\rho_E(\tau)$  the Eulerian, and  $\rho_L(\tau)$  the Lagrangian auto-correlation function. We see that (33) implies that two puffs have maximum correlation in  $v$ , when their difference in travel time is equal to zero, i.e.

$$\theta = \tau.$$

Combining (30), (31) and (32) with the assumption (33) we arrive at the formula

$$\sigma_Y^2(T, x) = \sigma_V^2 \frac{x}{U} \int_{-x/U}^{x/U} (1 - \frac{U}{x} |\theta|) \rho_L(\theta) d\theta (1 - \frac{1}{T} \int_{-T}^T (1 - \frac{|\tau|}{T}) \rho_E(\tau) d\tau) \quad (34)$$

There are two time scales involved in (34), both pertaining to the lateral velocity  $v(t_0, t)$ . The time scales are the Eulerian

$$\mathcal{F}_E = \int_0^\infty \rho_E(\tau) d\tau \quad (35)$$

and the Lagrangian

$$\mathcal{F}_L = \int_0^\infty \rho_L(\tau) d\tau. \quad (36)$$

Reasonably good estimates of  $\mathcal{F}_L$  and  $\mathcal{F}_E$  can be obtained by referring to the spatial scale  $\Lambda$  of the lateral velocity field. According to Taylor's hypothesis we have

$$\mathcal{F}_E \sim \Lambda/U, \quad (37)$$

and following a discussion by Tennekes and Lumley [5]  $\mathcal{F}_L$  can be



estimated by

$$\mathcal{T}_L \sim \Lambda / \sigma_V . \quad (38)$$

We see that the ratio between the two time scales must be of the form

$$\mathcal{T}_E / \mathcal{T}_L = \frac{1}{C} \frac{\sigma_V}{U} , \quad (39)$$

where C is a constant between 0.35 and 0.8, [6]. According to [5], Taylor's hypothesis is a good approximation when

$$\frac{\sigma_V}{U} \ll 1 , \quad (40)$$

and assuming that we get

$$\mathcal{T}_E = \Lambda / U \quad (41)$$

and

$$\mathcal{T}_L = C\Lambda / \sigma_V . \quad (42)$$

In order to evaluate (34) we must know the functional forms of the two auto-correlations  $\rho_E(\tau)$  and  $\rho_L(\tau)$ . It is customary in many applications to assume that both functions are exponentials even though there is no theoretical or experimental evidence for such assumptions. They have the advantage that (34) can be integrated to give an analytical expression with which it is possible to give at least qualitatively an idea of the behaviour of  $\sigma_Y(T, x)$  as function of distance  $x$  and averaging time. It is easily shown however that the expression will have the correct behaviour in the limit  $x \gg U\mathcal{T}_L$  and  $T \gg \mathcal{T}_E$ . We write

$$\rho_L(\tau) = \exp(-|\tau|/\mathcal{T}_L) \quad (43)$$

and

$$\rho_E(\tau) = \exp(-|\tau|/\mathcal{G}_E) . \quad (44)$$

Straightforward integration of (34) yields the following dimensionless form

$$\begin{aligned} \left(\frac{\sigma_V}{C\Lambda}\right)^2 &= 4\left(\exp\left(-\frac{\sigma_V}{U}\frac{x}{C\Lambda}\right) - \left(1 - \frac{\sigma_V}{U}\frac{x}{C\Lambda}\right)\right)\left(\left(1 - \frac{UT}{\Lambda} + \frac{1}{2}\left(\frac{UT}{\Lambda}\right)^2\right) - \right. \\ &\left. \exp\left(-\frac{UT}{\Lambda}\right)\right) \left/\left(\frac{UT}{\Lambda}\right)^2\right. . \end{aligned} \quad (45)$$

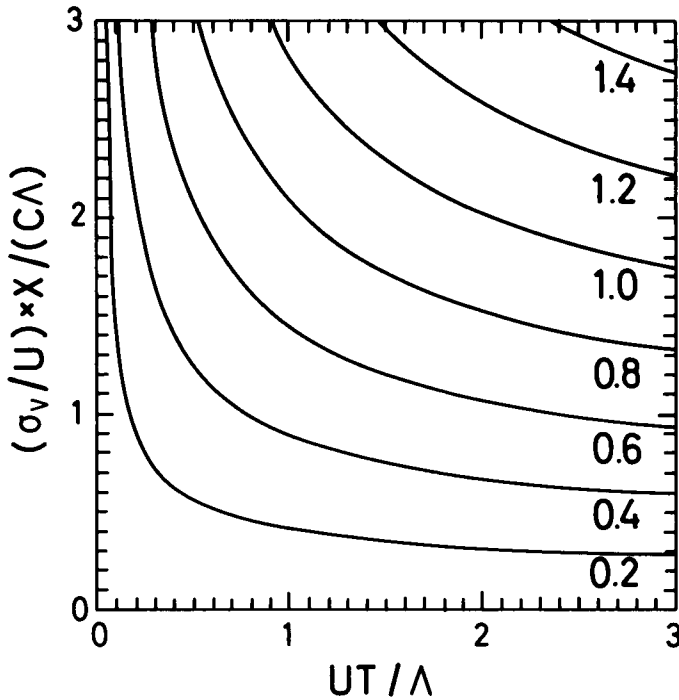


Fig. 1. Contour plot of  $\sigma_V/(C\Lambda)$  as function of  $UT/\Lambda$  and  $(\sigma_V/U)x/(C\Lambda)$  as given by (45). Note that  $\sigma_V$  becomes more and more independent of the averaging time  $T$  as  $T$  increases and that it approaches the asymptotic value faster the smaller the distance  $x$  to the source is.

Figure 1 displays a contour plot of  $\frac{\sigma_y}{C_A}$  as function of  $UT/\Lambda$  and  $\frac{v_x}{U}$ .

We will show in next section how measured wind speed and direction as function of time can be used together with (45) to give an estimate of  $\sigma_y$  for a given choice of  $x$  and  $T$ .

### 3. INSPECTION OF CLIMATOLOGICAL DATA

Three years of data from the Risø mast have been inspected in order to find periods of stable periods for which the ideas developed in the preceding section apply. The three-year period starts at January 1, 1976 and stops at December 31, 1978.

The Risø mast is instrumented with cup anemometers at the levels 11, 27, 43, 76, and 117 m, with direction sensors at the levels 11, 43, 76, and 117, and with thermometers at the levels 2, 11, 27, 76, and 117 m. All heights are measured from the base of the mast, which is situated 6 m over mean sea level. The signals from all the instruments are recorded as consecutive ten minutes' averages. The data used in this analysis are the wind data from 117 m and the temperatures from 2 m and 117 m.

We are looking for periods in which the atmosphere is very stable, and following [7] those are characterized by having a temperature lapse rate greater than 0.015 K/m (categories F and G).

The periods we choose for analysis are required to fulfil a number of conditions, and below the procedure of the "weeding" of the data is described.

- 1) From the total data material the situations in which temperature difference between 117 m and 2 m, divided by 115 m, is greater than 0.015 K/m are selected.
- 2) The duration  $T$  of each period selected thusly must be such that the product of the mean wind velocity in this and  $T$  is greater than 20 km. This requirement corresponds roughly to the condition that pollutants can reach that distance from the source in the time interval  $T$ . These two criteria

are fulfilled approximately 100 times per year.

- 3) For each period the coordinate system is turned horizontally so that the x-axis is parallel to the mean wind vector. The x- and y-components in the new coordinate system,  $u$  and  $v$ , are plotted as functions of time  $t$ . We now demand that  $u$  is positive in the entire period  $T$  and that  $u$  and  $v$  appear to be stationary. This of course must be a subjective judgement, because of the finite duration  $T$ . It amounts to discarding in a graphical way all cases in which there is a trend in either  $u$  or  $v$ . The number of periods left is now reduced to about 30 per year.
- 4) In the cases now left we must find the variance  $\sigma_v^2$  of  $v$ , the mean wind velocity  $U$ , and the Eulerian integral scale  $\mathcal{J}_E$ . Then it is possible to determine all the parameters necessary to calculate  $\sigma_y$  from (45), except that some choice of the constant  $C$  must be made. In a few of the cases it is not possible to determine  $\mathcal{J}_E$  in the way described below. These, in addition to the cases in which  $\mathcal{J}_E$  turns out to be less than the signal averaging time  $\theta = 10$  min, are discarded. The periods now left are 23 in 1976, 22 in 1977, and 35 in 1978.

In accordance with (44) we can write, by solving for  $\mathcal{J}_E$  for  $\tau = \theta$ ,

$$\mathcal{J}_E = -\theta / \ln(\rho_E(\theta)). \quad (46)$$

The auto-correlation function  $\rho_E(\theta)$ , in turn, is estimated from the time series  $v$  in the following way: the discrete time series consist of  $N = T/\theta$  numbers  $v_i$ ,  $i = 1, 2, \dots, N$ , for which we calculate the two quantities

$$\overline{v_i^2} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N v_i^2 \quad (47)$$

and

$$\overline{v_i v_{i+1}} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N-1} v_i v_{i+1} \quad (48)$$

Since we have removed the mean by turning the coordinate system  $\overline{v_i^2}$  and  $\overline{v_i v_{i+1}}$  are estimates of the variance and the auto-covariance for the lag  $\theta$ , respectively. Consequently, we can obtain an estimate of  $\rho_E(\theta)$  by equating it to  $\overline{v_i v_{i+1}}/\overline{v_i^2}$ . We write

$$\rho_E(\theta) = \overline{v_i v_{i+1}}/\overline{v_i^2} . \quad (49)$$

Since each number  $v_i$  is an average over  $\theta = 10$  min, the estimates

$$\sigma_v^2 = \overline{v_i^2} \quad (50)$$

and (46) are somewhat in error, because low-pass filtering removes variance and increases the integral scale. Marking quantities derived from the unfiltered time series of the lateral velocity component with a zero on the top, we may write

$$\sigma_v^2 \mathcal{J}_E = \overset{\circ}{\sigma}_v^2 \overset{\circ}{\mathcal{J}}_E . \quad (51)$$

Further, with the assumption (44) about the auto-correlation function it can easily be derived that

$$\sigma_v^2 = \overset{\circ}{\sigma}_v^2 2(\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E/\theta)^2 (\exp(-\theta/\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E) - (1 - \theta/\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E)) , \quad (52)$$

and, using (51),

$$\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E = \overset{\circ}{\mathcal{J}}_E \frac{1}{2}(\theta/\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E)^2 / \exp(-\theta/\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E) - (1 - \theta/\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E) . \quad (53)$$

In principle we should be able to find  $\overset{\circ}{\sigma}_v$  and  $\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E$ , i.e. correct for the low-pass filtering by means of (52) and (53). However, it can be shown by a closer inspection of (53) that a relative error on  $\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E$  will be about twice that on  $\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E$ , if  $\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E$  is less than  $\theta$ . This is the reason for discarding periods in which this is the case. We have chosen not to correct for the low-pass filtering on the parameters  $\sigma_v$  and  $\overset{\circ}{\mathcal{J}}_E$  for the periods retained.

As an example of the application of (45) we have calculated  $\sigma_y$  for the situations selected with  $T = 3$  hours and  $x = 20$  km.

This choice of averaging time corresponds to the accident BWR2 described in WASH 1400 [8]. For the constant C in (45) we have used the value 0.35. The length scale  $\Lambda$  is determined by means of (41). A scatter plot of  $\sigma_y$  versus the wind speed is shown in figure 2. We see that  $\sigma_y$  in this case varies roughly as  $U^{-0.8}$ .

If we should estimate the total horizontal width  $\sigma_{y,tot}$  we should include the effect of relative diffusion as described in subsection 2.1. One way of doing that is to "add by the squares", i.e.

$$\sigma_{y,tot}^2 = \sigma_y^2 + l^2 . \quad (54)$$

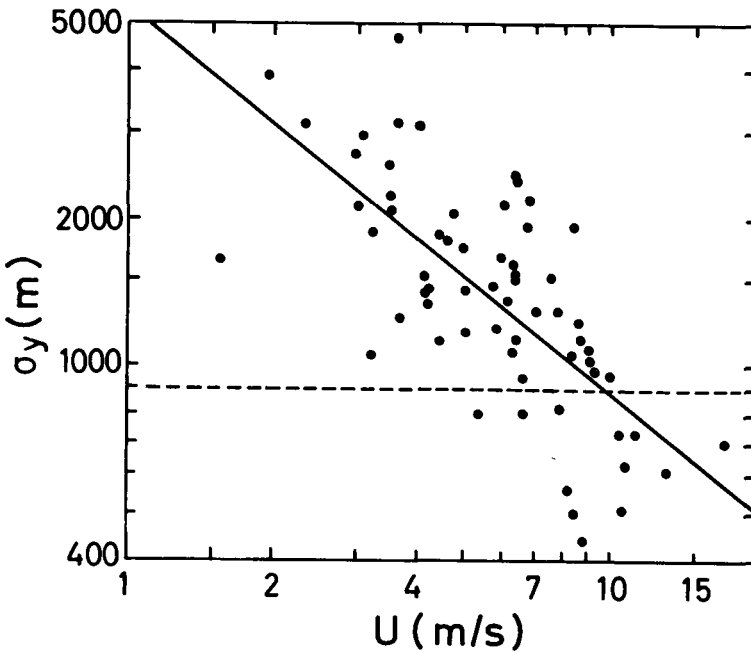


Fig. 2. Scatter plot of the pair  $(U, \sigma_y)$  for the distance from the source equal to 20 km and with the averaging time equal to 3 hours. The width  $\sigma_y$  is calculated by means of (45) with Risø data from the three-year period 1976-1978. The solid line represents the power law  $\sigma_y = 5800 \times U^{-0.8}$ , the dashed line is the estimate of  $\sigma_y$  which can be obtained by use of the procedure in [3].

Assuming that  $l$  is approximately equal to the horizontal plume width given by [1] for category F, we have that  $l = 500$  m. As it can be seen from the points in figure 2 it is safe with this assumption to let  $\sigma_y$  represent the whole plume width. It is mentioned in [1] that the values given for the plume width correspond to an averaging time of about 10 minutes, and in view of this we here see an example of the effect of time averaging. It seems, even taking the large scatter in figure 2 into account, that the effect is most pronounced at low wind speeds. For example, for the same change in averaging time, from 10 minutes to 6 hours, the change in the width will be a factor 6 at  $U = 2$  m/s and a factor 3 at 5 m/s.

In [3] the effect of averaging time is accounted for by multiplying by a factor  $(T/T_0)^{1/3}$ , where  $T_0$  has been set equal to  $\frac{1}{2}$  hour. No effect of the wind speed is included. The dashed line in figure 2 represents this estimate of the width. We see that for all cases shown it will underestimate  $\sigma_y$  for  $U < 5$  m/s.

#### 4. CONCLUSIONS

We have been discussing dispersion of pollutants in a stable atmosphere and also illustrated how one may use climatological data to estimate the horizontal plume width. The idea has been that small scale turbulence is absent in a stable atmosphere and that the instantaneous plume looks as a thin tube. The question is now if large horizontal wind fluctuations are present and if such fluctuations will give rise to "meandering" which, in turn, will make  $\sigma_y$  dependent on the averaging time. We can also ask if pencil plumes, i.e. straight thin plumes, exist. The answer to that is yes. In [9] there is an excellent example on page 106. Further, the example shown in figure 2 indicates that  $\sigma_y$  may become small for wind speeds greater than 8 m/s. It should be kept in mind that the data in this example are typical "over land" data, whereas the example shown in [9] is a plume propagating over water. The situation may be different over land and over water although 2 weeks of data taken from a mast in Kattegat indicate that the effect of time averaging is as pronounced over water as over land for wind speeds less than 3 m/s, [3].

We found in the preceding section that  $\sigma_y(T = 3 \text{ h}, x = 20 \text{ km})$  was roughly proportional to  $U^{-0.8}$ . It appears that for  $T = 1 \text{ h}$   $\sigma_y$  is again, with a similar amount of scatter, proportional to  $U^{-0.8}$ . In fact, these two results can be combined to one formula

$$\sigma_y(T, x = 20 \text{ km}) = 3800 T^{1/3} U^{-4/5} \quad (55)$$

with  $\sigma_y$  measured in m,  $T$  in hours, and  $U$  in m/s. If we assume that (55) represents the behaviour of  $\sigma_y$  in general for a fixed distance from the source, we arrive at the interesting conclusion that in a stable atmosphere the ground concentration  $\chi$  right under the plume axis is a rather weak, but decreasing function of  $U$ , because  $\chi$  is proportional to  $(\sigma_y U)^{-1}$ . We see that  $\chi \sim U^{-0.2}$ . This behaviour of  $\sigma_y$  can be explained qualitatively by noting that the fluctuating wind component perpendicular to the mean wind, responsible for the growth of  $\sigma_y$  with  $T$ , is usually no more than about 3 m/s, so that a large mean wind will prevent sideways excursions of the pollutants.

#### REFERENCES

- [1] Turner, D.B., Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates, Environmental Protection Agency, North Carolina, 84 pp., 1970.
- [2] Pasquill, F., The Estimation of the Dispersion of Windborne Material, Meteorol. Mag., 90, 33-49, 1961.
- [3] Jensen, P.H., E.L. Petersen, S. Thykier-Nielsen, and F.H. Vinther, Calculation of the Individual and Population Doses on Danish Territory Resulting from Hypothetical Core-melt Accident at the Barsebäck Reactor, Risø Report No. 356, 122 pp., 1977.
- [4] Batchelor, G.K., The Theory of Homogeneous Turbulence, Cambridge Monographs on Mechanics and Applied Mathematics, Cambridge University Press, xi + 197 pp., 1959.
- [5] Tennekes, H., and J.L. Lumley, A First Course in Turbulence, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, xii + 300 pp., 1972.



[6] Pasquill, F., Atmospheric Diffusion, 2nd Ed., John Wiley & Sons, New York, xi + 429 pp., 1974.

[7] Onsite Meteorological Programs, Safety Guide 23, USAEC, 1972.

[8] Reactor Safety Study, An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, Appendix VI, Wash-1400, (NUREG-75/014) USNRC, 1975.

[9] Gifford, F.A. Jr., An Outline of Theories of Diffusion in the Lower Layers of the Atmosphere, Meteorology and Atomic Energy, Edited by D.H. Slade, USAEC Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, 65-116, 1968.



CARTOGRAPHIE PREVISIONNELLE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE  
RESULTANT D'EMISSIONS ACCIDENTELLES DE COURTE DUREE -  
INFLUENCE DE LA RUGOSITE DU TERRAIN

C. CAPUT et J.M. QUINAULT

C.E.A.

Fontenay-aux-Roses - FRANCE

RESUME. Les effets sur la turbulence de la rugosité des surfaces naturelles ont été étudiés à différentes échelles d'espace: obstacle isolé du type brise-vent, réseau d'obstacles tel que le maillage de haies constituant un paysage bocager, et couvert continu constitué par une forêt homogène. Dans le premier cas, les caractéristiques de l'écoulement sont modifiées sur une distance de 10 à 20 fois la hauteur du brise-vent. Dans le second cas, le profil vertical de vitesse présente une cassure et deux paramètres de rugosité sont mis en évidence, l'un local, correspondant à la rugosité du terrain entre deux haies, l'autre, régional, relatif à la rugosité des haies. Enfin dans le troisième cas, tout se passe comme si le plan du sol était relevé d'une fraction de la hauteur des arbres que l'on nomme hauteur de déplacement. Il est montré que la vitesse de friction  $U_*$  croît avec le paramètre de rugosité  $z_0$ , que la diffusivité turbulente croît avec  $U_*$  et que par conséquent la diffusivité turbulente croît avec  $z_0$ . Les données expérimentales acquises sur les valeurs des paramètres de dispersion horizontale et verticale en présence de rugosités différentes ont été appliqués à un module gaussien classique. Un exemple de calcul est donné, qui montre que la prise en compte de la rugosité se traduit par d'importantes modifications du champ des concentrations au voisinage du sol: lorsque la rugosité augmente, la distance entre la source et le point de concentration maximale diminue considérablement, ainsi que la surface délimitée par un isopleth de valeur donnée.

KURZFASSUNG. DARSTELLUNG DER VORAUSSICHTLICHEN SCHADSTOFFVERTEILUNG INFOLGE UNFALLBEDINGTER EMISSIONEN VON KURZER DAUER - EINFLUSS DER GELÄNDE-UNEVENHEIT. Die Auswirkungen der Unebenheit natürlicher Oberflächen auf die Turbulenz wurden für verschiedene Bedingungen untersucht: bei einem einzelnen Hindernis in Form eines Windschirmes, bei mehreren Hindernissen in Form eines Netzes, wie z.B. Hecken in einer buschreichen Landschaft, sowie bei einem mit homogenem Wald bedeckten Gelände. Im ersten Fall verändern sich die Strömungscharakteristika auf einer Strecke, die der 10- bis 20fachen Höhe des Hindernisses entspricht. Im zweiten Fall weist das vertikale Geschwindigkeitsprofil einen Bruch auf, und es treten zwei

Rauhigkeitsparameter in Erscheinung, von denen der eine lokaler Art ist und der Rauhigkeit der Oberfläche zwischen zwei Hecken entspricht und der andere regionaler Art ist und sich auf die durch die Hecken selbst bedingte Rauhigkeit bezieht. Im dritten Fall schliesslich verhält es sich so, als ob sich die Erdoberfläche um einen gewissen Bruchteil der Baumhöhe, die sogenannte Verschiebungshöhe, erhöht hätte. Es wird gezeigt, dass die Schubspannungsgeschwindigkeit  $U_*$  mit dem Rauhigkeitsparameter  $z_0$ , die turbulente Diffusivität mit  $U_*$  und folglich auch die turbulente Diffusivität mit  $z_0$  zunimmt. Die Versuchsdaten, die man aus den Werten der Parameter der horizontalen und vertikalen Dispersion bei verschiedenen Rauhigkeiten erhält, wurden auf eine klassische GAUSS'sche Verteilung angewendet. Ein Rechenbeispiel zeigt, dass die Berücksichtigung der Rauhigkeit sich in wesentlichen Änderungen des Konzentrationsfeldes in der Nähe des Bodens abzeichnet: Bei zunehmender Rauhigkeit verringert sich die Entfernung zwischen der Quelle und dem Punkt der maximalen Konzentration beträchtlich, ebenso wie die von einer Isoplethe mit einem gegebenen Wert begrenzte Oberfläche.

**SUMMARY.** MAPPING OF ATMOSPHERIC POLLUTION RESULTING FROM ACCIDENTAL, SHORT-TERM RELEASES; THE INFLUENCE OF GROUND ROUGHNESS. The effects of natural ground roughness on turbulence were studied on various scales: an isolated obstacle acting as a windbreak, a network of obstacles such as a landscape criss-crossed by high woody hedges, and continuous cover forming a uniformly forested area.

In the first case the air flow characteristics are modified over a distance of 10 to 20 times the height of the windbreak. In the second case the vertical profile of the air flow is discontinuous and two parameters are involved being a local parameter corresponding to the roughness of the ground between two hedges, and a regional parameter corresponding to the roughness effect of the hedges. In the third case it is as if the level of the ground were raised by a fraction of the tree height termed the displacement height. It is shown that the friction velocity  $U_*$  increases in proportion to the roughness length  $z_0$ , and that turbulent diffusivity increases in proportion to  $U_*$  and thus to  $z_0$ .

The experimental data obtained for the horizontal and vertical dispersion parameters over terrains of various degrees of roughness were applied to a classical Gaussian model. An example of a calculation is given which shows that when roughness is taken into account this is reflected by sizeable changes in the concentration patterns close to the ground: when the roughness increases there is a considerable decrease in the distance between the source and the point of maximum concentration and in the area circumscribed by the isopleth for any given concentration.

## I - INTRODUCTION

De nombreux modèles mathématiques de dispersion ont été développés au cours de ces dernières années sans que la prise en compte de la rugosité du terrain ait retenu d'une manière générale, beaucoup d'attention.

Cependant et depuis assez longtemps les agronomes intéressés par les transferts de masse et de chaleur entre la couverture végétale et la basse atmosphère, ont mis en évidence l'importance de la rugosité, de même que les micro météorologistes qui ont étudié la diffusion atmosphérique en milieu urbain.

On peut envisager deux approches de la prise en compte de la rugosité dans les modèles, la première consiste à considérer la rugosité comme un autre paramètre et à en tenir compte en modifiant la classe de stabilité habituellement obtenue seulement à partir de la vitesse du vent et de l'intensité du rayonnement. La seconde consiste à traiter le problème globalement en déterminant expérimentalement les paramètres de dispersion verticale et horizontale pour des terrains de rugosité différente. Cette dernière méthode a fait l'objet aux Etat Unis de nombreuses expérimentations pendant une douzaine d'années et récemment, en Europe, des valeurs des paramètres de dispersion ont été données pour une région caractérisée par une forte rugosité.

## II - LA RUGOSITE DES SURFACES NATURELLES

L'influence de la rugosité sur les paramètres micrométéorologiques a fait l'objet d'études approfondies, notamment, pour ce qui concerne la France, à la station de bioclimatologie de l'INRA à MONTFAVET. Cette équipe, en collaboration avec la nôtre, a en particulier travaillé à deux échelles d'espace, celle de l'obstacle isolé que constitue un rideau d'arbres, et celle du réseau d'obstacles implanté dans une région. Dans ce dernier cas selon la densité du maillage, on peut avoir à faire à deux types de paysage, le bocage et la forêt.

Les effets locaux induits par la présence d'un brise-vent isolé ont été étudiés expérimentalement dans la vallée du Rhône par vent de nord, c'est à dire dans les conditions pour lesquelles ces brise-vent ont été prévus. La protection obtenue par la modification du champ des vitesses et du spectre de turbulence se traduit par des modifications locales de tous les paramètres liés au transfert turbulent entre le sol et la couverture végétale d'une part, et les basses couches atmosphériques d'autre part, qu'il

s'agisse d'échanges de chaleur ou de masse (vapeur d'eau et gaz carbonique par exemple). Un obstacle de type brise-vent aura donc une action également sur la diffusion turbulente d'un polluant et sur la captation au niveau du sol et la remise en suspension dans le cas d'un polluant particulaire. C'est l'action sur la diffusion turbulente que nous allons commenter brièvement ici.

Selon les caractéristiques morphologiques du brise-vent, sa porosité et la perte de charge subie par les filets d'air qui le traversent dans le cas d'un obstacle perméable, les effets sur l'écoulement seront différents tant en ce qui concerne les trajectoires des filets d'air que l'étendue de la zone d'influence de l'obstacle (fig.1). Dans le cas d'un brise-vent imperméable correspondant à un rideau dense de cyprès, le flux d'air tend à décoller du sol à une distance d'environ 4 fois la hauteur H de l'obstacle, il est bien entendu dévié dans sa totalité vers le haut et la section de passage de l'écoulement étant réduite au niveau de l'obstacle, la vitesse s'accroît tandis que la pression statique diminue, d'où il résulte un mouvement ascendant dans la zone située immédiatement en aval. Ensuite la veine d'air reprend progressivement ses caractéristiques primitives délimitant entre elle-même, l'obstacle et le sol un tourbillon provoquant un courant de retour au niveau du sol. La perturbation s'étend jusqu'à une distance horizontale d'environ 12 fois la hauteur de l'obstacle, le tourbillon lui-même s'étendant jusqu'à une distance d'environ 6 fois la hauteur de l'obstacle.

Dans le cas d'un brise-vent perméable correspondant par exemple à un rideau de peupliers, une partie seulement du flux est défléchie vers le haut, le reste passant au travers. Dans ces conditions le mouvement tourbillonnaire ne se produit plus et le rabattement de la veine défléchie est plus progressif. L'étendue horizontale de la perturbation est plus importante que dans le cas précédent, de 4 fois la hauteur en amont de l'obstacle jusqu'à environ 20 fois la hauteur en aval (CAPUT et al, 1973). Dans un cas comme dans l'autre, s'il existe en amont de l'obstacle un gradient vertical de concentration en matière particulaire ou gazeuse au voisinage du sol, on observe en aval un profil quasi vertical de concentrations dans une zone plus ou moins étendue. Le brassage de l'air produit par l'obstacle a d'une part épuré les couches les plus basses au "bénéfice" des couches plus élevées et d'autre part a diffusé le polluant sur une largeur plus grande.

Cette description sommaire des effets engendrés sur la diffusion par un obstacle isolé, montre l'intérêt de l'étude des effets de la rugosité résultant de la présence d'un grand nombre d'obstacles.

Considérons maintenant l'action sur la diffusion turbulente d'un maillage d'obstacles, haies ou brise-vent, espacés les uns des autres et constituant un paysage de bocage. Si l'espacement des haies est judicieusement choisi en fonction de leurs caractéristiques morphologiques et de leur hauteur, on observe dans toute l'emprise du maillage une répétition des effets mesurés à l'échelle locale dans le cas d'un obstacle isolé. Dans toute la zone intéressée la modification de rugosité introduite par la présence des haies modifie l'écoulement et les transferts turbulents. Le paramètre le plus accessible permettant de constater cette influence de la rugosité est le profil de la vitesse du vent.

PRANDTL a montré que, dans les conditions de neutralité thermique le profil vertical de vitesse du vent était donné par la relation

$$\bar{U}(z) = \frac{U_*}{K} \text{Log} \frac{z}{z_0} \quad (1)$$

$\bar{U}(z)$  étant la vitesse à la hauteur  $z$

$K$  la constante de Von Karman

$U_*$  la vitesse de frottement, représentative du flux vertical de quantité de mouvement lié aux fluctuations de vitesse horizontale et verticale.

$z_0$  le paramètre de rugosité qui est une constante d'intégration dépourvue de sens physique précis.

Dans ces conditions, en coordonnées semi logarithmiques, le profil de vitesse se représente par une droite de pente  $\frac{K}{U_*}$  et d'ordonnée à l'origine  $\text{Log} z_0$ . Les paramètres  $U_*$  et  $z_0$  peuvent donc être obtenus graphiquement à partir du profil de vitesse.

En paysage de bocage, GUYOT et SEGUIN (1975) ont mis en évidence (fig.2) la présence d'une cassure de ce profil de vitesse, les deux droites en coordonnée semi logarithmiques permettant de mesurer :

1°/ un paramètre de rugosité local  $z_{0L}$  correspondant à l'herbe, de l'ordre de 0,5 cm.

2°/ un paramètre de rugosité régional  $z_{0R}$  correspondant aux rideaux d'arbres, de l'ordre de 1 mètre.

Le gradient vertical de vitesse augmente brutalement à partir de cette cassure qui se produit à une hauteur de l'ordre de quelques mètres au dessus du sol, d'où une modification importante des transferts turbulents dans toute

la couche limite ainsi superposée à la couche limite existant en l'absence des haies.

Considérons enfin le cas d'une étendue couverte d'obstacles très rapprochés de hauteur H c'est le cas de la forêt. Tout se passe alors comme si le plan du sol était surélevé d'une hauteur d, inférieurs à H et que l'on appelle hauteur de déplacement.

En effet le profil du vent au dessus du couvert dans les conditions de neutralité thermique n'est plus représenté par une droite en coordonnée semi-logarithmique et il faut introduire la hauteur de déplacement d pour aligner les points du graphe (d est déterminé par tâtonnements).

$$\bar{U}(z) = \frac{U_*}{K} \text{Log} \frac{z - d}{z_0} \quad (2)$$

Des valeurs typiques de d et  $z_0$  données par différents auteurs sont regroupées dans le tableau I (BELOT 1977).

Tableau I - Valeurs de d et  $z_0$  pour des couverts forestiers

Auteurs	Couverts	h moyen (m)	d moyen (m)	$z_0$ moyen (m)
ALLEN (1968)	Mélèzes du Japon	10,4	7,1	0,80
BERGEN (1971)	Pins Lodgepole	10	7	0,50
RAYNOR (1973)	Pins blancs et rouges	10,5	8	1
OLIVER (1971)	Pins (écossais et corses)	15,5	11,8	1
STEWART (1973)	Pins (écossais et corses)	15,8	12	0,93
LANDSBERG (1973)	Épicéas	11	9,6	0,34

On constate que les valeurs du paramètres de rugosité sont relativement élevées si on les compare à celles qui d'après LETTAU (1970) caractérisent une campagne dégagée (0,025 m) et une zone de banlieue (0,25 m), tout en étant très inférieurs à la valeur caractérisant un quartier d'affaires constitué de tours (2,5 mètres) et qu'elles sont approximativement d'un ordre de grandeur inférieures à la hauteur des arbres.



III - INFLUENCE DE LA RUGOSITE SUR LE TRANSFERT TURBULENT

L'approche expérimentale donnée plus haut de l'effet de la rugosité sur le transfert d'énergie mécanique est en bon accord avec les résultats de calculs et d'observations donnés dans la littérature. Pour une émission ponctuelle, si l'on néglige les termes de dépôt, l'équation fondamentale de diffusion d'un panache stationnaire dans le temps se réduit à :

$$U \frac{dX}{dt} = \frac{d}{dz} \left( K_z \frac{dX}{dz} \right) + K_y \left( \frac{d^2 X}{dz^2} \right)$$

Dans cette équation interviennent la vitesse du vent et la diffusivité turbulente.

En ce qui concerne la diffusivité latérale, la proportionnalité entre les fluctuations transversales de vitesse liées à la dispersion horizontale et la vitesse de frottement a été reconnue depuis longtemps par un grand nombre d'auteurs : PANOFSKY et MAC CORMICK (1960) ; LUMLEY et PANOFSKY (1964) ; KLUG (1965) ; PANOFSKY et PRASAD (1967) ; BUSCH et al (1970) MONIN (1970).

En ce qui concerne la diffusivité verticale, les profils ont également fait l'objet d'études dont BUSINGER (1975) a donné une revue. Les profils de vitesse du vent et de diffusivité turbulente peuvent être représentés respectivement de la manière suivante :

$$U(z) = \frac{U_*}{0,4} \left[ \text{Log} \frac{z-d}{z_0} + \Psi(z,L) \right]$$

$$K(z) = 0,4 U_* (z-d) \cdot \Phi(z,L)$$

les fonctions  $\Psi(z,L)$  et  $\Phi(z,L)$  dépendant de l'état de stabilité thermique et étant respectivement égales à zéro et à un dans le cas de la neutralité thermique (dans ces fonctions, L, longueur de MONIN-OBUKHOV est un indice de stabilité,  $L = U_*^3 \rho \cdot C_p \cdot T / K \cdot g \cdot \mathcal{Q}_H$ , ou  $\rho$  est la masse spécifique de l'air,  $C_p$  la chaleur spécifique à pression constante, T la température, K le coefficient de diffusion apparente isotrope, g l'accélération de la pesanteur et  $\mathcal{Q}_H$  le flux turbulent de chaleur).

Par ailleurs, il existe une relation entre le paramètre de rugosité  $z_0$  et la vitesse de frottement  $U_*$ . D'après TAYLOR (1962),  $U_* \sim z_0^b$ , l'exposant b

étant pratiquement indépendant de la distance à l'origine du changement de rugosité à condition que cette distance soit supérieure à  $10^3 z_0$ . L'étude théorique de SEGUIN (1970) le conduit à adopter  $b = 0,11$ , valeur en bon accord avec les résultats expérimentaux obtenus en soufflerie,  $b = 0,102$  et en conditions naturelles  $b = 0,138$  (TAYLOR 1962).

Il apparait donc, toutes choses égales par ailleurs, que  $U_*$  croit avec  $z_0$ . On a vu que la diffusivité turbulente croissait en fonction de  $U_*$ , par conséquent elle croit aussi avec le paramètre de rugosité  $z_0$ . Ceci n'est bien entendu valable que dans la couche de surface dont l'épaisseur, qui dépend de  $z_0$ , est de l'ordre de grandeur de la centaine de mètres.

#### IV - PRISE EN COMPTE DE LA RUGOSITE DANS LES MODELES GAUSSIENS SIMPLES

Considérons le cas d'un modèle bien connu, celui de PASQUILL. Cette méthode de calcul simple suppose, le long des axes verticaux et transversaux, une distribution gaussienne des moyennes statistiques de concentration pendant la durée envisagée et suppose en outre que le sol se comporte en réflecteur parfait.

Rappelons que dans ces conditions, la concentration au niveau du sol en un point de coordonnées  $x$  et  $y$  est obtenue par la formule suivante :

$$\chi_{(x,y,0,H)} = \frac{Q}{\pi \cdot \bar{u} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \exp \left[ -\frac{1}{2} \cdot \frac{y^2}{\sigma_y^2} \right] \exp \left[ -\frac{1}{2} \cdot \frac{H^2}{\sigma_z^2} \right]$$

où  $\chi$  est la concentration au voisinage du sol

$Q$  le taux d'émission

$\bar{u}$  la vitesse moyenne du vent

$H$  la hauteur effective d'émission

$\sigma_y$  et  $\sigma_z$  les coefficients de dispersion transversale et verticale, dépendant statistiquement de la distance à l'émission.

Les coefficients de dispersion de PASQUILL avaient été établis à partir d'expérimentations effectuées la plupart du temps en rase campagne. Le site du programme Project Prairie Grass utilisé par le MASSACHUSETTS INSTITUTE OF TECHNOLOGY était par exemple caractérisé par un paramètre de rugosité de 1 cm. Dans d'autres cas le paramètre de rugosité était de 10 cm c'est à dire encore représentatif d'une rugosité relativement faible (PASQUILL 1962)

Plus récemment, de 1963 à 1974, de très nombreuses expériences ont été effectuées sur des sites de rugosité variable notamment par SMITH et WOLF

(1963), MAC ELROY et POOLER (1968), HILST et BOWNE (1971) CHURCH et al (1970). A la suite de ces travaux, BOWNE (1974) a établi des valeurs des paramètres  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$  pour 3 classes de rugosité, correspondant à des valeurs de  $z_0$  de 5 cm, 50 cm et 2 mètres. Ces valeurs sont respectivement représentatives d'une zone rurale dégagée, d'une région bocagère ou sub-urbaine, et d'une forêt de grands arbres ou d'une zone à grande densité d'urbanisation. D'autres expériences ont été effectuées plus récemment en Europe, VOGT (1977) dans une région de rugosité élevée ( $z_0 = 1,80$  m) voisine de la classe de forte rugosité de BOWNE (2 m) et les valeurs de  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$  données par VOGT sont en bon accord avec celles de BOWNE, sauf en ce qui concerne l'écart type latéral correspondant à la classe F représentative d'une très forte stabilité thermique. Pour le modèle que nous utilisons habituellement, nous avons d'ailleurs adopté le  $\sigma_y$  de VOGT pour la classe F pour tenir compte des méandres du panache pendant une durée de l'ordre de 1'heure.

La comparaison entre les paramètres de PASQUILL et ceux de BOWNE montre que le  $\sigma_y$  de BOWNE pour les faibles rugosités est identique à celui de PASQUILL, alors qu'il lui est sensiblement supérieur pour les 2 autres classes de rugosité. Par exemple pour la classe D et une distance à l'origine de 10 km, le  $\sigma_y$  de BOWNE est plus élevé que celui de PASQUILL respectivement de 30 % et de 50 % dans le cas des rugosités moyenne et forte. Ces différences s'estompent avec la distance à l'origine et à 100 kilomètres le paramètre de dispersion latéral est le même quel que soit la rugosité. Cette tendance vers une même valeur du  $\sigma_y$  à grande distance peut s'expliquer par le fait que la turbulence induite par un obstacle a d'autant moins d'effet sur la dispersion que celle-ci est mieux réalisée. (figure 3-4-5).

Si maintenant l'on compare les paramètres de dispersion verticale de BOWNE et de PASQUILL, il apparait que les courbes présentent toujours une allure différente, même pour les faibles rugosités. Dans le cas du paramètre de PASQUILL par forte instabilité,  $\sigma_z$  croit en effet de plus en plus vite lorsque la distance augmente, alors qu'il croit de moins en moins vite par forte stabilité.

Dans le cas du paramètre de BOWNE, quelle que soit la classe de rugosité considérée,  $\sigma_z$  tend vers une limite supérieure d'autant plus élevée et d'autant plus rapidement atteinte que l'instabilité est plus grande. Cette tendance vers une valeur constante est liée à la prise en compte d'une limite statistique de la hauteur de mélange à grande échelle, c'est à dire en l'absence de perturbations locales du gradient vertical de température (figure 6-7-8).

Il est donc moins commode de caractériser en quelques mots la comparaison des  $\sigma_z$  de BOWNE et de PASQUILL, les courbes ayant une allure différente. Toutefois à titre d'exemple représentatif d'un cas moyen (classe D et distance à la source de 10 km) le  $\sigma_z$  de BOWNE correspondant aux faibles rugosités est équivalent à celui de PASQUILL alors qu'il lui est supérieur d'un facteur 5 si le paramètre de rugosité est de 2 mètres.

Ceci montre l'intérêt de la prise en compte d'un paramètre de rugosité représentatif de la région. On retiendra que ce paramètre de rugosité exerce sur la dispersion horizontale une influence qui se fait sentir surtout à distance relativement faible (augmentation de  $\sigma_y$ ), alors qu'il y a des effets complexes sur la dispersion verticale, dont la principale caractéristique est une augmentation considérable de  $\sigma_z$ , notamment par forte stabilité. L'importance globale de l'effet de la rugosité sur la dispersion est mise en évidence par les figures 9 et 10 représentatives d'un exemple qui peut être qualifié de moyen (neutralité thermique et hauteur de la source de 100 mètres).

Les figures 9 et 10 relatives à la neutralité thermique montrent respectivement l'effet de la rugosité sur les paramètres de dispersion horizontale et verticale, on constate que cet effet tend à diminuer lorsque la distance augmente dans le cas de  $\sigma_y$  et inversement à augmenter légèrement en fonction de la distance dans le cas de  $\sigma_z$ .

A titre de comparaison, on a porté les paramètres de VOGT (établis pour une rugosité  $z_0 = 1,8$  m entre 0,1 et 10 km) on observe une bonne concordance avec les paramètres de BOWNE correspondant à la forte rugosité ( $z_0 = 2$  m).

La figure 11 représente dans le plan horizontal au voisinage du sol, les isopleths  $2 \cdot 10^{-6}$  de la concentration relative calculée en tenant compte des 3 classes de rugosité de BOWNE. On voit que l'accroissement de rugosité se traduit par une diminution importante de la longueur de l'isopleth dans le lit du vent et que l'étendue de la zone soumise à des concentrations élevées est considérablement réduite.

La figure 12 représente les valeurs de la concentration relative au voisinage du sol dans l'axe du panache pour les trois classes de rugosité. On constate que l'accroissement de rugosité entraîne une légère augmentation de la concentration maximale et surtout un rapprochement considérable de la distance de ce maximum à la source (dans le cas de notre exemple la distance du maximum est réduite d'environ un facteur 10).

CONCLUSION

On a pu constater que la turbulence mécanique induite par les obstacles ne doit pas être négligée devant la turbulence thermique, et que la prise en compte de la rugosité régionale se traduit par d'importantes modifications du champ des concentrations au voisinage du sol. Cette influence de la rugosité est de plus particulièrement considérable lorsque la stabilité thermique des basses couches est élevée, c'est à dire lorsqu'on se trouve en présence de fortes concentrations, ces conditions devant évidemment être envisagées dans l'hypothèse d'un rejet accidentel de courte durée.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLEN L.H. (1968) Turbulence and wind-speed spectra within a japanese plantation - J. Appl. Meteorol, 7, 73.78.
- BELOT Y. (1977) Etude de la captation des polluants atmosphériques par les végétaux - C.E.A. - R 4786 - CEN - Fontenay aux roses.
- BERGEN J.D. (1971) Vertical profiles of wind speed in a pine stand - Forest Science, 17, 314 - 321.
- BOWNE (1974) Diffusion rates, J. Air Poll. Control Assoc, 24, 832 - 835.
- BUSCH N.E., BROWN R.M. et FRIZZOLA J.A. (1970) Vertical velocity variances and Reynold's stresses at Brookhaven, J. of Appl. Meteorol., 9, n°4 583 - 587.
- BUSINGER J.A. (1975) Aerodynamic of vegetated surfaces, Heat and mass transfer in the biosphere, pp 139 - 165.
- CAPUT C., BELOT Y., GUYOT G., SAMIE C. et SEGUIN B. (1973) Transport of a diffusing material over a thin wind-break, Atmosph. Env. 7, 75 - 86.
- CHURCH H., LUNA R. et MILLY S. (1970) Operational Roller coaster : near ground-level air samples measurements, Sandia Laboratories Research Report SC - RR - 69 - 788.
- GUYOT G. et SEGUIN B. (1975) Modification of land roughness and resulting microclimatic effects : a field Study in Brittany, Heat and Mass transfer in the biosphere, pp 467 - 478 Script a book Cy, Washington.
- HILST G. et BOWNE (1971) Diffusion of aerosols released up wind of an urban complex, Environ. Sci. Technol., 5, 327.
- KLUG W. (1965) Diabatic influence on turbulent wind fluctuations - Quart J. Roy. Meteorol. Soc, 91, 215 - 218.
- LANDSBERG J.J. et ARVIS P.G. (1973) A numerical investigation of the momentum balance of a spruce forest - J. Appl. Meteorol., 10, 645-655
- LETTAU H.H. (1970) Physical and meteorological basis for mathematical models of urban diffusion processes - Proceeding of Symposium on multiple Source urban diffusion models, USEPA Publication A.P. 86.

- LUMLEY J.L. et PANOFSKY H.A. (1964) The structure of atmospheric turbulence  
Interscience publishers.
- MAC ELROY J. et POOLER F. (1968) The S<sup>t</sup> Louis dispersion Study Volume II  
Analysis, U.S. Dep<sup>t</sup>. of Health, Education and welfare, 51 pp.
- MONIN A.S. (1970) Boundary layers in planetary atmospheres - CNES, Ecole  
d'Eté de physique Spatiale - LANNION 58 p.
- OLIVER H.R. (1971) Wind profile in and above forest canopy - Quart J. Roy.  
Meteorol. Soc., 97, 548 - 553.
- PANOFSKY H.A. et MAC CORMICK R.A. (1960) The spectrum of vertical velocity  
near the surface - Quart. J. Roy. Meteorol. Soc. 86, 390 - 399.
- PASQUILL F. (1962) Atmospheric Diffusion, p 137, VAN NOSTRAND CY LONDON.
- RAYNOR G. S. (1973) Wind and temperature structure in a coniferous forest  
and a contiguous field - Forest Science, 17, 351 - 363.
- SEGUIN (1970) Etude théorique des conséquences de la modification de la ru-  
gosité à l'échelle régionale sur le microclimat, note interne  
INRA Station de Bioclimatologie. 84 MONTFAVET.
- SMITH T. et WOLF M. (1962) Vertical diffusion from an elevated line Source  
over a variety of terrain. Final report Contract DA - 42 - 007 -  
CML 545 to Dugway Proving Ground, Meteor. Res. Inc.
- STEWART J.B. et THOM A.S. (1973) Energy budgets in pine forest - Quart. J.  
Roy. Meteorol. Soc., 99, 154 - 170.
- TAYLOR R.J. (1962) Small scale advection and the neutral wind profile. J.  
of. Fluid Mechanics, 13, p. 523.
- VOGT K.J. (1977) " A New System of release height dependant diffusion para-  
meters for the gaussian plume model ", fourth international  
clean air congres, TOKYO.

Tableau I - Valeurs de  $d$  et  $z_0$  pour des couverts forestiers

Auteurs	Couverts	h moyen (m)	d moyen (m)	$z_0$ moyen (m)
ALLEN (1968)	Mélèzes du Japon	10,4	7,1	0,80
BERGEN (1971)	Pins Lodgepole	10	7	0,50
RAYNOR (1973)	Pins blancs et rouges	10,5	8	1
OLIVER (1971)	Pins (écossais et corses)	15,5	11,8	1
STEWART (1973)	Pins (écossais et corses)	15,8	12	0,93
LANDSBERG (1973)	Epicéas	11	9,6	0,34



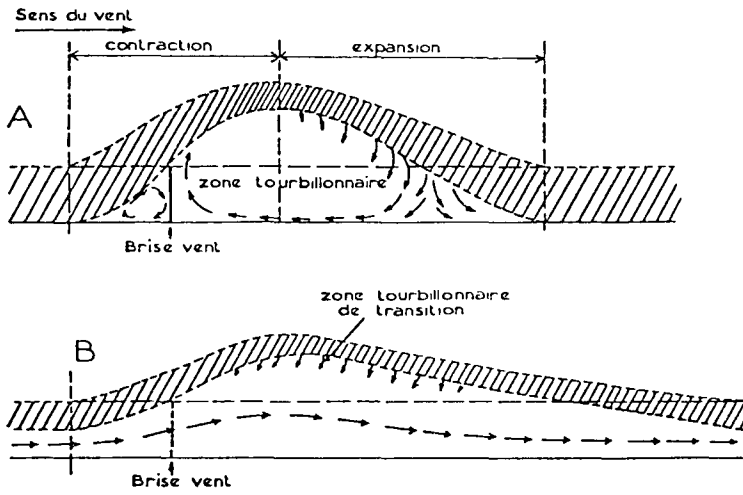


Figure 1 : Représentation schématique de l'écoulement de l'air

- A cas du brise-vent imperméable
- B cas du brise-vent perméable

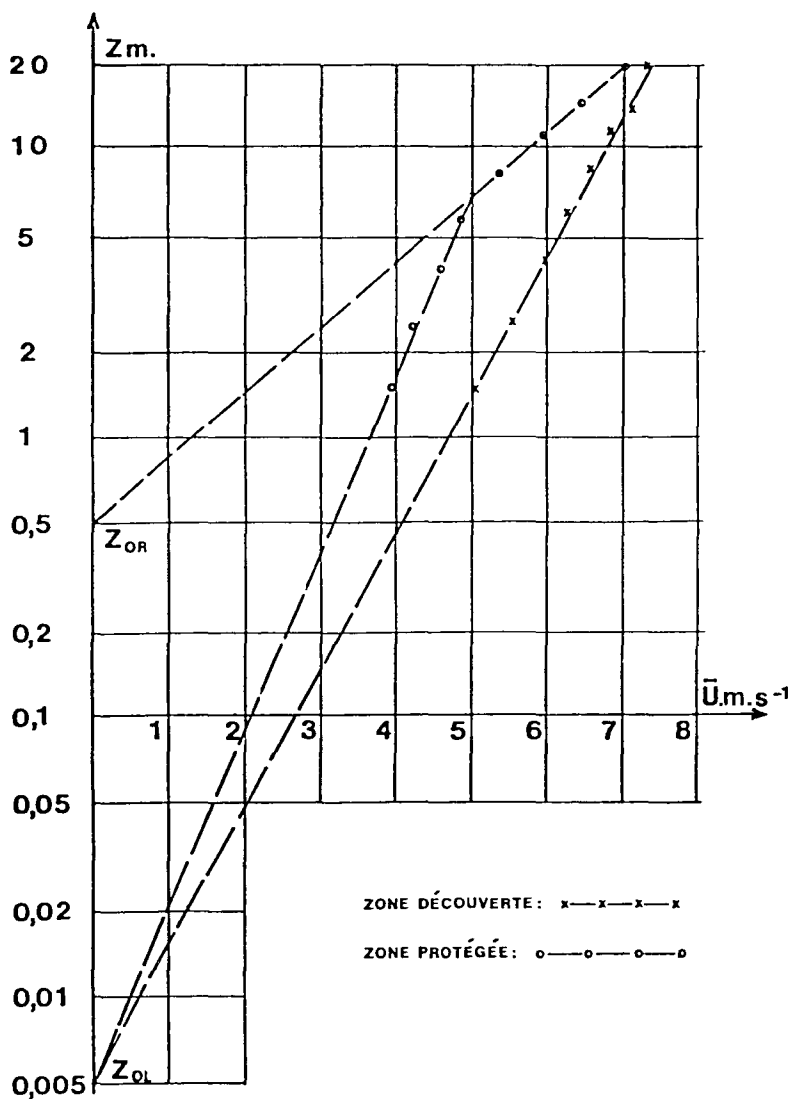


Figure 2 : Profils de la vitesse du vent mesurés simultanément pendant 30 minutes en zone remembrée (dégagée) et en zone de bocage (protégée) sur le site breton de REGUINY-MOREAC.

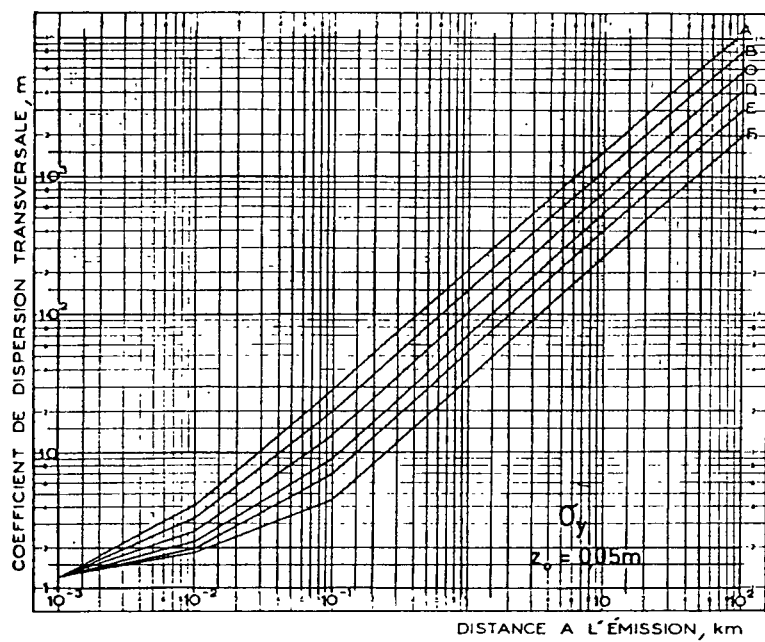


Figure 3 : Paramètre de dispersion latérale  $\sigma_y$  en fonction de la distance à la source et des classes de stabilité, pour un environnement de faible rugosité.

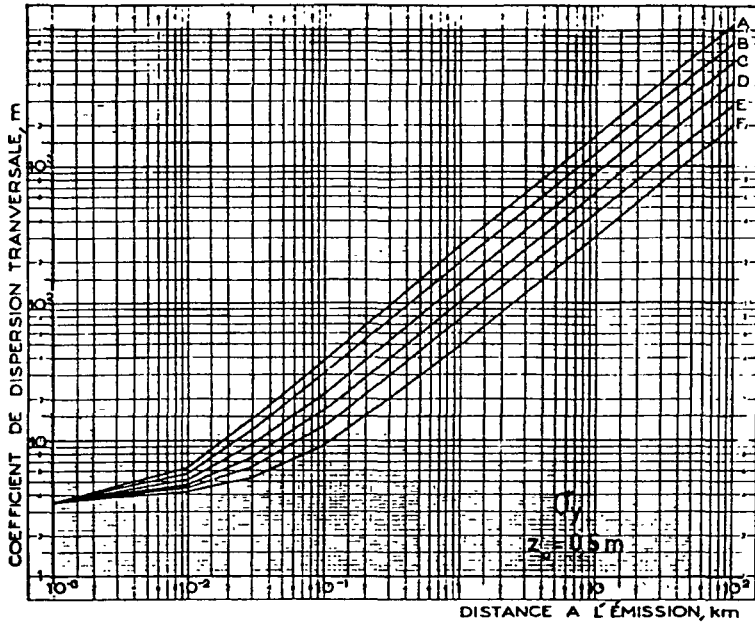


Figure 4 : Paramètre de dispersion latérale  $\sigma_y$  en fonction de la distance à la source et des classes de stabilité, pour un environnement de rugosité moyenne.

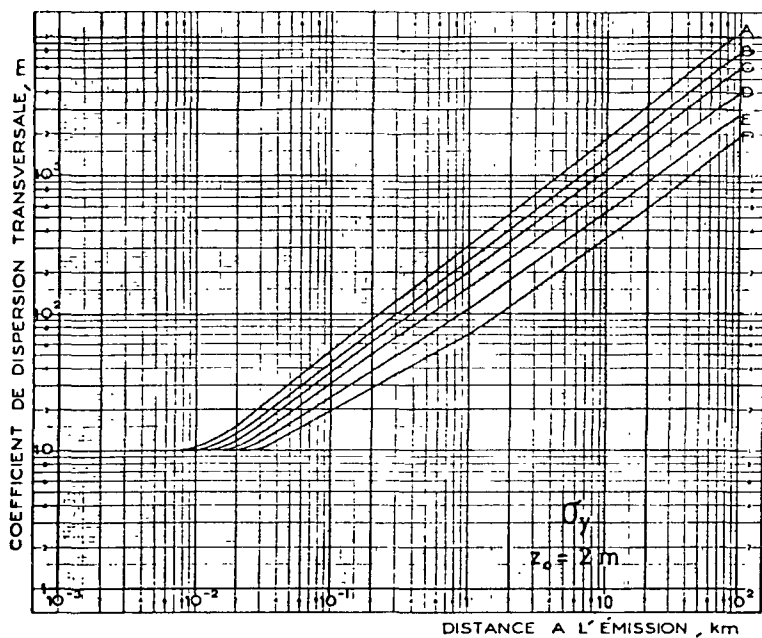


Figure 5 : Paramètre de dispersion latérale  $\sigma_y$  en fonction de la distance à la source et des classes de stabilité, pour un environnement de forte rugosité.

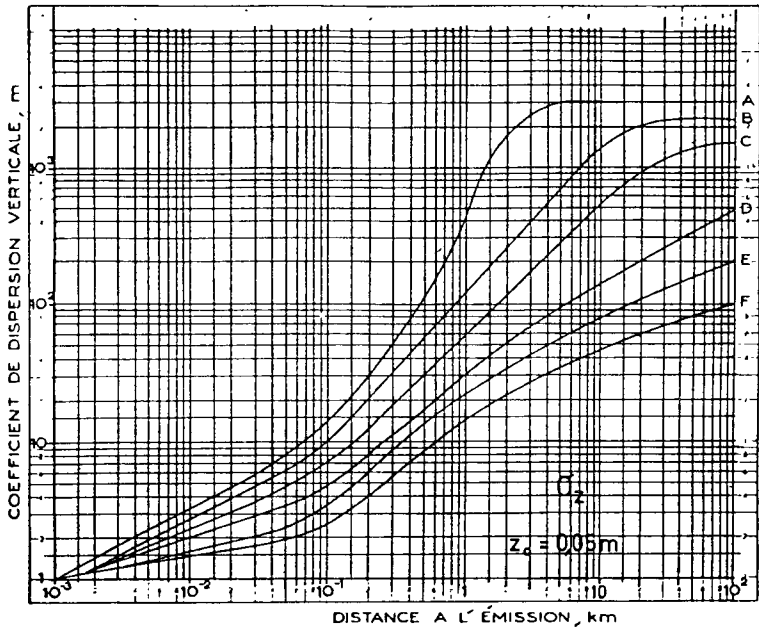


Figure 6 : Paramètre de dispersion verticale  $\sigma_z$  en fonction de la distance à la source et des classes de stabilité, pour un environnement de faible rugosité.

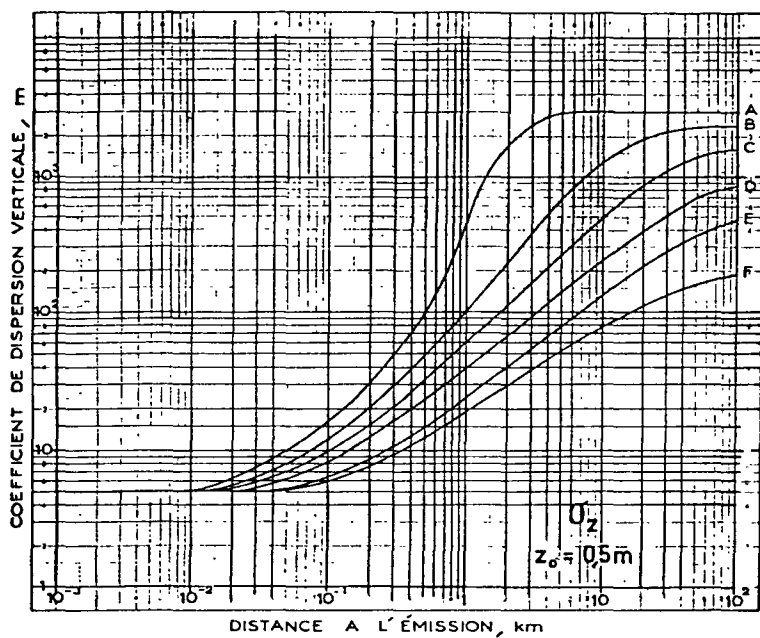


Figure 7 : Paramètre de dispersion verticale  $\sigma_z$  en fonction de la distance à la source et des classes de stabilité, pour un environnement de rugosité moyenne.

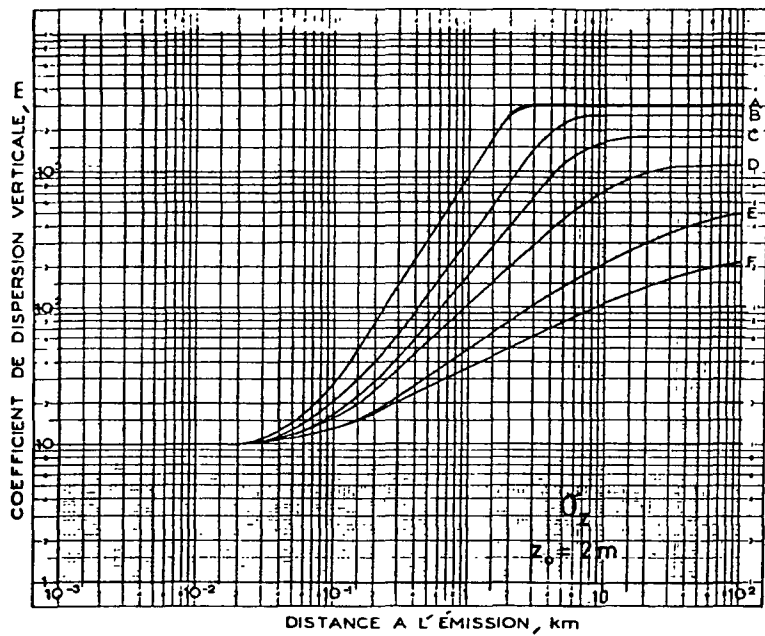


Figure 8 : Paramètre de dispersion verticale  $\sigma_z$  en fonction de la distance à la source et des classes de stabilité, pour un environnement de forte rugosité.



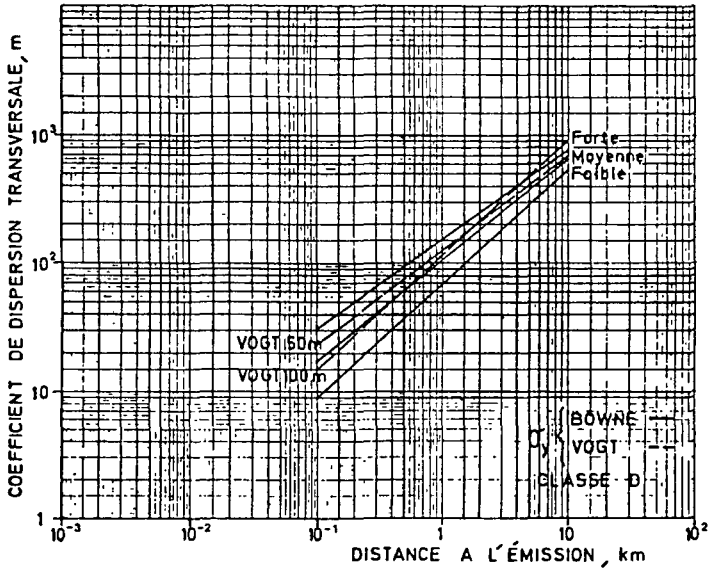


Figure 9 : Effet de la rugosité sur le paramètre de dispersion horizontale  $\sigma_y$  de BOWNE. La forte rugosité ( $z_0 = 2$  m) est comparée aux valeurs expérimentales de VOGT ( $z_0 = 1,8$  m) données pour 2 hauteurs de rejet.

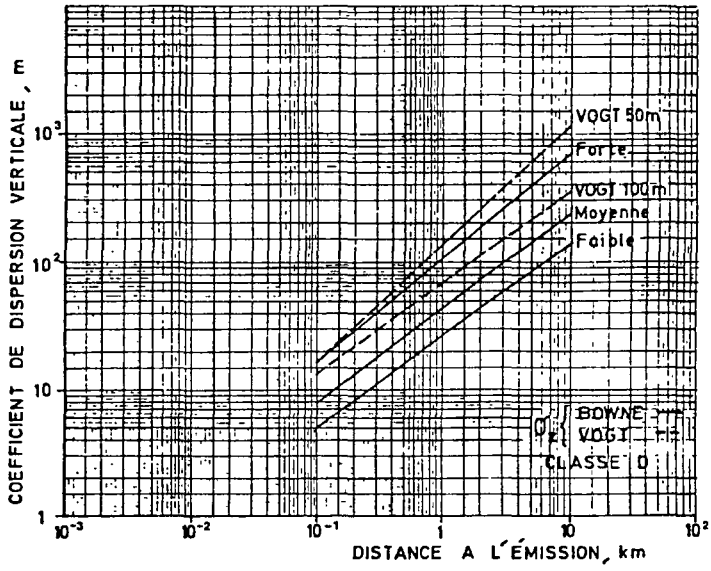


Figure 10 : Effet de la rugosité sur le paramètre de dispersion verticale  $\sigma_z$  de BOWNE. La forte rugosité ( $z_0 = 2$  m) est comparée aux valeurs expérimentales de VOGT ( $z_0 = 1,8$  m) données pour 2 hauteurs de rejet.

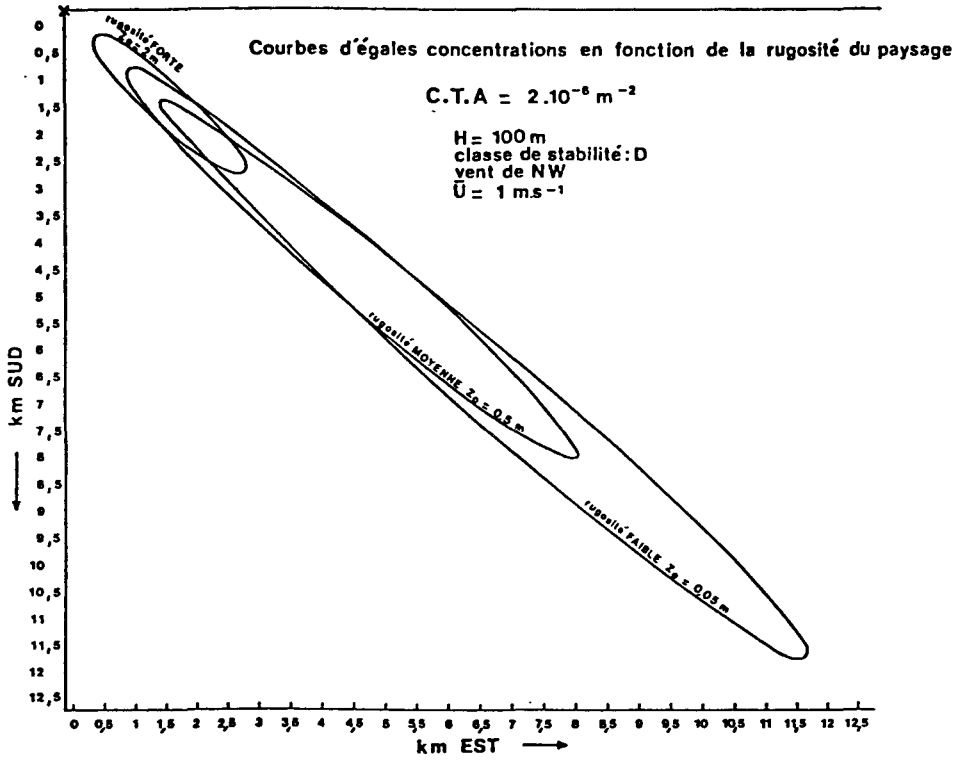


Figure 11 : Courbes d'égales concentrations en fonction de la rugosité du paysage.

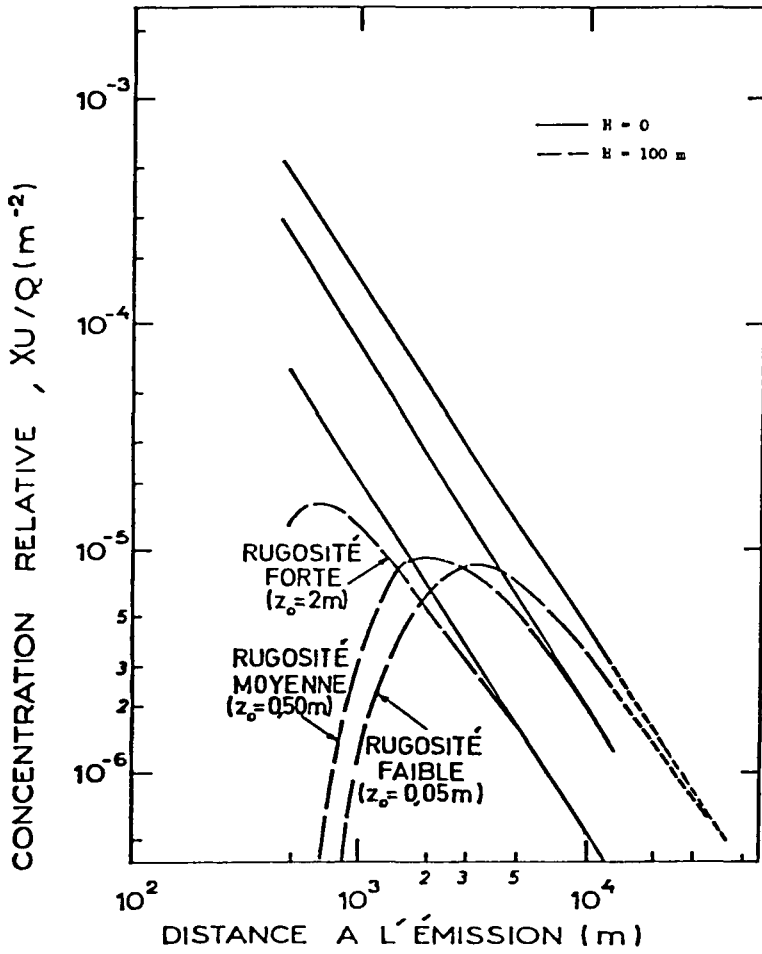


Figure 12 : Concentration relative dans l'axe du panache en fonction de la rugosité du paysage. (Classe de stabilité D)

THE SPLIT-SIGMA METHOD APPLIED TO DISPERSION ESTIMATES

B. SIVERTSEN

Norwegian Institute for Air Research  
Lillestrøm - NORWAY

SUMMARY. Dispersion parameters determined from measurements of horizontal turbulence, wind and temperature profiles have been used to estimate the spread of pollutants.

The horizontal spread was best simulated from the standard deviations of the horizontal wind direction fluctuations; the vertical spread was assessed from wind and temperature profiles.

One hour average concentration estimates, obtained using the SPLIT-SIGMA method as described above, are compared with concentration estimates, obtained with standard PASQUILL-GIFFORD schemes. Some of the results are also compared with SF<sub>6</sub> tracer data.

RESUME. APPLICATION DE LA METHODE DES ECARTS-TYPES FRACTIONNES (SPLIT-SIGMA) A L'ESTIMATION DE LA DISPERSION. On a utilisé, pour évaluer la dispersion des polluants, des paramètres de dispersion dérivés de mesures de la turbulence horizontale et des profils de vent et de température. C'est à partir des écarts-types des variations de la direction horizontale du vent que l'on a le mieux simulé la diffusion horizontale et, avec les profils du vent et de température, la diffusion verticale.

On compare des estimations de la concentration moyenne horaire obtenues par la méthode des écarts-types fractionnés (SPLIT-SIGMA) décrite à celles résultant des formules de PASQUILL-GIFFORD normales. Certains résultats sont aussi comparés aux données obtenues grâce au traceur SF<sub>6</sub>.

KURZFASSUNG. ANWENDUNG DER "SPLIT-SIGMA"-METHODE BEI AUSBREITUNGSRECHNUNGEN. Zur Bestimmung der Ausbreitung von Schadstoffen wurden aus Messungen der Horizontalturbulenz sowie der Wind- und Temperaturprofile ermittelte Dispersionsparameter verwendet.

Die horizontale Ausbreitung liess sich am besten durch die Standardabweichungen der horizontalen Windrichtungsänderungen simulieren. Die vertikale Ausbreitung wurde durch Wind- und Temperaturprofile gewonnen.

Abschätzungen der über eine Stunde gemittelten Konzentration, die unter Verwendung der beschriebenen "SPLIT-SIGMA"-Methode ermittelt wurden, werden mit Konzentrationen, die aus den üblichen PASQUILL-GIFFORD-Ausbreitungsmodellen abgeleitet wurden, verglichen. Einige der Ergebnisse werden ausserdem mit SF<sub>6</sub>-Tracer-Daten verglichen.

## 1. Introduction

The concentration estimate at any receptor point is depending upon our ability to estimate the emission rate, the wind speed and direction, and the horizontal width and the vertical depth of the plume.

The use of the Gaussian plume diffusion equations requires a knowledge of the horizontal and vertical growth of the plume, usually expressed in terms of the standard deviation of the concentration distributions,  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$ , respectively. Several methods for quantifying these parameters and for specifying turbulence classes have been presented (1,2). The most widely used system is based upon a stability classification scheme proposed by Pasquill (3), combined with the dispersion parameters of Turner (4). Stability categories are also frequently defined by estimates of the vertical temperature gradient (5).

When selecting diffusion classes in this way, both vertical and lateral spread is specified. During the last few years several authors have emphasized the importance of estimating lateral and vertical dispersion parameters separately, especially during low wind speed inversion conditions (2,6). This "split sigma" method estimates  $\sigma_y$  from measurements of the standard deviation of wind direction fluctuations  $\sigma_\theta$ , and  $\sigma_z$  from estimates of the vertical heat flux, or from vertical temperature and wind profile data.

This paper presents a comparison between ground level concentrations obtained from the standard Pasquill-Turner schemes and the concentrations estimated by the split sigma method.

## 2. Observations of $\sigma_\theta$

The Norwegian Institute for Air Research (NILU) automatic weather station (7) was used to collect average values every five minute of  $\sigma_\theta$ , wind speeds, wind directions, and tem-

peratures at two levels on 36 m high masts. The  $\sigma_\theta$  statistic has been shown to vary from one site to another depending mainly upon the surface roughness of the site (8). The frequency distributions of  $\sigma_\theta$  values also varied strongly with wind speed as shown in Figure 1.

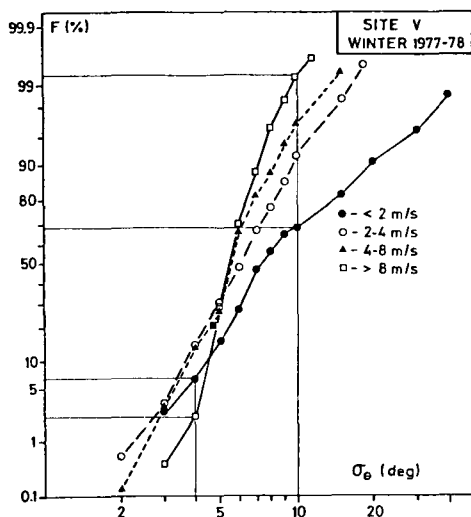


Figure 1: Cumulative frequency distribution of  $\sigma_\theta$  values for 4 classes of wind speeds.

During low wind speed conditions the ranges of  $\sigma_\theta$  values were much larger than during high wind speeds. For cases with wind speeds above 8 m/s, 97% of all observations of  $\sigma_\theta$  were between 4 and 10 deg. For wind speeds less than 2 m/s more than 30% of the  $\sigma_\theta$  values were above 10 deg, and 6% were less than 4 deg.

To examine whether the wide range of  $\sigma_\theta$  values during low wind speed conditions is dependent upon the thermal stratification of the atmosphere, the average values of  $\sigma_\theta$  are shown as a function of stability and wind speed in Figure 2.

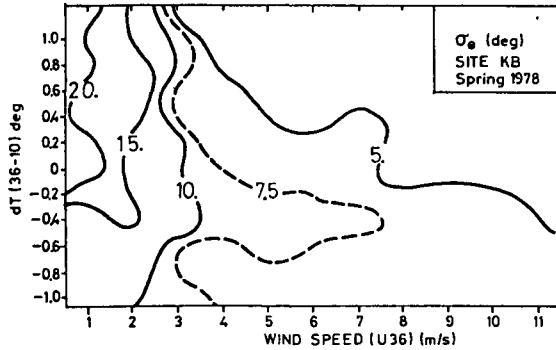


Figure 2: Average  $\sigma_\theta$  as a function of temperature gradient ( $dT = T_{36} - T_{10}$ ) and wind speed (FF36).

This figure shows that even during very stable atmospheric conditions,  $dT(36-10) > 0.4$ ,  $\sigma_\theta$  values of more than 20 deg were observed during weak wind conditions.

### 3. Lateral dispersion parameter

Dispersion experiments with  $SF_6$  tracer gas have been carried out to establish the empirical relationship between  $\sigma_\theta$  from horizontal wind fluctuation measurements and the lateral dispersion parameter  $\sigma_y$  (9). It was concluded that, following Pasquill (10),  $\sigma_y$  could be expressed as:

$$\sigma_y = \sigma_\theta \cdot x \cdot f(t) \quad (1)$$

where  $x$  (in m) is the downwind distance from the source, and  $f$  is a function of the travel time  $t$  ( $\approx x/(\bar{u})$ ). For surface roughness lengths of the order of about 0.01 - 0.20 m,  $f$  could be expressed by (9):

$$f = (1 + 0.055t^{0.5})^{-1} \quad (2)$$



For the rougher sites, where  $z_0 \approx 0.5$  m,  $f$  was approximated by:

$$f = 4.6 \cdot t^{-0.33} \quad (3)$$

All experiments were carried out in the surface boundary layer. Equations 1-3 have, therefore, only been used for estimating the lateral spread of a gas cloud emitted at ground level.

#### 4. Vertical dispersion parameter

Well defined surface layer parameters, taking into account surface roughness and stability, have been used to estimate the vertical dispersion from sources near the ground. The concentration  $C$  at height  $z$  from a continuous cross-wind line source near the ground can be described by:  $\partial C / \partial t = \partial (K_z \partial C / \partial z) / \partial z$ , where  $K_z$  is the eddy diffusivity.

For a simple diffusion process, in a stationary situation with homogenous wind and turbulence and given initial and boundary conditions, the solution can be Gaussian, with a concentration variance:

$$\sigma_z^2 = 2K_z t, \quad \text{where } t = x/\bar{u} \quad (4)$$

In the surface layer, the vertical eddy diffusivity,  $K_z$ , is strongly related to the eddy conductivity  $K_h$ :

$$K_z \approx K_h = \kappa \cdot u_* \cdot z / \phi_h(z/L), \quad (5)$$

where  $\kappa$  is von Karman's constant,  $u_*$  is the friction velocity,  $L$  is the Monin-Obukhov length, and  $\phi_h$  is a universal function of  $z/L$ . A model for the surface layer, as proposed by Busch et al. (11) and based upon established similarity theory, was applied to estimate friction velocities, surface heat fluxes,  $H_0$ , and Monin-Obukhov lengths from measurements of wind and temperature profiles.

An iterative process was applied to estimate L from:

$$L = -c_p \rho T_O u_*^3 / (\kappa \cdot g \cdot H_0), \quad (6)$$

$$\text{with } H_0 = -\rho c_p u_* \theta_*, \quad (7)$$

and the wind and temperature profiles given by:

$$u = (\ln(z/z_0) - \psi_m(z/L)) \cdot u_* / \kappa \quad (8)$$

$$\Delta\theta = 0.74 (\ln(z/z_0) - \psi_h(z/L)) \cdot \theta_* \quad (9)$$

The functions  $\psi_m$  and  $\psi_h$  are the integrals of the universal functions  $\phi_m$  and  $\phi_h$  given by Businger (12):

$$\text{for } (z/L) < 0 : \phi_m = (1-15 z/L)^{-1/4} \quad (10)$$

$$\phi_h = 0.74 (1-9 z/L)^{-1/2} \quad (11)$$

$$\text{for } (z/L) > 0 : \phi_m = 1 + 4.7 z/L \quad (12)$$

$$\phi_h = 0.74 + 4.7 z/L \quad (13)$$

The vertical eddy diffusivity,  $K_z$ , was assumed to increase linearly with height in the surface layer of the atmosphere. The height at which  $K_z$  was estimated in Eq. (5) was assumed to be  $0.5 \sigma_z$ , and an iterative process was used to estimate  $\sigma_z$ .

## 5. Concentration estimates

One-hour average ground level concentrations of a passive contaminant released at the surface (at an emission rate Q) have been estimated from the simple Gaussian equation:

$$c(x,y,0)/Q = (\pi \bar{u} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z)^{-1} \cdot \exp(-0.5(y/\sigma_y)^2) \quad (14)$$

The methods described in Sections 3 and 4 for estimating  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  do not need any specification of stability classes. The dispersion parameters are continuously given as functions of wind direction fluctuations,  $\sigma_\theta$ , surface roughness length,  $z_0$ , and wind and temperature profiles.

These concentration estimates have been compared to estimates applying the Pasquill-Turner scheme, which involve turbulence classification . The turbulence classes were specified according to the temperature differences between 36 m and 10 m above the ground, as shown in Table 1.

*Table 1: Classification of atmospheric stability.*

Stabilit.categories	Pasquill categories	Temp. gradient (dT 36-10)
Extremely unstable	A	< -1.0
Moderately unstable	B	-1.0 to -0.8
Slightly unstable	C	-0.8 to -0.5
Neutral	D	-0.5 to -0.1
Slightly stable	E	-0.1 to 0.4
Stable	F	> 0.4

The dispersion parameters  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  were in these estimates taken from Turner (4).

Concentration estimates for situations when tracer experiments were carried out are presented in Figure 3.

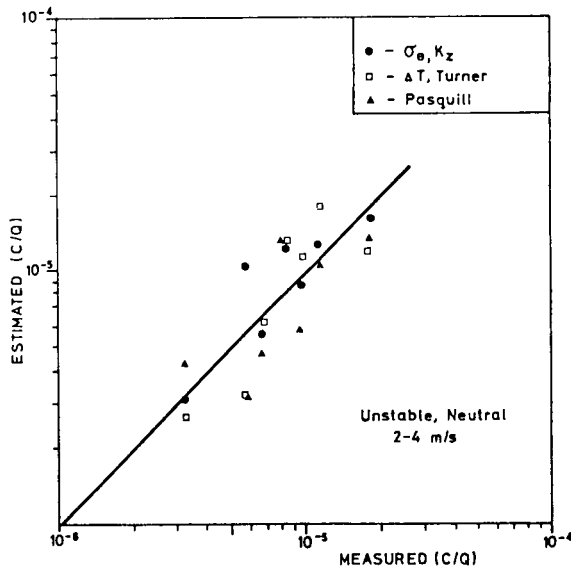


Figure 3: Comparison of estimated and measured normalized concentrations (C/Q) for three methods of estimating the dispersion parameters.

The tracer experiments were all carried out during unstable or near-neutral conditions, and wind speeds of 2 to 4 m/s. For these situations the different methods of estimating  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  apparently do not produce significantly different ground level concentrations. The Pasquill scheme, involving cloud cover, time of day and wind speed, is also included in Figure 3, and these results are not much different from those applying the methods described above.

The estimated concentrations are also in good agreement with the measured concentrations.

When examining stable to near-neutral atmospheric conditions at wind speeds less than 2 m/s, the picture is different depending upon the choice of dispersion parameters.

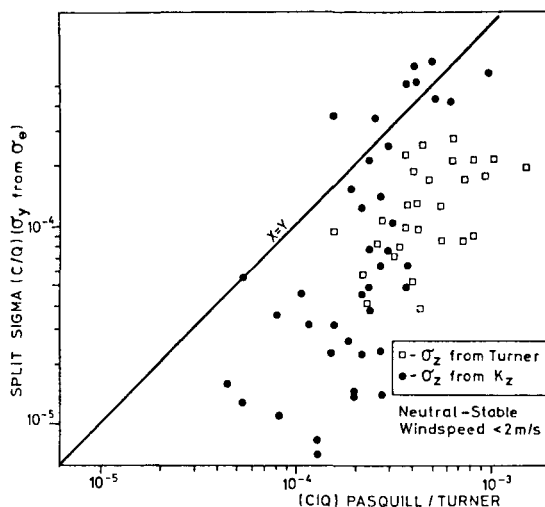


Figure 4: A comparison of maximum ground level concentrations (C/Q) estimated from different sets of lateral dispersion parameters ( $\sigma_y$ ) at a distance of 1 km from the source. (Source height 1 m).

Computed maximum ground level concentrations ( $y=0$  in Eq. 14) at a distance of 1 km from a source at 1 m above surface are presented in Figure 4. An initial spread,  $\sigma_{z0} = 4$  m, was assumed at the source. The figure shows that during weak winds and stable conditions the Pasquill-Turner dispersion schemes usually overestimate the maximum concentrations compared to concentrations estimated with the split sigma method.

When applying the split sigma method the horizontal spread,  $\sigma_y$ , was always estimated from wind direction fluctuations ( $\sigma_\theta$ ) as presented in Section 3. Two methods were applied for estimating  $\sigma_z$ : 1) Turner's  $\sigma_z$  values for stabilities as classified by the temperature profile (Table 1), and 2) from  $K_z$  profile calculated as shown in Section 4.

The estimates obtained by using  $\sigma_z$  from the  $K_z$  profiles in the split sigma method gave in a few cases the highest maximum (ground level) concentrations. This was caused by very low  $K_z$  values in the stable, stratified surface layer when the wind was weakest ( $u_*$  is small, Eq. 5). The calculated plume, therefore, was well spread out horizontally but remained very shallow in the vertical. Figure 4 also shows that the split sigma method gave a much wider range of concentrations than the classical Pasquill-Turner scheme.

The plume characteristics obtained with the split sigma method could have important implications in estimations of the hazard area or the chances of dose limits being exceeded at a specified receptor point after an accident.

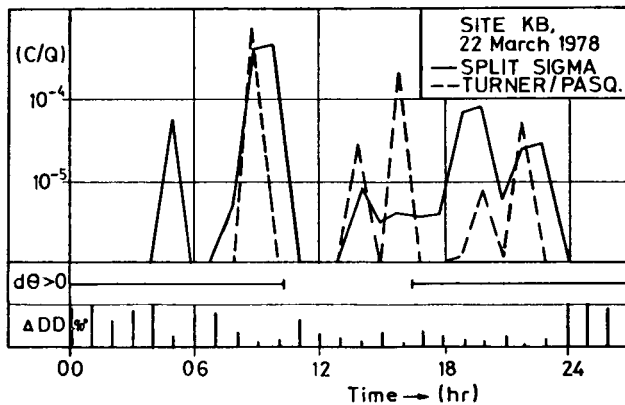


Figure 5: Relative one-hour average concentrations ( $C/Q$ ) as a function of time of the day at a receptor point 1 km north of Site KB, using the "split sigmas" and the Pasquill Turner schemes ( $d\theta > 0$  indicate stable stratification,  $\Delta DD$  is the difference between the wind direction and the direction from the source to the receptor point).

To illustrate this, Figure 5 shows the one-hour average concentration variation with time at a specified receptor point during one day with weak wind conditions. The receptor point was in this case located 1 km north of a ground level release at Site KB. A typical feature of the classi-

cal Pasquill-Turner scheme, which gives a narrow plume during stable conditions, is that the cloud will arrive at the receptor point only when the wind is more or less straight towards the point. For this reason the Pasquill-Turner scheme may fail to predict any concentrations at the receptor for extended periods (cf. Figure 5). When the plume reaches the receptor point, however, this scheme usually estimated higher concentrations than the split sigma method (for reasons shown in Figure 4).

The broad, meandering plume, calculated from  $\sigma_\theta$  values of the split sigma method during weak-wind stable conditions, gives a larger chance for parts of the cloud to reach the receptor point.

## 6. Discussion and conclusions

Observed standard deviations of wind direction fluctuations were used to estimate the horizontal spread of a passive contaminant. Some care has to be taken when such data are to be used in irregular terrain with changing surface roughness. Measurements of  $\sigma_\theta$  may be representative for the local turbulence generated by the roughness of the upwind surfaces in the vicinity of the measuring site.

For selected sites the use of  $\sigma_\theta$  data and vertical wind and temperature profiles (split sigmas) were used to calculate ground level concentrations. These were compared with the standard Pasquill-Turner method most frequently applied in dispersion estimates. A comparison has shown that during weak-wind stable conditions the maximum ground level concentrations obtained from the classical Pasquill-Turner schemes usually were higher than those obtained when using the split sigma method. This was due to the shape of the estimated plume, which was too narrow, when the turbulence class was determined from the temperature stratification, and both  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  estimated from Turner (4). The clouds calculated from  $\sigma_\theta$  measurements and  $K_z$  profiles were broader and more shallow. For an accidental release at the surface these features of the split sigma

method, especially during weak-wind stable conditions, leads to important consequences. The estimated hazard area at the surface after an accident might be much larger when estimated from  $\sigma_{\theta}$  and  $K_z$ .

## 7. References

- (1) Gifford, F.A.            Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion. *Nucl. Safety*, 2 47-51 (1961).
- (2) Hanna, S.R. et al.    AMS Workshop on stability schemes and sigma curves - Summary of recommendations. *Bull. Am. Met. Soc.* 58, 1305-1308 (1977).
- (3) Pasquill, F.            The estimation of the dispersion of windborne material. *Met. Mag.* 90, 33-49 (1961).
- (4) Turner, D.B.            Workbook of atmospheric dispersion estimates. Washington D.C., Dept. Health, Ed. & Welfare, 1969. (Environ. Health Service, Pub. No. 995-AP-26.)
- (5)                            Nuclear Regulatory Commission, Safety Guide 1.23, Onsite meteorological program (1972).
- (6) Van der Hoven, I.      A survey of field measurements of atmospheric diffusion under low-wind-speed inversion conditions. *Nucl. Safety*, 17, 223-230 (1976).
- (7) Berg, T.C.              An electronic monitor for measuring atmospheric turbulence. In: *Proceedings of WMO Technical Conference on Instruments and Methods of Observation (TECIMO)*. Hamburg 1977. (WMO-No. 480.)



- (8) Lamb, B.  
Sivertsen, B. Atmospheric dispersion experiments using the NILU automatic weather station and SF<sub>6</sub> tracer techniques Lillestrøm 1978 (NILU TN 12/78.)
- (9) Sivertsen, B. Dispersion parameters determined from measurements of wind fluctuations ( $\sigma_\theta$ ) temperature and wind profiles. In proceedings from: NATO/CCMS 9th Int. Techn. Meeting on Air Pollution Modelling. Toronto 1978.
- (10) Pasquill, F. Some topics relating to modelling of dispersion in boundary layer. Research Triangle Park, N.C., 1975. (EPA-650/4-75-015.)
- (11) Busch, N.E.  
Chang, S.W.  
Anthes, R.A. A multi-level model of the planetary boundary layer suitable for use with mesoscale dynamic models. *J. Appl. Met.*, 15, 909-918 (1976).
- (12) Businger, J.A. Turbulent transfer in the atmospheric surface layer.  
In: *Workshop on micrometeorology*, D.A. Haugen, Ed.. Boston, Am. Met. Soc., 1973, pp. 67-98.



DETERMINATION DES LOIS D'EVOLUTION DES ECARTS-TYPES DE  
DISTRIBUTION DE POLLUTION A PARTIR DE CONSIDERATIONS  
SUR LE SPECTRE DE TURBULENCE ATMOSPHERIQUE ET SA  
POSSIBILITE DE SIMULATION EN LABORATOIRE

B. CRABOL  
C.E.A.

Fontenay-aux-Roses - FRANCE

RESUME. On distingue communément, dans le spectre énergétique de l'atmosphère, trois gammes de fréquences correspondant à trois échelles de turbulence distinctes, généralement dénommées micro-, méso-, et macro-échelle. Pour ce qui nous concerne, nous ne distinguerons toutefois dans ce spectre, que deux gammes de fréquences seulement, soit deux échelles de turbulence. L'une appelée turbulence à petite échelle, s'apparente à la micro-échelle habituelle et est assimilable à la turbulence d'un écoulement de laboratoire en veine hydraulique ou aéraulique. L'autre appelée turbulence à grande échelle s'apparente à l'ensemble des méso- et macro-échelles habituelles, et est propre à l'atmosphère.

Le comportement de ces deux catégories de turbulence en fonction de la vitesse moyenne du vent est différent. La turbulence à petite échelle est directement liée à ce paramètre alors que la turbulence à grande échelle en est indépendante.

Dans le calcul de TAYLOR, qui prend en compte l'effet de filtre passe-bas de la durée de transfert sur la valeur de l'écart-type de dispersion de particules, nous introduisons un filtre passe-haut qui traduit l'effet de durée d'observation nécessairement finie à l'échelle de l'atmosphère réelle.

On peut ensuite préciser dans quelles conditions les lois de variations des écarts-types de distribution de pollution dépendent:

- de la distance de transfert seule,
- de la durée de transfert et de la vitesse du vent,
- de la durée de transfert seule.

On en déduit, au moyen de certaines hypothèses simplificatrices, des lois quantitatives pratiques de variation de l'écart-type horizontal de dispersion de la pollution en fonction de la vitesse du vent et de la durée de transfert.

KURZFASSUNG. ERMITTLUNG DER GESETZMÄSSIGKEIT FÜR STANDARDABWEICHUNGEN DER VERTEILUNG VON SCHADSTOFFEN AUFGRUND VON ÜBERLEGUNGEN ÜBER TURBULENZ-SPEKTREN IN DER ATMOSPHERE UND DEREN NACHAHMBARKEIT IM LABOR. Im allge-

meinen wird bei den Energiespektren in der Atmosphäre zwischen drei Frequenzbereichen unterschieden, die drei getrennten, im allgemeinen mit Micro-, Meso-, und Macro-Skala bezeichneten Turbulenzstufen entsprechen. Allerdings unterscheiden wir nur zwei Frequenzbereiche, d.h. zwei Turbulenzstufen. Eine als Micro-Turbulenz bezeichnete Stufe lehnt sich an die übliche Skala an und ist mit der Turbulenz einer im Labor erzeugten Strömung im Wasser- oder Luftstrahl vergleichbar. Die andere als Macro-Turbulenz bezeichnete Turbulenz lehnt sich an die Gesamtheit der üblichen Meso- und Macro-Skala an.

Das Verhalten dieser beiden Turbulenzkategorien in Abhängigkeit von der mittleren Windgeschwindigkeit ist verschieden. Die Micro-Turbulenz ist direkt von diesem Parameter abhängig, während die Macro-Turbulenz hier von unabhängig ist.

In die TAYLOR-Rechnung, die den Tiefpassfiltereffekt der Transportdauer auf den Wert der Standardabweichung für die Teilchenstreuung berücksichtigt, führen wir einen Hochpassfilter ein, der den Einfluss der zwangsläufig beendeten Beobachtungszeit auf die Skala der tatsächlichen Atmosphäre überträgt.

Schliesslich lassen sich genaue Aussagen darüber machen, unter welchen Bedingungen die Veränderungen der Standardabweichungen für die Verteilung der Schadstoffe von den folgenden Parametern abhängen :

- Transportdistanz,
- Transportdauer und Windgeschwindigkeit,
- Transportdauer allein.

Hieraus werden mittels bestimmter vereinfachter Hypothesen praktische quantitative Gesetzmässigkeiten für die Veränderung der horizontalen Standardabweichung bei der Verteilung der Schadstoffe in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und der Transportdauer abgeleitet.

SUMMARY. DETERMINATION OF THE RELATIONS GOVERNING TRENDS IN THE STANDARD DEVIATIONS OF THE DISTRIBUTION OF POLLUTION BASED ON OBSERVATIONS ON THE ATMOSPHERIC TURBULENCE SPECTRUM AND THE POSSIBILITY OF LABORATORY SIMULATION. The energy spectrum of the atmosphere is normally regarded as comprising three frequency ranges corresponding to three discrete scales of turbulence generally known as the microscale, the mesoscale and the macroscale.

For our purposes, however, we distinguish only two frequency ranges - i.e. two scales of turbulence. One, referred to as "small-scale turbulence", is

related to the normal microscale and may be compared to turbulence in laboratory flows of hydraulic or gaseous form. The other, "large-scale turbulence", is related to the normal meso- and macro-scales combined and is particular to the atmosphere.

These two categories of turbulence behave differently as a function of the mean wind speed. Small-scale turbulence is directly related to this parameter, whereas large-scale turbulence is independent of it.

Using TAYLOR's calculation, which takes account of the low-pass filter effect of the transfer time on the value for the standard deviation of particle dispersion, we have introduced a high-pass filter which translates the effect of the time of observation, by definition finite, onto the true atmospheric scale.

It is then possible to identify those conditions under which the relations governing variation of the standard deviations of pollution distribution are dependent upon :

- the distance of transfer alone,
- the time of transfer and the wind speed,
- the time of transfer alone.

Thence, making certain simplifying assumptions, practical quantitative relationships are deduced for the variation of the horizontal standard deviation of pollution dispersion as a function of wind speed and time of transfer.

## I - INTRODUCTION

Les modèles mathématiques prévisionnels de distribution de pollution en atmosphère nécessitent la connaissance de paramètres expérimentaux liés aux caractéristiques dispersives de l'atmosphère.

En particulier, les modèles gaussiens nécessitent la connaissance des écarts-types de dispersion de pollution.

Les lois d'évolution des écarts-types expérimentaux, en fonction de la distance de transfert du polluant, ou en fonction de la durée de son transfert, diffèrent selon les auteurs et les mesures en atmosphère ne permettent pas de mettre en évidence de façon formelle le choix du paramètre convenable.

On conçoit que les résultats donnés par les différents expérimentateurs sont comparables pour les vitesses de vent rencontrées le plus fréquemment ( $5 \text{ ms}^{-1}$  en atmosphère neutre ;  $1 \text{ ms}^{-1}$  en atmosphère stable). Par contre, ces résultats peuvent devenir très différents lorsque les vitesses de vent s'écartent notablement de ces valeurs.

On se propose, à partir de considérations théoriques et de résultats expérimentaux sur les spectres de turbulence en atmosphère d'une part, en laboratoire d'autre part, de préciser le paramétrage et les lois d'évolution des écarts-types de dispersion de pollution en atmosphère.

## II - FORMULATION MATHÉMATIQUE DE L'ECART-TYPE DE DISTRIBUTION DE POLLUTION EN ATMOSPHERE

Un écoulement turbulent peut être décrit statistiquement dans une représentation générale suivant laquelle on exprime les énergies  $v_i'^2$  des fluctuations de vitesse, dans les 3 directions, d'une particule marquée que l'on suit dans son mouvement, sous forme de fonctions spectrales énergétiques  $F_{L_i}(n)$ .

Ces fonctions, dites lagrangiennes, sont liées aux énergies turbulentes  $\overline{v_i'^2}$  par la relation :

$$\overline{v_i'^2} = \int_0^\infty F_{L_i}(n) \, dn \quad (1)$$

$F_{L_i}(n)$  représente donc la contribution des fréquences comprises entre  $n$  et  $n+dn$  dans le calcul de la moyenne  $\overline{v_i'^2}$ .

Taylor [1] a montré comment s'introduisait la fonction spectrale énergétique dans la formulation mathématique de l'écart-type  $\sigma_i$  de dispersion de particules.

Les hypothèses du calcul de Taylor sont l'homogénéité et la stationnarité de l'écoulement, c'est-à-dire que les moyennes portant sur les composantes de la vitesse en un point donné de l'écoulement (définition eulérienne de la turbulence) ne dépendent ni des coordonnées, ni du temps.

L'écart-type  $\sigma_i$ , dans la direction  $i$ , de la distribution de particules observées sur un temps infini, s'écrit au bout d'un temps de transfert  $t$  :

$$\sigma_i^2(t) = t^2 \int_0^\infty F_{L_i}(n) \frac{\sin^2 \pi n t}{(\pi n t)^2} \, dn \quad (2)$$

En fait, l'écoulement atmosphérique ne vérifie de façon stricte aucune des deux hypothèses de calcul.

### 1. Homogénéité

Les moyennes au sens d'Euler dépendent essentiellement de la coordonnée verticale du point de mesure. Toutefois, dans la zone de paroi d'un écoulement de couche-limite de laboratoire, qui présente des analogies avec la couche de surface de l'écoulement atmosphérique, on constate une faible dépendance des grandeurs turbulentes de l'écoulement avec la distance à la paroi, sauf tout près de cette paroi [2]. On peut donc, dans une certaine mesure, accepter l'hypothèse d'homogénéité dans la couche de surface atmosphérique.

En dehors de la couche de surface, nous allons voir en III que les grandeurs turbulentes qui régissent les transferts (turbulence à grande échelle) sont d'une toute autre nature que celles déterminées en laboratoire, et on admet alors que le concept d'homogénéité peut leur être appliqué.

## 2. Stationnarité

L'écoulement atmosphérique comporte des battements de très basse fréquence, et on ne peut observer de moyennes stables dans le temps, à moins d'observer sur des temps extrêmement longs. Une grandeur moyenne en atmosphère n'a alors de signification que si on lui associe le temps sur lequel on a calculé cette moyenne.

Le fait de n'observer que sur un temps fini, revient à ne considérer que les structures turbulentes dont la période n'est pas très grande devant le temps d'observation. On doit donc introduire dans la formulation de Taylor un filtre passe-haut, dont la fréquence de coupure dépend du temps d'observation, et qui pondère l'énergie associée aux structures basse fréquence de l'écoulement atmosphérique. On voit alors que les structures intervenant de façon déterminante dans le calcul de l'écart-type  $\sigma_1$  sont contenues dans une bande de fréquence dont le centre et la largeur dépendent du temps de transfert et du temps d'observation.

Pour déterminer la forme du filtre passe-haut, on considère une sinusoïde de fréquence  $n$  et d'amplitude  $a$  :

$$V' = a \sin 2 \pi n t$$

Si on l'observe sur un temps infini, son énergie est égale à :

$$\overline{V'^2} = \lim_{T \rightarrow \infty} \left[ \frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} [a \sin 2 \pi n t]^2 dt \right] = \frac{a^2}{2}$$



Par contre, si on l'observe sur un temps fini  $T_0$ , on ne prend en compte qu'une partie de son énergie :

$$\overline{v_{T_0}^2} = \frac{1}{T_0} \int_{-T_0/2}^{T_0/2} [a \sin(\pi n t)]^2 dt = \frac{a^2}{2} \left[ 1 - \frac{\sin 2 \pi n T_0}{2 \pi n T_0} \right]$$

On voit ainsi apparaître la forme du filtre passe-haut :

$$1 - \frac{\sin 2 \pi n T_0}{2 \pi n T_0}$$

En introduisant ce filtre dans la formulation de Taylor (2), on obtient :

$$\sigma_{i(t)}^2 = t^2 \int_0^\infty F_{L_i}(n) \left[ 1 - \frac{\sin 2 \pi n T_0}{2 \pi n T_0} \right] \frac{\sin^2 \pi n t}{(\pi n t)^2} dn \quad (3)$$

### 3. Relation entre les grandeurs lagrangiennes et les grandeurs eulériennes de la turbulence

Les grandeurs lagrangiennes  $F_{L_i}(n)$  intervenant dans (3) ne sont pas directement accessibles à la mesure. On suppose alors qu'il existe, entre les spectres eulériens  $F_{E_i}(n)$ , que l'on sait mesurer, et les spectres lagrangiens  $F_{L_i}(n)$  une relation de type de celle proposée par Hay et Pasquill [3] :

$$F_{L_i}(n) = \beta F_{E_i}(\beta n)$$

Des résultats expérimentaux, et aussi une étude théorique de Philips [4] montrent que  $\beta$  varie suivant la valeur de l'intensité de turbulence  $I$  (figure 1). Ce facteur  $\beta$  est donc aussi lié à l'échelle de turbulence considérée par l'intermédiaire du spectre d'énergie. On montre qu'introduire ce facteur  $\beta$  dans (3) revient à remplacer  $n$  par  $\frac{n}{\beta}$  dans les fonctions filtres.

Les valeurs pratiques de  $\beta$  utilisées dans notre calcul sont indiquées au paragraphe V. (3) s'écrit alors :

$$\sigma_{\frac{i}{T_0}}^2(t) = t^2 \int_0^{\infty} F_{E_i}(n) \left[ 1 - \frac{\sin \frac{2 \pi n T_0}{\beta}}{\frac{2 \pi n T_0}{\beta}} \right] \frac{\sin^2 \frac{\pi n t}{\beta}}{\left(\frac{\pi n t}{\beta}\right)^2} dn \quad (4)$$

### III - COMPARAISON DES SPECTRES D'ENERGIE EN ATMOSPHERE ET EN LABORATOIRE

Il existe peu de résultats expérimentaux couvrant l'ensemble du spectre de l'atmosphère, étant donnés les temps prohibitifs que son observation nécessite, néanmoins l'étude de Van der Hoven [5] montre l'étendue du spectre longitudinal (figure 2). On s'aperçoit qu'elle est considérable puisque la période des tourbillons porteurs d'énergie va de quelques secondes à plusieurs jours. On note toutefois deux pics d'énergie, le premier aux environs de 1 mn, le second aux environs de 100 h, avec entre les deux ce qu'on appelle un trou d'énergie ou "gap" correspondant à une relative absence d'énergie des tourbillons de l'ordre de l'heure.

Les résultats de spectres énergétiques d'écoulements turbulents obtenus en laboratoire montrent que, tout en tenant compte des échelles de réduction, on est loin d'obtenir la même gamme de fréquences. En fait, on s'aperçoit qu'il y a similitude des spectres obtenus en laboratoire et en atmosphère uniquement dans la partie haute fréquence du spectre, situé à droite du "gap" et que les tourbillons de fréquences inférieures que l'on trouve dans l'atmosphère n'existent pas dans l'écoulement de laboratoire.

On peut séparer en deux le spectre turbulent de l'atmosphère : une partie que l'on appellera "turbulence à petite échelle" similaire à la structure turbulente d'un écoulement de laboratoire et qu'on pourra étudier de cette façon ; une partie que l'on appellera "turbulence à grande échelle" propre à l'atmosphère et dont la seule possibilité d'étude est la mesure directe en atmosphère.

Certains auteurs [6], se basant sur d'autres critères,

distinguent trois domaines dans le spectre de la turbulence atmosphérique, dénommés micro, méso et macro-échelle. A la lumière du critère que nous utilisons, nous ne distinguons donc que deux échelles de turbulence : la première (petite échelle) s'apparentant approximativement à la micro-échelle, la deuxième (grande échelle) étant analogue aux méso et macro-échelles.

Nous allons voir que les causes qui engendrent ces deux turbulences sont différentes et que, par conséquent, leurs comportements vis-à-vis de la vitesse moyenne du vent notamment ne seront pas les mêmes.

- La turbulence à petite échelle, de même que la turbulence de l'écoulement de laboratoire est créée par le frottement du fluide sur le sol au-dessus duquel se développe le gradient de vitesse.

On conçoit bien que les grandeurs caractéristiques de cette turbulence soient liées à la vitesse moyenne du vent.

Les résultats expérimentaux montrent que ces grandeurs adimensionnalisées à l'aide de la vitesse de frottement  $u_*$  et la hauteur de la courbe limite  $\delta$  ne dépendent que de la hauteur  $y/\delta$ , sauf très près du sol, soit à une hauteur donnée :

$$\frac{F_{Ei}(n') u_*}{\delta} = \text{cste pour } n' = \frac{n\delta}{u_*} \text{ donnée} \quad (5)$$

- Les origines de ce qu'on appelle la turbulence à grande échelle sont variées et plus imprécises, disons par une formule générale que cette turbulence est due à des instabilités lointaines, qu'on peut par exemple relier aux conditions météorologiques à l'échelle synoptique.

Mais, c'est le point essentiel, ces instabilités ne sont en aucune façon liées à la vitesses moyenne du vent, et par conséquent, les caractéristiques de la turbulence à grande échelle sont complètement indépendantes de cette vitesse moyenne.

Il en résulte que, pour des conditions météorologiques données, les grandeurs statistiques  $F_{E_1}(n)$  portant sur la turbulence à grande échelle, c'est-à-dire mesurées à travers un filtre passe-bas qui couperait les fréquences de la turbulence à petite échelle, sont des constantes.

On peut avoir confirmation de ce fait dans les résultats de [7]. L'auteur en effet a montré que les valeurs expérimentales des écarts-types  $\sigma_1$  en atmosphère pour des grands temps de transfert étaient paramétrés par le temps de transfert et non par la distance de transfert. L'utilisation de ce dernier paramètre montrait une dispersion considérable des points expérimentaux alors que l'emploi du temps de transfert comme paramètre montrait un bon regroupement de ces points. Or, nous allons voir au § suivant que le paramétrage effectif de  $\sigma_1$  par le temps de transfert équivaut à l'indépendance des caractéristiques statistiques de la turbulence vis-à-vis de la vitesse moyenne du vent.

Ces considérations montrent que le "gap" atmosphérique, très prononcé dans les résultats de Van der Hoven parce qu'ils ont été obtenus par vent très fort, tend à s'atténuer ou même complètement disparaître lorsque le vent faiblit : d'une part, le niveau d'énergie de la turbulence à petite échelle diminue, d'autre part, l'ensemble du spectre de cette turbulence se déplace vers les basses fréquences de la turbulence à grande échelle.

#### IV - PARAMETRES DES TRANSFERTS EN ATMOSPHERE

Nous avons vu en II que les structures turbulentes intervenant de façon prépondérante dans la détermination de l'écart-type  $\sigma_{i_{T0}}(t)$  étaient contenues dans une bande de fréquence dont le centre et la largeur dépendaient des temps de transfert et d'observation.

Deux cas extrêmes se présentent alors suivant que la bande de fréquence se trouve dans le domaine de la turbulence à petite échelle ou à grande échelle.

1er cas : Le temps de transfert  $t$  est suffisamment long pour que la bande de fréquence soit dans le domaine de la turbulence à grande échelle.

Dans ce cas, seule la turbulence à grande échelle détermine la valeur de  $\sigma_{i_{TO}}(t)$ . Nous avons vu (III) que les caractéristiques de cette turbulence sont essentiellement constantes pour des conditions météorologiques données. En remplaçant  $F_{E_i}(n)$  par sa valeur constante dans (4) on voit que  $\sigma_{i_{TO}}$  est uniquement fonction du temps de transfert  $t$ , pour un temps d'observation donné.

2ème cas : Le temps de transfert est suffisamment court pour que la fréquence de coupure du filtre passe-bas soit dans le domaine de la turbulence à petite échelle.

Dans ce cas, les deux turbulences peuvent intervenir dans la détermination de  $\sigma_{i_{TO}}(t)$ . Le rôle respectif de chacune des deux turbulences dépend du temps d'observation.

a) Pour des temps d'observation suffisamment courts, seules les structures de la turbulence à petite échelle déterminent la valeur de  $\sigma_{i_{TO}}(t)$ .

On peut réécrire la formulation (4) sous forme adimensionnelle :

$$\frac{\sigma_{i_{TO}}^2(t)}{\delta^2} = \left(\frac{tu_*}{\delta}\right)^2 \int_0^\infty \frac{F_{E_i}(n') u_*}{\delta} \left[ 1 - \frac{\sin\left(\frac{2\pi n' TO'}{\beta}\right)}{2 \frac{\pi n' TO'}{\beta}} \right] \frac{\sin^2\left(\frac{\pi n' t}{\beta} \frac{u_*}{\delta}\right)}{\left(\frac{\pi n'}{\beta} \frac{tu_*}{\delta}\right)^2} dn' \quad (6)$$

On voit que  $\frac{\sigma_{i_{TO}}}{\delta}$  est fonction que de  $t' = \frac{tu_*}{\delta}$ , pour une valeur donnée du paramètre d'observation  $TO' = \frac{TO u_*}{\delta}$ .

Dans la mesure où l'on peut parler de vitesse moyenne de transport, par exemple vitesse moyenne  $\bar{u}$  à la hauteur du point de rejet des particules, et sachant que le rapport  $\frac{\bar{u}}{u_*}$  est constant pour un site donné,  $\sigma_{i_{TO}}$  ne dépend que de  $t \bar{u}$ .

C'est ce qu'on traduit généralement, en posant  $x = t \bar{u}$ , par le

fait que  $\sigma_{i_{TO}}$  est une fonction de l'abscisse moyenne  $x$  des particules.

C'est dans ce cas et seulement dans ce cas - temps de transfert court ; temps d'observation court - que  $\sigma_{i_{TO}}$  est une fonction de  $x$ .

Remarque : Ces conditions sont celles requises pour une simulation réaliste des transferts atmosphériques sur maquette en veine hydraulique ou aéraulique [8]. En effet, les structures turbulentes de l'écoulement de laboratoire sont représentatives de celles qui, dans ce cas, déterminent les transferts en atmosphère.

b) Si le temps d'observation est long, les termes  $F_{E_i}(n)$  tiennent compte d'au moins une partie de la turbulence à grande échelle, et dans la mesure où l'énergie contenue dans celle-ci est très supérieure à l'énergie de la turbulence liée au frottement, les écarts-types ne dépendent alors plus que du temps de transfert  $t$  comme dans le 1er cas.

#### V - DETERMINATION QUANTITATIVE DES ECARTS-TYPES DE DISPERSION DE POLLUTION EN ATMOSPHERE NEUTRE

La résolution numérique de l'équation (4) nécessite la connaissance des grandeurs statistiques  $F_{E_i}(n)$  dans les 3 directions de l'espace.

##### 1. Dispersion horizontale

Le spectre de turbulence à petite échelle a été déterminé expérimentalement par des mesures en veine hydraulique sans stratification [8]. Les conditions expérimentales étaient les suivantes :

- hauteur de rugosité au sol :  $1,15 \cdot 10^{-2}$  m,
- hauteur de couche-limite : 0,6 m,
- hauteur du point de mesure au-dessus du sol :  $2,4 \cdot 10^{-2}$  m.

Les résultats ont été obtenus en écoulement pleinement rugueux (nombre de Reynolds de la rugosité supérieur à 80).

On admet que la turbulence à grande échelle propre à l'atmosphère est celle déterminée par une schématisation du spectre de Van der Hoven (figure 3) duquel on retranche l'énergie des tourbillons liés au frottement du vent sur le sol.

Nous considérons qu'il y a isotropie de ces turbulences basse fréquence dans les directions longitudinale et transversale.

On sait que cette hypothèse ne s'applique pas de façon rigoureuse aux structures hautes fréquences (turbulence à petite échelle). Mais nous avons vu en IV que ces structures n'ont d'influence sur la valeur de l'écart-type qu'aux temps de transfert courts. On montre qu'alors, elles interviennent essentiellement par leurs valeurs quadratiques moyennes  $\sqrt{V_i'^2}$ .

Or, l'écart relatif de ces grandeurs dans les directions longitudinale et transversale par rapport à leur moyenne ne dépasse pas 13 %.

Nous pouvons donc ne considérer qu'un seul paramètre de dispersion horizontale  $\sigma_h$ , déterminé à partir de la moyenne des spectres de turbulence longitudinale et transversale (figure 4), et nous écrivons :

$$\sigma_{x,TO}(t) = \sigma_{y,TO}(t) = \sigma_{h,TO}(t)$$

Nous avons utilisé les valeurs suivantes pour le facteur  $\beta$  qui relie les grandeurs lagrangiennes aux grandeurs eulériennes (voir paragraphe II.3) :

$$\begin{array}{ll} n < n_0 = 2.78 \cdot 10^{-6} \text{ Hz} & \beta = 1 \\ n_0 < n < n_1 = 3.9 \cdot 10^{-4} \text{ Hz} & \beta = 2 \\ n_1 < n & \beta = 4 \end{array}$$

Les résultats sont portés figures 6 à 10 pour différents temps d'observation TO. Leur présentation schématique permet de les utiliser aisément dans les codes de calcul sous la forme  $\sigma_i = (A_i t)^{k_i}$  où  $A_i$  et  $k_i$  sont des constantes dans de larges domaines de temps de transfert.

Nos résultats sont comparés figure 6 aux résultats de [7]. Ces résultats regroupent un ensemble de données expérimentales obtenues soit par l'auteur, soit tirées d'expériences américaines détaillées en [9].

Il est important de noter que les paramètres météorologiques nécessaires à l'interprétation de ces expériences ont été toujours moyennés sur une durée égale au temps de transfert. Cela signifie qu'approximativement, les structures dont la période est supérieure au temps de transfert étaient considérées, à l'échelle de la mesure, comme trajectoires moyennes de la pollution, et que seules les structures dont la période est inférieure au temps de transfert intervenaient sur la dispersion du polluant. Cette coupure dans le spectre de turbulence revient donc à considérer les paramètres de la dispersion sur une durée  $T_0$  égale au temps de transfert  $t$ .

Le bon accord de nos résultats avec ceux présentés par [7] aux grands temps de transfert, alors qu'ils ont été obtenus par deux voies totalement différentes, montre la validité des hypothèses et des valeurs d'entrée des paramètres de notre calcul.

## 2. Dispersion verticale

Le manque d'informations sur les structures basse fréquence de l'atmosphère dans la direction verticale, nous conduit à faire des hypothèses supplémentaires sur le spectre de turbulence.

On sait que l'énergie de ces structures est faible comparative-ment à celle des structures horizontales de même fréquence. On suppose qu'elle existe, comme dans la direction horizontale, depuis la fréquence  $1,35 \cdot 10^{-3}$  Hz. Cette énergie ajoutée à celle des turbulences de petite échelle mesurée expérimentalement en veine hydraulique [8] détermine le spectre vertical de l'atmosphère.

On calcule par itération la valeur de cet apport d'énergie de manière à ce que l'écart-type, résultat du calcul (4), pour la



vitesse moyenne  $\bar{U} = 5 \text{ ms}^{-1}$ , coïncide avec le résultat purement expérimental de  $\langle \bar{U} \rangle$  aux grands temps de transfert. Les valeurs de  $\beta$  considérées dans ce calcul sont les suivantes :

$$\begin{aligned} n < 3.10^{-6} \text{ Hz} & \quad \beta = 2 \\ 3.10^{-6} \text{ Hz} < n < 3,9.10^{-4} \text{ Hz} & \quad \beta = 3 \\ 3,9.10^{-4} \text{ Hz} < n & \quad \beta = 4 \end{aligned}$$

Le spectre ainsi obtenu est présenté figure 5 .

Les écarts-types, obtenus pour différents temps d'observation, sont présentés figures 11 à 15 . On note que l'effet de vitesse du vent est sensible jusqu'à des temps de transfert plus grands dans ce cas qu'en dispersion horizontale du fait de l'importance relativement moindre de l'énergie des turbulences à grande échelle.

### 3. Temps minimum d'intégration des données météo pour le calcul de la vitesse moyenne $\bar{U}$

Le calcul de la vitesse moyenne  $\bar{U}$  doit être effectué à partir de données météo intégrées sur un temps suffisant pour que la valeur obtenue soit bien représentative des niveaux d'énergie des turbulences de petite échelle introduits dans (4).

Soit  $\bar{U}_{T1}$  la valeur de la vitesse déterminée sur un temps  $T1$  d'intégration.

En supposant une répartition gaussienne de l'échantillonnage de la vitesse instantanée par rapport à la valeur moyenne,  $\bar{U}_{T1}$  vaut  $\langle \bar{U}_{T1} \rangle$  :

$$\bar{U}_{T1} = \bar{U} \left[ 1 - \frac{Z \frac{\sqrt{V_x'^2}}{\bar{U}}}{\sqrt{\frac{T1}{T_{E1}}}} \right]$$

$Z$  étant un coefficient numérique dépendant de l'intervalle de confiance de l'estimation,  $T_{E1}$  étant l'échelle intégrale des temps de la turbulence dans la direction longitudinale.  $T1/T_{E1}$

représente donc le nombre d'échantillons non corrélés pris en compte dans le calcul de  $\bar{U}_{T1}$ .

En appelant  $F_{pT1}(n)$  le spectre de turbulence de petite échelle déterminé à partir de la valeur  $\bar{U}_{T1}$  erronée, et en supposant que le temps d'intégration  $T1$  est égal au temps d'observation  $T0$ , l'erreur  $\epsilon$  commise sur la valeur de l'écart-type  $\sigma_{iTO}$  est donné par :

$$\epsilon_i = \frac{1}{2} \frac{\int_0^\infty [F_{ipTO}(n) - F_{ip}(n)] \left(1 - \frac{\sin^2 \frac{\pi n T0}{\beta}}{\frac{\pi n T0}{\beta}}\right) \frac{\sin^2 \frac{\pi n t}{\beta}}{\left(\frac{\pi n t}{\beta}\right)^2} dn}{\int_0^\infty F_i(n) \left(1 - \frac{\sin^2 \frac{\pi n T0}{\beta}}{\frac{\pi n T0}{\beta}}\right) \frac{\sin^2 \frac{\pi n t}{\beta}}{\left(\frac{\pi n t}{\beta}\right)^2} dn}$$

Pour un intervalle de confiance de 10 %,  $Z$  vaut 1,645.

Les résultats du calcul sont présentés figure 16 pour la direction verticale. C'est en effet ce calcul qui détermine le critère le plus contraignant puisque c'est dans cette direction que l'influence de la vitesse est la plus grande. On voit que des temps d'intégration relativement courts permettent d'obtenir une approximation suffisante sur la valeur de  $\sigma_z$ . Par exemple, pour  $\bar{U} = 1 \text{ ms}^{-1}$ ,  $t = 100 \text{ s}$ , un temps  $T0$  de 120 s suffit pour que l'erreur relative  $\epsilon_z$  sur la valeur de  $\sigma_z$  ne dépasse pas 10 %.

## VI - CONCLUSION

Nous avons introduit une idée originale sur la différence de comportement, vis-à-vis de la vitesse moyenne du vent, des turbulences haute fréquence (petite échelle) et des turbulences basse fréquence (grande échelle) du spectre de l'atmosphère.

Nous avons alors montré que près de la source, et pour des temps d'observation courts, les écarts-types de dispersion de polluant étaient paramétrés par la distance de transfert, alors que loin de la source, ils l'étaient par le temps de transfert.

Un calcul numérique, moyennant certaines hypothèses sur le

spectre d'énergie atmosphérique, nous a permis de déterminer quantitativement les variations des écarts-types horizontal et vertical en atmosphère neutre (figures 6 à 15) pour différents temps d'observation  $T_0$ .

Nos résultats, dans le cas où le temps d'observation  $T_0$  est égal au temps de transfert  $t$ , sont comparés à des résultats purement expérimentaux obtenus en atmosphère (figure 6). L'écart relativement faible que l'on constate aux grands temps de transfert montre la validité des hypothèses et des valeurs d'entrée de notre calcul.

#### BIBLIOGRAPHIE

- [1] TAYLOR G.I.  
Diffusions by continuous movements  
Proc. London Math. Soc. Ser., 2, 20 (1921).
- [2] FORTIER A.  
Mécanique des fluides et transferts de chaleur et de masse par convection  
Masson (1975).
- [3] HAY J.S. et PASQUILL F.  
Diffusion in continuous sources in relation to the spectrum and scale of turbulence  
Advances in Geophysics, 6, 345 (1959).
- [4] PHILIPS J.R.  
Relation between Eulerian and Lagrangian Statistics  
The physic of Fluid supplement, p. 69-71.
- [5] Van Der Hoven I.  
Power spectrum of horizontal wind speed in the frequency range from 0,0007 to 900 cycles per hour  
J. Meteorol. 14, p. 160.

- ∟<sup>-</sup>6\_∟ CERMAK J.E.  
Laboratory simulation of the atmospheric boundary layer  
AIAA Journal Vol. 9, N° 9 (1971).
- ∟<sup>-</sup>7\_∟ DOURY A.  
Une méthode de calcul pratique et générale pour la  
prévision numérique des pollutions véhiculées par  
l'atmosphère  
Rapport CEA-R-4280 (Rév. 1) (1976).
- ∟<sup>-</sup>8\_∟ CRABOL B.  
Contribution à l'étude de la simulation en laboratoire  
des transferts de masse en atmosphère neutre  
Rapport CEA-R-5010 (1979).
- ∟<sup>-</sup>9\_∟ HAGE K.D. et al  
Particle fallout and dispersion in the atmosphere  
Final Report  
SANDIA CORPORATION SC-CR-66-2031 Juillet 1966.
- ∟<sup>-</sup>10\_∟ MURRAY R. SPIEGEL  
Théorie et Applications de la Statistique  
Mc Graw Hill, New York, USA.

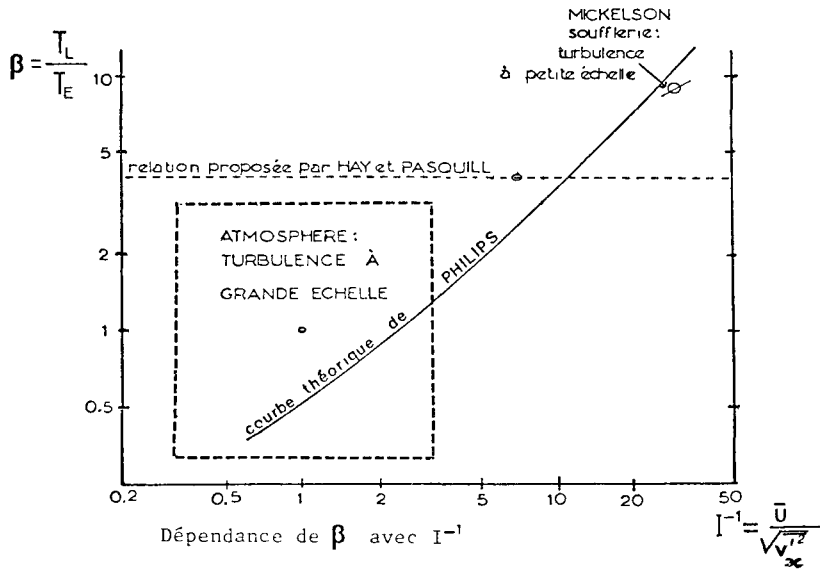
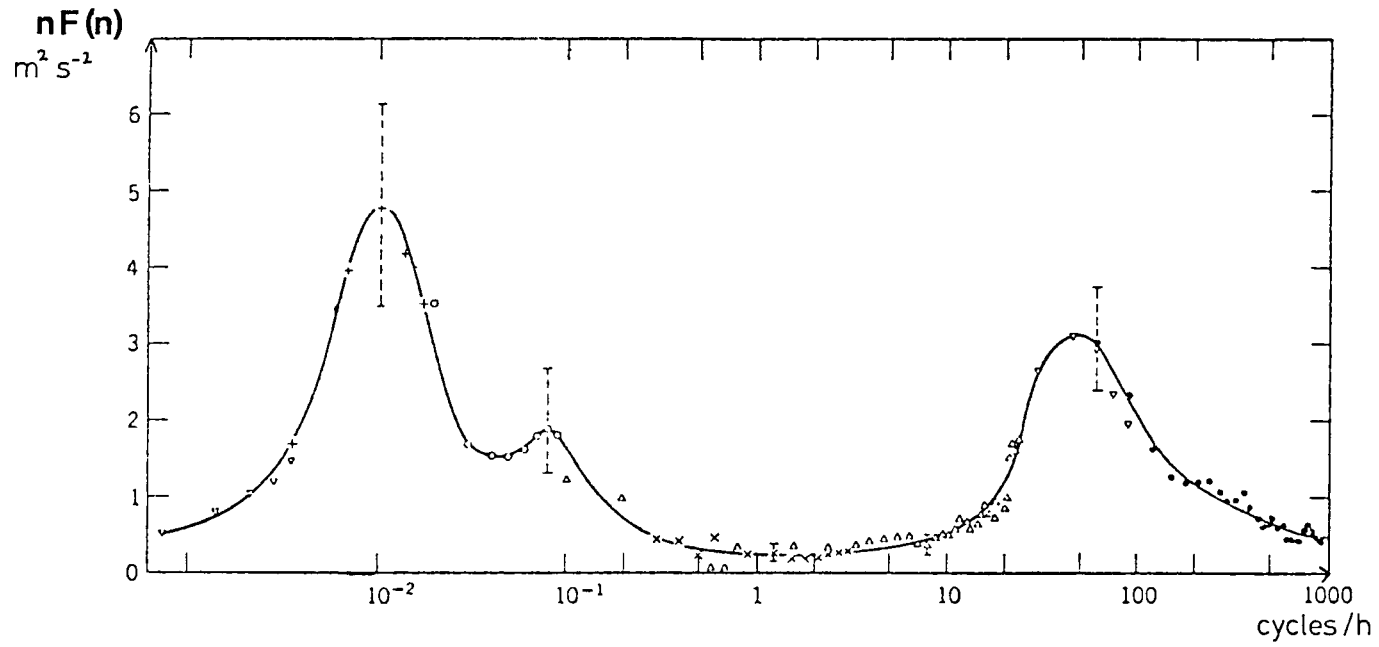
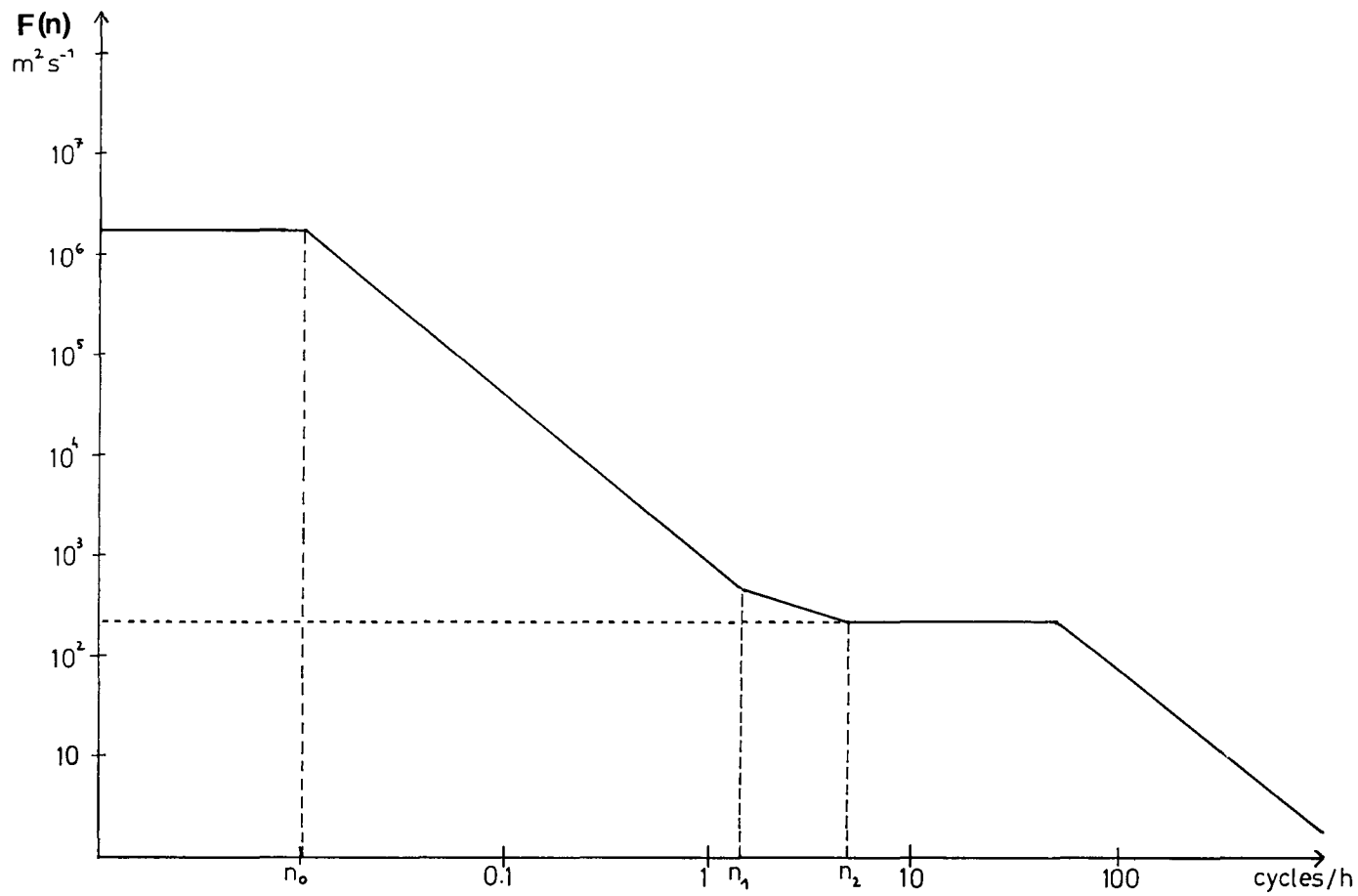


FIGURE 1



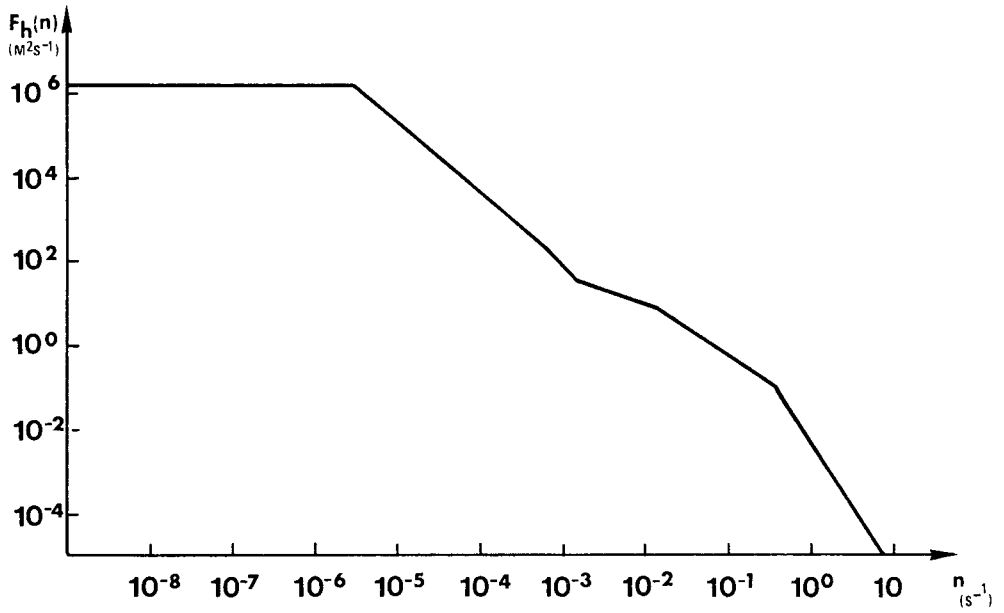
spectre énergétique de l'atmosphère (d'après Van der Hoven)

FIGURE 2



spectre énergétique de l'atmosphère (d'après Van der Hoven)

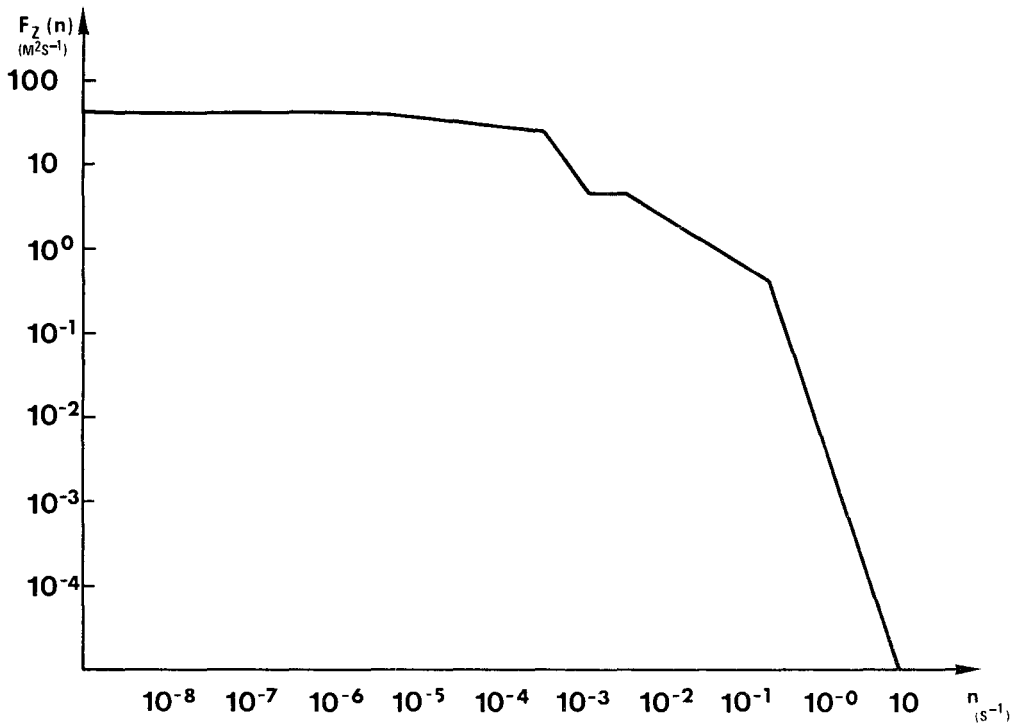
FIGURE 3



Spectre atmosphérique de turbulence horizontale ( $\bar{u} = 5 m s^{-1}$ )

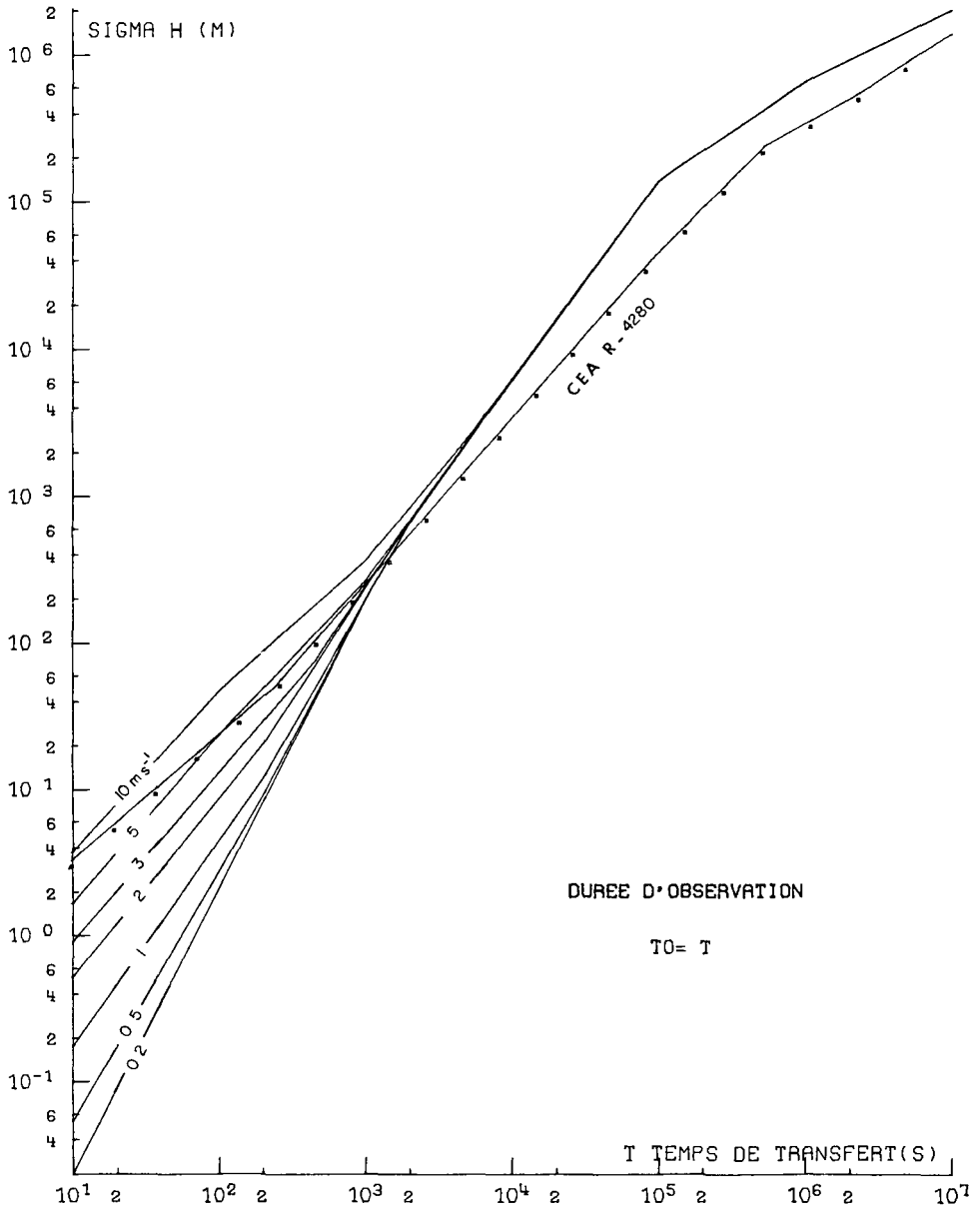
FIGURE 4



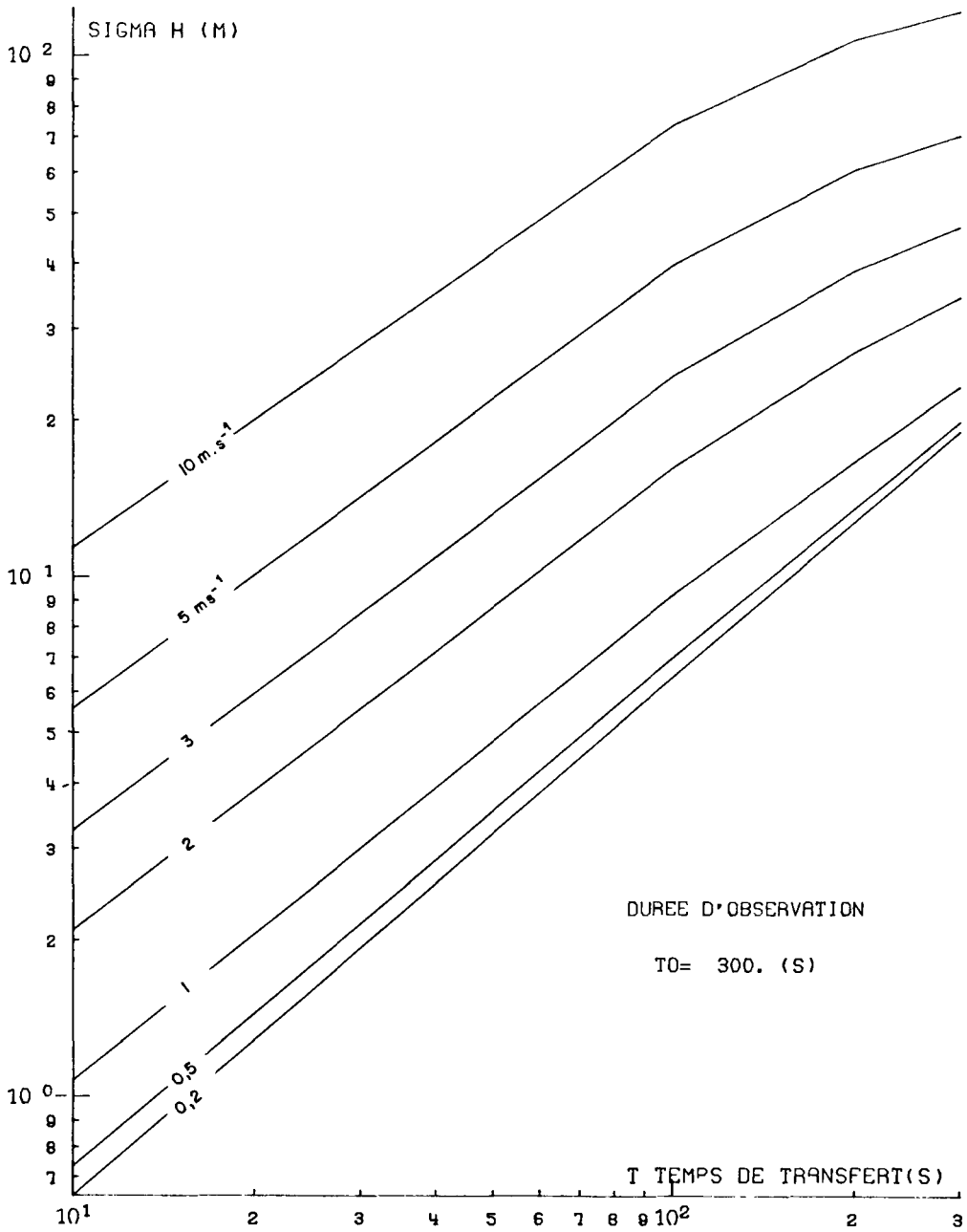


Spectre atmosphérique de turbulence verticale ( $\bar{u} = 5 \text{ m s}^{-1}$ )

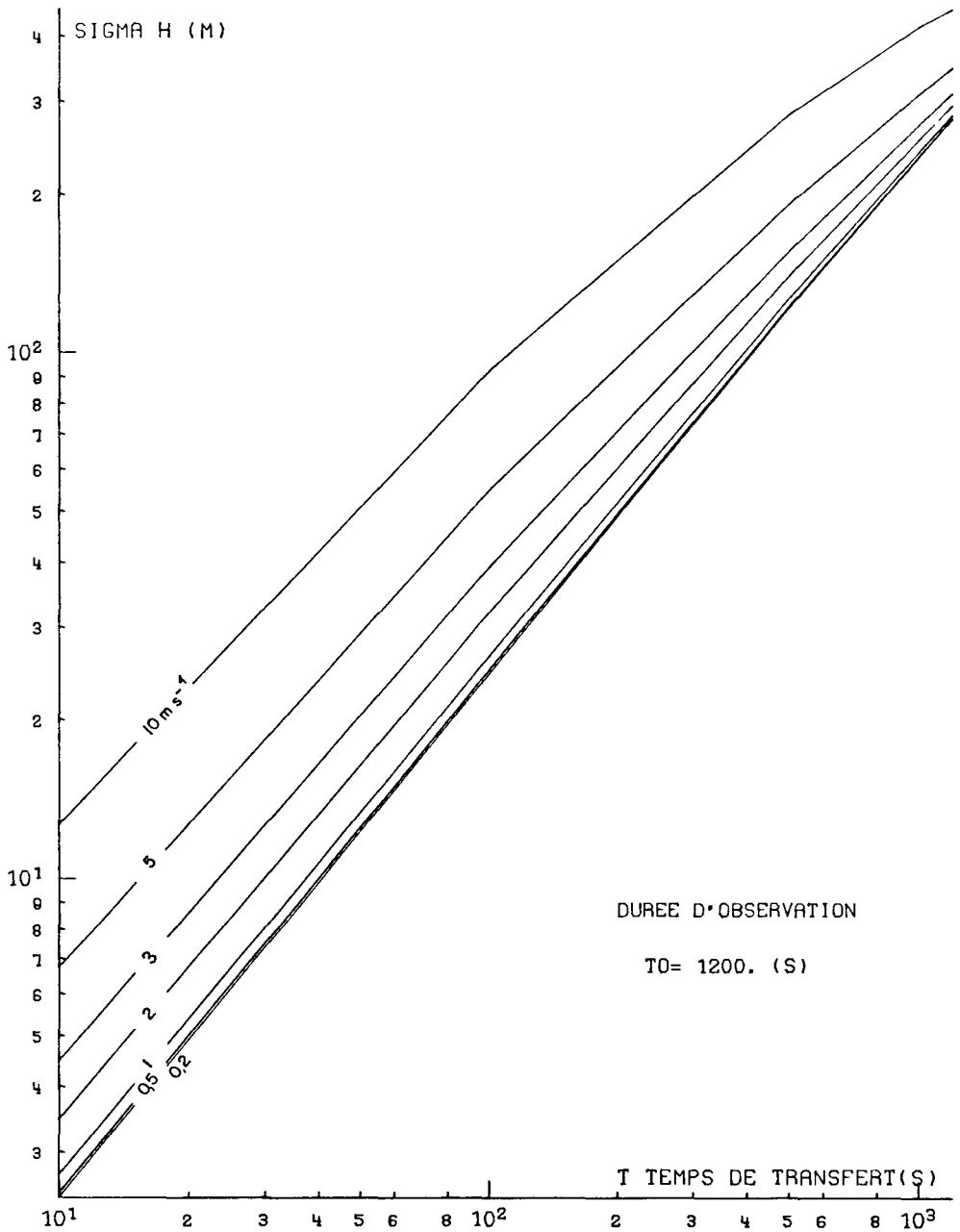
FIGURE 5



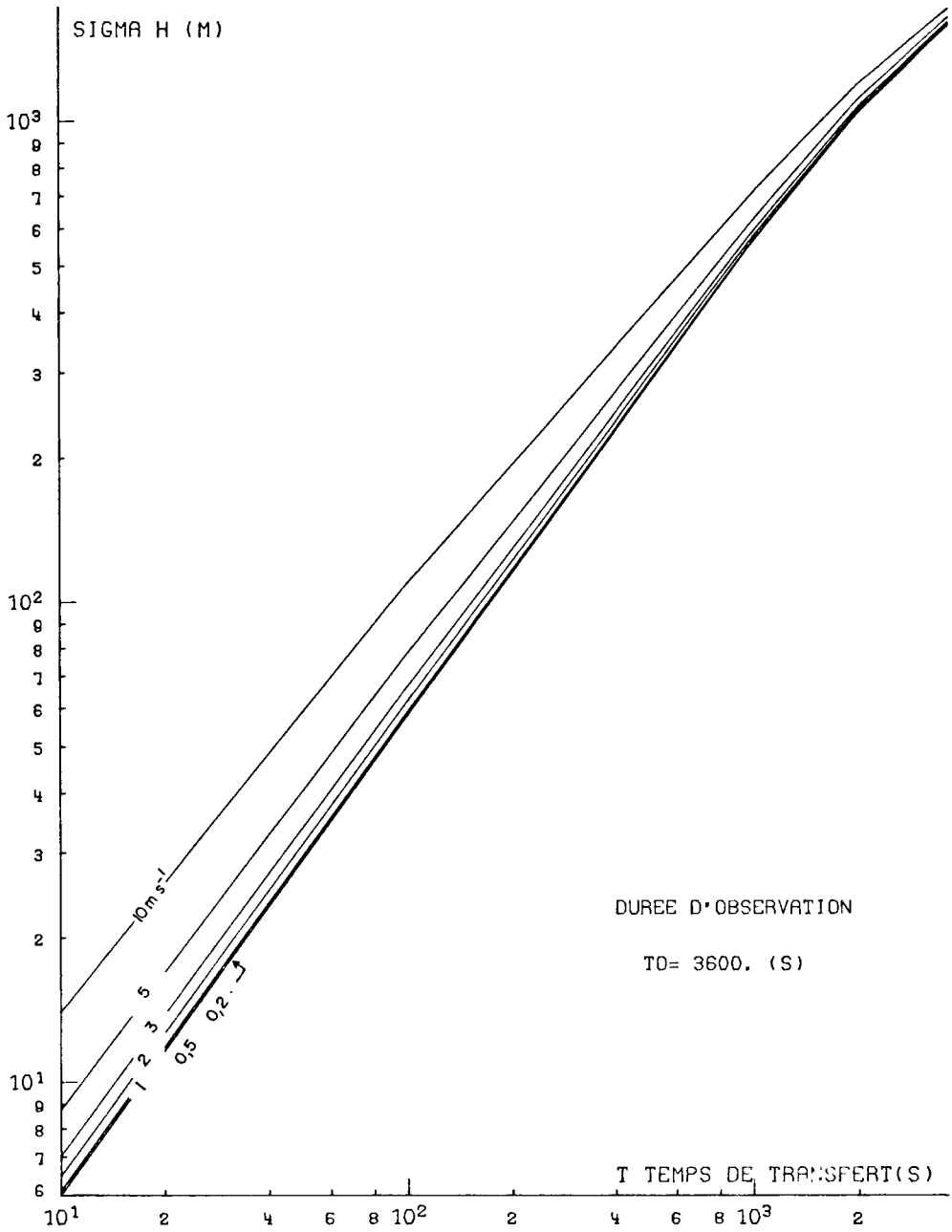
DIFFUSION HORIZONTALE  
FIGURE 6



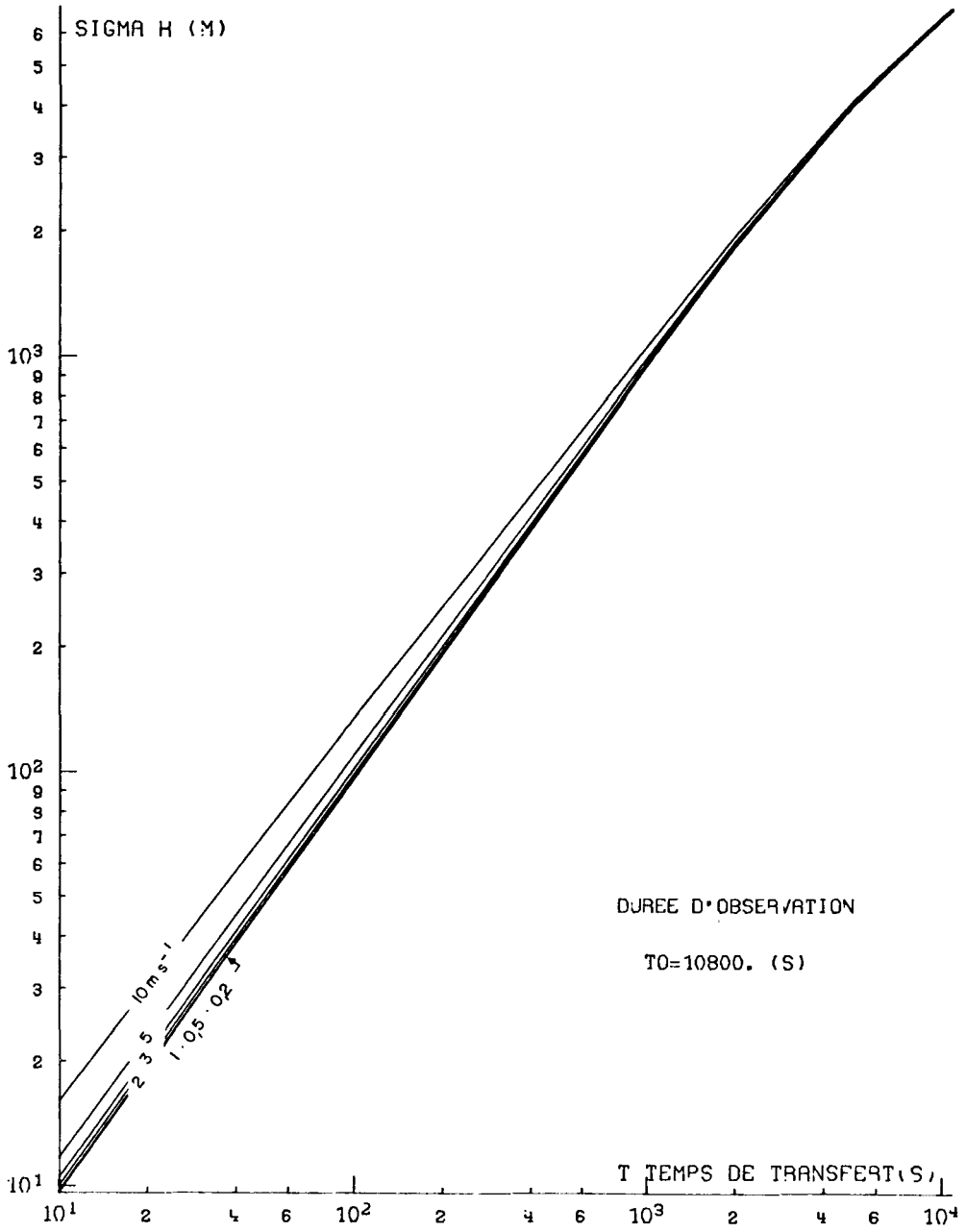
DIFFUSION HORIZONTALE  
FIGURE 7



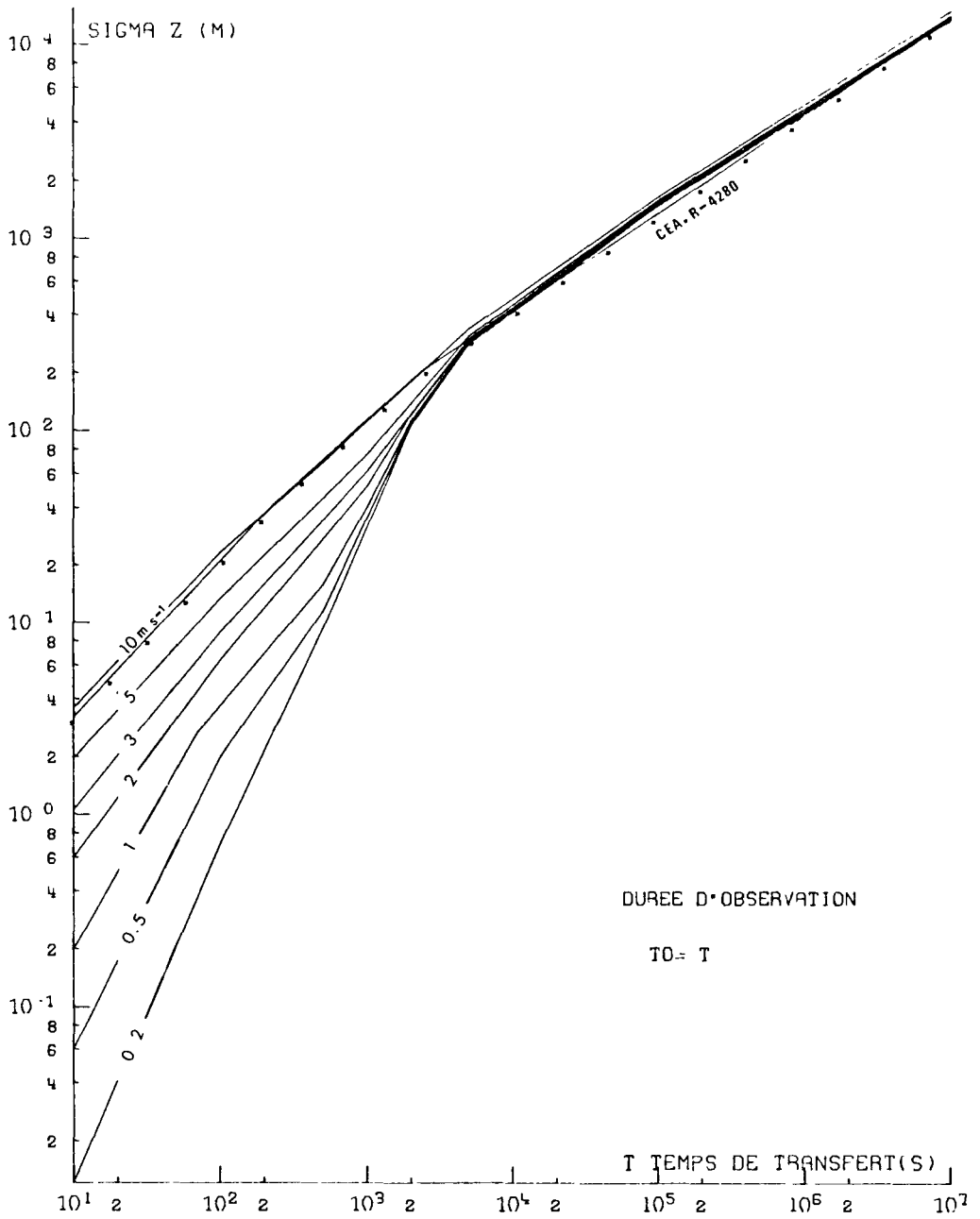
DIFFUSION HORIZONTALE  
FIGURE 8



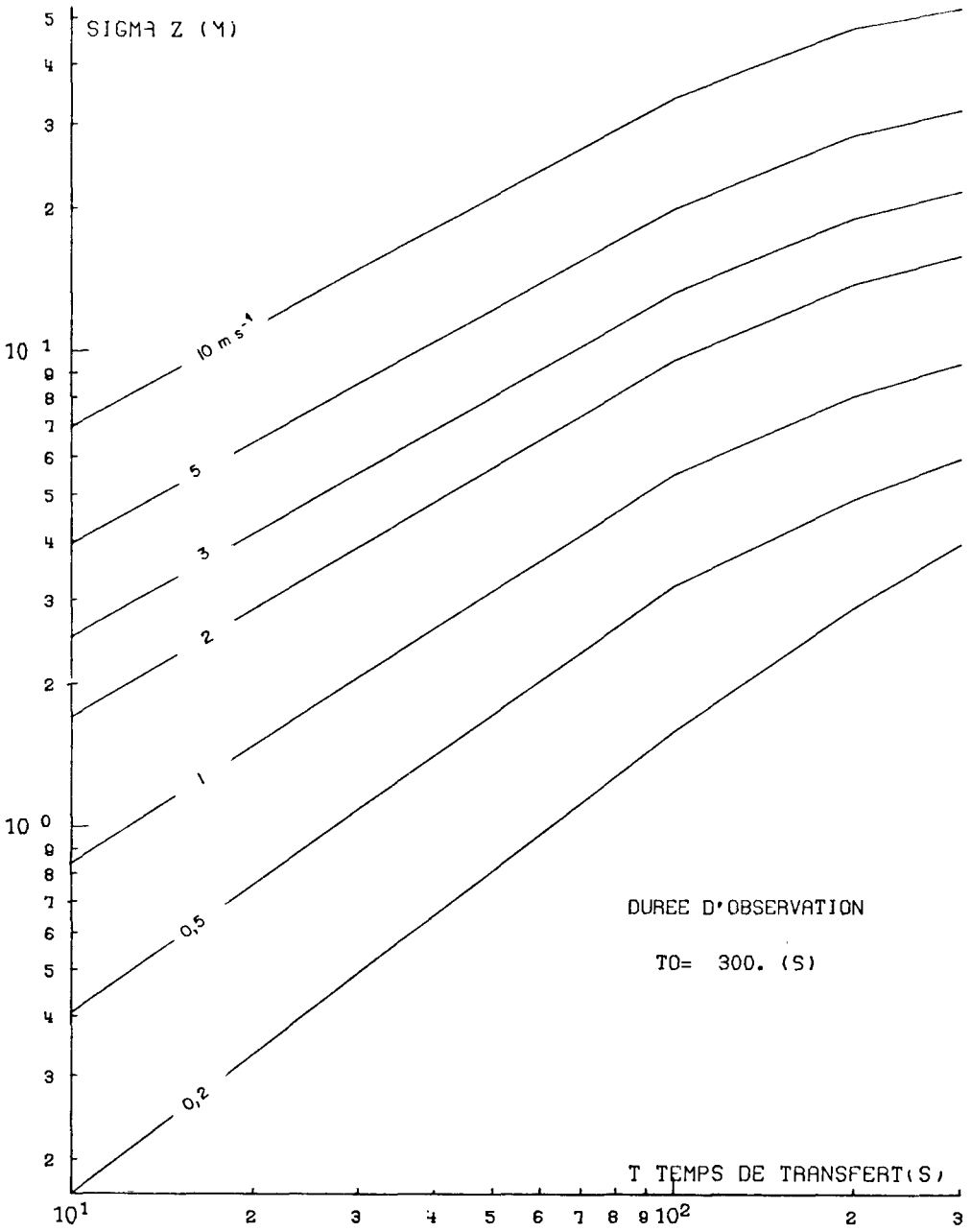
DIFFUSION HORIZONTALE  
FIGURE 9



DIFFUSION HORIZONTALE  
FIGURE 10

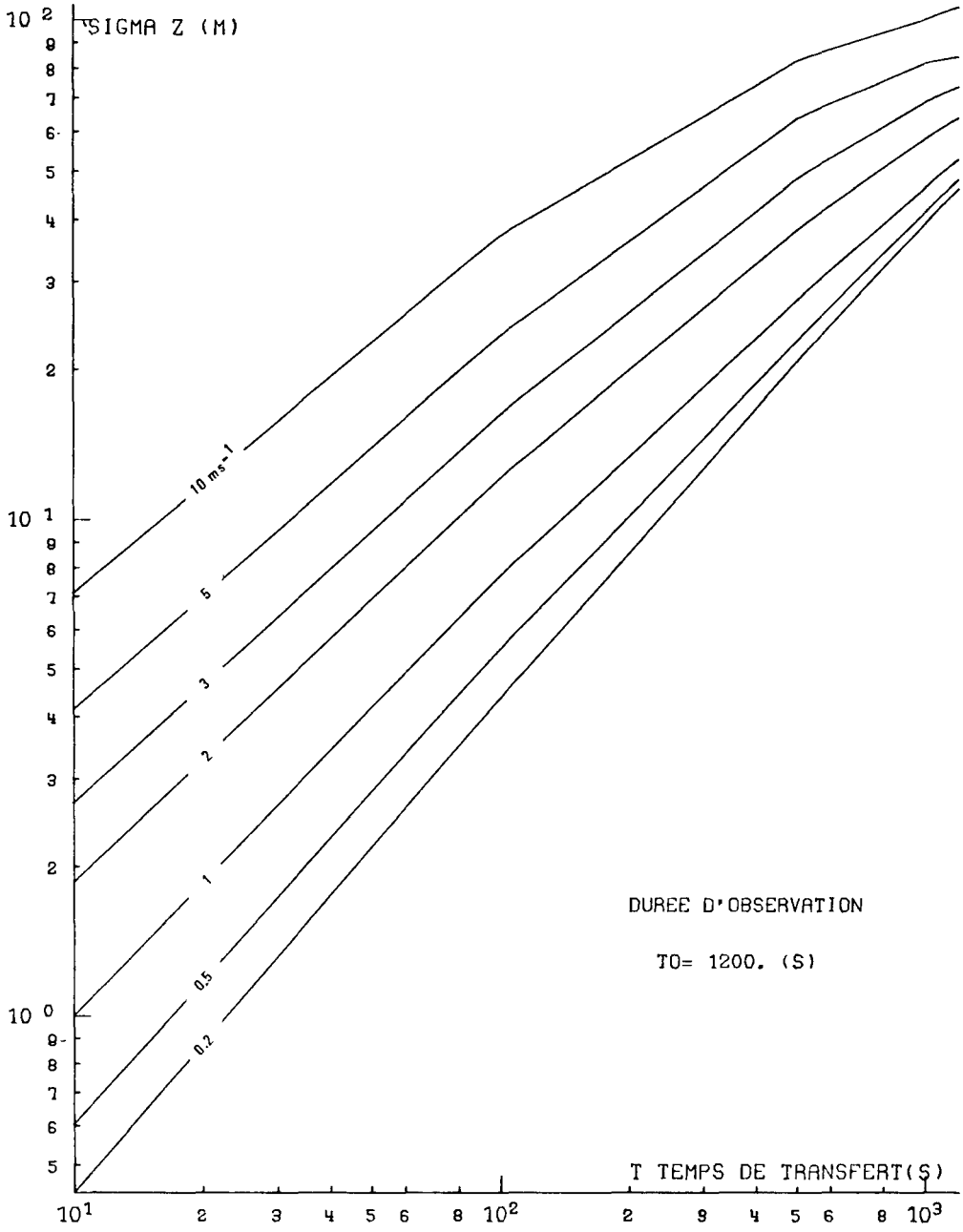


DIFFUSION VERTICALE (ATMOSPHERE NEUTRE)  
FIGURE 11

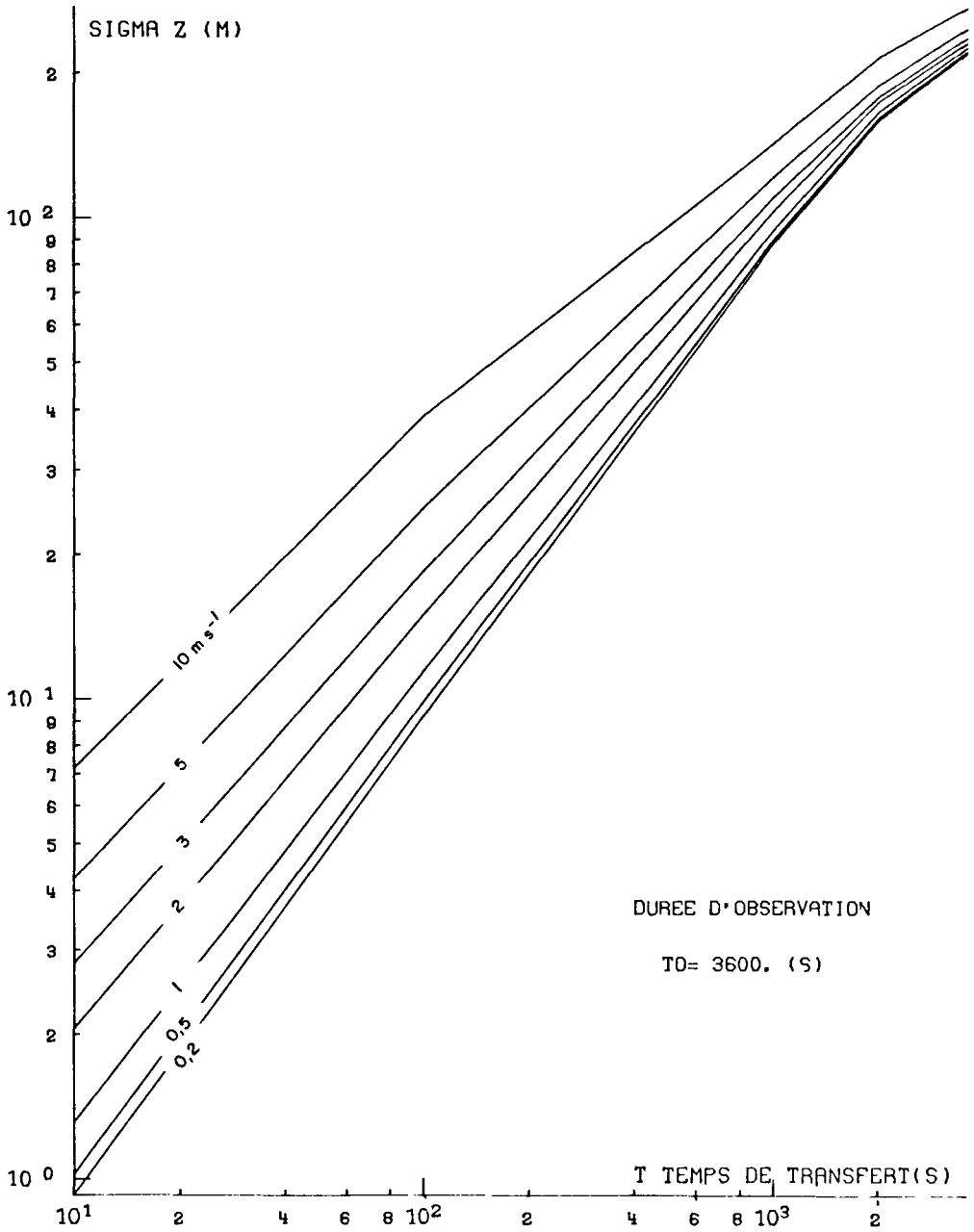


DIFFUSION VERTICALE (ATMOSPHERE NEUTRE)  
FIGURE 12



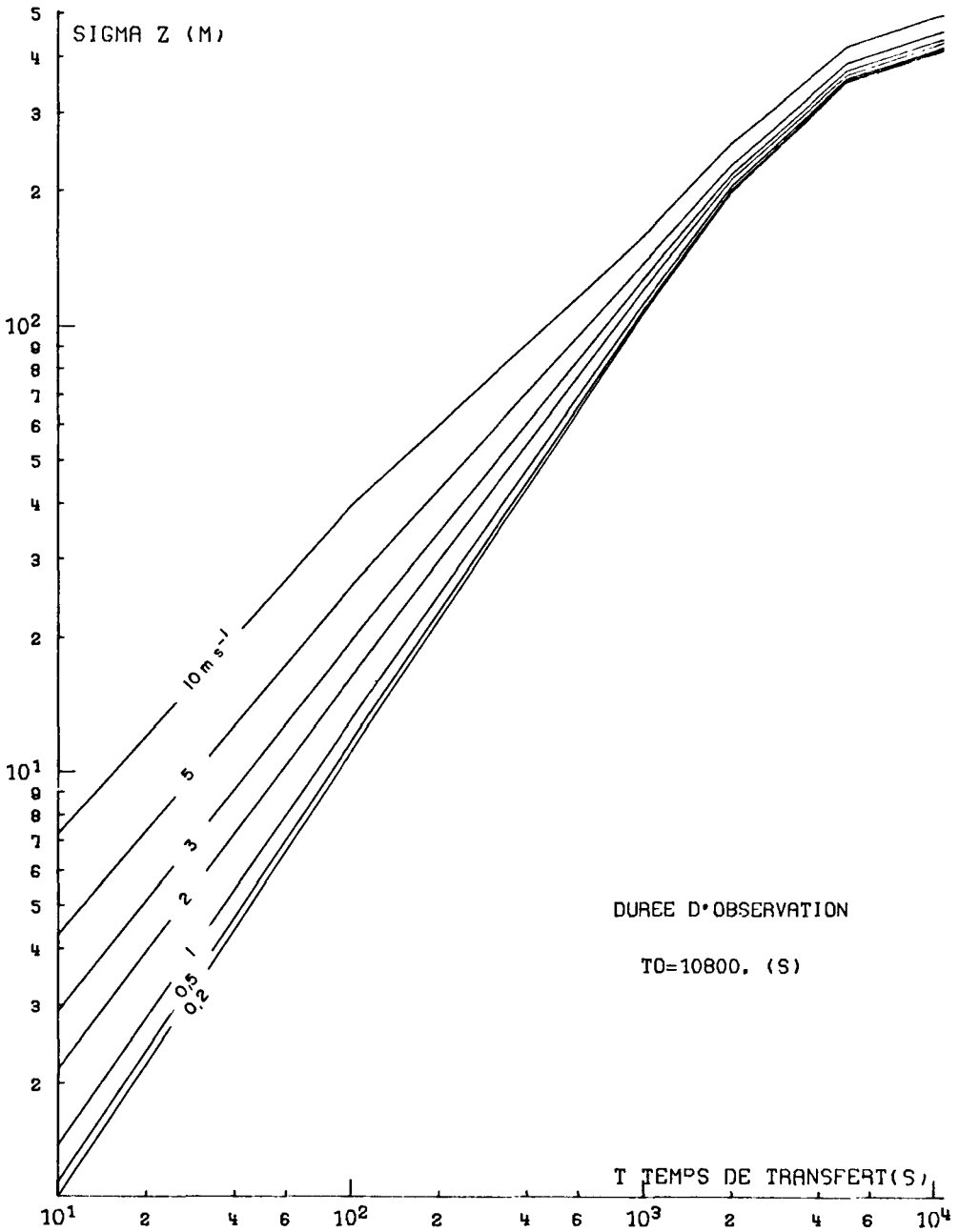


DIFFUSION VERTICALE (ATMOSPHERE NEUTRE)  
FIGURE 13

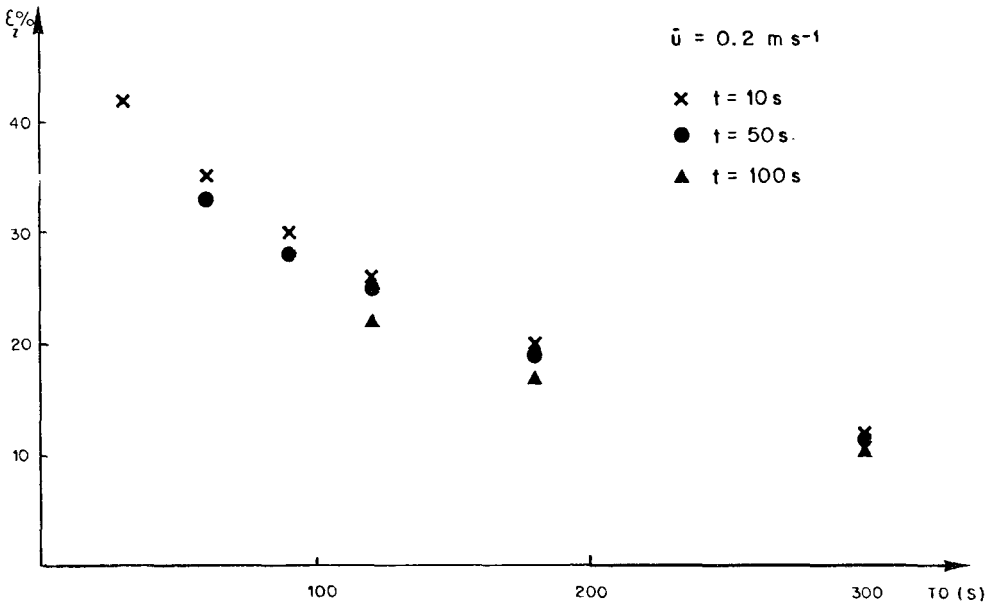
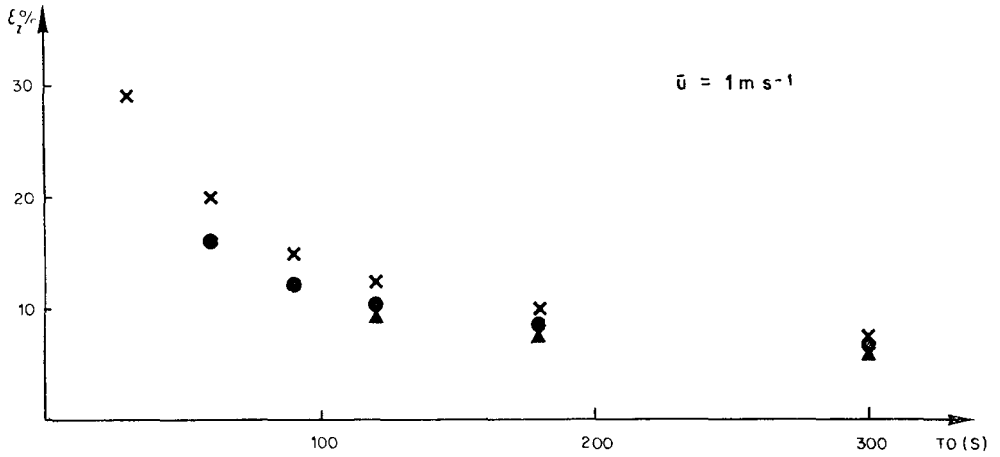
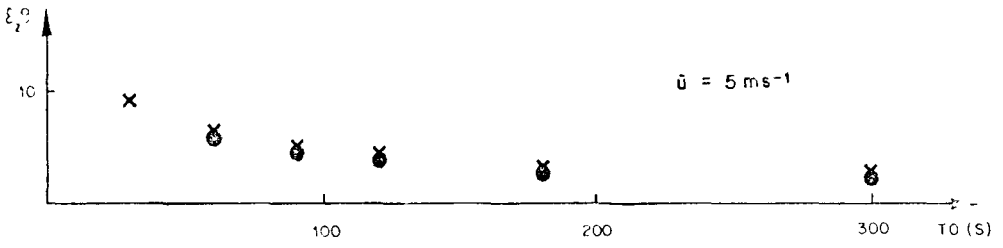


DIFFUSION VERTICALE (ATMOSPHERE NEUTRE)

FIGURE 14



DIFFUSION VERTICALE (ATMOSPHERE NEUTRE)  
FIGURE 15



Erreur relative sur la valeur de l'écart-type vertical  
FIGURE 16

MODELLING VERTICAL MOTION AND SURFACE EXCHANGE  
OF HEAT AND WATER VAPOUR IN A TRAJECTORY MODEL

A.P. van ULDEN, H.A.R. de BRUIN and J. REIFF  
Royal Netherlands Meteorological Institute  
De Bilt - THE NETHERLANDS

SUMMARY. The paper concerns features of a trajectory model under development by the Royal Netherlands Meteorological Institute, in particular the incorporation of (a) vertical motion and (b) a boundary layer sub-model. Air-mass trajectories are calculated from wind fields that are either analysed or forecast by an operational four-level vorticity model. An example is given in which the model is applied real-time to predict the trajectory of a hypothetical (radioactive) puff. Because the vertical motions of air-masses of interest are described, it is possible to evaluate the probability of precipitation along the trajectory. This can be applied to the estimation of wet deposition of radioactive materials. The boundary layer sub-model describes the exchange of sensible heat and water vapour near the ground. It yields the variation of stability and mixing height of the lowest air-masses during the motion along the trajectory. Preliminary results of computed boundary layer parameters are given.

RESUME. MODELISATION DU MOUVEMENT VERTICAL ET DE L'ECHANGE AU SOL DE CHALEUR ET DE VAPEUR D'EAU DANS UN MODELE DE TRAJECTOIRE. Le document traite des caractéristiques d'un modèle de trajectoire en cours de développement à l'Institut royal météorologique des Pays-Bas, en particulier de l'incorporation d'un sous-modèle des mouvements verticaux (a) et des couches limites (b). Les trajectoires des masses d'air se calculent partant des champs des vents analysés ou prédits par un modèle opérationnel, rotationnel à quatre couches réalisé par l'Institut. Un exemple illustre l'application en temps réel du modèle pour prédire la trajectoire d'une hypothétique bouffée (radioactive). Les mouvements verticaux des masses d'air en cause étant décrits, on peut évaluer la probabilité de précipitation le long de la trajectoire. Le procédé peut s'appliquer à l'estimation des dépôts humides de matériaux radioactifs.

Le sous-modèle des couches limites décrit l'échange de chaleur sensible et de vapeur d'eau à proximité du sol. Il indique la variation de la hauteur de stabilité et de brassage des masses d'air inférieures au cours du déplacement le long de la trajectoire. On donne des résultats préliminaires de paramètres calculés de couche-limite.

KURZFASSUNG. MODELL FUER DIE VERTIKALBEWEGUNG UND DEN AUSTAUSCH VON WAERME UND WASSERDAMPF AN DER ERDOBERFLAECHE. Der Bericht befasst sich mit Merkmalen eines Trajektorienmodells, das derzeit am Königlich-Niederländischen Meteorologischen Institut entwickelt wird, insbesondere mit der Integration eines Teilmodells (a) für Vertikalbewegung und (b) eines solchen für Grenzschichtphänomene. Die Trajektorien für den Luftmassentransport werden unter Verwendung von Daten aus der Windfeldanalyse berechnet oder mittels des Vierschichten-Wirbelmodells des Instituts bestimmt. In einem Beispiel wird in Anwendung des Modells der zeitgerechte Trajektorienverlauf für einen hypothetischen Aktivitätsausstoss (Puff) vorhergesagt. Da die Vertikalbewegungen der Luftmassen, die von Interesse sind, beschrieben werden, ist es möglich, die Wahrscheinlichkeit für Niederschläge längs der Trajektorie abzuschätzen. Dies kann dann auch zur Bestimmung der feuchten Ablagerung von radioaktivem Material angewendet werden.

Das Grenzschicht-Teilmodell beschreibt den Austausch von fühlbarer Wärme und Wasserdampf nahe der Erdoberfläche. Damit lässt sich die Veränderung der Stabilität und der Mischungshöhe der untersten Luftmassenschicht während der Bewegung entlang der Trajektorie bestimmen. Vorläufige Ergebnisse von errechneten Grenzschichtparametern werden mitgeteilt.

## Introduction.

At the moment a trajectory model, containing a boundary layer sub-model, is being set up at the Royal Netherlands Meteorological Institute. Its purpose is to forecast operationally boundary layer parameters such as temperature, humidity and the height of the mixing layer. Since these parameters highly affect the dispersion and deposition of air pollution, the model can also be applied to air pollution problems. This paper describes the model. It consists of two parts. The first one deals with the, already operational, trajectory model. The second part treats the extension with a boundary layer sub-model.

### I. The operational trajectory model.

In principle the institute's operational trajectory model has been developed, for forecasting purposes, to estimate the properties of air masses arriving 24 hours ahead in the Netherlands. (Cannemeijer et al, 1978; Reiff and Velds, 1979). This has been done along the same lines as Reap (1972). The trajectory model uses windfields from the institute's operational forecast vorticity model [Levels at 1000, 850, 500 and 300 mbar and a grid distance of 360 km at 60° N (den Exter Blokland, 1979)]. The main features of the trajectory model are the use of three wind components, a two-hour time step and the possibility to calculate backward in time. It runs twice daily for air masses arriving at De Bilt (52° N, 5,3° E) at 1000, 850, 700 and 500 mbar. One year of experiences with the model learns that information on vertical motions is very useful for quantitative rainfall forecasts.

Since the model can be applied forward in time it is possible to predict trajectories of air masses containing (radioactive) materials puffed into the atmosphere. An example of such an application is given in Fig. 1. The hypothetical case is studied that at 22 January 1980, 06.00 GMT a nuclear plant accident occurred at Borssele near Vlissingen (51,5° N, 3,6° E). Air-mass trajectories starting over Borssele at 1000, 700 and 500 mbar are calculated. It is seen that the trajectories of air masses at different levels nearly coincide in this example. Around 10.00 GMT these air masses reach the Dutch-German border, while these pass Denmark between 14.00 and 16.00 GMT; at 20.00 GMT Southern Norway is reached. The trajectories starting at 700 and 500 mbar show a maximum upward motion when passing over Denmark. This implies that here the (hypothetical) wet radioactive deposition is most likely. This type of calculations can be carried out with the operational model within two hours from any particular time for any place in Western Europe.

## II. The boundary layer sub-model.

### a. Introduction.

The operational trajectory model described in the previous section does not take into account the exchange of heat and water vapour near the earth's surface. Therefore it can not be applied to the description of the boundary layer (BL). In this section an extension is proposed, which make such a description possible.

For the time being our description is restricted to the "dry" case, so condensation is not allowed in the boundary layer. It is assumed that the trajectories of air parcels of different levels in the BL coincide. This implies that the BL as a whole is transported along the lowest forecasted trajectory. Each point in this "advected" BL is characterized by its potential temperature  $\theta = \theta(p, t)$ , its specific humidity  $q = q(p, t)$  and its pressure  $p$  ( $t = \text{time}$ ). The BL itself is marked by its mean temperature  $\theta_m$ , its mean humidity  $q_m$  and its height  $h$ . These quantities are affected by the exchange of sensible heat and water vapour at the top of the BL and at the earth's surface. Moreover, large scale vertical motions will influence the BL-parameters. These processes are taken into account by the BL-sub-model.

### b. Stable or unstable.

It is essential to distinguish between a stable and unstable BL. In Fig. 2a the unstable case is given in a schematic way. Between the levels  $p_s$  and  $p_1$  there is a well mixed layer in which  $\theta$  and  $q$  are constant. At the top of the BL (at  $p = p_1$ ) the profiles of  $\theta$  and  $q$  show a jump ( $\Delta\theta$  and  $\Delta q$  resp.). Near the surface between  $p_0$  and  $p_s$  (in the so-called constant flux layer)  $\theta$  and  $q$  increase rapidly towards the ground.

The schematic profiles of  $\theta$  and  $q$  in a stable BL are shown in Fig. 2b. There are no discontinuities at the top of the BL (at  $p = p_1$ ), while furthermore  $\theta$  decreases towards the ground between  $p_1$  and  $p_s$  and (most rapidly) in the constant flux layer between  $p_s$  and  $p_0$ . In the following we will denote  $h = p_0 - p_1$  as the "BL-height",  $\theta_m = \frac{1}{2}(\theta_1 + \theta_s)$  as the mean BL potential temperature and  $q_m = \frac{1}{2}(q_1 + q_s)$  as the mean BL specific humidity.



c. Evaluation of the BL-height.

The development of the "BL-height"  $h$  is described by\*

$$\frac{dh}{dt} = -(\omega_1 - \omega_0 + \omega_e), \quad (1)$$

where  $\omega_0$  and  $\omega_1$  are the changes of  $p_0$  and  $p_1$  due to large scale vertical motions, while the entrainment velocity  $\omega_e$  accounts for the changes of  $h$  caused by turbulence in the BL.

In this study we used the following semi-empirical expressions for

\* In this study  $p$  is taken as vertical coordinate instead of the height  $z$ ;  $p$  and  $z$  are related to one another by the hydrostatic equation.

$\omega_e$ :

i) unstable case (adapted from Tennekes, (1973), but modified to include the buoyance effects of water vapour).

$$\omega_e = \frac{0.2(\overline{\omega'\theta_v'})_0 + 2.5 g T \rho_s^2 u_*^3 / h}{\Delta\theta_v}, \quad (2)$$

where  $(\overline{\omega'\theta_v'})_0$  is the turbulent surface flux of potential virtual temperature  $[\theta_v = \theta(1 + 0.61q)]$ ,  $u_*$  the friction velocity,  $T$  the mean absolute temperature of the BL,  $\rho_s$  the air density near the ground and  $\Delta\theta_v = \Delta\theta + 0.61 T \Delta q$ . When  $\Delta\theta_v$  is too small or negative  $\omega_e$  is taken at  $-10 \text{ Nm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . The friction velocity  $u_*$  is approximated by (Monin and Yaglom, 1971)

$$u_* = \frac{G}{30}, \quad (3)$$

where  $G$  is the geostrophic wind velocity. The quantities  $G$ ,  $\omega_0$  and  $\omega_1$  are forecasted by the trajectory-model.

ii) In the stable case we take

$$\omega_e = 0.5 f [h - h_{eq}], \quad (4)$$

in which  $f$  is the Coriolis parameter and  $h_{eq}$  the equilibrium BL-height, which is given by the empirical relation

$$h_{eq} = c \rho_s (G^2 + 50); \quad (5)$$

where  $c$  is a constant ( $c \approx 10$ ).

Equations (4) and (5) are based on a preliminary analysis of data obtained in 1973 from a 213 m mast at Cabauw, the Netherlands.

d. Evolution of  $\theta$  and  $q$ .

When the effects of horizontal mixing, molecular diffusion and radiative divergence are neglected, the rate equations for  $\theta_m$  and  $q_m$  reads

$$\frac{d\theta_m}{dt} = - \frac{(\overline{\omega'\theta'})_0 + \omega_e \delta\theta}{h} \quad (6a)$$

and

$$\frac{dq_m}{dt} = - \frac{(\overline{\omega'q'})_0 + \omega_e \delta q}{h}, \quad (6b)$$

where  $(\overline{\omega'\theta'})_0$  and  $(\overline{\omega'q'})_0$  are the turbulent fluxes of sensible heat and water vapour at the surface. In the unstable case

$$\delta\theta = \Delta\theta \quad \text{and} \quad \delta q = \Delta q, \quad (7a)$$

whereas in stable conditions

$$\delta\theta = \frac{1}{2}(\theta_1 - \theta_s) \quad \text{and} \quad \delta q = \frac{1}{2}(q_1 - q_s). \quad (7b)$$

The rate equations for  $\theta$  and  $q$  immediately above the BL are given by

$$\frac{d\theta_1}{dt} = \omega_e \frac{\theta_2 - \theta_1}{p_2 - p_1}, \quad (8a)$$

and

$$\frac{dq_1}{dt} = \omega_e \frac{q_2 - q_1}{p_2 - p_1}, \quad (8b)$$

where the subscript 2 refers to the first characteristic point above the BL (see Fig. 2a and b).

e. Parameterization of the surface fluxes.

We adopted the main lines of the parameterization of Burridge and Gadd (1975), except above a land surface during day time. In that case we use Bowen's ratio  $B$  (= the ratio of sensible and latent heat flux at the surface) as a measure for the humidity condition of the earth's surface instead of the surface relative humidity. The quantity  $B$  is an external parameter which, in principle, depends on things such as rainfall in the previous period and soil characteristics. Its value varies between about 0,3 (wet) to 1,5 (dry).

In this way the surface fluxes are described by:

i) unstable ( $Q^* > 0$ )

$$(\overline{\omega'\theta'})_0 = -\frac{B}{1+B} \frac{g}{c_p} 0,9 Q^*; (\overline{\omega'q'})_0 = -\frac{g}{c_p} \frac{0,9}{1+B} Q^*, \quad (9a)$$

ii) stable ( $Q^* < 0$ )

$$(\overline{\omega'\theta'})_0 = -0,5 \frac{g}{c_p} Q^*; (\overline{\omega'q'})_0 = 0; \quad (9b)$$

$g$  is the acceleration of gravity. The net radiation  $Q^*$  is forecasted with a semi-empirical procedure using the solar altitude, the temperature and cloud cover.

f. Operational use.

From the set of Eqs. (1) - (9) it is possible to forecast the BL-parameters  $h$ ,  $\theta_m$  and  $q_m$  and the profiles of  $\theta$  and  $q$  above the BL as well. For this the following procedure is followed:

- 1) The operational trajectory model (without the BL-sub-model) is runned backward in time, starting from 12.00 GMT at De Bilt, in order to obtain the source areas at 00.00 GMT.
- 2) The initial profiles of  $\theta$  and  $q$  in these source areas are determined from neighbouring radiosonde data (Cats and Reiff, 1979).
- 3) The extended trajectory model (inclusive the BL-sub-model) is runned forward in time, yielding the BL parameters and  $\theta$ - and  $q$ -profiles, at 12.00 GMT at De Bilt.

The time-step used in the BL-sub-model is 10 min., except around sunrise when the stability changes. Then a time increment of 1 min. is chosen. For each time step the surface fluxes are calculated from the predicted geographical position of the lowest air-mass trajectory, the forecasted temperature and the cloud cover. Since the time step is small it can be assumed that the fluxes are constant during that time step. It is noted that the cloud cover is not forecasted by the model itself. It is intended that the cloud cover above the BL trajectory will be supplied by the operational forecaster, who can make use of additional information such as satellite pictures, radar observations, predicted vertical motions etc.

g. Preliminary results.

With the model a day with advection over land is examined, notably 31 May 1978. The trajectories were evaluated from the analysed wind fields obtained from the institute's analysis scheme (operating each three hours). The analysed cloud cover was 0,2. Further a Bowen ratio of 0.4 is used in this example. This value follows from measurements at Cabauw (40 km SW of De Bilt). The calculations resulted in a source area situated in the centre of the BRD (at the surface  $50.9^\circ$  N,  $9.4^\circ$  E; at 850 mbar  $51.0^\circ$  N,  $10.1^\circ$  E).

Fig. 3 shows the initial  $\theta$ -profile at 00.00 GMT as analysed from the neighbouring radiosonde soundings [curve (a),]. Curve (b) shows the calculated  $\theta$ -profile at 4.30 GMT. It is seen that during the night the BL is cooled, while the "height" of the BL decreased from 22 mbar ( $\approx 200$  m) to 14 mbar ( $\approx 120$  m). At 4.30 GMT the calculated sensible heat flux at the surface becomes positive and an unstable BL establishes. Curve (c) shows the calculated profile of  $\theta$  at 12.00 GMT (now situated over De Bilt). It is seen that a mixing height of 124 mbar ( $\approx 1200$  m) and a BL potential temperature of  $21,4^{\circ}\text{C}$  is predicted. Comparison with the measured profile radiosonde at De Bilt + measurements at Cabauw) reveals that the predicted  $\theta$  is about  $2^{\circ}\text{C}$  to low, while the mixing height has approximately the correct value.

Acknowledgements.

The authors thank Mr. G.J. Cats for the use of his analysis program and Mr. A.G.M. Driedonks for the supply of experimental data. Mr. G.D.G. Folkers and Mr. A.M.J. Philippa are thanked for their assistance with numerical calculations.

References.

1. Buridge, D.M. and A.J. Gadd, The Meteorological Office operational 10-level numerical weather prediction model (December 1975). Scientific Paper no. 34, Met. Office, London, England, 39 pp. (1977).
2. Exter Blokland, A.W. den, Een baroclien vierlagen model met gefilterde vergelijkingen, K.N.M.I. Scientific Report WR 79-12, 47 pp., De Bilt, 1979 (in Dutch).
3. Cats, G.J. and J. Reiff, A vertically detailed analysis of some air mass properties, KNMI-Report V-329, 8 pp., De Bilt (1979).
4. Cannemeijer, J., J. Reiff and M.J.M. Saraber, Bepaling van brongebieden en trajectoriën, K.N.M.I. Scientific Report WR 78-6, De Bilt, 1978 (in Dutch).
5. Monin, A.S. and A.M. Yaglom, Statistical Fluid Mechanics, Volume 1, MIT Press, Cambridge Massachusetts, 769 pp. (1971).
6. Reap, R.M., An operational three-dimensional trajectory model, J. Applied Meteor., 11, 1193-1202 (1972).
7. Reiff, J. and C.A. Velds, The use of a trajectory-model for studying interregional transport of air pollution, K.N.M.I. Scientific Report WR 79-6, 25 pp., De Bilt (1979).
8. Tennekes, H., A model for the dynamics of the inversion above a convective layer. J. Atmos. Sci., 30, 558-567 (1973).

Figure captions.

Figure 1. Trajectories following a puff, released during a simulation of a nuclear power plant accident at Borssele, 22 January 1980, at 06.00 GMT. The trajectory starting at 1000 mbar is drawn as a solid line, the trajectory starting at 700 mbar as a broken line, the trajectory starting at 500 mbar as a dotted line. Each two hours the pressures along the trajectories are given. Final time 23 January, 1980, 00.00 GMT.

Figure 2. Schematic picture of the boundary layer (see text).

- a) Unstable boundary layer.
- b) Stable boundary layer.

Figure 3. Analysed and calculated  $\theta$ -profiles for 31 May 1978.

Curve (a) analysis at 00.00 GMT

Curve (b) model at 04.30 GMT

Curve (c) model (De Bilt) at 12.00 GMT

Curve (d) analysis (De Bilt + Cabauw) at  
12.00 GMT

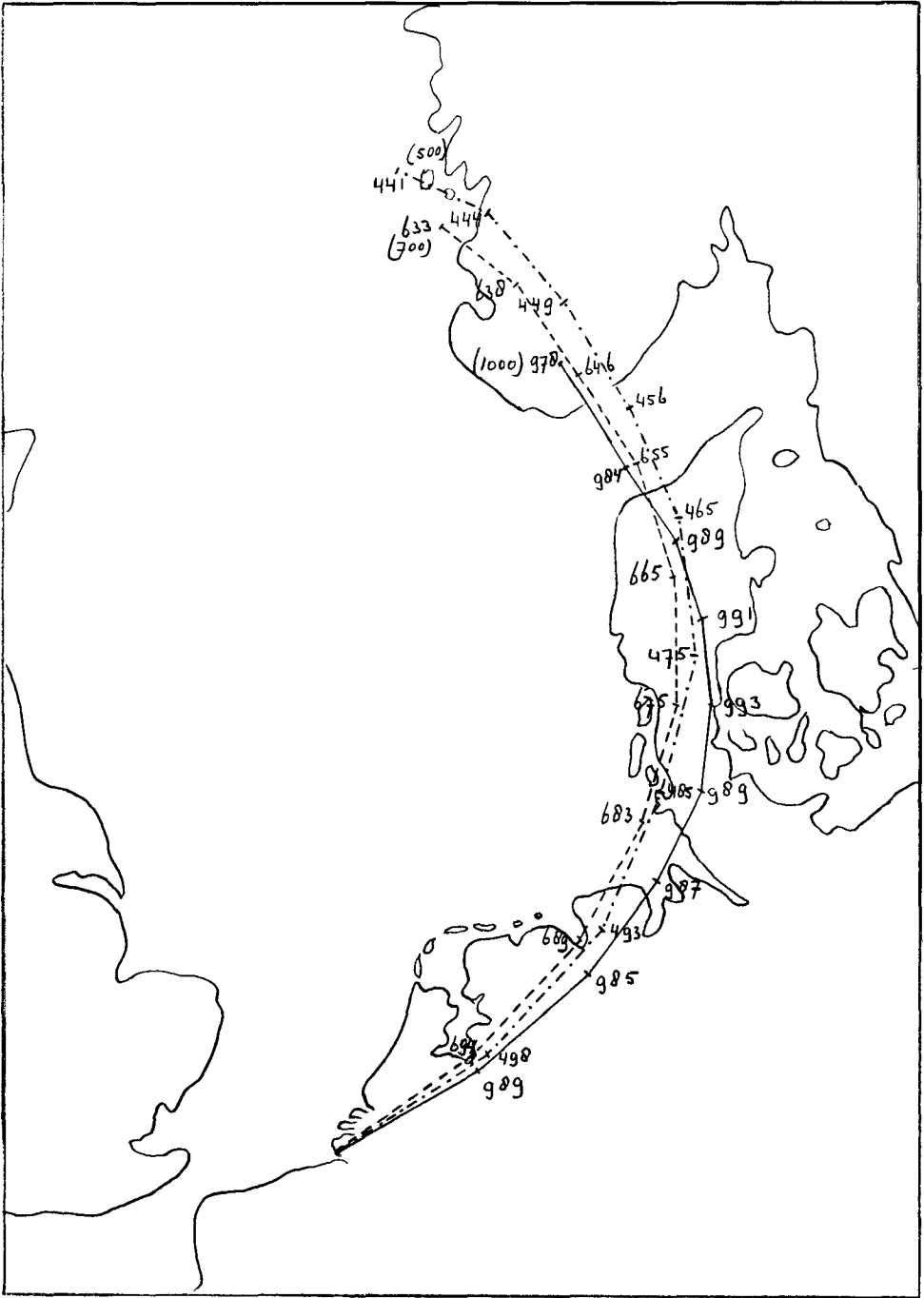


FIG. 1



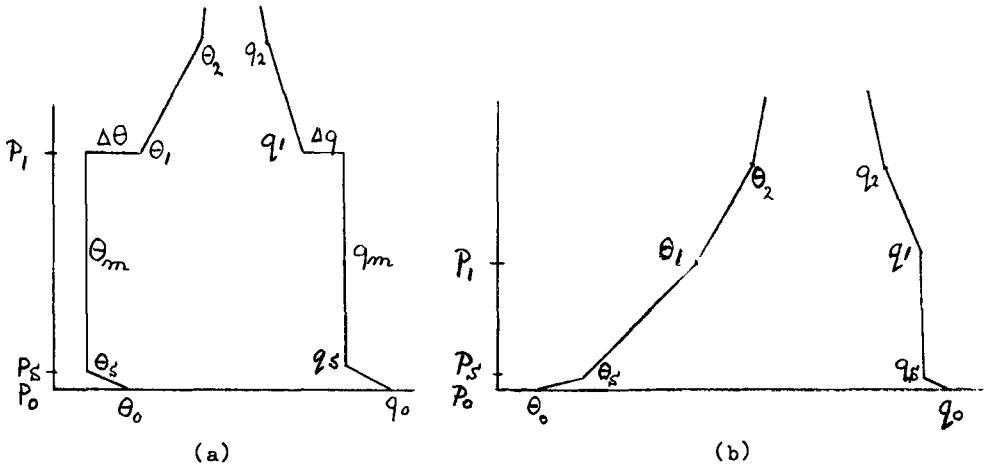


FIG. 2

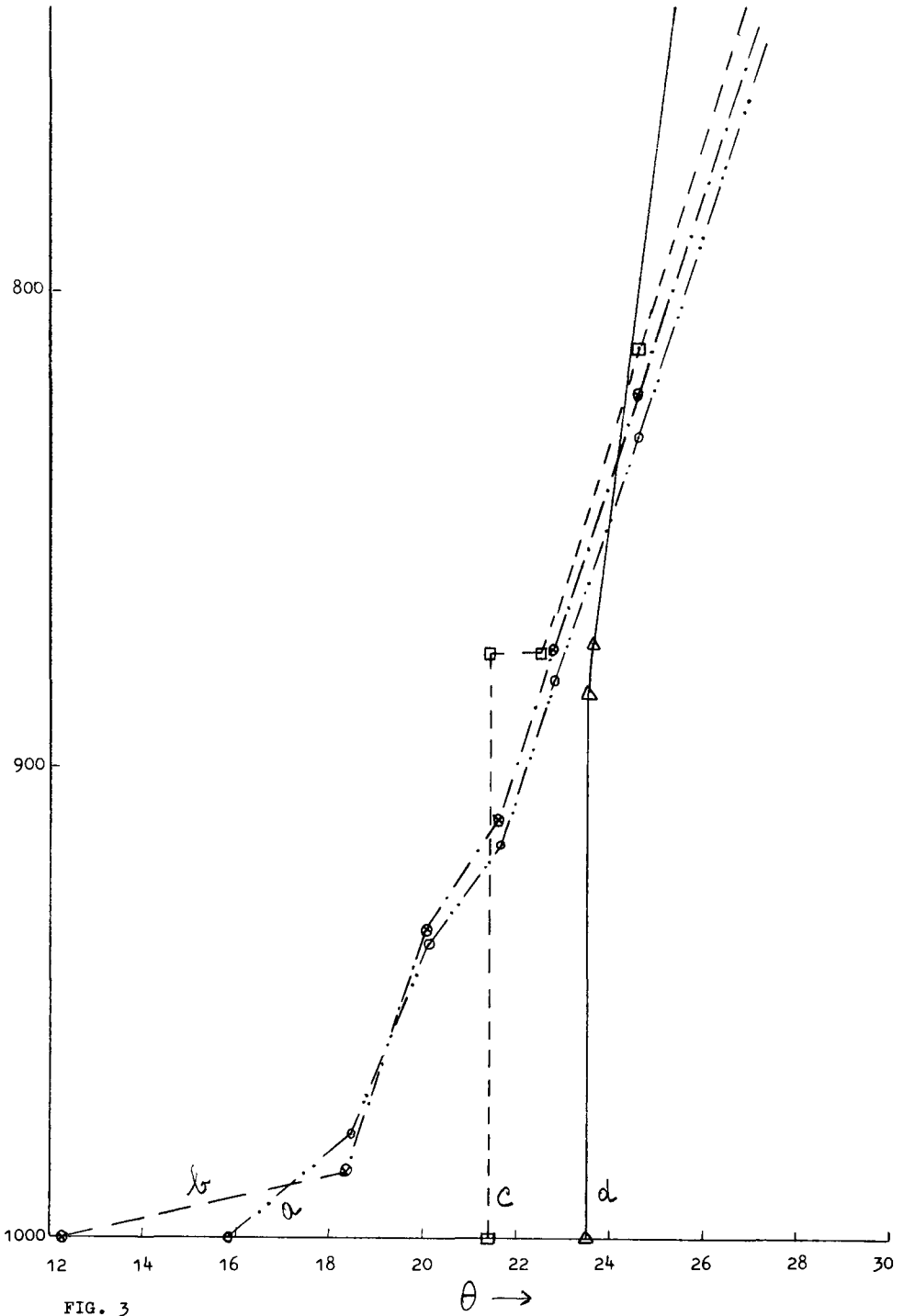


FIG. 3

STATISTISCH ÄQUIVALENTE VERFAHREN ZUR BESTIMMUNG  
VON AUSBREITUNGSKATEGORIEN

K. NESTER

Kernforschungszentrum  
Karlsruhe - B.R. DEUTSCHLAND

KURZFASSUNG. Bei der Berechnung der Umgebungsbelastung infolge radioaktiver Emissionen wird meist das GAUSS-Modell verwendet. Die Streuungen  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$  (Ausbreitungsparameter) in diesem Modell hängen von den Ausbreitungskategorien ab. Diese Abhängigkeit wird üblicherweise durch Tracer-Experimente in der Atmosphäre bestimmt. Die zur Bestimmung der Ausbreitungskategorien während der Experimente verwendeten meteorologischen Parameter sollten die atmosphärische Turbulenz so direkt wie möglich beschreiben, um Fehlzuordnungen der Ausbreitungsparameter zu vermeiden. Bei der praktischen Anwendung der Ausbreitungsparameter sollte das Kategorienbestimmungsverfahren das gleiche sein wie das bei der Klassifizierung der Ausbreitungsparameter. Diese Bedingung lässt sich aber in vielen Fällen nicht erfüllen, da die notwendigen meteorologischen Daten fehlen. In solchen Fällen müssen andere Bestimmungsverfahren verwendet werden, die die Turbulenz in der Atmosphäre weniger direkt beschreiben. Um die mit der Änderung des Kategorienbestimmungsverfahrens verbundenen Fehler möglichst klein zu halten, sollte gewährleistet sein, dass das angewendete Ersatzverfahren statistisch äquivalent ist. Statistische Äquivalenz bedeutet, dass die nach verschiedenen Verfahren bestimmte langjährige Häufigkeitsverteilung der Kategorien identisch ist.

Aufgrund 5-jähriger meteorologischer Messungen am Kernforschungszentrum KARLSRUHE (KfK) wurden solche Bestimmungsverfahren entwickelt.

Die Streuung der vertikalen Windrichtung wurde als Basisparameter gewählt, weil dieser Parameter zur Klassifizierung der Turbulenzbedingungen während der Tracerexperimente am KfK verwendet wurde. Die anderen Bestimmungsverfahren für die Ausbreitungskategorien basieren auf den folgenden meteorologischen Parametern:

1. Streuung der horizontalen Windrichtung
2. Temperaturgradient und Windgeschwindigkeit
3. Strahlungsbilanz und Windgeschwindigkeit
4. Windprofilexponent
5. synoptische Daten.

Die Berechnung der Korrelation zwischen dem Basisverfahren und den anderen ermöglicht eine Klassifizierung der Verfahren nach ihrer Zuverlässigkeit bei Einzelsituationen. Wie erwartet liefern die indirekteren Verfahren 3, 4 und 5 einen merklich kleineren Korrelationskoeffizienten als die direkteren Verfahren 1 und 2. Die Anwendung der indirekteren Bestimmungsverfahren ist deshalb für die Berechnung von Kurzzeitbelastungen, wie z.B. nach störfallbedingter Freisetzung, weniger geeignet.

Abschliessend wird die Übertragungsmöglichkeit der Bestimmungsverfahren auf andere Standorte diskutiert.

SUMMARY. STATISTICALLY EQUIVALENT SYSTEMS FOR THE DETERMINATION OF DISPERSION CATEGORIES. In most cases the Gaussian plume model is used to calculate the environmental impact due to radioactive emissions into the atmosphere. The standard deviations  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  (dispersion parameters) in this model are dependent on the dispersion categories. This dependence is usually determined by tracer experiments performed in the atmosphere.

The meteorological parameters used to determine the dispersion categories during the experiments should describe as directly as possible the atmospheric turbulence in order to avoid erroneous attribution of the dispersion parameters. In practical application of the dispersion parameters the system of category determination should be the same as that used in deriving the dispersion parameters. But in many cases this condition can not be fulfilled because of a lack of the meteorological information required. In these cases other systems have to be used, which describe the turbulence in a less direct manner. In order to minimize the errors due to a change of category determination system, the system applied should be statistically equivalent. Statistical equivalence means that the long-term frequency distribution of the categories determined by different systems is the same.

Based on the meteorological data measured at the KARLSRUHE Nuclear Research Centre (KNRC) during a five year period such systems were developed. The standard deviation of the vertical wind direction was chosen as a basic parameter, because this parameter was used to classify the turbulence conditions prevailing during the tracer experiments at the KNRC. The other systems are based on the following meteorological parameters:

1. standard deviation of the horizontal wind direction,
2. temperature gradient and wind speed,
3. radiation balance and wind speed,

4. wind profile exponent,

5. synoptic data.

The calculation of the correlation between the basic system and the others allows a classification of the systems according to their reliability in individual meteorological situations. As expected, the more indirect systems 3, 4 and 5 have a noticeably lower correlation coefficient than the more direct systems 1 and 2. Therefore, the application of the more indirect systems is less appropriate, if the short-term environmental impact, as for example after an accidental release, has to be calculated. Finally, the transferability of the systems to other sites is discussed.

RESUME. SYSTEMES STATISTIQUEMENT EQUIVALENTS POUR LA DETERMINATION DES CATEGORIES DE DISPERSION. Le plus souvent, on utilise le modèle gaussien de panache pour calculer l'impact sur le milieu des émissions d'activité dans l'atmosphère. Les écarts-types  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$  (paramètres de dispersion) dans ce modèle dépendent des catégories de dispersion. Cette dépendance est habituellement déterminée par des expériences dans l'atmosphère à l'aide de traceurs. Les paramètres météorologiques utilisés pour déterminer les catégories de dispersion au cours des expériences devraient décrire aussi directement que possible la turbulence atmosphérique pour éviter de l'attribuer à tort aux paramètres de dispersion. Dans l'application pratique des paramètres de dispersion, le système de détermination des catégories devrait être le même que celui utilisé pour définir les paramètres de dispersion. Toutefois, dans de nombreux cas, cette condition ne peut être remplie faute d'informations météorologiques adéquates. Dans ces cas, il faut utiliser d'autres systèmes décrivant moins directement la turbulence. Pour limiter les erreurs dues à un changement de système de détermination des catégories, le système adopté devrait être statistiquement équivalent. Equivalence statistique signifie identité de la distribution de fréquences à long terme des catégories déterminées par différents systèmes.

On a mis au point de tels systèmes sur base de données météorologiques mesurées pendant 5 ans au Centre de recherche nucléaire de KARLSRUHE (CNRK). L'écart-type de la direction verticale du vent a été choisi comme paramètre de base, car ce paramètre a été retenu pour classer les conditions de turbulence prévalant lors des expériences du CNRK avec traceurs. Les autres systèmes se basent sur les paramètres météorologiques suivants:

1. écart-type de la direction horizontale du vent,

2. gradient de température et vitesse du vent,
3. bilan radiatif et vitesse du vent,
4. exposant du profil des vents,
5. données synoptiques.

Le calcul de la corrélation entre le système de base et les autres permet une classification des systèmes selon leur fiabilité dans les diverses situations météorologiques. Comme prévu, les systèmes les plus indirects 3, 4 et 5 ont un coefficient de corrélation nettement inférieur à celui des systèmes plus directs 1 et 2. Aussi, les systèmes plus indirects conviennent moins bien lorsqu'il s'agit de calculer l'impact à court terme sur le milieu comme, par exemple, dans le cas d'un rejet accidentel. Enfin, le problème de la transposition des systèmes à d'autres sites est examiné.

## 1. Einleitung

Die Umgebungsbelastung aufgrund unfallbedingter Emissionen von Schadstoffen hängt entscheidend von der Turbulenz in der bodennahen Atmosphäre während der Emission ab. Diese Turbulenzbedingungen werden üblicherweise durch Ausbreitungskategorien beschrieben. Zur Festlegung der Kategorien gibt es mehrere Schemata, in die verschiedene meteorologische Parameter eingehen. Die von einer Reihe von Autoren entwickelten Schemata sind nicht unmittelbar vergleichbar, da sie meist unabhängig voneinander entwickelt wurden und somit nicht auf der gleichen Kategoriendefinition basieren.

Zweck dieser Arbeit ist es, statistisch äquivalente, auf verschiedenen meteorologischen Parametern aufgebaute Schemata zur Bestimmung der Ausbreitungskategorie zu entwickeln. Statistische Äquivalenz bedeutet, daß für den gleichen Ort und denselben Zeitraum die Häufigkeitsverteilung der Kategorien nur unwesentlich voneinander abweichen. Durch Korrelationsuntersuchungen läßt sich die Zuverlässigkeit der einzelnen Schemata vergleichen. Grundlage für diese Untersuchung sind die Messungen meteorologischer Parameter am 200 m hohen Mast des Kernforschungszentrums Karlsruhe (1).

## 2. Festlegung eines Basisschemas zur Definition der Ausbreitungskategorien

Zur Aufstellung verschiedener statistisch äquivalenter Schemata benötigt man ein Basisschema. Dieses Schema sollte einen meteorologischen Parameter als Bestimmungsgröße enthalten, der möglichst direkt den Turbulenzzustand der Atmosphäre beschreibt.

Zur Berechnung der Konzentrationsverteilung im Lee einer Quelle geht man meist von einer doppelten Gaußverteilung aus, deren Streuungen senkrecht zur Ausbreitungsrichtung,  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$ , als entfernungsabhängig angenommen werden. Der Betrag dieser Streuungen ist in den verschiedenen Entfernungen von den Turbulenzbedingungen in der Atmosphäre abhängig, welche wiederum durch die Ausbreitungskategorien beschrieben werden.

Aufgrund theoretischer Überlegungen kann man zeigen, daß  $\sigma_z$  von der Streuung der vertikalen Windrichtung  $\sigma_\phi$  abhängt,  $\sigma_y$  dagegen ist eher mit der Streuung der horizontalen Windrichtung  $\sigma_\theta$  gekoppelt. Wegen der engen Korrelation der

beiden Parameter  $\sigma_{\theta}$  und  $\sigma_{\phi}$  verwendet man in der Ausbreitungsrechnung nur ein Schema zur Bestimmung von  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$ . In diesem Fall ist  $\sigma_{\phi}$  der geeignetere Parameter (s. auch (2)).

Zur Messung der vertikalen Windrichtung steht eine Vektor-Fahne in 100 m Höhe am meteorologischen Meßmast des Kernforschungszentrums Karlsruhe zur Verfügung. Aus den vertikalen Richtungsfluktuationen wird auf elektronischem Wege deren Streuung  $\sigma_{\phi}$  erzeugt. Dabei werden Frequenzen mit einer Periodendauer kleiner als 180 s erfaßt. In einem Prozeßrechner werden daraus dann 10-min-Mittelwerte gebildet. Diese werden im Auswertzeitraum vom 1.12.1972 bis 30.11.1977 zu  $\frac{1}{2}$ -h-Werten zusammengefaßt. Die Unterteilung der  $\sigma_{\phi}$ -Werte wurde aufgrund der Häufigkeitsverteilung und umfangreicher Vergleiche mit anderen meteorologischen Größen vorgenommen, siehe Tab. I. Die Bezeichnung der Kategorien mit den Buchstaben A - F entspricht derjenigen von Pasquill (3).

### 3. Bestimmung der Ausbreitungskategorien mittels anderer meteorologischer Parameter

Obwohl sich die  $\sigma_{\phi}$ -Werte am besten zur Charakterisierung der Ausbreitungsbedingungen eignen, muß man meist auf weniger direkte Meßgrößen zurückgreifen, weil Messungen der Vertikalfluktuationen selten zur Verfügung stehen. In der Literatur werden verschiedene Schemata zur Bestimmung von Ausbreitungskategorien angegeben. Cramer (4) und Gifford (5) benutzen eine Einteilung nach  $\sigma_{\theta}$ , De Marrais (6) gibt eine Einteilung des Temperaturgradienten an, Polster eine solche nach dem Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit (7). Einteilungen nach der Globalstrahlung bzw. der Strahlungsbilanz und der Windgeschwindigkeit stammen von Reuter (8) und Smith (9) bzw. Polster (7), Nester entwickelte eine Einteilung nach dem Exponenten des Windprofils (10). Synoptische Daten und die Windgeschwindigkeit zur Bestimmung der Ausbreitungskategorien wurden von Pasquill (3), Turner (11), Klug (12) und Manier (13) verwendet.

Ausgehend von den erwähnten Schemata und einer ähnlichen, aber auf einem geringeren Datenkollektiv beruhenden Untersuchung (14) wurden für fünf Vergleichsschemata folgende meteorologische Parameter herangezogen:



- Streuung der horizontalen Windrichtung  $\sigma_{\theta}$
- Temperaturgradient und Windgeschwindigkeit TG/U
- Strahlungsbilanz und Windgeschwindigkeit SB/U
- Synoptische Daten und Windgeschwindigkeit SY/U
- Windprofilexponent p

Bei der Erstellung der Korrelationsschemata mußte aufgrund unterschiedlicher Ausfallraten von etwas verschiedenen Datenkollektiven ausgegangen werden. Die Häufigkeitsverteilungen der Kategorien nach  $\sigma_{\phi}$  sind deshalb in den einzelnen Schemata nicht ganz identisch.

### 3.1 Die Kategorieneinteilung nach $\sigma_{\theta}$ -Werten

Die  $\sigma_{\theta}$ -Werte werden aus der horizontalen Windrichtung der Vektor-Fahne in 100 m Höhe, wie beim  $\sigma_{\phi}$ , auf elektronischem Wege erzeugt. Es werden ebenfalls nur Frequenzen mit einer Periodendauer kleiner als 180 s erfaßt. Tabelle II zeigt die Einteilung der  $\sigma_{\theta}$ -Werte in Kategorien. Das Korrelationsschema zwischen  $\sigma_{\phi}$  und  $\sigma_{\theta}$  (Tab. III) hat einen Korrelationskoeffizienten von 0,90. Der Prozentanteil von Übereinstimmungen ist in den einzelnen Kategorien sehr unterschiedlich. Er schwankt zwischen 55 % bei Kategorie B und 80 % bei Kategorie D. Insgesamt ergibt sich in 72 % aller Fälle eine Übereinstimmung. In 99 % aller Fälle beträgt die Abweichung nicht mehr als eine Kategorie.

### 3.2 Die Kategorieneinteilung nach dem Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit

Grundlage für diese Einteilung ist die Temperaturdifferenz zwischen 30 m und 100 m und die Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe. Das obige Höhenintervall wurde gewählt, weil im Kernforschungszentrum Karlsruhe die Kaminhöhen nicht über 100 m liegen. Die Gebäude und der Wald in der näheren Umgebung sind bis zu 30 m hoch. Die 40-m-Meßstelle der Windgeschwindigkeit liegt somit 10 m über diesem Niveau.

In diesem Fall von zwei Parametern wurde die statistische Äquivalenz für jede Geschwindigkeitsstufe gefordert. Tabelle IV enthält das sich ergebende Einteilungsschema.

Eine Aussage über die Güte der Kategorienbestimmung mit dem Einteilungsschema

nach  $\sigma_\phi$  und demjenigen nach dem Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit liefert das Korrelationsschema in Tabelle V. Der Korrelationskoeffizient dieses Schemas beträgt 0,82. Die Häufigkeit der Fälle mit Übereinstimmung der Kategorien ist in D mit 73 % am höchsten. Die Häufigkeit in den anderen Kategorien nimmt auf etwa 50 % ab. Insgesamt stimmt in 59 % der Fälle die Kategorienbestimmung nach beiden Schemata überein. In 37 % der Fälle tritt eine Abweichung um  $\pm 1$  Kategorie auf.

### 3.3 Die Kategorieneinteilung nach der Strahlungsbilanz und der Windgeschwindigkeit

Für die Aufstellung dieses Schemas wurde die Strahlungsbilanz mit einem Doppel-Pyrradiometer in 1,5 m über dem Erdboden gemessen und wiederum die Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe verwendet. Zur Erstellung des Einteilungsschemas wurde entsprechend dem vorherigen Schema verfahren. Das Ergebnis ist in Tabelle VI enthalten. Der Vergleich mit der  $\sigma_\phi$ -Einteilung, gegeben durch die Korrelationstabelle VII, zeigt nur noch in 47 % der Fälle eine Übereinstimmung der Kategorien. In 12 % treten Abweichungen um mehr als eine Kategorie auf. Dadurch erklärt sich auch der relativ kleine Korrelationskoeffizient von 0,68. Auffallend ist vor allem die schlechte Übereinstimmung bei den stabilen Kategorien mit nur etwa  $\frac{1}{3}$  der Fälle. Eine Erklärung für die geringe Korrelation kann darin gesehen werden, daß Änderungen in der Strahlungsbilanz sich erst zeitlich verzögert auf die atmosphärische Schichtung und damit auf die Turbulenzbedingung auswirken. Diese Verzögerungen sind bei negativer Strahlungsbilanz besonders ausgeprägt.

### 3.4 Die Kategorieneinteilung nach dem Exponenten des Windprofils

Zur Definition des Exponenten des Windprofils  $p$  dient die Beziehung

$$\frac{\bar{u}(z)}{\bar{u}(z_0)} = \frac{z-d}{z_0-d}^p$$

$$z, z_0 \geq d$$

$z$  = Meßhöhen

$z_0$  = Bezugsanemometerhöhe

$d$  = Nullpunktverschiebung

Mittels der Methode der kleinsten quadratischen Abweichung wird der Exponent  $p$  aus 9 Windgeschwindigkeitswerten bestimmt. Es werden dafür die Meßwerte aus den Höhen zwischen 20 und 160 m verwendet. Zur Einteilung der  $p$ -Werte in Kategorien, s. Tab. VIII, dienen 50-min-Mittelwerte. In Tab. IX ist das entsprechende Korrelationsschema zu  $\sigma_\phi$  aufgeführt. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,68 und ist damit genau so groß wie derjenige bei der Strahlungsbilanz. Auch sonst unterscheidet sich dieses Korrelationsschema in der Zuverlässigkeit nur unwesentlich von demjenigen mit der Strahlungsbilanz und der Windgeschwindigkeit.

### 3.5 Korrelation der Kategorien zwischen dem Schema nach $\sigma_\phi$ und dem nach synoptischen Daten

Im Gegensatz zu dem bisherigen Vorgehen wurde bei dem Schema mit synoptischen Daten von dem in Deutschland üblicherweise angewendeten Verfahren von Manier (13) ausgegangen und die  $\sigma_\phi$ -Einteilung so modifiziert, daß sie diesem Schema statistisch äquivalent ist. Die synoptischen Daten stammen von Söllingen und umfassen nur die vier Jahre von 1973 bis 1977. Die Daten wurden dem Kernforschungszentrum vom Canadian Forces Weather Office freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Die Station Söllingen befindet sich am dortigen Flughafen der etwa 40 km südlich vom Kernforschungszentrum liegt. Wegen dieser doch recht großen Entfernung ist der Korrelationskoeffizient im Vergleich mit dem Verfahren nach  $\sigma_\phi$  möglicherweise geringer als bei einer Beobachtung am gleichen Ort. Mit einem Wert von 0,70 ist der Korrelationskoeffizient aber trotzdem noch etwas größer als beim Schema nach der Strahlungsbilanz oder dem Windprofilexponenten. Die Zuverlässigkeit der Kategorienbestimmung nach diesen drei Schemata unterscheidet sich aber nur wenig, wie aus einem Vergleich der Korrelationstabellen VII, IX und X hervorgeht.

## 4. Schlußfolgerungen

Eine Zusammenstellung der wesentlichen Ergebnisse für den Vergleich der verschiedenen Schemata ist in Tabelle XI enthalten. Basis für diesen Vergleich ist das Bestimmungsschema nach  $\sigma_\phi$ . Die größte Übereinstimmung bei der Kategorienbestimmung erreicht man mit dem Schema nach  $\sigma_\theta$ . Dies ist nicht verwunderlich, da  $\sigma_\theta$  ebenfalls direkt von den Turbulenzbedingungen abhängt.  $\sigma_\theta$  erfaßt aber außerdem noch Winddrehungen, die eine Turbulenzzunahme vor-

täuschen. Die beste indirekte Methode zur Bestimmung der Ausbreitungskategorien ist diejenige nach dem Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit. Da in 96 % aller Fälle eine Abweichung von höchstens einer Kategorie auftritt, hat sie noch eine ausreichende Zuverlässigkeit um Einzelsituationen zu beurteilen. Die Parameter Strahlungsbilanz/Windgeschwindigkeit und der Exponent des Windprofils sowie die synoptischen Daten eignen sich dagegen weniger zur Beurteilung von Einzelsituationen, wie sie unfallbedingte Emissionen darstellen. In 11 % bis 12 % der Fälle werden die Ausbreitungsbedingungen um 2 und mehr Kategorienstufen falsch bestimmt. Für statistische Untersuchungen sind sie jedoch ohne weiteres verwendbar.

Die Parameter  $\sigma_\phi$ ,  $\sigma_\theta$  und  $p$  hängen von der Rauigkeit des Untergrundes ab, während dies bei dem Temperaturgradienten, der Strahlungsbilanz und den synoptischen Daten kaum der Fall ist. Verwendet man die Schemata nach den obigen Parametern ohne Änderung an Standorten mit anderer Rauigkeit, so sind die Schemata nicht mehr statistisch äquivalent.

Um die statistische Äquivalenz zu erhalten, müssen die Klassengrenzen bei den drei erstgenannten Schemata auf die entsprechende Bodenrauigkeit umgerechnet werden. Ein weiteres Problem bei der Verwendung der Schemata an anderen Standorten tritt dann auf, wenn die meteorologischen Parameter nicht in vergleichbaren Meßhöhen vorliegen. Diese Problematik ergibt sich bei allen Schemata. Auch in diesem Fall sind Umrechnungen der Klassengrenzen oder Umrechnungen der meteorologischen Parameter erforderlich. Dabei kann man sich auf theoretische Ansätze für diese Parameter stützen, wie sie für die planetarische Grenzschicht entwickelt wurden. Was die Übertragbarkeit angeht, ist das Schema mit den synoptischen Daten am unproblematischsten.

Trotz gewisser Probleme bei der Anwendung an unterschiedlichen Standorten, sollten im Hinblick auf die Beurteilung der Ausbreitung von Schadstoffen nach Unfällen zur Kategorienbestimmung Schemata Verwendung finden, die die atmosphärische Turbulenz möglichst direkt beschreiben. Dies sind die Schemata nach  $\sigma_\phi$ ,  $\sigma_\theta$  sowie nach dem Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit.

Literaturverzeichnis

- (1) Süß, F.; P. Thomas;  
On-line Datenerfassung und Datenaufbereitung in einer Kopplung  
meteorologischer Turm - PDP 8/I-CALAS-System.  
KFK 1934, April (1974)
- (2) Pendergast, M.M.;  
Estimating Diffusion Coefficients from Meteorological Data;  
DP-MS-76-64 (1976)
- (3) Pasquill, F.;  
The Estimation of the Dispersion of Windborne Material.  
Meteorol. Magaz. 90, 33-49 (1961)
- (4) Cramer, H.E.;  
A Brief Survey of the Meteorological Aspects of Atmospheric Pollution.  
Bull. Amer. Meteorol. Soc. 40, 165-171 (1959)
- (5) Gifford, F.A. Jr.; Chapt. 3 in D.H. Slade (Ed.).  
Meteorology and Atomic Energy,  
TID-24190 (1968)
- (6) De Marrais, G.A.;  
Atmospheric Stability Class Determination on a 481 - Meter Tower in  
Oklahoma; Atmospheric Environment, Vol. 12, pp. 1957-1964 (1978)
- (7) Polster, G.;  
Erfahrungen mit Strahlungs-Temperaturgradient- und Windmessungen als  
Bestimmungsgrößen der Diffusionskategorien;  
Meteorol. Rdsch. 22, 170-175 (1969)
- (8) Reuter, H.;  
Über den Einfluß meteorologischer Parameter auf die Lage der Maximal-  
Immissionskonzentration am Boden bei vorgegebener Emissionsquelle.  
Arch. Meteor. Geophys. Bioklimat. A 14, 55-68 (1964)

- (9) Smith, F.B.;  
In Air Pollution, Proc. 3rd Meet. Expert Panel on Air Pollution  
Modeling, XVII (1972)
  
- (10) Nester, K.;  
Statistische Auswertungen der Windmessungen im Kernforschungszentrum  
Karlsruhe aus den Jahren 1968/69.  
KFK 1606, (1972)
  
- (11) Turner, B.D.;  
A Diffusion Model for an Urban Area;  
J. of Appl. Met. Vol. 3, Nr. 1 (1964)
  
- (12) Klug, W.;  
Ein Verfahren zur Bestimmung von Ausbreitungskategorien aus synoptischen  
Beobachtungen, Staub 29, p. 143 (1968)
  
- (13) Manier, G.;  
Vergleich zwischen Ausbreitungsklassen und Temperaturgradient;  
Meteorol. Rdsch. 28, S. 6-11 (1975)
  
- (14) Dilger, H.; Nester, K.;  
Aufstellung und Vergleich verschiedener Schemata zur Bestimmung der  
Ausbreitungskategorien,;  
Meteorol. Rdsch. 28, S. 12-17 (1975)

Kategorie	$\sigma_{\phi}$ (Grad)	H (%)
A	$\sigma > 14,5$	2,8
B	$14,5 \geq \sigma > 10,5$	6,8
C	$10,5 \geq \sigma > 7,0$	14,5
D	$7,0 \geq \sigma > 3,3$	40,7
E	$3,3 \geq \sigma > 1,5$	18,9
F	$1,5 \geq \sigma$	16,3

Tabelle I : Einteilung der Streuung der vertikalen Windrichtung in 100 m Höhe in Ausbreitungskategorien und deren Häufigkeitsverteilung H

Kategorie	$\sigma_{\theta}$ (Grad)
A	$\sigma > 16,9$
B	$16,9 \geq \sigma > 12,0$
C	$12,0 \geq \sigma > 8,8$
D	$8,8 \geq \sigma > 5,0$
E	$5,0 \geq \sigma > 3,0$
F	$3,0 \geq \sigma$

Tabelle II : Einteilung der Streuung der horizontalen Windrichtung in 100 m Höhe in Ausbreitungskategorien

$\sigma_\theta$ \ / \ $\sigma_\phi$	A	B	C	D	E	F	Sum
A	1,3	0,8	0,1	-	-	-	2,2
B	0,6	3,4	2,1	0,1	-	-	6,2
C	0,1	1,7	8,8	3,8	-	-	14,4
D	0,1	0,3	3,4	32,3	4,1	0,1	40,3
E	-	-	0,2	2,8	12,3	4,2	19,5
F	-	-	-	0,7	3,1	13,6	17,4
Sum.	2,1	6,2	14,6	39,7	19,5	17,9	100,0
Häu.	60	55	61	80	63	78	

Sum. = Häufigkeit in der jeweiligen Kategorie

Häu. = Häufigkeit übereinstimmender Kategorien,

Alle Angaben in Prozenten

Tabelle III: Korrelation zwischen den Kategorien nach  $\sigma_\phi$  und  $\sigma_\theta$  in 100 m Höhe



$\bar{u}_{40}$ (m/s)	TG (K/100 m)
0,0 - 0,9	$A \leq - 1,13 < B \leq - 1,03 < C \leq - 0,91 < D \leq - 0,37 < E \leq + 0,78 < F$
1,0 - 1,9	$A \leq - 1,18 < B \leq - 1,05 < C \leq - 0,91 < D \leq - 0,22 < E \leq + 1,12 < F$
2,0 - 2,9	$A \leq - 1,39 < B \leq - 1,18 < C \leq - 0,97 < D \leq - 0,16 < E \leq + 1,25 < F$
3,0 - 3,9	$A \leq - 1,61 < B \leq - 1,33 < C \leq - 1,00 < D \leq - 0,10 < E \leq + 1,32 < F$
4,0 - 4,9	$A \leq - 1,82 < B \leq - 1,48 < C \leq - 1,04 < D \leq - 0,04 < E \leq + 1,39 < F$
5,0 - 5,9	$B \leq - 1,62 < C \leq - 1,08 < D \leq + 0,02 < E \leq + 1,46 < F$
6,0 - 6,9	$B \leq - 1,77 < C \leq - 1,16 < D \leq + 0,08 \quad E$
7,0 - 7,9	$< C \leq - 1,25 < D$
8,0 - 9,9	$C \leq - 1,40 < D$
$\geq 10,0$	$D$

Tabelle IV : Einteilung des Temperaturgradienten zwischen 30 und 100 m Höhe in Ausbreitungskategorien in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe

$\sigma_\phi$	TG/ $\bar{u}$						
	A	B	C	D	E	F	Sum.
A	1,4	1,0	0,3	0,1	-	-	2,8
B	1,0	3,1	2,5	0,3	-	-	6,9
C	0,3	2,5	7,8	3,9	0,2	0,1	14,8
D	-	0,2	4,4	28,5	5,2	1,1	39,4
E	-	-	0,1	5,3	8,4	5,5	19,3
F	-	-	-	1,0	5,8	10,0	16,8
Sum.	2,7	6,8	15,1	39,1	19,6	16,7	100,0
Häu.	52	46	52	73	43	60	

Tabelle V : Korrelation zwischen den Kategorien nach  $\sigma_\phi$  in 100 m und Temperaturgradient 30 - 100 m/Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe

$\bar{u}_{40}$ (m/s)	SB (mW/cm <sup>2</sup> )
0,0 - 0,9	A > 21,4 $\geq$ B > 12,5 $\geq$ C > 6,0 $\geq$ D > - 0,2 $\geq$ E > - 0,9 $\geq$ F
1,0 - 1,9	A > 21,4 $\geq$ B > 12,6 $\geq$ C > 6,0 $\geq$ D > - 0,4 $\geq$ E > - 1,3 $\geq$ F
2,0 - 2,9	A > 30,1 $\geq$ B > 16,2 $\geq$ C > 6,0 $\geq$ D > - 0,6 $\geq$ E > - 2,1 $\geq$ F
3,0 - 3,9	A > 40,0 $\geq$ B > 23,2 $\geq$ C > 6,3 $\geq$ D > - 1,2 $\geq$ E > - 3,4 $\geq$ F
4,0 - 4,9	A > 49,5 $\geq$ B > 30,5 $\geq$ C > 6,7 $\geq$ D > - 2,8 $\geq$ E > - 5,5 $\geq$ F
5,0 - 5,9	B > 37,6 $\geq$ C > 8,4 $\geq$ D > - 5,5 $\geq$ E
6,0 - 6,9	B > 45,0 $\geq$ C > 10,8 $\geq$ D
7,0 - 7,9	C > 15,0 $\geq$ D
8,0 - 9,9	C > 24,0 $\geq$ D
$\geq 10,0$	D

Tabelle VI : Einteilung der Strahlungsbilanz in Ausbreitungskategorien in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe

$\sigma_\phi$ \ SB/ $\bar{u}$	A	B	C	D	E	F	Sum.
A	1,5	1,0	0,3	-	-	-	2,8
B	1,1	3,0	2,2	0,6	0,1	-	7,0
C	0,3	2,3	6,8	4,5	0,5	0,5	14,9
D	-	0,6	5,0	23,7	5,7	4,5	39,5
E	-	0,1	0,5	6,3	6,1	6,2	19,2
F	-	-	0,3	4,4	6,5	5,4	16,6
Sum.	2,9	7,0	15,1	39,5	18,9	16,6	100,0
Häu.	52	43	45	60	32	33	

Tabelle VII: Korrelation zwischen den Kategorien nach  $\sigma_\phi$  in 100 m und der Strahlungsbilanz/Windgeschwindigkeit in 40 m Höhe

Ausbreitungskategorie	p
A	$p \leq 0,07$
B	$0,07 < p \leq 0,14$
C	$0,14 < p \leq 0,23$
D	$0,23 < p \leq 0,40$
E	$0,40 < p \leq 0,50$
F	$0,50 < p$

Tabelle VIII: Einteilung des Exponenten des Windprofils in Ausbreitungskategorien

$\sigma_\phi \backslash p$	A	B	C	D	E	F	Sum.
A	0,9	1,3	0,5	-	-	-	2,7
B	0,8	2,8	2,7	0,4	0,1	-	6,8
C	0,4	2,0	6,7	4,6	0,4	0,2	14,3
D	0,2	0,4	3,6	24,1	8,1	3,4	39,8
E	0,1	0,1	0,4	5,6	6,5	6,8	19,5
F	-	0,1	0,5	4,4	4,9	7,0	16,9
Sum.	2,4	6,7	14,4	39,1	20,0	17,4	100,0
Häu.	38	42	47	62	33	40	

Tabelle IX : Korrelation zwischen den Kategorien nach  $\sigma_\phi$  in 100 m Höhe und dem Exponenten p des vertikalen Windprofils

$\sigma_\phi \backslash SY/\bar{u}$	A	B	C	D	E	F	Sum.
A	1,6	1,2	0,8	0,1	0,1	-	3,8
B	1,4	2,6	2,6	1,0	0,1	-	7,7
C	0,7	2,7	5,3	6,8	0,9	0,2	16,6
D	0,1	1,3	6,6	25,2	6,2	2,1	41,5
E	-	0,1	0,9	5,9	6,5	3,9	17,3
F	-	-	0,2	1,8	5,2	5,9	13,1
Sum.	3,8	7,9	16,4	40,8	19,0	12,1	100,0
Häu.	42	33	32	62	34	49	

Tabelle X : Korrelation zwischen den Kategorien nach  $\sigma_\phi$  in 100 m und den synoptischen Daten mit Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe

Schemata	Korrelationskoeffizient	übereinstimmende Kategorien	Kategorienabweichung 1 Stufe	Kategorienabweichung $\geq 2$ Stufen
$\sigma_{\theta}$	0,88	72	27	1
TG/ $\bar{u}$	0,82	59	37	4
SB/ $\bar{u}$	0,68	47	41	12
p	0,68	48	40	12
SY/ $\bar{u}$	0,70	47	42	11

Tabelle XI : Korrelationskoeffizient und prozentuale Häufigkeiten von überstimmenden bzw. abweichenden Kategorien verschiedener Schemata in bezug auf das  $\sigma_{\phi}$  - Schema



THE INFLUENCE OF METEOROLOGICAL FACTORS ON RADIOACTIVE DOSAGES  
AND DEPOSITIONS FOLLOWING AN ACCIDENTAL RELEASE

F.B. SMITH  
Meteorological Office  
Bracknell - UNITED KINGDOM

SUMMARY. The paper will consider the magnitude and importance of various meteorological factors which are relevant to the problem of forecasting the trajectory, plume width and deposition pattern arising from a cloud of airborne radioactive material accidentally released over some period of time (typically several hours).

The following issues will be discussed:

(i) The errors in estimating advective winds arising from a limited meteorological network, from topography, imperfect instrumentation and weather forecasting models.

(ii) The synoptic "swinging" of the plume. Statistical properties of the swing as a function of wind speed, release period, range and wind direction. Swinging directly affects total dosage.

(iii) Wash-out by precipitation. Wash-out of radionuclides can be a very important factor in creating significant depositions at any range (even at long range). The effect of mountains, wind direction and speed.

Probabilities of rainfall in an Eulerian and a Lagrangian sense. Significance of whether or not there has been rainfall in the immediate past to the probability of rain affecting the plume.

RESUME. L'INFLUENCE DES FACTEURS METEOROLOGIQUES SUR LA CONCENTRATION INTEGREE ET LE DEPOT D'ACTIVITE APRES UN REJET ACCIDENTEL. La communication étudie l'ampleur et l'importance de divers facteurs météorologiques à considérer pour prévoir la trajectoire, la largeur du panache et le modèle de déposition dans le cas d'un nuage d'effluents radioactifs gazeux émis accidentellement pendant un certain laps de temps (typiquement plusieurs heures).

Les problèmes suivants sont examinés :

(i) Les erreurs sur l'estimation des vents advectifs, dues à un réseau météorologique limité, à la topographie et à l'imperfection des instruments et des modèles de prévision du temps.

(ii) Les oscillations synoptiques du panache. Caractéristiques statistiques de ces oscillations en fonction de la vitesse du vent, de la période de rejet, de l'étendue et de la direction du vent. Ces oscillations influent

directement sur la concentration intégrée.

(iii) Lessivage par les précipitations. Le lessivage des radionuclides peut être un facteur très important dans l'apparition de dépôts significatifs à toute distance (même longue). Effets des montagnes, de la direction et de la vitesse du vent.

Probabilités de chute de pluie au sens d'EULER et de LAGRANGE. Signification de la présence ou de l'absence de précipitations dans un passé immédiat sur la probabilité de pluie sur le panache.

KURZFASSUNG. DER EINFLUSS METEOROLOGISCHER FAKTOREN AUF STRAHLENDOSEN UND RADIOAKTIVE ABLAGERUNGEN NACH EINER UNBEABSICHTIGTEN FREISETZUNG VON RADIOAKTIVITÄT. Untersucht werden Ausmass und Bedeutung verschiedener meteorologischer Faktoren, die für die Voraussage von Trajektorien, der Breite der Abluftfahne und des Ablagerungsgeschehens unter einer Wolke radioaktiven Materials bedeutsam sind, das unfallweise über einen bestimmten Zeitraum (gewöhnlich mehrere Stunden) freigesetzt wurde.

Erörtert werden:

(i) Die Fehler bei der Berechnung advektiver Winde, die sich aus der Begrenztheit des meteorologischen Netzes, aus der Topographie, wegen unvollkommener Geräte und Wetterprognosemodelle ergeben.

(ii) Die synoptische "Schwingung" der Abluftfahne. Statistische Eigenschaften des Swings als Funktion von Windgeschwindigkeit, Freisetzungzeit, Entfernung und Windrichtung. Der Swing hat unmittelbaren Einfluss auf die Gesamtdosis.

(iii) Auswaschung durch atmosphärischen Niederschlag. Die Auswaschung von Radionukliden kann sehr wesentlich zur Entstehung signifikanter Ablagerungen in jedem Bereich (selbst in weiter Entfernung) beitragen. Orographische Auswirkungen; Einfluss von Windrichtung und -geschwindigkeit. Wahrscheinlichkeit von Regenfällen in der EULER'schen und der LAGRANGE'schen Betrachtungsweise. Einsehen auf die Frage, ob ein in unmittelbarer Vergangenheit regfallener Regen für die Wahrscheinlichkeit, dass der Regen auf die Abluftfahne einwirkt, bedeutsam ist.



## 1. Introduction

This modest paper contributes to the process by which safety Officers at nuclear installations can prepare themselves for meaningful action in the event of an accidental release of radionuclides into the atmosphere. If nothing else I hope it will reiterate the need to do some preparatory analysis relevant to the particular installation in its own particular geographical and topographical situation. The results I present here in the Figures are of necessity broad-scale averages for NW Europe or refer to lowland sites in Britain. They may give an indication of what might happen elsewhere, but this comfort is no substitute for actually evaluating ones' own real situation. This is particularly true for the short range problem, out to some few tens of kilometres, where some assessment is required of the population directly affected by gamma radiation as the plume passes overhead, and the intensity of this dose. Towns, hills, valleys and coastlines may all cause local distortions in the wind field, especially in low wind-speed conditions, which make it potentially difficult to predict the behaviour of the plume from either single-wind-vane readings taken on-site or from a vane at the nearest meteorological station whose topographical situation may be totally different. (1) (2). In such areas, a study involving the release of tracers in a fair sample of meteorological conditions is about the only convincing way of assessing the magnitude of the problem. Concentrations of the tracer measured at different ranges and near centres of population can be compared with the predictions of dispersion models designed for releases over homogeneous flat terrain. We hope to make at least one such study in the UK within the next few years.

Interesting though this problem is, and much remains to be said about it, I would prefer to concentrate on a rather more subtle problem in the remainder of this paper. Although the direct gamma dosages from the airbourne cloud are likely to be a danger out to at most a very few tens of kilometres (and more probably out to only a few kilometres), there is a finite possibility that later the plume may be drawn into an active precipitation cell (like a thunderstorm) which is moving only slowly at considerable range from the source. Some fraction of the nuclides may get washed out (and more needs to be known about the efficiency of this process) and deposited on a relatively small area of underlying terrain. The nuclides could then affect the population

directly or indirectly through the food chain. This is a more subtle problem because occurring at greater range it would be all the more unexpected and unpredictable; and the threat might be totally unnoticed until it is too late. The point is that only a relatively small fraction of the release will be deposited in the near-field where gamma-dosages from the airborne cloud are obviously significant. This leaves a significant amount of the release airborne to travel hundreds if not thousands of kilometres. Rain systems, are the only means by which the potentially harmful effects can be locally concentrated by removing nuclides from a large diffuse plume and depositing them over a limited surface area of ground. This is particularly likely to happen if the rain is locally enhanced. Thunderstorms sometimes "lock-on" to certain mountainous areas (for example as in the Italian Alps), and draw vast quantities of boundary layer air through their system like some gigantic vacuum cleaner. Mountains generally experience rainfalls in frontal conditions which are sometimes four or more times heavier than in equivalent lowland areas because the lifting of the airmass over the mountains encourages the development of so-called low level "feeder" clouds within the boundary layer. These are locked onto the mountain tops and greatly enhance the local rainfall. Presumably they would be most effective in removing that fraction of the nuclides susceptible to wash-out/rain-out processes, especially since the feeder clouds tend to form in the air carrying the plume itself.

This possibility must inevitably generate an interest in the long range transport of nuclides in accidental release situations.

## 2. The Area Affected

The area affected by the plume is perhaps best estimated by determining a series of air trajectories originating from the source at regular intervals during the period of release. Figure 1 shows an example of this: the area lying between the T+0 and the T+24 trajectories is clearly the area affected. In this example the trajectories show a fairly systematic swing from one to the next although on some occasions the swing is first one way and then the other. The swing reflects the general movement of synoptic-scale features (depressions and anticyclones) and for this reason the process has been called "synoptic-swinging".

The use of trajectories makes several assumptions. It assumes that reasonably accurate boundary layer winds can be determined, that

directional shear within the boundary layer and lateral turbulent diffusion are relatively unimportant compared with synoptic swinging. I believe good arguments can be made for supporting these assumptions which are increasingly valid the longer the period of release in that any errors, however appreciable they may be for any one trajectory, are swamped by the total swing from the first to the last trajectory.

The only assumption which cannot be so easily argued away is the one which assumes the plume remains totally within the boundary layer. Several processes are known by which air can be drawn up out of the boundary layer into the "free" atmosphere above. It is a matter of ongoing research to determine how important these processes might be to our problem. Evidence from the OECD Project (3) on the long range transport of industrial air pollution suggests that it is not of overriding importance for substances like sulphate aerosols which are rather efficiently washed out in precipitating clouds. Whether the same is true for most of the radionuclides is uncertain. However it can be argued that if any particular nuclide is not washed out efficiently it ceases to be a significant threat to humans at the longer ranges we are considering, and therefore the uncertainty is not particularly relevant. The magnitude of synoptic-swinging of the plume varies with the length of time over which the plume is sampled. It also varies with wind speed: the stronger the wind speed, the greater is the geostrophic control and the smaller on the average is the amount of swing. This is obvious even in the wind records at a given point. Figure 2 shows the results of an analysis of wind directions at the top of the Belmont Tower in Lincolnshire at a height of 389 m a.s.l. The mean modulus angle of swing increases with sampling time and is inversely proportional to wind speed (hourly mean directions and speeds have been used).

Figure 3 is based on an analysis of over 2000 sequential back-trajectories arriving at a point of southern Norway, calculated using surface geostrophic winds, and evaluated every 12 hours. The bearings where the trajectories crossed areas of radii 250km, 500, 750, 1000, 1250 and 1500km were extracted. Probability distributions were constructed of swing for given sampling times and ranges, and from which it was possible to construct the curves (virtually straight lines) shown. For a sampling time of 30 hours and at a range of 500km, we can deduce that the mean swing will be less than  $12^\circ$  on 10% of occasions, less than  $40^\circ$

on 50% of occasions and will only exceed  $110^\circ$  one time in ten. This sort of information can be valuable in assessing the probability of concentrations exceeding certain values at a given range from a nuclear installation in the event of an accidental release in which a specified amount of activity is released over a given time. At long range, ignoring significant depositions on route, concentration will be primarily determined by wind speed and lateral speed. Moreover since lateral spread is roughly inversely proportional to wind speed, the effect of wind speed on concentration virtually cancels out if one is within the time-averaged plume, and the results of figure 3 can be used assuming an average wind speed of about  $3 \text{ ms}^{-1}$

Individual trajectories showed a definite turning trend consistent with an overall average west to east flow on the large-scale. They also showed a small but significant overall anticyclonic rotation which is hard to explain. Figure 4 shows the mean tendencies in terms of the turning per 100km range, and initial direction.

Another way of looking at this problem is to ask what can one say about the likely subsequent position of the cloud at a given range given the initial direction of flow at the release point. Table 1 gives the root-mean-square angular dispersion  $\sigma_\theta$  (where  $\theta'$  is a difference in bearing) of trajectory crossings at different ranges  $d$  relative to the initial wind direction at the source.

$d$ (km)	200	400	600	800	1000	1200	1500
$\sigma_\theta$	$15^\circ$	$20^\circ$	$24^\circ$	$27^\circ$	$30^\circ$	$32^\circ$	$35^\circ$

thus, for example, if a radioactive cloud were carried away from an installation in a direction of  $70^\circ$ , there would be a roughly 75% probability that by the time it reached 400 km it would be on a bearing of between  $55^\circ$  and  $95^\circ$  (allowing for the gradual turning towards the east).

### 3. The Probability of Rain

As already noted, once the cloud has travelled more than a few tens of kilometres, the chief health threat comes from depositing a sizeable fraction of the radionuclides onto the ground in precipitation. The UK Atmospheric Dispersion Modelling Working Group has given some thought to this problem and has recommended a simple model, suggested by J A Jones, which although it cannot claim to permit reliable answers at this time, nevertheless provides a framework for discussion and hopefully advance.

It assumes that for a given nuclide, a washout coefficient  $\Lambda$  can be defined equal to the fraction removed in unit time for an average rainfall rate (roughly 1.5mm/hr in Western Europe).

If the cloud is subject to continuous rain for a period  $t$  the fraction remaining is  $\exp(-\Lambda t)$ . If  $p(t, T)$  is the fractional probability of the sum of wet periods covering a time  $t$  in a total duration of travel  $T$  (where  $T \geq t$ ), as we follow the cloud, then the fraction of material (remaining) in the cloud at time  $T$  is

$$p(t, T) \exp(-\Lambda t)$$

Summing over all values of  $t$  the median value  $f$  of the fraction is given by  $f = \int_0^T p(t, T) \exp(-\Lambda t) dt$

The model assumes the rainfall rate does not vary with  $t$  so that, for example, warm-front rain is as equally effective as shower-type rain in removing nuclides. It also assumes there is no geographical variation in  $p(t, T)$  arising from surface topography or distance from the main paths of depressions. It also assumes we have some means of assessing  $p(t, T)$ . Such criticisms are common to many simple models. Nevertheless the model does provide a start, and is valuable in highlighting where further research is required.

Some preliminary investigations are relevant to this problem. A great deal more work is required and in fact one of the investigations I describe has only just started. The first project was to study the effect of ground-level altitude on rainfall amounts and duration. We are fortunate in the UK in having a network of autographic raingauges from which both these quantities can be deduced. Figure 5 shows a map of the UK with contours of "mean hours per year when precipitation is falling", or "duration of rain". Even the quickest of inspections reveals (i) duration increases with altitude

(ii) there is an overall decrease in duration from west to east. Closer inspection of coastal and lowland values indicates broad contours of equivalent sea-level duration,  $S$ , can be drawn. These are shown on the Figure and vary from 900 hours in the west to 400 in the east. This variation comes about largely because depressions tend to run SW to NE along the western side of the UK with associated fronts affecting the western areas more than the eastern areas. Topography obviously has some part to play in this.

The difference between actual durations  $A$  and sea-level durations  $S$  then correlate extremely well with broad-scale altitude  $A - S = 0.9h$

where  $h$  is ground-level altitude in metres and  $A$  and  $S$  are in hours. The correlation between  $A$  calculated on this basis and  $A$  observed is 0.96. Equivalent data for the rest of Europe is not readily available, and this suggested relating  $A$  to the total annual rainfall  $R$  (in mm). Figure 6 shows  $R$ , as observed, and estimated sea-level equivalents. Immediately it is clear there is a good correlation between  $A$  and  $R$ . Figure 7 shows the overall relationship between the two and indicates that upland stations not only have more hours of rain but also a higher average rainfall rate (up to 2mm/hr compared with 1.3mm/hr in lowland areas). The explanation for this is to be found in Terms of the feeder clouds discussed in the Introduction.

$$\text{Approximately } R \approx A \left\{ 1.25 - 1.15A' + 36.5 A'^2 \right\}$$
$$A' = A \times 10^{-4}$$

Whether or not this relationship holds in Europe generally remains to be investigated. If it does, then maps of  $A$  could be readily deduced from existing  $R$ -maps. Values of  $A$  must be reflected in geographical variations in  $p(t, T)$ .

The probability of rain is also a function of wind speed and direction. Figures 8a and 8b illustrate this for typical lowland UK stations. Figure 8a shows the probability of experiencing rain in any one hour at a fixed point as a function of the magnitude of the 10-metre wind speed. Part of this variation is no more than a reflection of the rate at which equally-spaced dry and wet areas can be advected over a fixed point. Figure 8b shows the average effect of wind direction. At first sight the peaks occur in unexpected quarters. In fact I suspect the peak in the S.S.E for example reflects the backed low-level wind moving across the isobars in a general synoptic south-westerly flow. Here again these results ought to be incorporated into any refinement of the UK Atmospheric Dispersion Modelling Working Groups' simple model.

So far I have discussed studies into the Eulerian nature of rainfall. A project is just starting into the more appropriate Lagrangian nature of rainfall, as would be required if we were following a radioactive cloud. Ultimately the two descriptions will have to be combined to give the optimum estimation of the likelihood of washout.

The Lagrangian study can be subdivided into two parts. The first will investigate the probability distribution of a radionuclide cloud

within the boundary layer travelling for a time  $t$  before being advected into a rain area. The definition of a rain area will require careful definition in terms of neighbouring met station observations of rain. A rain area will not mean rain is falling everywhere, but will mean an area where the chance of being affected by rain has jumped to some significant value. Experience has already indicated that in Western Europe, air travels for roughly 3-4 days on average before entering a rain area. The probability distribution needs to be tightened up more securely than this though and a large sample of trajectories will need to be examined relative to surface observations of precipitation.

The second stage will be to investigate the probability of being affected by rain within a rain area. This may require classifying rain areas in some way eg cold fronts, warm fronts, warm sectors, orographic, convective etc. A very valuable tool in this study will be the results of precipitation - intensity displays of weather radars. The UK is fortunate in having 5 radars already operational which can scan most of England and Wales. A joint Meteorological Office/Royal Signal and Radar Establishment Group at Malvern, under the direction of Dr K Browning, allow radars to monitor quantitatively the rainfall over an area and display the output in real time, or on magnetic tape for future analysis. The data can be displayed on a colour - television screen with different colours representing different rain intensities. Figure 9 in black and white loses much of the impact of these displays but at least gives some idea of them. The resolution of the system is such that the average intensity can be determined in 5 x 5km squares (corresponding to Ordnance Survey Map squares) although it can be tuned to even smaller 2 x 2km squares.

The situation is recorded and displayed every 15 minutes, and so a very complete and detailed picture of the rainfield and its evolution can be obtained. Typically the pattern displays a lot of coherence from one picture to the next, especially on the larger scale. Smaller "hot spots" of rain associated with an individual cloud-cell have a lifetime of round about 30 - 45 minutes, and can usually be picked up on two or three consecutive displays.

The initial investigation we are undertaking is to select a sample of days with rain spreading across the country, when all the radar are fully operational and when the airflow is rather uniform across the area. A series of "boundary layer" trajectories will be carefully

worked out using all available data: pressure readings, surface winds, radiosonde winds, tower winds etc.

We expect the trajectories will move with a different speed and direction to the rain systems and will be designed to intercept them as shown in the Figure. The objective will be to investigate the wet/dry sequences along the trajectories and deduce Lagrangian probability distributions of washout. These may be compared with suitable Eulerian (fixed-point) distributions to see if any obvious relationships exist. How the programme will develop will depend very much on how the initial survey turns out, but I believe there is real hope that this system offers a unique opportunity to advance in this difficult subject.

#### 4. References

- (1) Smith, F B 1979 The Accuracy of Forecasting Pollution. 46th Annual Conference of the National Society for Clean Air, (Brighton, England). "Weather and Air Pollution". (Proceedings, Part 2).
- (2) Steele L P 1976 A study of the relation between the surface wind at Trawsfynydd Power Station and nearby topography. Boundary Layer Met, 10, No 4 pp 381 - 392.
- (3) OECD, 1977 The deposition and distribution in European countries of pollutants from distant and local sources. Organisation for European Co-operation and Development. Final report of the OECD Long Range Transport of Air Pollutants project.



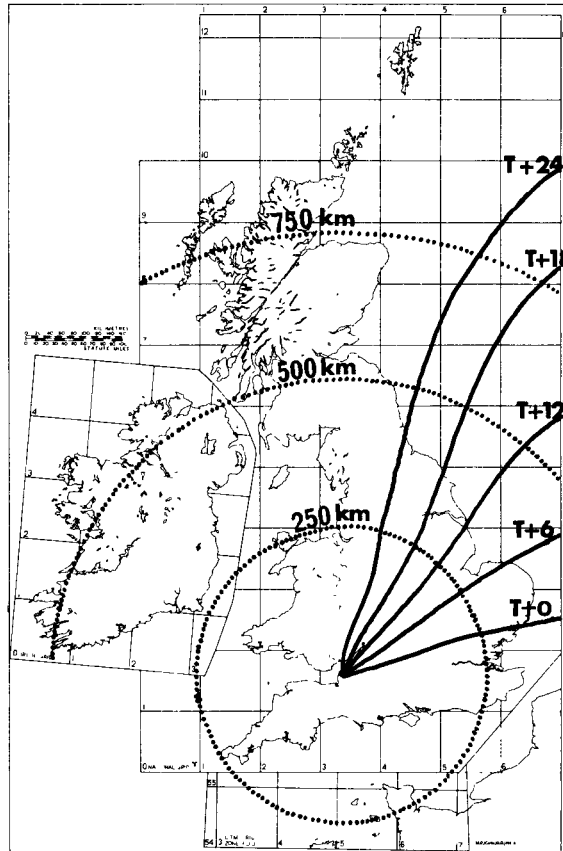


Figure 1. Five trajectories at 6-hourly intervals illustrating the effect of synoptic-feature movements which result in plume-swinging.

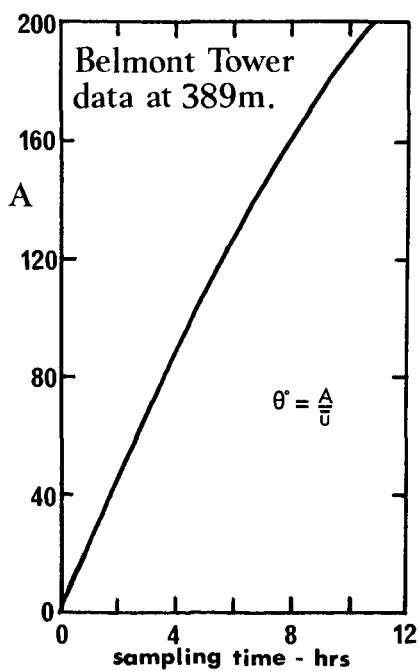


Figure 2. Hourly-average wind direction measurements from the vane at the top of the Belmont Tower in Lincolnshire show that the magnitude of the average directional swing is inversely proportional to wind speed and increases with sampling time.

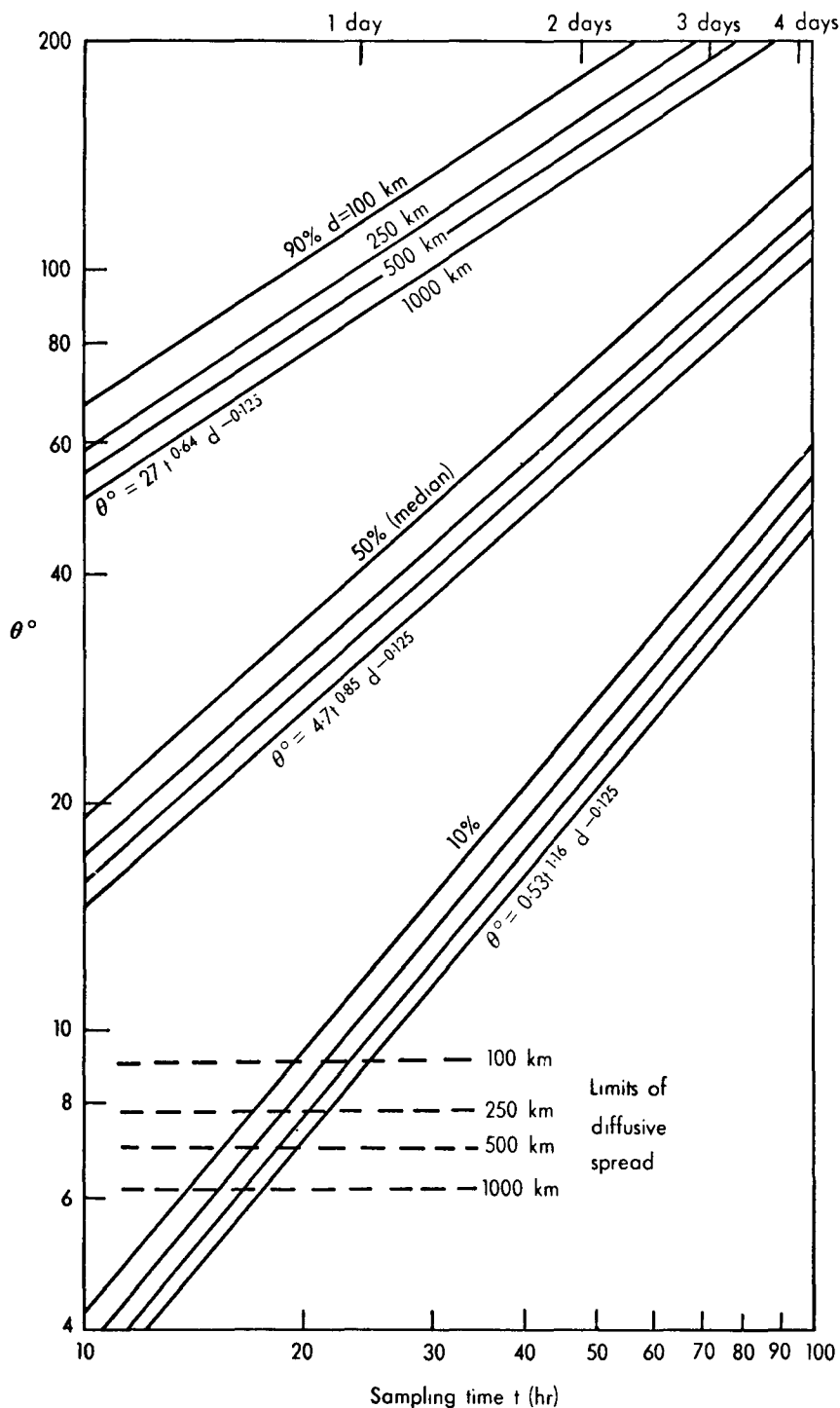


Figure 3 Angular spread  $\theta^\circ$  as a function of distance  $d$  from source and sampling time  $t$  due to synoptic swinging.

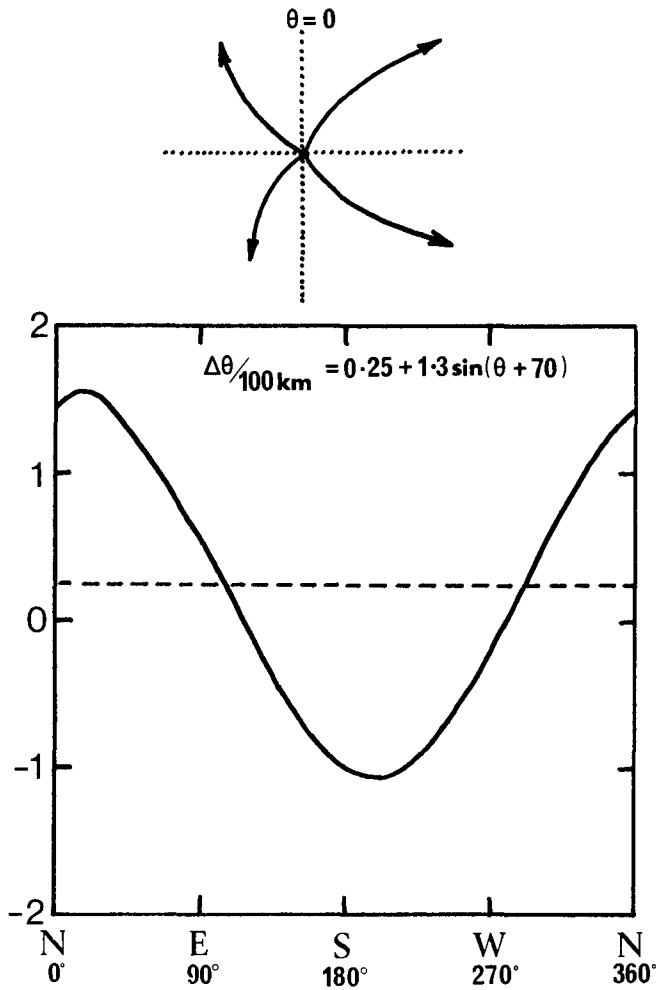


Figure 4a. On the average trajectories emanating from a point exhibit a tendency to bend gradually towards the east. The graph shows the magnitude of this bending per 100 km. This reflects the overall tendency for synoptic features in Europe to move from west to east.

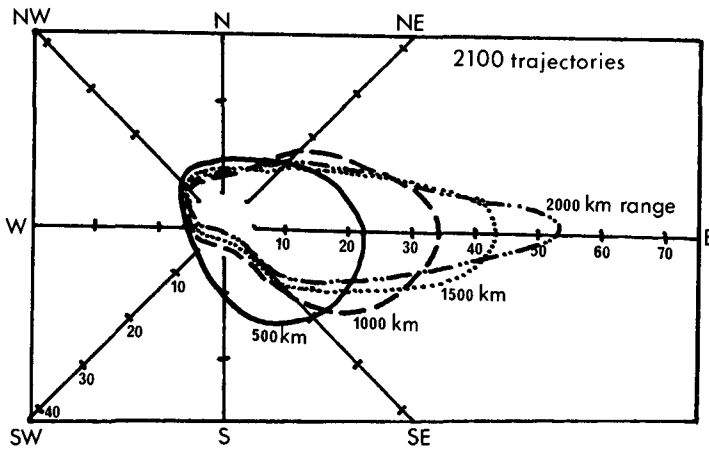


Figure 4b. This same property is illustrated here where the number of crossings of arcs of specified radii in  $30^\circ$  sectors by 2100 forward trajectories is displayed as a direction-rose. The larger the range the greater is the tendency for the crossings to be towards the east.

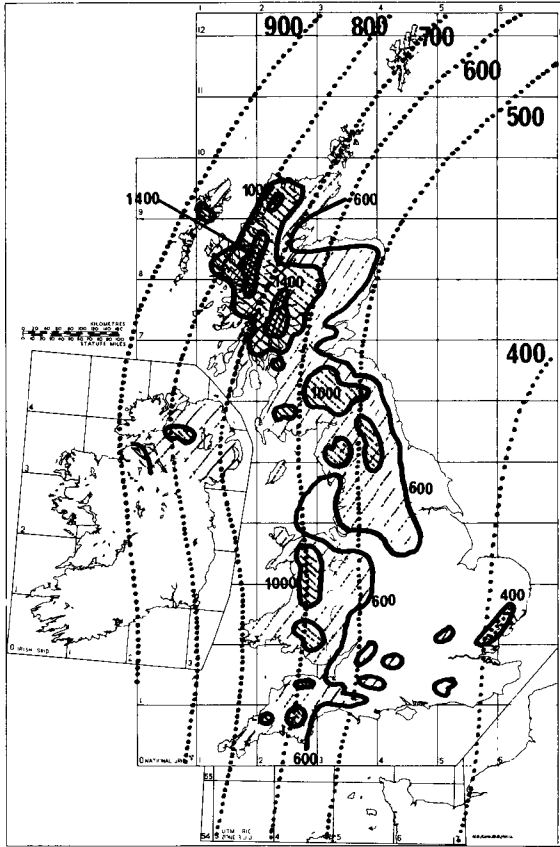


Figure 5. Contours of measured total duration of rain,  $A$ , in units of hours per year, within the U.K. The dotted lines are estimated sea-level equivalent durations,  $S$ , interpolated from coastal values. The effect of ground-level altitude is very evident if this map is compared with a relief map of the same area. If  $h$  is this altitude in metres, then  $A \approx S + 0.9h$ ; and  $A$  calculated this way correlates with observed  $A$  with a correlation coefficient of 0.96.

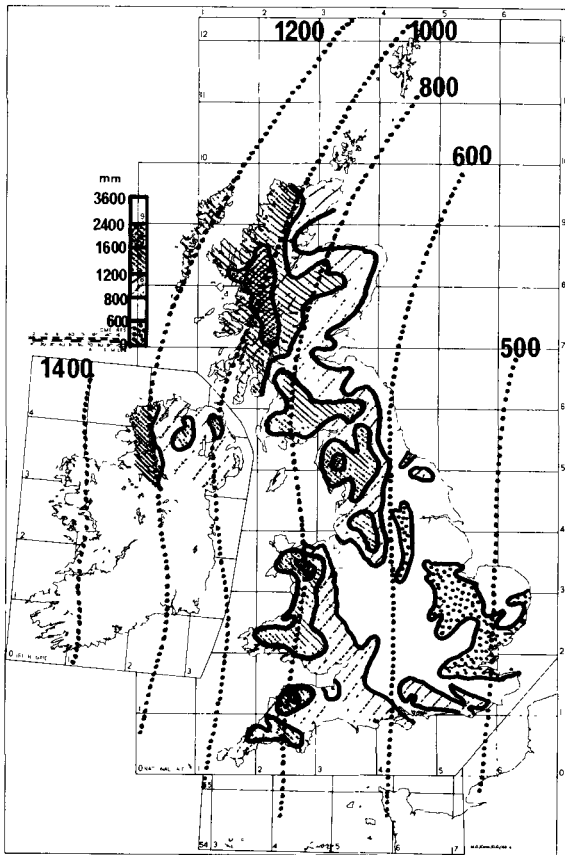


Figure 6. Contours of measured amounts of rain  $R$  in mm per year. Again a good correlation may be noted with altitude and with duration  $A$ . The dotted lines are estimated sea-level equivalent amounts.

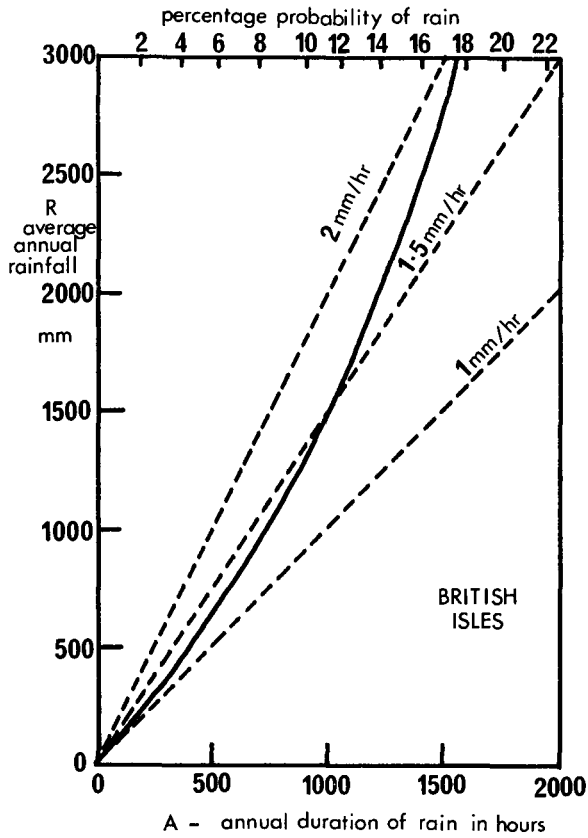


Figure 7. Comparison of the average annual rainfall ( $\text{mm y}^{-1}$ ) with annual duration of rain ( $\text{hours y}^{-1}$ ) for many sites in the U.K. The curve shows that rainfall rate tends to increase with R and A, and hence with altitude. Lowland rates are typically about  $1.3 \text{ mm hr}^{-1}$  whereas upland rates approach  $2 \text{ mm hr}^{-1}$  in the U.K.



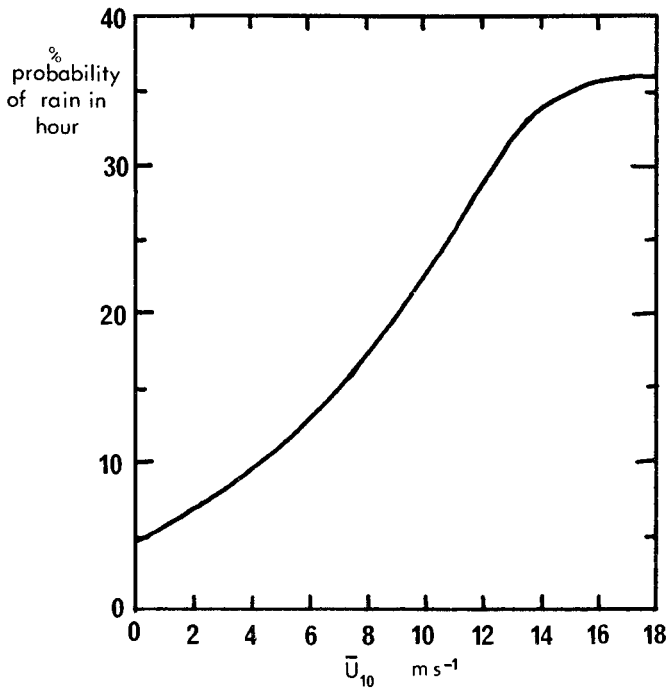


Figure 8a. The probability that rain will occur in any one hour increases with wind speed, at least up to about  $18 \text{ ms}^{-1}$ . The curve represents an average of data from six widely-separated U.K. lowland stations: Plymouth, Heathrow, Elmdon, Renfrew, Turnhouse, and Aldergrove.

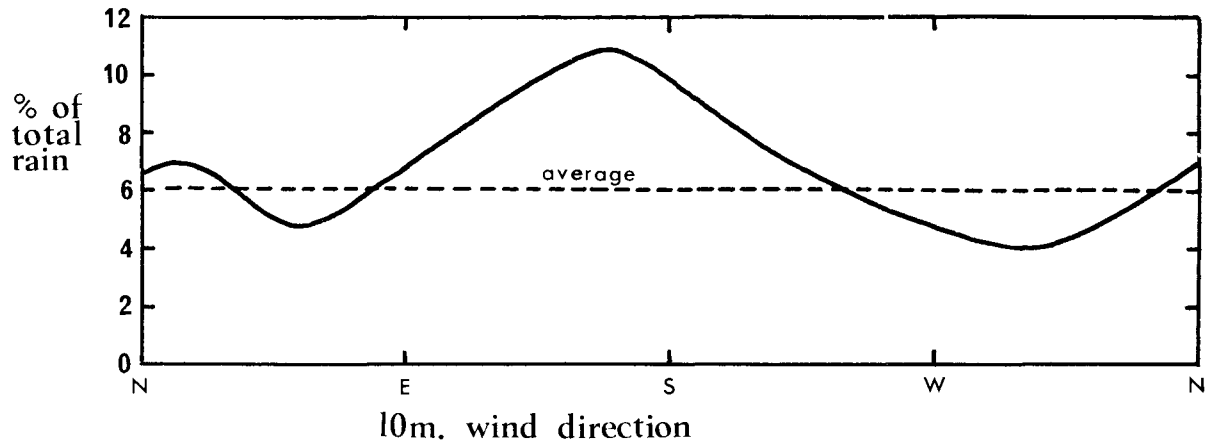


Figure 8b. The percentage of rain associated with the 10-metre wind direction (in 20° sectors) is shown. The curve is a mean of data from Elmdon, Ringway, Rhoose, Valley, Manston, Leeming and Cardington. Although marked differences do occur between individual site curves, they all show the same general pattern (e.g. they all show a large peak in the S-E quadrant).

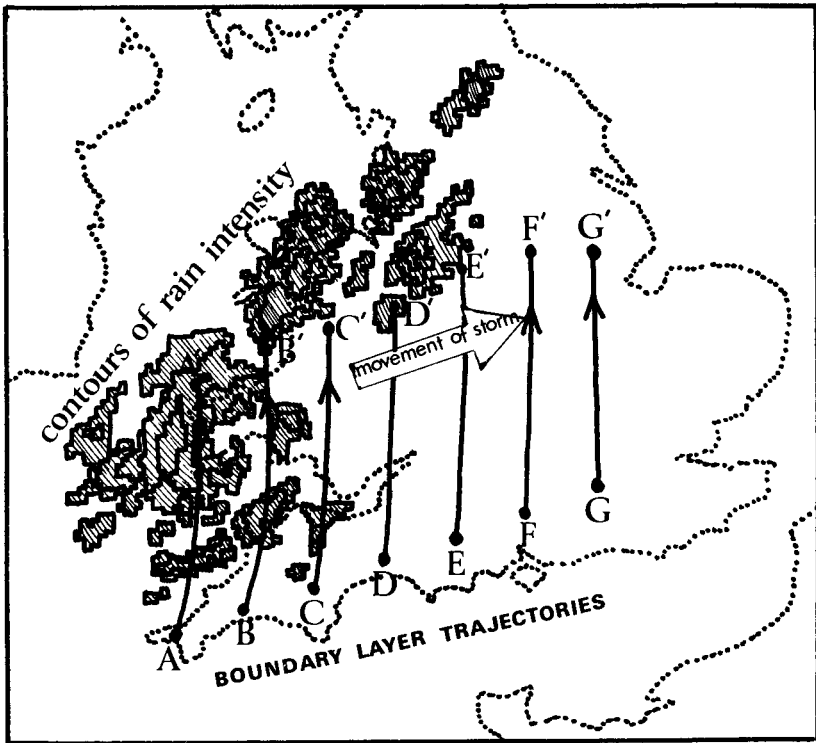


Figure 9. Seven trajectories, moving with the mean boundary-layer southerly winds, starting from A - G and now at A' - G', are being affected by a cold front moving across the country from the WSW. The rain pattern as seen by weather radar is fragmented and A', B' and D' are being affected by rain, whilst C', E', F' and G' are still "dry". Following the history of rain along the trajectories in a series of such occasions will yield information on Lagrangian probabilities of wash-out of pollution.



DISPERSION CONDITIONS DURING AN  
ADVERSE METEOROLOGICAL SITUATION  
IN THE ÖRESUND REGION

E. RASMUSSEN

University of Copenhagen  
Copenhagen - DENMARK

SUMMARY. Many evaluations of the concentration of atmospheric pollutants including radioactive products, at or near the surface, have been based on the well known scheme proposed by PASQUILL. Estimates of spread based on PASQUILL's categories, however are intended to be applied only in specifically limited situations, and the use made of the scheme in other situations has been heavily criticized. LYONS (1975) for example warns: "Thus a "standard" meteorological analysis of the predicted air quality impact of a major source might be an excellent example of "good engineering practice", but in the shoreline environment, it may turn out to be very bad meteorology indeed".

Additionally, one must recognize that "statistical approaches", as for example estimates based on Gaussian plume models in connection with yearly averages of the PASQUILL categories, may "smooth out" the relatively few events we are looking for when considering "worst cases". The worst cases may be studied by means of numerical models, by intense field data gathering, or, when neither of these methods can be used, then by making the best possible use of existing routine observations.

In this paper a weather situation of relatively long endurance is studied during which the COPENHAGEN area would have been highly exposed in case of a reactor accident at the Swedish nuclear power plant BARSEBÄCK, 20 km east of Copenhagen. In the period considered, the stability was extremely high during the night, whereas a superadiabatic layer developed in the lowermost layer over land during the morning hours, a meteorological situation which in an accident case might cause locally severe pollution in the COPENHAGEN area due to fumigation. The risk of fumigation was further increased by the fact that very low values of the sea surface temperature at ÖRESUND separating BARSEBÄCK and COPENHAGEN further stabilized the lowermost layer over the sea.

In addition available wind observations indicate the existence of a complex local "urban/sea" breeze circulation around COPENHAGEN causing a certain recirculation of air (and possible pollutants) in the period considered.

RESUME. CONDITIONS DE DISPERSION DANS UNE SITUATION METEOROLOGIQUE DEFAVORABLE DANS LA REGION D'ÖRESUND. De nombreuses évaluations de la concentration des polluants atmosphériques - y compris les substances radioactives - au ras ou près du sol se fondent sur la méthode bien connue de PASQUILL. Toutefois, les estimations de la dispersion basées sur les catégories de PASQUILL ne valent que pour des situations bien précises, et l'extension de la méthode à d'autres situations a été fortement critiquée. Ainsi, LYONS (1975) fait la mise en garde suivante: "Donc, une analyse météorologique "normalisée" de l'effet prévisible d'une source importante sur la qualité de l'air peut constituer un excellent exemple de "bonne pratique technique" mais, appliquée au milieu côtier, cette méthode peut en fait s'avérer être de la très mauvaise météorologie".

Outre cela, il faut considérer qu'avec des "approches statistiques", telles que des estimations basées sur les modèles de panache à distribution gaussienne en relation avec les moyennes annuelles des catégories de PASQUILL, on peut "masquer" les phénomènes relativement rares que l'on recherche quand on étudie les pires cas. On peut étudier ceux-ci par des modèles numériques, par une collecte intensive de données sur le terrain, ou encore, si ces deux méthodes sont inapplicables, par le meilleur usage possible des observations de routine disponibles.

On étudie ici une situation météorologique relativement longue au cours de laquelle la région de COPENHAGUE aurait été particulièrement exposée en cas d'accident de réacteur dans la centrale nucléaire suédoise de BARSEBÄCK, à 20 km à l'est de COPENHAGUE. Au cours de la période considérée, une stabilité extrêmement élevée a régné durant la nuit, tandis qu'une couche super-adiabatique se formait dans les couches les plus basses de l'atmosphère au-dessus de la terre ferme au cours de la matinée, créant une situation météorologique qui, en cas d'accident, du fait de la fumigation, aurait pu provoquer localement une pollution grave dans la région de COPENHAGUE. Le risque de fumigation était encore aggravé par le fait que les valeurs très basses de la température à la surface de la mer à ÖRESUND, qui sépare BARSEBÄCK et COPENHAGUE, stabilisaient encore plus les couches atmosphériques les plus basses au-dessus de la mer. En outre, les observations disponibles sur les vents révèlent l'existence d'une circulation locale complexe des brises entre la zone urbaine et la mer dans la région de COPENHAGUE, ce phénomène provoquant un certain rebrassage de l'air (et d'éventuels polluants) au cours de la période considérée.

KURZFASSUNG. DISPERSIONSBEDINGUNGEN WÄHREND EINER UNGÜNSTIGEN WETTER-LAGE IM GEBIET DES ÖRESUND . Viele Versuche, die Konzentration atmosphärischer Schadstoffe, einschliesslich radioaktiver Stoffe, an oder nahe der Erdoberfläche zu berechnen, basierten auf dem bekannten, von PASQUILL entwickelten Modell. Ausbreitungsschätzungen auf der Grundlage der Kategorien von PASQUILL sind jedoch nur für die Anwendung auf spezifische begrenzte Situationen gedacht, und die Verwendung des Modells in anderen Situationen wurde stark kritisiert. LYONS (1975) zum Beispiel warnt: "So kann eine meteorologische "Standard"-Analyse des vorausgesagten Einflusses einer grösseren Quelle auf die Luftqualität ein ausgezeichnetes Beispiel für "gute technische Praxis" sein, sie kann sich jedoch in einer Küstengegend als sehr schlechte meteorologische Praxis erweisen". Ausser dem oben gesagten muss berücksichtigt werden, dass "statistische Lösungsansätze", wie z.B. Schätzungen auf der Grundlage von GAUSS'schen Abluftfahnenmodellen in Verbindung mit Jahresdurchschnittszahlen der PASQUILL-Kategorien, die relativ wenigen Ereignisse, auf die wir achten, wenn wir die "schlimmsten Situationen" untersuchen, gerade "wegbügeln" können. Solche schlimmsten Situationen können mittels numerischer Modelle, zahlreicher Felddaten, oder, wenn diese beiden Methoden nicht angewendet werden können, durch eine optimale Auswertung vorliegender Routinebeobachtungen untersucht werden.

Hier wird eine relativ lang anhaltende Wettersituation untersucht, in deren Verlauf die Kopenhagener Gegend im Falle eines Reaktorunfalls im schwedischen Kernkraftwerk Barsebäck, 20 km östlich von KOPENHAGEN, in hohem Masse hätte belastet werden können. In dem betreffenden Zeitraum war die Stabilität während der Nacht ausserordentlich hoch, während sich in den Morgenstunden in der untersten Schicht über Land eine superadiabatische Schicht entwickelte, eine meteorologische Situation, die im Falle eines Reaktorunfalles stellenweise zu einer hochgradigen Gefährdung im Raum KOPENHAGEN durch Fumigation führen würde. Das Fumigationsrisiko war weiter durch die Tatsache erhöht, dass sehr niedrige Temperaturwerte an der Meeresoberfläche im ÖRESUND , der BARSEBÄCK und KOPENHAGEN trennt, die unterste Schicht über der See weiter stabilisierten. Ausserdem weisen verfügbare Winddaten auf das Vorhandensein einer komplexen lokalen Luftzirkulation zwischen Stadt und See rund um KOPENHAGEN hin, was zu einer gewissen Rückführung der Luft (und möglicher Schadstoffe) in dem betreffenden Zeitraum geführt hätte.

### Introduction

Shoreline environments are often favoured locations for industrial development. An example of this is the Swedish nuclear power station in Barsebäck built on the coast of Øresund 20 kilometers east of Copenhagen. In case of a reactor accident at Barsebäck the Copenhagen area in certain weather situations may be highly exposed and especially two different weather situations should be considered. First the situation where a radioactive plume in a stable easterly flow drifts towards Copenhagen where a fumigation may occur to be possibly followed by a re-circulation by local wind systems. Second the situation where a plume is washed out by rain over the Copenhagen area should be considered. In this case intermittent rain due to cell or band-structure of the precipitation system may cause unexpected high concentrations because the plume may pass Øresund with little or negligible wash-out, and then be washed out over Copenhagen. Numerous studies from the last 15 years have shown that cell and/or a band structure in the precipitation systems of the frontal waves is rather the rule than the exception. However, only the first situation i.e. the stable situation followed by fumigation will be considered in this paper.

Assuming a reactor accident has happened we want to study the most unfavourable meteorological situations which may reasonably occur. Such "worst cases", however, are not best studied by means of an ordinary statistical approach using many years of data, as pointed out by Lyons in his 1975 review of "Turbulent Diffusion and Pollutant Transport in Shoreline Environments" (1). Lyons writes: "It is also this writers rather blatant bias that a few well chosen days af intensive field data gathering can shed more insight into an area's problems (if properly executed) than a year's worth of numbers which in the end may simply smooth out the few events worth noting." (My underlining). Unfortunately an "intense field data gathering" may be impossible to achieve, but still some light can be shed upon the problems by making the best possible use of existing routine observations and other information available.

Meteorological conditions in coastal zones may be very complex



and especially at a place like Øresund where two coasts are separated by only approximately 20 kilometers of water (see fig. 1). In the following, especially two aspects relevant to the dispersion problem will be considered: First, the effect of a cool, smooth water surface on the stability properties of the low level air, and second, as mentioned above, the effect of a fumigation in the Copenhagen area followed possibly by a local re-circulation. The discussion will be partly based upon a recent meteorological situation from May 31 to June 7, 1979. This period has been chosen to represent conditions when high pressure circulation is prevailing in the Øresund region in spring and early summer.

The synoptic situation in the period is illustrated in fig. 2 which schematically shows the weather map from June 3, 1979, 12 GMT. Due to the high pressure over Scandinavia easterly winds prevail in the Øresund region with little or no clouds at all. Minor oscillations in the large scale wind field, however, caused some differences in stability conditions in the lowermost layer during the period. The subsidence associated with the high resulted in a sometime extremely strongly developed low-level inversion, especially during the nights as shown in fig. 3. During the day the inversion changed to a well developed deep superadiabatic layer over land as shown in fig. 4. Over water, however, the inversion partly persisted also during the daylight hours due to the very low sea surface temperatures around 12°C.

#### Dispersion conditions over Øresund

It is well-known that the dispersion ability of the atmosphere is influenced by the character of the underlying surface. Considering especially conditions over the sea surface Van der Hoven in 1967 (2) observes: "The increasing trend toward siting nuclear power reactors along sea coasts or large bodies of water has intensified interest in the effect on atmospheric diffusion of overwater vs. overland trajectories." And he points out that atmospheric diffusion rates over water surfaces will be decreased for two reasons. First the generally smoother water surface will decrease the contribution to diffusion by

mechanical turbulence and second a cold water surface will inhibit convectional turbulence.

Especially in spring and early summer when the water is still cold but when the temperature over land even here in Scandinavia may reach  $30^{\circ}\text{C}$  one cannot as has been attempted draw conclusions about the stability conditions over the water, from temperature measurements over land. To illustrate this Pasquill categories for Øresund between Barsebäck and Copenhagen has been determined in four different ways making use of observations from land as well as from sea. Figure 5 shows the temperature at 2 m and 117 m at Risø and fig. 6 the temperatures at 2 m and 200 m at Gladsaxe. (The locations of the stations are shown in fig. 1). Time intervals with stability categories Pasquill F or G corresponding to  $\Delta T > 1.5^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$  has been hatched.

The Pasquill categories may also be determined by means of table I reproduced from Meteorology and Atomic Energy 1968 (3). With little or no clouds and only light surface wind the table gives stable conditions during night and unstable conditions during daytime. However, considering the stability conditions over Øresund during the daylight hours, results derived from table I as well as the results based on the measurements shown in fig. 5 and 6 are probably misleading. A better way to find a representative Pasquill class is to make use of the fact that even if the Pasquill classes derived from measurements at Gladsaxe are not representative for conditions over Øresund, then the temperature at 200 m at Gladsaxe may also (approximately) represent the 200 m-temperature over Øresund for two reasons. First the temperature, even over land, varies much less at 200 m than at the surface, and second, the air in 200 m's height will be much less affected during the passage of the 20 km's water than air closer to the sea surface. Both effects can be seen in fig. 7 which shows the diurnal temperature changes at Gladsaxe on June 2. The cooling of the surface air in this case is, of course, caused by the nocturnal radiation but the temperatures shown nevertheless illustrate the fact that most of the temperature variation is confined to the layer below 200 m. Using therefore the 200 m Gladsaxe temperature together with the sea surface temperature over Øresund measured



quickly decay, which means that the dispersion characteristics almost immediately will change as the air moves from the strongly heated land surface out over a cold water surface. The quick transition from the unstable conditions over land to stable conditions over the cold sea may also be illustrated through the use of the formula for the growth of the internal boundary layer given by Raynor et al. (7)

$$H_b = \frac{u_*}{\bar{u}} \left[ \frac{F |\theta_1 - \theta_2|}{|\Delta T / \Delta z|} \right]^{\frac{1}{2}} \quad . \quad . \quad . \quad . \quad (3)$$

where

$H_b$  is the height of the internal boundary layer

$u_*$  the friction velocity over the downwind surface

$\bar{u}$  the mean wind speed

$F$  the fetch over downwind surface

$\theta_1$  low-level potential air temperature over the source region

$\theta_2$  temperature of downwind surface

$|\Delta T / \Delta z|$  absolute value of lapse rate over the source region

The distance  $F$  from the coast where the internal boundary layer is found at a height of 100 m is easily found from (3) inserting the appropriate parameters. Using the following values of the parameters  $H_b = 100$  m,  $u_* = 0.2$ ,  $\bar{u} = 2$  m sec<sup>-1</sup>,  $\theta_1 = 30^\circ\text{C}$ ,  $\theta_2 = 12^\circ\text{C}$ ,  $|\Delta T / \Delta z| = 10 \cdot 10^{-3} \text{ }^\circ\text{C} \cdot \text{m}^{-1}$  we find that  $F \approx 500$  m, but as seen above the large eddies responsible for the dispersion will probably already have disappeared before they reach that far.

From what said above we may conclude that during spring/early summer when the sea surface temperatures are low, the sea surface will constitute a strong stabilizing factor on the low-level airflow, so that air which initially (during daylight hours) is strongly unstable and strongly dispersive will be quickly transformed into a more stable stratification with much less dispersion abilities as soon as it moves out over the cold water.

The Consequences of a Fumigation on Ground Concentrations and Doses

---

The basic model for most attempts to assess the atmospheric transport and dispersion of radioactivity in the atmosphere is the Gaussian plume diffusion model. This model was also used in the Risø Report: Calculation of the Individual and Population Doses in Danish Territory Resulting from Hypothetical Core-melt Accidents at the Barsebäck Reactor (8), and a modified version of the model was used in WASH-1400, (9). However, in none of these works the effects of a fumigation and/or a re-circulation has explicitly been considered. In this section we will try to estimate especially the effects of a fumigation on the concentration of radioactive materials at the surface and on the individual doses. The computations will be based on the Gaussian model and the results may therefore directly be compared with the results in for example the two works mentioned above. Fumigation has been dealt with in many papers since Bierly and Hewson's (10) pioneer work on this subject from 1962. It has recently been reviewed by Manins (11). Fumigation especially in coastal zones has been discussed in several papers by Lyons et al. (See for example Lyons and Cole (12) and Lyons and Olsson (13)).

In the following we will assume that a radioactive plume during stable conditions is transported across Øresund to Copenhagen where a fumigation takes place whereby the material is mixed uniformly between the ground and the height of the top of the plume  $H'$ . As the vertical diffusion during stable conditions may be very small, a few tens of meters, we may to a good approximation assume that  $H'$  is equal to the effective height of the source,  $H$ , i.e. 100 m.

In case of a uniform mixing between the ground and the height  $H$  the mean concentration in the layer at the centerline of the plume is given by

$$\bar{x}_F(x) = \frac{Q}{(2\pi)^{\frac{1}{2}} \bar{u} \sigma_y H} \quad . \quad . \quad . \quad (4)$$

where

$\bar{\chi}_F(x)$  is the mean concentration at distance  $x$ ,

$Q$  the release rate of the radioactive material

$\bar{u}$  the mean wind speed

$\sigma_y$  the horizontal dispersion parameter

In fig. 9  $\bar{\chi}_F$  is shown together with the concentration according to a Gaussian distribution corresponding to stability class F. (The concentrations have been normalized putting the concentration at the centerline for the class F distribution equal to one). In constructing the Gaussian distribution we have as usual assumed that the spreading plume is reflected from the ground (see for example Pasquill (14)). The concentration at the surface beneath the centerline is in this case given by

$$\chi_0(x) = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z \bar{u}} \exp \frac{-H^2}{2\sigma_z^2} \quad . \quad . \quad (5)$$

where  $\sigma_z$  is the vertical dispersion parameter.

Using  $\sigma_z = 60$  m corresponding to the Pasquill F category at a distance 20 km, we find that the mean concentration  $\bar{\chi}_F$  at this distance is three times as large as the surface concentration computed from eq. (5), i.e.

$$\bar{\chi}_F(20 \text{ km}) = 3\chi_0(20 \text{ km}) \quad . \quad . \quad . \quad (6)$$

Considering an even more stable situation, a class  $G^*$ , with horizontal and vertical dispersion parameters half as big as those corresponding to class F we find

$$\bar{\chi}_{G^*}(20 \text{ km}) = 6\chi_0(20 \text{ km}) \quad . \quad . \quad . \quad (7)$$

where  $\bar{\chi}_{G^*}$  is the mean concentration in the class  $G^*$  case and  $\chi_0$  as defined above the surface concentration corresponding to a Gaussian distribution with class F characteristics. The factor 6 on the right hand side of eq. (7), however, must be further increased if  $\chi_0$  has been corrected for dry deposition. This is so because the amount of radioactivity which per time

unit is deposited at the ground usually is set proportional to the concentration at the ground. Comparing therefore  $\bar{\chi}_G^*$  with a  $\chi_0$  which is corrected for dry deposition,  $\bar{\chi}_G^*$  must be increased because the surface concentration and therefore also the dry deposition in the  $G^*$ -case is almost vanishing. The correction in this case amounts to a factor  $0.7^{-1}$  giving

$$\bar{\chi}_G^* (20 \text{ km}) \approx 9\chi_0(20 \text{ km}) . . . (8)$$

In fig. 10 is shown the concentration along the centerline of a plume corresponding to a class  $G^*$ , and the corresponding mean concentration  $\bar{\chi}_G^*$ . Also the Gaussian class F-distribution is shown for comparison.

#### The Effect of Limited Sampling Times

The concentration of an effluence measured at a given point will depend upon which sampling time is used, and with increasing sampling times large scale wind-direction variations may become increasingly important. A physical representation showing the cause of the effect of sampling time is illustrated schematically in fig. 11 reproduced from "Air Pollution" edited by Stern (15). In reference (8) the horizontal dispersion parameter  $\sigma_y$  has been increased by a factor 1.82 to allow for this sampling or meander effect during a 3 hour release of radioactivity. However, the large scale horizontal eddies which cause the meandering may be absent for periods of several hours in weather situations like those considered here. In an assessment of the possible maximum concentrations one should therefore leave out the correction for meandering, which increases the factor 9 in eq. (8) to 16, i.e. we find

$$\bar{\chi}_G^* (20 \text{ km}) \approx 16\chi_0(20 \text{ km}) . . . (9)$$

### The Local Circulations

Two types of local circulations may be important for air pollution problems in the Copenhagen area, namely land and/or sea breezes and urban heat island circulations. Well developed sea breeze systems are known to exist along the Danish coasts whereas little attention until now has been paid to urban heat island circulations.

While it is relatively simple to give rough estimates of the effect of a fumigation it is much more difficult to estimate the effect of local circulations upon the surface concentrations or upon the individual doses. In extreme situations one can imagine that the pollution may remain almost stationary over the city after a fumigation, resulting in very high doses. In other situations the pollution may be more or less re-circulated resulting in only relatively small increases in the total dose.

It is beyond the scope of this paper to discuss the local circulation problem in details. However, as urban heat island circulations have never, at least to my knowledge, been shown to exist in and around Copenhagen, such a circulation will be demonstrated by means of observations from June 1, 1979. In fig. 12 is shown the temperatures at 2 meter height at Gladsaxe and at Herstedvester which is located in a mixed rural/urban area west of Copenhagen (see fig. 1) only 10 km SW of Gladsaxe. During the evening on June 1, the temperature difference between Gladsaxe and Herstedvester increased to as much as 8°C. At this time the wind (also shown in fig. 12) which most of the day had blown rather steadily from a SE to SSE-ly direction suddenly veered to a W-ly direction, a veering which probably must be explained as a consequence of the formation of the strong heat island.

Fig. 13 shows all available wind observations in the Copenhagen area half an hour before midnight. The flow is complex, but can best be described as an urban heat island circulation modified by land breezes near the coast. The wind field will tend to concentrate any pollution near the center of the town and re-circulate pollution which already may have passed the city some



hours before from an easterly direction. As already mentioned it is difficult to estimate the re-circulation in a quantitative way but provided the pollution does not remain stationary over the city for a longer period a calculation shows that the additional doses due to re-circulation very roughly correspond to a factor  $\sim 2$ , i.e. relatively small compared to the factor 16 in eq. (9). The local circulations, however, must be thoroughly studied before anything decisive can be said concerning their importance to the concentration of pollution in the urban area. All what has been shown above is that urban circulations do exist in some situations where we expect to find them.

### Summary and Conclusions

In this work the dispersion conditions in the Øresund-region during a frequently occurring synoptic situation have been critically reviewed. The stabilizing effect of a cold smooth water surface has been discussed and it has been shown that stability parameters like the Pasquill categories when derived from measurements over land are not representative for overwater conditions when sea surface temperatures are low.

By using a well known expression for the mean concentration in case of a uniform mixing in a relatively shallow mixing layer it has been demonstrated that a fumigation situation may lead to concentrations appreciably higher than those predicted from the usually applied Gaussian diffusion model. Considering very stable situations like some of those occurring in the period from May 31 to June 7, 1979 we find surface concentrations up to more than thirty (30!) times the concentrations given by the Gaussian model. This indeed very high value may only occur, of course, if all the assumptions made are fulfilled. However, the assumptions, i.e.:

1. a narrow plume
2. negligible dry deposition during the transport across Øresund
3. no meandering
4. the occurrence of a fumigation in a 100 meter's mixing layer
5. a certain re-circulation

may all, judging from common meteorological experience, quite often be more or less fulfilled at the same time and especially during spring and early summer. Exactly how often remains to be investigated. However, the factor thirty is so large that even in situations where one or two of the assumptions does not hold we may still be left with concentrations well above those given by eq. (5).

### References

1. W.A. Lyons, Turbulent Diffusion and Pollutant Transport in Shorelines Environments. Lecture on Air Pollution and Environmental Impact Analysis. American Meteorological Society, Boston 1975.
2. I. Van der Hoven, Atmosphere Transport and Diffusion at Coastal Sites, Nucl. Safety Vol. 8, No. 5 Sept.-Oct., 1967, pp. 490-499.
3. D.H. Slade, Meteorology and Atomic Energy 1968, Oak Ridge, USAEC, Div. of Technical Information, 1970, 445 p.
4. E. Inoue, On the Turbulent Diffusion in the Atmosphere (I), Journ. Met. Soc. Japan, Vol. 28, No. 12, 1950, pp. 441-455.
5. J.W. Deardorf and G.E. Willis, A Parameterization of Diffusion into the Mixed Layer, J. Appl. Met. Vol. 14, No. 12, 1975, pp. 1451-1458.
6. F.B. Smith, The Relation Between Pasquill Stability P and Kazanski-Monin Stability  $\mu$  (in Neutral and Unstable Conditions), Atmosph. Environm. Vol. 13, 1979, pp. 879-881.
7. G.S. Raynor et al., Studies of Atmospheric Diffusion from a Nearshore Oceanic Site, J. Appl. Met. Vol. 14, No. 9, 1975, pp. 1080-1094.
8. P. H. Jensen et al., Calculation of the Individual and Population Doses on Danish Territory Resulting from Hypothetical Core-melt Accidents at the Barsebäck Reactor, Risø National Laboratory, Report No. 356, 1977, 59 p.

9. Reactor Safety Study (Nucl. Regul. Comm. Germantown, Md. WASH-1400, App. VI, 1975).
10. E.W. Bierly and E.W. Hewson, Some Restrictive Meteorological Conditions to be Considered in the Design of Stacks, *J. Appl. Met.* Vol. 1, 1962, pp. 383-390.
11. P.C. Manins, Fumigation and a Laboratory Experiment, *Weather* Vol. 32, No. 6, 1977, pp. 221-228.
12. W.A. Lyons and H.S. Cole, Fumigation and Plume Trapping on the Shores of Lake Michigan During Stable Onshore Flow, *J. Appl. Met.* Vol. 12, 1973, pp. 494-510.
13. W.A. Lyons and L.E. Olsson, Detailed Mesometeorological Studies of Air Pollution Dispersion in the Chicago Lake Breeze, *Mon. Wea. Rev.*, Vol. 101, No. 5, 1973, pp. 387-403.
14. F. Pasquill, *Atmospheric Diffusion* (Wiley, New York 1974, 2nd Edition)
15. A.C. Stern (ed.), *Air Pollution*. (Academic Press, New York 1976).

RELATION OF TURBULENCE TYPES  
TO WEATHER CONDITIONS

A— Extremely unstable conditions      D— Neutral conditions\*  
 B— Moderately unstable conditions    E— Slightly stable conditions  
 C— Slightly unstable conditions        F— Moderately stable conditions

Surface wind speed, m/sec	Daytime insolation			Nighttime conditions	
	Strong	Moderate	Slight	Thin overcast or $\geq \frac{1}{8}$ cloudiness†	$\leq \frac{1}{8}$ cloudiness
<2	A	A-B	B		
2	A-B	B	C	E	F
4	B	B-C	C	D	E
6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

\*Applicable to heavy overcast day or night

†The degree of cloudiness is defined as that fraction of the sky above the local apparent horizon which is covered by clouds.

Table I

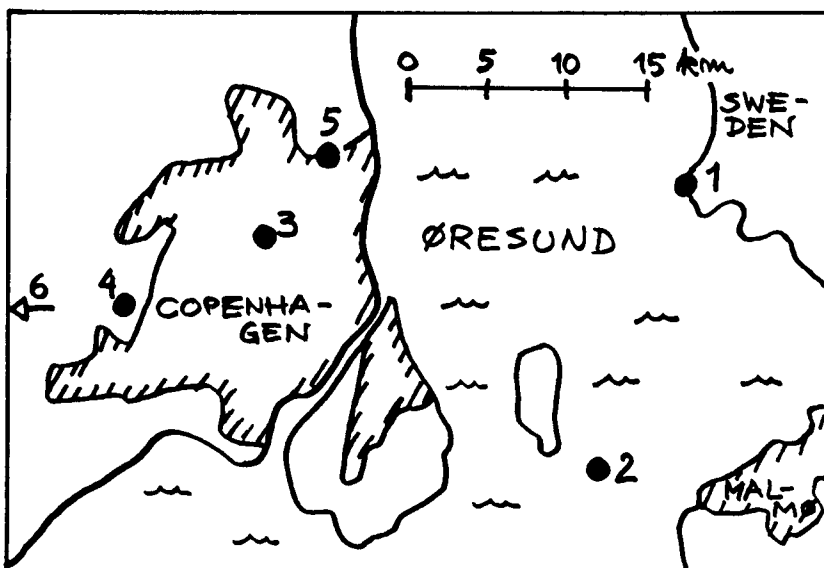


Fig. 1. Map of the Copenhagen area  
1 ~ Barsebäck, 2 ~ Drogden Lighthouse  
3 ~ Gladsaxe, 4 ~ Herstedvester, 5 ~ Radio-sonde  
station. 6 ~ Risø, located 15 km west of Hersted-  
vester.

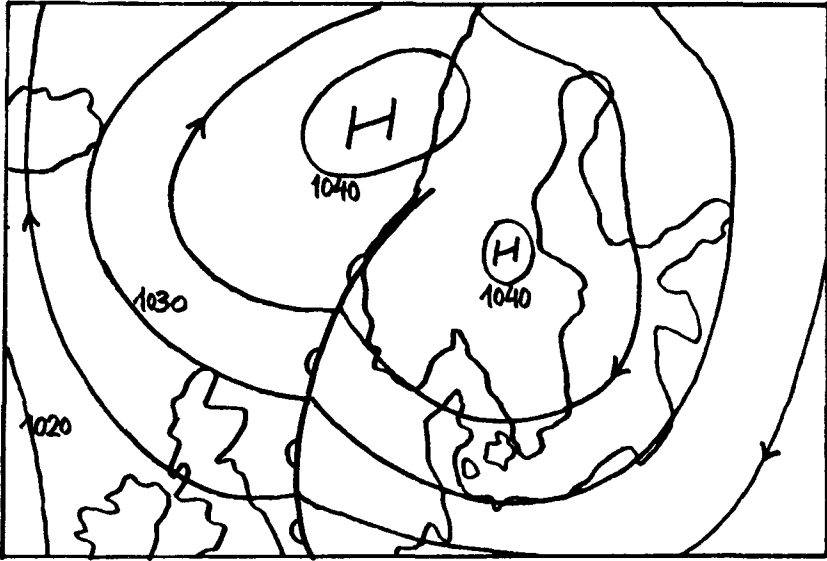


Fig. 2. Schematic weather map for June 3, 1979, 12 GMT.

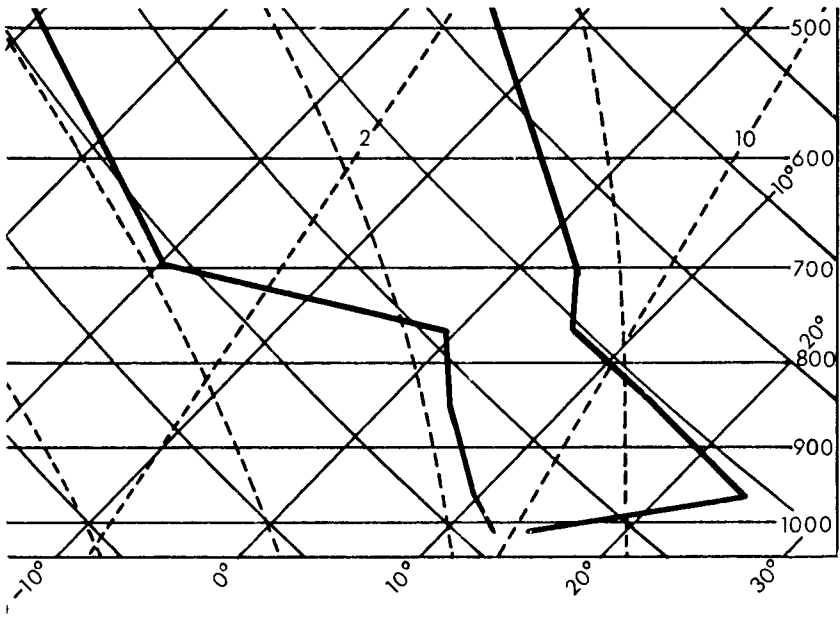


Fig. 3. Radiosonde ascent Copenhagen, June 1, 1979, 00 GMT.

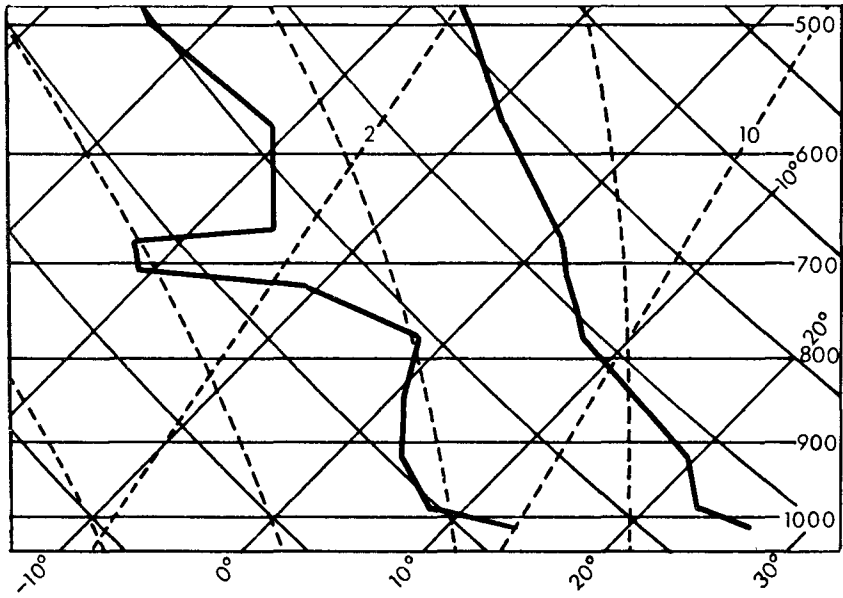


Fig. 4. Radiosonde ascent Copenhagen, June 1, 1979, 12 GMT.



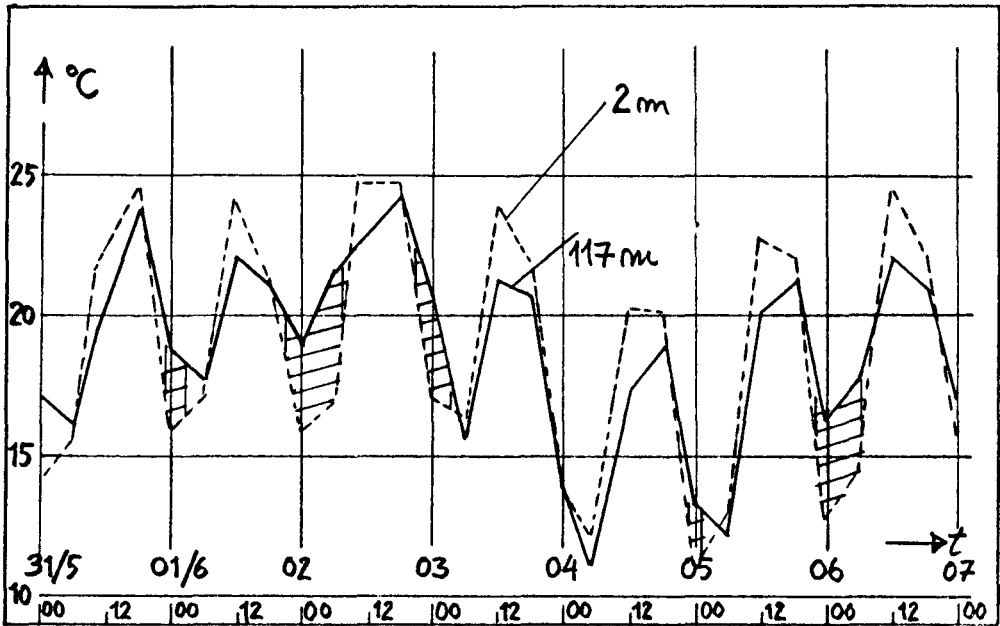


Fig. 5. Temperatures at 2 m and 117 m at Risø. Hatching indicate Pasquill F stability.

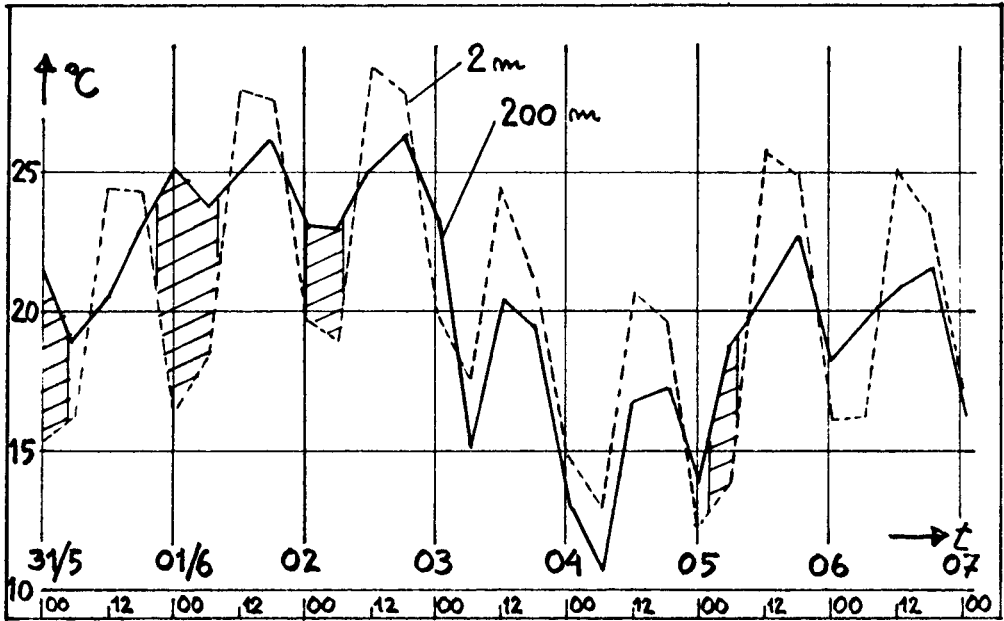


Fig. 6. Temperatures at 2 m and 200 m at Gladsaxe. Hatching indicates Pasquill F stability.

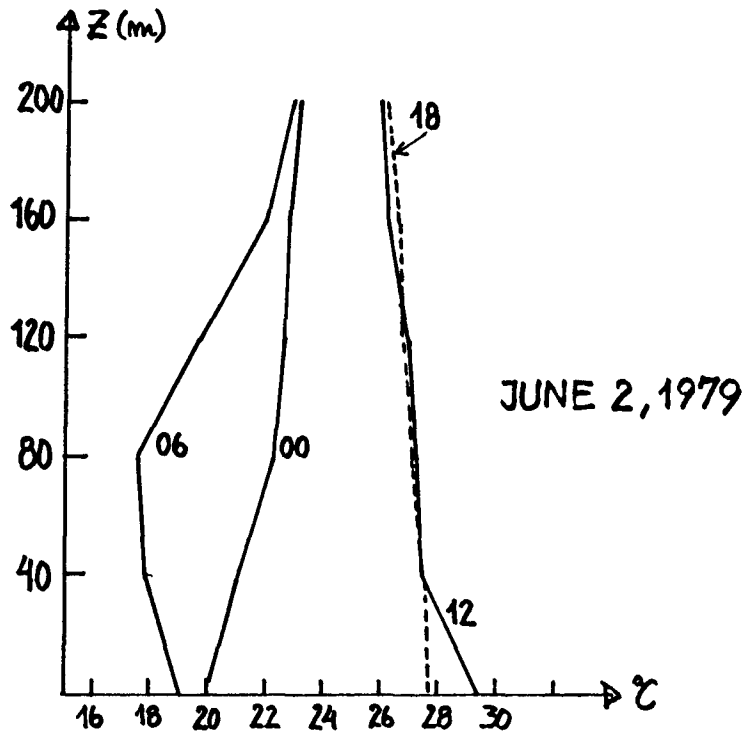


Fig. 7. Diurnal temperature variations at Gladsaxe between 2 and 200 m.

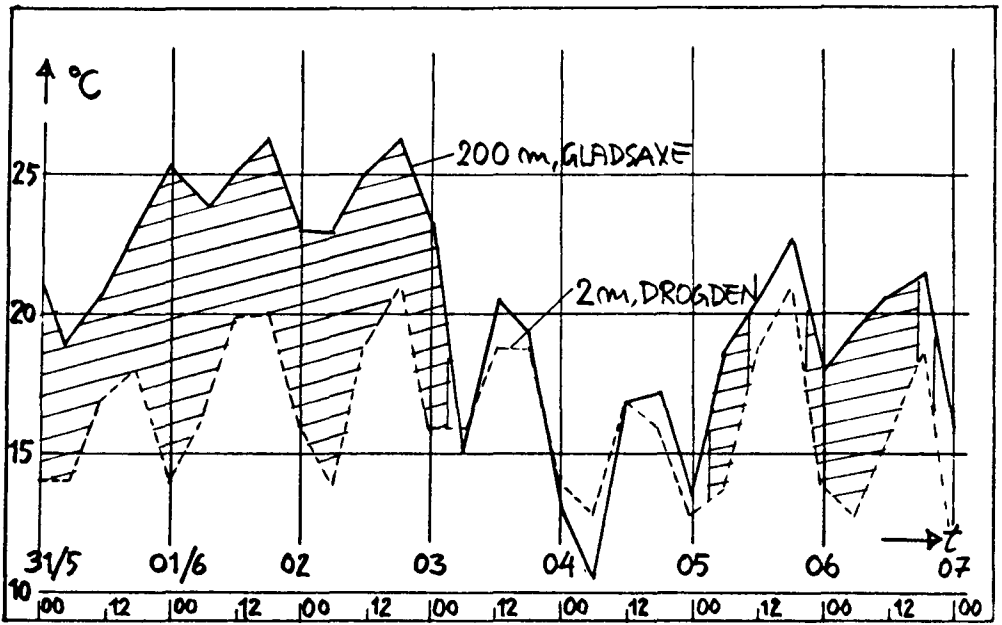


Fig. 8. Temperatures at 200 m at Gladsaxe and at 2 m over Øresund.

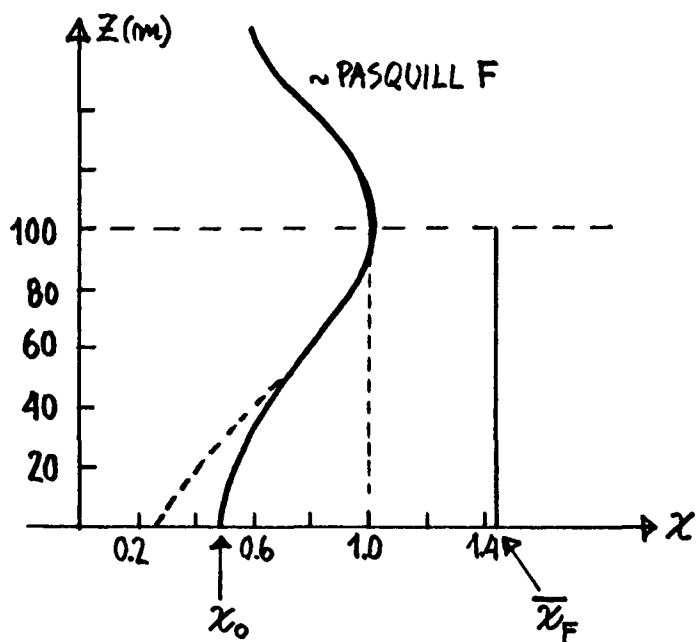


Fig. 9. Gaussian concentrations corresponding to class F and corresponding mean concentration.

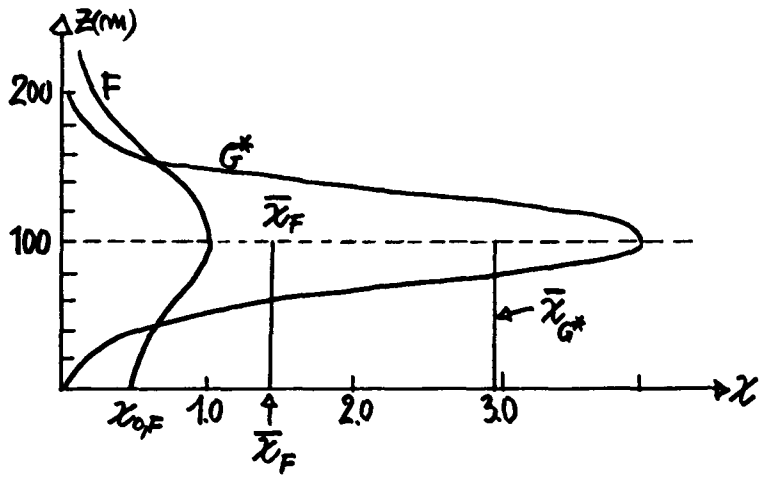


Fig. 10. Gaussian concentration corresponding to class  $G^*$  and corresponding mean concentration. Also shown for comparison class F-concentrations.

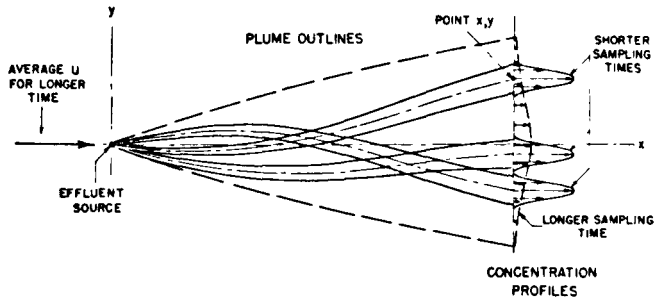


Fig. 11 Plume-meandering.

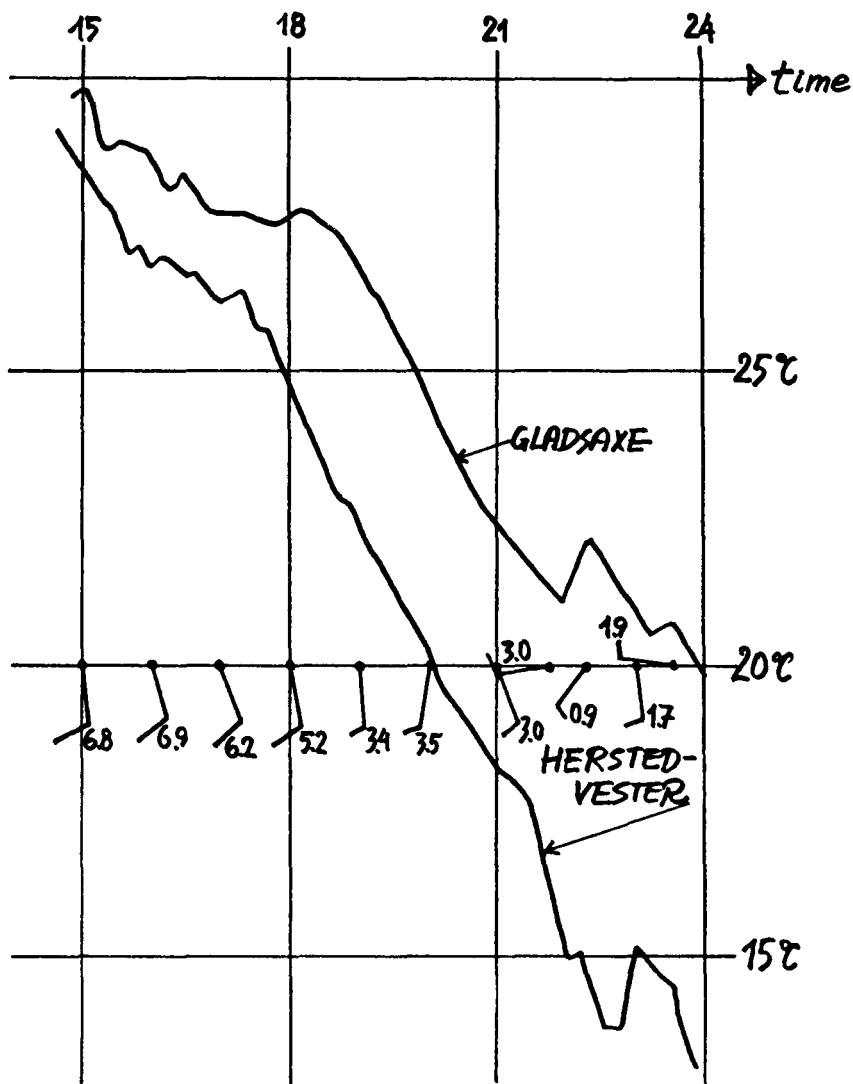


Fig. 12 Temperatures at 2 m at Gladsaxe and Herstedvester, June 1, 1979. Also winds at 40 m's height in Herstedvester. The numbers give the wind velocity in  $\text{m}\cdot\text{sec}^{-1}$



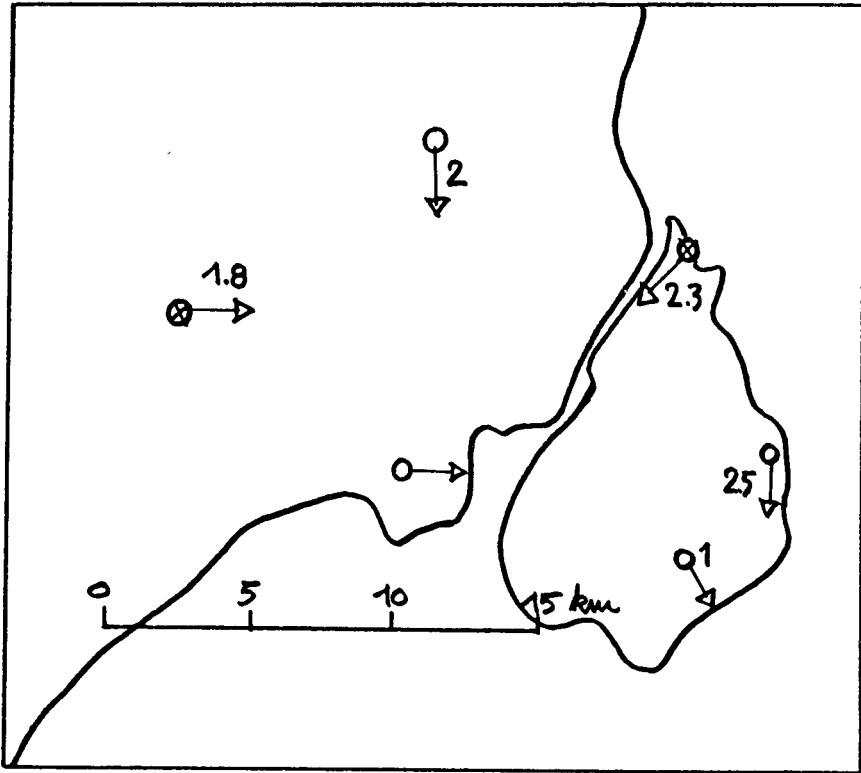


Fig. 13 Winds in the Copenhagen area 23.30, June 1, 1979.  
The numbers give the wind velocity in  $\text{m} \cdot \text{sec}^{-1}$ .  
The stations indicated with  $\otimes$  give the wind in  
40 m's height, the other at 10 m.



OBSERVATION OF THE EVOLUTION OF MULTILAYERED  
NOCTURNAL STABLE ATMOSPHERE AT A LOCATION  
CLOSE TO THE ALPINE MOUNTAINS

H. HASENJÄGER

Joint Research Centre - C.E.C.

Ispra - ITALY

SUMMARY. Observations of formation and decay of multiple layered structures in the atmosphere (mountain-valley breezes) by acoustic sounder, pilot balloons, radiosondes and ground-based meteorological measurements are given. An attempt is made to explain the time evolution of the phenomenon taking into account the orographic situation between the southern border of the Alps and the Po-Valley.

RESUME. OBSERVATION DE L'EVOLUTION NOCTURNE DE COUCHES MULTIPLES D'UNE ATMOSPHERE STABLE EN UN SITE DES ALPES. La formation et la dislocation de couches multiples et stables de l'atmosphère (vents montagne - vallée) sont observées à l'aide de sonde acoustique, de ballons-pilotes, de radiosondes et de mesures météorologiques au sol. On tente d'expliquer l'évolution dans le temps du phénomène compte tenu de la situation orographique du site d'observation entre le versant sud des Alpes et la plaine du Pô.

KURZFASSUNG. BEOBSACHTUNG ATMOSPHERISCHER SCHICHTUNGEN AM ALPENRAND. Beobachtungen von Auf- und Abbau von stabiler, mehrfacher Schichtung der Atmosphäre (Berg-Talwinde) mittels Schallradars, Pilotballone, Radiosonden und meteorologischer Messungen am Boden werden gegeben. Es wird versucht, den zeitlichen Ablauf der Vorgänge unter Berücksichtigung der Lage des Messorts zwischen Alpensüdrand und Po-Ebene zu erklären.

1) General description

The Joint Research Center Ispra in Italy is situated between the Alpine border and the Po-Valley, where the circulation within the boundary layer is influenced for about 60% of the year by mountain-valley breeze systems (Borghi, Giuliacci, Milano, 1979).

At Ispra, mountain-valley winds prevail for about 200 days in a year (Gandino, 1978).

The developing processes of the breeze and of the stable structure during night-time in the Ispra region were studied in collaboration with the Meteor. Inst. of the University of Hamburg (Stilke, Ulbricht, 1979).

In the local situation, partly surrounded by mountains these processes develop differently as compared to flat country. In a large plain region, during cooling down at night, a uniform near-to-the-ground layer of cold air is built up, the vertical extension of which is limited.

In the present case of a situation in a valley, however, additional currents of colder air layers, formed at higher altitudes, descend to the valley and, because of their gradually increasing density, slide tongue-wise under each other. This process starts during the late evening hours with currents that, coming from near-by higher altitudes, follow slowly the local inclination of the ground, and whose spatial extension is small. They show a typical pulsed behaviour (Nitsche 1936, Geiger 1960).

During the night a more evenly North-South oriented and stronger current develops which can be considered as due to the influence of larger masses of cold air from the more remote Alpine valleys, and which finally represent the actual mountain breeze system.

Measurements of the vertical wind profile in the JRC-Ispra by night show how the overlaying currents may vary in force and direction. The monostatic acoustic sounder which continuously records the height of the respective shearing layers, strikingly indicates the development of these phenomena as a function of time. Each new building up under-current can be recognized and multiple layered stable air masses have been observed up to altitudes of over 700 m. In this layered atmosphere a perceptible vertical exchange can only be assumed within the respective narrow turbulent shearing zones and in particular

the "front zone" of a building-up undercurrent.

Similar acoustic sounding patterns were found at Fairbanks (Holmgren, 1978).

Convection which starts in the morning hours (when the ground gets warmed by radiation of the sun) penetrates gradually the stable layers and causes a fumigation process.

The overall temperature gradient through the multiple layering ranges from isothermal to  $+ 0,02^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ; the maximum gradient of a single layer was found as  $+ 0,15^{\circ}\text{C}/\text{m}$ . The thickness of a single layer is  $\sim 30$  m in the early nocturnal hours and may reach  $\sim 200$  m in the morning.

The horizontal wind speed within these layers is normally from 1 to 3 m/sec.

A stochastic diffusion model based on measured atmospheric parameters (i.e. Lagrange, 1979) could describe the trajectories of particles from a stack plume discharge in these conditions. The necessary meteorological information could be given by ground-based remote sensing instruments of temperature and wind up to heights of  $\sim 1000$  m.

## 2) Legends to the figures

- Fig. 1. The circulation within the boundary layer at the location of the J.R.C. Ispra between the Alpine mountains and the "Valpadana", the Po-Valley, is strongly influenced by winds of thermal origin. The directions of the nocturnal breezes at different places in the "Valpadana" are given by Borghi and Giuliacci. At Ispra the mountain-breezes are of northerly direction.
- Fig. 2. From this close-up view of the location of the J.R.C. Ispra the following points are worth to be mentioned:
  - The J.R.C. Ispra is mostly surrounded by hills and mountains; it is situated on an uneven and slightly inclined terrain.
  - Many valleys channel the air-streams from the nearby hills as from the Alpine mountains into this region. The mean orientation, as shown by the "Ticino" river valley (corresponding to the "Lago Maggiore" is from north to south).

- Fig. 3. The heights of the mountains surrounding Ispra are shown. An artist view illustrates how cold currents might descend from the mountains and glide tonguewise under each-other.

The location of the four measuring stations are indicated by numbers:

station number	location	instruments
1	pump station "Lago Maggiore"	wind vane, cup anemometer
2	entrance east	wind vane, cup anemometer
3	"Roccolo" met.stat.	wind vane, cup anemometer
4	bldg. 21	dry/wet thermometer ultrasonic anemometer/ thermometer monostatic acoustic sounder

- Fig. 4. The valley breeze is still present in the late evening hours, when cooling near ground has already induced a stable layer moving southwards. The stack-plume has sufficient buoyancy to penetrate this layer which has a thickness of  $\sim 50$  m. The plume is then entrained by the valley-breeze. The shape of the meandering also clearly reveals the presence of a stable underflow.

- Fig. 5. These observations by Simpson of a dense underflow in a laboratory experiment show the shear-induced turbulence and varying flow directions. The thin layer separating the two media is characterized by strong gradients in density and in flow direction. In the atmosphere this corresponds to a thin windshear layer associated to a temperature inversion. The resulting small-scale turbulent temperature gradients are of sufficient intensity to scatter the sound impulses of a monostatic acoustic echo sounder.

- Fig. 6. The black bands on the record of the acoustic sounder represent rising shear layers at height intervals of  $\sim 50$  m. This indicates that different currents of mountain-breezes are underflowing each other in the early nocturnal hours. Around midnight a few layers of  $\sim 100$  m of thickness

are being formed.

- Fig. 7. The layering of northerly currents discussed previously persists till the morning hours. The temperature profile is stable, the wind speed  $\sim 2$  m/sec, as shown by the profiles of wind and of temperature measured by optically tracked pilot balloons and by radiosonde.

Convective currents reaching a height of  $\sim 350$  m at noon are indicated by the vertical structure on the sounder record. The mountain breezes end around noon as seen by the direction change in the record of the ground wind.

In the afternoon another wind profile indicates that the valley-breeze prevails.

- Fig. 8. The onset of the layering of the mountain breezes as observed by acoustic sounding corresponds to the step-wise variations of ground based temperature measurements. The wind directions measured by two stations at  $\sim 1$  km distance are rather uncorrelated in the evening but become more constant around midnight.
- Figs. 9/10. Measurements of temperature, wind speed and direction done at the same location (4) describe the build-up of successive layers. Wind speeds and directions observed at other stations (2,3) are less correlated, but they became more constant around midnight. Winds at station 1 (not shown) remain below threshold until  $\sim 23^\circ$ .
- Fig. 11. Wind direction is measured by recording the orientation of the tethered balloon itself. The time constant is thus rather high and rapid changes in direction versus height as due to thin layers cannot be observed. However, the evolution of the wind fields and of the temperature profiles describe quite well the ending of the valley-breeze and the onset of stratified (canalized) northerly currents. It is to be noted that towards midnight the intensity of these northerly streams is 5 to 10 times stronger than that of the nocturnal mountain-breeze; this is due to thunderstorm activity in the alpine regions which cause strong additional currents of cold air to descend southwards.

- Fig. 12. A typical situation of the mountain-breeze observed in the morning hours by acoustic sounding and wind/temperature profile measurements is shown. Convection has not yet started and three layers can be distinguished.

### 3) References

C. Gandino, 1976, The influence of the Alpes on the diurnal period winds. *Rivista Italiana di Geofisica*, Vol. III, 150-152.

S. Borghi, M. Giuliacci, 1979, Circolazione atmosferica nella Valpadana Centro-Occidentale e suo impatto sul trasporto di particelle, contract 760-77-10 SISPI, final report to be published.

A. Stilke, 1979, Bericht über die Untersuchung der atmosphärischen Grenzschicht im Gebiet der GFS-Ispra, Vertrag Nr. 979-11-11 SISPD, to be published.

M. Ulbricht, 1979, Ein Beitrag zur Struktur der Grenzschicht Theoretische Modelle und ihre Anwendung auf inhomogenes Gelände. Diplomarbeit, F.B. Geowissenschaften, Univ. Hamburg.

J.E. Simpson, 1969, A comparison between laboratory and atmospheric density currents, *Quart. J. Roy. Met. Soc.* 758-765.

B. Holmgren et al., 1978, Acoustic soundings of the Fairbanks temperature inversions, *Climate of the Arctic*, 293-305.

F.W. Nitsche, 1936, Untersuchung der nächtlichen Zirkulationsströmungen am Berghang durch stereophotogrammetrisch vermessene Ballonbahnen. *Bioklimatische Beiblätter der Meteorologischen Zeitschrift*, Vol.3, 125 - 127.

R. Geiger, 1961, *Das Klima der bodennahen Luftschicht*, Friedr. Vieweg & Sohn, Braunschweig, 4. edition, 412 - 437.

S. Lagrange, 1979, Une simulation stochastique de la turbulence micrométéorologique, Thèse d'ingénieur docteur, Université Paul Sabatier, Toulouse, Report EUR 6382 f.



Currents of breeze at 00<sup>00</sup> GMT

( Borghi/Giuliacci 1979 ).

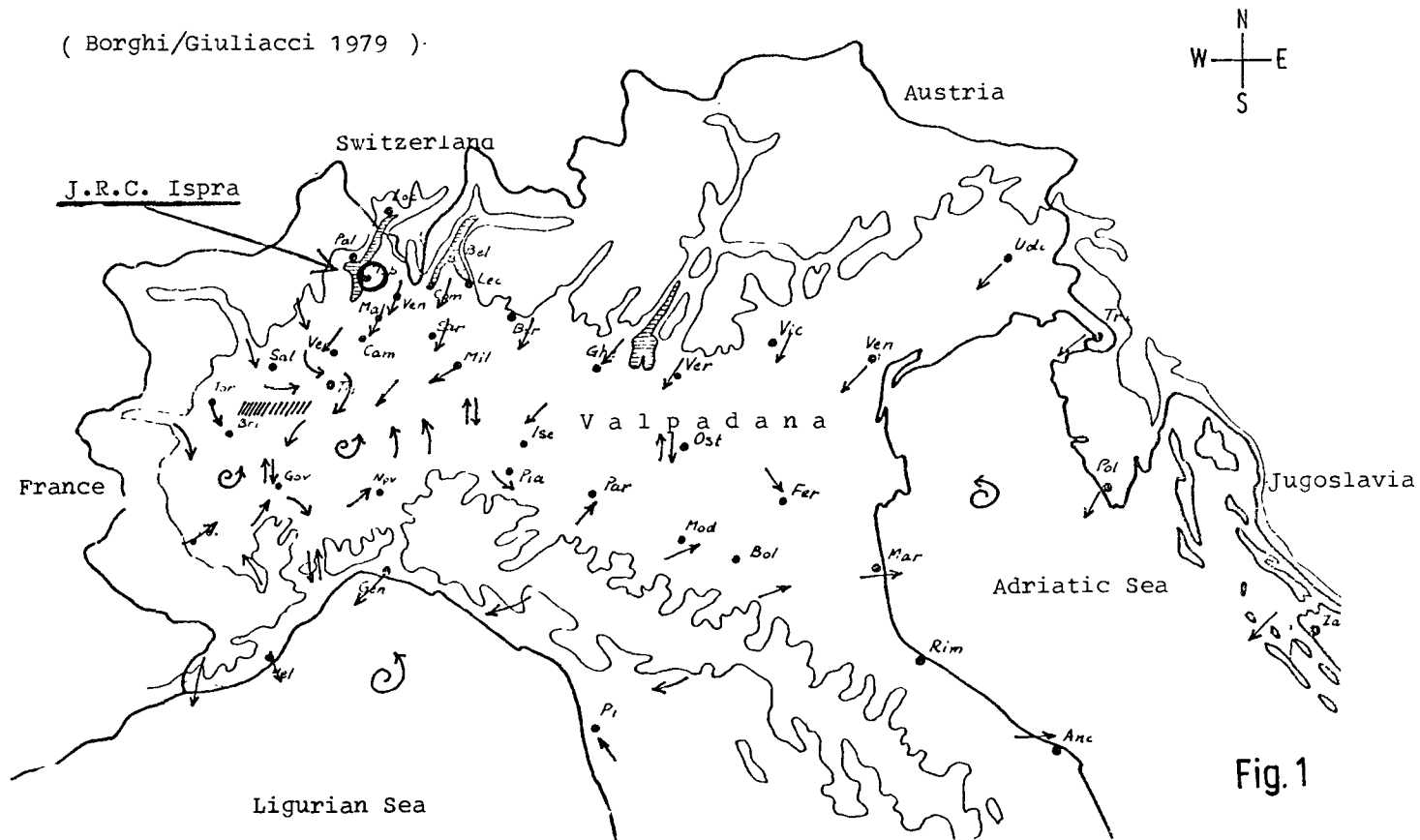


Fig.1

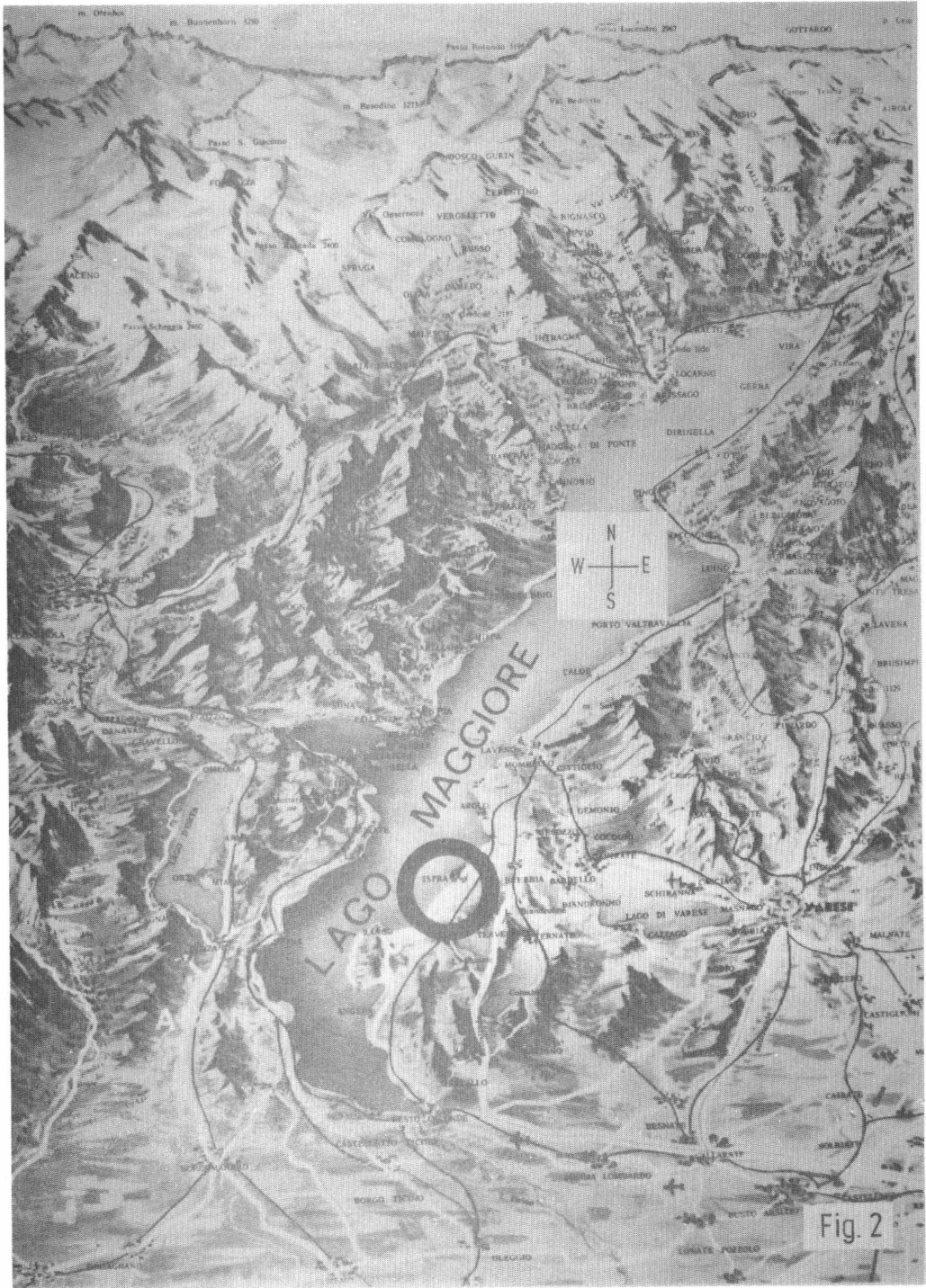


Fig. 2

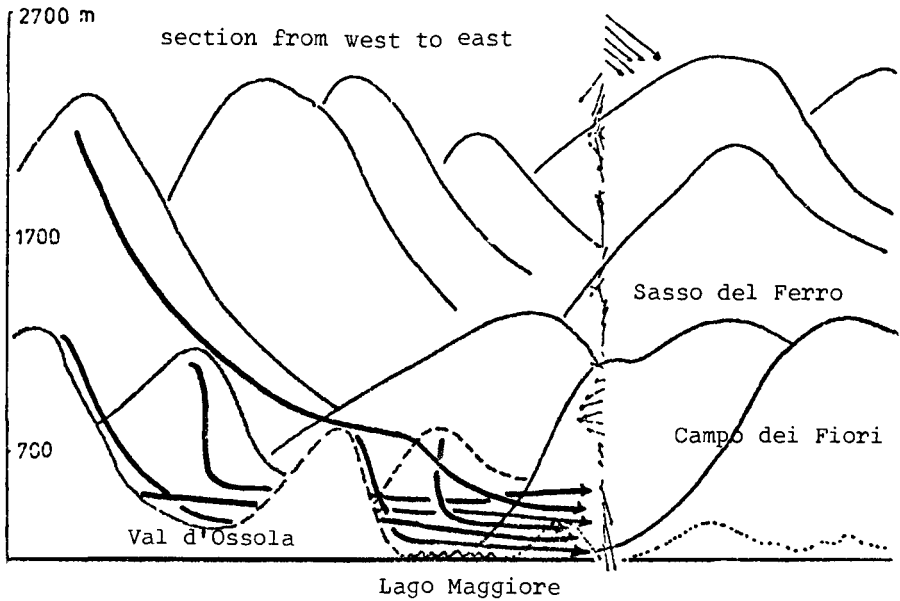
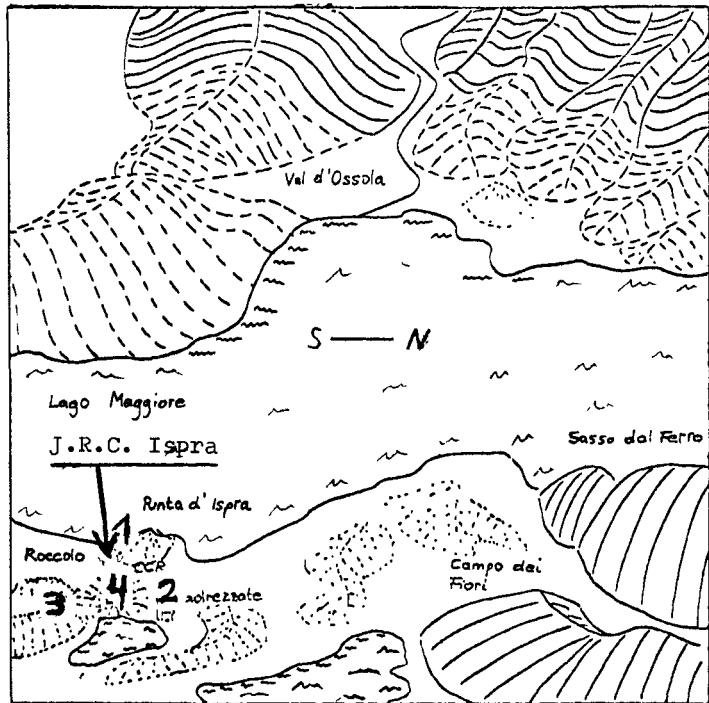


Illustration of gravity currents descending from Alpine mountains and higher valleys to the level of Lake Major

(M. Ulbricht  
1979)



View of the region surrounding the Joint Research Center Ispra.

station	height of wind meas. a.s.l.
3	260 m
4	242 m
2	232 m
1	205 m
(Lake M.)	193 m

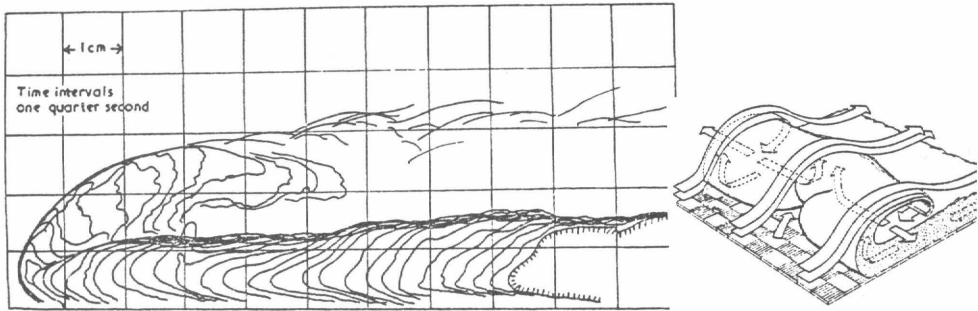
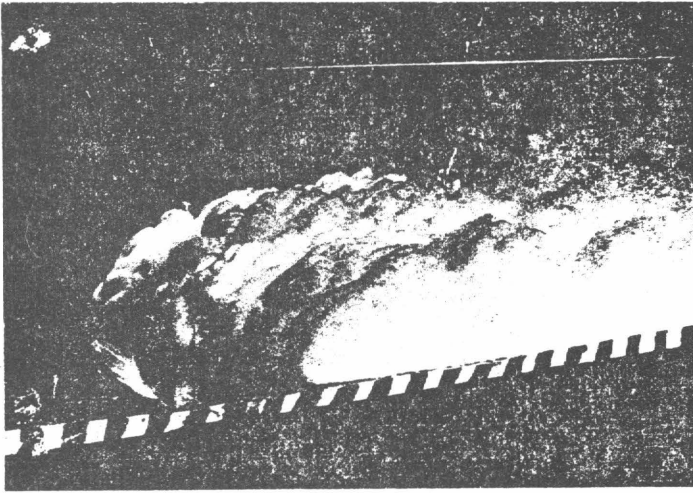
Fig. 3

Onset of the mountain-breeze which underflows the valley-breeze  
( view from east to west, after sun - set )



Advancing gravity current head

( in a laboratory water tank experiment )

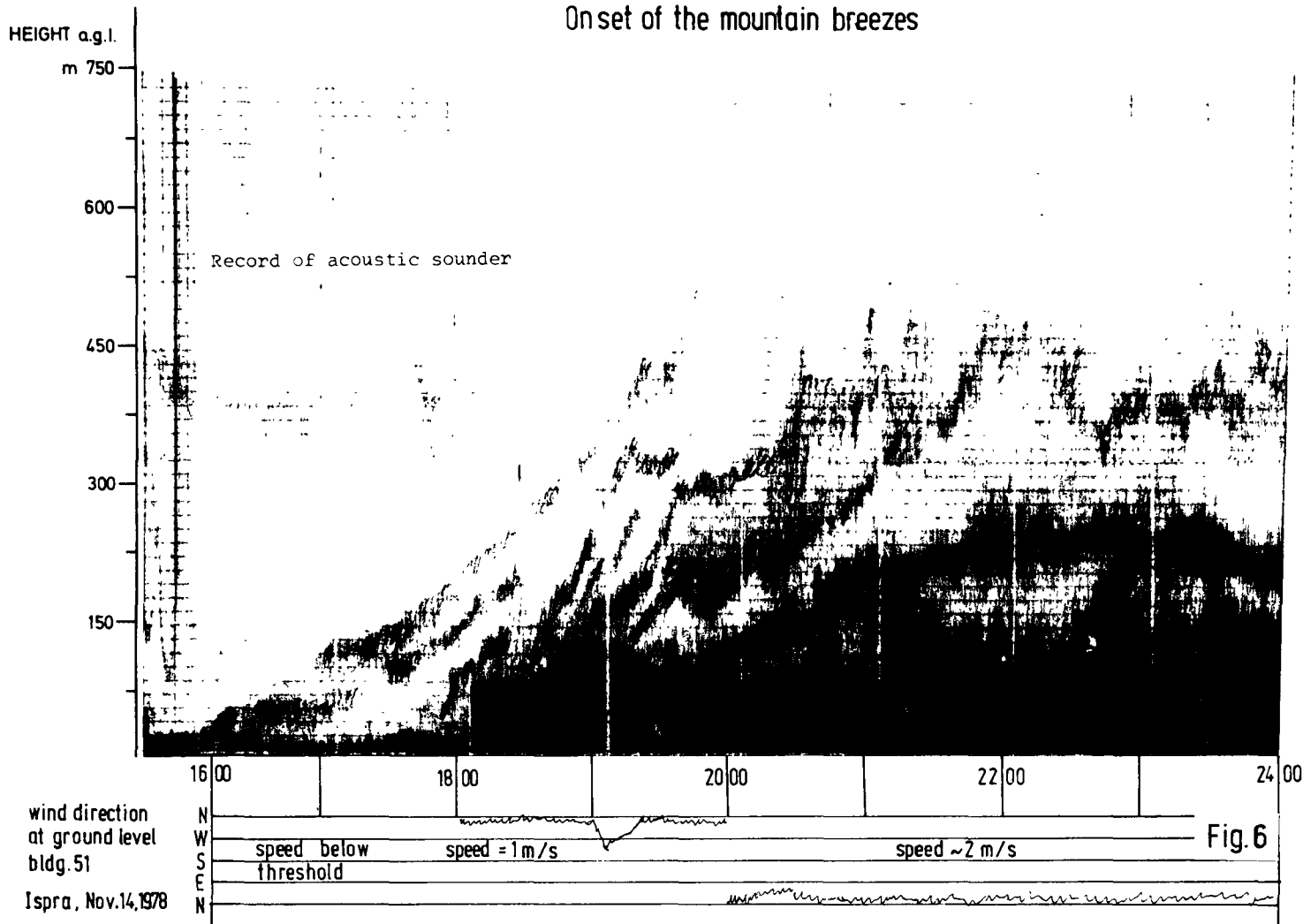


Flow pattern inside a laboratory gravity current head, showing successive positions of a dye patch inserted in the dense fluid moving towards the head.

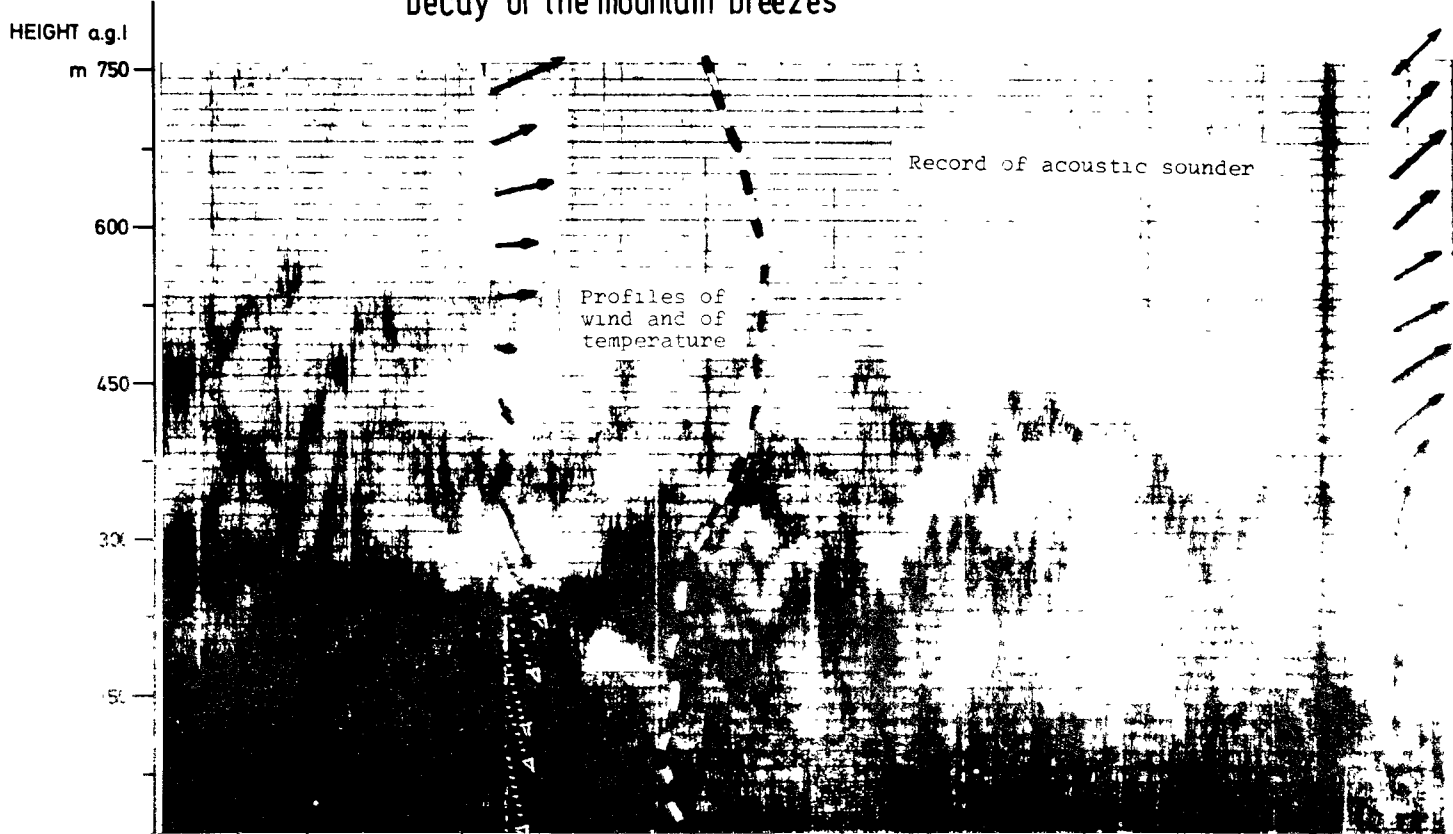
Fig. 5

( Simpson 1969 / 1977 )

# On set of the mountain breezes



# Decay of the mountain breezes



08:00      N ↓ 1m/s    10:00      12:00      14:00

S ↓ 0.5°C

wind direction  
at ground level  
bdg. 51  
Ispra, Nov. 15, 1978

N  
W  
S  
E  
N

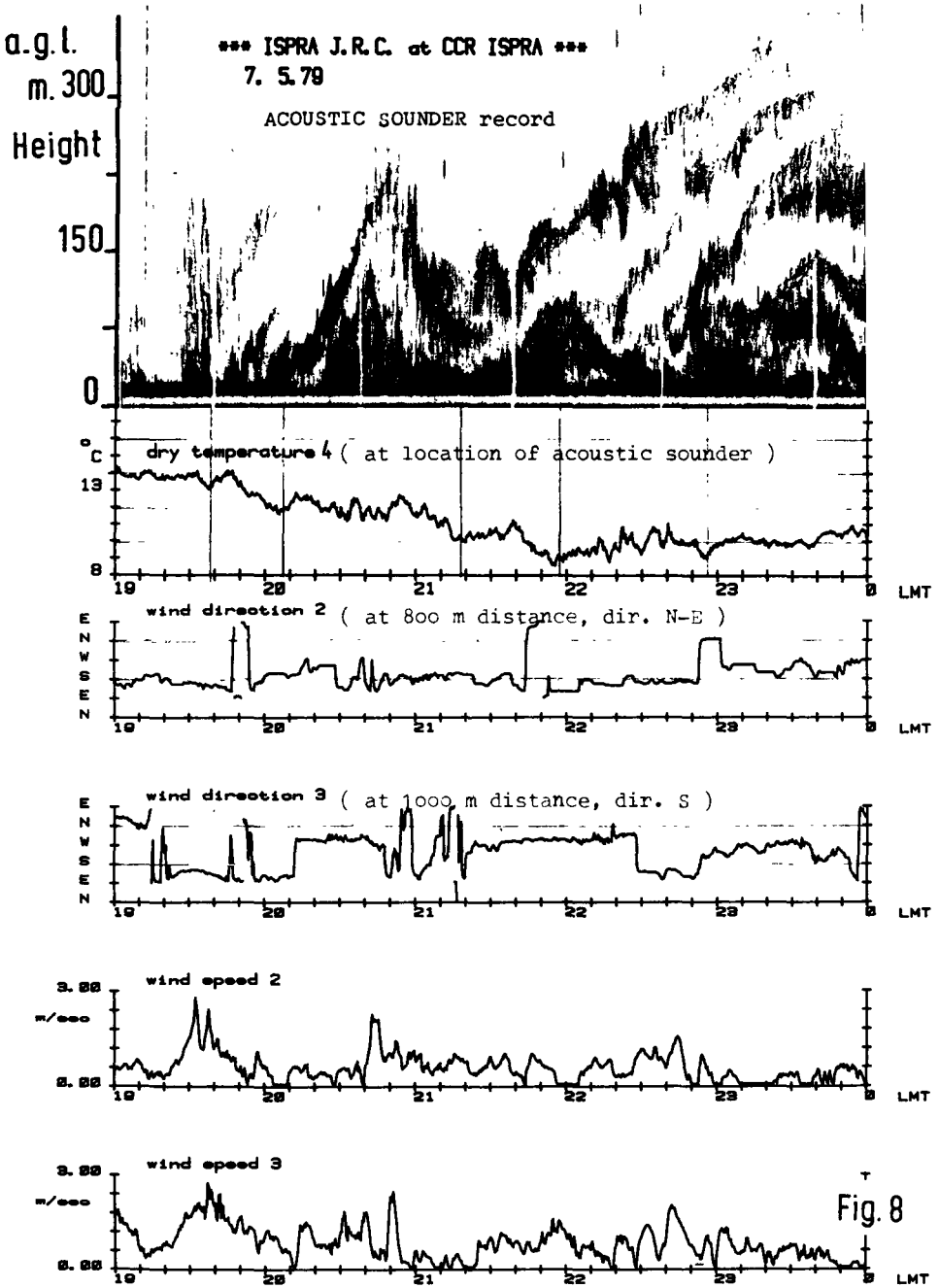
speed ~ 2 m/s

≈ 1m/s

speed below  
threshold

Fig. 7

Beginning of the mountain-breezes  
shown by acoustic sounding and ground-based measurements





On-set of mountain-winds at Ispra on June 4, 1979

( from measurements at ground and from echo-sounding )

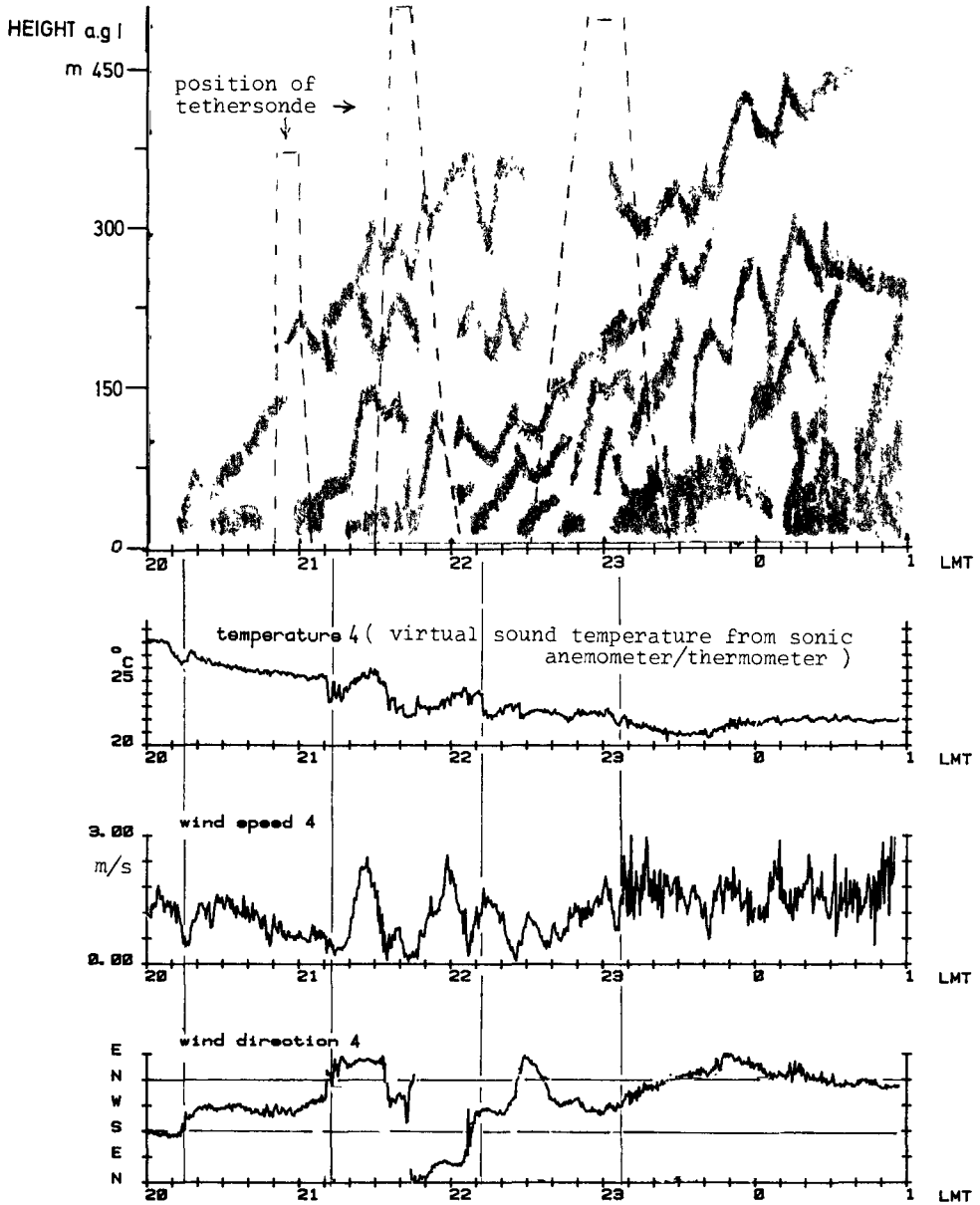


Fig. 9

\*\*\* ISPRA J.R.C. at CCR ISPRA \*\*\*  
4. 6. 79 18:30 dt= 12 sec

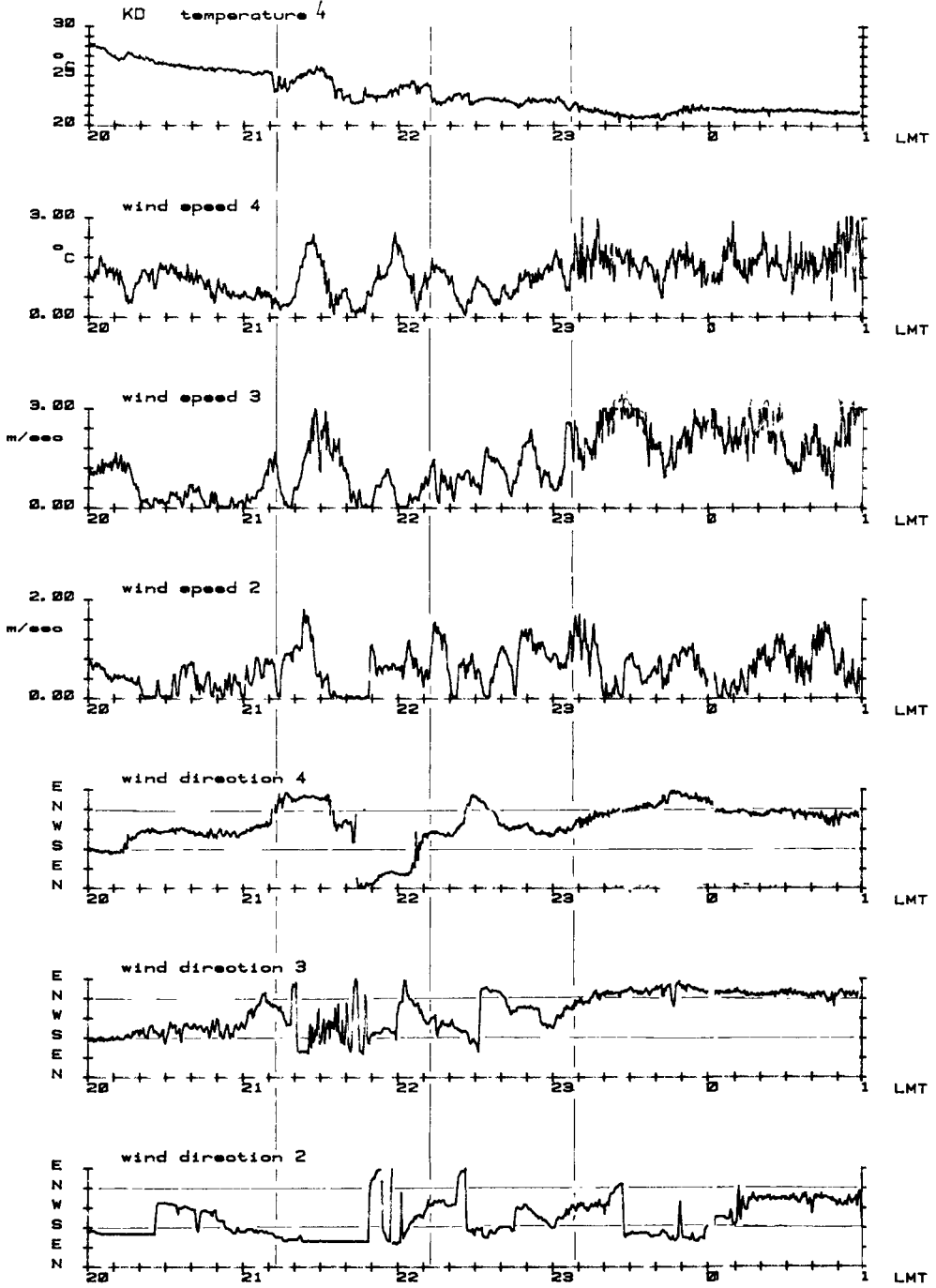


Fig.10

On-set of mountain-winds at Ispra on June 4, 1979

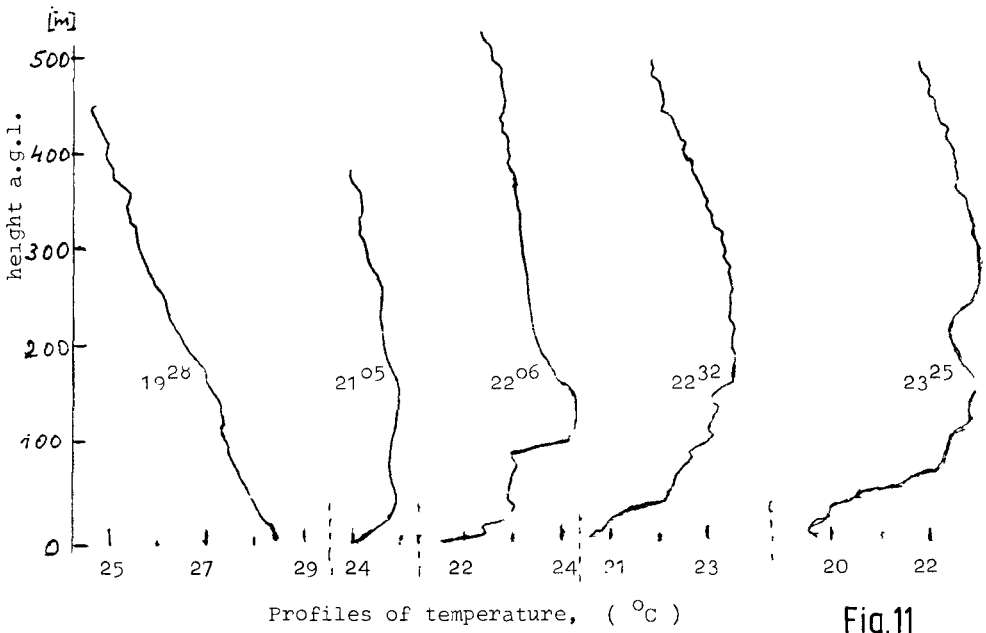
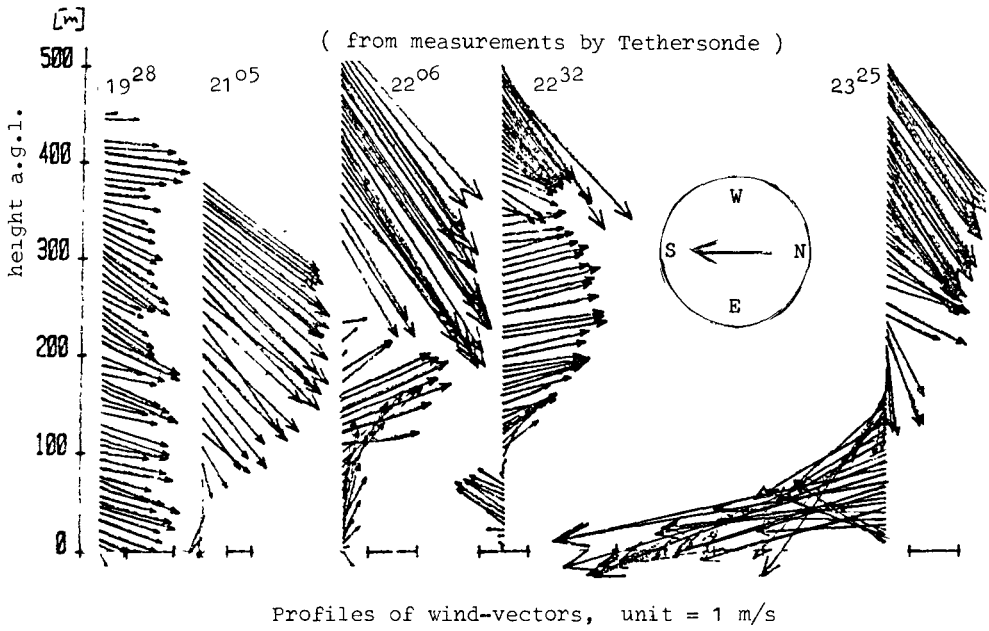
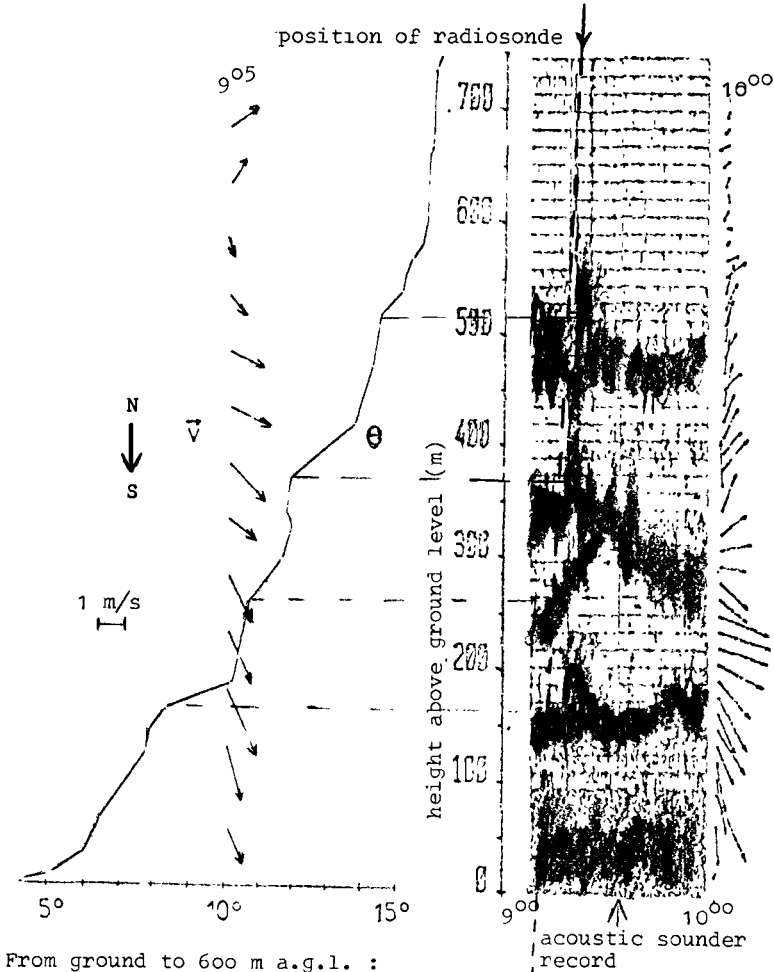


Fig.11

Mountain-breeze system in morning hours on Nov. 11, 1978

- profiles of wind vector at 9<sup>05</sup> and 10<sup>00</sup> a.m.
- profile of pot. temp.
- record of echo structure by an acoustic echo sounder , from 9<sup>00</sup> to 10<sup>00</sup> a.m.



From ground to 600 m a.g.l. :  
 Wind shear, mean value = 0,1 m/s/m  
 " " max. value = 0,2 " /m  
 Pot. temp. grad. mean v. = 0,02 degr./m  
 " " " max. v. = 0,06 "

(M.Ulbricht 1979)

Fig. 12

resol. = 50 m (wind)

SURFACE DEPOSITION FROM RADIOACTIVE PLUMES

J.A. GARLAND

A.E.R.E.

Harwell - UNITED KINGDOM

SUMMARY. Accidents involving nuclear plants may release radioactive particles and gases to the atmosphere. Dry deposition of particles has been investigated mainly in the laboratory and a general understanding of the transfer mechanisms has been established. However there is apparently a substantial discrepancy between the few field observations of dry deposition of particles and laboratory measurements, particularly for 0.1 - 1  $\mu\text{m}$  particles for which laboratory work shows very small deposition rates. In addition there are few estimates of deposition rates for forest and some other kinds of terrain.

The most important gas in the context of a nuclear accident is I-131 and the behaviour of this gas at grass surfaces has received much attention. However smaller quantities of other gases and vapours may be released and the surface absorption of these species may require further investigation. In addition there is little knowledge of the behaviour of gases over many types of surface.

The rate of deposition of particles and gases is influenced by many parameters including wind speed and the temperature stratification of the lower atmosphere. Conditions which give poor atmospheric dispersion usually give lower deposition velocities.

Transfer to man depends on the availability of deposited material on crops and grass. A wide range of isotopes including iodine and several metallic fission products are lost with a half life for residence on grass ranging from a few days to a few tens of days, depending on climatic conditions.

RESUME. DEPOTS SUR LE SOL DE PANACHES RADIOACTIFS. Les accidents dans les installations nucléaires peuvent entraîner le rejet dans l'atmosphère de particules et de gaz radioactifs. On a surtout étudié en laboratoire le dépôt de particules par temps sec; on a acquis une connaissance générale des mécanismes de transfert. Toutefois, il semble y avoir un écart considérable entre les quelques observations effectuées sur le terrain et les mesures en laboratoire sur le dépôt sec de particules, notamment de 0,1 à 1  $\mu\text{m}$ , pour lesquelles les travaux de laboratoire indiquent des taux de déposition très faibles. En outre, on dispose de peu d'estimations sur les taux de déposition sur la forêt et les autres types de terrain.

Le gaz le plus important dans le contexte d'un accident nucléaire est l'iode I-131 et son comportement au contact des surfaces herbeuses a été étudié de près. Toutefois, de faibles quantités d'autres gaz et vapeurs peuvent être rejetées et l'absorption de ces substances dans le sol pourrait nécessiter des recherches plus approfondies. De plus, on sait peu de choses sur le comportement des gaz au contact de bien des types de surface.

De nombreux paramètres, dont la vitesse des vents et la stratification des températures de la basse atmosphère, influent sur le taux de dépôt des particules et des gaz. Les conditions qui créent une mauvaise dispersion atmosphérique donnent généralement de plus faibles vitesses de dépôt. Le transfert à l'homme dépend de la disponibilité des dépôts sur les récoltes et l'herbe. Une large gamme d'isotopes dont l'iode et plusieurs produits de fission métalliques ont une période effective de résidence sur l'herbe allant de quelques jours à quelques décades suivant les conditions climatiques.

KURZFASSUNG. ABLAGERUNGEN AUF DEM BODEN AUS RADIOAKTIVEN ABLUFTFAHREN.

Bei Unfällen in Kernkraftwerken können radioaktive Teilchen und Gase in die Atmosphäre abgegeben werden. Der trockene Ausfall von Teilchen wurde hauptsächlich im Labor untersucht, und es konnten allgemeine Erkenntnisse über die Übertragungsmechanismen gewonnen werden. Jedoch besteht offenbar ein Missverhältnis zwischen den wenigen Feldbeobachtungen der trockenen Deposition von Teilchen und den Labormessungen, insbesondere bei Teilchen von  $0,1 - 1 \mu\text{m}$ , für die Laboruntersuchungen sehr geringe Ablagerungsraten anzeigen. Ausserdem gibt es nur wenige Abschätzungen für Ablagerungsraten in Wäldern und anderen Geländebedeckungen.

Das wichtigste Gas im Zusammenhang mit einem Reaktorunfall ist Jod-131, und das Verhalten dieses Gases auf Grasoberflächen wurde genau geprüft. Jedoch können auch kleinere Mengen anderer Gase und Dämpfe freigesetzt werden, und die Oberflächenabsorption dieser Substanzen bedarf u.U. weiterer Untersuchungen. Ausserdem ist wenig über das Verhalten von Gasen bei anderen Arten von Oberflächen bekannt.

Die Ablagerungsrate von Teilchen und Gasen wird durch viele Parameter, einschliesslich Windgeschwindigkeit und Temperaturuntersuchung der unteren Atmosphäre, beeinflusst. Bedingungen, die mit einer schlechten atmosphärischen Verdünnung einhergehen, ergeben gewöhnlich niedrigere Absetzgeschwindigkeiten.

Die Übertragung von Aktivität auf den Menschen hängt davon ab, ob auf

Feldfrüchten und Gras abgelagertes Material verfügbar ist. Viele Isotope, einschliesslich Jod und verschiedene metallische Spaltprodukte, gehen durch Zerfall verloren, wobei die Halbwertszeit für das Verweilen auf Gras je nach den klimatischen Bedingungen von einigen Tagen bis zu einigen Dutzend Tagen betragen kann.

## 1. Introduction

The dose to man following a release of radioactive material to the atmosphere may be strongly influenced by processes occurring at the earth's surface. Deposition reduces airborne concentrations and so moderates the inhalation dose, but the deposited material may contribute to the external radiation field or may enter food chains resulting in an ingestion dose. The deposited material may also be resuspended and give rise to inhalation exposure long after the incident.

Nuclear reactors produce activation products, fission products and the actinides, ranging from noble gases through elements of varying volatility to highly refractory substances. In accident conditions the gases (Kr and Xe) and more volatile elements (I, Cs, and a range of other metallic elements) are likely to be released in quantity. Some remain as gases or vapours, and some condense to form a fume, or attach to other particles in the gas stream or in the atmosphere. Refractory elements are vapourised only at very high temperatures, and condense to a fine fume which coagulates to form a sub-micron aerosol. Alternatively, they may be dispersed through comminution processes such as spraying of a liquid or crushing of a solid, resulting more probably in particle sizes of several microns or tens of microns. Thus, radioactive material may be released in a wide range of physical forms. This paper aims to indicate the extent of present knowledge of the dry deposition process. It is not intended as a comprehensive review. The following four sections deal with various aspects of deposition of particles and gases at terrestrial surfaces and of the behaviour of deposited material. The final section sets out research needed to further understanding of mechanisms and particular examples relevant to environmental radiological protection. Deposition in rain, transfer from soil to crops, and exchange at indoor surfaces are not discussed. The rate of deposition is often described in terms of the deposition velocity,

$$v_g = \frac{\text{quantity deposited per unit ground area per unit time}}{\text{concentration i.e. quantity per unit volume of air}}$$

The concentration is measured at some convenient height, usually a metre or more above the surface. Transport between this height and the surface may be discussed in terms of three regions summarised in table 1. The resistance  $1/v_g$ , can be considered as the sum of components for transport across the three regions:

$$r = 1/v_g = r_a + r_b + r_s$$

The aerodynamic processes for the turbulent boundary layer are common to deposition of gases and particles, evaporation and heat transfer processes



and are fairly well understood so that the corresponding resistance can be predicted for any uniform surface. (1) The laminar boundary layer resistance can also be predicted for gases and sub-micron aerosols (2,3). These resistances set an upper limit on the possible deposition velocity and may be limiting for the transfer of reactive gases like iodine. The surface resistance for gases, and the behaviour of larger particles, usually cannot be predicted so that measurements of uptake are essential. Many methods are available (4) but radioactive tracer methods will usually be appropriate for substances significant in nuclear technology. The results of several such measurements are considered in the following sections.

## 2. Turbulent transfer

Turbulence dominates other mechanisms of transport in the atmosphere except a) for particles some tens of microns in diameter which sediment at velocities of several centimetres per second and b) in a thin layer of near motionless air within a millimetre of the surfaces of leaves, soil, etc., where molecular, or Brownian diffusion and inertial effects are dominant. Deposition is strongly influenced by the weather through its effect on turbulence. Turbulence is generated by the friction of the wind over the surface and is therefore greater ( $r_a$  smaller) in high winds over rough surfaces. Vertical temperature gradients modify turbulent exchange. By day the surface is heated by the sun, the air near the surface becomes warmed and its buoyancy enhances vertical exchange. Radiation cooling at night induces stability near the ground and damps out turbulent exchange. These mechanisms cause the familiar variations in the rate of dispersal of airborne plumes, conveniently described by the stability categories of Pasquill (5). The effect of wind speed and heat flux are illustrated in Table 3. It is generally appreciated that the higher stability categories, which often are linked with reduced wind speeds at night may give rise to high ground-level concentrations downwind of a surface release; it is not so often stated that the results of the higher concentrations are somewhat alleviated by the reduced deposition velocities (high  $r_a$ ) accompanying these circumstances.

## 3. Deposition of particles

### 3.1 Sub-micron particles

The inertia of these particles is negligible, so that they follow the eddies in the air just as a gas. Therefore the value of  $r_a$  is the same for gases and fine particles. There is no tendency for these particles to rebound at a surface. Once they touch the surface their small momentum is

overcome by intermolecular forces. Thus the surface is an efficient sink and  $r_s$  is practically zero. However the Brownian diffusivity of these particles is smaller by three or more orders of magnitude than the molecular diffusivity of gases (Table 2). Consequently  $r_b$  is large and effectively limits the deposition velocity of sub-micron particles. The thickness of the laminar sub layer, in which the Brownian diffusivity  $D$  exceeds turbulent diffusion, is a function of the wind speed in the vicinity of the surface roughness elements and of  $D$  itself, and the deposition velocity increases with wind speed and decreases with particle radius  $r_p$  for particles with  $r_p < 0.1 \mu\text{m}$  (Fig.1). For particles larger than  $1 \mu\text{m}$  interception and impaction become significant and  $v_g$  increases with  $r_p$  (see section 3.2). Between  $0.1$  and  $1.0 \mu\text{m}$  neither interception nor diffusion is very effective and the deposition velocity has a minimum. Behaviour in this region is important as coagulation causes condensation aerosols to accumulate in this size range. This behaviour is confirmed by the wind tunnel measurements of Chamberlain (6) of deposition to grass, and measurements of the deposition of particles on pine shoots by Belot et al (7). Belot also predicted deposition to a pine forest canopy from his experimental results. The conclusions of these investigations are shown in fig.1. However there have been several reports of much larger deposition velocities measured in field experiments for particles in this region (see para. 3.3).

### 3.2 Larger particles

Particles of a few microns diameter may be captured largely by interception. Most vegetative canopies include fine roughness elements such as leaf hairs and microscopic roughnesses on stems which project into the airstream near the surface. The particles following the flow and passing within one particle radius of such obstacles are retained. Clearly the rate of capture by this mechanism is proportional to particle radius and also depends on the detailed structure of the surface. Little (8) found a ten-fold difference in the deposition of  $5 \mu\text{m}$  particles to leaf discs of various trees that correlated closely with hairiness of the leaf surface. Chamberlain (6) similarly found large variations between the number of  $1 \mu\text{m}$  and  $5 \mu\text{m}$  particles collected on equal sized strips cut from various leaves and introduced into an artificial canopy in a wind tunnel. In the latter experiment various leaf surfaces collected three to five times as much as a smooth plastic surface.

Particles exceeding a few microns deposit chiefly by impaction. As they approach a stationary object in the flow they may deviate from the streamlines

by a distance approaching the stopping distance  $S = u\tau$  where  $u$  is the wind speed and  $\tau$ , the relaxation time, depending on particle size and density. If  $S/L$ , where  $L$  is a characteristic dimension of the object, is not too small significant deposition may result.  $\tau$  increases rapidly with particle size (see table 2) and  $S$  also depends on wind speed. The deposition velocity consequently increases with both particle size and wind speed (fig.1).

Because of their large momentum, particles exceeding 10  $\mu\text{m}$  diameter may sometimes bounce off surfaces after impact. This is sometimes detected by applying a sticky coating to the surface of leaves and stems, when an increase in collection is indicative that bounce-off occurs in the absence of coating (e.g. Chamberlain and Chadwick (9)). In other experiments a decrease of deposition velocity as the wind speed is increased to high values (Gregory (10)) is evidence of bounce-off at high impact velocity. Loeffler and Umhauer (11) and Kyaw Tha Paw U and Reifsnnyder (12) observed bounce-off directly by flash photography. The latter authors showed that particles rebounding from a large leaf may frequently strike it again at reduced velocity and so be captured. Particles are more likely to escape from a small object after bouncing, and Legg and Powell (13) found that the capture of Lycopodium spores (32  $\mu\text{m}$  diameter) on the thin awns of a barley crop was much smaller than predicted by impaction theory.

The above paragraphs show that interception and retention of impacted large particles depend on the surface structure and stickiness of leaves and stems and the properties of the aerosol. It is unlikely that it will ever be possible to predict deposition of large particles at all accurately.

### 3.3 Field observations of particle deposition

Several attempts to measure dry deposition to grass and crops in field conditions are reviewed by Chamberlain (14). Unfortunately in many cases deposition was measured only on artificial surfaces. Most experiments concerned spores or pollen grains 10  $\mu\text{m}$  or more in diameter. Frequently the deposition velocity exceeded that observed in laboratory experiments. This may sometimes have been due to artefacts associated with the source, but the possibility of a difference in the structure of turbulence between field and laboratory cannot be ruled out.

Field measurements of some tracers lead to estimates of deposition velocities for smaller particles in field conditions. Little and Wiffen (15,16) measured deposition of motor exhaust lead about 0.03  $\mu\text{m}$  diameter to trays of grass beside a motorway and deduced deposition velocities near 0.3  $\text{cm s}^{-1}$  at distances of 18 and 33 m. Close to the motorway deposition was

much enhanced perhaps due to the extreme turbulence generated by the traffic, Nuclear fallout measurements indicate a deposition velocity of about  $0.2 \text{ cm s}^{-1}$  for particles around  $0.6 \text{ }\mu\text{m}$  diameter on artificial surfaces. However the proportionality between the deposit in soil and rainfall (Peirson and Salmon (17), Meyer et al (18)) suggests that the deposition velocity to grass is smaller. Weseley et al (19) used eddy correlation methods to measure the deposition of  $0.05$  to  $0.1 \text{ }\mu\text{m}$  particles. They obtained deposition velocities up to  $1 \text{ cm s}^{-1}$  at moderate wind speeds. By contrast, no concentration gradient of sulphate was found by the author over grassland, showing that the  $v_g$  for these sub-micron particles is less than  $0.1 \text{ cm s}^{-1}$ . Some of these results suggest deposition velocities for sub-micron particles an order of magnitude larger than the values shown in fig.1 derived from wind tunnel experiments. The discrepancy may in some instances be due to the wider size distributions occurring in the field (Davidson and Friedlander (20) explained deposition measurements of the lead aerosol using measured size distributions) but there may also be a difference in the scale of turbulence. There is a need for further measurements of field deposition velocities. Direct measurements of deposition to forest are even more sparse. The large vertical extent of the foliage and horizontal variations in density may deflect tracer plumes (Fritschen and Edmonds (21)). Therefore large, distant releases of tracer, with sampling of a large volume of forest canopy, would be necessary to obtain reliable deposition velocity measurements.

These difficulties led White and Turner (22) and Belot, Baille and Delmas (7) to study uptake by branches and predict deposition to the forest canopy from the results. Sehmel and Hodgson (48) fitted empirical formulae to wind tunnel results for deposition surfaces of different roughness and extrapolated to predict a large increase in deposition velocity with increasing surface roughness, particularly for sub-micron particles. Although Sehmel's formulae are consistent with data for smoother surfaces of Chamberlain (6) Little and Wiffen (15,16) they cannot be reconciled with the results for forest of Belot et al(7)

#### 4. Deposition of gases and vapours

Uptake of iodine vapour by vegetation was studied in the 1940's and 1950's, and more recently the uptake of various pollutant gases has received attention. There is now a good general understanding of the processes which control the exchange of gases at surfaces.

The aerodynamic processes were discussed briefly in the introduction and Table 1. Conditions at the surface are different for each gas and must

be investigated experimentally. Some gases, such as  $\text{SO}_2$ , are soluble and are readily absorbed by wet soils and by the mesophyll surface within leaves, and uptake for such gases may be controlled by the degree of opening of the stomata.  $\text{I}_2$  appears to exhibit similar behaviour (Chamberlain (23)). Tritium and carbon monoxide are oxidised by soil bacteria. Carbon dioxide is assimilated by plants during photosynthesis, but a substantial proportion may subsequently be respired so that uptake must be considered partially reversible. Tritiated water vapour is readily exchanged with the water phase in soil or plant tissue, and the uptake is almost entirely reversible. Table 2 summarises exchange rates for some gases at a number of surfaces.

The gases and vapours likely to be released in quantity in the event of a nuclear accident include several isotopes of the noble gases Kr and Xe, and a number of iodine isotopes. It is possible that smaller amounts of tritium or tritiated water and  $^{14}\text{C}$  as CO or  $\text{CO}_2$  may also be emitted. There is no reason to expect significant deposition of the noble gases, and the chief interest here lies in the behaviour of iodine.  $\text{I}_2$  deposition to grass has been measured in Britain, Germany and the U.S.A. (Chamberlain (23), Heinemann et al (24), Zimbrick and Voillequé (25)). Deposition velocities ranged from 0.3 to 4  $\text{cm s}^{-1}$ , and are proportional to the total weight of vegetation per unit area of ground and to the wind speed. The high deposition velocity and the proportionality with wind speed suggest that the surface resistance is negligible.

Iodine can be released in other forms, including particulate, methyl and other alkyl iodides (Eggleton and Atkins (26) and HOI (Keller et al (27)). The proportions released as  $\text{I}_2$ , particulates, and the more penetrating compounds vary according to the physical and chemical conditions at the time of release (Collins et al (28)). In addition,  $\text{I}_2$  may become attached to small particles after its release to the atmosphere (Garland (29)). The large fraction in particulate and other forms may explain the low deposition velocities of 0.1 to 0.3  $\text{cm s}^{-1}$  observed in the Windscale accident of 1957. (Chamberlain (23)).

The particulate iodine is expected to contain a substantial fraction of sub-micron material which will deposit slowly. Deposition of methyl iodide has been examined (Zimbrick and Voillequé (25), Atkins et al (30)). The deposition velocity for this form is of order  $10^{-4}$   $\text{cm s}^{-1}$  or less. HOI has not been investigated, but may deposit to vegetation as it reacts with water. However the deposition from a plume containing the various states of iodine is expected to be dominated by the deposition of  $\text{I}_2$ .

$^{14}\text{CO}_2$  may be released in certain kinds of nuclear accident. Its deposition to vegetation is dominated by the photosynthetic process and is highest in full daylight, and negligible by night. The deposition velocity to crops may be about  $0.1 \text{ cm s}^{-1}$  by day. However, about one half of the  $\text{CO}_2$  is returned to the air at night, and the persistence in the crop of the  $^{14}\text{C}$  deposited during a brief period is not so easy to forecast.

Tritium or tritiated water may also be emitted in certain kinds of accident. Tritium is oxidised by soil bacteria, and has a  $v_g$  in the range  $0.01$  to  $0.1 \text{ cm s}^{-1}$  (Garland and Cox (31)). It becomes available as HTO in the soil water and may be returned to the atmosphere in the course of transpiration. HTO vapour exchanges with the water in plants and soil. The rapid exchange cannot be described simply by a deposition velocity. The deposited HTO may evaporate again, or join run-off or the water stored deep in the soil according to the local hydrology at the time of deposition. It may be measurable in the soil water for an extended period after the deposition event (Garland (32)).

##### 5. Geographic and meteorological variation in deposition rates

In numerical models of long range transport it is frequently necessary to simplify the parameterisation of deposition by using a single deposition velocity. This may be satisfactory for some purposes but is unlikely to be acceptable for predicting the deposition to areas exposed to a plume for short periods. Order-of-magnitude variations are expected due to the dependency of deposition velocity on

- a) terrain
- b) wind speed and intensity of insolation
- c) the depletion of the plume due to rapid fallout of the largest particles and the most reactive gases close to the source.

The effect of the type of crop on the aerodynamic resistance component is illustrated in Table 3. The other components of resistance also vary with the type of surface. For  $\text{SO}_2$  it seems that  $r_s$  increases as  $r_a$  falls so that  $v_g$  does not vary greatly between short grass and forest (Garland (33)). This type of compensation may not occur for  $\text{I}_2$  and other gases, and does not apply to particles.

Similar comments may be made regarding the effect of the weather. The aerodynamic resistance,  $r_a$ , is largely determined by the wind speed close to the surface (Table 3), and the  $r_b$  also decreases as the wind speed around the surface roughness elements increases. The surface component,  $r_s$ , for some gases such as  $\text{SO}_2$  and possibly  $\text{I}_2$  depends on the stomata, and increasing

wind speed, insolation and saturation deficit for water vapour may increase water stress and cause partial stomatal closure by day. At night, increasing stability in the lower atmosphere often leads to reduced wind speeds and suppressed mixing near the surface, while the stomata of many crops close in darkness. The deposition velocity of gases and particles may be much reduced. In addition, the suppressed mixing prevents the replenishment of contaminants below the nocturnal inversion and concentrations near the surface fall. These effects have been observed for a number of gases (Garland and Derwent (34)).

## 6. Behaviour of deposited material

### 6.1 Retention and loss from vegetation

The external and internal radiation doses due to deposited material depend on the distribution between vegetation and the soil surface and on persistence on the vegetation. Chamberlain (40) has reviewed information on these topics.

The fraction of activity initially present on foliage may depend on the size and chemical nature of the depositing material. In a range of experiments Chadwick and Chamberlain (39) and Milbourn and Taylor (41) found 20 to 82 per cent on grass, when radioisotopes were applied by spraying a solution. The proportion retained increased in a simple exponential fashion with the weight of grass per unit area.

Some sulphur and iodine may be returned to the atmosphere following fumigation, probably in simple organic forms (Aneja et al (35), Saas (36)). However loss from crops of Sr, Zr, Rn, I, Cs and Ce was found to be similar (Scott Russell (37), (38), Chamberlain (39)), and is greatest during periods of rapid growth. This may be related to loss of cuticle. The retention half life falls in the range 5 to 30 days for iodine fumigation (Zumbrick and Voillegue (25), Heinemann et al (24)) and 19 to 45 days for isotopes applied by spraying (39).

The results of such measurements can be used to calculate the likely contamination of crops and forage after a short exposure. In the event of a long-term exposure to a release of contamination, it is possible to predict the equilibrium value of the normalised specific concentration (NSC)

$$\text{NSC} = \frac{\text{Amount per kg dry matter in foliage}}{\text{Amount deposited per m}^2 \text{ of ground per day}}$$

(Chamberlain (42)). The value of NSC for grassland in good growing conditions was in the range 30 to 60 m<sup>2</sup> day kg<sup>-1</sup>, but may be higher when growth

is slow. The NSC is a useful quantity for comparing results of experiments on long term accumulation of contaminants and may be useful for predicting likely crop contamination when long term releases may be expected.

## 6.2 Resuspension

There have been many studies of resuspension of radioactive materials in the vicinity of nuclear weapons tests, nuclear plants and experimentally contaminated surfaces. Stewart (44) summarises several series of measurements. In addition Bagnold (45) and Chepil and his colleagues (see Orgill (43)) studied the transport of sand and soil by the wind. The latter studies show that the bulk of the material is transported by saltation, a process in which particles 100 to 300  $\mu\text{m}$  diameter bounce along the ground, rising no more than a few tens of centimetres. While in the air they gain kinetic energy from the wind and each time they strike the surface this energy serves (i) to raise similar particles into the air (ii) to abrade the surface and release fine particles which become suspended in the air and may rise to greater heights (iii) to move more massive particles in little jerks along the surface (creep). Over bare friable soil and sand such episodes probably dominate resuspension. Otherwise different processes are presumably at work since resuspension may still be measured.

Linsley (46) has recently reviewed resuspension data. Most of the observations were made in arid rural conditions with sparse vegetation, and may have no relevance in N.W. Europe. Concentrations decline with time after deposition, and increase with wind speed, but estimates of the rate of increase vary markedly. Resuspended material is mostly attached to soil particles having an aerodynamic median diameter around 10  $\mu\text{m}$ . Only a few percent of the aerosol may be respirable.

Few measurements in Europe are known to the author. In a recent study (Garland (47)) of resuspension of particulate matter from grass and soil surfaces, a rapid decline in resuspension with time and a strong dependence on wind speed was demonstrated. The results suggest that only a few per cent of the total deposited is ever resuspended again. An examination of fallout data leads to a similar conclusion. As the resuspension occurs preferentially when the wind is strong, so that there is rapid dilution, and only a small fraction is in the respirable size range, the inhalation dose due to resuspended material is expected to be insignificant in comparison with the inhalation dose from the original plume.

There is however little information on resuspension in urban areas, or on the appropriate scaling between small-scale experiments and contaminated



areas of a realistic size.

#### 7. Research Needs

An understanding of deposition, and the behaviour of deposited material is required for emergency planning and for assessment of hazards. Early in an accident predictions of the amount of deposition may be necessary to indicate the need for various protective measures. Later, measurements should be available, and a general understanding of processes would aid their interpretation. At present our knowledge of these processes is inadequate in several respects, particularly:

- a) there is practically no information regarding the deposition of particles of all sizes and gases in urban areas, and the subsequent resuspension and elimination of the deposited material
- b) there are uncertainties regarding the applicability of wind-tunnel measurements of particle deposition in field situations, particularly in the 0.1 to 1  $\mu\text{m}$  size range, and there is little information on deposition of particles and gases to tall crops and forest.
- c) Some gaseous species may warrant further investigation, including HOI

It is to be stressed that deposition is a complex process, depending on many variables. Only in rare circumstances will it even be possible to predict deposition to any degree of accuracy.

#### References

1. Monteith, J.L. (1976) (ed.) Vegetation and the Atmosphere, Academic Press
2. Chamberlain, A.C. (1966) Transport of gases to and from grass and grass-like surfaces. Proc.Roy.Soc.A, 290, 236-265
3. Garratt, J.R. and Hicks, B.B. (1973) Momentum heat and water vapour transfer to and from natural and artificial surfaces. Quart.J.R.Met. Soc. 99 680-687
4. Garland, J.A. (1975) Dry deposition and the atmospheric cycle of sulphur dioxide. Science, Technology & Environmental Management. (Ed. Hey and Davies) p.145-164
5. Pasquill, F. (1974) Atmospheric Diffusion, Ellis Horwood, Chichester
6. Chamberlain, A.C. (1966) Transport of Lycopodium spores and other small particles to rough surfaces. Proc.Roy.Soc.A, 296. 45-70

7. Beloy, T., Baille, A., and Delmas, J.-L. (1976) Modele numerique de dispersion des polluants atmospheriques en presence de couverts vegetaux. *Atmos. Environ.* 10, 89-98
8. Little, P. (1977) Deposition of 2.75, 5 and 8  $\mu\text{m}$  particles to plant and soil surfaces. *Environ. Pollut.* 12, 293-305
9. Chamberlain, A.C. and Chadwick, R.C. (1972) Deposition of spores and other particles on vegetation and soil. *Ann.Appl.Biol.* 71, 141-158
10. Gregory, P.H. (1951) Deposition of airborne Lycopodium spores on cylinders, *Ann.Appl. Biol.* 38, 357-376
11. Loeffler, F. and Umhauer, H. (1971) An optical method for the determination of particle separation on filter fibres. *Staub (in English)* 31, 9-14
12. Kyaw Tha Pau U. and Reifsnnyder, W.E. (1979) The physics of spore and pollen rebound from vegetative surfaces. *Am.Met.Soc. 14th Conf. Agricultural & Forest Met. Minneapolis*, p.244-246
13. Legg, B.J. and Powell, F.A. (1979) Spore dispersal in a barley crop a mathematical model. *Agricultural Met.* 20, 47-67
14. Chamberlain, A.C. (1975) The movement of particles in plant communities Vegetation and the Atmosphere. Vol.1, Ed. J.L. Monteith, Academic Press
15. Little, P. and Wiffen, R.D. (1977) Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb - I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. *Atmos.Environ.* 11, 437-447
16. Little, P. and Wiffen, R.D. (1978) Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb - II. Airborne concentration, particle size and deposition of lead near motorways. *Atmos.Environ.* 12, 1331-1341
17. Peirson, D.H., Cawse, P.H. and Cambray, R.S. (1974) Chemical uniformity of airborne particulate material, and a maritime effect. *Nature*, 251 675-679.
18. Meyer, M.W., Allen, J.S., Alexander, L.T. and Hardy, E. (1968) Strontium-9P on the earth's surface IV. TID 24341
19. Wesely, M.L. Hicks, B.B., Dannevik, W.P., Frissela, S., and Husar, R.R. (1977) An eddy correlation measurement of particulate deposition in the atmosphere. *Atmos.Env.* 11, 561-567.

20. Davidson, C.I. and Friedlander, S.K. (1978) A filtration model for aerosol dry deposition: application to trace metal deposition from the atmosphere. *J.Geophys.Res.* 83, 2343-2352.
21. Fritschen, L.J. and Edmonds, R. (1974) Dispersion of fluorescent particles into and within a douglas fir forest. Atmosphere- surface exchange of particulate and gaseous pollutant. CONF 740921
22. White, E.J. and Turner, F. (1970) A method of estimating income of nutrients in a catch of airborne particles by a woodland canopy. *J.Appl. Ecol.* 7, 441-461
23. Chamberlain, A.C. (1960) Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles. *Int.J.Air Pollut.* 3, 63-87
24. Heinemann, K., Vogt, K.J. and Angeletti, L. (1974) Deposition and half life of elemental iodine on grass and clover. Atmosphere- surface exchange of particulate and gaseous pollutants. CONF 740921, 136-152
25. Zimbrick, J.D. and Voillequé, P.G. (1969) Controlled environmental radioiodine tests at the national reactor testing station. IDO-12065 USAEC.
26. Eggleton, A.E.J. and Atkins, D.H.F. (1964) The identification of trace quantities of radioactive iodine compounds by gas chromatographic and effusion methods. *Radiochemica Acta*, 3, 151-158
27. Keller, J.H., Duce, F.A., Pence, D.T. and Maeck, W.J. (1970) Hypoiodous acid, an airborne inorganic iodine species in steam-air mixtures CONF 700812, p.467
28. Collins, D.A., McIntosh, A.E., Taylor, R., Yuille, W.D. (1965) Experiments relating to the control of fission-product release from advanced gas-cooled reactors. *J.Nuclear Energy, A/B*, 20, 97-122.
29. Garland, J.A. (1967) The adsorption of iodine by atmospheric particles *J.Nuclear Energy*, 21, 687-700
30. Atkins, D.H.F., Chadwick, R.C. and Chamberlain, A.C. (1967) Deposition of radioactive methyl iodide to vegetation. *Health Physics*, 13, 91-92
31. Garland, J.A. and Cox, L.C. (1980) The absorption of tritium gas by English soils, plants and the sea. Submitted to *Water, Air & Soil Pollution*.
32. Garland, J.A. (1979) Transfer of tritiated water vapour to and from land surfaces. Behaviour of tritium in the Environment, IAEA, Vienna

33. Garland, J.A. (1978) Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere Atmos.Env. 12, 349-362.
34. Garland, J.A. and Derwent, R.G. (1979) Destruction at the ground and the diurnal cycle of concentration of ozone and other gases. Quart.J. R.Met.Soc. 105, 169-183.
35. Aneja, V.P., Overton, J.H., Cupitt, C.T., Durham, J.L. and Wilson, W.E. (1979) Carbon disulphide and carbonyl sulphide from biogenic sources and their contribution to the global sulphur cycle Nature 282, 493-6
36. Saas, A. and Graubly, A. (1975) Degagement gazeux d'iode radioactif a partir de vegetaux en decomposition. 1e) Degazage apres absorption foliaire et absorption racinaire. Note C.E.A.
37. Scott Russell, R. (1965) Interception and retention of airborne material on plants. Health Physics, 11, 1305-1315
38. Scott Russell, R. (1966) (Ed). Radioactivity and human diet, Pergamon Press
39. Chadwick, R.C. and Chamberlain, A.C. (1970) Field loss of radio-nuclides from grass. Atmos.Env. 4, 51-56.
40. Chamberlain, A.C. (1980) Transport and capture of particles. Plants and their atmospheric environment. Proceedings of the British Ecological Society Symposium in Edinburgh 1979.
41. Milbourn, G.M. and Taylor, R. (1956) The contamination of grassland by radioactive strontium. (I) Initial retention and loss, Rad.Bot.5 337-347
42. Chamberlain, A.C. (1970) Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. Atmos.Env. 4, 57-78.
43. Orgill, M.M. (1977) Application of soil erosion data to particle wind resuspension. BNWL 2100 PT.3, 79-84
44. Stewart, K. (1966) The resuspension of particulate material from surfaces. Surface contamination: Proceedings of a symposium at Oak Ridge, Tennessee, June 1964.
45. Bagnold, R.A. (1941) The physics of blown sand and desert dunes. Chapman and Hall
46. Linsley, G. (1978) Resuspension of the actinides - a review of existing data. to be published.

47. Garland, J.A. (1979) Resuspension of particulate matter from grass and soil. AERE-R 9452, HMSO, London.
48. Sehmel, G.A. and Hodgson, W.H. (1974) Symp. on Atmospheric Diffusion and Air Pollution, Santa Barbara, California, American Meteorological Society.

TABLE 1

Summary of processes operating in transfer of gases  
and particles to rough surfaces

Resistance Component	Region	Dominant Transfer Processes		
		Gases	Small particles (<0.1 $\mu\text{m}$ )	Large particles (> 1.0 $\mu\text{m}$ )
$r_a$	Turbulent boundary layer	Turbulent transport	Turbulent transport	Turbulent transport + sedimentation
$r_b$	Laminar sub layer	Molecular diffusion	Brownian motion	Inertial impaction
$r_s$	Surface	Chemical properties controlling diffusion through stomata may be important	Particles adhere on contact	Interception Bounce-off may be important

TABLE 2

Properties of unit density of spherical particles in air

Diameter $\mu\text{m}$	Sedimentation Velocity $\text{cm s}^{-1}$	Diffusion coefficient, D $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$	Relaxation time, $\tau$ s
0.01	-	$5.2 \times 10^{-4}$	-
0.03	-	$5.6 \times 10^{-5}$	-
0.1	$8.7 \times 10^{-5}$	$6.8 \times 10^{-6}$	$8.7 \times 10^{-8}$
0.3	$4.2 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-6}$	$4.3 \times 10^{-7}$
1	$3.5 \times 10^{-3}$	$2.8 \times 10^{-7}$	$3.6 \times 10^{-6}$
3	$2.8 \times 10^{-2}$	$8.0 \times 10^{-8}$	$2.8 \times 10^{-5}$
10	0.3	$2.4 \times 10^{-8}$	$3.1 \times 10^{-4}$
30	2.7	-	$2.8 \times 10^{-3}$

TABLE 3

Examples of calculated values of the gas-phase resistance

Surface and $z_0$ (m)	Wind speed at 100 m (m s <sup>-1</sup> )	Monin- Obukhov Length L* (m)	$u_*$ (m s <sup>-1</sup> )	$r_g(1)$ (s cm <sup>-1</sup> )	$r_g(100)$ (s cm <sup>-1</sup> )
Grass (0.01)	3	∞	0.13	1.25	2.1
		-11	0.18	0.89	1.21
	10	∞	0.45	0.41	0.67
		-215	0.49	0.38	0.57
Cereal crop (0.1)	3	∞	0.18	0.87	1.5
		-27	0.25	0.66	0.93
	10	∞	0.59	0.32	0.50
		-480	0.64	0.30	0.45
Forest	3	∞	0.27	0.26	0.54
		-85	0.36	0.20	0.43
	10	∞	0.89	0.11	0.24
		-1500	0.93	0.10	0.22
		+630	0.41	0.44	0.77
		+1700	0.57	0.33	0.54
				$r_g(5)$	
				0.11	0.24

\* Unstable conditions (L negative) assume a heat flux of 50 W m<sup>-2</sup> and stable conditions (L positive) assume a downward heat flux of 10 W m<sup>-2</sup>. L = ∞ when conditions are neutral.

In stable conditions at the lower wind speed, the surface is isolated from the 100 m level, preventing diffusion from this height and making resistances from 1 m unpredictable.

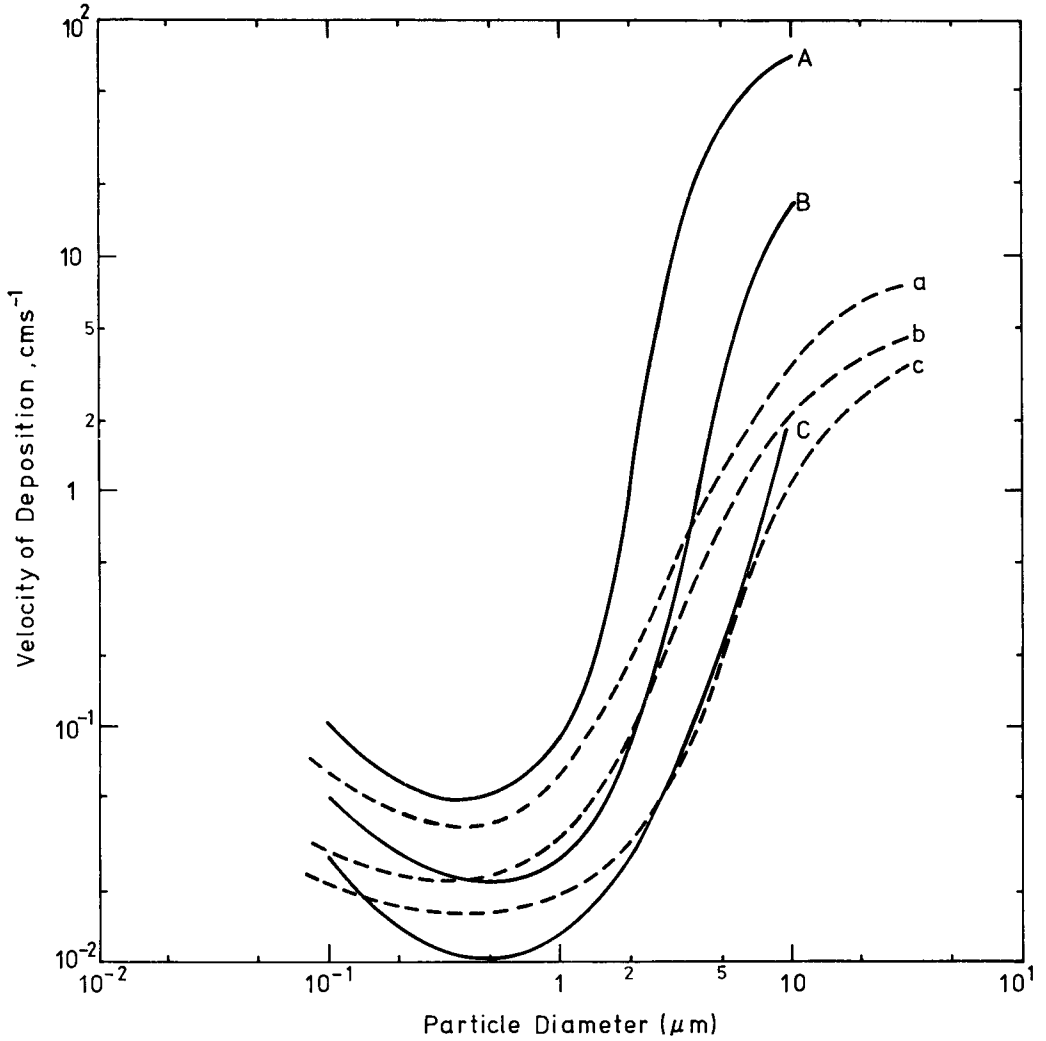


FIG.1 VELOCITY OF DEPOSITION OF PARTICLES TO CANOPIES  
FULL LINES: PINE FOREST, THEORETICAL, BELOT (7)  
(A)  $u(h) = 5 \text{ ms}^{-1}$  (B)  $2 \text{ ms}^{-1}$  (C)  $1 \text{ ms}^{-1}$   
DASHED LINES: GRASS IN WIND TUNNEL, CHAMBERLAIN (6)  
(a)  $u(h) = 4 \text{ ms}^{-1}$  (b)  $2 \text{ ms}^{-1}$  (c)  $1 \text{ ms}^{-1}$



AUSBREITUNGS- UND ABLAGERUNGSPARAMETER ZUR BERECHNUNG  
DER STRAHLENEXPOSITION BEI HYPOTHETISCHEN REAKTORUNFÄLLEN

H. GEISS, K. HEIßMANN, G. POLSTER und K.J. VOGT  
Kernforschungsanlage  
Jülich - B.R. DEUTSCHLAND

KURZFASSUNG. Bei hypothetischen Reaktorunfällen kann die Radioaktivität quasi momentan freigesetzt werden oder die Freisetzungsraten und die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen können zeitlich stark veränderliche Funktionen sein. Zur Berechnung der Ausbreitung in solchen Fällen benötigt man Ausbreitungsparameter für kürzere Freisetzungsdauern als eine Stunde. Für diese Ausbreitungsparameter gibt es neben den Präriegrasexperimenten mit bodennahen Emissionen und sehr geringer Bodenrauigkeit nur theoretische Untersuchungen, die auf engere Abluftfahnen und damit auf grössere bodennahe zeitintegrierte Konzentrationen hinweisen. Hier sind Experimente dringend notwendig.

Falloutkonstanten benötigt man bei der Berechnung sowohl der Ingestions- und der Gammadosis, die durch Bodenkontamination verursacht wird, als auch des Radioaktivitätsverlustes der Wolke durch Falloutablagerung. Bei der Ingestionsberechnung interessiert die Ablagerung auf Boden und Vegetation, soweit sie in die Nahrungskette eingeht, während für den Radioaktivitätsverlust der Wolke vor allem weiträumige Ablagerung z.B. auch auf Wäldern mit ihren grossen Oberflächen wichtig ist. Bei der Ablagerung muss man zwischen Jod und Aerosolen unterscheiden. Die Ablagerungsgeschwindigkeit der Aerosole hängt im wesentlichen vom Teilchendurchmesser ab. Die Grössenordnung der Ablagerung von Jod wird von seiner chemischen Beschaffenheit (elementares oder organisch gebundenes Jod) bestimmt. Für das sich am stärksten ablagernde elementare Jod sind verschiedene biologische und meteorologische Einflussgrössen bekannt. In JÜLICH sind sowohl für Jod als auch für Aerosole zur Berechnung der Ingestionsdosis Ablagerungsgeschwindigkeiten bestimmt worden. Es muss eingehend geprüft werden, ob bei Störfällen Mittelwerte angewendet werden können oder wie weit jeweils die aktuellen Einflussgrössen berücksichtigt werden müssen. Für grossräumige Ablagerung, die die Entleerung der Wolke beschreibt, sind nur wenige Daten bekannt.

Da der Washout experimentell nur schwierig untersucht werden kann, gibt es nicht genügend abgesicherte Washoutkoeffizienten. Darüber hinaus sind die angewendeten Rechenmodelle noch nicht einheitlich. Hier sind weitere theoretische und experimentelle Untersuchungen notwendig.

SUMMARY. DISPERSION AND DISPOSITION PARAMETERS FOR CALCULATING EXPOSURE TO RADIATION IN HYPOTHETICAL REACTOR ACCIDENTS. In hypothetical reactor accidents radioactive materials can be released quasi-instantaneously, or the rates of release and the meteorological conditions accompanying dispersion can vary widely over time. To calculate dispersion in such cases, dispersion parameters for release periods shorter than one hour are needed. For these dispersion parameters, apart from the Prairie Grass experiments with emissions near ground level and over a relatively flat terrain there are only theoretical investigations which refer to narrower plumes and to larger time-integrated concentrations close to the ground. Experimental studies of such conditions are urgently required.

Fallout constants are required for calculating both ingestion doses and gamma doses caused by ground contamination, as well as cloud depletion by deposition. For the calculation of ingestion dose, deposition on the ground and vegetation is important insofar as it enters the food chain, whereas for cloud depletion deposition over wide areas, including, for example, woodlands, with their large surface areas, is of prime importance. With regard to deposition, distinction must be made between iodine and aerosols. The velocity of deposition depends mainly, for aerosols, on particle diameter. For iodine, the order of magnitude depends on its chemical composition (free iodine or organic compounds). For free iodine, which is deposited in the largest quantities, biological and meteorological influences of varying importance are known. In JÜLICH deposition velocities for both iodine and aerosols have been determined for calculating the ingestion dose; exhaustive testing is needed to ascertain whether average values can be applied to accident situations or to what extent account must be taken of the particular circumstances in each case. For deposition over a wide area as characterized by the cloud depletion, few data are available.

Since washout cannot readily be investigated by experimental means, no sufficiently reliable washout coefficients are available. Moreover, the calculation models used are not yet standardized. In this respect, further theoretical and experimental studies are required.

RESUME. PARAMETRES DE DISPERSION ET DE DEPOSITION POUR LE CALCUL DE L'EXPOSITION AU RAYONNEMENT EN CAS D'ACCIDENTS HYPOTHETIQUES DE REACTEUR.

Dans le cas d'un accident hypothétique de réacteur, il peut y avoir soit un dégagement quasi instantané de substances radioactives, soit des taux

de dégagement et des conditions météorologiques de dispersion très variables dans le temps. Dans de tels cas, il faut, pour calculer la dispersion, connaître les paramètres de dispersion applicables à des temps de dégagement de moins d'une heure. Abstraction faite des expériences pratiquées sur herbe de Prairie avec des émissions près du sol et une très faible rugosité de celui-ci, ces paramètres de dispersion n'ont fait l'objet que d'études théoriques qui portent sur des panaches plus étroits et, partant, sur des concentrations intégrées dans le temps plus importantes à proximité du sol. Il est urgent de procéder à des essais dans ce domaine.

Les constantes de déposition sont nécessaires pour calculer tant les doses, ingérées et  $\gamma$ , dues à la contamination du sol que l'appauvrissement par déposition du nuage radioactif. Pour calculer la dose par ingestion, il faut tenir compte des dépôts sur le sol et la végétation, pour autant qu'ils entrent dans la chaîne alimentaire, alors que pour calculer l'appauvrissement du nuage, il faut surtout considérer la déposition sur de grandes étendues, par exemple sur les vastes forêts. Dans la déposition, on doit distinguer entre l'iode et les aérosols. La vitesse de déposition des aérosols dépend principalement du diamètre des particules. L'importance du dépôt d'iode dépend de sa nature chimique (iode élémentaire ou organique). Pour l'iode élémentaire dont la déposition est plus forte, on connaît différents paramètres biologiques et météorologiques. A JÜLICH, on a déterminé, tant pour l'iode que pour les aérosols, des vitesses de déposition pour le calcul de la dose par ingestion. Il y a lieu d'examiner avec soin si, en cas d'incident, on peut recourir à des valeurs moyennes ou si, et à quel point, on peut tenir compte des paramètres tels qu'ils se présentent à chaque fois.

On dispose de peu de données sur l'appauvrissement du nuage sur de vastes étendues.

Comme il est difficile d'étudier expérimentalement le lessivage, on ne dispose pas de coefficients de lessivage suffisamment sûrs. De plus, les abaques utilisés ne sont pas encore uniformes. De nouvelles études théoriques et pratiques s'imposent dans ce domaine.

### 1. Ausbreitungsparameter

Für die Auswahl von Modellen und Parametern zur Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage nach einem Unfall ist entscheidend, wie genau und mit welchem Rechenaufwand die Kontamination von Luft und Boden bzw. Vegetation ermittelt werden kann. Fortgeschrittene instationäre Ausbreitungsmodelle, insbesondere K-Modelle, haben zwar den Vorteil, daß sie unter Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs der meteorologischen Einflußgrößen wie Wind- und Temperaturprofil die Konzentrationsverteilung im Lee einer Quelle prinzipiell zu berechnen erlauben, jedoch fehlen diese meteorologischen Detailinformationen in der Regel ebenso wie Aussagen über das Vertikalprofil der Diffusionskoeffizienten. Daneben erfordern diese Modelle einen zum Teil erheblichen numerischen Aufwand zur Berechnung der Konzentrationsverteilung und sind deshalb z.B. mit Prozeßrechnern, wie sie den kerntechnischen Anlagen zur Verfügung stehen, nicht anwendbar. Zudem wurden solche Modelle bisher nur für Einzelsituationen mit Ausbreitungsexperimenten verglichen.

In der Praxis hat sich gezeigt, daß zumindest für die Berechnung der Maximalkonzentrationen die üblichen Gaußschen Ausbreitungsgleichungen für den Puff und die kontinuierliche Punktquelle hinreichend genau sind. Statistische Auswertungen von Ausbreitungsexperimenten mit 50 m und 100 m Emissionshöhe, die in den Kernforschungszentren Jülich und Karlsruhe durchgeführt wurden, haben gezeigt, daß die Maxima der bodennahen Aktivitätskonzentration im Mittel über alle Stabilitätsklassen mit einem Fehler von 40 % beschrieben werden können [1].

Bei der Verwendung von Gaußmodellen besteht das Problem vor allem in der Wahl von geeigneten Ausbreitungsparametern  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$ . Eine wichtige Randbedingung stellen hierbei die Emissionsdauer sowie die Expositionszeit (= Meßdauer) dar. Die in den bekannten Versuchsserien [2], [3], [4], ermittelten Ausbreitungsparameter stellen Mittelwerte über die Meßdauer dar, die in der Regel zwischen 20 min und einer Stunde lag. Daraus

ergibt sich für kurzzeitigere (momentane) Emissionen, die infolge von Unfällen auftreten können, das Problem, geeignete Ausbreitungsparameter zur Verfügung zu stellen. Mit Ausnahme der Prairie-gras-Experimente[5], die mit Emissionsdauer von 3 min unter allerdings sehr idealisierten und kaum übertragbaren Bedingungen (Bodenemissionen, sehr geringe Bodenrauigkeit, Messung der Konzentrationsverteilung nur bis ca. 800 m Quelldistanz) durchgeführt wurden, sind keine Experimentreihen mit Emissionsdauern von weniger als 20 min Dauer bekannt. Wippermann [6] hat unter bestimmten, allerdings sehr weitgehenden Annahmen nachgewiesen, daß das Maximum der bodennahen Aktivitätskonzentration von der Meßdauer abhängt. Für unterschiedliche Meßdauern hat er (mit einem Windprofilexponenten  $n = 1/3$ , d.h. für nahezu neutrale Schichtung) die in Tab. 1 angegebenen Konzentrationsverhältnisse berechnet.

Über das Verhalten der Ausbreitungsparameter  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$  in Abhängigkeit von der Meßdauer lassen sich jedoch keine Aussagen machen, da in die in [6] verwendete Suttonschen Formel für die maximale Bodenkonzentration lediglich das Verhältnis der horizontalen und vertikalen virtuellen Diffusionskoeffizienten eingeht.

Experimentelle Hinweise über die Abhängigkeit der  $\sigma$ -Werte von der Meßdauer ergeben sich aus Messungen der Windgeschwindigkeitsfluktuationen mit Hilfe von Vektorwindfahnen. In der Kernforschungsanlage Jülich wurden während der Ausbreitungsexperimente Meßwerte der horizontalen und vertikalen Windgeschwindigkeitsschwankungen jede Sekunde aufgenommen und daraus mit variabler Meßdauer ("sampling-time") von 5 bis 1500 s sowie einer Mittelbildungszeit ("averaging-time") von 3600 s die Schwankungen  $\sigma_A$  und  $\sigma_E$  berechnet. Für drei ausgewählte Fälle mit unterschiedlicher thermischer Schichtung (beschrieben durch die Diffusionskategorien A, D und F) ist die Abhängigkeit von der Meßdauer in Abb. 1 dargestellt. Die Windrichtungsfluktuationen nehmen danach mit der Meßdauer zu und zwar für unterschiedliche Stabilität in verschiedener Weise. Während für die Diffusionskategorie F bereits nach etwa 1 min 94 % des Endwertes erreicht wird, ist dies für die Kategorie A erst nach 30 min der

Fall. Um zu einer vorläufigen analytischen Beschreibung des zeitlichen Verlaufs von  $\sigma_A$  und  $\sigma_E$  zu kommen, wurde die folgende funktionale Abhängigkeit der Fluktuationen von der Meßzeit angenommen

$$\sigma = \frac{T^p}{a \cdot T^p + b} \quad (1)$$

Dieser Ansatz gewährleistet, daß für  $T \rightarrow 0$  auch  $\sigma \rightarrow 0$  geht und  $\sigma$  für unendlich lange Meßdauer einen konstanten Wert annimmt. Mit Hilfe eines Least-square-fit Verfahrens wurden dann die Parameter  $a$ ,  $b$  und  $p$  aus den Meßwerten bestimmt. Tab. 2 enthält eine Zusammenfassung dieser Werte einschließlich des Korrelationskoeffizienten zwischen gemessenen und berechneten Werten als Maß für die Güte der Anpassung.

Die so berechneten Funktionen sind in Abb. 1 als durchgezogene Kurven dargestellt. Um eine Aussage über die Zunahme der Schwankungen  $\sigma_A$  und  $\sigma_E$  mit der Meßdauer zu bekommen, wurde das Verhältnis  $\sigma(T)/\sigma(30)$  gebildet. Das Ergebnis ist in Abb. 2 und Tab. 3 dargestellt.

Man erkennt deutlich den Unterschied für verschiedene Diffusionskategorien entsprechend der unterschiedlichen thermischen Schichtung. So wird bei der stabilen Schichtung (Diffusionskategorie F) der  $\sigma_A$  bzw.  $\sigma_E$ -Wert für  $T = 30$  min nach 10 min Meßdauer praktisch schon erreicht (99 % des Endwertes), für 1 min Meßdauer beträgt der Unterschied nur 6 %. Größere Abweichungen ergeben sich bei labiler Schichtung (Diffusionskategorie A). Hier ist der Wert von  $\sigma_A$  und  $\sigma_E$  für  $T = 1$  min um nahezu den Faktor 2 niedriger als für  $T = 30$  min, für  $T = 15$  min immerhin noch um 10 %. Die Werte für neutrale Schichtung (Diffusionskategorie D) liegen zwischen A und F.

Natürlich läßt sich aus den wenigen bisher vorliegenden Experimenten nur eine Tendenz herauslesen. Allen gemeinsam ist jedoch die Tatsache, daß mit abnehmender Meßdauer die horizontalen und vertikalen turbulenten Schwankungen kleiner werden. Ohne bereits eine Transformationsgleichung zwischen den zeitabhängigen turbulenten Schwankungen  $\sigma_A$  und  $\sigma_E$  und den ortsabhängigen Aus-

breitungsparametern  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$  angeben zu können, gilt diese Tendenz sicher auch für letztere. In erster Näherung kann in unmittelbarer Quellnähe die Zeitabhängigkeit der  $\sigma_y(T)$  und  $\sigma_z(T)$  durch Multiplikation der aus den Tracerexperimenten für Meßdauern von mehr als 20 min gewonnenen Ausbreitungsparameter mit Verhältnisfaktoren ermittelt werden, die denen in Abb. 2 bzw. Tab. 3 dargestellten ähnlich sind. Allerdings muß hier darauf hingewiesen werden, daß für längere Transportzeiten, also für größere Quelldistanzen und für längere Expositionszeiten (d.h. Meßdauern für die zeitintegrierte Konzentration), die Mittelwerte wieder anwachsen werden, so daß in diesen Fällen mit den aus den bisherigen Ausbreitungsexperimenten ermittelten Parametern  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$  gerechnet werden kann.

Welche zahlenmäßigen Auswirkungen auf die maximale bodennahe Konzentration sich bei geringen Quelldistanzen bei verschiedenen Diffusionskategorien ergeben, muß weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben. Unter der Annahme, daß die Maximalkonzentrationen vom Verhältnis  $\sigma_A/\sigma_E$  abhängen, könnte das in [6] ermittelte Ergebnis in der Tendenz bestätigt werden.

In der Kernforschungsanlage Jülich geplante experimentelle und theoretische Untersuchungen mit Hilfe von Ausbreitungsmessungen und Turbulenzmessungen können in nächster Zeit weiteren Aufschluß über diese Probleme geben.

Neben der Emissionsdauer spielt die Frage der Behandlung der Änderung der meteorologischen Bedingungen während des Transports der Schadstoffe mit der Luft eine Rolle, da für größere Freisetzungen auch die Umweltbelastung in größeren Entfernungen von der Quelle von Bedeutung ist. Für diese Fälle wurde in der Kernforschungsanlage Jülich im Rahmen des Projektes PSE auf der Basis des konventionellen Gaußmodells ein Ausbreitungsmodell für variierende Wetterbedingungen entwickelt. Die Ausbreitungsparameter für dieses Modell werden aus den bekannten Ausbreitungsparametern in bestimmter Art und Weise zu effektiven Werten zusammengesetzt. Dieses Verfahren soll in einem weiteren Vortrag ausführlich behandelt werden [7].

## 2. Ablagerungsparameter

Bei hypothetischen Reaktorunfällen spielt die Kontamination der Vegetation und des Bodens eine entscheidende Rolle. Sie bewirkt den Eingang von Radioaktivität in die Nahrungskette, verursacht Bodenstrahlung und sorgt für eine mit der Quelldistanz zunehmende Aktivitätsabreicherung der Abluftfahne.

Die Kontamination der Vegetation und des Bodens kann durch die trockene Ablagerung (Fallout) und feuchte Ablagerung (Washout) verursacht werden. Die trockene Ablagerung tritt immer dann auf, wenn Abluftfahnen mit Grenzflächen in Berührung kommen. Washoutablagerung ergibt sich, wenn Niederschläge durch eine Abluftwolke fallen.

Bei der trockenen Ablagerung muß man zwischen Aerosolen und Jod unterscheiden. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod hängt von seiner chemisch-physikalischen Beschaffenheit ab. Für elementares Jod ist die Ablagerungsgeschwindigkeit um etwa den Faktor 20 größer als die für an Aerosole angelagertes Jod und für diese ist sie wieder um etwa den Faktor 10 größer als für organisch gebundenes Jod. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod auf trockene Grasoberflächen kann man nach [10] durch folgende Gleichung

$$v_g = A \cdot F \cdot u_* \cdot D \quad (2)$$

beschreiben. Dabei bedeutet:

$v_g$ : Ablagerungsgeschwindigkeit (m/s)

A: biologischer Qualitätsfaktor, der Art und Zustand der Vegetation beschreibt und von der Wachstumsphase (Jahreszeit) abhängt ( $m^2/kg$ )

F: relative Feuchte (%)

$u_*$ : Schubspannungsgeschwindigkeit (m/s)

D: Trockenmasse der Vegetation pro Flächeneinheit ( $kg/m^2$ )

Der biologische Faktor ist jahreszeitabhängig und berücksichtigt pauschal die Lebensvorgänge in der Vegetation. Simultane Ablagerungsmessungen von elementarem Jod auf trockene und feuchte Grasoberflächen haben gezeigt [8], daß die auf die Trocken-



masse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit auf feuchte Grasoberflächen um den Faktor 2,7 größer ist als die auf trockene.

Wenn die Jülicher Untersuchungen zur Aerosolablagerung [9] auch noch nicht abgeschlossen sind, so kann man doch feststellen, daß ähnliche Einflußgrößen die Aerosolablagerung bestimmen. Der biologische Qualitätsfaktor und eventuell die relative Luftfeuchte entfallen. Als entscheidende Einflußgröße kommt aber der Teilchendurchmesser hinzu.

Wegen der pro Quadratmeter Bodenfläche zur Verfügung stehenden großen effektiven Ablagerungsfläche muß man davon ausgehen, daß sowohl für Jod als auch für Aerosole die Ablagerungsgeschwindigkeit in Waldgebieten etwa um eine Zehnerpotenz über den für Weideflächen repräsentativen Werten liegen dürfte.

Der Washout wird durch den Washoutkoeffizienten beschrieben. Die Haupteinflußgrößen für den Washoutkoeffizienten sind zweifellos der Durchmesser der Aerosolpartikel sowie der Durchmesser und die Zahl der Regentropfen pro Volumeneinheit. Selbst wenn man davon ausgeht, daß die Strecke, die die Regentropfen die Abluftwolke durchfallen, und das Aerosolspektrum konstant ist, wird das Regentropfenspektrum und die Zahl der Regentropfen nur unvollständig durch die Niederschlagsintensität (mm/h) beschrieben. Daher kann der übliche Ansatz zwischen Washoutkoeffizienten und Niederschlagsintensität

$$\Lambda = c\lambda^v \quad (3)$$

$\Lambda$ : Washoutkoeffizient ( $s^{-1}$ )

$c$ : nuklidabhängige Proportionalitätskonstante ( $h/(mm \cdot s)$ ) [12]

$v$ : Exponent, der häufig 1 gesetzt wird

mit konstantem  $v$  nur in einem beschränkten Bereich richtig sein. Bisher wird bei der Berechnung des Washouts auch nicht zwischen Regen und Schnee unterschieden, obwohl man davon ausgehen muß, daß bezogen auf die Wassermenge Schnee eine größere Oberfläche als Regen hat und daher einen größeren Washoutkoeffizienten erwarten läßt. Zur besseren Beschreibung des Washouts muß das Modell verbessert werden. Darüberhinaus müssen die be-

nötigten Parameter wie z.B. Proportionalitätskonstante und Exponent in Gleichung (3), für alle möglichen Aerosol- und Niederschlagsspektren experimentell besser abgesichert werden.

Bei der Festlegung von Washout und Falloutparametern zur Berechnung der Strahlenexposition muß man zwischen bestimmungsgemäßen Betrieb, Risikountersuchungen, Störfallauslegung und aktuellen (hypothetischen) Unfällen unterscheiden.

Bei einer Risikostudie muß man viele Einzelfälle betrachten, die im wesentlichen Freisetzungen über Filter beinhalten, und Ablagerungen unter den verschiedensten meteorologischen Bedingungen berechnen. In dieser Beziehung wird man in der Regel die gleichen Ablagerungskonstanten verwenden wie für den bestimmungsgemäßen Betrieb.

Für die Berechnung der Strahlenexposition durch Emissionen aus kerntechnischen Anlagen bei bestimmungsgemäßen Betrieb wurden aus den Jülicher Ablagerungsexperimenten Empfehlungen für die Ablagerungsgeschwindigkeiten hergeleitet, die auch in entsprechenden Richtlinien [11] in der Bundesrepublik Aufnahme gefunden haben. Solange die Aerosolableitung über Filter erfolgt, kann man in der Regel davon ausgehen, daß der mittlere Teilchendurchmesser für die abgeleiteten Aerosolspektren einige Mikrometer nicht übersteigt. Für eine mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit von 0,25 m/s und einem mittleren Teilchendurchmesser von 4 µm ergibt sich aus den Messungen [9] eine mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Gras von

$$v_g = 10^{-3} \text{ m/s (Aerosole)}$$

Für elementares Jod wurde nach Gleichung (2) mit den Mittelwerten

$$\bar{A} = 5,8 \text{ cm}^2/\text{g}, \bar{u}_* = 0,25 \text{ m/s}$$

$$\bar{D} = 0,017 \text{ g/cm}^2 \text{ und } \bar{F} = 0,79$$

eine über die Wachstumsperiode gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit auf trockene Grasoberflächen von

$$v_g = 2 \text{ cm/s (elementares Jod)}$$

empfohlen.

Unter der Annahme, daß sich ein Teil des in elementarer Form freigesetzten Jods auf dem Transportweg von der Quelle bis zum Ablagerungsort umwandelt, d.h. an Aerosole anlagert oder organische Verbindungen eingeht, wird in der Bundesrepublik Deutschland mit einer effektiven Ablagerungsgeschwindigkeit für elementares Jod auf Vegetation von

$$\bar{v}_g = 10^{-2} \text{ m/s}$$

gerechnet.

Für die genauere Berechnung der Dosis aus der Gammabodenstrahlung müßten eigentlich unterschiedliche Falloutkonstanten für bebauete Flächen, Straßen, Vegetation etc. benutzt werden. Für Abreicherungsrechnungen der Abluftwolke, besonders über waldreichem Gebiet, muß man davon ausgehen, daß die angegebenen Falloutkonstanten zu klein sind. Für eine realistische Rechnung müßten standortspezifische Bestimmungen eines quelldistanzabhängigen gewogenen Mittels durchgeführt werden, die die Zusammensetzung der Ablagerungsflächen bis zur jeweiligen Entfernung widerspiegelt.

Abweichend von dem bestimmungsgemäßen Betrieb soll für die deutschen Risikostudien künftig für elementares Jod mit einer Ablagerungsgeschwindigkeit von

$$\bar{v}_g = 2 \cdot 10^{-2} \text{ m/s}$$

gerechnet werden.

Bei der Störfallauslegung ist eine pessimistische Betrachtung unter ungünstigen meteorologischen Bedingungen durchzuführen. Sicherlich müssen daher größere Ablagerungsgeschwindigkeiten als die Mittelwerte für den bestimmungsgemäßen Betrieb angesetzt werden, ihre ausreichend konservative Festlegung soll aber in diesem Rahmen nicht diskutiert werden.

Bei aktuellen hypothetischen Störfällen kann man nicht mit Mittelwerten rechnen. Wenn die Freisetzung nicht über Filter erfolgt, ist anzunehmen, daß der mittlere Teilchendurchmesser

von Aerosolen und damit auch ihre Ablagerungsgeschwindigkeit gegenüber dem Fall des bestimmungsgemäßen Betriebs ( $v_g = 10^{-2}$  m/s für Partikel bis zu einigen Mikrometern) anwächst. Vergrößert sich der mittlere Teilchendurchmesser von 4 auf 10  $\mu\text{m}$ , so kann die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras nach den vorläufigen Jülicher Ergebnissen [13] unter sonst gleichen Bedingungen (konstante Schubspannungsgeschwindigkeit und Trockenmasse) um etwa eine Größenordnung anwachsen. Für 15  $\mu\text{m}$  mittleren Teilchendurchmesser ergibt sich der extrapolierte Wert

$$v_g = 3,0 \cdot 10^{-2} \text{ m/s,}$$

der auch in der Literatur bestätigt wird. Die Festlegung der Falloutkonstanten bei aktuellen Reaktorunfällen ist also vom Teilchendurchmesser abhängig zu machen.

Für elementares Jod kann man bei aktuellen hypothetischen Störfällen den Ansatz der Gleichung (2) verwenden, um die Ablagerungsgeschwindigkeit festzulegen. Dabei sind die Schubspannungsgeschwindigkeit und Feuchte der aktuellen Wetterlage entsprechend anzusetzen. Den von der Vegetationsperiode abhängigen Parameter A kann man [12] entnehmen. Für die Trockenmasse kann man einen mittleren Wert von  $\bar{D} = 0,017 \text{ g/cm}^2$  einsetzen. Ist die Vegetation durch Tau oder Regen feucht, so muß die berechnete Falloutkonstante nach den Jülicher Messungen mit dem Faktor 2,7 multipliziert werden.

Bei der Berechnung der Bodenstrahlung bzw. der Abreicherung der Abluftfahnen müssen die oben gemachten Einschränkungen berücksichtigt werden.

Für den Washoutkoeffizienten können noch keine abschließenden Werte genannt werden. Einmal bestehen die oben angedeuteten Modellunvollkommenheiten. Zum anderen bedarf es weiterer Experimente um das gesamte Regentropfen- und Aerosolspektrum abzudecken. Besonders für Jod müssen die Parameter noch experimentell abgesichert werden. Solange es keine allgemein akzeptierten Parameter gibt, müssen konservativ abgeschätzte Werte verwendet werden.

Literaturverzeichnis

- [1] H. Geiß, K.J. Vogt  
Statistischer Vergleich der von den Kernforschungsanlagen  
Jülich und Karlsruhe ermittelten Sätze von Ausbreitungs-  
parametern für 100 m Emissionshöhe  
Abschlußbericht zum Forschungsvertrag Nr. 936/617104  
Mai 1979
- [2] H. Geiß, K.J. Vogt, H.G. Ehrlich, G. Polster  
Neuere Ergebnisse von Ausbreitungsexperimenten mit 50 und  
100 m Emissionshöhe  
Vortrag anlässlich der Jahrestagung des Fachverbandes für  
Strahlenschutz, Norderney, Oktober 1978
- [3] K. Nester, P. Thomas  
Im Kernforschungszentrum Karlsruhe experimentell ermittelte  
Ausbreitungsparameter für Emissionshöhen bis 195 m  
Staub-Reinhaltung der Luft, 39, 231 (1979)
- [4] J.L. McElroy, F. Pooler Jr.  
St. Louis dispersion study  
Vol. II Analysis. US Dep. of Health, Education and Welfare  
Nat. Air Poll. Control Admin., Arlington (1968)
- [5] F. Pasquill  
The estimation of the dispersion of windborne material  
Met. Mag. 90, 33-49 (1961)
- [6] F. Wippermann  
Der Effekt der Meßdauer bei der Ermittlung von Maximalkon-  
zentrationen eines sich in turbulenter Strömung ausbreiten-  
den Gases  
Int. J. Air and Water Poll., Vol. 4, Nos. 1/2, pp. 1-23  
Pergamon Press 1961
- [7] K.J. Vogt, J. Straka, H. Geiß  
Ein Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Unfallemis-  
sionen bei variierenden Wetterbedingungen  
Vortrag anlässlich des : European Seminar on Radioactive  
Releases and their Dispersion in the Atmosphere following  
a Reactor Accident  
Risö, 22-25th April, 1980

- [8] K. Heinemann, K.J. Vogt  
Measurements of the deposition of iodine onto vegetation  
and of the biological half-life of iodine on vegetation  
Zur Veröffentlichung in Health Physics angenommen, 1980
- [9] M. Horbert, K.J. Vogt, L. Angeletti  
Untersuchungen zur Ablagerung von Aerosolen auf Vegetation  
und anderen Grenzflächen  
2. Teil des Abschlußberichts der im Rahmen des Vertrages  
Nr. SC007/61 PSTD von der Association EURATOM-C.E.A.  
geförderten Forschungsvorhaben  
Jül-1288, April 1976
- [10] K. Heinemann, M. Stöppler, K.J. Vogt, L. Angeletti  
Untersuchungen zur Ablagerung und Desorption von Jod auf  
Vegetation  
1. Teil des Abschlußberichtes der im Rahmen des Vertrages  
Nr. SC 007/61 PSTD von der Association EURATOM-C.E.A.  
geförderten Forschungsvorhaben  
Jül-1287, April 1976
- [11] Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition  
bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Ober-  
flächengewässer  
Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 21, August 1979
- [12] H.D. Brenk, K.J. Vogt  
Konzeption für eine praxisnahe Berechnung der Ablagerung  
radioaktiver Stoffe aus der Abluft kerntechnischer Anlagen  
durch Niederschlag  
Jül-1328, August 1976
- [13] R. Jonas, pers. Mitteilung

Tabelle 1

Verhältnis der Maximalkonzentration für die Meßdauer T zur Maximalkonzentration für die Meßdauer 30 min

T (min)	2	3	5	10	15	20	25
$\frac{X(T)}{X(30)}$	1.65	1.48	1.31	1.14	1.08	1.04	1.02

Tabelle 2

Ausgleichsparameter a, b und p sowie Korrelationskoeffizient r der Ausgleichsfunktion (1)

	$\sigma_A$				$\sigma_E$			
	a	b	p	r	a	b	p	r
A	0.0251	0.2699	0.5444	0.969	0.0224	0.2554	0.4045	0.988
D	0.1124	0.2738	0.6254	0.996	0.0842	0.1797	0.5490	0.983
F	0.3438	0.4328	0.4385	0.962	0.3727	0.4622	0.7045	0.996

Tabelle 3

Horizontale und vertikale turbulente Schwankungen bei einer Meßdauer T bezogen auf den Wert bei der Meßdauer von 30 min

Zeit (min)	A		D		F	
	$\frac{\sigma_A(T)}{\sigma_A(30)}$	$\frac{\sigma_E(T)}{\sigma_E(30)}$	$\frac{\sigma_A(T)}{\sigma_A(30)}$	$\frac{\sigma_E(T)}{\sigma_E(30)}$	$\frac{\sigma_A(T)}{\sigma_A(30)}$	$\frac{\sigma_E(T)}{\sigma_E(30)}$
1	0.52	0.49	0.86	0.84	0.87	0.94
2	0.63	0.59	0.91	0.90	0.91	0.97
3	0.70	0.65	0.93	0.92	0.93	0.98
5	0.78	0.73	0.96	0.95	0.95	0.98
10	0.87	0.83	0.98	0.97	0.97	0.99
15	0.93	0.90	0.99	0.98	0.98	1.00
20	0.96	0.94	0.99	0.99	0.99	1.00
25	0.98	0.97	1.00	1.00	1.00	1.00

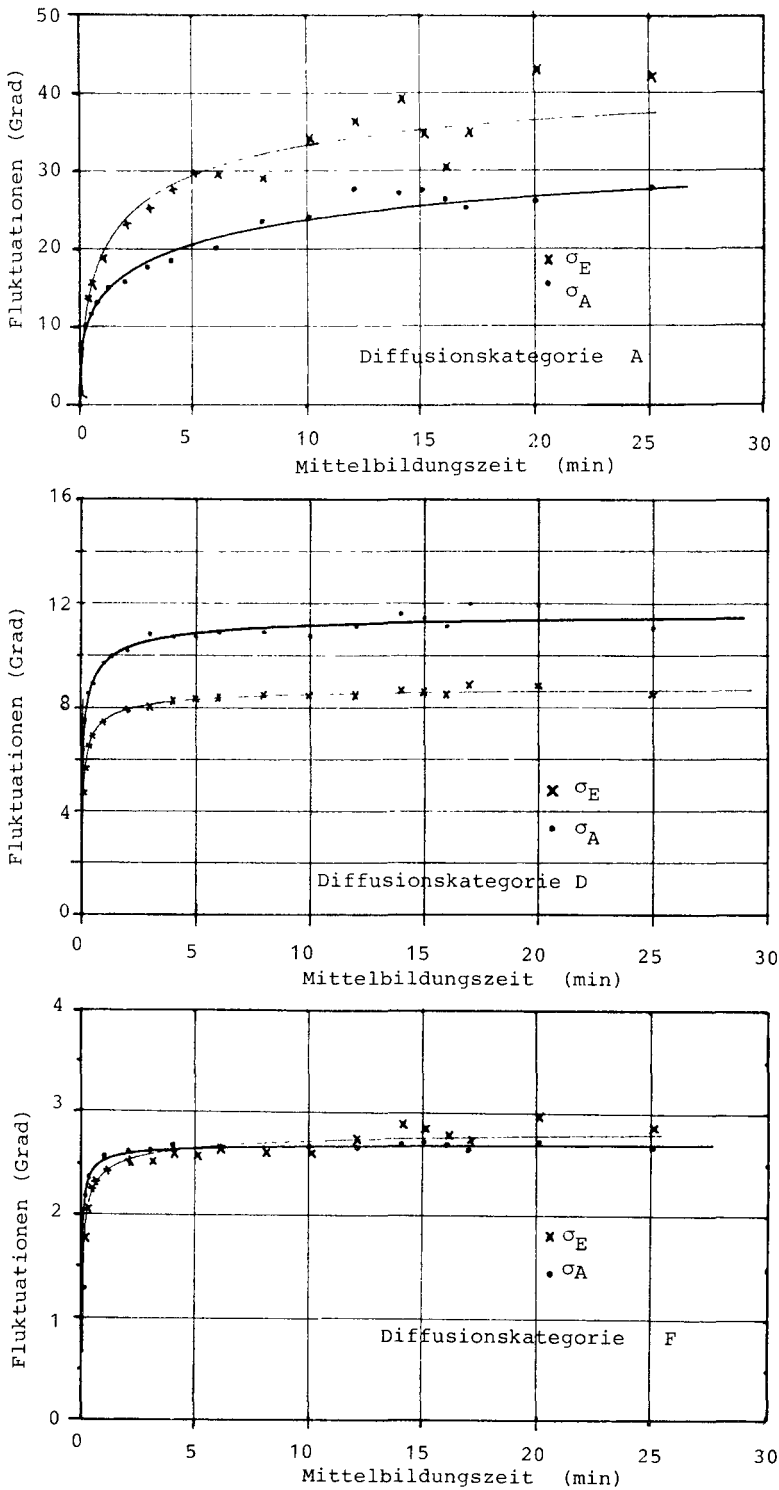


Abb. 1  
Horizontale und vertikale turbulente Schwankungen als Funktion der Meßzeit für verschiedene Diffusionskategorien



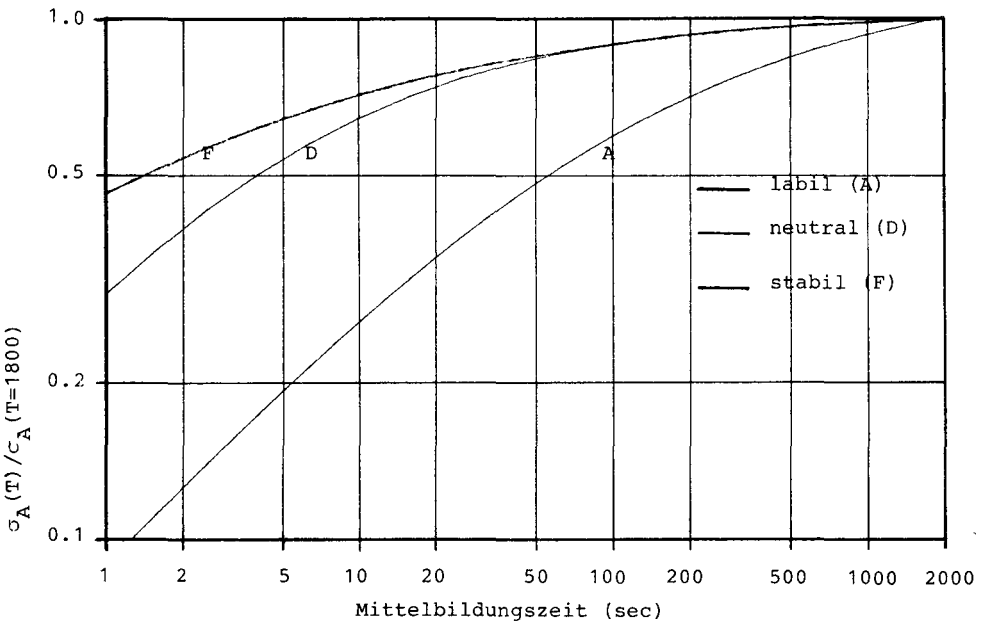
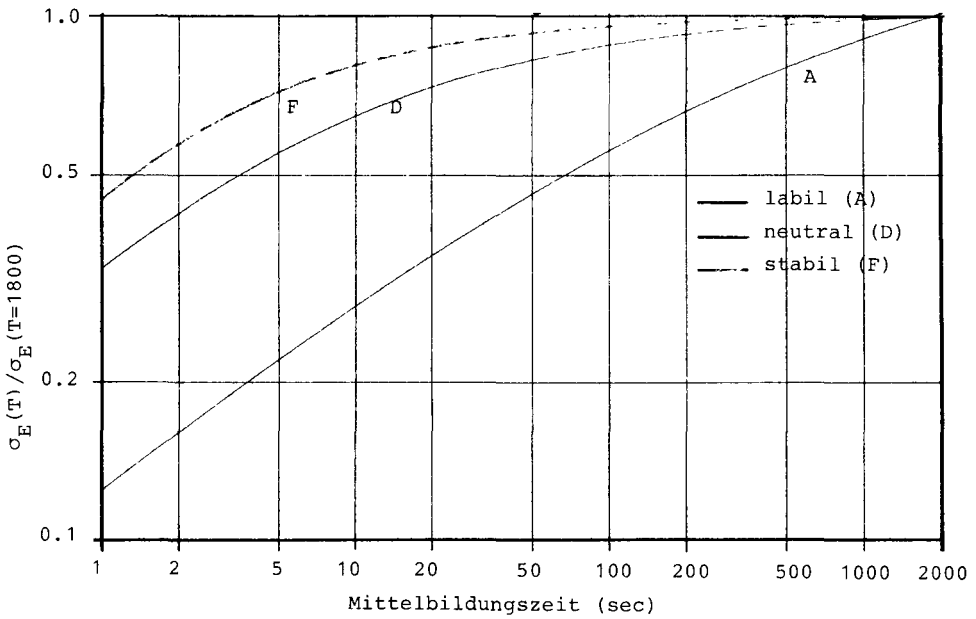


Abb. 2

Horizontale und vertikale turbulente Schwankungen bei einer Meßzeit T bezogen auf den Mittelwert bei einer Meßzeit von 30 min



THE SIMPLE APPROACH TO DEPOSITION

N.O. JENSEN

Risø National Laboratory  
Roskilde - DENMARK

SUMMARY. The use of a simple top hat plume model in conjunction with the principle of source depletion facilitates an analytical treatment of the deposition problem. With such a model, explicit formulae for downwind deposition amounts and ground level atmospheric concentrations are given. The method has the advantage of allowing estimates of the most unfavorable parameter combinations for, say, the maximum deposition that can occur at a given distance from the source. With regard to the land contamination problem, where an area is defined as "contaminated" when the amount of deposited material is greater than some minimum value, estimates of, for example, the maximum area contaminated and the maximum amount of contaminant deposited will also be given.

RESUME. UNE APPROCHE SIMPLE DE LA DEPOSITION. L'utilisation d'un simple modèle de panache en cloche conjuguée avec l'hypothèse de l'appauvrissement de la source facilite l'analyse du problème de la déposition. Ce genre de modèle fournit des formules de calcul des valeurs sous le vent des dépôts et des concentrations atmosphériques au niveau du sol. La méthode présente l'avantage de permettre des estimations tenant compte des combinaisons les plus défavorables des paramètres, par exemple, pour dépôt maximal pouvant se produire à une distance donnée de la source. Pour la contamination du sol, où il s'agit de définir une zone comme contaminée si la quantité déposée dépasse un certain seuil, on peut aussi estimer l'étendue maximale de la zone contaminée et la quantité maximale de polluants déposés.

KURZFASSUNG. EINFACHER ANSATZ ZUR ERMITTLUNG VON ABLAGERUNGEN. Die Verwendung eines einfachen Zylinder-Abluftfahnenmodells in Verbindung mit dem Prinzip der Quellenverarmung erleichtert eine analytische Behandlung des Ablagerungsproblems. Ein solches Modell ermöglicht eine genaue Bestimmung der Ablagerungen am Boden und der atmosphärischen Konzentrationen nahe der Erdoberfläche. Die Methode hat den Vorteil, dass sie Schätzungen der ungünstigsten Parameterkombinationen ermöglicht, z.B. für die maximale Ablagerung, zu der es in einer gegebenen Entfernung von der Quelle kommen kann. In bezug auf das Problem der Landkontaminierung, wo ein Gebiet als kontaminiert definiert wird, wenn die Menge des abgelag-

gerten Materials einen bestimmten Mindestwert übersteigt, werden auch Abschätzungen z.B. der maximalen Ausdehnung der kontaminierten Fläche und der Höchstmenge an Schadstoff, die abgelagert wird, angegeben.

## 1. INTRODUCTION

One can academically discuss when a source depletion model becomes insufficient. This is said to occur in stable conditions when dry deposition is large. Discrepancies of about a factor of 3-4 are obtained under such circumstances [1]. This in itself is not too bad considering current inaccuracies of dry deposition parameterization. But in fact this type of error is only the result of thought experiments rather than the result of factual error in the simple source depletion approach. It can be shown that physical constraints exclude this part of parameter space, i.e., large dry deposition and slow diffusion [2]. Thus Pasquill [3] has shown that a plume grows or mixes at a rate given by  $u_*$ , the friction velocity, while Chamberlain [4] showed that the deposition velocity,  $v_d$ , is at least a factor of  $u_*/\bar{u}$  less than this ( $\bar{u}$  is the mean wind velocity) which is typically one order of magnitude.

The real question is how much smaller than this upper bound the dry deposition velocity really is. Besides the surface's limited uptake rate, which further limits the upper bound of  $v_d$ , the independent variables are height, surface roughness, and atmospheric stability. So at the same time as there is no such thing as the deposition velocity, one must realize that there is an upper bound to it and that this bound is always less than a typical velocity of diffusion. Wet deposition, on the other hand, is only limited by what one would consider as the largest possible precipitation rate. This sort of situation, however, is clearly the case for source depletion. In the rest of this paper we consider  $v_d$  as a free parameter, which then precludes the presence of precipitation under certain circumstances.

## 2. A SIMPLIFIED PLUME MODEL

The cross wind concentration distribution is observed to be nearly Gaussian, while the vertical distribution is deviating

slightly from this in a systematic way, presumably because of the wind shear. While these observations are of theoretical interest they are hardly of any significance in relation to practical air pollution calculations. Thus, a top-hat distribution is in most cases a suitable approximation. If furthermore the plume cross section is taken to be square-shaped, with dimensions  $s_y$  and  $s_z$  in width and height, respectively, continuity or mass conservation gives

$$\chi = \frac{Q/\bar{u}}{s_y s_z} , \quad (1)$$

where  $\chi$  is the concentration and  $Q$  is the release rate of the material in question. This equation retains the most essential physics namely that the downwind concentrations are everywhere proportional to the source strength and inversely proportional to wind speed. It also shows that the concentration is inversely proportional to the plume cross-sectional area which is an increasing function of downwind distance. Hence, it can be seen that the largest ground level concentration occurs where the lower edge of the plume gets contact with the surface. In this point  $s_z = 2h$ , where  $h$  is the source height, and (1) becomes

$$\chi_{\max} = \frac{Q/u}{4h^2} \left( \frac{s_z}{s_y} \right) . \quad (2)$$

The only difference between this and what one gets from the widely used Gaussian plume model is that the factor 4 is instead  $e\pi/2$  ( $= 4.27$ ). The distance in which this occurs is also roughly the same in the two models. In this context we shall therefore assume the simple top-hat plume, which has the advantage of allowing for very simple calculus. We shall even make one further simplification namely that the plume diffuses linearly with downwind distance,  $x$ , such that

$$\left. \begin{aligned} s_z &= 2\alpha x \\ s_y &= 2\beta x \end{aligned} \right\} \quad (3)$$

This assumption is only good if  $x$  is not too large compared to the Lagrangean scale of turbulence. For near neutral conditions the assumption is all right out to distances of the order of 10 km, with  $\alpha$  approximately equal to 1/33. With this approximation, and at distances  $x > h/\alpha$  (which are distances beyond the  $\chi_{\max}$  point),

$$\chi = \frac{Q/\bar{u}}{2\beta x(h+\alpha x)} . \quad (4)$$

The above derivations assume an unlimited vertical growth of the plume. In the presence of a capping inversion at height  $H$ , however, the vertical extent is limited to  $H$ . Simple plume formula as the above, as well as deposition formula as those derived below, are easily derived for this situation, but will not be done here.

### 3. DEPOSITION CALCULATIONS

The deposition,  $D$  (amount deposited per unit time, per unit area), is usually calculated from

$$D = v_d \chi , \quad (5)$$

where  $v_d$  is defined at a particular height and  $\chi$  is the concentration at the same height. As our plume is well mixed in the vertical  $v_d$  must correspond to conditions where concentration gradients in practice are small, i.e., some meters above ground. As was mentioned in the introduction,  $v_d$  is always at such heights smaller than the diffusion velocity, which in this linear model is given by  $\alpha\bar{u}$ . Hence we will assume that the plume stays well mixed during the depletion process.

With this assumption we can write a balance of mass for a differential volume  $dV = s_y s_z dx$ . The mass content is  $\chi dV$  and the change in this mass during time  $dt$  is equal to  $D dA dt$  where  $dA$  is  $s_y dx$ . With  $\chi$  and  $D$  given by (4) and (5) respectively this

balance results in a differential equation in Q:

$$\frac{dQ}{Q} = - \frac{v_d}{\bar{u}} \frac{dx}{h+\alpha x} \quad (6)$$

which on integration and use of  $Q = Q_0$  for  $x \leq h/\alpha$  (i.e., before the plume touches the ground) gives

$$Q \approx Q_0 \left(1 + \frac{\alpha x}{h}\right)^{-d} \quad (7)$$

where the exponent  $d$ , the deposition parameter, is defined as  $v_d/\alpha\bar{u}$ . In (7) a factor of  $2^d$  has been dropped, which is justified on the grounds that  $d$  is always quite small (for dry deposition). It is seen that deposition has the apparent effect of depleting the source. Hence, the name source-depletion model. It is also seen that the lateral diffusion does not enter the problem. In a comparison of (7) with the far more complicated Gaussian model it turned out that very good agreement was obtained at distances of less than about 20 km [5].

Downwind ground level concentrations are found by introducing the apparent source strength into (4). At distances large enough for  $X \equiv \alpha x/h \gg 1$ , the concentration is simply given by

$$\chi = \chi_0 X^{-d} \quad (8)$$

where  $\chi_0$  is the concentration that would have been in the absence of deposition. The problem has now been reduced to a dependence of only two non-dimensional parameters. A schematic representation of (8) is given in Figure 1. It should be remembered that  $\alpha$  contains the problem's dependency on atmospheric stability. Using (8) in combination with (5) the rate at which material is deposited on a unit area is obtained:

$$D = \alpha \frac{Q_0}{2h^2} \left(\frac{\alpha}{\beta}\right)^d X^{-(2+d)} \quad (9)$$



The amount of material deposited on an area A during time t is found by multiplying (9) by A and t respectively.

#### 4. DEPOSITION PARAMETER VARIATIONS

In general, the deposition at a particular downwind distance is the larger the larger d is and the smaller X is. The essential effect of an elevated release is to allow for some dilution before the plume makes contact with the surface, thereby decreasing the amount of deposition which can take place per unit area [5].

In calculation of doses from large hypothetical accidents with nuclear reactors, the amount of deposited radioactivity gives the most important contribution. The question will often be what the worst conditions are at a given distance from the reactor.

In general, if the deposition is large the far field has an advantage and vice versa. More specifically, one may ask what parameter combination gives the maximum deposition at a given location. By differentiating (9) with respect to the deposition parameter it is found that

$$d_{\max} = \frac{1}{\ln X} \quad (10)$$

This prediction has been compared to a computer implemented Gaussian plume model for neutral stability [6]. The results are given in Table I. The numbers in the table are the values of  $v_d/\bar{u}$  that give maximum deposition in the distances stated. The analytical model uses  $\alpha = 1/33$ . The agreement is remarkable.

In relation to (9) one may also ask questions like: what are the maximum deposited amount of health significance and how is the parameter combination that gives the maximum contaminated area. For such questions to be meaningful one must, however,

agree on a minimum significant deposited amount,  $m_s$ , per unit area. Without this, the total deposited amount of significance is equal to the total release and the contaminated area is infinite.

If the duration of the release is  $\tau$ , the total deposited amount per unit area is  $m = \tau D$ , where  $D$  is found from (9). For all  $X$  such that  $m > m_s$  the area is said to be contaminated. The largest distance from the source,  $X_{\max}$ , in which this is the case is then

$$X_{\max} = \left( \alpha \frac{Q_0}{2h^2} \left( \frac{\alpha}{\beta} \right) \frac{\tau d}{m_s} \right)^{\frac{1}{2+d}} \quad (11)$$

In dimensional terms, this distance is simply

$$x_{\max} = \left( \frac{Q_0}{2\alpha} \frac{\tau d}{m_s} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (12)$$

if it is assumed that  $d \ll 2$ , which is the case if only dry deposition is considered, and that  $\alpha \approx \beta$ . The maximum contaminated area is  $\frac{1}{2} Q_0 \tau d / m_s$ . The amount of material deposited in this area is found by integrating  $m$  from 0 to  $X_{\max}$ , and the result is

$$M = Q_0 \tau (1 - X_{\max}^{-d}) \quad (13)$$

The size of the contaminated area has a maximum with respect to the deposition parameter. Under given circumstances ( $Q_0, h, \alpha, \tau, m_s$ ) it is thus possible to define the worst atmospheric conditions. This is obtained through differentiation of (12) but the result is unfortunately not explicit. The result is

$$\frac{1}{d_m} (e^2)^{1/d_m} = C \equiv \frac{\alpha}{e} \frac{Q_0}{2h^2} \left( \frac{\alpha}{\beta} \right) \frac{\tau}{m_s} \quad (14)$$

where  $d_m$  is the deposition parameter that gives the largest contaminated area and  $C$  is a constant that only depends on the initial or boundary conditions. The above relationship is shown in Figure 2.

The largest deposited amount of significance, on the other hand, occurs when  $X_{\max}^d$  is as large as possible. This function, however, has no maximum but a minimum which occurs at  $d \approx (eC)^{-1}$  which is quite a deal smaller than the above  $d_m$ . Thus, a set of worst conditions regarding M cannot be given. On the contrary M will be at a minimum under certain circumstances.

#### REFERENCES

- [1] Horst, T.W., A surface depletion model for deposition from a Gaussian plume, *Atmos. Environ.*, 11, 41-46, 1977.
- [2] Jensen, N.O., A micrometeorological perspective on deposition, Submitted for publication in *Health Physics*, 1980.
- [3] Pasquill, F., Some aspects of boundary layer description, *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 98, 469-494, 1972.
- [4] Chamberlain, A.C., Aspects of travel and deposition of aerosol and vapour clouds, Atomic Energy Research Establishment HP/R 1261, Harwell, Berkshire, England, 35 pp., 1953.
- [5] Jensen, N.O., A simplified diffusion-deposition model, To be published in *Atmos. Environ.*, 1980.
- [6] Thykier-Nielsen, S., Risø National Lab., personal communication.

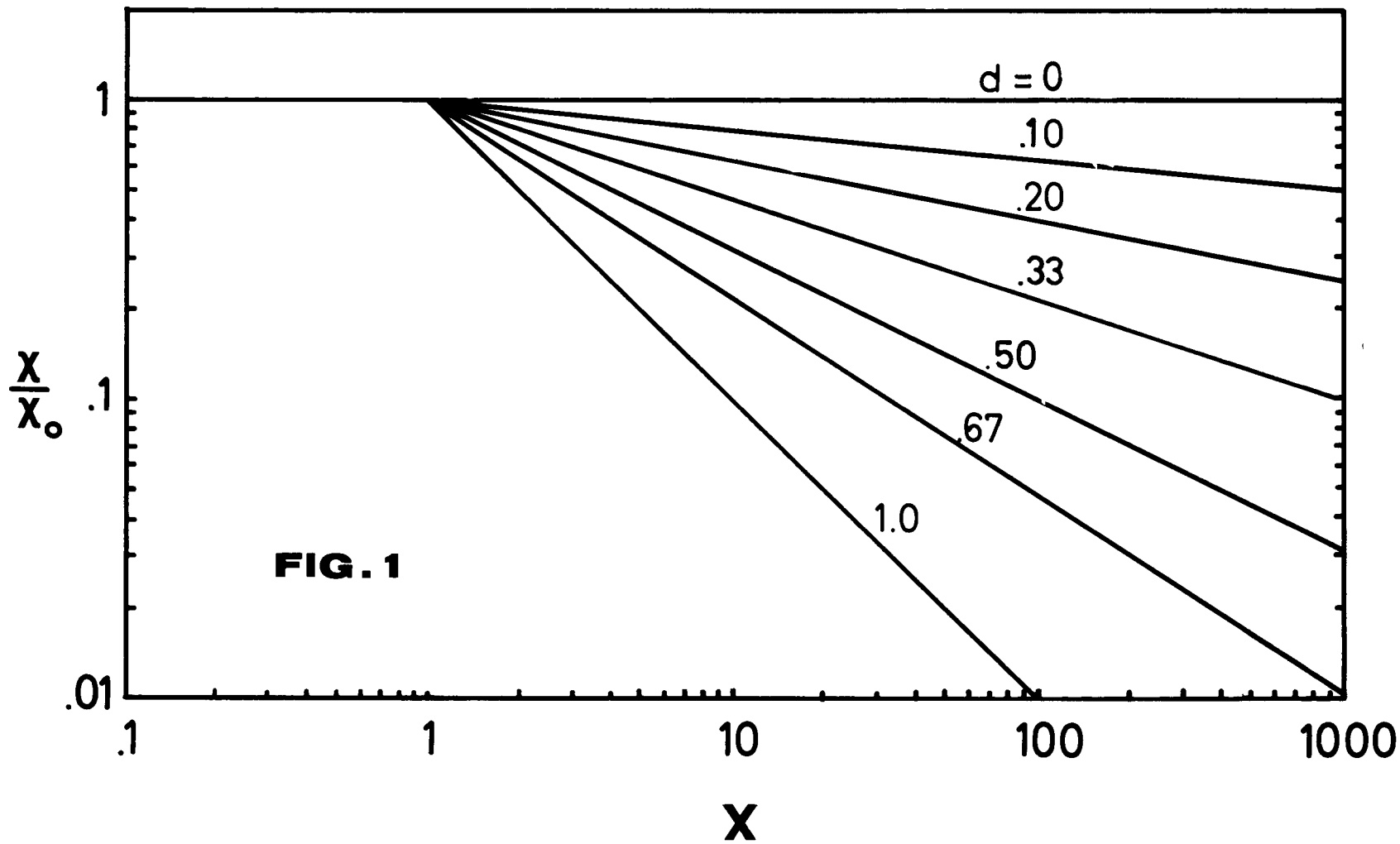
Table I

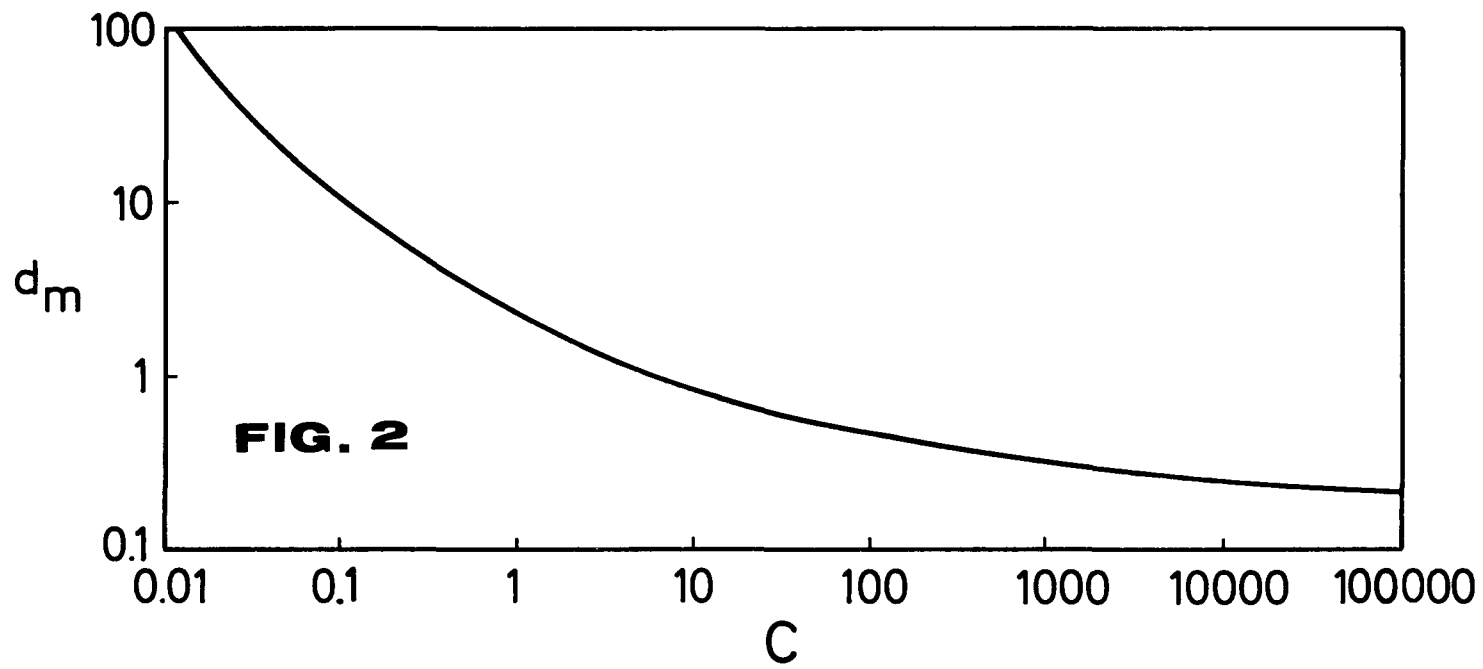
Values of  $v_d/\bar{u}$  that give the maximum deposition in a given distance  $x$  from the source. The results referred to as Gauss are found by trial and error from a computer implemented Gaussian plume model. The stability is assumed neutral (Pasquill D). The results referred to as Approx is found from (10) using  $\alpha = 1/33$ . The computation is done for three different source heights ( $h$ ).

h	x	$v_d/\bar{u}$	
		Gauss	Approx
50	2	0.090	0.160
	5	0.027	0.027
	10	0.015	0.017
	20	0.009	0.012
	50	0.005	0.009
100	5	0.080	0.073
	10	0.027	0.027
	20	0.012	0.017
	50	0.005	0.011
200	10	0.120	0.073
	20	0.030	0.027
	50	0.010	0.015

FIGURES

1. Concentration at ground level (typically 2 m) relative to the case without deposition, versus non-dimensional downwind distance. At large downwind distances this model overestimates the concentrations. This is because of the assumption of linear plume growth. In reality there is a gradual decrease in the rate of plume growth with downwind distance, which causes a slower dilution than assumed here, hence larger deposition and smaller concentration far downwind.
2. The deposition parameter that gives the largest contaminated area. The parameter C which depends on the release conditions, is defined in the text.









APPLICATION OF A SURFACE DEPLETION MODEL TO CALCULATION  
OF GROUND-LEVEL AIR CONCENTRATIONS AND EXTERNAL CLOUD  
GAMMA DOSE, IN COMPARISON WITH A SOURCE DEPLETION MODEL

I. SAVOLAINEN and S. VUORI  
Technical Research Centre of Finland  
Helsinki - FINLAND

G. NORDLUND  
Finnish Meteorological Institute  
Helsinki - FINLAND

SUMMARY. When the consequences of radioactive atmospheric releases are estimated, the depletion of the release plume due to dry deposition is commonly described using a "source depletion model". In this model the deposition is assumed to affect the plume instantaneously at all elevations. In a "surface depletion model" the ground scavenges the lowest part of the plume and the vertical mixing gradually brings new material from the higher parts of the plume, giving a better physical description of the depletion. In the paper, a dispersion model is described in which the vertical mixing is treated using the gradient-transfer ( $K_z$ -) theory and in which the dry deposition is accounted for by surface depletion. A fast and accurate method employing GREEN's function has been implemented for the calculation of the direct external gamma dose from a release plume which has an arbitrary vertical concentration distribution.

Furthermore, reactor accident consequences caused by an illustrative accident situation are evaluated with both the  $K_z$ -model described and a standard Gaussian plume model with source depletion, and the results are compared. At moderate distances from the source of the release the ground level concentrations in stable conditions are considerably smaller when evaluated with the surface depletion model ( $K_z$ -model) than when evaluated with the source depletion model (Gaussian). External cloud gamma dose accumulates from all levels within the plume and is not very sensitive to ground concentration. Far from the source, the plume concentration and doses calculated with the surface depletion model are greater because the fraction of the released material remaining in the plume is larger.

In stable atmospheric conditions by reason of deposition and low turbulence the lowest layers of the plume have very low concentrations of diffusing material. If the turbulence is locally increased, e.g. by a city, a local increase in the airborne concentrations at ground level and in radiation doses may occur, as shown by simulation using the model.

**RESUME.** APPLICATION D'UN MODELE D'APPAUVRISEMENT A LA SURFACE AU CALCUL DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR AU NIVEAU DU SOL ET DE LA DOSE GAMMA EXTERNE RESULTANT DU NUAGE - COMPARAISON AVEC UN MODELE D'APPAUVRISEMENT A LA SOURCE. Pour évaluer les conséquences des rejets radioactifs à l'atmosphère, on représente habituellement l'appauvrissement du panache dû au dépôt sec par un "modèle d'appauvrissement à la source". Ce modèle suppose que le dépôt se produise instantanément sur toute la hauteur du panache. Dans un "modèle d'appauvrissement à la surface", le sol épuise la partie inférieure du panache que les couches supérieures du panache réalimentent peu à peu par mélange vertical en de nouvelles substances; on obtient ainsi une meilleure description physique de l'appauvrissement.

Le rapport décrit un modèle de dispersion où le mélange vertical suit la théorie de transfert par gradient ( $K_z$ ) et où le dépôt sec est pris en compte comme un appauvrissement à la surface. Une méthode rapide et précise basée sur la fonction de GREEN a été appliquée pour calculer la dose gamma externe directe résultant d'un panache à distribution verticale des concentrations arbitraire.

En outre, les conséquences d'un accident de réacteur résultant d'une situation accidentelle typique sont évaluées au moyen du modèle  $K_z$  décrit et d'un modèle de panache gaussien normal tenant compte de l'appauvrissement à la source; les résultats en sont comparés. A distance modérée de la source de rejet, les concentrations au niveau du sol, évaluées avec le modèle d'appauvrissement à la surface (modèle  $K_z$ ) sont beaucoup plus faibles dans des conditions stables qu'évaluées avec le modèle d'appauvrissement à la source (modèle gaussien). La dose gamma externe due au nuage s'accumule sur toute la hauteur du panache et ne dépend guère de la concentration au sol. Loin de la source, les concentrations et les doses dans le panache calculées à l'aide du modèle d'appauvrissement à la surface sont plus élevées, car la fraction des matières libérées qui subsiste dans le nuage est plus importante.

Dans des conditions atmosphériques stables, les conditions de dépôt et la faible turbulence font que la concentration de substances diffusées est très faible dans les couches inférieures du panache. En cas d'augmentation locale de la turbulence, par exemple du fait de la présence d'une agglomération, on peut observer localement un accroissement des concentrations dans l'air au niveau du sol et des doses de rayonnement, comme le montrent les simulations sur modèle.

**KURZFASSUNG. BERÜCKSICHTIGUNG DER VERARMUNG BEI DER BERECHNUNG DER KONZENTRATIONEN IN BODENNAHEN LUFTSCHICHTEN UND DER GAMMA-DOSIS AUS EINER WOLKE - VERGLEICH ZUM QUELLENVERARMUNGSMODELL.** Wenn die Auswirkungen einer Freisetzung radioaktiver Substanzen berechnet werden sollen, wird die Verarmung der Abluftfahne durch die Trockenablagerung im allgemeinen mit einem "Quellenverarmungsmodell" beschrieben, in dem davon ausgegangen wird, dass sich die Ablagerung unmittelbar auf alle Schichten der Abluftfahne auswirkt. In einem "Oberflächenverarmungsmodell" unterliegt die unterste Schicht der Schadstofffahne der Haftung am Boden, und durch die vertikale Mischung wird neues Material aus ihren oberen Schichten nachgeliefert; damit ist eine bessere physikalische Beschreibung der Verarmung gegeben.

Im Bericht wird ein Dispersionsmodell beschrieben, in dem der vertikalen Mischung die Gradienten-Transport ( $K_z$ )-Theorie zugrundegelegt und die Trockenablagerung als Oberflächenverarmung betrachtet wird. Ein schnelles präzises Verfahren auf der Grundlage der GREEN'schen Funktion wurde zur Berechnung der Gamma-Dosis zufolge der direkten Strahlung aus der Abluftfahne angewandt, die eine beliebige vertikale Konzentrationsverteilung haben kann. Ausserdem werden die Auswirkungen eines typischen Reaktorunfalls sowohl nach dem  $K_z$ -Modell als auch nach dem Standard-Abluftfahnenmodell (GAUSS'sche Verteilung) mit Quellenverarmung berechnet; die Ergebnisse werden verglichen. Mit dem Oberflächenverarmungsmodell ( $K_z$ ) erhält man für die Konzentration in Bodennähe bei stabiler atmosphärischer Schichtung und für mittlere Entfernungen von der Quelle erheblich geringere Werte als mit dem Quellenverarmungsmodell (GAUSS'sche Verteilung). Die Gamma-Dosis addiert sich aus den Beiträgen sämtlicher Schichten der Abluftfahne. Sie wird aber nur wenig durch die Aktivitätskonzentration am Boden bestimmt. In grösserer Entfernung von der Quelle ist die nach dem Oberflächenverarmungsmodell berechnete Abluftfahnenkonzentration und -dosis höher, da der Anteil des freigesetzten Materials, der in der Abluftfahne verbleibt, in diesem Fall grösser ist.

In stabiler Atmosphäre weisen die unteren Schichten der Abluftfahne wegen der Ablagerung und geringer Turbulenz sehr niedrige Konzentrationen von Schadstoffen auf. Wenn die Turbulenz stellenweise, z.B. im Bereich einer Stadt, ansteigt, kann örtlich eine erhebliche Zunahme der Konzentrationen in Bodennähe und der Strahlendosis auftreten, wie die Simulationsmodelle zeigen.

## 1. INTRODUCTION

In the estimation of radiation doses arising from atmospheric releases in reactor accidents, the depletion of the release plume due to dry deposition is commonly described with a "source depletion model" [1,2]. In the source depletion model it is assumed that the dry deposition decreases the plume concentrations at the same relative rate at all the elevations in the plume. This holds approximately if the deposition is small compared to vertical mixing.

In a "surface depletion model" it is assumed that ground, vegetation, and obstacles remove material from the lowest part of the plume, and that the vertical turbulence gradually brings new material from higher levels of the plume [3,4]. This corresponds better with the physical situation of dry deposition than the source depletion model.

In the paper, a dispersion model is described in which the vertical mixing is treated with the gradient-transfer ( $K_z$ -) theory and in which the dry deposition is accounted as surface depletion [4]. A fast and accurate method employing Green's function technique has been implemented for the calculation of direct external gamma dose from the release plume which has an arbitrary vertical concentration distribution [4].

Reactor accident consequences caused by an example accident situation are evaluated with both the  $K_z$ -model described and a standard Gaussian plume model with source depletion, and the results are compared [4]. Furthermore, it has been found that in stable atmospheric conditions, by reason of deposition and low turbulence, the lowest layers of the plume have very low concentrations of diffusing material. If the turbulence is locally increased, e.g. by a city, a local increase in the concentrations in the ground level air and in radiation doses may occur.

## 2. ATMOSPHERIC DISPERSION

The gradient-transfer model, which is used as the surface depletion model is based on numerical integration of the diffusion equation:

$$\bar{u}(z) \frac{\partial C_z(x, z)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z(z) \frac{\partial C_z(x, z)}{\partial z} \right) \quad (1)$$

where  $\bar{u}(z)$  is the average wind speed at height  $z$ ,  $C_z(x, z)$  the vertical concentration distribution at distance  $x$  from the source, and  $K_z(z)$  the vertical eddy diffusion coefficient as a function of height.

The dry deposition at the ground is taken into account as a boundary condition by using, at the ground level (in the calculations at a height of 1 m above the real ground) the assumption:

$$K_z(z) \frac{\partial C_z(x, z)}{\partial z} = v_d C_z(x, z) \quad (2)$$

where  $v_d$  is the deposition velocity. At the top of the mixing layer the  $K_z(z)$  value is assumed to be zero. In the calculations of Section 4 the values for  $K_z(z)$  are taken from the  $K_z$ -profiles drawn by F.B. Smith [5].

The solution of (1) is sensitive to numerical errors when using finite difference methods. Here Crank-Nicholson's implicit difference scheme has been applied. The solution of the implicit equations of this scheme is described in detail in [6].

The boundary condition (2) is taken into account in the finite difference scheme by:

$$C_{z=1m}^{n+1} = C_{z=1m}^n \left( 1 - \frac{v_d \Delta x}{\bar{u} \Delta z} \right) \quad (3)$$

where  $n$  refers to the ordinal number of the integration step,  $\Delta x$  to the integration step distance, and  $\Delta z$  to the vertical grid point distance (in the calculations of Section 4,  $\Delta x$  is

100 m and  $\Delta z$  5 m).

Quite close to the source, the diffusion is estimated by means of empirical dispersion values used in the Gaussian model (see below). The change from the Gaussian to the  $K_z$ -model is made at a distance of 500 m in the neutral case and 100 m in the case of stable stratification.

A standard Gaussian method is used as the source depletion model, where the vertical concentration profile is given by:

$$C_z(x, z) = \frac{1}{(2\pi)^{1/2} \sigma_z(x)} \left[ \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z(x)^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z(x)^2}\right) \right], \quad (4)$$

where  $H$  is the height of release and  $\sigma_z(x)$  the vertical standard deviation of the plume. The Turner Workbook values [7] are used for  $\sigma_z(x)$ . These values were corrected for a surface roughness length of 50 cm by curves drawn by F.B. Smith [8].

The depletion of the plume due to dry deposition was calculated in the source depletion model by stepwise integration of the depletion factor equation [1]:

$$\left(\frac{Q_x}{Q_0}\right) = \exp\left(-\left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \frac{v_d}{\bar{u}} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z(x)} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z(x)^2}\right) dx\right), \quad (5)$$

where  $(Q_x/Q_0)$  is the depletion factor; i.e. the ratio between the effective "depleted source"  $Q_x$  after a transport distance  $x$  and the original source intensity  $Q_0$ .

For the comparison of the calculated doses an estimate of the lateral dispersion was also needed. This lateral spread was calculated by the common Gaussian approximation:

$$C_1(x, y) = \frac{1}{(2\pi)^{1/2} \sigma_y(x) \bar{u}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y(x)^2}\right). \quad (6)$$

The values  $\sigma_y(x)$  for the lateral diffusion were taken from Turner Workbook [7] and corrected for the sampling time, here equal to an assumed release time of 3 hr.

As to discussion of differences in concentration profiles obtained using  $K_z$  and Gaussian models it is referred to [4].

The biggest difference between the models is in the depletion of the plume in case of stable stratification. The order of magnitude of this difference becomes clear by comparing (Fig. 1) the fractions of remaining mass in the plume as calculated by both methods. Due to the assumption of instantaneous effect of dry deposition on the ground over the whole plume, the Gaussian source model gives an unrealistically fast decrease in remaining mass.

### 3. CALCULATION OF EXTERNAL CLOUD GAMMA DOSE

In the calculation model the following exposure pathways are considered: external doses from the release plume, external dose from the material deposited on the ground, inhalation doses to different organs, and doses via ingestion of contaminated foodstuffs. The dose calculations for the inhalation and ingestion pathways and for external exposure due to fallout are carried out with the employment of conventional techniques and these are described in detail in reference [9]. For the calculation of the external dose from the plume a new method was developed, which is compatible to the modified calculation scheme for the calculation of vertical concentration profile.

As described in Section 2 the vertical concentration distribution is obtained by a numerical solution of a diffusion equation taking into account the plume depletion due to the dry scavenging. The resulting vertical concentration profile cannot be described by a Gaussian distribution and consequently the earlier calculation schemes are not applicable to the calculation of external cloud doses. The new developed

method employs the idea that an arbitrary concentration distribution is expressible as a convolution integral of a distribution with a smaller standard deviation. The external doses, brought about by this plume with arbitrary vertical and horizontal distributions, are determinable by a convolution integration over the dose distribution caused by the narrower concentration distribution using the solved weighting functions.

In reference [10] this method was applied to the case, where the starting point is a line source, which can be described by delta functions, and the modified plume has a Gaussian form both in the vertical and horizontal direction. In the present case the vertical distribution is arbitrary, but the method presented in [10] can easily be generalized for this case. The external cloud dose can be expressed as follows in a cylindrical coordinate system:

$$\Gamma_0(\rho_d, \theta_d, 0) = K \int_{\rho=0}^{\infty} \int_{z=0}^{\infty} \int_{\theta=-\pi/2}^{\pi/2} \frac{B(\mu r) e^{-\mu r}}{4\pi r^2} \chi(\rho, \theta, z) \quad (7)$$

$$\rho \cdot d\theta \cdot dz \cdot d\rho \quad (\text{rad/s}),$$

where

$$\chi(\rho, \theta, z) = \frac{\exp(-\theta^2/2\rho_\theta^2)}{\sqrt{2\pi} \cdot \rho \cdot \sigma_\theta \cdot u} P(z) \quad \text{and}$$

$K = 0.05928 \cdot \sigma_{en} E_\gamma \cdot 1 \text{ Ci/s}$  ;  $\sigma_{en}$  = energy absorption coefficient ( $\text{cm}^2/\text{g}$ );  $E_\gamma$  = gamma energy yield (MeV/dis);  
 $B$  = dose build-up factor;  $\mu$  = total linear attenuation coefficient ( $\text{m}^{-1}$ );  $\sigma_\theta = \sigma_y/\rho$  = angular standard deviation;  
 $\rho$  = distance from the source (m);  $u$  = wind speed (m/s);  
 $r^2 = \rho^2 + \rho_d^2 - 2\rho\rho_d \cos(\theta - \theta_d) + z^2$

The vertical and horizontal concentration distributions are expressible in the following form:

$$P(z) = \int_0^{\infty} \delta(s-z) C_z(s) ds \quad \text{and} \quad (9)$$



$$\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_\theta} e^{-\theta^2/2\sigma_\theta^2} = \int_{-\infty}^{+\infty} \delta(\alpha-\theta) \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_\theta} e^{-\alpha^2/2\sigma_\theta^2} d\alpha . \quad (10)$$

When these modifications are substituted into the equation (8) and further into the equation (7) and assuming  $\sigma_\theta$  and the vertical profile  $C_z(s)$  independent of distance  $\rho$ , the following result is obtained:

$$\Gamma_0(\rho_d, \theta_d, 0) = \int_{\alpha=-\infty}^{+\infty} \frac{e^{-\alpha^2/2\sigma_\theta^2}}{\sqrt{2\pi}\sigma_\theta} \int_{s=0}^{\infty} C_z(s) \frac{K}{u} \int_{\rho=0}^{+\infty} \int_{z=0}^{+\infty} \delta(s-z) \int_{\theta=-\infty}^{+\infty} \delta(\alpha-\theta) \cdot \frac{B(\mu r) e^{-\mu r}}{4\pi r^2} d\theta \cdot dz \cdot d\rho \cdot ds \cdot d\alpha . \quad (11)$$

In this result the second line composed of the three innermost integrations  $(\rho, z, \theta)$  describes the external dose caused by a line source and the following final result is obtained:

$$\Gamma_0(\rho_d, \theta_d, 0) = \int_{\alpha=-\infty}^{+\infty} \frac{e^{-\alpha^2/2\sigma_\theta^2}}{\sqrt{2\pi}\sigma_\theta} \int_{s=0}^{+\infty} C_z(s) \cdot \Gamma_L(\rho_d, \theta_d^{-\alpha}, s) ds d\alpha, \quad (12)$$

$\Gamma_L(\rho_d, \theta_d^{-\alpha}, s)$  = external dose at point  $(\rho_d, \theta_d^{-\alpha}, 0)$  from a line source at the level  $s$  from the ground.

By the employment of the equation (12) a dose data file containing the normalized external doses  $\Gamma_N(x_j, \phi_i, H_K, i_{sc}, u_{ref}, \tau_{ref}) = \Gamma_0 / \sigma_{en} E_V$  are calculated for different combinations of release height and stability using the reference wind speed  $u_{ref} = 0,8$  m/s and the reference sampling time  $\tau_{ref} = 10$  min.

Separate data files have been created for the cases with and without dry deposition. When the data files are applied in the consequence assessment model, the dose values are interpolated to correspond to the pertinent release height and distance. In addition, when wind speeds exceeding the

reference value are used, the horizontal dispersion parameter has to be increased. That modification is carried out concurrently with the wind meandering correction and the following procedure is employed.

$$\Gamma_N(x_j^!, \phi_i^!, H_K, i_{sc}, u, \tau) = \int_{-\infty}^{+\infty} f(\phi_i^! - \psi) \Gamma_N(x_j, \psi, H_K, i_{sc}, u_{ref}, \tau_{ref}) d\psi, \quad (13)$$

where

$$f(\phi_i^! - \psi) = \frac{\exp\left(-\frac{(\phi_i^! - \psi)^2}{2\sigma_\theta^2(\xi^2 - 1)}\right)}{\sqrt{2\pi}\sigma_\theta \sqrt{\xi^2 - 1}}; \quad x_j^! = x_j \cdot \frac{u}{u_{ref}};$$

$$\xi = \xi_u \cdot \xi_M; \quad \xi_u = \frac{\sigma_y(x_j^!)}{\sigma_y(x_j)};$$

$\xi_M$  = wind meandering correction factor;

$$\sigma_\theta = \frac{\sigma_y(x_j)}{x_j^!} \quad \text{and} \quad \psi = \frac{x_j}{x_j^!} \phi_i.$$

#### 4. ESTIMATION OF REACTOR ACCIDENT CONSEQUENCES

Reactor accident consequences are assessed with computer code ARANO (Assessment of Risk of Accidents and Normal Operation at nuclear power plants). The code has two versions, one of which employs a Gaussian plume model with source depletion and the other a  $K_z$ -model with surface depletion. The considered radioactive release is that of BWR2 accident of WASH-1400 [2]. For noble gases and for organic iodine the dry deposition velocity is assumed to be zero, for other species it is assumed to be 0,01 m/s. The assumed shielding factor provided by structures is 0.6 for gamma radiation from the cloud and 0.2 for gamma radiation from the deposited activity on the ground. The breathing rate is assumed to be  $2.3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ . The effective inhalation dose is calculated by taking into account the dose of first seven days fully and the dose between seventh

and thirtieth day with a weight of 0.5. The integration time for ground gamma dose is 24 hr. The dose factors are based on WASH-1400 except for those of cloud gamma dose which are calculated on the basis of Ref. [9].

The short term bone marrow doses due to the BWR2 release are shown in Fig. 2. The doses are calculated both with  $K_z$ -model and Gaussian model and stable atmospheric stratification and wind speed of 0.8 m/s are employed. The inhalation and ground gamma doses are smaller when estimated with the  $K_z$ -model than when estimated with Gaussian model due to depletion of the lowest layers of the plume. The cloud gamma dose accumulates from all the elevations of the plume and it is not sensitive to ground level concentrations, and the difference between the models is small. The  $K_z$ -model will somewhat reduce the doses near the release source when compared to the Gaussian model. The influence on early health effects will apparently be even greater because of the threshold-type dose response behaviour of early health effects.

In the  $K_z$ -model the depletion of the lowest layers of the plume further decreases the rate of deposition which causes that fraction of released material remaining in the plume is larger. Therefore, far from the source the  $K_z$ -model gives higher doses than the Gaussian model.

In stable atmospheric conditions by reason of dry deposition and low turbulence the lowest layers of the plume have very low concentrations of diffusing material. If the turbulence is locally increased, e.g. by a city, considerable local increase in the ground level concentrations and in radiation doses may occur. This effect is studied by simulations with the  $K_z$ -model. Thermal stratification is assumed to change instantaneously from stable to neutral situation and then back to stable one. The vertical eddy diffusivity profile  $K_z(z)$  is changed from stable values  $K_z(z, \text{stable})$  to  $K_z(z, \text{neutral})$  and back. The mixing height is assumed to be unchanged (250 m) during the stability change. In the calculation of radiation

doses the enhanced mixing in the lateral direction was seen to have only a small effect, and it was not taken into account in the results to be presented in this paper.

The time integrated concentration of ground level air per unit release and the normalized cloud gamma dose are shown in Figs. 3 and 4 for effective release heights of 60 m and 120 m in stable stratification and at wind speed of 2 m/s. If the dry deposition velocity is assumed to be 0.01 m/s (Fig. 3) the greater turbulence at distances of 20 to 24 km from the source causes in the ground level concentrations an increase with a factor of 1.75 if the release height is 60 m and with a factor of 2.9 if the release height is 120 m. Corresponding changes are induced in inhalation doses and doses due to gamma radiation from deposited activity. The reason of the increased ground level concentration is that the increased turbulence takes material from the central parts of the plume to the depleted lowest part. The cloud gamma dose is presented for the two release heights in Fig. 3 as well. The cloud gamma dose accumulates from the whole plume and is therefore not so sensitive to changes in the ground level concentration. The time integrated concentration at ground level and the normalized cloud gamma dose are presented in Fig. 4 for the case where the dry deposition velocity  $v_d$  is zero. The increased turbulence can diminish or increase the ground level concentrations, depending on situation. When effective release height is 60 m the ground level concentrations at the distance of 20 km is relatively high and increased turbulence mixes diffusing material upwards decreasing the ground level concentration. When effective release height is assumed to be 120 m the ground level concentration is low and the increased turbulence brings new material from the upper parts of the plume to the ground level. The changes in the normalized cloud gamma dose are relatively small.

Total short term doses to bone marrow due to a BWR2 release [2] are shown in Fig. 5. In the total dose the dose via inhalation, ground gamma dose, and cloud gamma dose are taken

into account. Assumptions for shielding factors and dose integration times are the same as in the case of Fig. 2. The factor by which the total dose is increased due to local stability change is 1.45 if effective release height is 60 m and 1.95 if release height is 120 m. The release heights are selected for the description of the effect of local stability changes only, they do not correspond to the heat release rate of BRW2 in Ref. [2]. The relatively insensitive cloud gamma dose diminishes the sensitivity of the total dose. When the release height is greater the local peak in the dose seems to be greater but the absolute value of the peak dose is, however, smaller than in the case of the lower release height.

Local increase in turbulence from stable to neutral situation can be induced e.g. by a city due to heat sources and enhanced surface roughness. The dispersion over a cold body of water to warm coast can also induce similar effects. This change of stability can systematically take place over densely populated areas. In the calculations of this paper a rough instantaneous change in the values of eddy diffusivity is employed. A more detailed analysis would require e.g. actual measured data about the behaviour of turbulence over cities.

## 5. CONCLUSIONS

The employment of the gradient transfer ( $K_z$ -) model for the calculation of vertical mixing of radioactive releases facilitates the description of dry deposition with a surface depletion model. In the surface depletion model the ground scavenges the lowest part of the plume causing an inhomogeneous depletion of the plume in vertical direction. This corresponds well to the real atmospheric situation. At moderate distances from the release source the ground level concentrations are smaller in stable atmospheric situations when evaluated with the surface depletion model than when evaluated with the source depletion model. Far from the source in stable situations the doses calculated with surface

depletion model are greater because the fraction of the released material remaining in the plume is larger.

The depletion of the lowest part of the plume has direct influence on inhalation and ground gamma doses, whereas the gamma dose from the release cloud is not equally sensitive to concentration at ground level. By the decrease of other dose components the relative importance of the cloud gamma dose is enhanced, especially in short term bone marrow dose in serious LWR accidents under stable atmospheric conditions. A fast and accurate method using Green's function technique is implemented for the calculation of the cloud gamma dose.

In stable atmospheric conditions the concentrations in the ground level air are low by reason of dry deposition and weak turbulence. Local increase in turbulence, which may be induced e.g. by a city, can rapidly bring new material from the higher parts of the plume, causing an increase in the ground level concentrations and corresponding increase in inhalation and ground gamma doses. The direct gamma dose from the plume is not so sensitive to variations in turbulence because it accumulates from all the elevations of the plume and not only from the lowest level of the plume. Sensitivity of the total dose is somewhat reduced due to the insensitive cloud gamma component.

#### REFECENCES

1. Slade D. (Ed), 1968, "Meteorology and Atomic Energy 1968". U.S. Atomic Energy Commission, TID-24190.
2. WASH-1400, 1975, "An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants" (NUREG-75/014).
3. Prahm L. P. and Berkowicz R., 1978. "Predicting Concentrations in Plumes Subject to Dry Deposition". Nature 271, 232.

4. Nordlund G., Savolainen I. and Vuori S., 1979. "Effect of Surface Depletion Model on Estimated Reactor Accident Consequences". Health Phys. 37, 337.
5. Smith F. B., Fig. 6.6 in Pasquill F., 1974, "Atmospheric Diffusion". (New York: Wiley).
6. Richtmyer R. D. and Morton K. W., 1967. "Difference Methods for Initial-Value Problems". 2nd Edn (New York: Wiley).
7. Turner D. B., 1970. "Workbook on Atmospheric Dispersion Estimates". U.S. Environmental Protection Agency, Publication AP-26.
8. Smith F. B., Fig. 6.13(d) in Pasquill F., 1974. "Atmospheric Diffusion". (New York; Wiley).
9. Savolainen I. and Vuori S., 1977. "Assessment of Risks of Accidents and Normal Operation at Nuclear Power Plants". Technical Research Centre of Finland, Electrical and Nuclear Technology, Publication 21.
10. Vuori S., 1978. "Fast Correction of Cloud Dose Data Files Due to Changes in Dispersion Parameters". Health Phys. 34, 727.

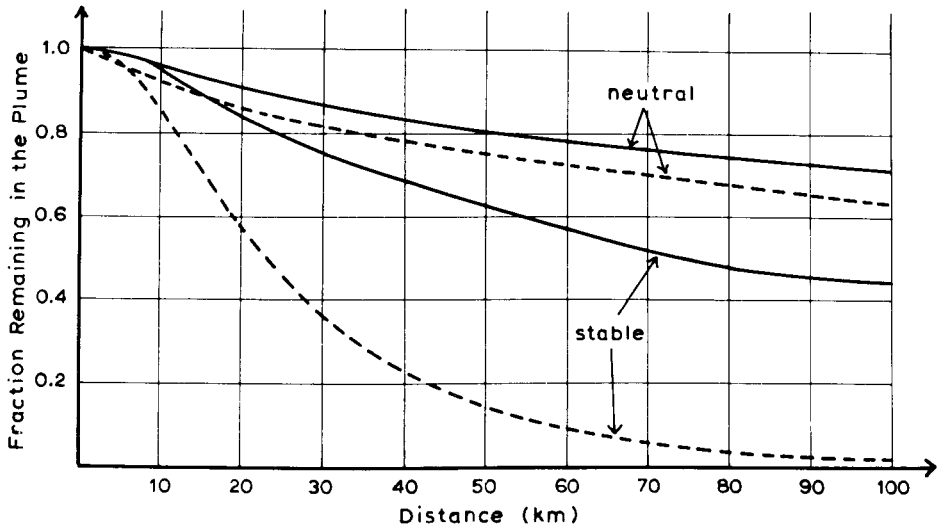


Fig. 1. Fraction of released mass remaining in the plume as a function of distance from the source in neutral and stable stratification. Release height 100 m; wind speed 1 m/s in the stable case and 5 m/s in the neutral case. Solid line:  $K_z$ -model; dashed line: Gaussian model.



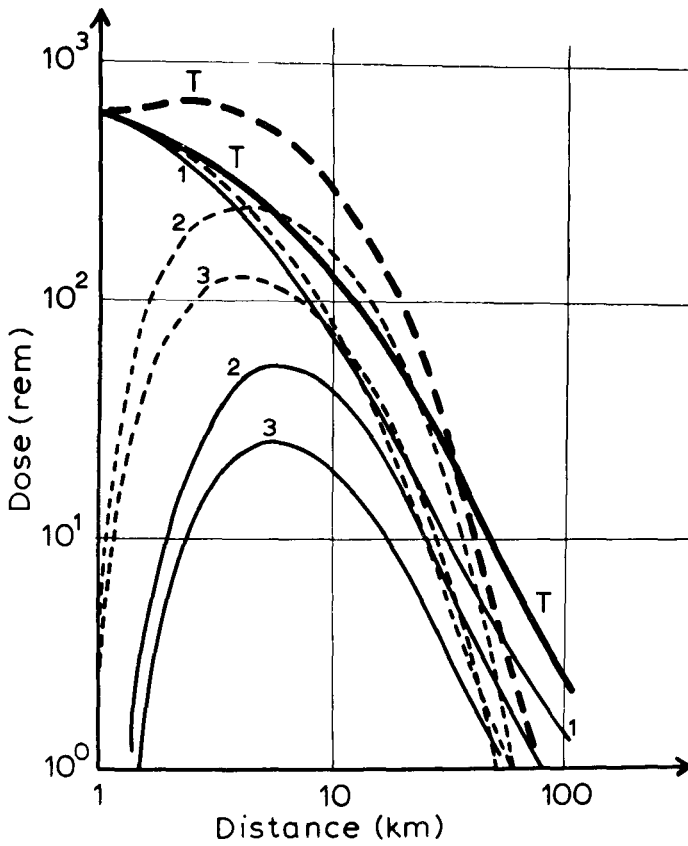


Fig. 2. Bone marrow dose due to a BWR2 release [2] at the plume centerline vs distance from the power plant. Stability F, wind speed 0.8 m/s, and effective release height 90 m. Solid line:  $K_2$ -model; dashed line: Gaussian model. (1) Direct external gamma dose form the release plume. (2) External gamma dose from the deposited activity on the ground. (3) Dose due to inhalation of radioactive material. (T) Total dose.

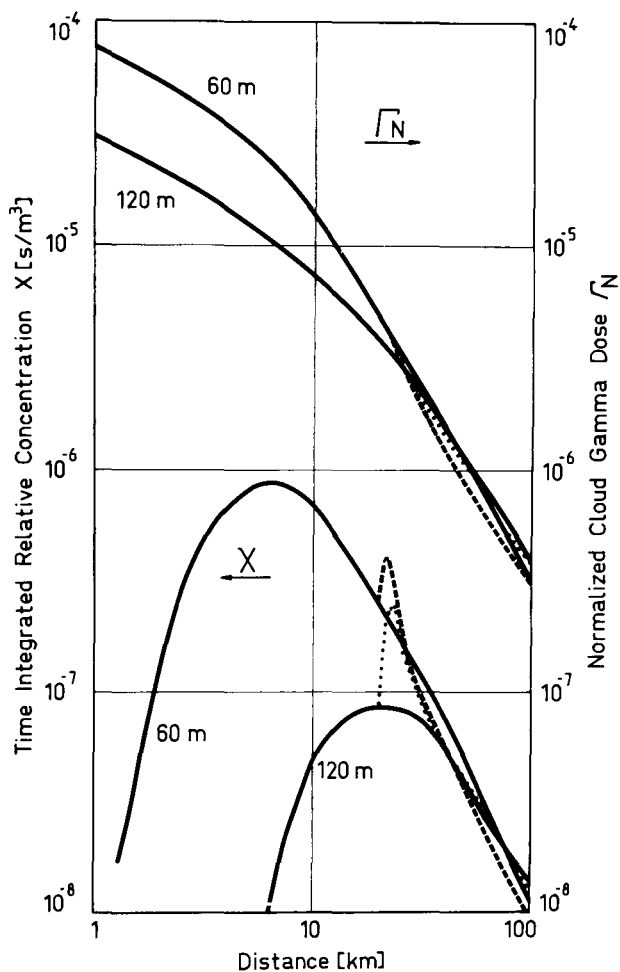


Fig. 3. Time integrated concentration ( $\chi$ ) in ground level air and normalized cloud gamma dose ( $\Gamma_N$ ) for depositing nuclides per unit release. ( $\Gamma_N = \Gamma_0 / \sigma_{en} E_v$  equations (7) and (8),  $f_d$  is the fraction of released material in the plume). Release heights 60 m and 120 m, stable stratification, wind speed 2 m/s, dry deposition velocity  $v_d = 0.01$  m/s. Effect of the change of thermal stratification from stable to neutral situation in the interval 20-24 km shown as dashed (60 m) or dotted (120 m) lines.

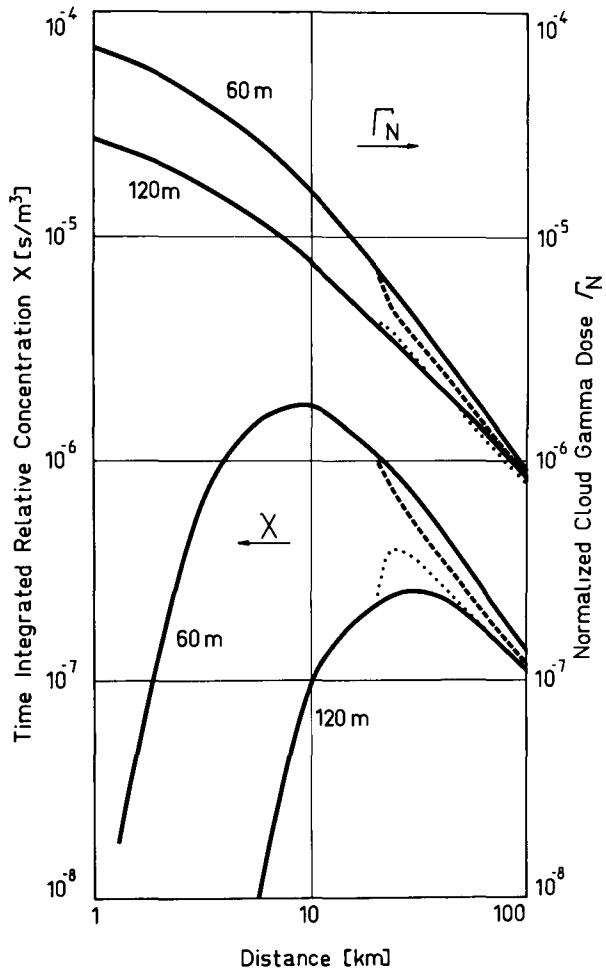


Fig. 4. Same results as in Fig. 3, but for non-depositing nuclides.

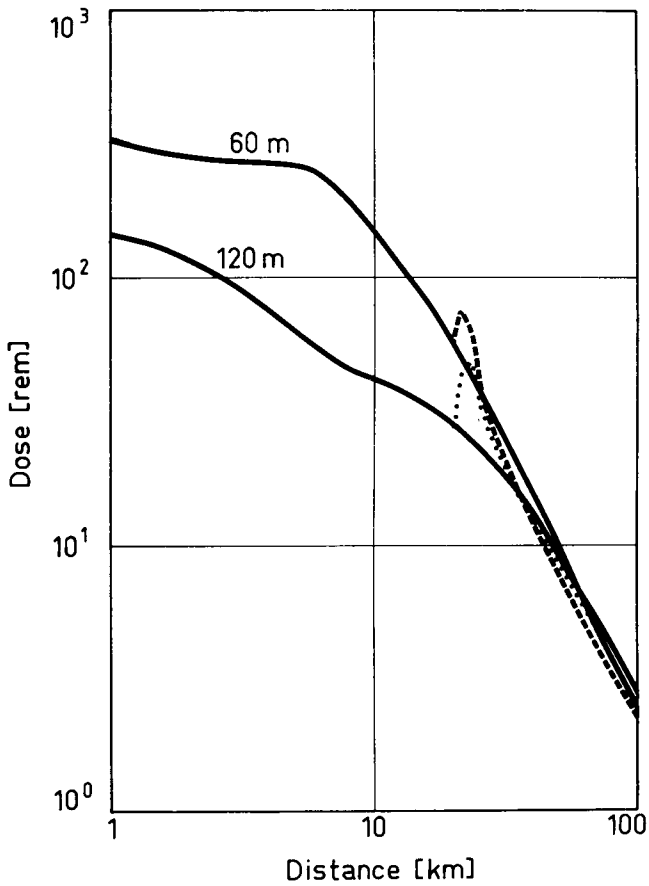


Fig. 5. Total short term doses to bone marrow on the ground level at the plume centerline due to the BWR2 accident (with the exception of heat release rate). Assumed release heights 60 m and 120 m, stable stratification, wind speed 2 m/s. Effect of the change of thermal stratification from stable to neutral situation in the interval 20-24 km shown as dashed (60 m) or dotted (120 m) lines.

ANALYSE CRITIQUE DES SITUATIONS DE PLUIE: EVALUATION DU DEPOT  
HUMIDE JUSQU'AUX GRANDES DISTANCES

P. CAGNETTI et V. FERRARA  
C.N.E.N. - C.S.N. Casaccia  
Rome - ITALIE

RESUME. Dans les rapports de sûreté le dépôt humide est en général calculé sur base de l'hypothèse que la pluie commence à tomber seulement sur le point sur lequel on veut évaluer le dépôt et en employant dans la pratique une valeur moyenne pour le taux de lavage  $\Lambda$ . Le présent rapport analyse du point de vue météorologique la possibilité qu'une telle situation ait effectivement lieu et résume en général les cas les plus réalistes de distributions spatio-temporelles des phénomènes pluvieux.

A la suite d'une telle étude des formules simples sont proposées pour pouvoir calculer les valeurs maximales de dépôt humide jusqu'aux grandes distances, en fonction du temps d'échantillonnage. Les résultats ont été comparés avec ceux relatifs à des situations où la pluie est présente à partir du point de rejet.

On propose enfin une méthode simple par laquelle, sur base de la connaissance des propriétés hydrogéologiques du sol, il est possible de parvenir à une évaluation de la fraction de radioactivité déposée par voie humide et qui ne reste pas sur le site même, mais en est éloignée par ruissellement "run-off".

KURZFASSUNG. DER EINFLUSS VON REGENSITUATIONEN: ERMITTLUNG DER FEUCHTEN ABLAGERUNG BIS ZU GROSSEN ENTFERNUNGEN. In den Sicherheitsberichten wird die feuchte Ablagerung auf dem Boden im allgemeinen aufgrund der Hypothese berechnet, dass der Regenfall erst an der Stelle einsetzt, an der die Ablagerung ermittelt werden soll, wobei in der Praxis ein Mittelwert für die Auswaschrates  $\Lambda$  verwendet wird. Hier wird aus meteorologischer Sicht die Eintrittswahrscheinlichkeit einer solchen Situation analysiert und ein allgemeiner Überblick über die Fälle einer räumlich-zeitlichen Verteilung von Niederschlägen, die zu berücksichtigen sind, gegeben.

Anschliessend werden einfache Formeln vorgeschlagen, um die Höchstwerte feuchter Ablagerungen bis zu grossen Entfernungen in Abhängigkeit vom Zeitintervall der Beobachtung berechnen zu können. Die Ergebnisse werden mit den Resultaten für solche Situationen verglichen, in denen der Regen schon am Ableitungspunkt einsetzt.

Vorgeschlagen wird ausserdem eine einfache Methode, die es bei Kenntnis der hydrogeologischen Bodenbeschaffenheit ermöglicht, den mit Niederschlä-

gen abgelagerten Radioaktivitätsanteil zu ermitteln, der nicht am Aufpunkt fixiert bleibt, sondern durch "Run-Off" fortgeleitet wird.

SUMMARY. CRITICAL ANALYSIS OF RAINFALL SITUATIONS: EVALUATION OF WET DEPOSITION OVER LARGE DISTANCES. In safety reports, wet deposition is generally calculated on the assumption that rain begins to fall only at the point for which an evaluation of deposition is required, using, in practice, an average washout coefficient  $\Lambda$ . This paper gives a meteorological analysis of the likelihood of such a situation actually occurring and presents a general summary of the more realistic space-time distributions of rainfall situations.

This is followed by a number of simple formulae suggested for the calculation of maximum wet deposition values over long trajectories as a function of sampling time. The results are compared with those for situations in which rain is present throughout.

Finally, a simple method is proposed by which, using data on the hydrogeological properties of the soil, it is possible to evaluate the proportion of radioactivity from wet deposition which does not remain on the actual site of deposition but is removed by "run-off".

## 1. Introduction

L'estimation des risques associés à des rejets accidentels prolongés dans le temps comprend en général aussi une prévision d'interdiction de la consommation de produits alimentaires, provenant de zones contaminées à des niveaux excédant ceux de référence. Ce problème se présente sous deux aspects: d'une part celui d'évaluer l'extension de la zone contaminée, afin de remonter aux dommages financiers ( durée de l'immobilisation du territoire contaminé, coûts de l'opération éventuelle de décontamination, etc. ), et d'autre part d'être renseignés sur la possibilité que les niveaux de référence pour la contamination soient dépassés à une certaine distance.

Le but du présent exposé est celui de donner une réponse aussi réaliste que possible à cette deuxième question. La voie critique pour le dépôt est dans ce cas naturellement le lavage par la pluie du polluant présent dans l'atmosphère, puisque le dépôt sec n'arrive pas à donner localement des valeurs plus élevées de contamination du sol. Les résultats seront exprimés sous forme de courbes enveloppes des valeurs de contamination du sol en fonction de la distance et du temps d'échantillonnage; chaque point est représentatif de la situation particulière de pluie qui entraîne une maximisation du dépôt humide sur ce point même.

Bien que les modèles utilisés en général à ce but soient plus ou moins analogues, on remarque une variabilité assez importante de ces évaluations, qui vient du choix des valeurs du coefficient de lavage  $\Lambda$  en fonction soit de la nature physico-chimique du polluant, soit des dimensions des gouttelettes de la pluie et de son intensité, et enfin d'une représentation réaliste des situations liées à la présence de pluie et de leurs fréquences, en cas de rejet accidentel prolongé.

Il est par ailleurs disproportionné de viser à une représentation fidèle de la dynamique de ces phénomènes, puisque d'une part elle dépend des caractéristiques climatologiques du site en question, et d'autre part les calculs en sont assez complexes (1), alors qu'en général on demande simplement des évaluations réalistes maximales, facilement utilisables dans un rapport de sûreté.

## 2. Situations météorologiques favorables à la formation de la pluie

Lorsqu'il s'agit d'évaluer le dépôt humide dans le cas de rejet accidentel, le premier problème qui se pose est le suivant: doit-on supposer que la pluie est présente à partir du point de rejet, et persiste jusqu'au point intéressé pour le calcul du dépôt, ou bien peut-on supposer que la pluie commence à tomber sur le point intéressé lorsque le polluant atteint ce point même? Pour nous éclaircir les idées à ce sujet il faut que nous analysions un peu en détail les différentes situations favorables à la formation de la pluie: nous pourrions après faire plus aisément des calculs de maximisation du dépôt humide.

Les phénomènes météorologiques principaux qui peuvent donner lieu à la pluie sont généralement les suivants:

- a) les discontinuités frontales (à l'échelle synoptique);
- b) les effets orographiques (à méso-échelle);
- c) les effets locaux (à l'échelle locale).

Les discontinuités frontales comprennent les fronts chauds, les fronts froids et les fronts occlus.

Les fronts chauds (glissement d'air chaud sur de l'air froid qui préexiste) présentent en général un mouvement lent. Les zones intéressées par la pluie s'étendent jusqu'à 600 km à partir de la ligne frontale qui avance, et l'intensité augmente au fur et à mesure que la ligne frontale se rapproche du sol. En conclusion: pluies faibles à 600 km, et qui s'intensifient à 100-200 km. Le passage du front est caractérisé par une rotation horizontale du vent, d'abord dans le sens direct, puis, après le passage, dans le sens rétrograde. Avant le début des précipitations on observe des mouvements verticaux considérables, qui, en concomitance avec des rotations horizontales lors du passage du front, augmentent de façon remarquable la dispersion des polluants présents au niveau du sol. Enfin, si le polluant est rejeté dans le secteur chaud, le lessivage est presque nul, puisque le polluant est soulevé jusque dans les nuages: c'est surtout le mécanisme du "rain-out" qui intervient (formation des gouttelettes par condensation de la vapeur présente dans les nuages sur les particules de polluant). Le contraire arrive dans le secteur froid.

Les fronts froids sont de deux types: ceux caractérisés par un mouvement lent, et qui généralement se manifestent en dehors de l'activité cyclonique, et ceux caractérisés par un mouvement rapide, produit par des fortes cyclogenèses. Le premier type (à mouvement lent) provoque la formation de nuages plus ou moins de la même façon que les fronts chauds, avec des précipitations depuis 100 km avant, jusqu'à 200-300 km après le passage du front. Après le passage du front on observe en général une inversion en altitude du fait de la subsidence de la



masse d'air froid. Les précipitations sont ici aussi faibles, mais moins persistantes que dans le cas du front chaud. On observe rarement des phénomènes orageux. Quant au deuxième type (à mouvement rapide), l'air chaud qui précède le front est rapidement soulevé en altitude, avec formation de cumulo-nimbus. Par conséquent les précipitations qui s'étendent jusqu'à une centaine de km avant l'arrivée de l'air froid sont généralement orageuses, c'est-à-dire à forte intensité, mais de courte durée. Le polluant présent dans le secteur chaud est soulevé en altitude lentement dans le premier type, plus rapidement dans le deuxième: le dépôt humide a lieu surtout par "rain-out". Si le polluant est présent dans le secteur froid, dans le premier cas on a dépôt humide par lessivage, tandis que dans le deuxième cas il n'existe presque pas de dépôt humide.

Les fronts occlus aussi sont de deux types: on parle d'occlusion chaude ou froide, si l'activité est plus grande dans le secteur chaud ou froid. La surface intéressée par les précipitations est de l'ordre de  $50 \times 200 \text{ km}^2$ . La plupart des précipitations a lieu dans le secteur chaud, parce que la subsidence du secteur froid rend impossible les précipitations.

Effets orographiques. La présence de reliefs peut provoquer la formation de nuages et de précipitations, même en l'absence de perturbations météorologiques organisées. L'effet le plus connu est l'effet de "Staß-Fohen": lorsque une masse d'air chaud et humide rencontre un relief montagneux, elle est obligée de monter le long de la pente et par conséquent elle s'in stabilise et provoque des formations nuageuses, souvent avec précipitations. L'origine de la pluie est semblable à celle du front chaud. Mais le mouvement des masses d'air sur les reliefs est souvent très actif, d'où la possibilité de formation de cumulo-nimbus et d'orages. Ces phénomènes sont encore plus marqués lorsque les reliefs sont dans le rayon d'action par exemple des brises de mer ou de vallée, ou si dans les vallées il existe des bassins. Dans le cas d'une perturbation qui rejoint des reliefs, les phénomènes de pluviosité sont exaltés avant le passage du front (l'intensité de la pluie peut augmenter de quelques mm/h), tandis qu'après les précipitations sont très réduites. Lorsqu'enfin de l'air froid se déplace lentement sans donner lieu à des fronts, il peut arriver que, après avoir franchi un relief, il se deverse dans la vallée contiguë, donnant lieu à des phénomènes orageux à une certaine distance du relief.

Effets locaux. Dans les plaines fortement rechauffées par le soleil, en été par exemple, il peut se former au cours de la journée des nuages cumuliformes, qui généralement donnent lieu dans le milieu de l'après-midi à des orages de courte durée. Ces formations nuageuses sont dites à évolution diurne, justement parce que le cycle entier (formation des nuages, pluies, ciel serein) s'accomplit entre midi et le coucher du

soleil. Des précipitations de ce même genre ont lieu aussi à la limite de l'effet de la brise de mer (30-40 km à l'intérieur de la côte). Dans ce cas aussi les précipitations sont à caractère orageux et ont surtout lieu l'après-midi. En général les effets locaux ont les influences suivantes sur les précipitations:

- 1) augmentation des précipitations ou de leur maximum en été et pendant l'après-midi, pour des zones à l'intérieur, à la distance de quelques dizaines de km de la mer; sur les collines ou les monts, sous l'influence des brises de mer ou de vallée;
- 2) augmentation des précipitations sur les côtes et sur la mer, toujours en été, mais pendant la nuit, à cause de la brise de terre, ou dans les vallées en présence de bassins, par effet de la brise de mont.

En conclusion cette analyse nous permet de parvenir aux observations suivantes. Si nous sommes en présence d'une perturbation (front froid, front chaud, front occlus), le rejet peut avoir lieu dès le début ou dans le secteur pré-frontal, ou dans celui post-frontal, ou enfin complètement en dehors des limites spatiales intéressées par la pluie. Dans le premier cas (rejet dans le secteur pré-frontal) on aura d'une part un dépôt humide par lessivage, à partir du point de rejet, par situation de front chaud, et d'autre part pas du tout de dépôt, ou à la limite dépôt par "rain-out", par situation de front froid. Dans le deuxième cas c'est l'inverse qui se vérifie: "rain-out" par front chaud, et lessivage par front froid. Enfin, si le rejet a lieu en dehors de la zone intéressée par la pluie, il est assez improbable qu'au cours du transfert successif à méso-échelle et jusqu'à l'échelle synoptique la situation se modifie et que survienne la pluie. Ceci est possible, nous dirons même très probable, dans le cas où interviennent des facteurs orographiques ou locaux.

Dans la pratique on peut donc supposer que la pluie est présente dès le début du rejet, à moins qu'une étude climatologique du site ne mette en évidence l'influence d'effets orographiques ou locaux.

### 3. Détermination des paramètres nécessaires pour une évaluation maximale du dépôt humide.

Les quantités totales déposées au sol par lessivage de la part de la pluie sont fonction de différents paramètres. Il est essentiel avant tout de fixer les conditions atmosphériques de diffusion. D'après ce que nous avons dit dans le paragraphe précédent il semble naturel d'associer à la présence de la pluie des conditions très favorables à la diffusion. Par conséquent le choix de la cat. D de Pasquill et, si le rejet est prolongé, de la persistance du vent dans une même direction, sera certainement de conditions de référence des plus pessimistes, pour les évaluations protectionnistes du dépôt humide à la suite d'un rejet accidentel. Nous utiliserons ici les évaluations proposées dans (2) quant aux valeurs des CIT (concentrations intégrées dans le temps) aux grandes distances pour un rejet de courte durée (v. fig. 1), et la formule 3) de l'étude (3), avec  $\alpha = 1/3$ , pour l'adaptation à un rejet prolongé, dans un cas de persistance du vent aux courtes distances: cette même valeur de  $\alpha$  peut être en bonne approximation retenue pour de grandes distances (4). Nous restons ainsi certainement du côté de la sûreté.

Les autres paramètres à fixer sont les suivants:

- a) valeurs du coefficient de lavage  $\Lambda$ ;
- b) valeurs de l'intensité moyenne de la pluie  $R_p$  en fonction du temps d'échantillonnage T;
- c) évaluation de la fraction déposée, qui est éloignée par ruissellement.

Ce dernier point sera traité à part, puisqu'il est assez indépendant des autres. Quant aux deux premiers paramètres, ils sont étroitement liés entre eux. Nous savons en effet que le coefficient de lavage  $\Lambda$  dépend de la nature du polluant, mais aussi de l'intensité de la pluie. Puisqu'en général en cas d'accident c'est à des aérosols très fins qu'on a à faire

ou bien à des vapeurs (les Iodes), nous suggérons comme hypothèse de travail

$$\Lambda = 10^{-4} R \quad (s^{-1}) \quad 1)$$

avec R exprimé en mm/h. Les valeurs qu'on trouve dans la littérature (5)(6)(7)(8)(9)(10) ne s'éloignent pas beaucoup de celles qu'on peut déduire de la 1); nous sommes d'ailleurs de l'idée que les données expérimentales à disposition ne sont pas aussi nombreuses pour permettre des évaluations plus détaillées.

Il faut maintenant fixer les valeurs de R. D'après ce que nous avons dit dans l'introduction, il est inutile de s'empêtrer dans une description fidèle des fluctuations de R avec le temps: à nos fins il suffit simplement de connaître les valeurs maximales de  $R_T = \frac{1}{T} \int_0^T R(t) dt$ , où T est le temps pendant lequel a lieu le rejet, ou temps d'échantillonnage. Mais l'intensité  $R_T$  de la pluie dépend du niveau de la perturbation, qui à son tour détermine la durée de la pluie même et l'ampleur de surface de la zone intéressée. Des indications quantitatives proposées par Ritchie (9) sont montrées dans le tableau 1. Ce tableau est intéressant parce qu'il nous propose une liaison entre l'intensité de la pluie et sa distribution dans l'espace et dans le temps.

Les valeurs extrêmes historiques de l'intensité des précipitations  $R_T$ , depuis 1800 jusqu'à 1975, en fonction de la durée T, (11), sont montrées fig. 2: on peut constater qu'à condition que les valeurs de T ne soient pas trop petites, les points sont bien interpolés par la relation suivante:  $R_T = 2 \cdot 10^4 / \sqrt{T}$ , où T est exprimé en s et  $R_T$  en mm/h. Si dans le tableau 1 nous posons  $R_T = 10$  mm/h, nous obtenons aux différentes échelles l'ensemble des valeurs indiquées par des traits à la fig. 2, et qui sont bien représentées par la relation  $R_T = 2 \cdot 10^3 / \sqrt{T}$ . Mais une valeur de l'intensité moyenne de la pluie de 10 mm/h pendant 11 h donne 110 mm de pluie tombée: c'est une valeur extrême pour l'Europe Occidentale. Si par contre

nous posons

$$R_T = 10^3 / \sqrt{T} \quad 2)$$

nous aurons à l'échelle synoptique des valeurs de 5 mm/h, soit 55 mm cumulés sur 11 h: cette dernière quantité paraît plus réaliste pour nos climats. Dans nos calculs nous utiliserons finalement la relation 2): c'est une hypothèse de travail qui, pour un site moyen en Europe, présente une fréquence comprise entre 1 et 10 %. En effet par exemple en Angleterre Jackson(12) a trouvé que la fréquence d'une pluie de 8 mm/h environ sur 3h est de 10 %, tandis que la 2) nous donnerait 10 mm/h, valeur qui pour l'Angleterre présenterait donc une fréquence inférieure à 10 %.

#### 4. Modèle utilisé pour l'évaluation du dépôt humide dans le cas de rejet accidentel prolongé dans le temps.

L'hypothèse qui est à la base du modèle de lavage par la pluie du polluant présent dans l'atmosphère est celle à l'origine proposée par Chamberlain (5) et exprimée par l'équation suivante:  $dQ/dt = -\Lambda \cdot Q$ , où  $Q$  est la quantité présente dans l'atmosphère, et  $dQ/dt$  est sa diminution par unité de temps à la suite du lessivage de la part de la pluie. Cette loi, appliquée en général à une expression gaussienne des concentrations, nous donne (2)

$$\omega_{tot}(T) = \Lambda \cdot \sigma_z \cdot \sqrt{\frac{\pi}{2}} \cdot \left[ CIT(T)_{y=z=0} \cdot e^{-\Lambda(t-t_p)} \right] \quad 3)$$

où -  $\omega_{tot}(T)$  en Ci/m<sup>2</sup> est le dépôt total sur un temps T;  
 -  $\sigma_z$  en m est le coefficient de diffusion verticale;  
 -  $CIT(T)$  en Ci s/m<sup>3</sup> la concentration dans l'air intégrée sur un temps T, sur l'axe du panache et au niveau du sol;  
 -  $t, t_p$  en s, respectivement temps de transfert et temps de début de la pluie.

La relation entre  $CIT(T)$  et la CIT pour un rejet de courte durée (T=1 h) est la suivante (3) ( I: intensité du rejet ):

$$CIT(T) = CIT(1h) \cdot \left[ \left( \int_0^T I dt \right) / \left( \int_0^{1h} I dt \right) \right] \quad 4)$$

Si nous nous limitons aux deux cas hypothésés au 2<sup>ème</sup> paragraphe, nous aurons:

- a)  $t_p = 0$  : pluie à partir du point de rejet;
- b)  $t_p = t$  : pluie seulement sur le point de dépôt.

Dans le premier cas on peut facilement démontrer, en posant égale à zéro la dérivée de la 3) par rapport à  $\lambda$ , que le maximum du dépôt à la distance correspondante à un temps de transfert  $t$ , s'obtient si  $\lambda = 1/t$ . Puisque nous avons supposé  $\lambda = 10^{-4} R$ , ceci signifie  $R = 10^4/t$ . Cette dernière relation porte à des valeurs de  $R$  invraisemblablement élevées lorsque  $t$  est assez petit. Dans ce cas c'est la relation 2) qui doit être employée, puisqu'elle donne la limite supérieure de  $R$  sur un temps d'échantillonnage  $T$ . La fig. 3 montre les valeurs de  $R$  qui doivent être choisies pour les calculs, en fonction du temps de transfert  $t$  et du temps d'échantillonnage  $T$ : l'intersection des droites correspondantes à  $R_T$  avec celle correspondante à  $R = 10^4/t$  donne le temps de transfert  $t_c$  relatif à la distance critique  $x_c$ .

On peut calculer facilement la distance critique  $x_c$  jusqu'à laquelle il faut employer les valeurs de  $R_T$ , lorsque celles relatives à la condition  $\lambda = 1/t$  donneraient des valeurs de  $R$  plus grandes que  $R_T$ . Pour un temps d'échantillonnage  $T$  fixé il suffit de poser  $R = R_T$ , soit  $t = 10\sqrt{T} = t_c$ : à partir de la relation entre temps de transfert  $t$  et distance  $x$  on peut remonter aux valeurs de la distance critique  $x_c$ . Dans le tableau 2 nous avons indiqué les valeurs de  $R_T$  sur les 6 temps d'échantillonnage considérés (1h, 4h, 16h, 2j, 7j, 21j), aussi bien que les correspondantes valeurs de  $t_c$  et  $x_c$ . Le rapport entre  $t$  et  $x$  se réfère au cas de cat. D de départ montré à la fig. 1 (v. (2)).

Comparant le tableau 2 avec le 1 on peut faire quelques considérations intéressantes. Dans le tab.1 on voit qu'une pluie très intense de la durée d'une heure intéresse en général une surface de l'ordre de 250 km<sup>2</sup>, ce qui couvre largement les 3 km pour  $x_c$  à  $T=1h$ . Ensuite, dans l'intervalle 1h-12h, l'intensité maximale de la pluie passe de 4R à 2R, c'est-à-dire qu'elle se réduit à la moitié et intéresse des zones de 4000 km<sup>2</sup>: de notre côté nous avons pareillement une intensité qui décroît jusqu'à 8.3 mm/h à 4h, et  $x_c = 12$  km à  $T=16h$ , distance contenue largement à l'intérieur de la dimension réelle de la zone intéressée par la pluie selon Ritchie (tab.1). Le même raisonnement peut être répété pour des durées allant jusqu'à quelques jours.

En conclusion nous pouvons dire que l'hypothèse de pluie dont l'intensité est maximale sur un temps T et sur une ampleur de surface telle que le polluant puisse entre temps couvrir la distance critique  $x_c$  correspondante à un temps de transfert  $t_c = 10\sqrt{T}$ , est une hypothèse réaliste.

Enfin le deuxième cas ( $t=t_p$ , pluie sur le point de dépôt), est beaucoup plus simple, puisque dans la 3) l'exponentielle disparaît, et les valeurs maximales de  $\omega_{tot}(T)$  s'obtiennent avec celles maximales de R, c'est-à-dire en posant  $R=R_T$  dans la 1). Les calculs faits pour un radio-isotope à longue demi-vie ( par ex. le Cs-137 ) et en supposant une intensité du rejet  $I=1$  Ci/h, en utilisant la 3) et les valeurs de CIT(1) à la fig. 1, donnent les résultats montrés à la fig.4. Les courbes en trait continu représentent le cas  $t=t_p$ , celles hachurées le cas  $t=0$ . Tout cas de maximisation plus sophistiqué ne pourra que donner des résultats compris entre ces deux familles de courbes.

##### 5. Evaluation de la fraction déposée qui est éloignée par ruissellement.

Nous avons vu que le taux de lavage, et par conséquent les quantités totales déposées au sol, augmente avec R; mais il se vérifie au sol un autre phénomène qui appauvrit le dépôt humide, d'autant plus que la pluie est plus intense: c'est le ruissellement. Lorsque la pluie commence à tomber les couches superficielles du terrain se saturent progressivement, et lorsque la vitesse d'absorption du terrain résulte inférieure à l'apport d'eau lié à l'intensité de la pluie, l'eau ruisselle sur la surface et se canalise vers les ruisseaux, les fleuves et enfin les mers.

Une étude très détaillée à ce propos a été faite par Ritchie (9). Si P (en mm) est la quantité de pluie tombée au sol et S (en mm) est l'infiltration potentielle dans le terrain, le ruissellement Q (en mm) est donné d'après Ritchie par:

$$Q = (P - 0.2 \cdot S)^2 / (P + 0.8 \cdot S) \quad 5)$$

La fig.5 montre l'influence des différentes valeurs de S sur le rapport entre pluie tombée au sol P et ruissellement Q. Na-

turellement S dépend de la nature du terrain: dans le cas de terrain agricole S varie entre 15.7 et 4000 mm, c'est-à-dire avec une valeur moyenne généralement bien au-dessus des valeurs d'intensité horaire de la pluie.

Les valeurs de l'infiltration potentielle S pour un site donné peuvent être déduites d'une étude de Chow (13), par la relation  $S=(1000/CN)-10$ , où CN est un nombre caractéristique de la courbe de ruissellement. La valeur de S dépend de la végétation dont est recouvert le terrain, de la pente du terrain, de sa condition hydrologique, etc. D'après un tableau montré à la page 21-11 du manuel de Chow on peut calculer par exemple que pour un terrain à pâturage, à forte vitesse de transmission d'eau (groupe A) et en conditions hydrologiques moyennes, la valeur de S est d'environ 260 mm; le même terrain, mais avec une vitesse de transmission minimale, est caractérisé par  $S=48$  mm. Et encore, un terrain boisé, par conditions hydrologiques moyennes, toujours appartenant au groupe A (ruissellement bas), donne  $S=450$  mm, tandis qu'un terrain du groupe C (ruissellement élevé) donnerait  $S=67$  mm.

Ceci pour ce qui concerne les sites agrestes; quant au terrain urbain la question est beaucoup plus simple: en effet après 3 mm de pluie en général le ruissellement est presque identique à la pluie tombée. Ceci réduit fortement le dépôt qui reste sur place et amène par conséquent une limitation de la dose éventuelle par rayonnement direct. Pour conclure sur la question du ruissellement, il est intéressant de citer les valeurs trouvées par Bayer comme moyenne annuelle régionale (14): pour la région du Haut-Rhin, 300 mm de ruissellement sur 1420 mm de pluie tombée par an; pour la région à nord de Bâle 300 mm de ruissellement sur 900 mm de pluie annuelle.

En conclusion on peut dire que, si on dispose de données sur les caractéristiques hydrologiques du terrain de la région à l'étude, on peut évaluer le ruissellement à partir des tableaux de Chow, et par la suite réduire les valeurs du dépôt total montrées fig.4 à une fraction correspondante à  $(P-Q)/P$ . Dans le cas contraire on devra nécessairement accepter les valeurs maximales de dépôt de la fig.4 telles qu'elles sont, aux fins d'une analyse de surêté.



Bibliographie.

- (1) Fisher B.E.A. (1979) The statistics of precipitation scavenging during long range transport. Central Electricity Research Laboratories, Lab. Note N° RD/L/N 42/79.
- (2) Cagnetti P., Ferrara V. (1980) Le transport et la diffusion de rejets radioactifs dans l'atmosphère sur moyennes et grandes distances: évaluation des concentrations dans l'air et des dépôts au sol. Rapport préparé sous contrat Euratom ( sous presse ).
- (3) Cagnetti P., Ferrara V. (1980) Wind persistence influences on the time averaged concentrations at short distances. Relation N° 5, présentée à ce même Séminaire.
- (4) Cagnetti P., Ferrara V. (1980) Conditions météorologiques défavorables à la diffusion sur grandes distances de rejets aériformes prolongés dans le temps: les situations de blocage. Relation N°37, présentée à ce même Séminaire.
- (5) Chamberlain A.C. (1955) Aspects of travel and deposition of aerosol and vapour clouds. AERE-HP/R 1261.
- (6) Engelmann R.J. (1966) Calculation of precipitation scavenging of particulates and gases from the atmosphere. Nuclear Safety, 3, 354-364.
- (7) Peterson K.R., Crawford T.V. (1970) Precipitation scavenging in a large cloud diffusion code. UCRL-72603.
- (8) Brenk H.D., Vogt K.J. (1976) Konzeption für eine praxisnahe Berechnung der Ablagerung radioaktiver Stoffe aus der Abluft kerntechnischer Anlagen durch Niederschlag. K.F.A., JÜl-1328.
- (9) Ritchie L.T., Brown W.D., Wayland J.R. (1978) Effects of rainstorms and runoff on consequences of atmospheric releases from nuclear reactor accidents. Nuclear Safety, 19, 220-238.
- (10) Maul P.R. (1978) Preliminary estimates of the wash-out coefficient for SO<sub>2</sub> using data from an east midlands ground

level monitoring network. Atmospheric Environment, 12, 2515-2517.

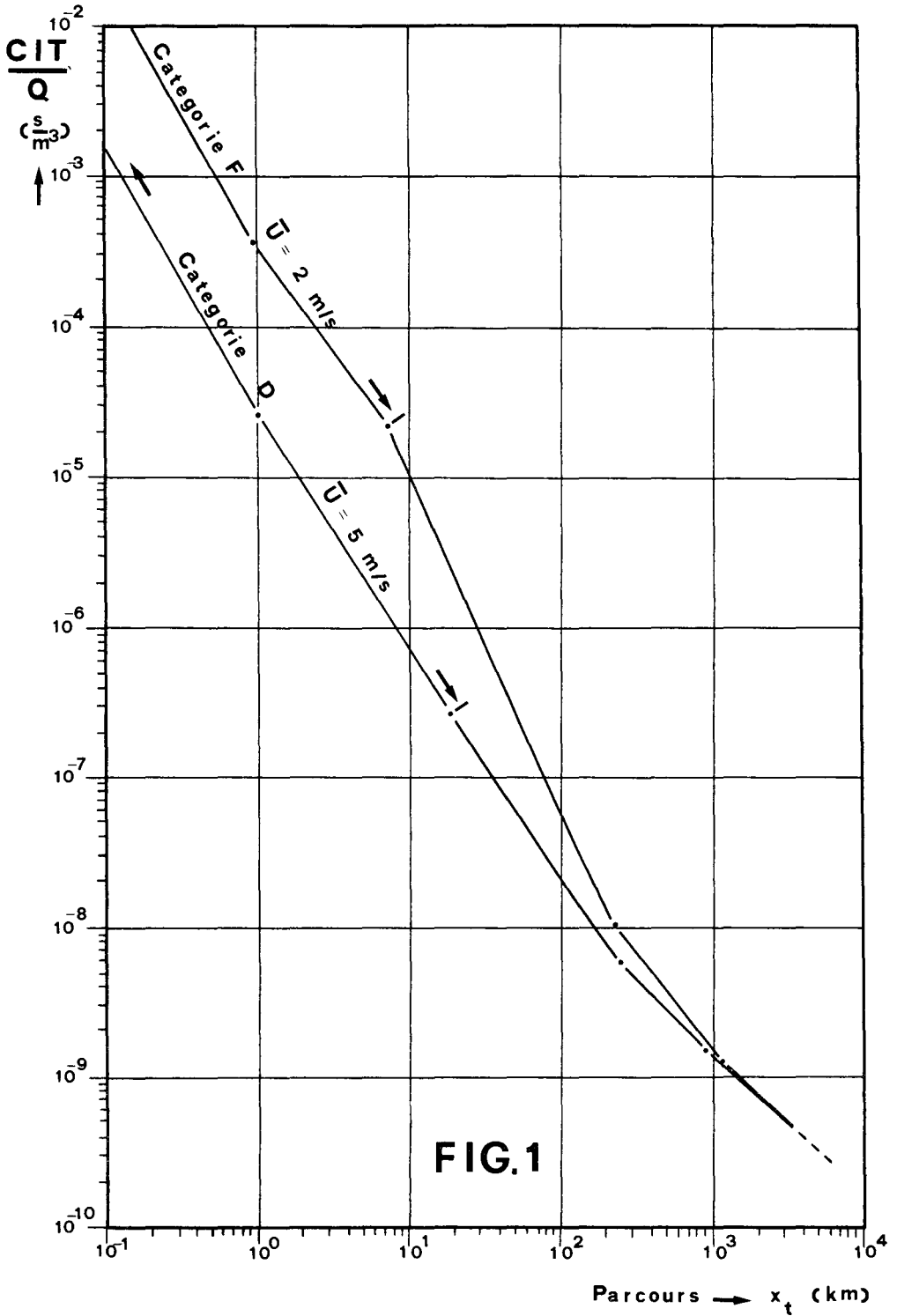
- (11) Griffiths J.F. (1976) Climate and the environment. P. Elek ed., London.
- (12) Jackson M.C. (1979) The largest fall of rain possible in a few hours in Great Britain. Weather, 34, 168-175.
- (13) Chow V.T. (1964) Handbook of applied hydrology, a compendium of water resources technology. Mc Graw Hill Book Co., New York.
- (14) Bayer A. (1978) The radiological exposure of the population in the Rhine-Meuse region. Report-Contract 083-75-9-PST-D of the E.C.C.

TABLEAU 1

	Surface (km <sup>2</sup> )	Intensité moyen ne (mm/h)	Durée (h)
Surface synop- tique	10 <sup>4</sup>	R	Quelques h à quelques j
Grande surface à méso-échelle	4000	2 R	1 à 12 h
Petite surface à méso-échelle	250	4 R	1 h
Surface cellu- laire	10	25 R	Quelques min.

TABLEAU 2

T (h)	1	4	16	48	168	504
$R_T = 10^3/\sqrt{T}$ ( mm/h )	16.7	8.3	4.2	2.4	1.3	0.74
$t_c = 10\sqrt{T}$ ( s )	600	1200	2400	4160	7780	13470
$x_c$ ( km )	3	6	12	20.8	42.4	80.2



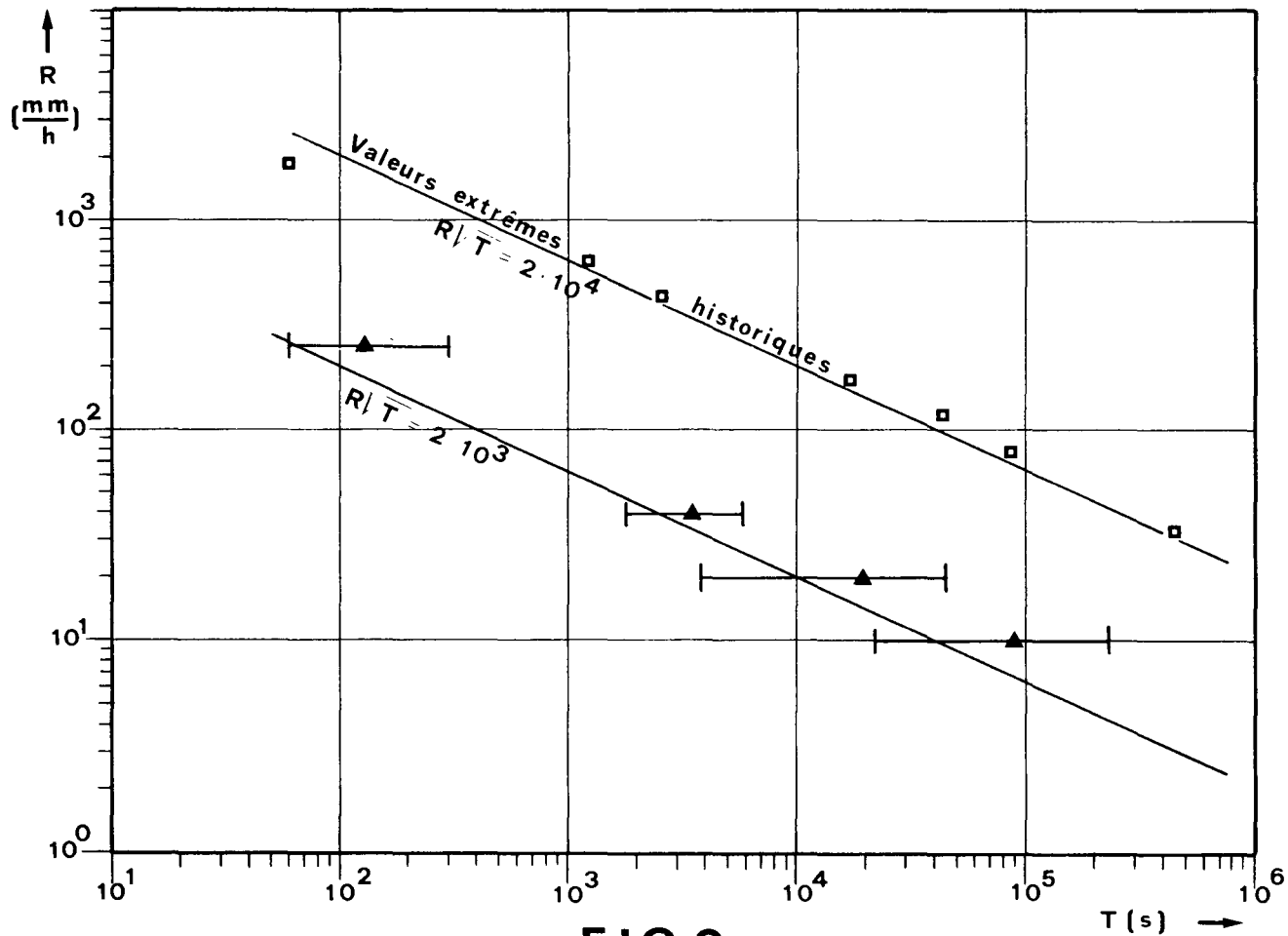
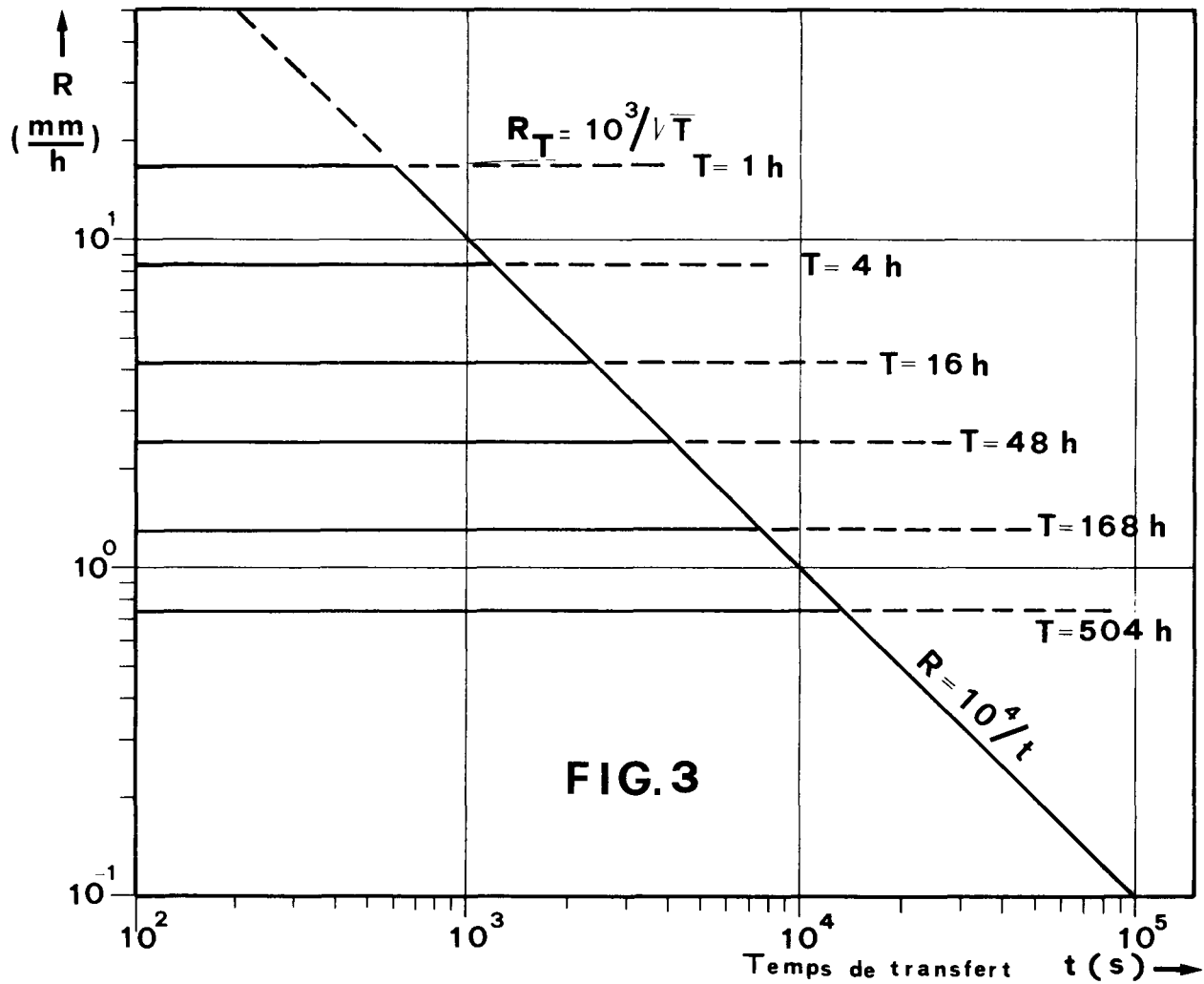
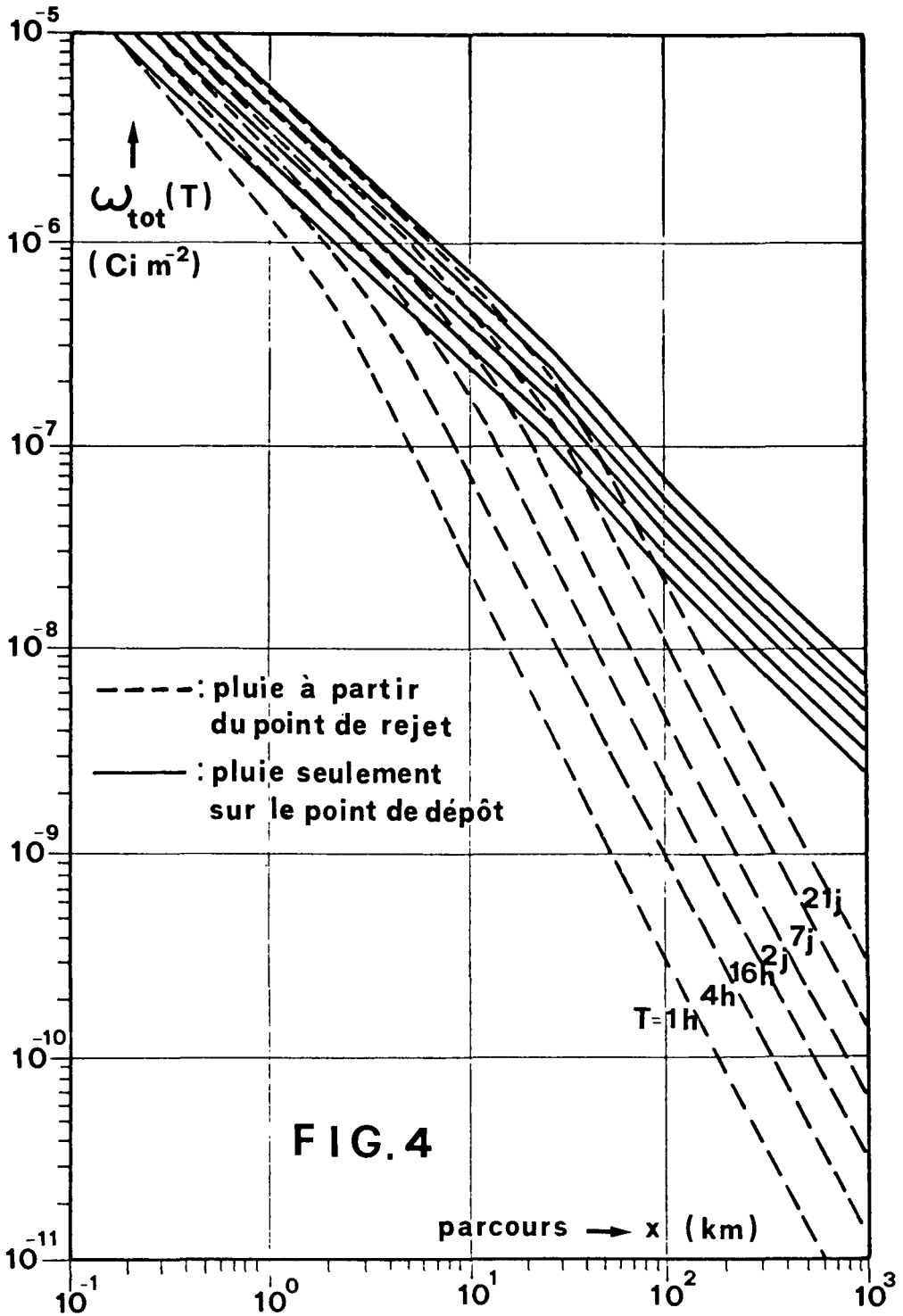


FIG. 2









INTERACTION PHYSICO-CHIMIQUE ENTRE LES REJETS RADIOACTIFS  
D'UNE CHEMINEE DE CENTRALE NUCLEAIRE ET LES PANACHES D'UN  
REFRIGERANT ATMOSPHERIQUE : INFLUENCES SUR LA DEPOSITION  
RADIOACTIVE AU SOL

P. BROG, H. FUCHS, W. HOFMANN et H. SUTTER  
Motor-Columbus  
Baden - SUISSE

RESUME. On présentera les grandes lignes et quelques détails importants de la modélisation numérique des interactions d'effluents radioactifs avec les panaches de réfrigérants atmosphériques. Les influences de la direction du vent, des hauteurs atteintes par les panaches des réfrigérants et de leurs longueurs visibles qui dépendent à leur tour des conditions atmosphériques régnantes (humidité, vitesse du vent) ainsi que les influences des pluies naturelles et des précipitations artificielles (dues aux gouttelettes de primage émises par les réfrigérants) sur les taux de déposition radioactive (Fallout + Washout) seront discutées. A l'aide de résultats de la modélisation numérique (programme KUMULUS) obtenus pour certaines conditions atmosphériques on dégagera les effets probables de ces interactions sur les facteurs de déposition radioactive annuels. On comparera les résultats obtenus avec ceux présentés par d'autres auteurs.

KURZFASSUNG. PHYSIKO-CHEMISCHE WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN DEN RADIOAKTIVEN ABLEITUNGEN EINES KERNKRAFTWERKKAMINS UND DEN ABLUFTFAHNEN EINES KÜHLTURMES : EINFLÜSSE AUF DIE RADIOAKTIVE ABLAGERUNG AM BODEN. Es wird ein allgemeiner Überblick mit einigen wichtigen Einzelheiten über die numerische Darstellung der Wechselwirkungen radioaktiver Ableitungen mit den Kühlturm-Abluftfahnen gegeben.

Die Einflüsse der Windrichtung, der von den Kühlturm-Abluftfahnen erreichten Höhen und ihrer erkennbaren Längen, die wiederum von den vorherrschenden Witterungsverhältnissen abhängen (Feuchtigkeit, Windgeschwindigkeit), sowie die Einflüsse der Regenfälle und der künstlichen (durch mitgerissene, von den Kühltürmen abgegebene Wassertröpfchen entstandene) Niederschläge auf das Ausmass der radioaktiven Ablagerungen (Fallout und Washout) werden erörtert. Anhand der für einige Wetterlagen erhaltenen Ergebnisse der numerischen Darstellung (KUMULUS-Programm) werden die wahrscheinlichen Auswirkungen dieser Interaktionen auf die für die radioaktiven Jahresablagerungen verantwortlichen Faktoren herausgestellt.

Die Ergebnisse werden mit denen anderer Autoren verglichen.

SUMMARY. PHYSICO-CHEMICAL INTERACTIONS BETWEEN RADIOACTIVE EFFLUENTS FROM A NUCLEAR POWER STATION STACK AND PLUMES FROM A COOLING TOWER : EFFECTS ON GROUND DEPOSITION OF RADIOACTIVITY. A broad outline of numerical modelling of the interaction between radioactive effluents and plumes from cooling towers will be given and some of the more important aspects dealt with in some detail.

The discussion will include the influence of wind direction, the heights reached by the cooling tower plumes, their visible lengths, which in turn depend on prevailing atmospheric conditions (humidity and wind speed), and the influence of natural rain and artificial precipitation (due to vapour droplets from the cooling towers) on the rate of radioactive deposition (fallout and washout). The probable effects of this interaction on the annual radioactive deposition factors will be brought out with the help of results obtained by numerical modelling (the KUMULUS model) for certain atmospheric conditions.

The results obtained will be compared with those presented by other authors.

## 1. INTRODUCTION

Considérons le panache de vapeur d'eau d'un réfrigérant atmosphérique de type humide équipant une centrale nucléaire. Nous appellerons panache condensé la partie du panache qui est saturée en vapeur d'eau. Un panache condensé est d'autant plus long et contient d'autant plus de gouttelettes d'eau de condensation que l'humidité relative de l'atmosphère est élevée. Supposons que des gouttes d'eau de pluie tombent sur le panache condensé et le traversent. Certaines de ces gouttelettes d'eau de condensation du panache vont subir des collisions avec les gouttes d'eau de pluie et seront ainsi entraînées vers le sol. Si pour une raison donnée les gouttelettes de condensation contiennent des impuretés ou sont radioactives celles qui sont entraînées vers le sol contribuent à la déposition de ces impuretés ou de la radioactivité sur le sol.

Considérons maintenant les effluents radioactifs de la cheminée de la centrale nucléaire en question. Il s'agit des gaz nobles, de la vapeur d'iode et des aérosols. Trois grandeurs jouent un rôle essentiel dans le calcul de l'exposition aux radiations dues à ces rejets. Ce sont la radioactivité de l'air au sol  $X(x,y)$ , la déposition de radioactivité au sol par dispersion et sédimentation (fallout)  $F(x,y)$  et la déposition de radioactivité au sol avec l'eau de pluie (washout)  $W(x,y)$ .

Lorsque le vent souffle dans une direction parallèle à l'axe cheminée → réfrigérant atmosphérique les effluents radioactifs peuvent être aspirés par le panache du réfrigérant et s'y mélanger.

Les conditions de dispersion atmosphérique et donc les grandeurs  $X$ ,  $F$  et  $W$  s'en trouvent modifiées. Les effluents radioactifs aspirés peuvent en outre être "absorbés" par les gouttelettes de condensation du panache condensé ou par des gouttes d'eau de pluie le traversant et captant au passage quelques unes de ces gouttelettes de condensation "contaminées". Il en résulte de nouvelles modifications des grandeurs  $X$ ,  $F$ ,  $W$ .

L'analyse qui suit présente un modèle simple, reposant sur des hypothèses plausibles et en même temps conservatrices, permettant de quantifier les modifications des grandeurs X, F et W.

## 2. MODELE DES INTERACTIONS

### 2.1 Equations de base

Les grandeurs X(x,y), F(x,y), W(x,y) se calculent selon (Ref. 1):

$$\text{Eq (1)} \quad X(x,y) = \frac{Q_E}{\pi \sigma_y \sigma_z \bar{u}} e^{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} - x/L} \quad (\text{Ci/m}^3)$$

$$\text{Eq (2)} \quad F(x,y) = v_g \cdot X(x,y) \quad (\text{Ci/m}^2\text{s})$$

$$\text{Eq (3)} \quad W(x,y) = \frac{Q_E \cdot \lambda}{\sqrt{2\pi} \sigma_y \bar{u}} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - x/L} \quad (\text{Ci/m}^2\text{s})$$

Avec $Q_E$	taux d'émission	(Ci/s)
$\bar{u}$	vitesse moyenne du vent	(m/s)
$v_g$	vitesse de sédimentation au sol	(m/s)
H	hauteur effective d'émission	(m)
x	distance à la source	(m)
y	éloignement transversal	(m)
$\sigma_z$	paramètre de dispersion vertical	(m)
$\sigma_y$	paramètre de dispersion horizontal	(m)
L	facteur d'atténuation de la source ("Cloud depletion coefficient")	(m)
$\lambda$	coefficient de washout	(s <sup>-1</sup> )
F	facteur de déposition sèche ("fallout factor")	(Ci/m <sup>2</sup> s)
W	facteur de déposition humide (washout factor)	(Ci/m <sup>2</sup> s)
X	radioactivité de l'air au sol	(Ci/m <sup>3</sup> )

Lorsque les effluents radioactifs ne sont pas aspirés par le panache du réfrigérant on a :

$$\begin{aligned}
 H(x) &= H_0 && \text{= Hauteur de la cheminée} \\
 \left. \begin{aligned}
 \sigma_y(x) &= \sigma_{y0}(x) \\
 \sigma_z(x) &= \sigma_{z0}(x)
 \end{aligned} \right\} && \text{selon la classe de diffusion atmosphérique} \\
 \lambda(x) &= \lambda_0 && \text{selon l'intensité de la pluie et le type} \\
 L(x) &= L_0 && \text{d'effluent considéré} \\
 \bar{u}(x) &= u_0
 \end{aligned}$$

Lorsque les effluents radioactifs sont aspirés par le panache du réfrigérant il convient de modifier les grandeurs  $H(x)$ ,  $\sigma_y(x)$ ,  $\sigma_z(x)$ ,  $\lambda(x)$  et éventuellement  $L(x)$  et  $\bar{u}(x)$ , les formules (1), (2) et (3) restant applicables. Ces modifications sont présentées ci-après.

## 2.2 Coefficient de washout $\lambda$

Pour un gaz (ou un aérosol assimilable à un gaz) réagissant chimiquement avec l'eau à une vitesse suffisamment élevée pour pouvoir considérer une goutte d'eau comme un puits de diffusion irréversible, le coefficient  $\lambda$  de ce gaz est donné pour une pluie de spectre géométrique  $N(R,I)$  et d'intensité  $I$  (mm/h) par (Ref. 2) :

$$\text{Eq (4)} \quad \lambda = \int_0^{\infty} N(R,I) \cdot 4\pi \cdot R \cdot D \cdot \text{Sh}(R) dR$$

avec

$$\begin{aligned}
 R &= \text{rayon des gouttes de pluie} && \text{(m)} \\
 D &= \text{coefficient de diffusion du gaz dans l'air} && \text{(m}^2\text{/s)} \\
 \text{Sh}(R) &= \text{nombre de Sherwood} && \text{(-)}
 \end{aligned}$$

Pour un aérosol (ou une gouttelette d'eau) de rayon  $R_A$  capté(e) irréversiblement par collision avec des gouttes d'eau de pluie,

le coefficient  $\lambda$  se calcule selon (Ref. 2):

$$\text{Eq (5)} \quad \lambda = \int_{R_A}^{\infty} N(R, I) \cdot \pi \cdot (R+R_A)^2 \cdot |v_s(R) - v_s(R_A)| \cdot \epsilon(R, R_A) \, dR$$

avec

$v_s$  = vitesse de chute dans l'air (m/s)

$\epsilon$  = efficacité de collision (de coalescence) (-)

### Hypothèses de travail

1. La pluie considérée est décrite par le spectre (Ref. 3):

$$N(R, I) = 1.6 \cdot 10^7 \exp(-R / (1.22 \cdot 10^{-4} \cdot I^{0.21})) \quad (\text{m}^{-4})$$

avec

$I$  = intensité de la pluie (mm/h)

2. Le panache condensé du réfrigérant contient  $N_B = 2.4 \cdot 10^8 \cdot W_B$  gouttelettes de condensation par m<sup>3</sup> d'air. Les gouttelettes ont toutes le même rayon  $R_B = 10^{-5}$  m et la teneur en eau liquide est  $W_B$  (gr/m<sup>3</sup>).

3. L'efficacité de coalescence  $\epsilon(R, R_A)$  d'un aérosol (ou d'une goutte d'eau de condensation) de rayon  $R_A$  avec une pluie du type considéré est remplacée dans la formule (5) par sa moyenne sur le spectre. Les valeurs suivantes sont adoptées (d'après Ref. 2):

$R_A$	( $\mu\text{m}$ )	< 2	2	5	10
$\bar{\epsilon}(R, R_A)$	(-)	0.00	0.05	0.50	1.0

4. L'efficacité de coalescence  $\epsilon(R_A, R_B)$  d'un aérosol de rayon  $R_A$  avec une gouttelette d'eau de condensation est nulle.

5. Les gouttes d'eau de pluie tombent verticalement.

6. L'iode gazeux est considéré comme un gaz réagissant chimiquement avec l'eau. Tout l'iode contenu dans l'eau s'y trouve sous forme aqueuse et ne peut être restitué à l'air ambiant que par évaporation.
7. Les gaz nobles ne réagissent pas chimiquement avec l'eau. Les quantités de gaz nobles diffusées dans l'eau sont entièrement restituées à l'air ambiant.

De ces hypothèses résultent par application des formules (4) et (5) les relations suivantes:

1er cas:

Les effluents radioactifs ne sont pas aspirés par le panache (ou sont aspirés par le panache mais en dehors de sa partie condensée)

(Valeurs de  $\lambda_0$  en  $s^{-1}$ )

1. Gaz nobles  $\lambda_0 = 0$
2. Iode gazeux  $\lambda_0 = 2 \cdot 10^{-5} \cdot I^{0.4} + 1.6 \cdot 10^{-5} \cdot I^{0.6}$
3. Aérosols  $R_A = 0.01 \mu m$   $\lambda_0 = 3.4 \cdot 10^{-8} I^{0.4} + 2.7 \cdot 10^{-8} I^{0.6}$   
 $0.01 < R_A < 2 \mu m$   $\lambda_0 = 0.$   
 $R_A = 2 \mu m$   $\lambda_0 = 3.6 \cdot 10^{-5} \cdot I^{0.8}$   
 $R_A = 5 \mu m$   $\lambda_0 = 3.6 \cdot 10^{-4} I^{0.8}$   
 $R_A = 10 \mu m$   $\lambda_0 = 7.2 \cdot 10^{-4} I^{0.8}$

2me cas:

Les effluents radioactifs sont aspirés par le panache dans la partie condensée

---

(Valeurs de  $\lambda$  en  $s^{-1}$ )

1. Gaz nobles:  $\lambda = \lambda_0$
2. Iode gazeux:  $\lambda = 7.2 \cdot 10^{-4} I^{0.8}$
3. Aérosols  $\lambda = \lambda_0$

Remarque: Les gouttes de condensation du panache condensé "absorbent irréversiblement" la totalité du iode gazeux en  $20/W_B$  secondes. ( $W_B$  est la teneur en eau liquide exprimée en gr/m<sup>3</sup>).

### 2.3 Dispersion des effluents à l'intérieur du panache

Si  $X$  et  $Z(X)$  désignent les coordonnées du centre du panache du réfrigérant atmosphérique les paramètres  $H$ ,  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$  des formules (1), (2) et (3) sont calculés à l'aide des relations:

$$H(x) = Z(X)$$

$$\frac{d\sigma_y(x)}{dX} = \frac{d\sigma_z(x)}{dX} = \simeq \beta \cdot \frac{dZ(X)}{dX} \quad \text{avec } \beta \simeq 0.08$$

$$x = D + X$$

avec

$D$  = distance entre la cheminée et le réfrigérant



3. RESULTATS DE LA MODELISATION: CAS DU IODE GAZEUX

Les figures 1 à 2 représentent les résultats de la modélisation pour une cheminée de 170 m et un réfrigérant de même hauteur situé à 250 m de la cheminée. Les panaches du réfrigérant ont été calculés à l'aide du modèle KUMULUS (Ref. 4).

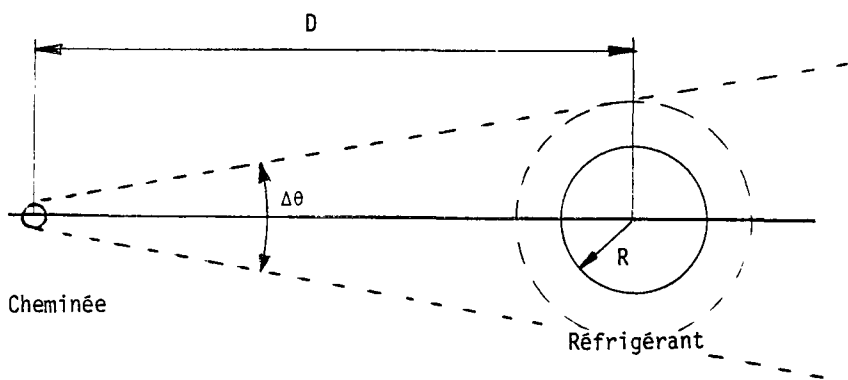
On constate en figure 2 que l'aspiration du iode gazeux par le panache condensé augmente le taux de déposition radioactif W (washout) d'un facteur 10 environ.

On constate en figure 3 que la déposition d'iode gazeux par les gouttes de primage émises par le réfrigérant est très faible.

La modélisation a en outre montré que l'aspiration de l'iode par le panache (condensé ou non) du réfrigérant supprime la déposition radioactive sèche (fallout).

4. INFLUENCES DU REFRIGERANT SUR LA DEPOSITION RADIOACTIVE A LONG TERME: CAS DU IODE GAZEUX

Les influences du réfrigérant sur les dépôts d'iode à long terme sont particulièrement marquées dans le secteur angulaire centré sur l'axe polaire cheminée → réfrigérant.



La largeur  $\Delta\theta$  de ce secteur est donnée approximativement par la relation:

$$\text{Eq (6)} \quad \Delta\theta \cong 2 \cdot \text{Arcsin} \frac{1.5 \cdot R}{D}$$

ou numériquement:

D/R	-	2.5	5.0	7.5	10.	20
$\Delta\theta$	$30^\circ$	31	17	11	8.5	4

Désignant par  $\bar{X}_0(x)$ ,  $\bar{F}_0(x)$  et  $\bar{W}_0(x)$  les facteurs de dispersion, respectivement de déposition sèche (fallout) et de déposition humide (washout) à long terme obtenus sans tenir compte du réfrigérant pour le secteur de largeur  $30^\circ$  centré sur l'axe polaire cheminée + réfrigérant, et désignant par  $\Delta\bar{X}(x)$ ,  $\Delta\bar{F}(x)$  et  $\Delta\bar{W}(x)$  les modifications de ces facteurs induites par le réfrigérant, les résultats obtenus pour les influences à court terme conduisent à:

$$\text{Eq (7)} \quad \Delta\bar{X}(x) \cong - \frac{\Delta\theta}{30} \cdot \bar{X}_0(x)$$

$$\text{Eq (8)} \quad \Delta\bar{F}(x) \cong - \frac{\Delta\theta}{30} \cdot \bar{F}_0(x)$$

$$\text{Eq (9)} \quad \Delta\bar{W}(x) \cong + \frac{\Delta\theta}{30} \cdot P(x) \cdot 10 \cdot \bar{W}_0(x),$$

ou  $P(x)$  est la probabilité d'observer par temps pluvieux un panache condensé de longueur supérieure à  $x$ .

Si l'angle  $\Delta\theta$  est égal à environ  $15^\circ$  et si les panaches condensés sont toujours longs par temps pluvieux ( $P(x) \approx 1$ ) les facteurs de dispersion  $\bar{X}$  et de déposition sèche  $\bar{F}$  à long terme seront réduits d'un facteur 2, tandis que le facteur de déposition humide  $\bar{W}$  à long terme sera amplifié d'un facteur 5.

## 5. DISCUSSION DU MODELE ET DES RESULTATS OBTENUS

### 5.1 Coefficient de washout $\lambda_0$ pour l'iode gazeux

Diverses relations de dépendance entre le coefficient de washout  $\lambda_0$  ( $s^{-1}$ ) et l'intensité  $I$  de la pluie (mm/h) ont été proposés par divers auteurs.

Vogt et Brenk (Ref. 5) analysent des observations de Chamberlain et trouvent:

$$\lambda_0 = 8 \cdot 10^{-5} \cdot I^{0.584} \quad (s^{-1})$$

Dans le domaine des faibles intensités de pluie ( $0 < I < 1$  mm/h) ces auteurs proposent la relation

$$\lambda_0 = 1.3 \cdot 10^{-4} \cdot I \quad (s^{-1}),$$

que l'on retrouve par exemple dans les recommandations du Ministère de l'Intérieur allemand (Ref. 1). Engelmann a calculé (Ref. 2) des coefficients  $\lambda$  selon l'Eq (4) en utilisant différents spectres de pluie obtenus expérimentalement. Ces coefficients se situent pour des intensités de pluie  $0.1 < I < 20$  mm/h à l'intérieur du domaine:

$$7.5 \cdot 10^{-5} \cdot I^{0.525} > \lambda_0 > 4.5 \cdot 10^{-5} \cdot I^{0.65} \quad (s^{-1})$$

Engelmann (Ref. 2) remarque cependant que les rares valeurs expérimentales existantes sont d'un ordre de grandeur au moins inférieures aux valeurs calculées à l'aide de l'Eq (4). Le calcul exact du coefficient  $\lambda$  nécessiterait la prise en compte des vitesses des réactions chimiques de l'iode dans les gouttelettes d'eau (Ref. 8).

Le coefficient  $\lambda_0$  utilisé dans le modèle présenté:

$$\lambda_0 = 2 \cdot 10^{-5} I^{0.4} + 1.6 \cdot 10^{-5} I^{0.60} \quad (\text{s}^{-1}),$$

est légèrement inférieur aux valeurs proposées par Engelmann (Ref. 2) dans la domaine  $0.1 < I < 1$  mm/h. Dans la région  $I \approx 0.1 - 0.2$  mm/h les valeurs utilisées correspondent à celles proposées par Vogt & Brenk et par Engelmann, mais pour  $I \approx 1$  mm/h elles sont 3.5 fois plus faibles que celles recommandées par le Ministère de l'Intérieur allemand (Ref. 1) ou par Vogt & Brenk (Ref. 5).

## 5.2 Coefficient de washout $\lambda$ pour l'iode gazeux capté par les gouttelettes de condensation du panache condensé

Le coefficient utilisé dans le modèle présenté,  $\lambda = 7.2 \cdot 10^{-4} I^{0.8}$  (en  $\text{s}^{-1}$ ), dépend assez fortement des hypothèses de travail 1 à 6 et plus spécialement des hypothèses simplificatrices 2 et 3. Engelmann (Ref. 2) propose (à partir de calculs de Chamberlain) un coefficient  $\lambda = 3.6 \cdot 10^{-4}$  pour  $I = 1$  mm/h, des gouttes d'eau de 10 microns (rayon) et un spectre de pluie selon Best (Ref. 6). Hübschmann, Nester et Wilhelm (Ref. 7) considèrent un coefficient  $\lambda = 6 \cdot 10^{-4}$  mais supposent que l'iode gazeux n'est absorbé par les gouttelettes de condensation qu'à raison de 60 % (au lieu de 100 %).

Les valeurs  $\lambda$  du modèle présenté sont donc (à priori) légèrement pessimistes. Il y a lieu cependant de tenir compte de ce que les spectres géométriques de l'eau de condensation des panaches de réfrigérants peuvent contenir des gouttelettes de rayon compris entre 0 et 50 microns selon la teneur en eau et le temps de vol de ces gouttelettes.

### 5.3 Influences du réfrigérant sur la déposition radioactive à long terme

Hübschmann et coll. (Ref. 7) ont analysé l'effet d'un réfrigérant de type humide haut de 150 m sur la déposition de l'iode émis par une cheminée haute de 100 m. Ils trouvent pour le secteur angulaire centré sur l'axe polaire cheminée → réfrigérant une réduction totale des facteurs de dispersion et de déposition sèche à long terme ( $\bar{X} = \bar{F} = 0.$ ), mais une augmentation de la déposition humide à long terme d'un facteur 3 ( $\bar{W} \cong 3 \bar{W}_0$ ). La déposition totale d'iode ( $\bar{F} + \bar{W}$ ) à long terme est amplifiée d'un facteur 3 pour les faibles distances à la cheminée ( $D \leq x \leq D + 200$  m, D étant la distance cheminée → réfrigérant) mais réduite d'un facteur 2 à 2.5 pour des distances supérieures.

## 6. CONCLUSIONS

Le modèle présenté permet d'évaluer les influences d'un réfrigérant atmosphérique sur la déposition d'iode gazeux. Pour le secteur centré sur l'axe polaire cheminée → réfrigérant on propose d'estimer ces influences par les formules (6) à (9). Une connaissance plus approfondie des coefficients de washout  $\lambda$  et  $\lambda_0$ , des spectres de gouttelettes dans les panaches condensés et dans les pluies ainsi que la prise en compte de la non-verticalité de la pluie permettraient d'affiner la modélisation et de l'appliquer au cas extrême d'une cheminée placée dans le réfrigérant atmosphérique de type humide (Ref. 9 et 10).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- (1) Gemeinsames Ministerialblatt "Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu §45 StrlSchV)".  
Herausgegeben vom BMI, Bonn, 15.08.1979
- (2) Calculation of Precipitation Scavenging of Particulates and Gases from the Atmosphere.  
By R. J. Engelmann  
In Nuclear Safety, Vol. 7, Nr. 3, pp. 354 - 364, 1966
- (3) The Parametrization of Raindrop Size Distribution.  
By Jürg Joss & Enrico G. Gori  
In Rivista italiana di geofisica  
Vol. III (1976), Nr. 5/6 pp. 275 - 283
- (4) Some Developments in plume and drift deposition modelling since 1974.  
By P. Brog, W. Hofmann, H. Sutter, H. Fuchs  
In Proceedings of the Symposium on "Environmental Effects of Cooling Tower Emissions" held at the Univ. of Maryland, May 2 - 4, 1978
- (5) Konzeption für eine praxisnahe Berechnung der Ablagerung radioaktiver Stoffe aus der Abluft kerntechnischer Anlagen durch Niederschlag.  
Von H. D. Brenk et K. J. Vogt  
Jülich-1328, August 1976, Kernforschungsanlage Jülich
- (6) The Size Distribution of Raindrops.  
By A. C. Best  
In Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 76: 16 - 36 (1950)
- (7) Discussion of Possible Effects Due to Mixing of Radioactive and Thermal Releases to the Atmosphere from Nuclear Power Plants.  
Von W. G. Hübschmann, K. Nester, J. G. Wilhelm  
In Proceedings of the Symposium on "Combined Effects on the Environment", IAEA-SM-197/28, Stockholm, June 2 - 5, 1975

- (8) A Theoretical Examination of Iodine-Water Partition Coefficients.  
A. E. J. Eggleton  
AERE-R 4887, Harwell, U.K., February 1967
  
- (9) Unconventional Arrangements for the Release of Radioactivity to the Atmosphere.  
H. Sutter, P. Brog, H. Fuchs  
Technical Meeting D2, NUCLEX 1978, Basel
  
- (10) Studie über die Anordnung des Abluftkamins von Kernkraftwerken in Kühltürmen.  
Erarbeitet von Motor-Columbus für RWE, April 1977, Baden

DEPOSITION INSTANTANEE (IODE)

(EN nCi/m<sup>2</sup>/a)

EMISSION : 0.98 Ci/a  
PLUIE : 4 mm/h  
TEMPERATURE AU SOL : 10 °C  
HUMIDITE RELATIVE : 99%  
GRADIENT : -0.006 °C/m

PARAMETRE : VITESSE DU VENT

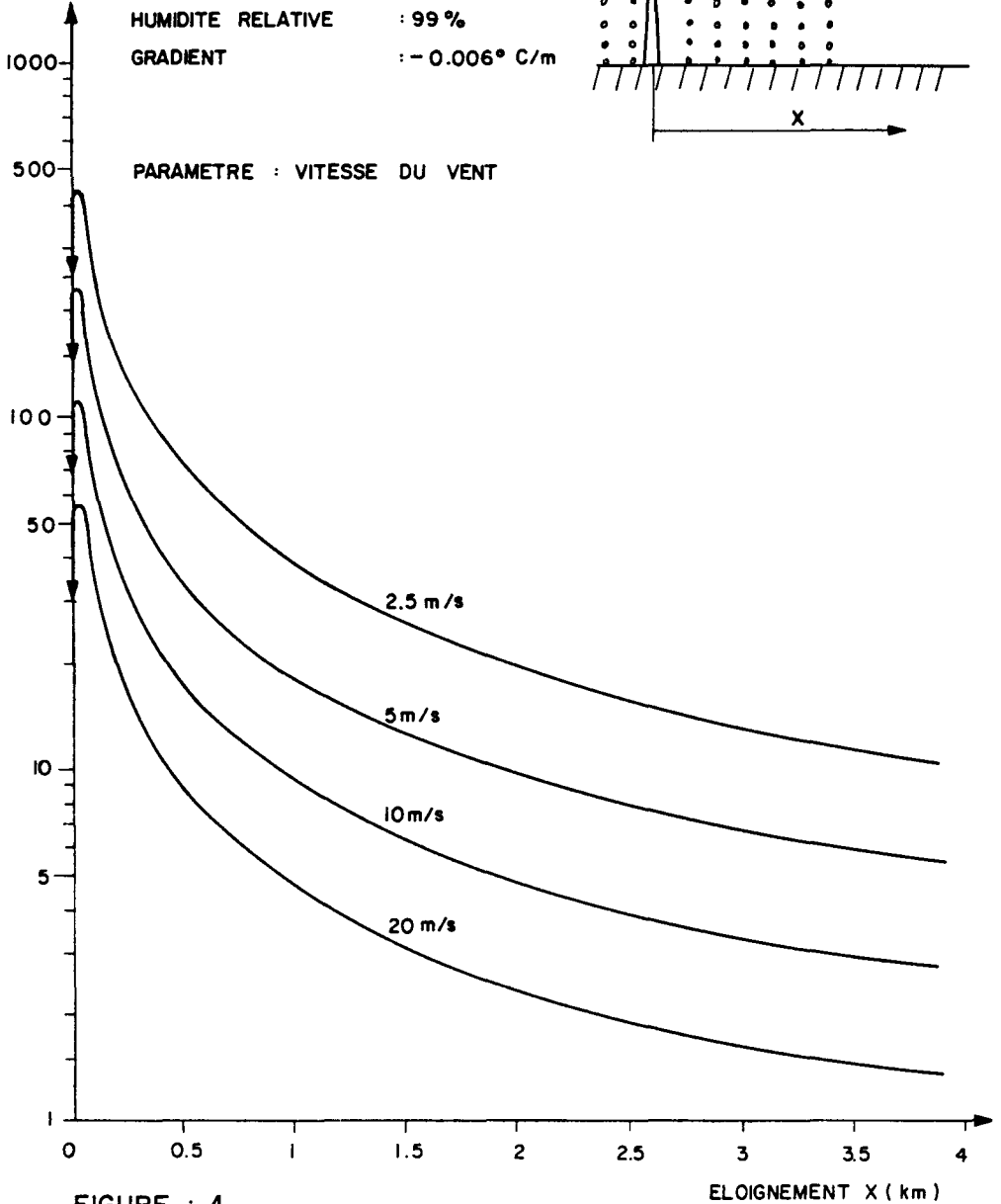
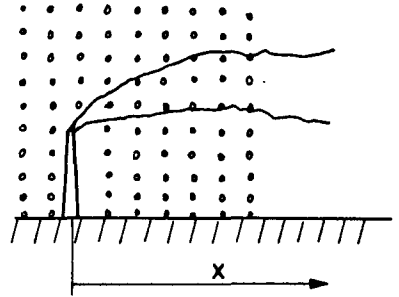


FIGURE : 1



**DEPOSITION INSTANTANEE (IODE)**

(EN nCi/m<sup>2</sup>/a)

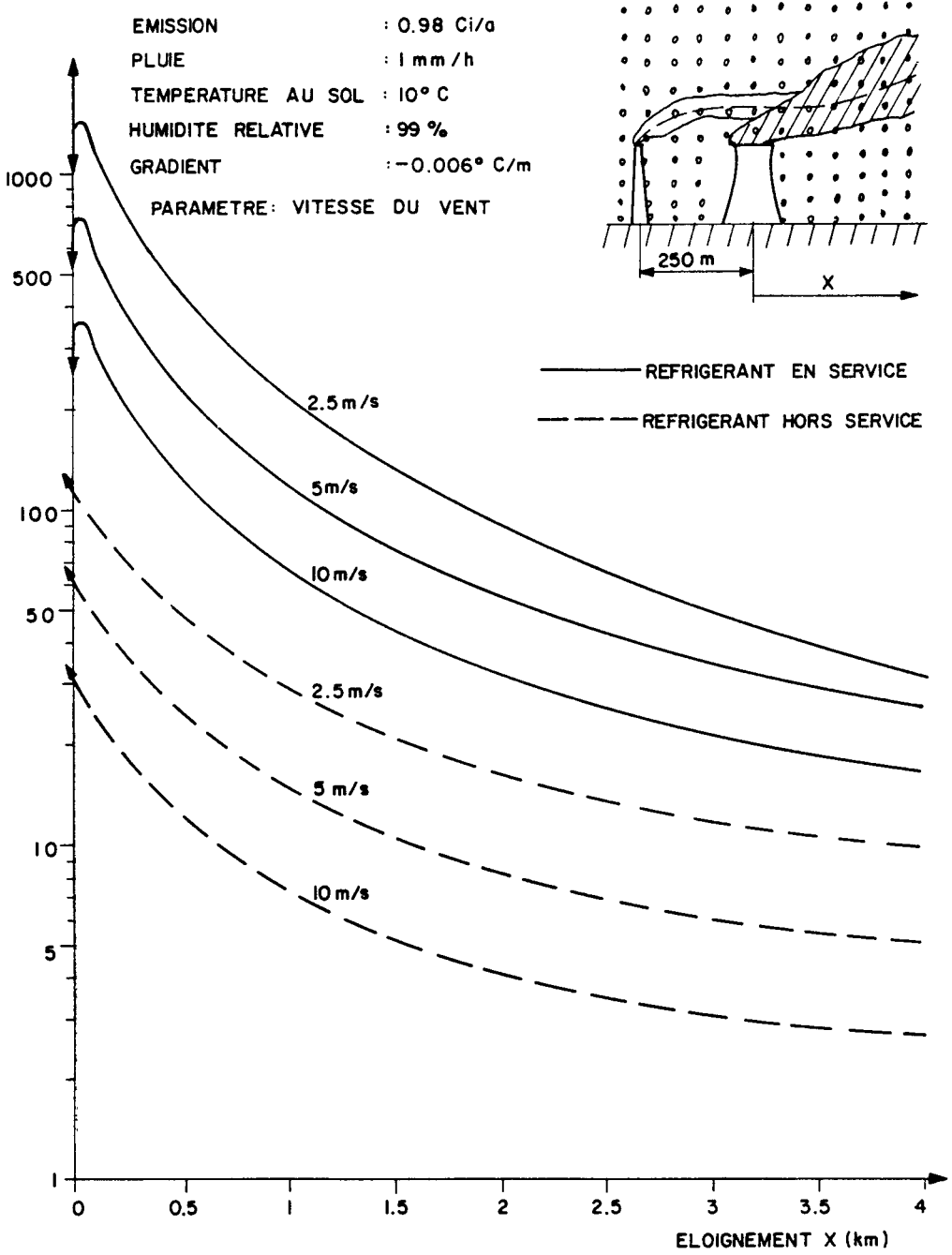


FIGURE : 2

### DEPOSITION INSTANTANEE PAR LES GOUTTES DE PRIMAGE

(Gradient  $dT/dz: -6^{\circ}\text{C} / 1000\text{m}$ , Vent  $V$ , Humidité 99%, Classe  $E_3$ )

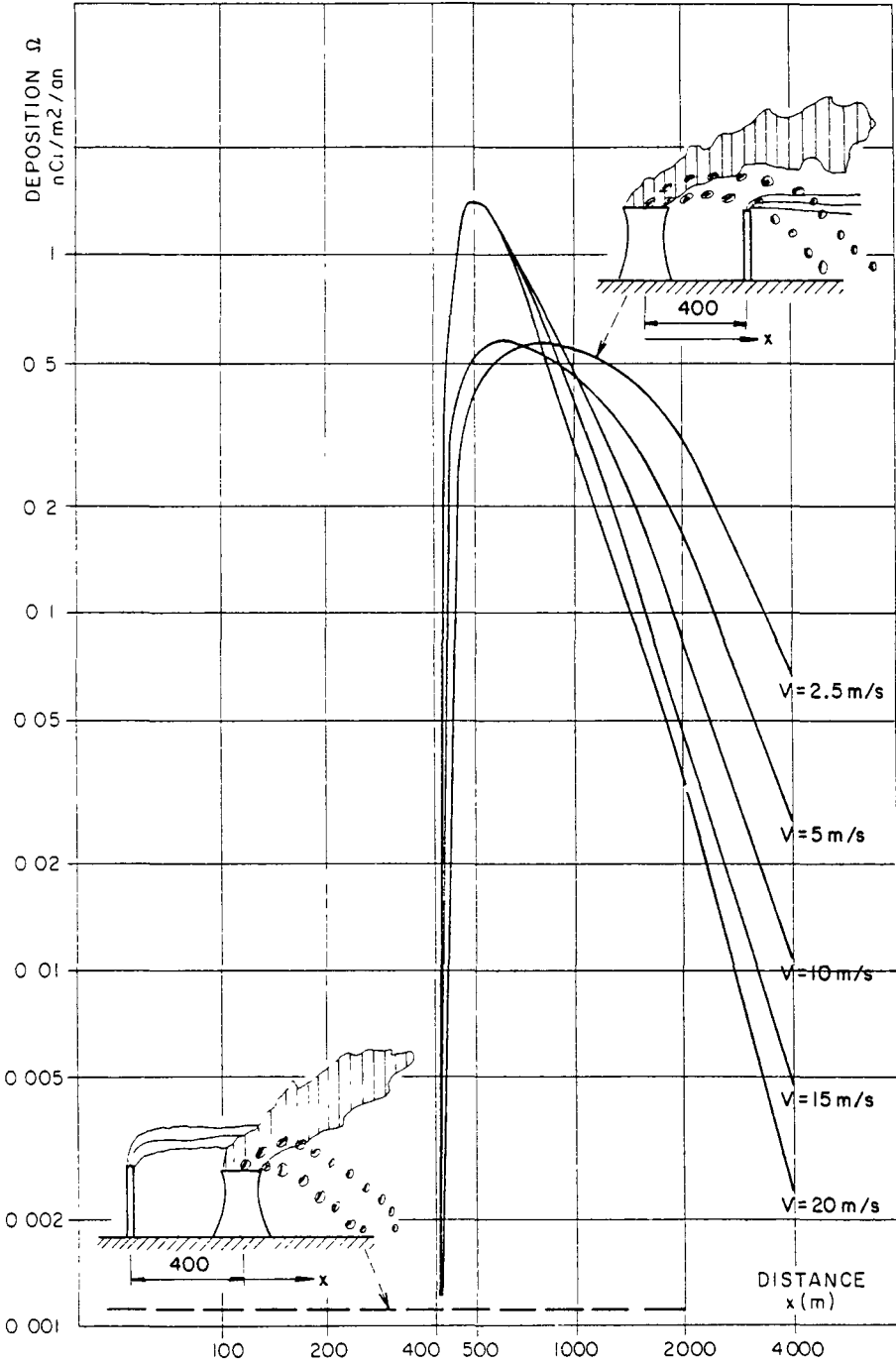


FIGURE : 3

PRATIQUES FRANCAISES EN MATIERE DE PREVISION QUANTITATIVE  
DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE POTENTIELLE  
LIEE AUX ACTIVITES NUCLEAIRES

A. DOURY  
C.E.A.

Fontenay-aux-Roses - FRANCE

RESUME. Depuis 1945, le développement nucléaire français a été accompagné, dans le domaine de la prévention et du contrôle de la pollution atmosphérique, d'efforts particuliers qui ont été notablement amplifiés après l'accident survenu au réacteur n° 1 de WINDSCALE en Grande-Bretagne en octobre 1957.

Dans un premier temps on a essentiellement procédé à la constitution rapide d'abaques pratiques sans support mathématique (LE QUINIO), directement déduits d'essais en vraie grandeur à l'aide de traceurs sur différents sites français.

Ensuite, à partir de 1970 environ, et en partie sous la pression de nouvelles nécessités et de nouveaux problèmes liés à la sécurité radiologique des essais nucléaires du Pacifique, on a cherché à mettre au point, en s'appuyant naturellement sur les données des différents essais "tracés", occasionnels ou concertés, tant français qu'étrangers, une modélisation générale mais suffisamment simple pour rester pratique et efficace (DOURY), qui soit capable de traiter le plus grand nombre possible de problèmes concrets en sortant notamment des limites d'utilisation assez restrictives des abaques précédents.

Les deux procédés, dont le premier est encore utilisé selon des errements anciens par le secteur nucléaire d'Electricité de France, et dont le second commence à être utilisé par le Support Technique de la Puissance Publique, sont présentés et discutés.

Ils sont ensuite comparés, tant sur le plan de leurs performances et de leur complémentarité, que sur celui de leurs résultats numériques, notamment à la lumière des résultats correspondants fournis par des méthodes étrangères (PASQUILL-GIFFORD).

KURZFASSUNG. FRANZÖSISCHE PRAXIS BEI DER ABSCHÄTZUNG DER VON DER NUKLEAR-INDUSTRIE MÖGLICHERWEISE BEWIRKTEN ATMOSPHERISCHEN BELASTUNG. Seit 1945 wird der Ausbau der Kernenergie in Frankreich von besonderen Bemühungen bezüglich Verhütung und Kontrolle der Luftverschmutzung begleitet, die insbesondere nach dem im Oktober 1957 eingetretenen Unfall am Reaktor Nr. 1 in WINDSCALE (Grossbritannien) weiter verstärkt wurden.

Zunächst wurden rasch praktische Nomogramme erarbeitet (LE QUINIO), die ohne theoretische Betrachtungen direkt aus Tracerstudien an verschiedenen reellen Standorten in Frankreich gewonnen wurden.

Anschliessend versuchte man seit etwa 1970, z.T. unter dem Druck neuer Notwendigkeiten und Probleme im Zusammenhang mit der radiologischen Sicherheit der im Pazifischen Ozean durchgeführten Kernwaffentests, anhand von zufällig gewonnenen Daten oder von Ergebnissen aus französischen oder ausländischen Tracerversuchen, ein allgemeines aber hinreichend einfaches Modell zu entwickeln; dies sollte bei einfacher Anwendbarkeit doch genügend präzise bleiben (DOURY) und die Möglichkeit schaffen, möglichst viele konkrete Probleme zu behandeln und dabei über die Grenzen der bisherigen Nomogramme hinaus brauchbar sein.

Die beiden Verfahren - das erste wird noch nach alten Verfahrensweisen von der Nuklearabteilung der "Electricité de France" angewandt, und das zweite findet allmählich Eingang bei den zuständigen Behörden - werden dargestellt und erörtert.

Anschliessend werden sie sowohl im Hinblick auf ihre Aussagefähigkeit und Komplementarität als auch auf ihre numerischen Resultate, insbesondere unter Hinzuziehung der entsprechenden nach anderen Methoden gewonnenen Ergebnisse (PASQUILL-GIFFORD) miteinander verglichen.

SUMMARY. FRENCH PRACTICE IN QUANTATIVE FORECASTING OF POTENTIAL ATMOSPHERIC POLLUTION RESULTING FROM NUCLEAR ACTIVITIES. Since 1945, development of the nuclear industry in France has been accompanied by specially undertaken studies of atmospheric pollution prevention and control which were stepped up substantially following the accident at the No 1 reactor at WINDSCALE in Great Britain, October 1957.

Initially work focused on the rapid development of practical graphical aids (LE QUINIO) based directly on full-scale tests with tracers at various French sites and having no mathematical justification.

Later, from about 1970, and in part to meet the new demands and radiological safety problems associated with the nuclear tests in the Pacific, efforts were made, based on data from the various French and other 'tracer' experiments both opportunistic and pre-planned, to develop a model (DOURY) sufficiently simple to be practical and efficient in use but still able to handle as many genuine problems as possible, principally by avoiding the relatively narrow constraints of the earlier graphical aids.

The two approaches, the former still used in its original form in the nuclear

sector of Electricité de France and the latter now being introduced in the Support Technique de la Puissance Publique, are presented and discussed. They are then compared in terms of efficiency and complementarity, and also in respect of numerical results, particularly in the light of corresponding results provided by the methods (PASQUILL-GIFFORD) used in other countries.

## INTRODUCTION

Dans le cadre du couplage des activités nucléaires et de l'environnement naturel lié au site des installations, la pollution atmosphérique constitue certainement, avec ses conséquences radiologiques, l'une des composantes les plus importantes du groupe des agressions ou contraintes potentielles exercées par les installations sur leur environnement.

Les phases principales de ces activités peuvent se décomposer de la façon suivante :

- Conception des installations ou opérations
- Conception des dispositions d'urgence et de sauvegarde
- Régulation des fonctionnements et déroulements normaux
- Déclenchement et régulation des actions d'urgence et de sauvegarde
- Recherche, sélection et choix des meilleurs emplacements, sites, ou itinéraires pour les installations ou opérations
- Constats, Rectifications, Recherches, Amélioration des connaissances et Contentieux.

Les pratiques françaises dont il est question ci-après sont naturellement adaptées au caractère opérationnel de ces activités, qui justifie notamment la simplicité de certaines hypothèses, compte tenu du rendement de l'outil d'analyse et de prévision.

La nature des objectifs poursuivis entraîne par ailleurs que les procédures d'évaluation passent obligatoirement par des documents de base qui portent, sous forme de réseaux d'abaques ou de courbes isovaleurs, sur les concentrations d'un polluant en suspension dans l'atmosphère. Ces concentrations traduisent l'effet résultant des deux principaux processus primaires, de transport (vent ou mouvement moyen), et de diffusion (turbulence), compte tenu éventuellement d'effets d'inertie (retombées lourdes), et d'une libération associée d'énergie à la source (surélévation). Des documents plus spécifiques des différents effets préjudiciables (Doses d'exposition aux rayonnements) sont ensuite déduits de ces documents de base en tenant compte si nécessaire d'un certain nombre de processus secondaires tels que lavages par les pluies, dépôts secs ou précipités, remises en suspension, décroissances radioactives, évolutions propres physicochimiques. Les données d'entrée nécessaires à l'obtention des différents documents concernent les configura-

tions de rejet d'une part, les configurations météorologiques d'autre part.

#### RAPPELS HISTORIQUES CONCERNANT LES METHODES D'EVALUATION

Le problème des méthodes et moyens d'évaluation quantitative pratique des transferts atmosphériques est beaucoup plus un problème de choix et d'adaptation parmi les nombreuses méthodologies existantes qu'un problème de recherche de moyens véritablement nouveaux. Historiquement, et pour le but précis qui nous concerne ici, il faut d'abord considérer les solutions analytiques, que l'on peut appeler "solutions-panaches", des équations différentielles primitives. Jusqu'au début des années 60, le modèle dominant dans cette catégorie est celui de SUTTON, remplacé depuis lors par une procédure plus satisfaisante, notamment sur le plan des domaines de validité et de l'introduction pratique des conditions météorologiques, due essentiellement à PASQUILL. Cette procédure est encore largement utilisée dans le monde. Il est cependant apparu progressivement, notamment depuis 1970, et simultanément dans plusieurs pays dont la FRANCE, qu'une solution "panache" comportait des limitations intrinsèques que les progrès scientifiques et techniques, particulièrement en matière de moyens de calculs, ne justifiaient plus. C'est ainsi qu'à côté des modèles lourds dits "à éléments et différences finis", s'est constituée, pour faciliter, ou simplement permettre le traitement de problèmes plus ou moins éloignés des situations "panaches", tels que les transitoires d'émission et de transfert, une catégorie originale, dite à séquences de "bouffées" ou d'"échelons" d'émission successifs, qui conserve tous les avantages de commodité des solutions "panaches" tout en présentant un certain nombre d'avantages supplémentaires sur le plan des performances. Il s'agit essentiellement de la simulation d'une émission quelconque par des séquences d'émission quasi instantanées dont chacune est traitée sur sa trajectoire propre par un modèle d'expansion synchrone trigaussien où les paramètres sont des fonctions de la durée de transfert, déduites de très nombreuses expérimentations. Dans sa version actuelle, en tout cas en FRANCE, ce modèle dit "à fond plat", c'est-à-dire sans prise en compte directe du relief, dont l'influence est cependant d'autant mieux intégrée que les vents considérés sont réels et plus finement définis dans le temps et dans l'espace. Comme enfin il s'agit d'un modèle à séquences d'émissions instantanées, il s'ensuit naturellement que les modèles de retombées lourdes (explosions nucléaires), où les effets de gravité sont traités grâce à une démultiplication de chaque source en une série de sources élémentaires simultanées classées en fonction de la granulométrie,

font partie de la même catégorie.

#### POSITION DE L'INSTITUT DE PROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE

En FRANCE, la position de l'INSTITUT DE PROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE, considéré dans l'exercice de sa mission particulière de Support Technique de la Puissance Publique, s'inscrit dans le droit fil de la position du COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE dont les fondements remontent à la fin des années 50. C'est notamment après l'accident survenu à WINDSCALE en octobre 1957, et avant la prise de décision d'opérations délicates (réchauffage "WIGNER" du graphite) prévues à MARCOULE en 1958, que des programmes organisés en vue de la mise au point de moyens d'évaluation et de prévision quantitatives pratiques des transferts atmosphériques ont été conçus et engagés. Dans un premier temps on a essentiellement procédé à la constitution d'abaques pratiques sans support mathématique (LE QUINIO), directement déduits d'essais en vraie grandeur à l'aide de traceurs sur différents sites français. Ces abaques sont encore, selon des errements anciens, utilisés par les Services d'Equipement d'ELECTRICITE DE FRANCE pour la détermination des dispositions constructives des installations. Ensuite, à partir de 1970 environ, et en partie sous la pression de nouvelles nécessités et de nouveaux problèmes liés à la sécurité radiologique des essais nucléaires du PACIFIQUE, on a cherché à mettre au point, en s'appuyant naturellement sur les données des différents essais "tracés", occasionnels ou concertés, tant étrangers que français, dont ceux publiés par LE QUINIO, une modélisation générale cohérente, mais suffisamment simple pour rester pratique et efficace (DOURY), qui est à l'origine de la situation actuelle, où le modèle "à séquences d'échelons d'émissions quasi instantanées" est à la base des différentes prestations de Support Technique des Unités qui constituent l'IPSN. Un cahier d'abaques d'évaluations directes a été réalisé ainsi que divers codes de calcul respectivement spécifiques d'un certain nombre de problèmes particuliers.

#### ABAQUES DE R. LE QUINIO

La première publication à caractère officiel des travaux de R. LE QUINIO et de ses collaborateurs remonte à 1963 [1], [2]. Pour tout ce qui concerne le détail des méthodes et des premiers résultats, on s'y reportera utilement. Il s'agissait essentiellement d'une centaine d'expériences en vraie gran-



deur réalisée sur six sites français différents, à l'aide d'une méthode inspirée des travaux de ROBINSON, qui ont fait l'objet d'une publication dans le numéro de février 1959 du Journal of Meteorology.

Le traceur utilisé était un sel disodique de fluorescéine ou uranine, de granulométrie moyenne probable comprise entre 2 et 8  $\mu\text{m}$ . Les distances couvertes portaient sur une quinzaine de kilomètres. Les prélèvements dynamiques sur filtres étaient de quarante minutes, et les émissions, du genre continu, de l'ordre de l'heure à une hauteur de 5 à 50 mètres.

Les conditions météorologiques, vent, stabilité verticale, précipitations, étaient naturellement mesurées lors de chaque essai.

Les résultats de mesure ont été rassemblés, analysés et regroupés, et des abaques pratiques en ont été directement déduits, sans aucune tentative de formalisation mathématique.

En se limitant à l'étape essentielle des concentrations volumiques, les figures 1 à 3, tirées d'une publication récapitulative de 1970 [3], et comportant les résultats d'essais plus récents relatifs à un septième site, reproduisent les abaques obtenus pour la situation au niveau du sol sous le vent, avec deux catégories de conditions de diffusion, normales et mauvaises, et trois hauteurs de rejet, 30, 70 et 100 mètres.

L'influence de la hauteur de l'émission, indiquée en tireté, est donnée sous toutes réserves. Une correction en  $t^{-0,5}$  pour les concentrations, associée à une correction en  $t^{0,5}$  pour les dimensions, où  $t$  est exprimé en heure, est par ailleurs recommandée, pour tenir compte de l'effet de la durée d'observation dans le cas d'une émission continue ou suffisamment prolongée. Les abaques ne sont strictement valables que dans les conditions des essais, c'est-à-dire notamment, sur des distances maximales d'une quinzaine de kilomètres.

Considérant ensuite une certaine dispersion des résultats, et pour tenter d'en réduire les effets, LE QUINIO a publié en 1973 [4] une présentation différente de ses travaux, dont la caractéristique principale est de leur attribuer une dimension probabiliste complémentaire. Pour déterminer cette dimension, il est apparu que la loi log-normale était celle qui rendait le

mieux compte de la dispersion des observations, et notamment de la dissymétrie due à la limitation inférieure par absence de valeurs négatives des concentrations.

La figure 4 rassemble l'essentiel de la présentation probabiliste des travaux de LE QUINIO. C'est cette présentation qui doit dès lors être systématiquement utilisée.

Il faut enfin signaler que les modalités d'application de la correction recommandée pour intégrer l'effet de la durée d'observation ont été précisées par une communication spécialement consacrée à ce problème [5]. Compte tenu d'autres travaux non publiés, sur le même sujet, le tableau ci-dessous en résume l'essentiel des éléments numériques nécessaires

Durée d'exposition en heure	Exposant de la durée d'exposition
0,25 à 1	0,50
1 à 4	0,40
4 à 24	0,25
24 à	0

#### MODELISATION GENERALE DOURY A SEQUENCES D'EMISSIONS INSTANTANEEES

La modélisation générale à séquences d'échelons d'émissions quasi instantanées, telle qu'elle est actuellement pratiquée en FRANCE par l'INSTITUT DE PROTECTION ET DE SURETE NUCLEAIRE, fait partie du Groupe des modèles à solution analytique de l'équation générale, dite quelquefois primitive, de la diffusion turbulente.

#### Trajectoires

Les trajectoires, considérées comme des lieux de maximum de concentrations, sont déterminées dans un premier temps grâce à une séparation systématique du mouvement moyen et des mouvements turbulents. A première vue cette séparation peut paraître complètement arbitraire. En fait il n'en est rien, car le respect des cohérences d'échelles impose un certain nombre de précautions

qui sont déterminées, à chaque instant, par la dimension initiale ou acquise de chaque échelon d'émission. En principe l'échelle des mouvements turbulents correspond aux dimensions et durées de transfert associées nettement inférieures aux valeurs correspondantes actuelles de l'échelon considéré, tandis que l'échelle du mouvement moyen correspond aux dimensions et durées de transfert nettement supérieures à ces mêmes valeurs, et il convient généralement de distinguer en outre une troisième échelle, intermédiaire, dite de "déformation", pour les valeurs de dimensions et de durées de transfert associées, qui sont de l'ordre de grandeur de celles de l'échelon considéré à l'instant considéré. Dans la pratique les intervalles de calcul des trajectoires, qui correspondent au mouvement moyen, doivent donc être indexés sur les durées de transfert qui servent au calcul des dimensions atteintes par chaque échelon, et une certaine marge de liberté existe toujours dans la mise en place de la coupure "mouvement moyen - mouvement turbulent". En d'autres termes il peut quelquefois être intéressant d'utiliser des intervalles de calcul de trajectoires nettement inférieurs aux durées de transfert, mais dans ce cas la position correspondante de la coupure "moyenne-turbulence" doit être scrupuleusement respectée dans toute la suite des opérations, de manière à éviter des recouvrements, conduisant par exemple à reprendre en compte dans la turbulence des effets déjà pris en compte au niveau des trajectoires. Des problèmes similaires se posent naturellement au niveau des sources dont le caractère non rigoureusement ponctuel ou instantané peut imposer des limites inférieures pour les intervalles de calcul des trajectoires. Des travaux sont en cours en vue d'apporter les précisions nécessaires quant aux modalités pratiques d'application de ces principes.

#### Equation primitive de diffusion

Les trajectoires précédemment déterminées servant de référence, comme lieux de circulation de centres de masses de matière polluante, il reste ensuite à déterminer par rapport à cette référence, la distribution de ces masses dans le temps et dans l'espace. C'est à ce stade des opérations que l'on utilise une solution analytique de l'équation différentielle primitive de diffusion. On ne reviendra pas ici sur le détail très complexe des considérations théoriques qui ont conduit à la détermination de cette solution. Il suffira de rappeler l'essentiel de la démarche dont les principales étapes sont les suivantes.

L'opérateur vectoriel  $\nabla$  ayant pour composantes les trois dérivées d'espace euclidien à trois dimensions, on exprime d'abord le bilan général des flux de quantités de matières :

$$\frac{\partial \bar{\chi}}{\partial t} = - \nabla \cdot (\bar{\vec{V}} \bar{\chi}) + S \quad (1)$$

où :

- $\chi$  = Concentration volumique du polluant minoritaire
- $t$  = Temps
- $\vec{V}$  = Vecteur vitesse de l'écoulement porteur
- $S$  = Terme "Puits et Sources"

L'expression (1) exprime que la variation locale de concentration est équilibrée par la divergence des flux résultants de matière, compte tenu des entrées ou sorties indépendantes dénommées "sources" ou "puits".

On procède ensuite à la coupure, ou séparation, évoquée plus haut, entre le mouvement moyen et les mouvements turbulents :

$$\frac{\partial \bar{\chi}}{\partial t} = - \nabla \cdot \left[ \overline{(\vec{V} + \vec{V}') (\chi + \chi')} \right] + S \quad (2)$$

où :

- $\vec{V}'$  = Fluctuation temporelle de la vitesse
- $\chi'$  = Fluctuation temporelle de la concentration

Les moyennes des fluctuations étant par définition nulles, l'équation (2) s'écrit plus simplement :

$$\frac{\partial \bar{\chi}}{\partial t} = - \nabla \cdot (\bar{\vec{V}} \bar{\chi}) - \nabla \cdot (\overline{\vec{V}' \chi'}) + S \quad (3)$$

et en exprimant la fluctuation temporelle de concentration en fonction de la fluctuation de vitesse et du gradient de concentration :

$$\frac{\partial \bar{\chi}}{\partial t} = - \nabla \cdot (\bar{\vec{V}} \bar{\chi}) + \nabla \cdot \left[ \overline{\vec{V}' \bar{\nabla} \bar{\chi} \cdot \vec{V}' \frac{d\bar{\chi}}{dt}} \right] + S \quad (4)$$

Si on introduit ici une hypothèse de non divergence du mouvement moyen, soit :

$$\overline{\nabla \cdot \vec{V}} = 0$$

ainsi qu'une hypothèse de fermeture du système au premier ordre, soit :

$$\frac{d}{dt} (\overline{\vec{V}\chi}) = 0$$

il reste finalement :

$$\frac{\partial \overline{\chi}}{\partial t} = - \overline{\vec{V} \cdot \nabla \chi} + \nabla \cdot \left[ \overline{\left| \vec{V}'_i \vec{V}'_j \right| dt \cdot \nabla \overline{\chi}} \right] + S \quad (5)$$

d'où l'on peut dégager l'expression tensorielle du coefficient de diffusion turbulente :

$$\overline{\left| \vec{V}'_i \vec{V}'_j \right| dt} = K_{ij}$$

où  $i$  et  $j$  sont les indices des trois directions spatiales, associées deux à deux.

#### Solution analytique de l'équation de diffusion

La solution analytique adoptée pour l'équation (5) est bien connue. Elle découle naturellement, moyennant une condition de compatibilité entre les coefficients et les écarts-types, qui sera explicitée plus loin, d'une hypothèse de distribution instantanée trinormale des masses de matière polluante autour de leur centre. On peut l'écrire, pour une source ponctuelle et en fonction de l'espace et du temps, soit sous la forme d'une concentration par rapport à une quantité libérée instantanément, soit sous la forme d'une variation temporelle de concentration par rapport à une variation temporelle d'émission. On la désignera par  $T$  pour rappeler sa relation exclusive avec les processus de transfert et on écrira.

$$T(t - t_e) = \frac{\chi(x, y, z, t)}{\Delta Q} = \frac{\partial \chi / \partial t_e}{dQ / dt_e} \quad (6)$$

$$T(t - t_e) = (2\pi)^{-\frac{3}{2}} (\sigma_x \sigma_y \sigma_z)^{-1} \exp - \frac{1}{2} \left[ \frac{[x - \bar{u}(t - t_e)]^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right] \quad (7)$$

où :

- Q = Quantité émise
- $t_e$  = Instant d'émission
- $\sigma_x \sigma_y \sigma_z$  = Ecart-types de distributions spatiales
- $\bar{u}$  = vitesse moyenne du vent
- x y z = Coordonnées spatiales classiques

En l'absence d'hypothèses contraires, la fonction source est quelconque, soit :

$$\frac{dQ}{dt_e} = S(t_e)$$

Dans ces conditions la concentration locale et instantanée due à une source ponctuelle quelconque est naturellement obtenue par une première intégration sur la durée de l'émission, soit de  $t_0$  à  $t_f$  :

$$\chi(x,y,z,t) = \int_{t_0}^{t_f} \frac{\partial \chi}{\partial t_e} dt_e = \int_{t_0}^{t_f} S(t_e) \cdot T(t - t_e) dt_e \quad (8)$$

#### Coefficient de Transfert Atmosphérique - CTA

Par une seconde intégration, on peut en déduire la concentration locale intégrée, sur la durée de passage au point d'observation, qui est directement proportionnelle aux expositions éventuelles consécutives, soit :

$$\chi_1(x,y,z) = \int_{-\infty}^{+\infty} \chi(t) dt = \int_{t=-\infty}^{t=+\infty} \int_{t_e=0}^{t_e=t_f} S(t_e) \cdot T(t - t_e) dt_e dt \quad (9)$$

où l'on reconnaît un produit de convolution entre les fonctions S et T, et où T se présente comme une réponse impulsionnelle de l'atmosphère à une fonction d'émission du type "DIRAC". En fait les fonctions S et T sont indépendantes, de même que les instants d'émission et d'observation, de sorte que l'on peut facilement exprimer la concentration locale intégrée sur le temps d'observation, pour une valeur unitaire de l'intégrale de l'émission sur la durée de cette émission. Nous appellerons Coefficient de Transfert

Atmosphérique, où CTA, cette concentration intégrée particulière, que certains auteurs désignent par "Concentration Intégrée Normalisée," et qui est aussi l'intégrale sur la durée de passage au point d'observation de la réponse impulsionnelle de l'atmosphère (dont la transformée de LAPLACE est la Fonction de Transfert classique), soit :

$$CTA = \frac{X_i(x, y, z)}{\int_{t_0}^{t_f} S(t_e) dt_e} = \int_{-\infty}^{+\infty} T(t - t_e) dt \quad (10)$$

La notion de Coefficient de Transfert Atmosphérique ainsi défini est particulièrement intéressante par son caractère de signification générale, quelles que soient les formes de source, de transfert et de réponse, pourvu que l'on accepte la perte d'information concernant ces formes. C'est ainsi par exemple qu'avec le même CTA, qui dépend uniquement du transfert, on pourra, dans certaines conditions, passer d'un régime transitoire à un régime permanent.

#### Modalités d'intégration

Dans le cas général de la fonction source quelconque, les intégrations (8) et (9) de (7) sont en réalité mathématiquement impossibles. Elles sont donc nécessairement remplacées dans la pratique par des intégrations numériques où la source réelle est simulée par une séquence discrète d'échelons d'émissions quasi instantanées. Certains auteurs [6] pensent que cette pratique est inacceptable en raison du fait que "la vitesse de séparation d'une paire de particules à un instant quelconque dépend de la séparation elle-même et que lorsque cette séparation augmente la vitesse de séparation augmente aussi" (p.138). Nous pensons pouvoir être d'un avis contraire dans la mesure précisément où, comme la suite le montrera, il est tenu compte de cette circonstance indiscutable, par le biais de la variation du coefficient de diffusion en fonction de la dimension de chaque échelon, indexée sur son âge.

Il est bien connu par contre que dans les cas des émissions ponctuelles brèves ou permanentes par vent assez fort, les intégrations sur la durée d'exposition (9), ou sur la durée d'émission (8), respectivement, se simplifient remarquablement.

Cette simplification provient du terme source constant et surtout, pour l'intégration de la "gaussienne en x", de la possibilité de considérer les écarts-types comme localement constants en raison de la rapidité du défilement. Ces circonstances se traduisent pour les intégrations (8) et (9) par :

$$\frac{\chi_i(x,y,z)}{\Delta Q} = \frac{\chi(x,y,z)}{S} = \int_{-\infty}^{+\infty} T(t - t_e) dt = \int_{-\infty}^{+\infty} T(t - t_e) dt_e \quad (11)$$

$$\int_{-\infty}^{+\infty} T(t) dt = (2\pi \bar{u} \sigma_y \sigma_z)^{-1} \exp - \frac{1}{2} \left( \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \quad (12)$$

avec :

$$\frac{d\sigma_x}{dt} = \frac{d\sigma_y}{dt} = \frac{d\sigma_z}{dt} = 0$$

et

$$\bar{u} \neq 0$$

#### Détermination numérique des écarts-types

La dernière étape de la démarche est fondamentale. C'est celle de la détermination numérique des écarts-types de la fonction T de l'équation (7).

#### - Aspect théorique

Après avoir admis la réduction de la matrice des coefficients de diffusion à sa diagonale principale, soit :

$$K_{ij} = 0 \text{ pour } i \neq j \quad (13)$$

et rappelé la condition de compatibilité entre les coefficients de diffusion de l'équation primitive et les écarts-types de la solution analytique, soit :

$$K_{iit} = \frac{1}{2} \frac{d}{dt} (\sigma_{it}^2) \quad (14)$$



on définit un coefficient moyen, ou coefficient efficace, de diffusion à l'instant  $t$ , correspondant exactement à la bande du spectre de turbulence atmosphérique qui agit momentanément sur la diffusion de l'échelon émis à un instant précédent  $t_e$ . L'expression de ce coefficient moyen est :

$$\bar{K}_{iit} = \frac{1}{t - t_e} \int_{t_e}^t K_{iit} dt \quad (15)$$

Il dépend évidemment de la durée de transfert  $t - t_e$ , ainsi que de la position de la coupure entre mouvement moyen et mouvements turbulents. L'adaptation continue de sa valeur à la dimension acquise par l'échelon d'émission auquel il s'applique correspond à une sorte de "résonance" entre cette dimension et une bande précise de fréquences ou de dimensions du spectre de la turbulence. C'est notamment cette particularité qui permet à la modélisation de couvrir pratiquement toutes les échelles de temps et de distances.

Dans ces conditions, la relation (14) de compatibilité entre les coefficients et les écarts-types devient :

$$\sigma_{it}^2 = 2\bar{K}_{iit}(t - t_e) \quad (16)$$

que nous transformons pour des raisons de commodité pratique, et grâce à (15), selon :

$$\sigma_{it} = [A_i(t - t_e)]^{k_i} \quad (17)$$

où :

$A_i$  = Pseudo-coefficient de diffusion, constant

$k_i$  = Exposant sans dimension, constant

Les valeurs de  $A_i$  et  $k_i$ , constantes dans de larges intervalles de durée de transfert, varient cependant d'un de ces intervalles à l'autre dans des conditions qui ont été précisées dans des publications précédentes [7], [8].

#### - Aspect pratique

Sur le plan pratique, il est très important de considérer que les valeurs numériques des différents coefficients ou exposants, qui ont été proposées

pour l'établissement ou la construction des différents documents d'utilisation courante [8] ne sont fondées que sur l'expérimentation. Les figures 5, 6, 7 et 8 rassemblent toutes les données expérimentales, tant françaises qu'étrangères, que nous avons utilisées. Pour ce qui concerne les données étrangères et la présentation générale, il a semblé tout à fait indiqué de s'aligner sur un travail de synthèse existant et parfaitement adapté qui a été publié en 1966 par la SANDIA CORPORATION [9]. Les différentes données françaises disponibles à ce jour ont été portées en complément, et une liste spéciale de références bibliographiques, répertoriées par les nombres encadrés, également portés sur les figures, est placée en annexe. Les figures 5 et 7 sont relatives respectivement à la dimension horizontale, où l'on admet que l'écart-type longitudinal est égal à l'écart-type transversal, et à la dimension verticale. Les courbes d'égale valeur du coefficient de diffusion sont la traduction de l'équation (16) en fonction de l'écart-type placé en ordonnée et de la durée de transfert placée en abscisse. La courbe en trait renforcé représente, pour les régimes de diffusion indiqués (un seul régime en diffusion horizontale), la zone de travail à la fois de plus grande probabilité et de plus grande fiabilité en l'absence d'informations plus précises.

Parmi les conditions de validité, il faut rappeler :

- Durée de transfert dérivée de la distance de transfert et du vent moyen sur cette distance
- Durée d'observation instantanée, ou en tout cas inférieure à quelques minutes
- Traduction systématique en dimensions de bouffées
- Dimensions spatiale et temporelle de l'émission théorique correspondante, négligeable à l'instant de l'observation

Les expérimentations utilisées sont à la fois très nombreuses et de natures très diverses. Les plus anciennes remontent à 1952. On y trouve comme traceurs, des particules fluorescentes, des bouffées de fumées, des poudres diverses, des gaz, des aérosols, des ballons équilibrés, et comme techniques ou circonstances, la photographie, les dosages, les mesures de séparation (ballons), les traçages concertés, les tirs nucléaires.

Comme on peut le constater sur les figures la dispersion des résultats apparaît comme assez importante, et plus particulièrement dans le domaine des faibles durées de transfert jusque vers 2000 secondes. Toutes les tentatives pour réduire cette dispersion, par la considération d'un jeu de conditions météorologiques différentes de dispersion horizontale, n'ont pas abouti à des résultats suffisamment significatifs pour être retenus. Les raisons essentielles de cette situation proviennent probablement, d'une part de l'insuffisance habituelle des données météorologiques de terrain, mais surtout d'autre part de la confusion non moins habituelle de divers effets physiques simultanés, parmi lesquels :

- effet cinématique direct de la vitesse du vent sur les trajectoires et la durée de transfert
- effet dynamique de la vitesse du vent en liaison avec les rugosités des surfaces, sur l'intensité de la turbulence
- effet de coupure entre mouvement moyen et mouvements turbulents
- effets de sources non ponctuelles et non instantanées
- effet de durée d'observation

Des travaux sont en cours, dont on espère qu'ils permettront, tout en conservant probablement les courbes moyennes actuelles pour les cas moyens les plus courants, de diversifier ces courbes dans certains domaines. C'est ainsi que pour ce qui est de la vitesse du vent et de la rugosité, dont les effets dynamiques associés, sur l'intensité de la diffusion, n'existent vraisemblablement que dans le domaine des hautes fréquences du spectre de turbulence au dessus de quelques  $10^{-4} \text{ s}^{-1}$ , il semble que la zone d'incertitude de la figure 5, entre 1 et 2000 s, puisse être couverte, au moins dans la couche limite de surface, par un réseau de nouvelles courbes, paramétrées par la vitesse du vent, et qui convergeraient vers la courbe actuelle vers 2000 secondes.

Les effets de source non instantanée étant traités au moment de la discrétisation des échelons d'émission, et ceux de source non ponctuelle, par exemple par l'introduction d'une source virtuelle ponctuelle équivalente, la correction de durée d'observation, nécessaire au dessus de quelques minutes, et qui doit être appliquée sur la dimension horizontale transverse, peut

être effectuée selon la procédure déjà évoquée, proposée par LE QUINIO. A cet égard, les figures 6 et 8 sont assez démonstratives. On y voit qu'en diffusion horizontale, où la dispersion des vents en direction est normalement la plus grande, les résultats expérimentaux dus à SAISSAC [10] seraient correctement ramenés sur la courbe de base par une correction en  $\sqrt{3/40}$ , soit 0,27, qui correspond bien, pour les dimensions, au passage du temps d'observation moyen indiqué par l'auteur, de 40 minutes, aux 3 minutes de condition de validité de la courbe. On vérifie par contre qu'en diffusion verticale, la correction ne s'impose pas.

**Il est également intéressant de vérifier sur les données de SAISSAC, reportées sur les figures 6 et 8, que la paramétrisation en fonction de la vitesse du vent s'organise mieux sur la verticale que sur l'horizontale. Cette constatation est à rapprocher d'une tendance à la prépondérance des échanges verticaux dans le domaine des échanges turbulents de haute fréquence, dus aux frottements et à la rugosité en liaison avec la vitesse du vent.**

A titre d'exemples, les figures 9 et 10, tirées de [8] présentent quelques courbes de lecture directe du Coefficient de Transfert Atmosphérique maximal au niveau de l'émission, en fonction de la distance, sous le vent d'une émission ponctuelle sur la trajectoire de référence. Les largeurs correspondantes que l'on peut déduire des figures 5 à 8, sont aussi données sous forme de courbes par la référence [8], qui fournit par conséquent les moyens de procéder manuellement à des constructions de courbes isoconcentrations sur des surfaces horizontales.

En partant des formules de base et des valeurs numériques indiquées pour les coefficients, les opérations peuvent naturellement être menées sur calculateur, dans des configurations plus complexes impliquant par exemple des sources multiples et variables dans des conditions météorologiques elles-mêmes variables. Le schéma de la figure 11, qui rappelle le principe de discrétisation d'une émission continue, montre aussi le principe de travail du calculateur en conditions météorologiques variables, ainsi que l'importance éventuelle de la correction de durée d'observation.

A ce stade, le modèle n'est encore qu'un modèle dit "à fond plat", c'est-à-dire sans prise en compte directe du relief, mais dont l'influence, ainsi

que celle des "brises" est tout de même d'autant mieux intégrée, que les vents considérés sont réels et plus finement définis dans le temps et dans l'espace. La finesse de cette définition doit toutefois rester compatible, comme il a été dit plus haut, avec le choix de la position de la coupure entre le mouvement moyen et les mouvements turbulents.

#### COMPARAISON LE QUINIO/DOURY

La comparaison des méthodes d'évaluation qui, pour plus de commodité, seront désignées ci-après par "LE QUINIO" et "DOURY", mais qui en fait sont l'une et l'autre le résultat de travaux d'équipes, ne portera que sur les résultats obtenus dans les domaines communs, ou de recouvrement. On a en effet pu se rendre compte, d'après ce qui précède, que les performances des deux méthodes sont nettement différentes, et c'est précisément sur ce point que la seconde, qui couvre notamment toutes les échelles de temps et distance, constitue un progrès par rapport à la première. Il suffira de se rappeler que les abaques LE QUINIO ne fournissent des concentrations que dans le cas couvert par l'équation (12), de la source ponctuelle permanente, et que dans tous les autres cas ils ignorent les "formes des réponses" et ne donnent que des Coefficients de Transfert, CTA, ou des Concentrations intégrées sur la durée d'exposition supposée totale. Quant aux domaines spatiaux et temporels d'application, il faut considérer qu'avec des abaques qui proviennent d'ajustements directs de données expérimentales, les extrapolations en dehors des domaines des expériences sont nécessairement hasardeuses. Dans le cas particulier des abaques LE QUINIO ces domaines sont de l'ordre de 10 à 20 kilomètres pour les distances, et de l'heure pour les durées. Pour ce qui concerne les conditions météorologiques, il faut aussi préciser que les résultats LE QUINIO sont très peu associés à des vents inférieurs à 2 mètres par seconde ou supérieurs à 10 mètres par seconde, et qu'ils n'impliquent que des conditions de diffusion assez peu différenciées. Il y a sûrement là une circonstance, due à la nature des choses, au moins sur les sites français, mais il s'ensuit tout de même que, les résultats étant assez dispersés, les abaques qui en découlent sont peu liés aux conditions météorologiques et notamment pas du tout à la vitesse du vent.

Les comparaisons qui suivent ne seront donc pratiquées que dans les domaines "une heure" et "0-15 kilomètres".

Les figures 12 et 13 sont le support de ces comparaisons. L'accord, ou le désaccord, selon les points de vue, est directement lisible. Il faut d'abord remarquer que les données en dimensions des expérimentations "LE QUINIO" font partie de l'ensemble des données utilisées pour la modélisation générale "DOURY", et figurent sous les repères 17 et 18 de la figure 5, alors que les figures 11 et 12 ne portent que sur les concentrations (ou Coefficients de Transfert) maximales au sol. On peut ensuite constater que toutes précautions prises, les ordres de grandeurs de ces concentrations provenant des deux méthodes sont tout à fait comparables. Les précautions consistent pour LE QUINIO à ne considérer que les probabilités de non-dépassement de 0,95 et 0,99, et pour DOURY à ne retenir que les vitesses du vent comprises entre 2 et 10 mètres par seconde. Une précaution générale supplémentaire consiste à se ramener pour les deux méthodes à la même durée d'observation ou d'exposition. Sur les figures cette durée est de l'ordre de 3 minutes pour DOURY, et comme déjà indiqué, de l'heure pour LE QUINIO. La différence de pente elle-même est explicable, soit par une turbulence réelle supplémentaire au voisinage de l'émission du traceur dans le cas des expériences LE QUINIO, soit par une diminution de fait en fonction de la distance à la source, de la correction réelle nécessaire pour tenir compte des différences de durées d'observation. Il semble sur ce point que dans le facteur de correction de durée d'exposition, la durée de transfert, c'est-à-dire la distance, devrait intervenir comme terme d'amortissement.

#### COMPARAISON DOURY-LE QUINIO/PASQUILL-GIFFORD

Après avoir montré que les résultats obtenus par LE QUINIO peuvent être considérés comme partie intégrante de la base expérimentale utilisée par la modélisation générale DOURY, il a paru intéressant de terminer cette présentation des pratiques françaises dans le domaine nucléaire, par une comparaison complémentaire avec les caractéristiques et les résultats d'un modèle étranger.

Le modèle étranger retenu pour cette dernière comparaison est celui qui semble le plus universellement utilisé, ou, d'où la plupart des modèles utilisés découlent, au moins dans le même secteur d'application, c'est-à-dire dans le secteur industriel nucléaire. Il s'agit de la méthode de calcul ou "modèle" de PASQUILL-GIFFORD" [11].

Il faut d'abord préciser que ce modèle dit "de PASQUILL-GIFFORD" fait par-

tie de la catégorie, citée au début, des émissions ponctuelles, brèves ou permanentes, par vent assez fort. En cas d'émission permanente, la condition de vent "assez fort" entraîne l'existence d'un panache. Comme d'autre part les résultats sont présentés dans les deux cas sous la forme commune d'un rapport entre la réponse en concentration et l'émission (Concentration Normalisée, ou Coefficient de Transfert, de dimension T.L.<sup>-3</sup>), ce modèle est quelquefois désigné par l'expression contractée et généralisée "modèle panache".

On a vu précédemment que les conditions de définitions et les hypothèses initiales associées d'un modèle "panache" de ce genre, permettent d'adopter la solution analytique (12) qui provient de l'intégration directe, rendue possible par les hypothèses, de la forme plus générale (7). C'est effectivement cette solution qui est adoptée par les auteurs du modèle.

Pour pouvoir procéder à la comparaison envisagée, il faut d'abord admettre que les écarts-types du panache sont les mêmes que ceux des bouffées, et exprimer ces écarts-types en fonction de la même variable, distance ou durée de transfert. Pour ce qui est de la première condition, il n'y a pas de difficulté majeure sur le plan mathématique puisque le passage de la forme (7) à la forme (12) n'implique aucun changement de définition des écarts-types. Dans la pratique il faut toutefois s'assurer que les durées d'observations sont bien restées les mêmes. Il se trouve que pour le problème qui nous concerne ici il en est bien ainsi. Les durées d'observations de base sont de 3 minutes pour les deux modèles. Quant à la condition plus formelle d'homogénéité de présentation des écarts-types, en fonction de la distance ou de la durée de transfert, une transformation facile permet de la satisfaire.

PASQUILL [6], [11], a défini six catégories de stabilité atmosphérique, qui correspondent à six catégories de conditions de diffusion turbulente, désignées par une lettre de A à F. Par ailleurs, et en fonction de chaque catégorie, il a établi, en collaboration avec GIFFORD [11], des courbes qui donnent les écarts-types de la solution analytique en fonction de la distance à la source, comptée dans le "lit du vent moyen". Il en résulte qu'apparemment, à une distance donnée correspond une valeur fixe donnée pour un écart-type. Cette circonstance est troublante puisqu'elle implique que le "poids" d'une distance dans les calculs ne dépendrait pas de la vitesse avec laquelle cette distance est parcourue. En fait il n'y a là effectivement qu'une apparence puisque PASQUILL a indexé ses catégories de stabilité sur la vitesse

du vent, dans un sens qui tient compte de la durée de transfert et non de l'effet dynamique du vent sur la diffusion, qui est inverse. La figure 14 donne les plages de vitesse du vent correspondant aux catégories de PASQUILL, avec indication de la situation relative des deux types de diffusion verticale, normale et faible, de la modélisation DOURY.

A partir de la vitesse moyenne du vent tirée de la figure 14 pour chaque classe de stabilité, la transformation approximative de la présentation des courbes d'écart-types de PASQUILL-GIFFORD, en fonction de la durée de transfert au lieu de la distance, est immédiate. Les figures 15 et 16 rassemblent les résultats de l'opération, avec pour PASQUILL-GIFFORD, les deux représentations, en fonction à la fois de la distance et de la durée de transfert, et pour DOURY, la représentation unique adoptée en fonction de la durée de transfert. On constate immédiatement sur ces figures que :

- en diffusion horizontale, toutes les catégories de PASQUILL-GIFFORD se rapprochent d'une manière significative, et quatre catégories sur six, à l'exception de E et F, se confondent pratiquement avec la courbe unique DOURY,
- en diffusion verticale, où les problèmes de stabilité se posent véritablement, et où en conséquence les courbes n'ont pas à se confondre, les catégories restent effectivement distinctes, mais en se rapprochant bien, d'une manière significative, des courbes DOURY correspondantes.

Le fait que les courbes A et B de PASQUILL-GIFFORD en diffusion verticale sortent délibérément de l'épure vers 1000 secondes ne nous inquiète pas réellement, car ces portions de courbes, sauf circonstances locales et exceptionnelles (forte convection), divergent trop pour apparaître comme véritablement réalistes. Quant aux courbes E et F en diffusion horizontale, il faut bien se rendre compte, avant de les accepter, qu'elles proviennent d'une répercussion sur la diffusion horizontale, de conditions de faible diffusion dues à des structures de stabilité à caractère essentiellement vertical.

Les figures 17, 18 et 19, pour finir, donnent, selon la présentation des figures 9, 10, 12 et 13, les résultats en concentrations auxquels on parvient par les diverses méthodes. Compte tenu du degré de précision, un facteur 2 à 3, auquel on peut s'attendre dans la modélisation de phénomènes de ce genre,



on retrouve naturellement les bonnes concordances des catégories C et D, qui correspondent en effet aux conditions les plus couramment rencontrées dans la nature, et qui par conséquent ont fait l'objet du plus grand nombre de vérifications sur le terrain. Quant aux discordances A, B, E et F, quelquefois atténuées partiellement, notamment pour E et F, par des effets de compensations "horizontal-vertical", elles découlent bien de ce qui était prévu par les considérations qui précèdent.

#### CONCLUSION

Les pratiques qui ont été présentées ici n'ont évidemment pas un caractère exclusif. Mais compte tenu de la multiplicité de fait des diverses solutions offertes, elles ont peut-être l'intérêt, pour l'utilisateur surtout intéressé par les aspects opérationnels et les performances techniques et économiques, de le guider en lui facilitant un choix difficile.

Il faut considérer par ailleurs que toutes les possibilités, améliorations, transformations et adaptations possibles, n'ont pas pu être traitées dans le cadre d'un tel exposé. C'est ainsi naturellement que si nécessaire et dûment justifié, d'autres jeux de valeurs de coefficients peuvent être substitués, sans rien changer à la philosophie générale, dont les traits essentiels à retenir sont :

- la discrétisation des émissions permettant ou facilitant le traitement des transitoires d'émission et de transfert,
- la séparation systématique du paramètre "durée de transfert" dont les effets importants, et souvent prédominants, ne sont plus de ce fait, comme dans d'autres modèles, confondus avec ceux souvent contradictoires, d'autres paramètres, comme le frottement, la viscosité et la rugosité,
- la possibilité de traiter pratiquement toutes les échelles de temps et de distances.

On a enfin pu constater, qu'avec un minimum de précautions, et sans exiger des degrés de précision incompatibles avec la nature des phénomènes en cause, les concordances entre les différents modèles peuvent être ramenées à des proportions acceptables.

ANNEXE

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES SPECIALES DES FIGURES 5 ET 7

I - Figure 5 - Ecart-type de la distribution horizontale

- ① - FRENKIEL F.N., KATZ I. Studies of small-scale turbulent diffusion in the atmosphere, J. Meteorol., 13, 1956, pp.388-394.
- ② - SENECA J. Mesures de diffusivité turbulente homogène des particules, J. Sci. Météorol. 7, 1955, pp. 221-225.
- ③ - TANK W.B. The use of the large-scale parameters in small-scale diffusion studies, Bull. Am. Meteorol. Soc., 38, 1957, pp. 6-12
- ④ - KELLOGG W.W. Diffusion of smoke in the stratosphere, J. Meteorol., 13, 1956, pp. 241-250.
- ⑤ - SMITH F.B., HAY J.S. The expansion of clusters of particules in the atmosphere, Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 87, 1961, pp. 82-101.
- ⑥ - HØGSTRØM U. An experimental study of atmospheric diffusion, Tellus, 16 1964, pp. 205-251.
- ⑦ - TAYLOR J.H. (ed.) Project Sandstorm-An experimental program in atmospheric diffusion, Environmental Res. Papers n° 134, U.S. Air Force Cambridge Research Center, 1965, 53 pp.
- ⑧ - PACK D.H., Angell J.K. A preliminary study of air trajectories in the Los Angeles basin as derived from tetron flights, Mo. Weath. Rev., 91, 1963, pp. 583-604
- ⑧ - HOLZWORTH G.C., KAUPER E.K., SMITH T.B. Some observed low level air trajectories over Los Angeles, California, Mo. Weath. Rev., 19, 1963, pp. 387-392.
- ⑧ - PACK D.H. Air trajectories and turbulence statistics from weather radar transponders, Mo. Weath. Rev., 90, 1962, pp. 491-506.
- ⑨ - CROZIER W.D., SEELY B.K. Concentration distributions in aerosol plumes three to twenty-two miles from a point source, Trans. Am. Geophys. Un., 36, 1955, pp. 42-52.
- ⑩ - BRAHAM R.R., SEELY B.K. CROZIER W.D. A technique for tagging and tracing air parcels, Trans. Am. Geophys. Un., 33, 1952, pp. 825-833.

- ⑪ - HEFFTER J.L. The variation of horizontal diffusion parameters with time for travel periods of one hour or longer, *J. Applied Meteorol.* 4, 1965, pp. 153-156.
- ⑫ - MOORE C.B., SMITH J.R., GAALSWYK A. On the use of constant-level balloons to measure horizontal motions in the atmosphere, *J. Meteorol.* 11, 1954, pp. 167-172.
- ⑬ - MACHTA L., HAMILTON H.L. Jr., HUBERT L.F., LIST R.J., NAGLER K.M. Airborne measurements of atomic debris, *J. Meteorol.*, 14, 1957 167-175.
- ⑭ - WIKLINS E.M. Effective coefficients of diffusivity for atomic bomb clouds at one thousand to two thousand miles, *Trans. Am. Geophys. Un.*, 39-1, 1958, pp.58-59.
- ⑮ - HEFFTER J.L. Voir ⑪ ci-dessus
- ⑯ - FRIEND J.P., FEELY H.W., KREY P.W., SPAR J., WALTON A. The high altitude sampling program, Final Report, Vol. 3, Defense Atomic Support Agency Contract DA-29-044-XZ-609, Isotopes, Inc., Westwood, N.J., 1961.
- ⑰ - DOURY A. Météorologie et contrôle des radiations en atmosphère libre au voisinage d'un site nucléaire, *La Météorologie*, IV-60, 1960, pp. 13-16.
- ⑱ - LE QUINIO R. Evaluation de la diffusion d'effluents gazeux en atmosphère libre à partir d'une source ponctuelle continue, Rapport CEA-R-3945, 1970
- ⑲ - BOVARD P., CAPUT C., DOURY A. Etude expérimentale en vraie grandeur des transferts atmosphériques en terrain hétérogène accidenté, Actes du Congrès International sur la Radioprotection du Milieu devant le Développement des Utilisations Pacifiques de l'Energie Nucléaire, Toulouse, 1967, pp. 61-93
- ⑳ - BULTYNCK H., MALET M. Diffusion turbulente des effluents émis dans l'atmosphère par une source élevée à émission continue en relation avec la stabilité de l'air, Rapport du Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire de MOL, BLG 434, 1969.
- ㉑ - BULTYNCK H., MALET M. Voir ⑲ ci-dessus.
- ㉒ - DOURY A., Mesures atmosphériques dans des masses d'air marquées par des explosions nucléaires, 1970 à 1974, résultats non publiés.

- ②② - DOURY A., DEVILLE-CAVELIN G., MAIGNE J.P., et coll. Simulation de transferts amosphériques à grande distance, Rapport CEA-DSN-SESR-R-33, 1975.
- ②③ - LETTAU H. Diffusion in the upper atmosphere, Compendium of meteorology, Am. Meterol. Soc., Boston, 1951, pp. 320-333.

II - Figure 7 - Ecart-Type de la distribution verticale

- ① - HØGSTRØM U. An experimental study of atmospheric diffusion, Tellus 16, 1964, pp. 205-251.
- ② - TAYLOR J.H. (ed.) Project Sandstorm - An experimental program in atmospheric diffusion, Environmental Res. Papers n° 134, U.S. Air Force Research Center, 1965, 53 pp.
- ③ - SMITH F.B., HAY J.S. The expansion of clusters of particles in the atmosphere, Quart. J. Meteorol. Soc., 87, 1961, pp. 82-101.
- ④ - FRIEND J.P., FEELY H.W., KREY P.W., SPAR J., WALTON A. The high altitude sampling program, Final Report, Vol. 3, Defense Atomic Support Agency Contract DA-29-044-XZ-609, Isotopes, Inc., Westwood, N.J., 1961
- ⑤ - HILST G.R., SIMPSON C.L. Observations of vertical diffusion rates in stable atmosphere, J. Meteorol., 15, 1958, pp. 125-126.
- ⑥ - LETTAU H. Diffusion in the upper atmosphere, Compendium of meteorology Am. Meteorol. Soc., Boston, 1951, pp. 320-333.
- ⑦ - BULTYNCK H., MALET M. Diffusion turbulente des effluents émis dans l'atmosphère par une source élevée à émission continue en relation avec la stabilité de l'air, Rapport au Centre d'Etudes Nucléaires de MOL, BLG 434, 1969.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES GENERALES

- [1] - LE QUINIO R., HUGON J. Appareils et méthodes pour la mesure de la diffusion atmosphérique, Actes du Colloque International sur la Pollution Radioactive des Milieux Gazeux, SACLAY, 1965, pp. 175-178.
- [2] - LE QUINIO R., HUGON J. Résultats d'expériences de diffusion atmosphérique en vraie grandeur, Actes du Colloque International sur la Pollution Radioactive des Milieux Gazeux, SACLAY, 1965, pp. 141-148
- [3] - LE QUINIO R. Evaluation de la diffusion d'effluents gazeux en atmosphère libre à partir d'une source ponctuelle continue - Abaques et commentaires, Rapport CEA-R-3945, 1970.
- [4] - LE QUINIO R. Concentrations sur une heure de polluants, dues à des émissions ponctuelles près du sol, Présentation probabiliste IAEA-SM-169/14, VIENNE (Autriche), 1973, pp. 215-222.
- [5] - BRUN J., HUGON J., LE QUINIO R. Influence de la durée d'exposition sur l'évaluation des coefficients de diffusion atmosphérique, IAEA-SM-181/11, VIENNE (Autriche), 1973.
- [6] - PASQUILL F. Atmospheric Diffusion, 2nd edition, ELLIS HORWOOD, LONDON, 1974.
- [7] - DOURY A., Une méthode de calcul pratique et générale pour la prévision numérique des pollutions véhiculées par l'atmosphère, Rapport CEA-R-4280, Rév. 1, SACLAY, 1976.
- [8] - DOURY A., GERARD R., PICOL M. Abaques d'évaluation directe des transferts atmosphériques d'effluents gazeux, Rapport CEA-DSN n° 84, Rév. 1, 1977.
- [9] - HAGE G. et coll. Particle Fallout and Dispersion in the Atmosphere Final Report, SC-CR - 2031, SANDIA CORPORATION, Albuquerque, N.M. 1966.
- [10] - SAISSAC J. Anisotropie de la diffusion à grande échelle, Note n°17 de l'établissement d'Etudes et de Recherches Météorologiques, Direction de la Météorologie Nationale, MAGNY-LES-HAMEAUX, 1959.
- [11] - GIFFORD F.A. Jr. An Outline of Theories of Diffusion in the Lower Layers of the Atmosphere, Meteorology and Atomic Energy, U.S. Atomic Energy Commission, David H. SLADE Editor, 1968, § 3, pp. 97-105.

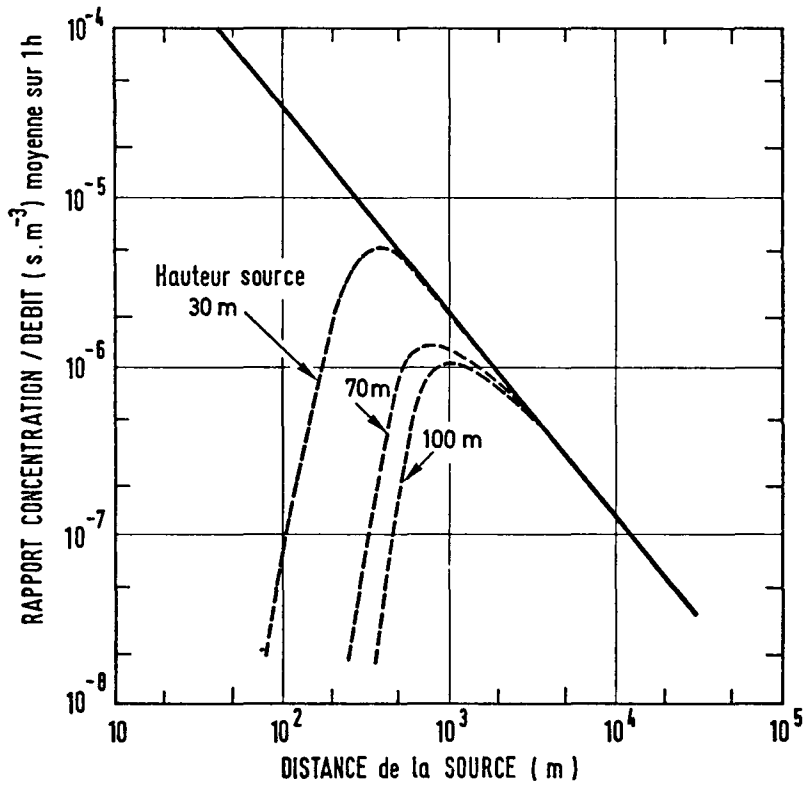


Fig. 1\_ RAPPORT MAXIMAL "CONCENTRATION / DEBIT"  
EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS L'AXE DU  
PANACHE EN CONDITIONS NORMALES d'après  
LE QUINIO

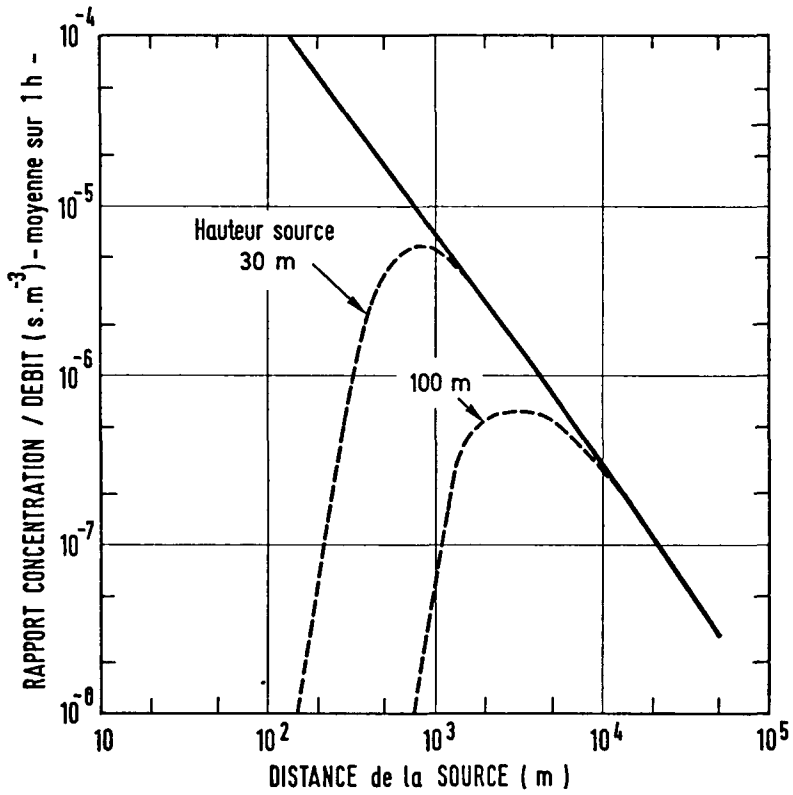


Fig.2. RAPPORT MAXIMAL "CONCENTRATION / DEBIT"  
EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS L'AXE DU  
PANACHE EN CONDITIONS DE MAUVAISE DIFFUSION  
d'après LE QUINIO

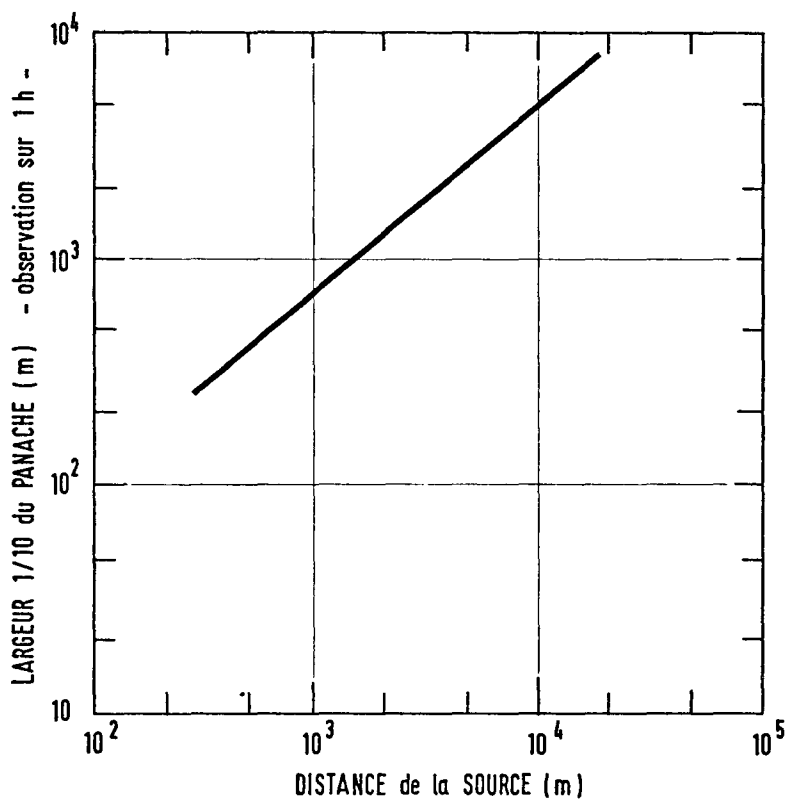


Fig. 3 - LARGEUR DE CONCENTRATION 1/10 EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS L'AXE DU PANACHE EN TOUTES CONDITIONS, d'après LE QUINIO



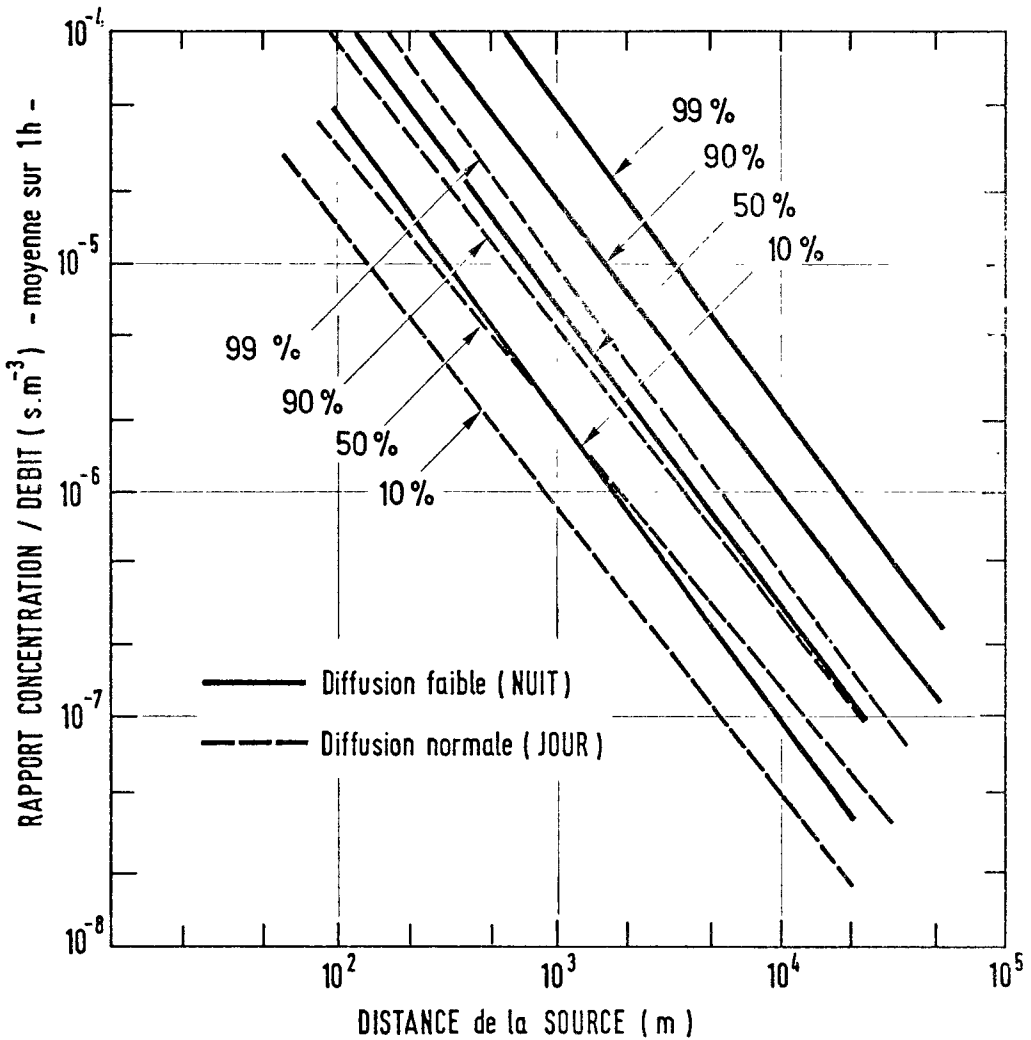


Fig.4\_ PROBABILITES D'OBTENIR DES RAPPORTS MAXIMAUX " CONCENTRATION / DEBIT " SOUS L AXE DU PANACHE , INFERIEURES AUX VALEURS LUES EN ORDONNEE , EN MOYENNE SUR 1 HEURE d'après LE QUINIO



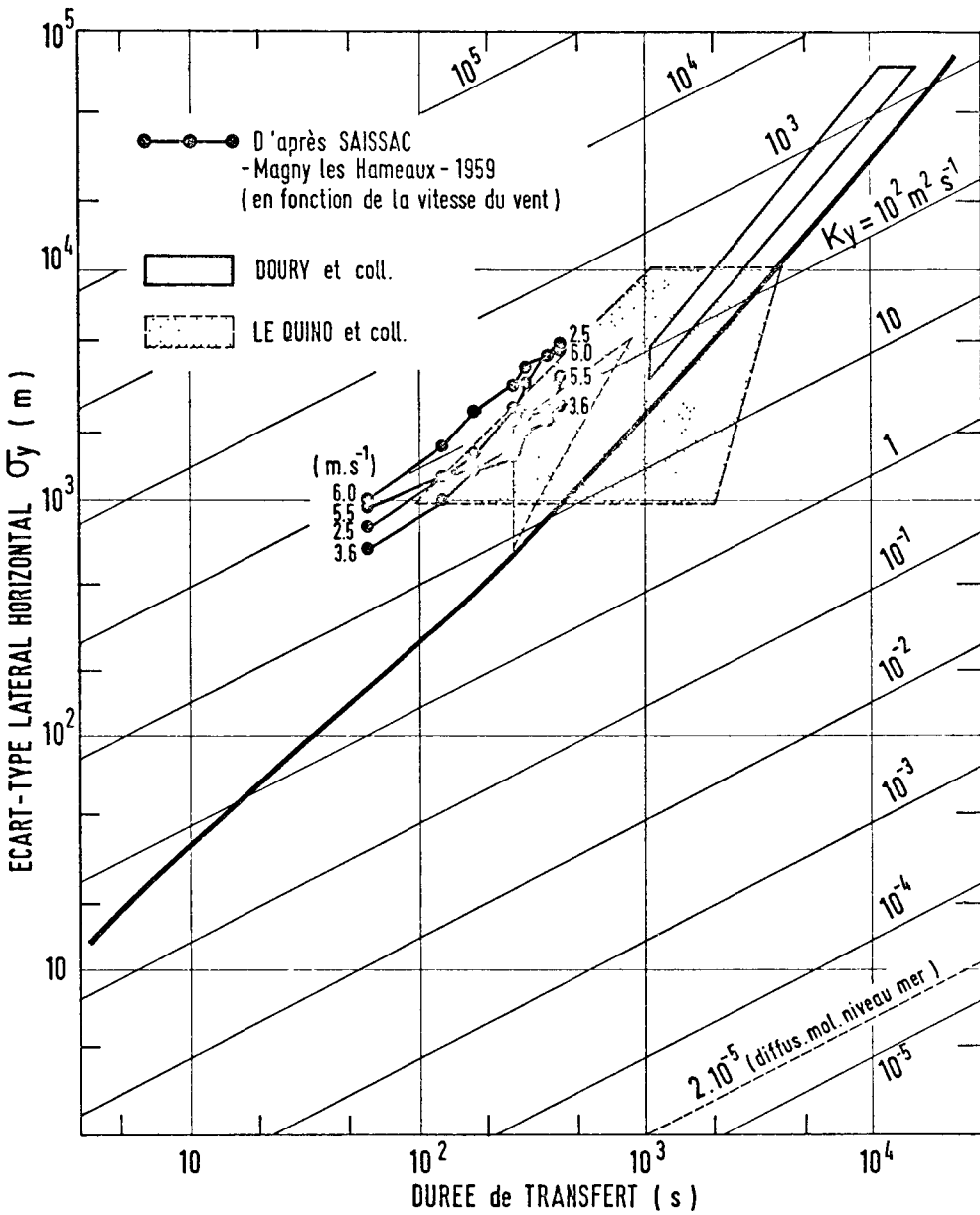


Fig. 6 - ECART-TYPE DE LA DISTRIBUTION LATÉRALE HORIZONTALE DE PARTICULES EN SUSPENSION PAR RAPPORT A LEUR LOCALISATION MOYENNE ET EN FONCTION DE LEUR DUREE DE TRANSFERT DEPUIS LEUR SOURCE

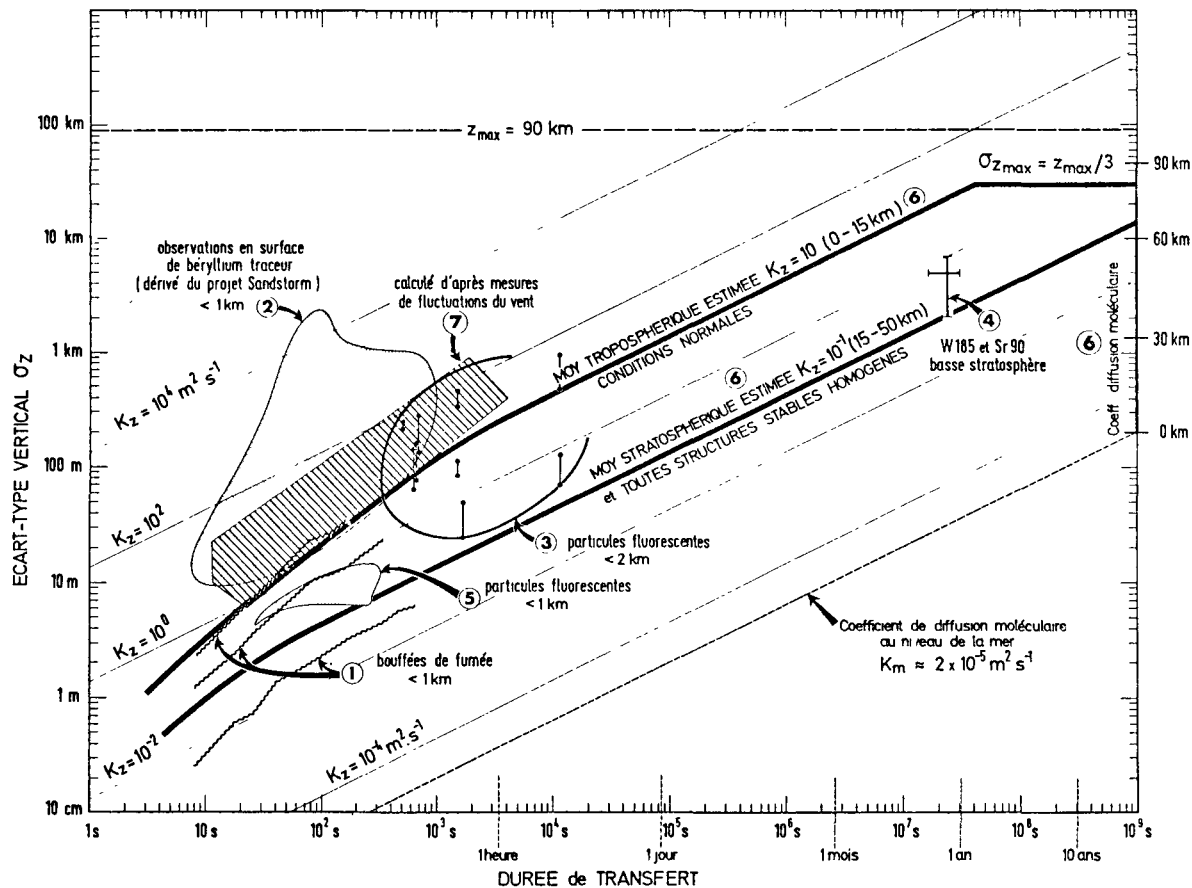


Fig. 7 - ECART-TYPE DE LA DISTRIBUTION VERTICALE DE PARTICULES EN SUSPENSION PAR RAPPORT A LEUR LOCALISATION MOYENNE ET EN FONCTION DE LEUR DUREE DE TRANSFERT DEPUIS LEUR SOURCE

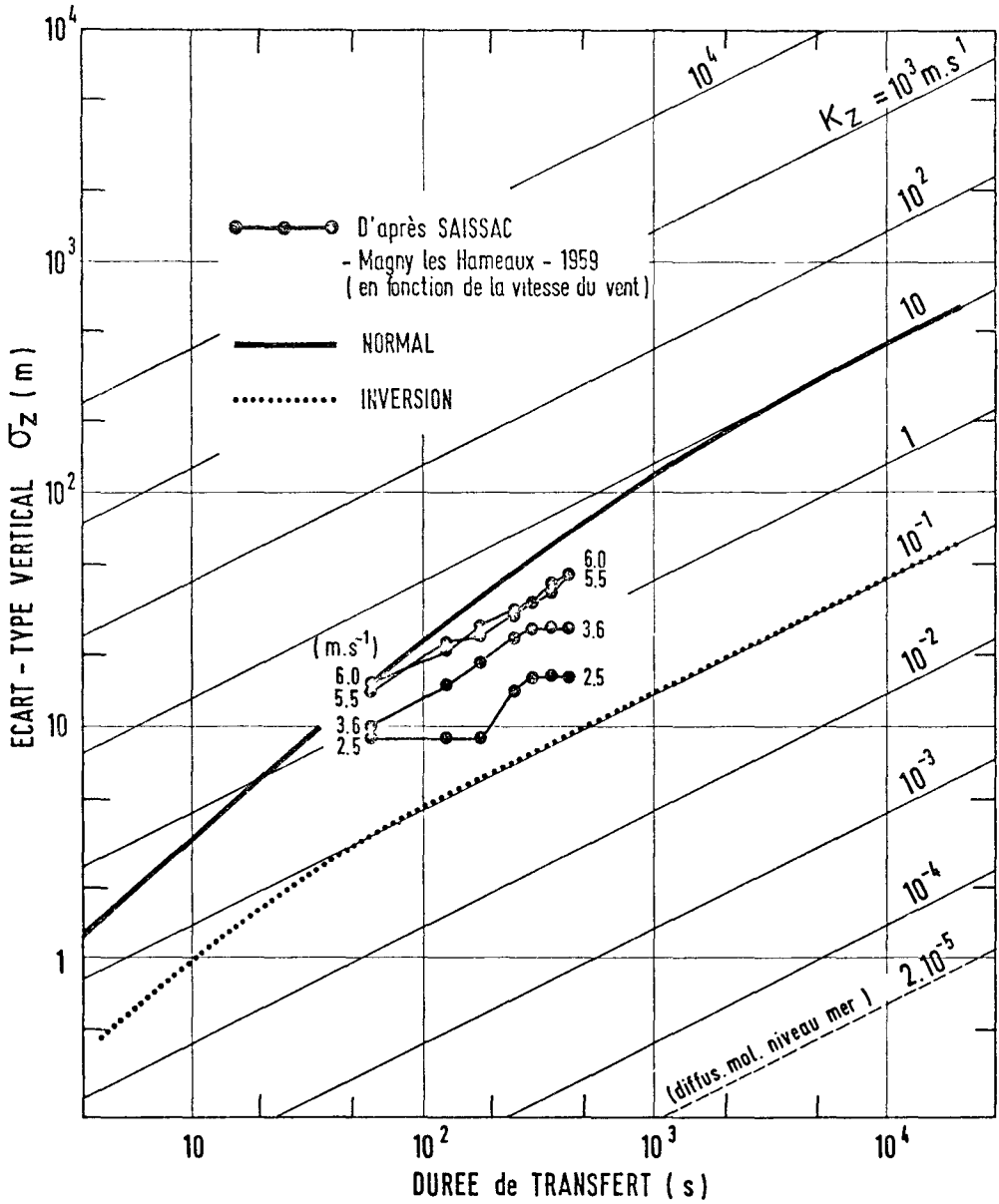


Fig. 8 - ECART-TYPE DE LA DISTRIBUTION VERTICALE DE PARTICULES EN SUSPENSION PAR RAPPORT A LEUR LOCALISATION MOYENNE ET EN FONCTION DE LEUR DUREE DE TRANSFERT DEPUIS LEUR SOURCE

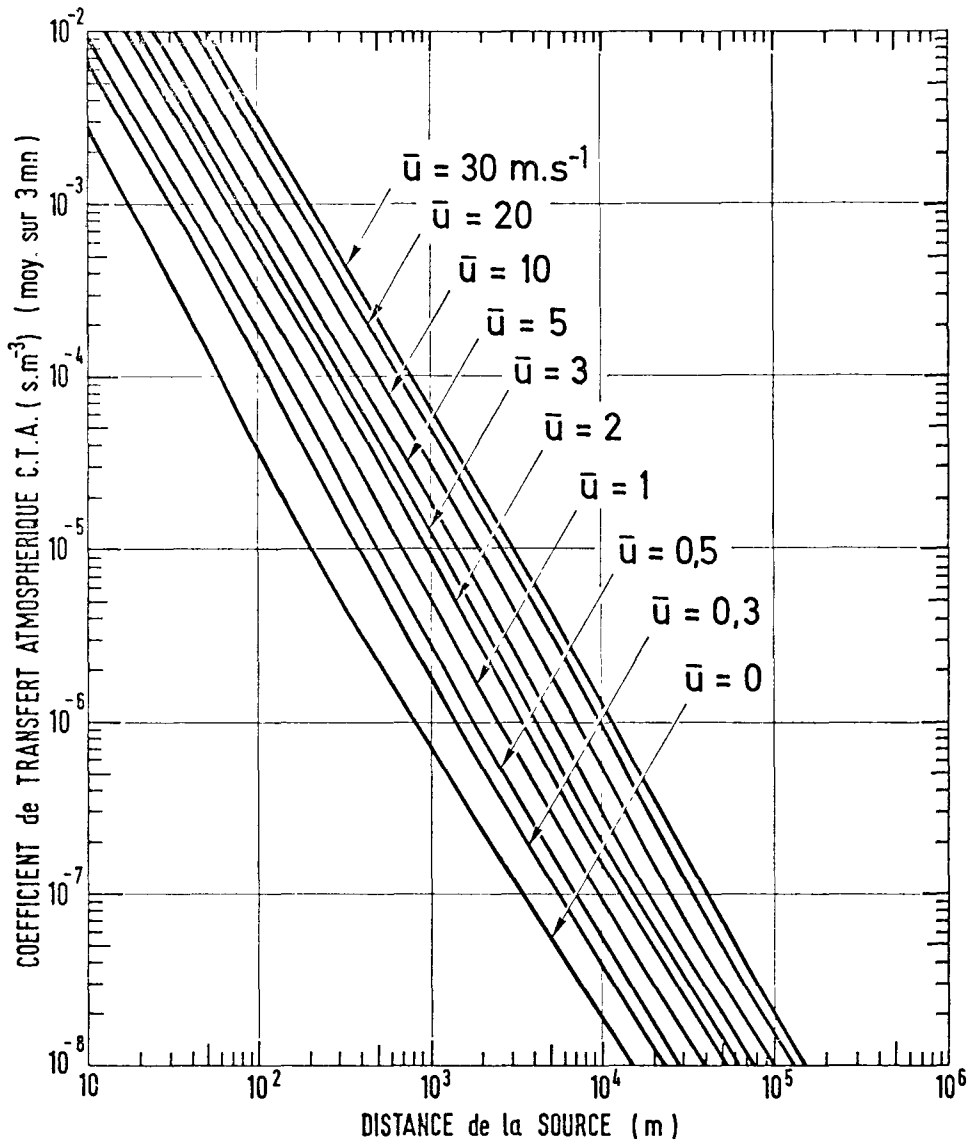


Fig. 9 \_ COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS LE VENT D'UNE EMISSION PONCTUELLE DE HAUTEUR EFFECTIVE NULLE ( ou sur la trajectoire de référence ), EN CONDITIONS NORMALES ET EN FONCTION DE LA VITESSE DU VENT DE 0 à 30 m.s<sup>-1</sup>, d'après DOURY

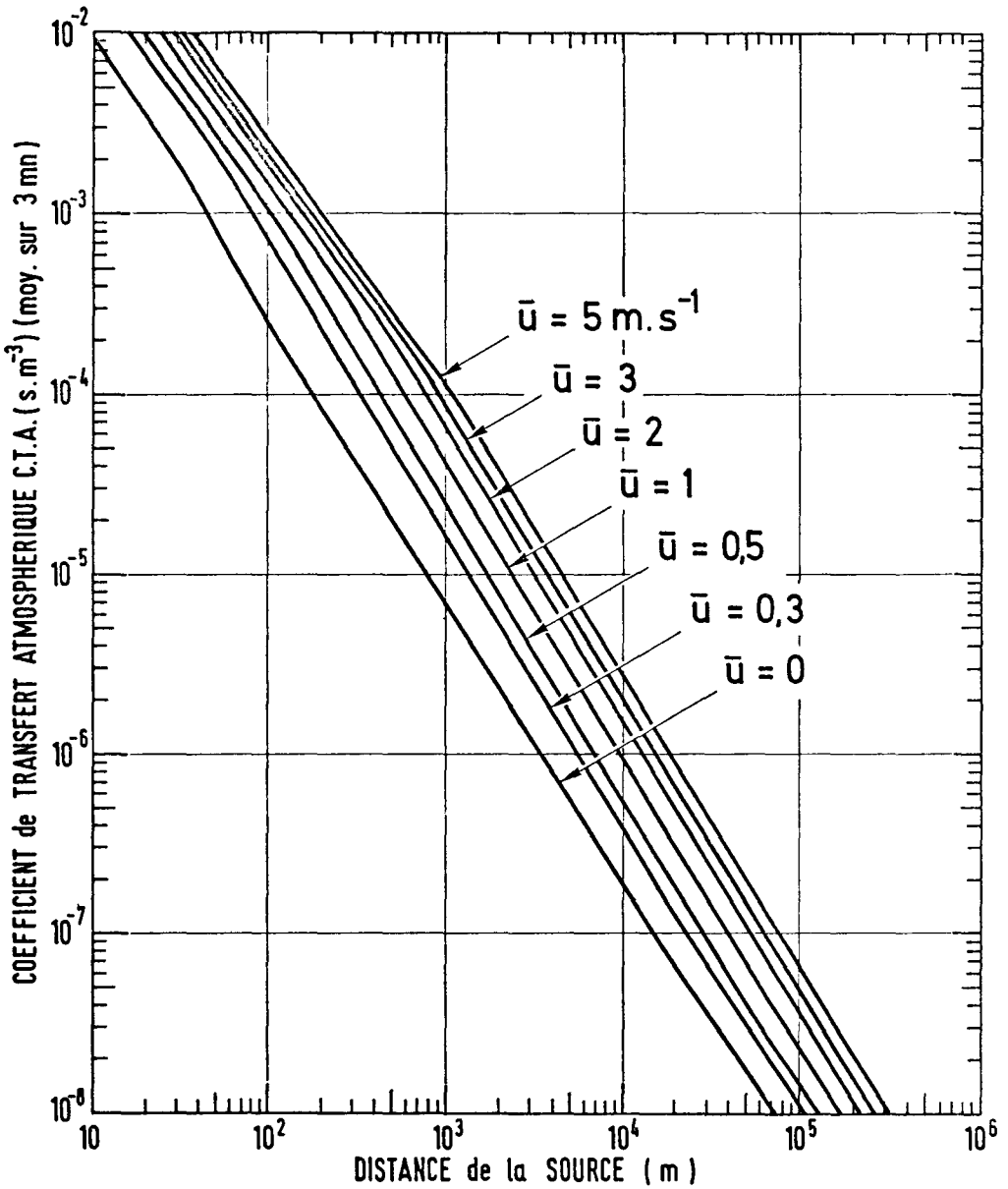


Fig.10 - COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS LE VENT D'UNE EMISSION PONCTUELLE DE HAUTEUR EFFECTIVE NULLE ( ou sur la trajectoire de référence ), EN CONDITIONS DE DIFFUSION FAIBLE ET EN FONCTION DE LA VITESSE DU VENT DE 0 à 5 m.s<sup>-1</sup>, d'après DOURY

- Emission de 3 , puis 6 , puis 9 bulles
- Trois configurations successives du panache résultant

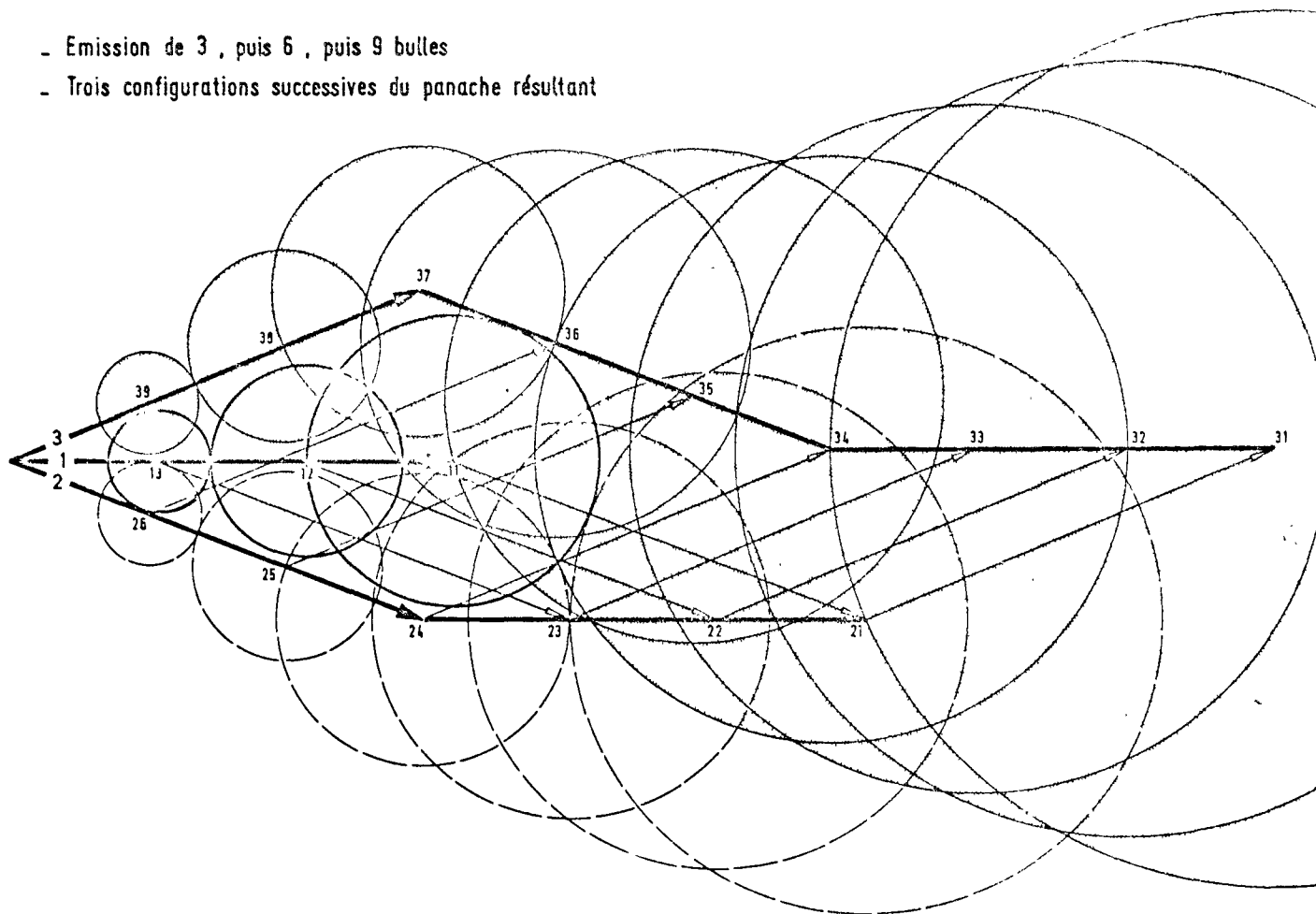


Fig.11 - Principe de discrétisation d'une émission continue dans un fluide en mouvement moyen variable



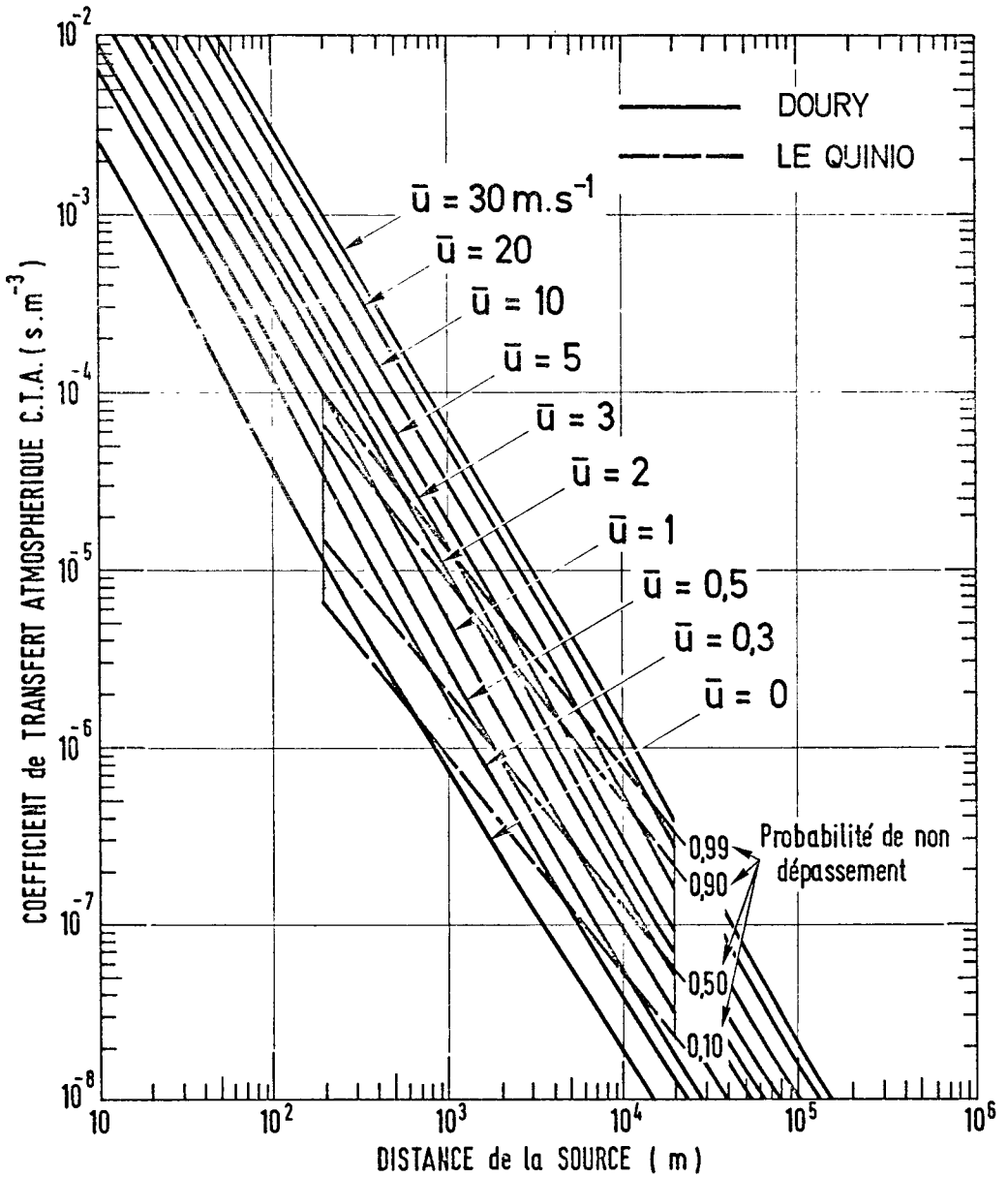


Fig.12\_ COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS LE VENT D'UNE EMISSION PONCTUELLE DE HAUTEUR EFFECTIVE NULLE ( ou sur la trajectoire de référence ), EN CONDITIONS DE DIFFUSION NORMALE

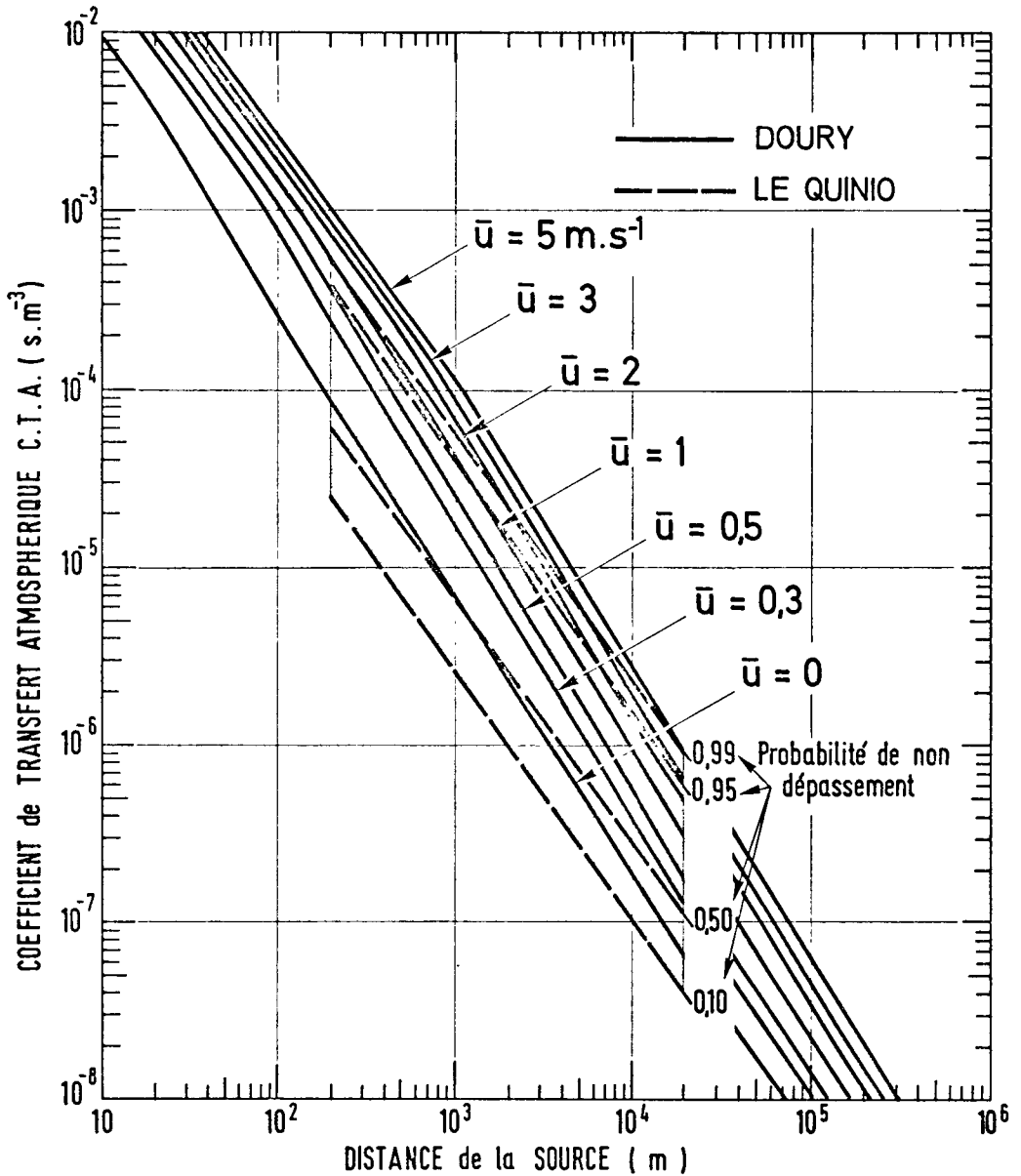


Fig.13 \_ COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL EN FONCTION DE LA DISTANCE SOUS LE VENT D'UNE EMISSION PONCTUELLE DE HAUTEUR EFFECTIVE NULLE ( ou sur la trajectoire de référence ), EN CONDITIONS DE DIFFUSION FAIBLE

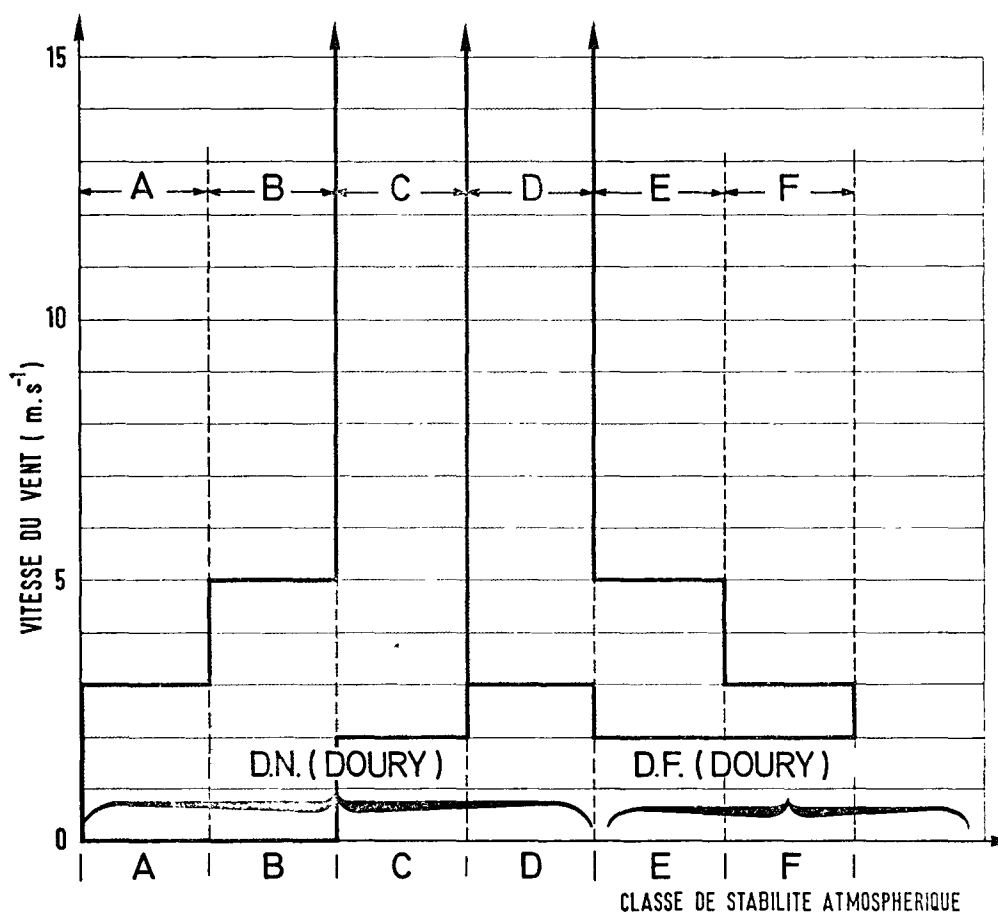


Fig. 14 \_RELATION ENTRE LES CLASSES DE STABILITE ET LA VITESSE DU VENT D'APRES PASQUILL ET DOURY

- D.N. Diffusion Normale
- D.F. Diffusion Faible

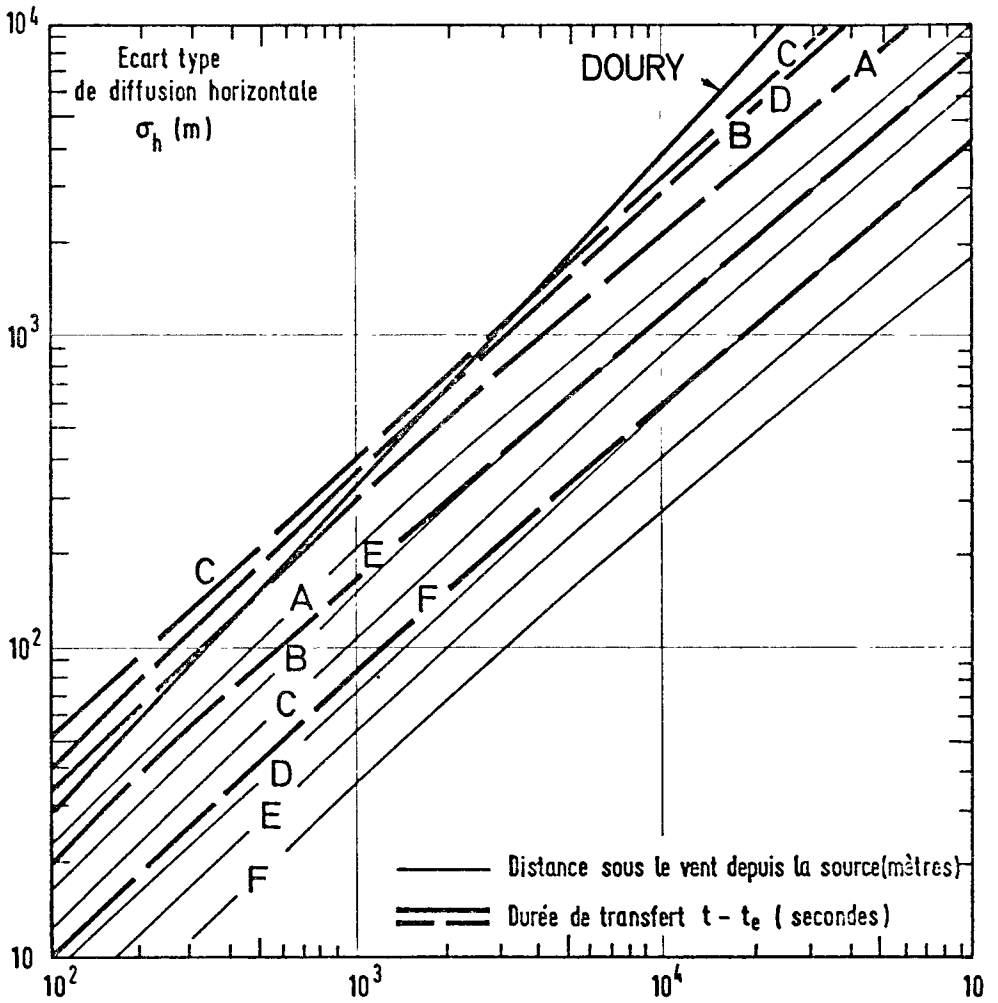


Fig.15 - ECART-TYPE DE DIFFUSION HORIZONTALE SELON PASQUILL-GIFFORD ET DOURY

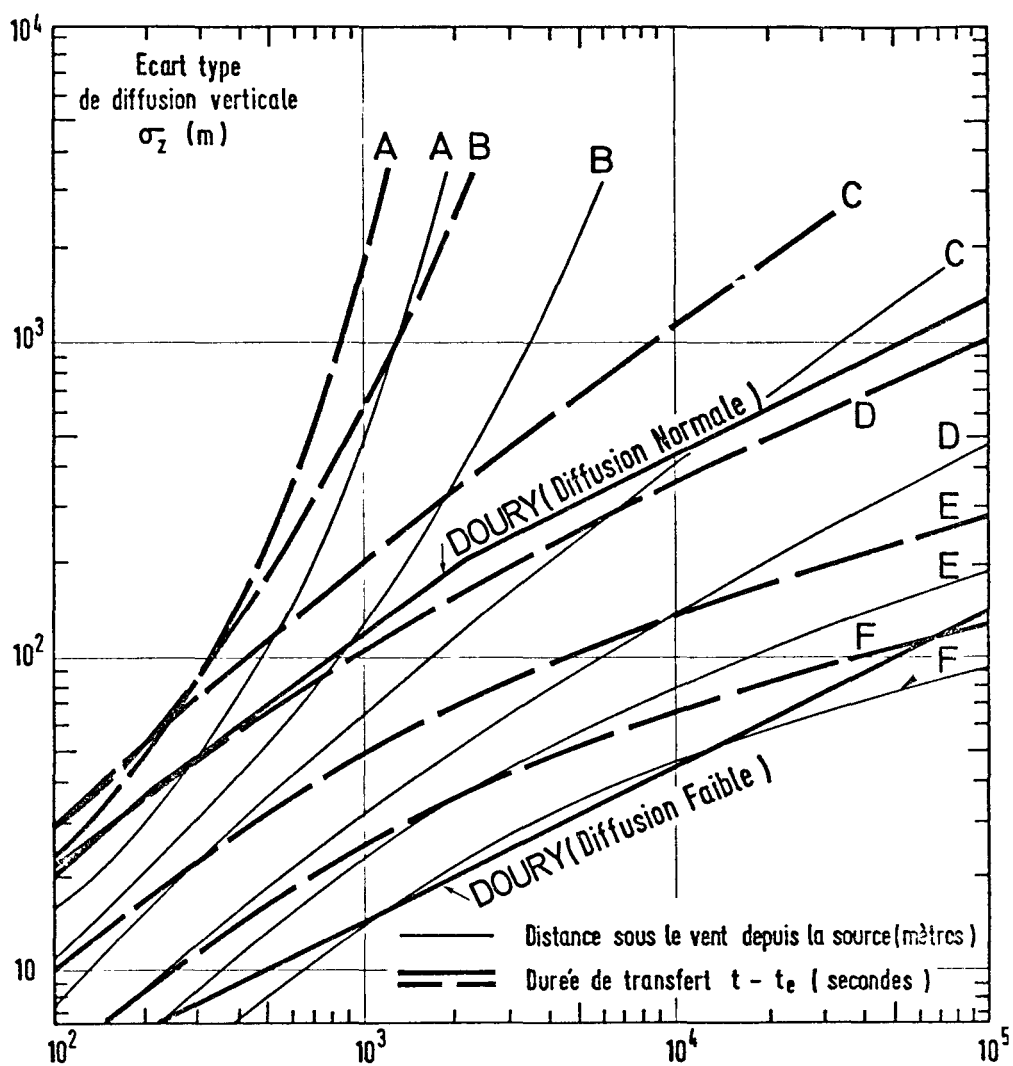


Fig. 16 - ECART -TYPE DE DIFFUSION VERTICALE  
SELON PASQUILL - GIFFORD ET DOURY

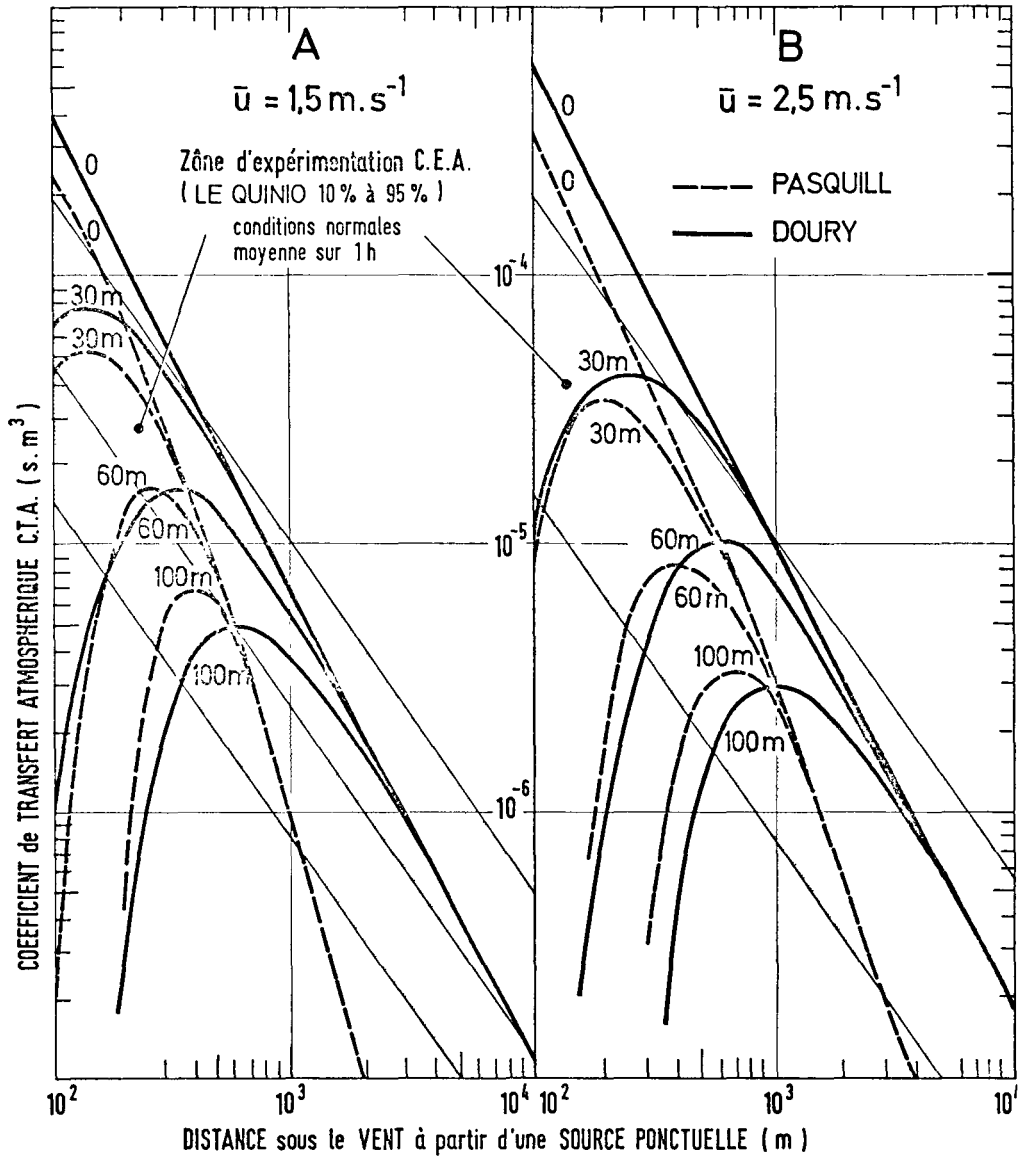


Fig.17 - COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL ( s.m<sup>-3</sup> ) POUR DIFFERENTES HAUTEURS DE LA SOURCE AU-DESSUS DU SOL , EN FONCTION DE LA DISTANCE selon PASQUILL et DOURY

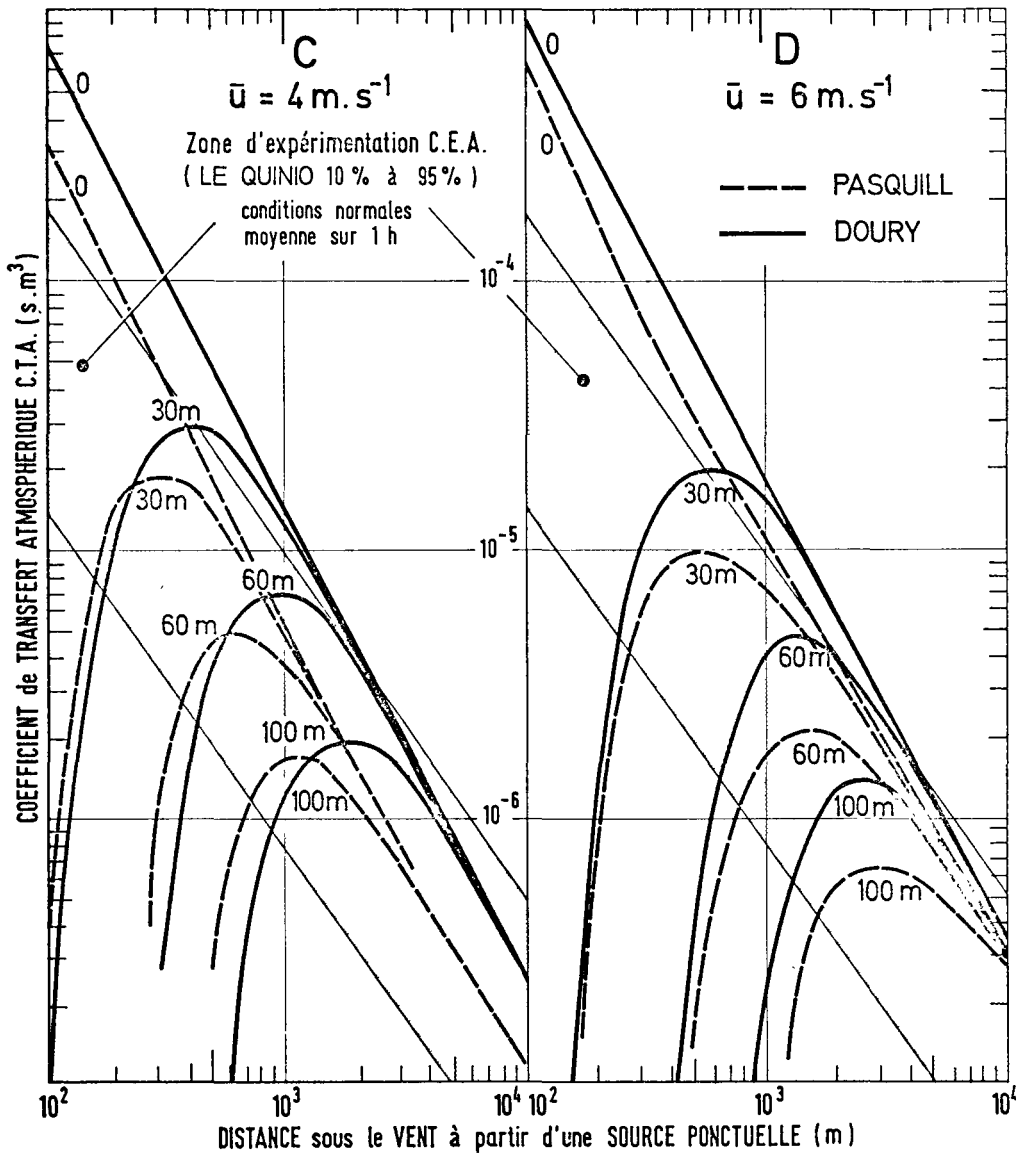


Fig.18 - COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL ( $s \cdot m^{-3}$ ) POUR DIFFERENTES HAUTEURS DE LA SOURCE AU DESSUS DU SOL, EN FONCTION DE LA DISTANCE selon PASQUILL et DOURY

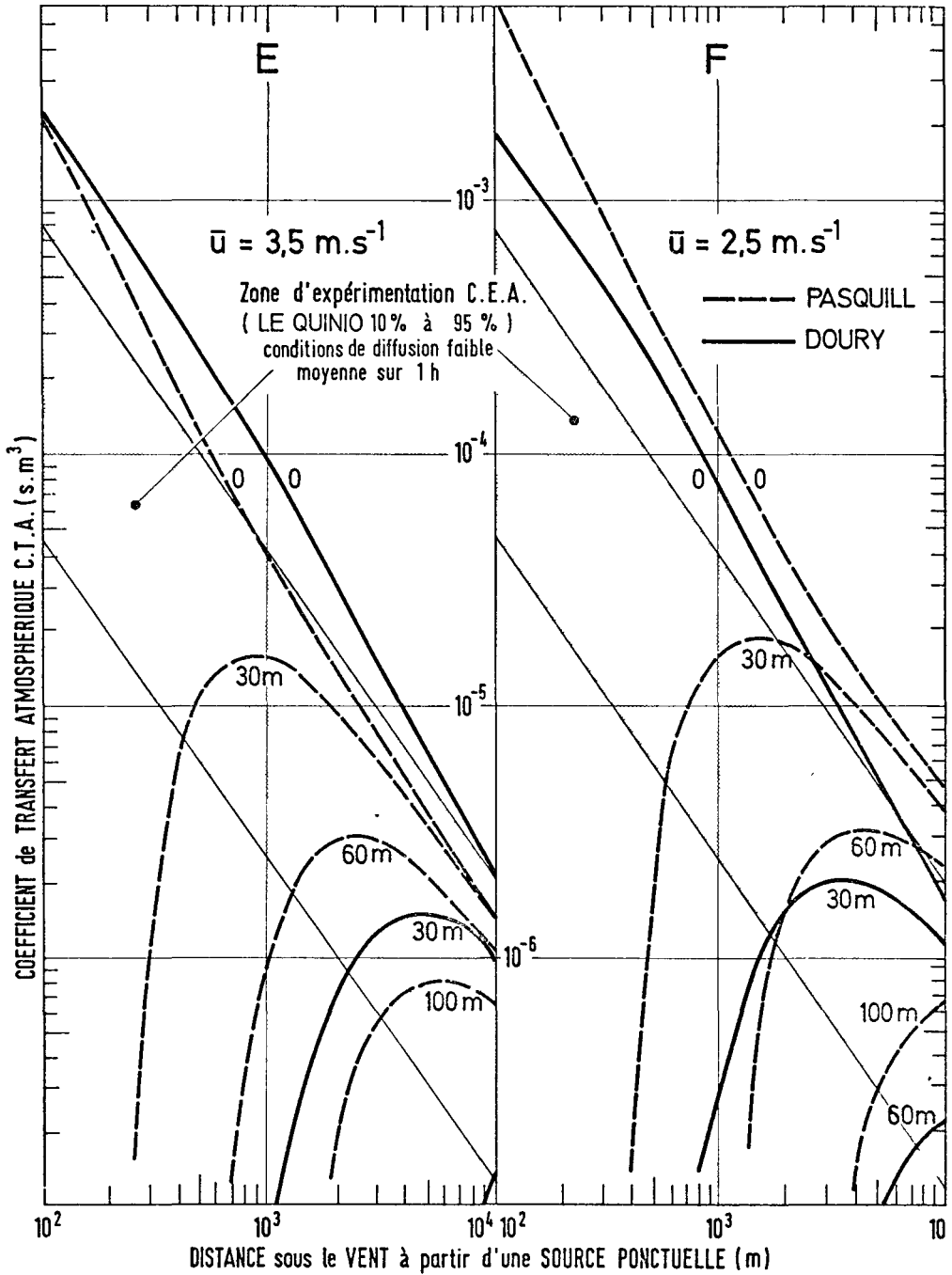


Fig. 19 - COEFFICIENT DE TRANSFERT ATMOSPHERIQUE MAXIMAL AU SOL ( $\text{s.m}^{-3}$ ) POUR DIFFERENTES HAUTEURS DE LA SOURCE AU DESSUS DU SOL, EN FONCTION DE LA DISTANCE selon PASQUILL et DOURY



DISPERSION ESTIMATES FOR SHORT OR LONG-TERM RELEASES  
BASED UPON THE IMMISSION FREQUENCY DISTRIBUTION MODEL (IFDM)  
OF THE SCK/CEN, MOL, BELGIUM

J.G. KRETZSCHMAR, G. DE BAERE and J. VANDERVEE  
S.C.K./C.E.N.  
Mol - BELGIUM

SUMMARY. The Immission Frequency Distribution Model (IFDM) is a bi-gaussian dispersion model calculating cumulative frequency distributions of normalised or actual concentrations over a given period of time for any averaging time. The model requires on-site hourly to three-hourly averages for windspeed, wind direction and stability as input parameters with whatever stability classification scheme is applicable, although calculations are routinely based on the SCK/CEN's diffusion typing scheme. Cumulative frequency distributions for averaging times larger than one hour, e.g. 8 h, are based upon moving averages with steps of one hour. Cumulative frequency distributions, as well as overall arithmetic averages over the specified period, are calculated for every gridpoint of a square or polar grid, with freely chosen mesh dimensions, or at any specific point in the environment. A second possibility is the combination of a freely chosen number of points within a given area or on a specific boundary e.g. the perimeter of the nuclear power plant site.

RESUME. ESTIMATION DE LA DISPERSION POUR DES REJETS DE COURTE OU DE LONGUE DUREE SUR BASE DU MODELE DE DISTRIBUTION DE FREQUENCE DES IMMISSIONS (IFDM) DU SCK/CEN, MOL, BELGIQUE. Le modèle de distribution de fréquence des immissions (IFDM) est un modèle de dispersion bi-gaussien permettant le calcul des distributions de fréquence cumulée de concentrations normalisées ou réelles sur un laps de temps donné quel que soit le temps d'intégration. Ce modèle nécessite comme intrant les moyennes horaires à tri-horaires de la vitesse du vent, de la direction du vent et de la stabilité relevées sur le site. Quoique d'ordinaire on fasse les calculs d'après le schéma des types de diffusion du SCK/CEN, on peut utiliser toute autre classification de la stabilité. Les distributions de fréquence cumulée pour des temps d'intégration de plus d'une heure, p. ex. 8 heures, se basent sur des moyennes mobiles à pas horaire. On calcule les distributions de fréquence cumulée et les moyennes arithmétiques globales sur la période déterminée en chaque point d'intersection d'une grille carrée ou polaire à maillage arbitraire ou en tout point particulier du milieu. On peut aussi combiner un nombre arbitraire de points d'une zone donnée ou sur une frontière déterminée, p. ex. un périmètre de site de centrale nucléaire.

KURZFASSUNG. ABSCHÄTZUNGEN DER DISPERSION VON KURZ- ODER LANGZEITIGEN ABLEITUNGEN NACH DEM IMMISSIONS-HÄUFIGKEITSVERTEILUNGSMODELL (IFDM) DES SCK/CEN, MOL, BELGIEN. Das Immissions-Häufigkeitsverteilungsmodell (IFDM) ist eine zweidimensionale GAUSS'sche Verteilung zur Berechnung der kumulativen Häufigkeitsverteilung von normierten oder realen Konzentrationen innerhalb eines vorgegebenen Zeitraums für beliebige Mittelwertsperioden. Das Modell erfordert ein- bis dreistündige Mittelwerte für Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Stabilität als Input-Parameter. Jede Stabilitäts-Klassifikation ist anwendbar, aber normalerweise basieren die Berechnungen auf dem Diffusionstypenmodell des SCK/CEN. Die kumulative Häufigkeitsverteilung für Mittelwerte von über einer Stunde, z.B. acht Stunden, basiert auf wechselnden Mittelwerten für einstündige Abstände. Die kumulativen Häufigkeitsverteilungen wie auch die arithmetischen Gesamtmittelwerte über die ins Auge gefasste Zeitspanne werden für jeden Gitterpunkt eines quadratischen oder eines Polarkoordinatennetzes mit freigewählter Maschengröße oder für beliebige Aufpunkte in der Umgebung berechnet. Die zweite Möglichkeit ist die Kombination einer beliebigen Anzahl von Punkten in einem vorgegebenen Gebiet oder auf einer bestimmten Grenzlinie, z.B. einem Kreisbogen um den Standort eines Kernkraftwerks.

### Introduction

The dispersion of accidentally released gases and particulate matter is commonly simulated by means of physical modelling in wind or water tunnels, or calculated by means of mathematical modelling on small or large digital computers. Since the beginning of the seventies the Belgian Nuclear Energy Research Centre (SCK/CEN, B-2400 Mol) has been involved in the latter field and numerous impact studies, as well in the nuclear [1-4] as in the non-nuclear field, were successfully carried out by means of the different versions of the Immission Frequency Distribution Model (IFDM) developed at the SCK/CEN.

The purpose of this paper is to review the main properties and possibilities of the IFDM code when applied for the evaluation of the dispersion of accidentally released material at ground-level or through normal chimneys.

### General description of the model

Like many other operational models for off-line air pollution impact studies the IFDM (Immission Frequency Distribution Model) is a mathematical model based on the so-called bi-Gaussian dispersion approach. This means that in a rectangular coordinate system the virtual point source situated at a height of  $h_e$  metres above ground-level, and continuously emitting a certain amount  $Q$  of a given pollutant (mass or activity per second) will cause a ground-level concentration

$$\chi(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi \bar{u}(h_e) \sigma_y(x) \sigma_z(x)} \exp \left[ -\frac{h_e^2}{2\sigma_z^2(x)} \right] \exp \left[ -\frac{y^2}{2\sigma_y^2(x)} \right]$$

at the receptor point  $R(x, y, 0)$  if the pollutant is not reactive, the ground is considered to be a perfect reflector for the pollutant and the average windspeed  $\bar{u}(h_e)$  at the height of the source is larger than 1 m/s. The average wind direction during the time of observation ( $= t_{av}$ ) is parallel with the x-axis and is supposed to remain constant in time and space over the region during the averaging time  $t_{av}$  used for the computations of the individual concentration levels.

The dispersion parameters  $\sigma_y(x)$  and  $\sigma_z(x)$  are the standard deviations of the crosswind and vertical distributions of the materials suspended in the bi-Gaussian plume at a distance  $x$  from the source. With a good approximation they can be written under the following explicit form :

$\sigma_y(x) = Ax^a$  and  $\sigma_z(x) = Bx^b$  with A,a,B,b depending upon the stability of the air in the mixing layer.

Bultynck et al. [5] determined that for current practical use in the flat region where the Nuclear Energy Centre is situated, seven different stability categories suffice to specify the possible atmospheric conditions. These seven categories  $E_1, E_2 \dots E_7$  are based on the ratio between the vertical gradient of the mean potential temperature between 114m and 8 m, and the square of the average windspeed at 69 m, taken as reference height on the meteorological tower of the SCK/CEN. The corresponding values of A,a,B and b are given in Table I.

Table I : Dispersion coefficients obtained at the SCK/CEN, Mol

Stability category	A	a	B	b
$E_1$	0.235	0.796	0.311	0.711
$E_2$	0.297	0.796	0.382	0.711
$E_3$	0.418	0.796	0.520	0.711
$E_4$	0.586	0.796	0.700	0.711
$E_5$	0.826	0.796	0.950	0.711
$E_6$	0.946	0.796	1.321	0.711
$E_7$	1.043	0.698	0.819	0.669

Although the locally derived diffusion typing scheme ( $E_1$  to  $E_7$ ) and corresponding set of dispersion coefficients  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  are preferentially used in IFDM, the model also accepts other diffusion typing schemes and corresponding dispersion coefficients. Commonly available are Pasquill [6, 7], Klug [8] and vogt [9,10].

The values of  $\chi(x,y,o), \bar{u}(h_e), \sigma_y(x)$  and  $\sigma_z(x)$  in the dispersion formula are averages over the same time interval ( $t_{av}$ ). Commonly used is  $t_{av} = 1$  hour. The average windspeed  $\bar{u}(h)$  at a height  $h$  is derived from the average windspeed  $\bar{u}(h_0)$  measured at a height  $h_0$  by using the power law. Over a given period of time, e.g. one year, the model calculates the successive hourly concentration values in whatever receptor point. Receptor points can be freely chosen or arranged in a regular grid (cartesian or polar grid). Ensembles of receptor points over a given area or on a given perimeter are also possible. Over the given period of time cumulative pro-

bability distributions for  $\chi$  or  $\chi/Q$ -values are constructed in the different receptor points or for the specified area or perimeter. When required cumulative probability distributions for other averaging times such as  $t_{av} = 8 \text{ h}$ ,  $16 \text{ h}$ ,  $3 \text{ d}$  and  $26 \text{ d}$  are possible. The individual concentration values of these distributions are obtained by means of moving averages for the given averaging time and a step of one hour. The  $\chi/Q$  values that are exceeded no more than a given percent of the total time are easily obtained from these cumulative probability distributions.

In the calculations a real stack with physical height  $h_g$  is replaced by a virtual point source of the same strength  $Q$  and an effective height  $h_e = h_g + \Delta h$ , with  $\Delta h$  given by one of the available plume rise formulas. Commonly used are Stümke 2 [11] for hot releases, and St. Cyr [12] for releases at ambient temperature. Briggs' formulas are also included as one of the many options of the model.

As mentioned before the IFDM requires hourly averages for windspeed, wind-direction and stability class as meteorological input data. As hourly winddirection data are quite often specified in classes of ten, twenty, twenty-two and a half or thirty degrees a software random generator has been incorporated into the model in order to avoid a bias towards specific winddirections and thus receptor points. For each individual hour the random generator specifies what specific winddirection within the given winddirection sector has to be used for the calculations. This procedure inherently accepts a rectangular distribution of the directions within a given sector.

#### Some practical examples of the IFDM output

A hypothetical nuclear site with its surroundings is represented on Figure 1. Three different types of receptor points are identified in this figure namely point P1 on the site boundary, point G74 belonging to the square grid (1 km x 1 km) and the receptors R1 and R2 at the same distance from the source but in different winddirections. The testcase is in a flat region and the source is at ground-level or a stack of 60 m. All calculations will be based on the 1977 meteorological observations at the SCK/CEN site in Mol. The observations at the 24 m-level on the meteorological tower are used as input for the ground-level releases, the 69 m-level data for the 60 m high stack. Plume rise for the ground-level release is not taken into account, while St. Cyr's simple formula [12] is used for the stack releases at approximately ambient temperature. Limited mixing due to inversion conditions has not been taken into account for the

different examples reported in the following paragraphs. All computations were done on an IBM 370/148.

As a first example cumulative probability distributions of hourly (relative) concentrations due to a ground-level release were calculated in the receptor points P1, G74, R1 and R2 (Figure 1). All results, given on Figure 2a to Figure 2d, are reported as relative concentrations. Actual concentration values are obtained by multiplying the stated relative values with the release rate  $Q$  given in mass/s or activity/s. To complete the information each of the Figures 2a to 2d also reports the number of hours with valid meteorological input data ( $n$ ), the yearly average of the relative concentration ( $m$ ) and the maximum hourly value of the latter ( $max.$ ). As mentioned before all calculations are based on the 1977 meteorological observations in Mol.

The differences in the cumulative probability distributions for R1 and R2 (Figure 2c and 2d), two points at the same distance from the source, illustrate the importance of the specific angular position of the receptor point with respect to the source. The windroses given on Figure 3 illustrate that R1 is situated in the dominant wind direction with respect to the source while R2 is much less frequently influenced by the source (Figure 1). Apart from this most important factor it is obvious that other factors such as windspeed and stability class distribution as a function of wind direction play a role here.

As a second example Figure 4 illustrates the influence of the average time upon the cumulative probability distribution of the relative concentrations in a given receptor point. These cumulative probability distributions were obtained by means of moving averaging with a step of 1 hour. It is obvious that the lower percentile values in a given point increase with increasing averaging time and that the higher percentiles decrease. At the 99.5-percentile level there is approximately a factor three difference between the hourly and eight hourly concentration value. This factor increases to four, eight and almost twenty for respectively 16 h, 3 d and 26 days.

For certain analyses it is sometimes interesting to have some more information on the possible concentration levels on the boundary of the nuclear site. As an example for this approach Figure 5 gives the cumulative probability distribution of the successive maximum hourly averages that could occur somewhere on the boundary of the site specified on Figure 1, if a ground-level release took place in Mol during 1977. To obtain this cumulative probability distribution a specific number of receptor points

(e.g. 36, corresponding with ten degree sectors from the source position) are chosen on the perimeter and by means of the meteorological input data the model calculates hour by hour the relative concentration in each of these perimeter points. Irrespective of the point where it occurs the absolute maximum value for each of the hours is retained and a global statistic of all these successive maxima over the specified period of time, normally one year, is the end result as illustrated on Figure 5. The probability of having a certain concentration level somewhere along the perimeter of a given nuclear site when a ground-level release occurs during the given period of time is the kind of information resulting from this approach.

As a last example Figure 6 gives some results for a 60 m-level release ( $65 \text{ Nm}^3/\text{s}$  at 283 K) and its possible consequences in two points (R1, R2) at the same distance but in different winddirections (Figure 1). The influence of the frequency of occurrence of the different winddirections (Figure 3) is obvious as well for the probability distribution as for the yearly average level. The maximum hourly values (max.) are of course not directly related to the frequency of occurrence of a given winddirection sector. As for all the previously given examples the cumulative probability distributions of Figure 6 are not directly to be extrapolated beyond the percentile-range represented on the figure.

#### Influence of the turbulence typing scheme

As mentioned in the general description the IFDM model has the possibility to use the same meteorological input data in different turbulence or stability classification schemes and corresponding sets of dispersion coefficients. Figure 7 illustrates this by means of the calculated cumulative probability distributions for five different schemes applied on the same 1977 meteorological observations in Mol.

In Pasquill 1 the atmospheric stability class at a given hour is determined by means of the windspeed at 10 m height and the cloud cover (night) or the insolation (day) as described in many textbooks and papers [7].

The Pasquill 2 system is based on the hourly observations of the vertical temperature gradient along a meteorological tower as described in [6]. The same dispersion coefficients have been used for both versions of the Pasquill scheme.

Klug's turbulence typing scheme is quite similar to Pasquill's [8]. It differs primarily in a more detailed set of rules relating cloudiness, wind-

speed, time of day and season. The  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$ -values corresponding with the different stability classes are different from Pasquill's dispersion coefficients and were taken from [8].

Using approximately the same stability classes (A...G) as Pasquill, two turbulence typing schemes were developed by K.J. Vogt at the Kernforschungsanlage Jülich in the Federal Republic of Germany [9, 10]. The first system uses solar elevation angle, cloud cover, windspeed at 10 m height and time of the day (day-night) as input parameters for the determination of the appropriate stability class at a given time, while the second system is based on windspeed at 10 m height and temperature gradient between 20 m and 120 m. Only the latter system has been used here in combination with K.J. Vogt's  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$ -values for releases at an effective height smaller than 75 m.

The meteorological input data for the reference year 1977 are based on the observations in Mol (meteorological tower, 120 m high) and the simultaneous synoptic observations on the military airfield of Kleine Brogel, some 25 km towards the east of Mol. Both stations are in the same flat, sandy and wooded (firs) region. The hourly windspeed measurements at the 24 m-level on the meteorological tower in Mol were systematically used in the bi-Gaussian dispersion formula.

It is noted on Figure 7 that the results are somewhat grouped. Klug's and both versions of Pasquill's systems give the highest values, while SCK/CEN and Vogt lead to smaller concentration values, especially for the highest percentiles. It is interesting to note that Pasquill's as well as Klug's dispersion coefficients are based on ground-level release experiments while the SCK/CEN parameters refer to the 69 m-level and Vogt's experiments to the 50 m-level. Also interesting to note is the fact that two different ensembles of meteorological observations for the same region and the same year give somewhat different results even when applied within the same Pasquill system (but in another methodology).

#### Conclusions

The possibilities of an operational bi-Gaussian code for the computation of cumulative probability distributions of environmental concentrations due to accidental releases have been illustrated by means of several practical examples. A comparison between the model results obtained by means of different turbulence typing schemes and sets of corresponding dispersion coefficients illustrated the sensitivity of the model for these specific parameters.



References

- [1] Impact des rejets à l'atmosphère de la centrale nucléaire Tihange 2 sur l'environnement. Etude réalisée par le groupe "Modèles Mathématiques" du CEN/SCK à la demande d'Intercom. Octobre 1978.
- [2] J.G. Kretzschmar, G. De Baere, I. Mertens en J. Vandervee, "Impakt op het Belgisch grondgebied van de gasvormige radioactieve lozingen van vier 325 MWe PWR-centrales in Gravelines", ICWB, Leefmilieu - Lucht, Wetenschappelijk Rapport 1979/AL.4.2/04. Mei 1979.
- [3] G. De Baere, P. Govaerts, J. Vandervee en J.G. Kretzschmar, "Berekende stralingsdosissen door externe  $\gamma$ -straling in de omgeving van de kerncentrale te Doel tengevolge van de edelgaslozingen in 1978", Studie uitgevoerd op aanvraag van het IHE, Brussel. Oktober 1979.
- [4] Evaluation de l'impact sur l'environnement des rejets à l'atmosphère des installations de l'IRE à Fleurus. Etude réalisée par le groupe "Modèles Mathématiques" du CEN/SCK, Mol à la demande de l'IRE. Novembre 1979.
- [5] H. Bultynck and L.M. Malet "Evaluation of atmospheric dilution factors for effluents diffused from an elevated continuous point source", Tellus 24, 1972, pp. 455-472.
- [6] U.S. Nuclear Regulatory Commission, "On-site Meteorological programs", Regulatory Guide 1.23, 1972.
- [7] F.A. Gifford, "Turbulent diffusion-typing schemes : a review", Nuclear Safety 17, 1976, pp. 68-86.
- [8] W. Klug, "Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus Synoptischen Beobachtungen", Staub 29, Nr. 4. April 1969.
- [9] K.J. Vogt, "Umweltkontamination und Strahlenbelastung durch Radioaktive Abluft aus Kerntechnischen Anlagen". Jül-637-ST, Januar 1970.
- [10] K.J. Vogt, "Empirical investigations of the diffusion of waste air plumes in the atmosphere", Nuclear Technology 34, 1977.
- [11] H. Stümke, "Vorschlag einer empirischen Formel für die Schornsteinüberhöhung", Staub 23, 1963, pp. 549-556.
- [12] A. Doury, "Facteurs météorologiques de la pollution atmosphérique en provenance d'installations nucléaires", Colloque sur le contrôle des radiations aux environs des établissements nucléaires, Risø 1960.

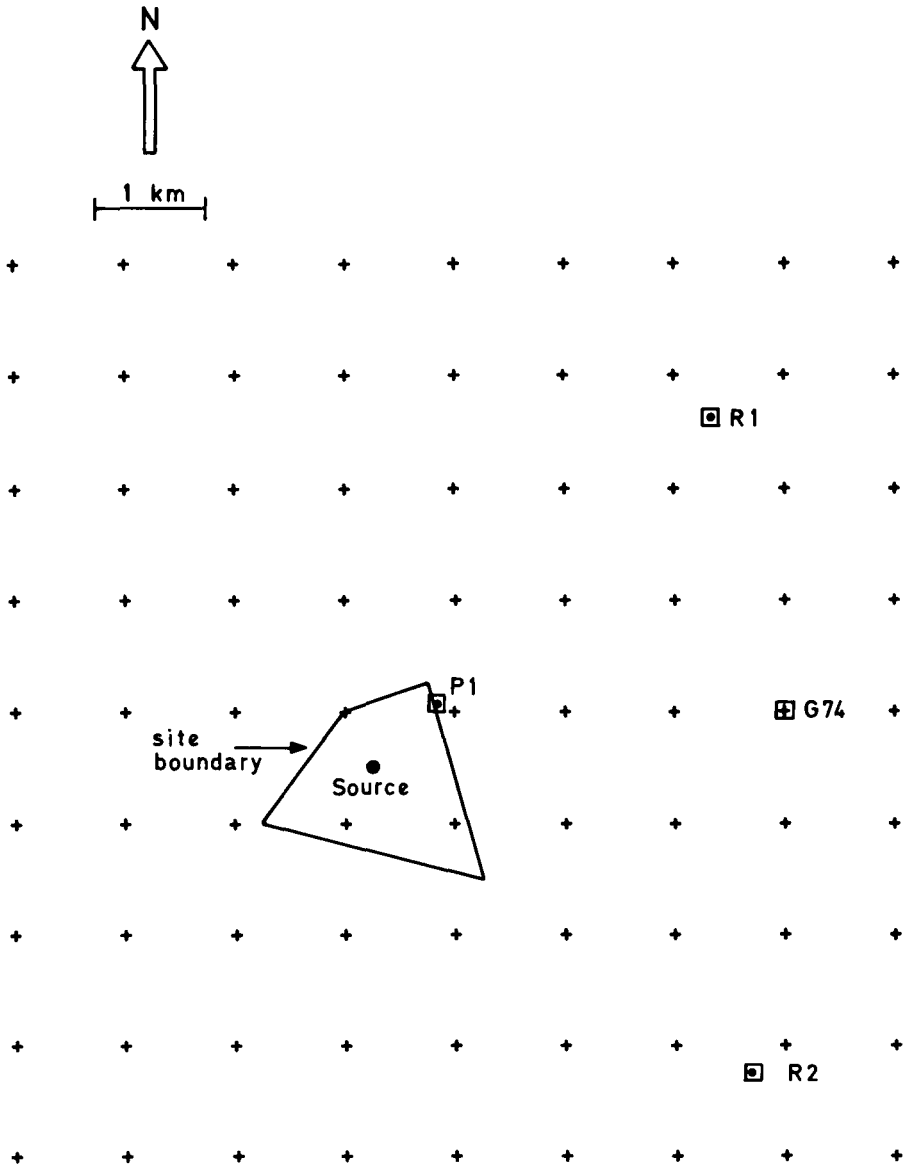


Figure 1 : A typical example of some source-receptor configurations.

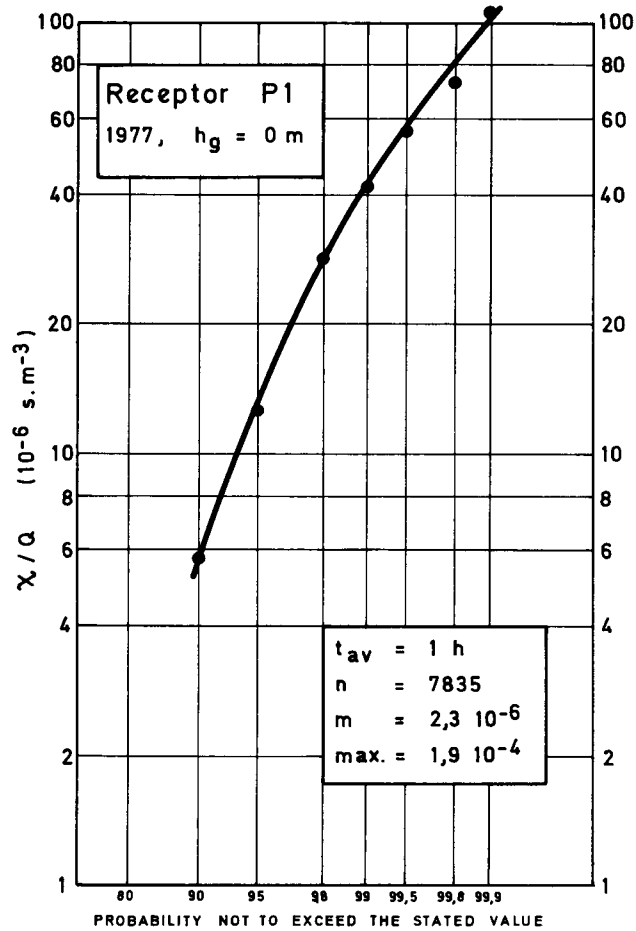


Figure 2a : Cumulative probability distribution of the hourly averages in receptor P1 for ground level releases in 1977.

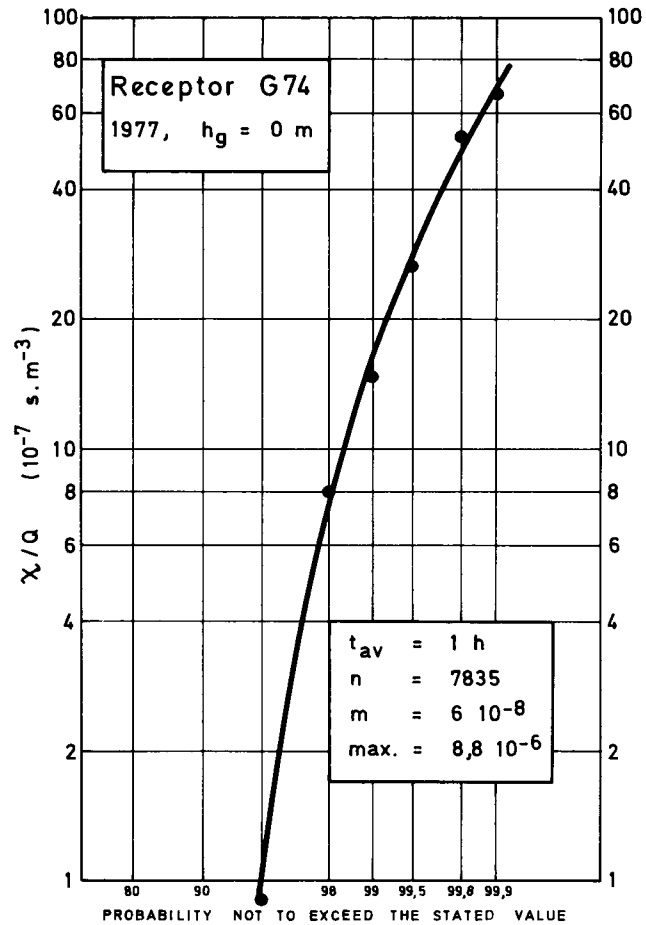


Figure 2b : Cumulative probability distribution of the hourly averages in receptor G74 for ground level releases in 1977.

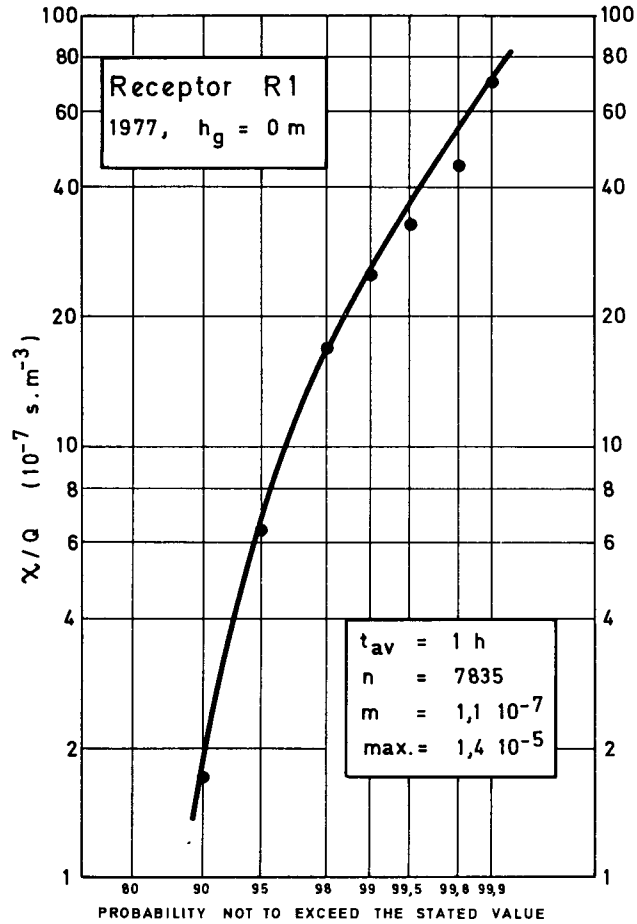


Figure 2c : Cumulative probability distribution of the hourly averages in receptor R1 for ground level releases in 1977.

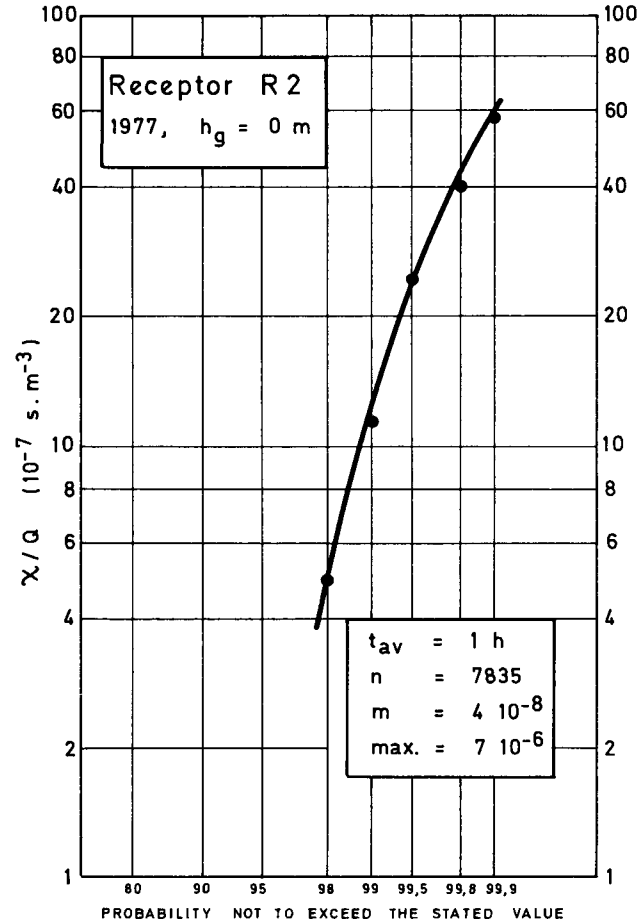
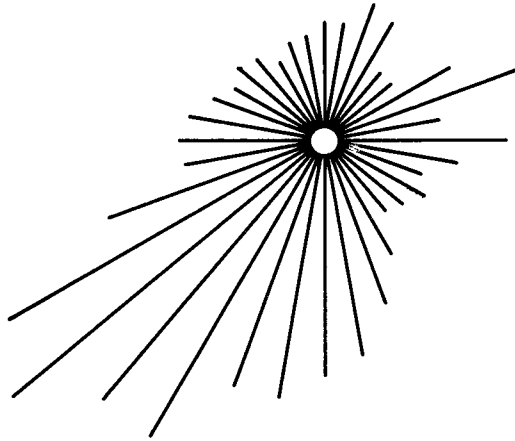
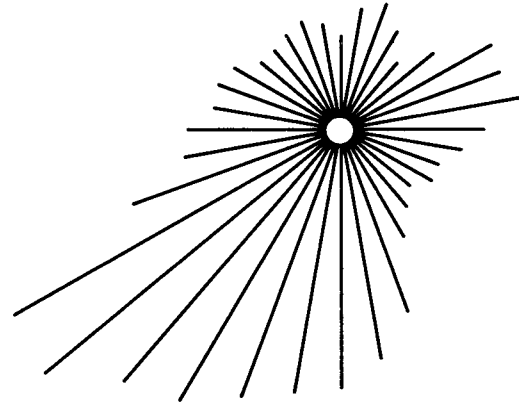


Figure 2d : Cumulative probability distribution of the hourly averages in receptor R2 for ground level releases in 1977.



24 m



69 m

Figure 3 : Windroses for 1977 at the 24 m and 69 m-level in Mol, Belgium.

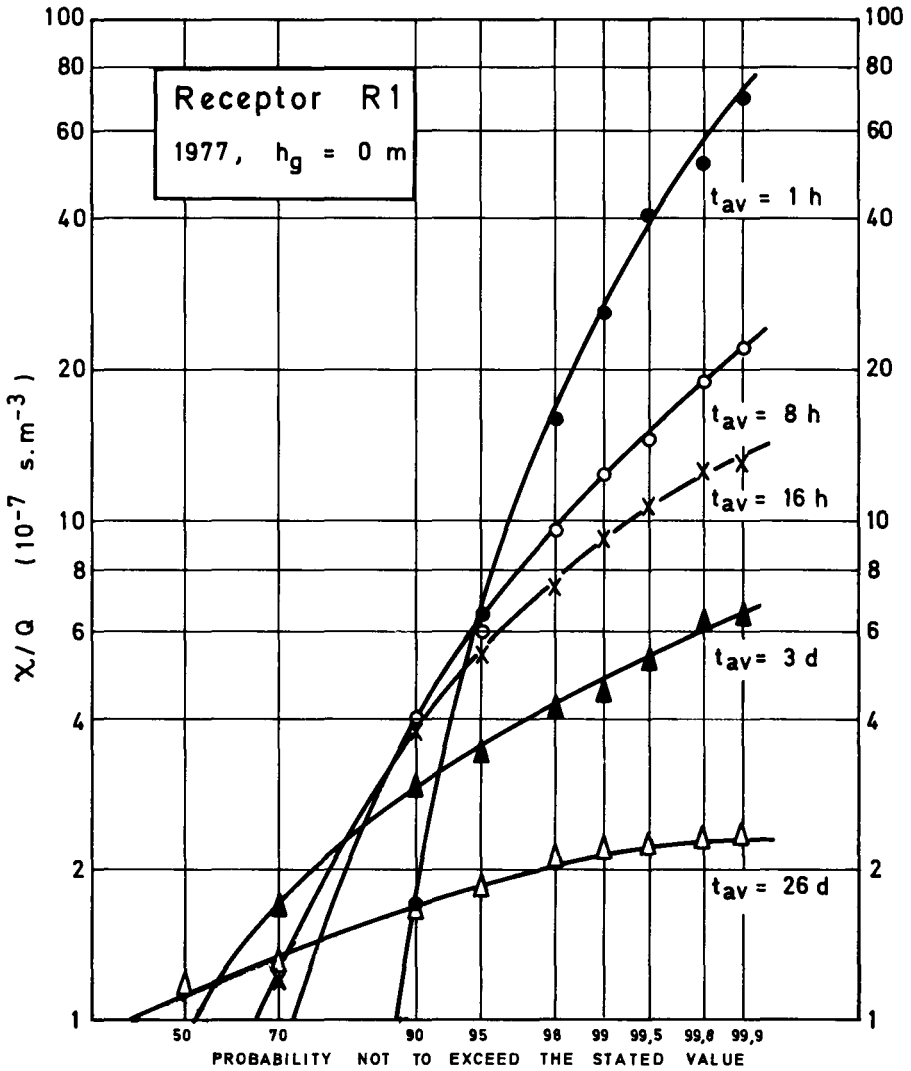


Figure 4 : Cumulative probability distributions of the hourly, eight hourly, sixteen hourly, three days and twenty-six days averages in receptor R1.

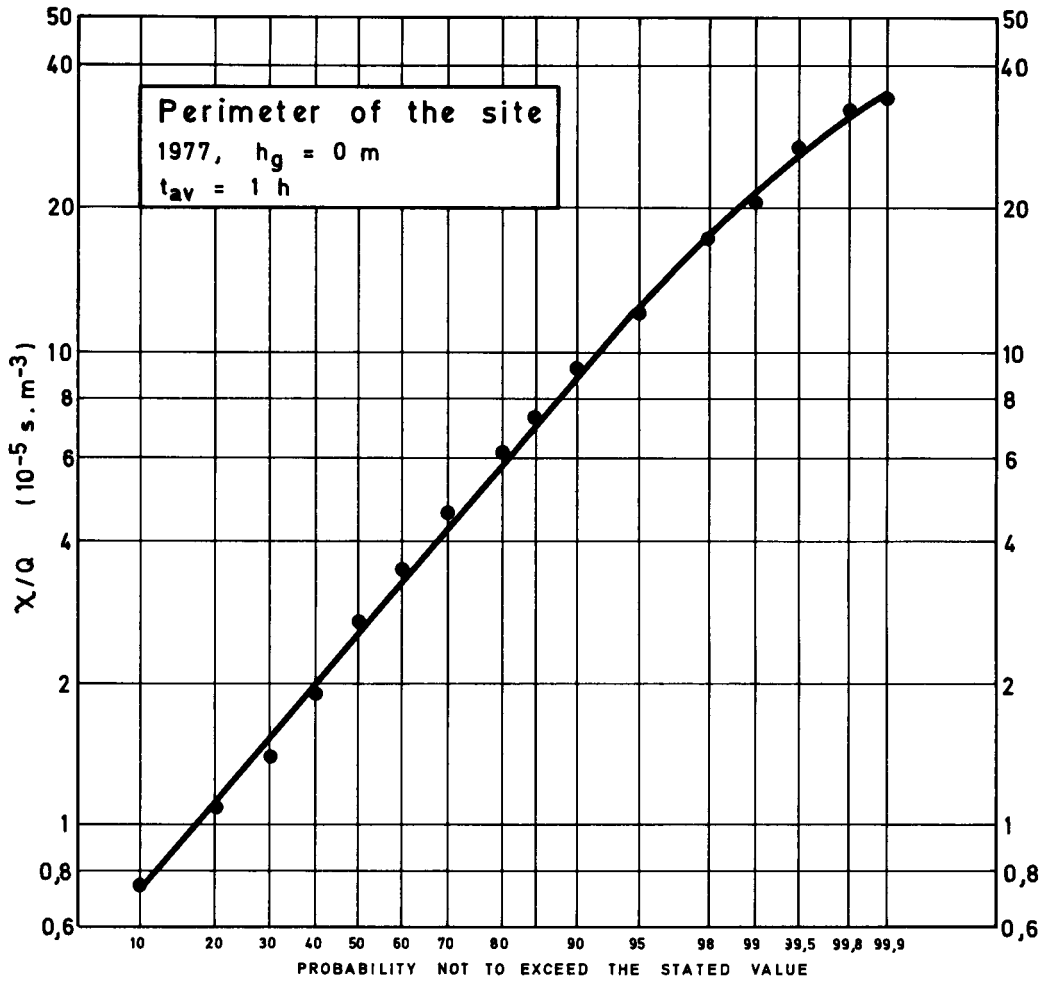


Figure 5 : Cumulative probability distribution of the maximum values of the hourly averages on the site boundary.

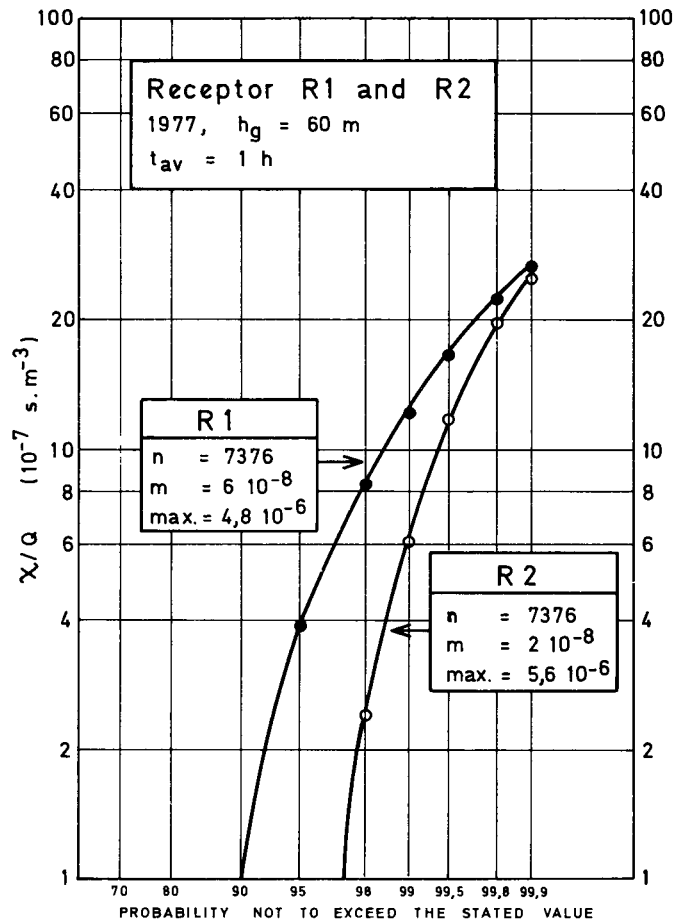


Figure 6 : Cumulative probability distributions of the hourly averages in receptor R1 and R2 due to a 60m-level release in 1977.

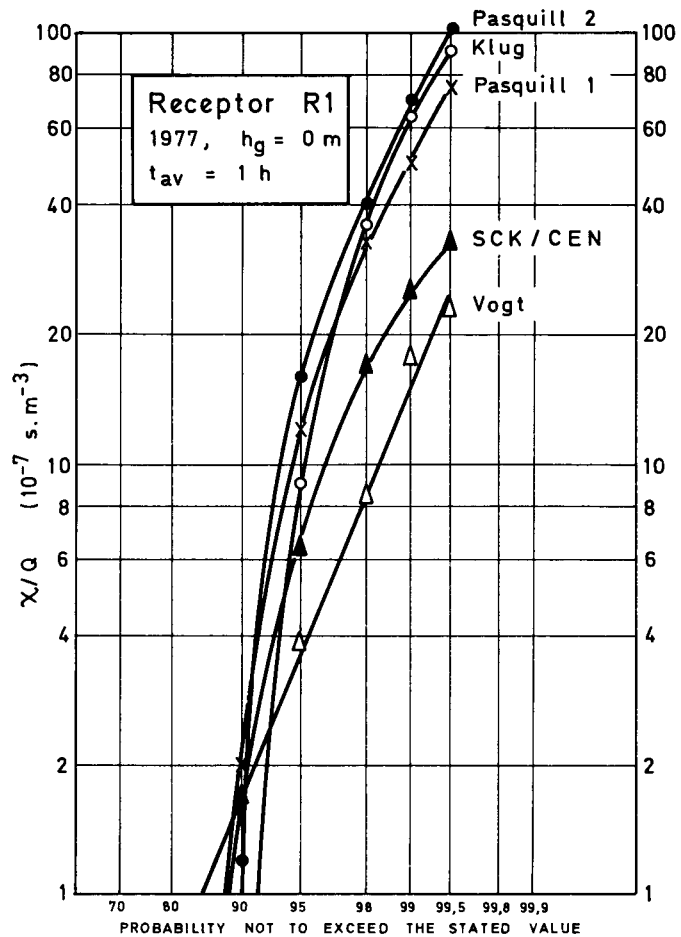


Figure 7 : Influence of the turbulence typing scheme upon the cumulative probability distributions for ground-level releases.



PREDICTING ATMOSPHERIC DISPERSION OF RADIONUCLIDES -  
A SUMMARY OF THE FIRST REPORT OF A WORKING GROUP IN THE U.K.

R.H. CLARKE  
N.R.P.B.

Harwell - UNITED KINGDOM

SUMMARY. This paper describes the first report of a Working Group established to review recent developments in atmospheric dispersion modelling and to propose models for use in the U.K. The series of reports are intended to give practical guidance on the estimation of dispersion of radioactive releases to the atmosphere. The first report deals with the short and medium range dispersion, that is from about 100 m to several tens of kilometres from the source, and is based on a Gaussian plume model. In this paper the justification for this choice by the Working Group is given and the proposed schemes for categorising atmospheric conditions are presented together with values of the associated dispersion parameters.

The methods by which the results for short timescale releases can be modified to allow for prolonged releases and to obtain annual average concentrations are discussed. Finally, the topics which have already been agreed to be considered by the Working Group in future reports are identified.

RESUME. PREVISION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES RADIONUCLEIDES - RESUME DU PREMIER RAPPORT D'UN GROUPE DE TRAVAIL DU ROYAUME-UNI. Le présent exposé décrit le premier rapport d'un groupe de travail créé pour étudier les récents développements de la modélisation de la dispersion atmosphérique et proposer des modèles applicables au Royaume-Uni. Une série de rapports se propose de guider dans la pratique le calcul de la dispersion des rejets radioactifs dans l'atmosphère. Le premier rapport traite de la dispersion à courte et moyenne distance entre quelque 100 mètres et plusieurs dizaines de kilomètres à partir de la source à l'aide d'un modèle de panache gaussien. L'exposé indique les raisons de ce choix par le groupe de travail et expose les méthodes proposées pour catégoriser les conditions atmosphériques ainsi que les valeurs des paramètres correspondants de la dispersion.

L'exposé examine les méthodes permettant de transposer les résultats relatifs aux rejets de courte durée à des rejets prolongés et d'obtenir les concentrations annuelles moyennes. Enfin, il indique les sujets que le groupe de travail a déjà décidé de traiter dans ses prochains rapports.

KURZFASSUNG. VORAUSSAGE DER ATMOSPHAERISCHEN AUSBREITUNG VON RADIONUKLIDEN - ZUSAMMENFASSUNG DES ERSTEN BERICHTS EINER ARBEITSGRUPPE IM VEREINIGTEN KOENIGREICH. Mitteilung über den ersten Bericht einer Arbeitsgruppe, die eingesetzt wurde, um neuere Entwicklungen bei den atmosphärischen Ausbreitungsmodellen zu sichten und um Modelle für die Benutzung im Vereinigten Königreich vorzuschlagen. In einer Folge von Berichten sollen praktische Hinweise für die Abschätzung der Ausbreitung radioaktiver Ableitungen in der Atmosphäre gegeben werden. Der erste Bericht behandelt die Ausbreitung über kurze und mittlere Entfernungen, d.h. von etwa 100 m bis zu einigen Dutzend Kilometern vom Ableitungspunkt, und basiert auf einem Gauss'schen Abluftfahnenmodell. Der Beitrag rechtfertigt diese von der Arbeitsgruppe getroffene Wahl und stellt die für die Kategorisierung der atmosphärischen Bedingungen vorgeschlagenen Schemata sowie die Werte der dazugehörigen Ausbreitungsparameter vor.

Die Methoden, mit denen sich die Ergebnisse für kurzzeitige Ableitungen auf Ableitungen über längere Zeiträume übertragen und dazu mittlere Jahreskonzentrationen sich ermitteln lassen, werden erörtert. Abschliessend werden die der Arbeitsgruppe zur Behandlung in weiteren Berichten bereits gestellten Themen genannt.

## 1. INTRODUCTION

In November 1977 a meeting was held between representatives of UK Government Departments, utilities and research organisations to discuss methods of calculation of atmospheric dispersion for radioactive releases. Those present agreed on the need for a review of recent developments in atmospheric dispersion modelling and an Expert Working Group was established to carry out this review. The National Radiological Protection Board has provided the chairman of the meetings and the conclusions reached by the Working Group are being published in the normal Board's report series. The reports are intended to provide practical guidance on estimating of dispersion of radioactive releases in the atmosphere.

The first report of the Working Group has recently been published<sup>(1)</sup> and presents a model for dispersion in the short and medium range - that is for distances of less than about 100 km from the source. It is this report which is the subject of the present paper. The membership of the Working Group during the period leading to the preparation of the first report is shown in the Appendix. Considerable progress is also being made by the Working Group towards proposing models to deal with building entrainment, dry and wet deposition of airborne activity, and long range dispersion, i.e. up to about 1000 km from the source, in both normal operation and accident conditions.

## 2. THE CHOICE OF A DISPERSION MODEL

In considering the most appropriate models which could be used for dispersion over a range of a few tens of kilometres from the source in short, prolonged and continuous release conditions, the Group took into consideration the ease of application of the model in terms both of the availability of meteorological data in a form suitable for the model, and the relative accuracy of models of varying complexity. As a result of these considerations, the model proposed is based on the Gaussian plume solution to the diffusion equation.

Other models exist which represent better the physical processes of turbulent diffusion in the atmosphere; for example closure models, of which eddy-diffusivity models<sup>(2)</sup> are the simplest forms, but which have only a limited application in real time estimation of the dispersion of radioactive material. Their main value is thought to lie in increasing knowledge of the physical processes involved and in providing data on the most likely behaviour of the plume which supplements

and illuminates experimentally determined data. These models, being more complex, generally require more computer time to obtain results and have not at present been developed so that the user can easily relate the values of parameters required by these computer models to readily measurable meteorological quantities. Moreover, there seems little evidence that results from the more complex calculations give either a sufficiently different result or a greater confidence in the predictions of the resulting airborne concentrations, to warrant the additional complexity and cost to users. This should not be too surprising since, in the establishment of values for parameters to be used in Gaussian plume models, results have been incorporated from the more complex calculations.

Procedures are currently under development which may enable the values of parameters used in the more complex diffusivity models to be related to easily measured meteorological parameters<sup>(3)</sup>, but it seems likely that it will be several years before a method of categorisation is developed, validated and expressed in a usable form. In addition, within the UK meteorological data are available for a large number of sites, expressed in terms of a diffusion typing scheme applicable to the Gaussian plume model. For these reasons the use of the Gaussian diffusion model appears justified, taking account of the recent models developed for obtaining values of the basic parameters used.

The models reported here apply to the atmospheric diffusion of a neutrally buoyant plume over land from an isolated stack for distances not greater than 100 km from the source, provided that meteorological and topographical conditions have remained constant during the travel time. The models have been chosen to be compatible with models which will deal with dry and wet deposition, plume rise and entrainment of the effluents into the plume wake behind buildings. These topics will be considered in subsequent reports by the Working Group. The first report<sup>(1)</sup> describes the basic model on atmospheric dispersion. This model enables calculations to be performed for a range of atmospheric stabilities, with allowance for the influence of the duration of release and the frictional drag of the underlying surface.

### 3. THE GAUSSIAN PLUME MODEL

The basic equation using a Gaussian plume model for an elevated release is given by:

$$\chi(x, y, z) = \frac{Q}{2 \pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left\{ \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{\sigma_z^2} \right\} \right] \dots\dots (1)$$

where  $\chi$  is the concentration in air ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ) or its time integral ( $\text{Bq.s.m}^{-3}$ )

$Q$  is the release rate ( $\text{Bq.s}^{-1}$ ) or its time integral ( $\text{Bq}$ )

$u$  is the windspeed ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$\sigma_y$  and  $\sigma_z$  are the horizontal and vertical standard deviations of the plume (m)

$h$  is the effective height of release (m)

and  $(x, y, z)$  are the rectilinear co-ordinates, the origin being at ground level beneath the discharge point.

The variables for which some classification or typing scheme are required are the windspeed,  $u$ , and the standard deviations of the plume,  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$ . The choice of standard deviations and categorization of meteorological conditions is described in Section 4. Since the plume will expand vertically as it travels downwind, and since the wind velocity varies with height above the ground, the choice of windspeed for use in equation (1) must be associated with a given height - usually either the height of the plume centre line, or averaged through the depth of the plume.

The windspeed ( $u$ ) increases with height above the ground and the lateral spread of the plume ( $\sigma_y$ ) decreases with increasing source height. As the product  $\sigma_y u$  appears in the denominator of (1) the use of the windspeed at a fixed height of 10 m is proposed and corresponding values of  $\sigma_y$  have been derived. This procedure gives rise to a small error in the off-axis concentrations well above the ground for highly elevated releases.

#### 4. THE CHOICE OF METEOROLOGICAL DISPERSION CATEGORY

Perhaps the most widely known scheme for classifying the meteorological conditions is that due to Pasquill<sup>(4)</sup>. Pasquill based his scheme on a range of experimental observations and suggested values for dispersion parameters to be used in the Gaussian plume model for six weather categories which he designated A to F in order of increasing atmospheric stability. The scheme was qualitative and there have been many attempts to produce a more quantitative approach. The problem is twofold; firstly an attempt must be made to categorize any given combination of

of heat fluxes, windspeeds, cloud cover, etc; then secondly, representative values of the dispersion parameters ( $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$ ) have to be ascribed to each weather category.

The Working Group has adopted the scheme due to Smith<sup>(5,6)</sup> which has been developed from the original Pasquill formulation. The scheme proposed by Smith is now quantitative and attempts to take into account a number of factors, including the sensible heat flux in the lower layers of the atmosphere (i.e. the amount of heat per unit horizontal area passing between the air and the underlying surface as a result of air-surface temperature differences, often caused by net solar heating of the surface during the day or radiative cooling at night), wind speed over a wide range and the effect of ground roughness (grass, woodlands, water, etc), and clearly distinguishes night-time conditions. Another important feature of the Smith scheme is its ready applicability and useful presentation, in nomogram form, of the essential variables.

A major change from the Pasquill scheme is the choice by Smith to give a continuous index of atmospheric stability P, rather than the series of six discrete stability categories. In practical situations the value of the stability parameter can be deduced from the vertical sensible heat flux, and the 10 m wind speed using the nomogram shown in Figure 1. The left hand side of Figure 1 refers to daylight hours when there is incoming solar radiation and it is seen that the atmosphere cannot be more stable than neutral atmospheric conditions, with P lying between 3 and 4 and corresponding to Pasquill's category D. For comparison, in Figure 1, Pasquill stability categories have been assigned to the broad ranges of P to which they apply.

Figure 1 further shows that stable conditions occur only at night and when there is low wind speed although, strictly, just after dawn and sunset there will be some error in this scheme before the new heat balance in the atmosphere is established, but this is not considered to lead to significant errors here. It is also noticed that increasing wind speed tends to give more neutral conditions even with high solar radiation input. In nearly all cases information on the vertical sensible heat flux can be deduced from the amount of cloud cover, the time of day and time of year which indicate the incoming solar radiation. In the Working Group report<sup>(1)</sup> a nomogram is given to estimate typical values of the incoming solar radiation for the UK and the sensible heat flux.

Values of stability index of 0.5, 1.5, 2.5, 3.6, 4.5 and 5.5 can be taken as equivalent to the Pasquill categories A to F respectively. Smith extended the range of the meteorological conditions considered, and a value of the stability parameter of 6.5 can be taken to correspond to very stable conditions, sometimes referred to as Category G. The values of dispersion parameters which correspond to these categories will now be considered.

## 5. CHOICE OF DISPERSION PARAMETERS

### 5.1 Boundary Layer Depth and Windspeed

In most practical cases the depth of the boundary layer is unlikely to be known. However, Smith<sup>(7)</sup> has produced nomograms for the estimation of this depth given values of the time, date, cloud cover and windspeed. In addition for those calculations for which no meteorological data are available, typical values of boundary layer depth have been chosen. These are as follows:-

A	1300 m	D	800 m	F	100 m
B	900 m	E	400 m	G	100 m
C	850 m				

The finite depth of the boundary layer means that there may be a physical barrier to the diffusion of the plume; this is treated theoretically by introducing virtual sources to represent reflection terms in equation (1). The ground acts as a barrier to downwards diffusion and is treated in the same way.

### 5.2 The Vertical Plume Standard Deviation ( $\sigma_z$ )

The vertical standard deviation of the plume at a given distance from the source is a function of the atmospheric stability, downwind distance from the source, and the average roughness of the ground over the distance of travel. The Working Group report presents a scheme based on Smith<sup>(3,4)</sup> whereby  $\sigma_z$  is specified as a function of distance in neutral atmospheric conditions and assuming a fixed ground roughness length of 0.1 m (Figure 2). The value of  $\sigma_z$  at any other stability condition but for the same ground roughness, is found from the ratio of  $\sigma_z$  in that stability to  $\sigma_z$  in neutral conditions as shown in Figure 3 as a function of downwind distance. Finally the value of  $\sigma_z$  in the required category can be modified for other ground roughness lengths using the ratios of  $\sigma_z$  at a range of roughness lengths to that at 0.1 m shown in Figure 4. Typical roughness lengths would be  $10^{-4}$  m for open sea,  $10^{-3}$  m for sandy desert,

0.02 m for open grassland, between 0.2 and 0.3 m for agricultural areas and in excess of 1 m for forests and cities.

In Figure 5, the values of  $\sigma_z$  have been obtained assuming a value of P for each of the six Pasquill categories A to F (P = 0.5, 1.5, 2.5, 3.6, 4.5 and 5.5 respectively) and in addition results for a value of P of 6.5 are shown which are appropriate to extremely stable conditions (category G). The results in Figure 5 were obtained for a ground roughness length of 0.3 m, which has been quoted as a typical value for rural country with small villages and would be appropriate for large areas of Southern England.

### 5.3 The Horizontal Cloud Standard Deviation ( $\sigma_y$ )

The dispersion of the plume in the horizontal plane is the result of turbulence processes together with fluctuations in wind direction and these two components can be thought of as acting independently. The values of  $\sigma_y$  given originally by Pasquill were for very short (three minutes typically) releases, or short observation times from continuous releases. In the Working Group report it is proposed that this very short three-minute release component is retained and applied to releases of much less than 30 minutes duration. The resulting predicted time integrated concentration represents an upper limit. For longer durations of release some account must be taken of the fluctuations in wind direction. This variation implies that as the time of release increases, although each short-term release behaves according to the turbulence of the atmosphere there is a spread of results over a range of directions. The final value of  $\sigma_y$  is that due to Moore<sup>(8)</sup> and is represented as

$$\sigma_y^2 = \sigma_{y_t}^2 + \sigma_{y_w}^2 \quad \dots (2)$$

where  $\sigma_{y_t}$  is the turbulent diffusion or three minute term,

$\sigma_{y_w}$  is the component due to fluctuations in wind direction.

The values of  $\sigma_{y_t}$  are based on the original work of Pasquill, and the effects of wind direction fluctuations can be included by using one of the following forms:-

$$\begin{aligned} \sigma_{y_w} &= \sigma_{\theta}^x \\ \sigma_{y_w} &= 0.065 \sqrt{\frac{I}{u_{10}}} T \quad \dots (3) \end{aligned}$$



where  $\sigma_{\theta}$  is the standard deviation of the horizontal wind directions when averaged over consecutive three minute periods and sampled over the release duration,

T is the release duration in hours.

The second equation can be used whenever the value of  $\sigma_{\theta}$  is not available.

This form for the horizontal distribution of a plume may be used for any duration of release longer than about 30 minutes for which the weather category and wind direction remain unchanged. In Figure 6 the ratios of the on axis ground level concentration from a 30 minute release to those for releases up to 24 hours duration in neutral atmospheric conditions are shown as a function of downwind distance from the source. The concentrations for a given source term can be reduced by up to an order of magnitude as the release duration is extended to 24 hours.

## 6. PROLONGED OR ANNUAL AVERAGE CONCENTRATIONS

Thus far the equations for the Gaussian model of atmospheric dispersion relate to the situation where the duration of the release is such that the resulting distribution of activity may be considered to be in the form of a plume. The equations apply while the meteorological and topographical conditions remain steady. However, there is a need to calculate the average concentration distribution around a source for releases over extended periods, typically months to years. In such situations a different approach may be adopted. The main feature that changes is that the horizontal dispersion of the plume is not now satisfactorily described by the Gaussian model with standard deviation  $\sigma_y$ .

The choice of model here is influenced by the availability of Meteorological Office data for observation sites around the United Kingdom, which is expressed in terms of the frequency distributions both of wind directions and of the Pasquill stability classification in those directions. The principle adopted is to evaluate the distribution of activity in sectors defined by the meteorological data available. In this case the horizontal distribution of the activity can be assumed to be constant over a sector of angular width  $\alpha$ , a typical value for the sector width would be  $\pi/6$  ( $30^\circ$ ).

The wind speed at the effective source height is now used although this represents an approximation to obtaining concentrations in the vertical direction. As discussed above the wind speed is a function of height above the ground, but in the continuous release case the variation in  $u$  cannot be compensated by the reduction in  $\sigma_y$  with source height as

was the case with the single plume, since  $\sigma_y$  does not appear in the denominator of the dispersion equation. However, using the mean windspeed at source height given an acceptable prediction of ground level concentrations.

The average concentration in the  $i^{\text{th}}$  sector may then be obtained by summing the concentration obtained for each set of meteorological conditions weighted by the frequency of occurrence of those conditions,

$$(r,z) = \sum_j f_{ij} \chi_{ij}(r,z) \quad \dots (4)$$

where  $f_{ij}$  is the frequency of the meteorological condition  $j$  within the  $i^{\text{th}}$  sector.

## 7. CONCLUSIONS

This paper has briefly described the method proposed by a Working Group on Atmospheric Dispersion modelling for the calculation of the dispersion of nuclear effluents in the short and medium ranges from the source. The procedure adopted has been to utilise a Gaussian Plume model for which the values of parameters have been adapted from a variety of existing models. In proposing this procedure, consideration has been given not only to recent developments in atmospheric dispersion models, but also to the ease of applicability of the model and the availability of a scheme to classify any given set of meteorological conditions into the required parameters. The diffusion category typing scheme which has been adopted has been described and the values of parameters given which enable calculations to be undertaken for a range of atmospheric stabilities, with allowance for the influence of the duration of release, and the frictional drag of the underlying surface.

The model applies to dispersion from a stack of a neutrally buoyant non-depositing effluent where the influence of surrounding buildings may be ignored. The basic model has been chosen, however, so that it can be modified to allow for the effects of building entrainment, deposition from the plume and radioactive decay.

The models proposed by the Working Group are already being adopted for example in the joint NRPB-CEA study on effluents<sup>(9)</sup> and the UK reactor safety code TIRION has been programmed to use the atmospheric dispersion model described here.

References

- (1) R.H. Clarke, The first report of a Working Group on Atmospheric Dispersion: A Model for short and medium range dispersion of radionuclides released to the Atmosphere. National Radiological Protection Board, NRPB-R91 (1979).
- (2) P.R. Maul, The mathematical modelling of the meso-scale transport of gaseous pollutants. Atmosphere Environment, 11, 1191 (1977).
- (3) F.B. Smith, Application of data from field programmes to estimation of K-profiles and vertical dispersion. In Proc. Conference Mathematical Modelling of Turbulent Diffusion in the Environment, Liverpool (1978).
- (4) F. Pasquill, The Estimation of the Dispersion of windborne material. Met. Mag. 90, 1063, 33 (1961).
- (5) F.B. Smith, A scheme for estimating the vertical dispersion of a plume from a source near ground level. In proc. 3rd meeting of an Expert Panel on Air Pollution Modelling, NATO-CCMS report 14, Brussels (1973).
- (6) F. Pasquill, Atmospheric diffusion. Ellis Horwood Ltd. Chichester (1974).
- (7) F.B. Smith and D.J. Carson, Some thoughts on the specification of the boundary layer relevant to numerical modelling. Boundary Layer Meteorology, 12,307 (1977).
- (8) D.J. Moore, Calculation of ground level concentration for different sampling periods and source locations, in Atmospheric Pollution, Elsevier, Amsterdam p 5160 (1976).
- (9) National Radiological Protection Board and Commissariat à l'Energie Atomique (France), A Methodology for Evaluating the Radiological Consequences of Radioactive Effluents Released in Normal Operation. CEC Report Luxembourg V/3865/79 (1979).

APPENDIX

The members of the Working Group which has proposed the model reported here were as follows.

Dr. R.H. Clarke (Chairman)	National Radiological Protection Board
Dr. H.M. ApSimon	Nuclear Power Section, Imperial College of Science and Technology, London
Dr. C.D. Barker	Central Electricity Generating Board, Research Department, Berkeley Nuclear Laboratories, Berkeley
Dr. B.E.A. Fisher	Central Electricity Generating Board, Research Department, Central Electricity Research Laboratory, Leatherhead.
Ms L.S. Fryer	United Kingdom Atomic Energy Authority, Safety and Reliability Directorate, Risley
Dr. A.W.C. Keddle	Department of Industry, Warren Springs Laboratory, Stevenage
Dr. D.J. Moore	Central Electricity Generating Board, Research Department, Central Electricity Research Laboratory, Leatherhead
Dr. F.B. Smith	Ministry of Defence, Meteorological Office, Bracknell
Dr. J.A. Jones (Secretary)	National Radiological Protection Board

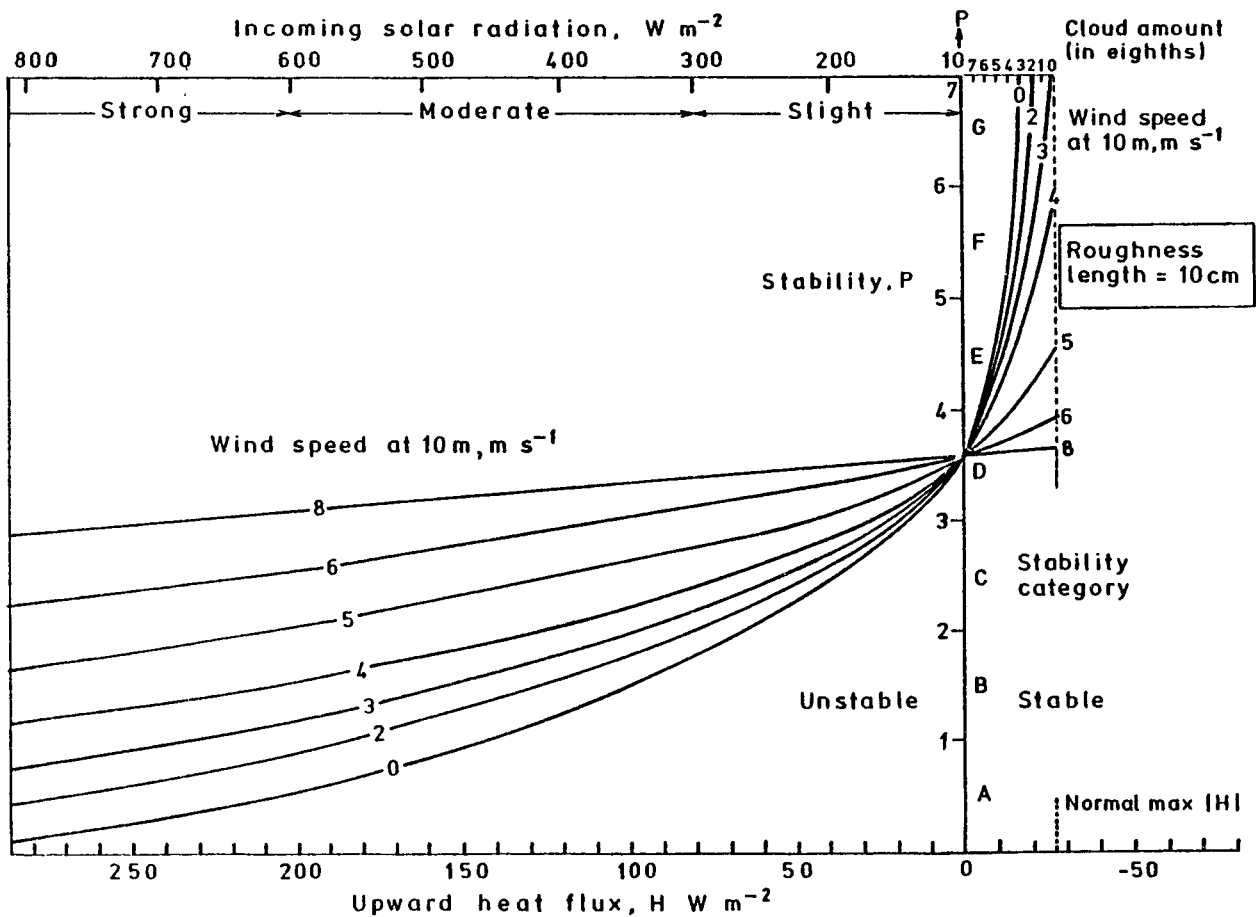


Figure 1. The nomogram of Smith for the determination of the stability parameter P

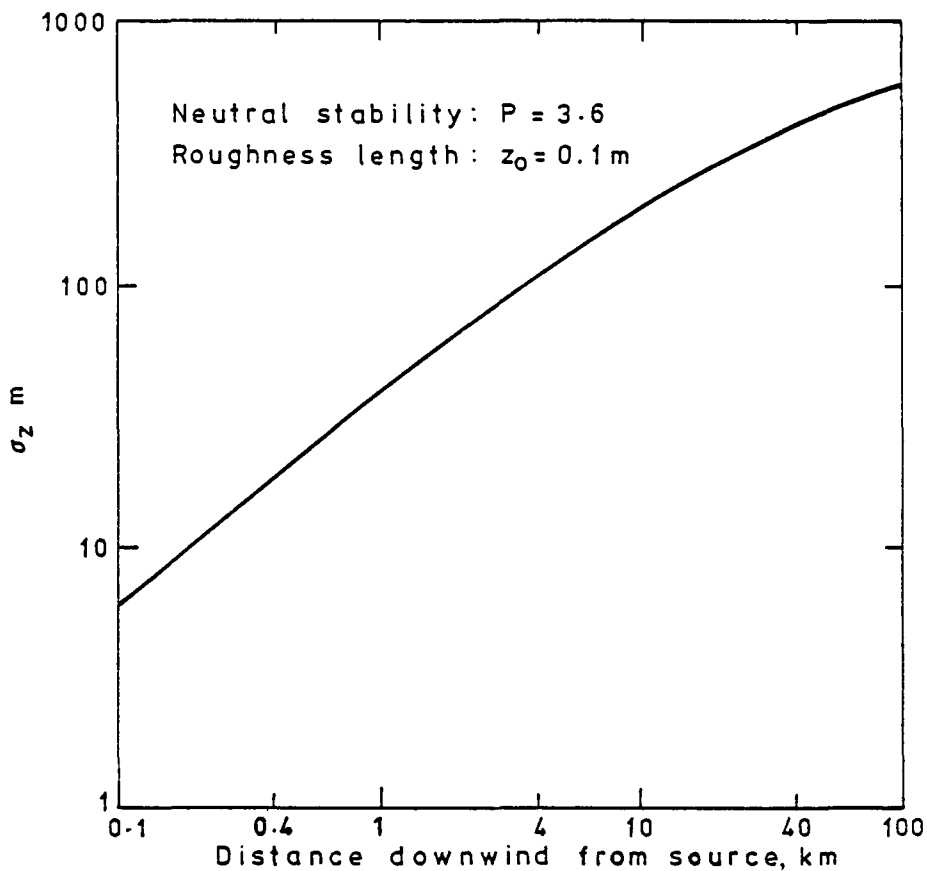


Figure 2. The vertical dispersion parameter  $\sigma_z$  as a function of distance in neutral atmospheric stability and for a ground roughness length of 0.1 m

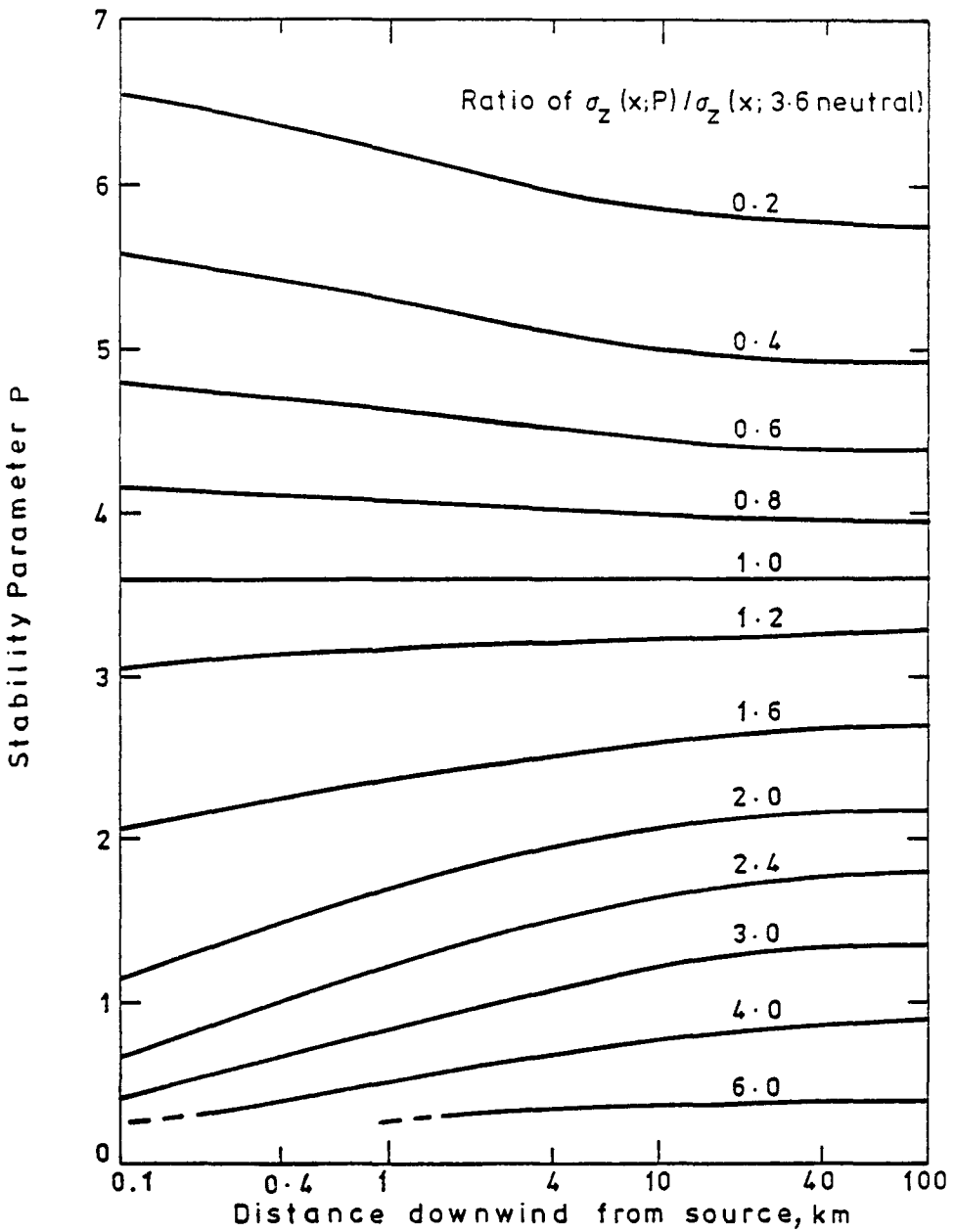


Figure 3. Ratio of vertical dispersion standard deviation,  $\sigma_z$ , for any value of stability parameter, to that in neutral conditions as a function of downwind distance

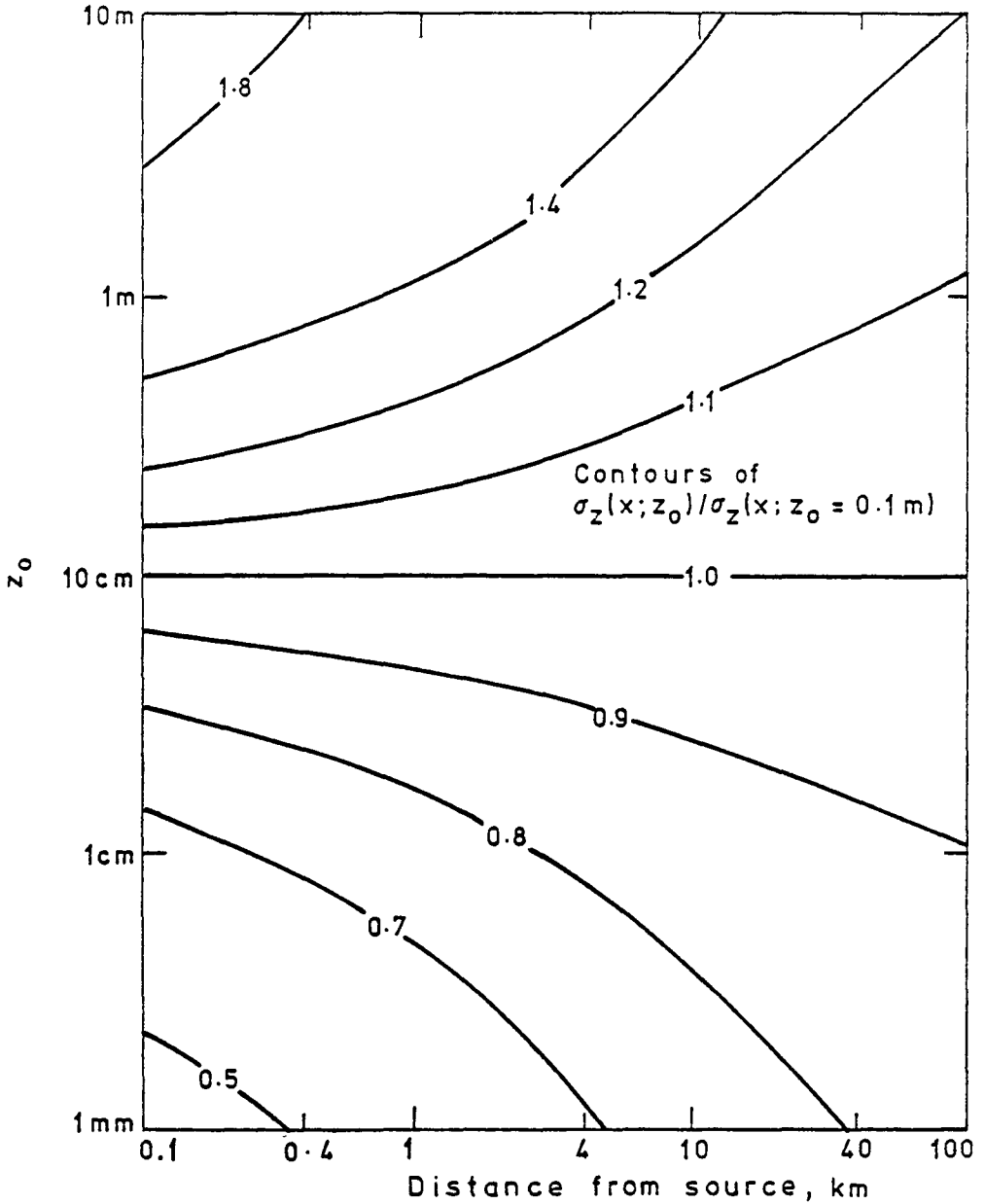


Figure 4. Ratio of vertical dispersion standard deviation,  $\sigma_z$ , at any ground roughness length to that at 0.1 m. The ratio is virtually independent of the atmospheric stability parameter



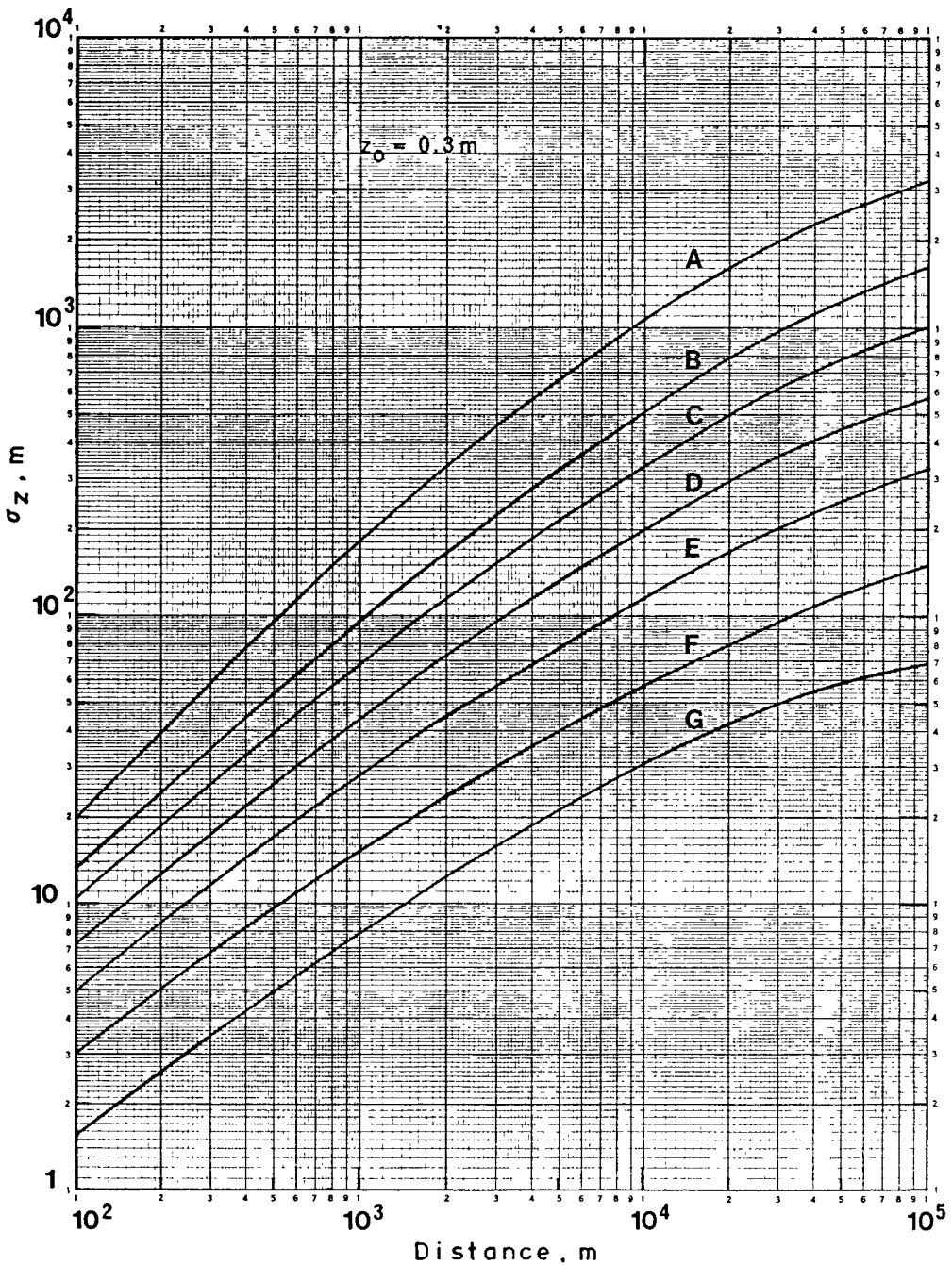


Figure 5. Vertical standard deviation,  $\sigma_z$ , as a function of distance for each Pasquill stability category and a ground roughness length of 0.3 m

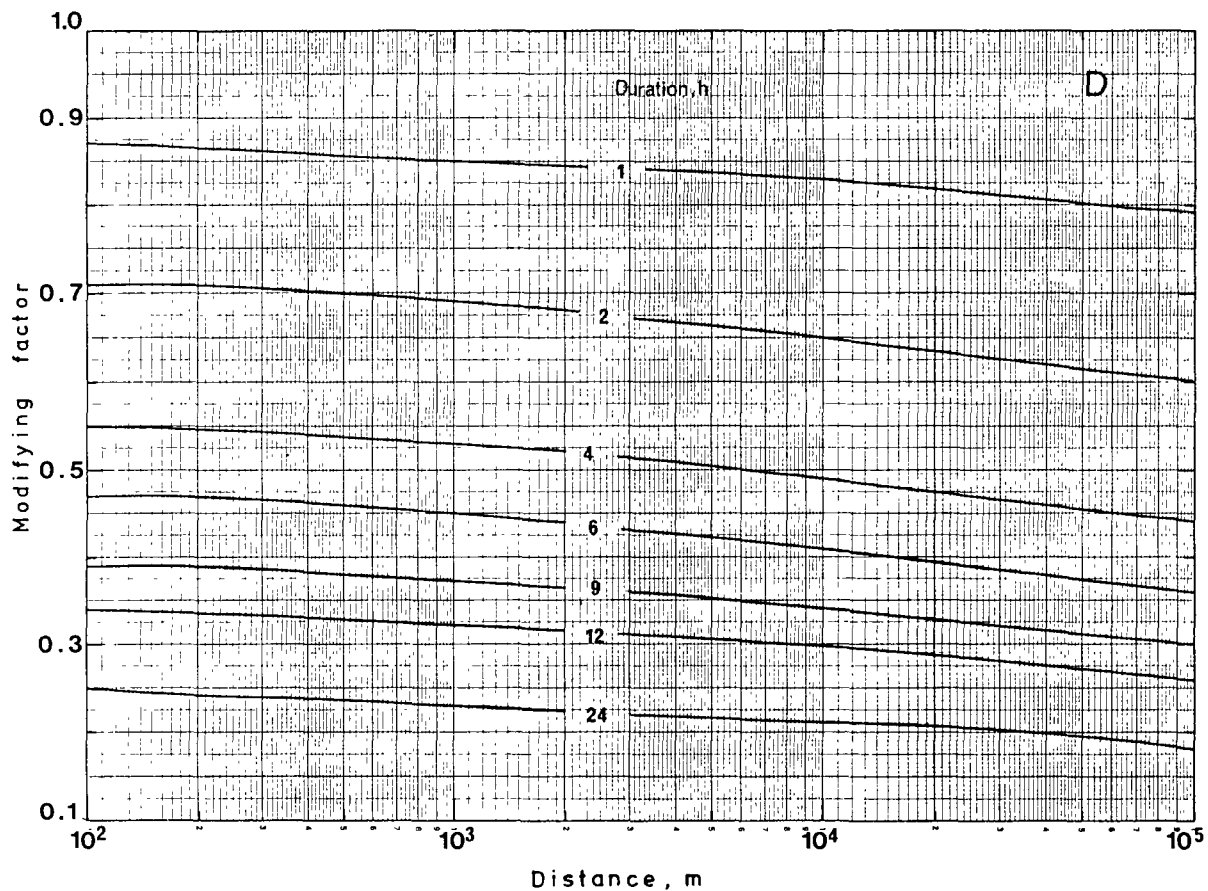


Figure 6 Modifying factor for the on-axis ground level concentration as a function of release duration in Category D conditions

METHODS AND MODELS ADOPTED IN ITALY IN THE EVALUATION  
OF CONSEQUENCES OF ACCIDENTAL RELEASES

C. BROFFERIO and R. CARACCIOLO

C.N.E.N.  
Rome - ITALY

G. PANDOLFI

E.N.E.L.  
Rome - ITALY

SUMMARY. The paper is a summary of the current methods and assumptions adopted for the preparation of Italian Preliminary and Final Safety Analysis Reports (PSAR and FSAR).

The atmospheric diffusion model adopted and the criteria used to select representative stability categories and their duration and associated wind-speeds for various time intervals following the onset of the accident are described.

An outline is also given of a model under development by CNEN for the evaluation of the diffusion of radioactive effluents. This model will be part of a more comprehensive system to be applied to the evaluation of accident situations using environmental and nuclear plant data in conjunction with the diffusion model.

RESUME. METHODES ET MODELES ADOPTES EN ITALIE DANS L'EVALUATION DES CONSEQUENCES DE REJETS ACCIDENTELS. L'exposé fait un résumé des méthodes et hypothèses actuelles adoptées pour établir les rapports préliminaire et définitif d'analyses de sûreté (PSAR et FSAR) dans le cadre de la procédure d'autorisation.

On y décrit le modèle de diffusion atmosphérique appliqué et les critères retenus pour choisir les conditions de stabilité représentatives, leurs persistances et les vitesses du vent correspondantes à différents intervalles de temps après le début de l'accident.

On donne aussi un aperçu du modèle que développe le CNEN pour évaluer la diffusion des effluents radioactifs. Ce modèle s'intégrera dans un système plus général destiné à évaluer les situations accidentelles partant de données sur le milieu et sur l'installation nucléaire en conjonction avec le modèle de diffusion.

KURZFASSUNG. IN ITALIEN ANGEWENDETE VERFAHREN UND MODELLE ZUR BEURTEILUNG DER RADIOLOGISCHEN AUSWIRKUNGEN UNFALLBEDINGTER FREISETZUNGEN. Die in Sicherheitsanalysen üblichen Annahmen und Methoden werden zusammenfassend dargestellt, wie sie für den vorläufigen und für den abschliessenden Sicherheits-

bericht in italienischen Genehmigungsverfahren erforderlich sind. Erläutert werden das Modell für atmosphärische Ausbreitung und die üblichen Kriterien für die Bestimmung der herrschenden Stabilitätskategorie, der Persistenz und Windgeschwindigkeit für einige Zeitabläufe seit dem Unfall. Ausserdem wird ein Überblick über ein vom CNEN entwickeltes Modell zur Berechnung der Ausbreitung radioaktiver Ableitungen gebracht. Dieses Modell ist Teil einer umfangreichen Methode zur Berechnung von Unfallfolgen, in der Angaben über die Quelle und die Umweltsituation zu dem Ausbreitungsmodell kombiniert werden.

The evaluation of the atmospheric dispersion of radioactive effluents is performed assuming a bigaussian distribution according to Pasquill-Gifford's formulation.

Nonetheless because the vertical dispersion is limited by the existence of a stable layer we assume a gaussian vertical distribution up to distances beyond which concentrations may be considered uniform within the mixing layer.

In addition to the Pasquill categories we consider fumigation, for which case we utilize a model considering multiple reflections between the ground level and the inversion layer as it is usually done.

In an accidental analysis the criterion that leads to the selection of the meteorological conditions is that they should represent the most unfavourable conditions for the effluents diffusion, and at the same time they should stay, when possible, in a realistically representative range for the site of interest.

The main factors taken into consideration for the choice are the following:

- a study of the local meteorology with an analysis of the synoptic stations data;
- effective release height;
- duration of the release;
- adjacent buildings effect;
- distance from the release point of the area under examination.

For a short release at ground level the above outlined approach for diffusion conditions generally leads to choose cat. F (of Pasquill). This is the most unfavorable condition for diffusion and also a realistic one for most sites. For a long release the problem is more complex because of the difficulty of choosing a sequence of categories representative for the site consistently with a wind persistence in a given direction. The problem becomes

much more complicated if we have to analyse at a short distance the consequences deriving from a prolonged and elevated release.

In the case of the site of Caorso (in the Po valley), where fog formation is extremely frequent, it has been assumed that fumigation conditions persist for several days with a wind blowing in the same direction for 50% of the time.

This assumption appears extremely conservative and unrealistic; therefore we are now studying the situation with very low winds.

At a coastal site (Alto Lazio), because of the high incidence of fumigation conditions due to sea breezes, we have also assumed conditions of fumigation for a large extent of the release duration. Also in this case the hypothesis are extremely conservative.

In the Table 1 it is shown a summary of the assumptions taken in the Safety Reports for the various examined accidents.

The above outlined methods are adopted for the preparation of the Preliminary and Final Safety Analysis Reports issued until today, lacking more sophisticated models.

Presently we are setting the computer system ARIES (Accidental Release Impact Evaluation System) to assess the consequences of releases from nuclear installations. The system would fulfill many different tasks among which we recall the following:

- 1 - to supply the preliminary assessment of the accidents taken as a reference in the licensing process and in the emergency planning;
- 2 - to provide a "real-time" predictive evaluation of an accidental off-site situation following a significant release of radioactive material from a nuclear plant.

The concept of ARIES is a set of compartments charged with specific functions, the interaction of which depends on the role the system is called to play.

The main compartments we would like to underline are:

- a) meteorological data elaboration
- b) territorial data elaboration
- c) input-output data interface.

We shall give a brief description of the meteorological compartment, and, subsequently we shall outline the basic process by which the functions 1) and 2) are accomplished by the system.

#### Meteorological compartment

The dispersion of radioactive releases is evaluated by means of appropriate numerical models, the complexity of which depends on the availability and quality of the input data (particularly in a real-time analysis). Generally the effluent plume is depicted by a model that gives the trajectory (utilizing the wind-field analysis and its evaluation in time) and by another one that estimates the dispersion related to the travel and sampling time.

Furthermore, in dependence of the distance from the release point, different models are employed:

- for dispersion estimates at short distances we use Pasquill-Gifford formulae; at medium and long distances we use appropriate formulae taking into account the recent studies of Cagnetti and Ferrara 1;
- for trajectory estimates we are developing suitable models for the Italian situation, and, as in the previous case, these will vary with the meteorological scale considered, i.e. at a local scale the wind field considered is deduced by surface synoptic data; at an intermediate scale up to mesoscale wind-field analysis would be carried out also with 850 mb data.

Our models will also include the consideration of the main plant parameters that influence the plume behaviour (buildings sizes;

effluents velocity and temperature; shape and height of the stacks; etc....).

When additional input data (such as morphology, rain fall rate, etc.) become available the system will call additional subroutines in order to evaluate corrective factors to apply to the preliminary simplified solution. The main subroutines which we are developing are DRYDEP and WASH for calculating dry and wet deposition, MORPH to take into account the actual morphological configuration of the area under consideration, etc.

The analysis of the consequences will be performed out to hundreds of kilometers from the release point.

After characterizing the effluent plume, the system brings it into correlation with the territorial data in order to evaluate individual and collective doses to the population and consequences on the environment and on the land uses.

For this purpose the Italian territory has been divided by means of a square grid with increasingly larger spacings at greater distances from the plant to provide maximum resolution where it is most needed.

The relationship between plant distance and the spacing grid is the following:

plant distance (km)	spacing grid (m)
0 + 3	100
3 + 10	250
> 10	1.000

For each grid element we have allocated specific area parameters, such as permanent and transient population distribution meteorological stations, principal traffic communication routes, etc.

Fig. 1 shows the overlaying of the plume configuration relating to short release on the territorial grid for a real time case.



The plume is described by a set of planar trapezoidal surfaces, the characteristics of which, like orientation, height and average width are, respectively, related with wind direction and velocity and horizontal dispersion of the plume.

In the real-time analysis over the plume configuration the calculations are made at ground level and at a level where the aerial measurements will be carried out, as a useful backfitting tool.

With the purpose of creating a model applicable to the situation in Italy, we have made, first of all, an inventory of the meteorological stations operating on the territory in the country. At present there are nearly 50 stations of the National Meteorological Service that supply meteorological observations every three hours. Five stations among these last ones supply upper levels observations also; furthermore about a hundred of other stations are devoted both for synoptic observations (2nd class stations) and for aviation assistance; finally some meteorological stations are available at nuclear sites.

Beside these continuous data, we dispose of some experimental studies, carried out also with pilot balloons, which can well serve to characterize the situation at some sites.

For the real-time analysis we are trying also to complete the available data with the installation of other measurement points.

For acquiring all these data we have stipulated a collaboration program with the Italian National Meteorological Service, which foresees a real-time automatic transmission of the data, the possibility of field measurements in an emergency situation and the availability of the actual and forecast charts.

We are contemporarily codifying the Italian orography; it shall be allocated in the data bank, already exploited for the search

of areas all over Italy for the installation of nuclear power plants 2, 3.

A modified (and simplified) version of the system is currently been employed 4.

#### Previsional analysis

The logical process of the previsional analysis is developed through various stages and through the interaction of various compartment (fig. 2).

The consequences of an hypothetical accidental release of radioactive material for man and the environment are evaluated on the basis of site-specific meteorological data. The assumptions used in ARIES derive from a statistical analysis of the available data of various years of observation by choosing the probable most unfavorable conditions.

The impact assessments are repeatedly performed with different meteorological assumptions and with different source terms in order to obtain a spectrum of possible consequences.

This kind of operation will allow an optimization of the organization and the resources for the emergency response plan.

#### Real time analysis

A flow diagram showing the main logical steps through which the real time analysis is developed, is illustrated in fig. 3.

At the instant an accident should occur or the initial call reach CNEN Emergency Centre (CEC) the system ARIES is activated in the real time configuration. The time scale starts and there are recorded the alert instant and any procedural step as meteorological data arrival, source data arrival, Authorities communications, elaboration phases etc.... .

Successively the information relating to the particular installation and the interested site are, respectively, extracted from the installations data bank and territorial data bank. These data, together with the preliminary information about the actual meteorological and source data, represent the inputs for the Meteo compartment. At this time a first run would be carried out making use of simplified routines which can supply an overall assessment in a matter of some minutes.

On the other side the alert call brings into operation the emergency response organization, particularly the radiological monitoring teams and the meteorological data acquisition system.

As these data become available more complex routines can be utilized in the Meteo compartment in order to obtain an increasingly more realistic estimate of the consequences of the release.

The data relating to field measurements, such as the concentration of radioactivity in the air or surface contamination, allow consistency checks between measured and computed data.

The results of all these elaborations and analysis are displayed in the CEC by means of computer terminals as video-graphic units or alpha-numeric units.

On the basis of this data flow the CEC staff sends relevant information and advisories out to the various responsible Authorities and organizations. These include the Authorities in the National Emergency Centre (Civil Defence), the local governmental Authorities and administrations, the licensee and the organization responsible for radiological teams.

Once an action or a protective measure is envisaged the CEC can be asked to accomplish an assessment of its consequences in order to determine the best time or the best way to carry

it out or to choose an alternative measure. Such may be the case of the decision on the best time for a relevant purge from the plant in dependence on the meteorological conditions, or to select the percouse of the radiological teams or even the decision on a partial evacuation and on the time to accomplish it.

### Conclusions

We have given a programmatic overview of the system we are presently building. Some basic tools as the hardware, many data banks or dose evaluation and meteorological models are already under way or completed, other points are under refinement.

We have undertaken an intense activity of national and international contacts for the acquisition and exchange of experience.

We look at this Seminar as a good starting point for an exchange of suggestions for establishing more realistic meteorological models.

### Aknowledgments

The Authors are indepted to P. Cagnetti and V. Ferrara for their suggestions on the meteorological aspects; to R. Fiorenza and A. Guidoni for their precious helps on the computing aspects. The Authors would also like to thank G. Boeri for his useful discussion.

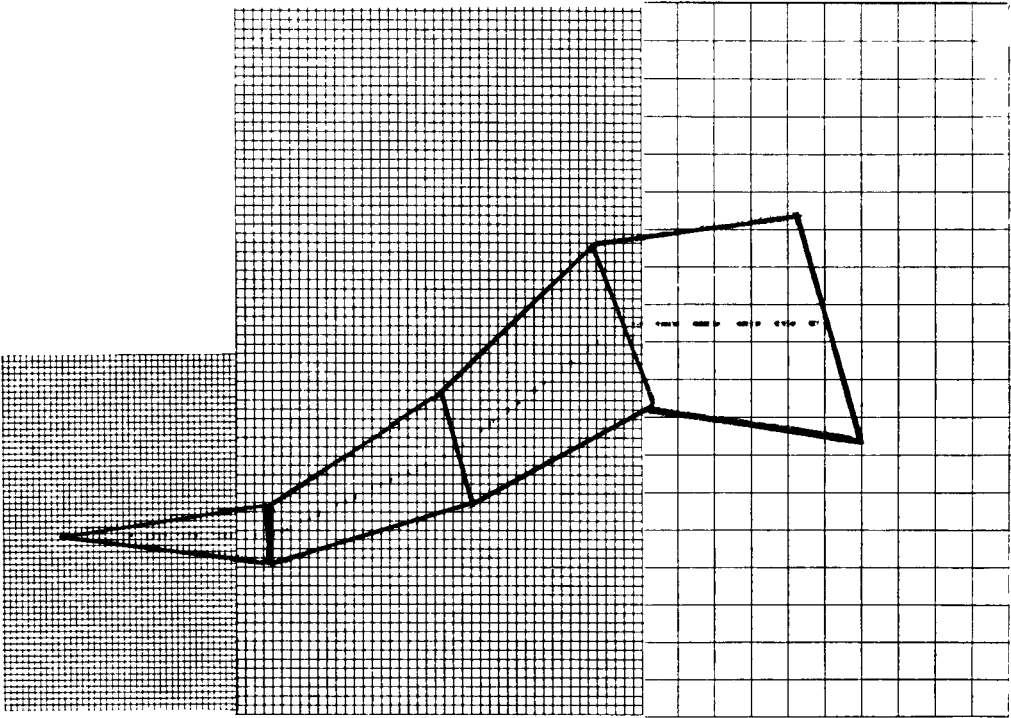
REFERENCES

- 1/ Cagnetti P., Ferrara V. (1980). Une méthode pratique de calcul pour l'évaluation des concentrations intégrées dans le temps aux moyennes et grandes distances.
- 2/ Boeri G., Caracciolo R., Fiorenza R., Giordano A. (1977). Una metodologia per l'analisi di parametri ambientali su scala nazionale. RT/PROT(77)16.
- 3/ CNEN-DISP. Carta dei Siti: Relazione doc.DISP(79)7.
- 4/ Boeri G., Brofferio C., Caracciolo R., Fiorenza R. Un modello di calcolo per la valutazione delle dosi dovute agli scarichi di esercizio degli impianti nucleari. Atti del XX Congresso Nazionale AISPR - Bologna 1977.

Table 1

Typical diffusion condition during accidental releases

Release Duration	Release Height	Wind velocity (m/sec)	Wind Persistence %	Building effect	Diffusion Conditions
Prolonged (30 days)	stack	2	50	No	1/3 fumigation + 2/3 E
Prolonged (30 days)	ground	2	50	Yes	2/3 fumigation + 1/3 D
Istantaneous	ground	2	100	Yes	F



**FIG. 1**

**Overlaying of the plume shape on the territorial grid for a short release**

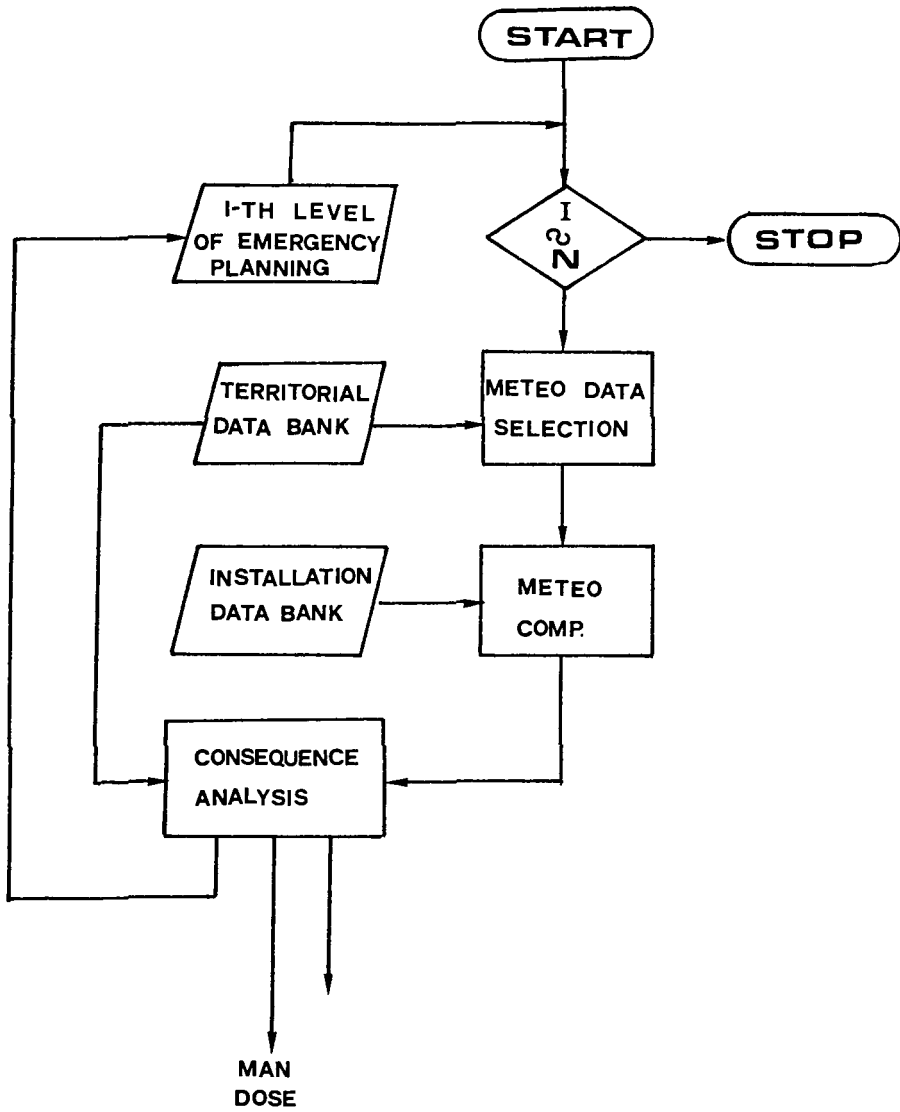


FIG.2

PREVISIONAL ANALYSIS



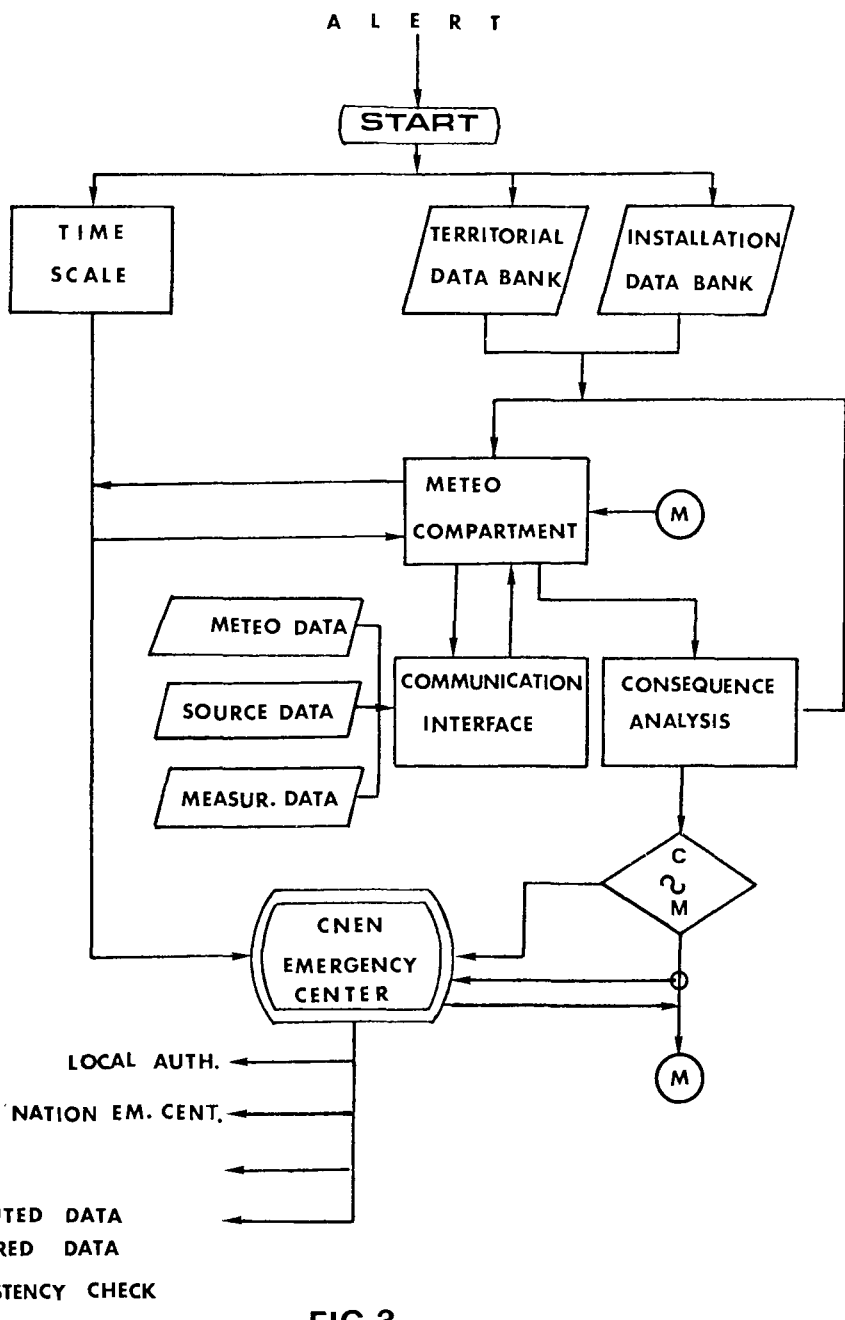


FIG 3

REAL TIME ANALYSIS



DEVELOPMENT OF AN ATMOSPHERIC DISPERSION MODELING  
METHODOLOGY FOR POTENTIAL ACCIDENT CONSEQUENCE ASSESSMENTS  
AT NUCLEAR POWER PLANTS

R.A. KORNASIEWICZ

United States Nuclear Regulatory Commission  
Washington, D.C. - U.S.A.

SUMMARY. The assessment of potential radiological consequences of accidents at nuclear power plants involves a number of factors, from the determination of the fission product release to the calculation of doses. One of the factors which must be considered is meteorology, since it determines the atmospheric dispersion of any released fission products. The United States Nuclear Regulatory Commission (USNRC) staff have developed an improved meteorological evaluation methodology for potential accident consequence assessments. Improved atmospheric diffusion models, based on the results of recent atmospheric tracer tests, are incorporated into the methodology. The USNRC staff also optimized the use of meteorological data available at the reactor site in establishing this methodology. Thus, in developing the methodology, the USNRC staff have included a consideration of wind direction frequency at the site and the variation of atmospheric dispersion conditions with wind direction. This evaluation method is considered to simulate more accurately the diffusion of airborne effluents released from the nuclear power plant and to be a valuable aid in evaluating the risks to individuals at different locations around the plant site. This methodology forms the basis for a regulatory guide (Regulatory Guide 1.145, "Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants") recently issued by the USNRC.

RESUME. MISE AU POINT D'UNE METHODE DE MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE POUR ESTIMER LES CONSEQUENCES POTENTIELLES D'ACCIDENTS A DES CENTRALES NUCLEAIRES. Nombre de facteurs interviennent pour évaluer les conséquences radiologiques potentielles d'accidents à des centrales nucléaires, de la détermination des produits de fission rejetés au calcul des doses. La météorologie est un des facteurs à considérer, car elle détermine la dispersion atmosphérique des produits de fission libérés. L'United States Nuclear Regulatory Commission (USNRC) a développé une méthode améliorée d'évaluation météorologique pour estimer les conséquences potentielles d'accidents. La méthode incorpore des modèles améliorés de diffusion atmos-

phérique, fondés sur les résultats de récents essais atmosphériques à l'aide de traceurs. En élaborant cette méthode, l'USNRC a aussi optimisé l'utilisation des données météorologiques disponibles pour le site du réacteur. Ainsi, fait-elle intervenir le régime des vents sur le site et la variation des conditions de dispersion atmosphérique selon la direction du vent. Cette méthode d'évaluation, estime-t-on, simule plus exactement la diffusion des effluents gazeux de la centrale nucléaire et apporte une aide précieuse pour évaluer les risques aux individus en différents points autour du site. Cette méthode constitue la base d'un guide réglementaire (Regulatory Guide 1.145 "Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants") publié récemment par l'USNRC.

KURZFASSUNG. METHODIK FÜR DIE ERARBEITUNG VON MODELLEN DER ATMOSPHÄRISCHEN DISPERSION FÜR DIE ABSCHÄTZUNG MÖGLICHER FOLGEN VON UNFÄLLEN IN KERNKRAFTWERKEN. Die Beurteilung möglicher Folgen von Unfällen in Kernkraftwerken umfasst eine Reihe von Faktoren, die von der Bestimmung der Spaltprodukt-ableitung bis zur Berechnung der Dosen reicht. Einer der dabei zu berücksichtigenden Faktoren ist die Witterung, da sie die atmosphärische Dispersion der freigesetzten Spaltprodukte bestimmt. Die United States Nuclear Regulatory Commission (USNRC) hat eine verbesserte Methodik zur Bestimmung der meteorologischen Einflüsse auf die Folgen von potentiellen Unfällen entwickelt. In dieser Methodik werden verbesserte Modelle der atmosphärischen Dispersion, basierend auf den Ergebnissen neuerer Tests mit atmosphärischen Tracern einbezogen. Die USNRC verbesserte bei der Erarbeitung dieser Methodik ausserdem die Nutzung von am Reaktorstandort eingeholten meteorologischen Daten. So hat die USNRC bei der Entwicklung der Methodik die Windrichtungsverteilung am Standort und die Variation der Dispersionsbedingungen mit der Windrichtung berücksichtigt. Das Verfahren beschreibt die Diffusion von atmosphärischen Ableitungen aus dem Kernkraftwerk genauer als bisherige Methoden und wird als wirksames Hilfsmittel bei der Bestimmung der Risiken betrachtet, die sich für Einzelpersonen an verschiedenen Orten in der Umgebung des Kernkraftwerks ergeben können. Auf dem Beschriebenen basiert ein kürzlich von der USNRC veröffentlichter Guide (Regulatory Guide 1.145 "Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants").

The assessment of potential radiological consequences of accidents at nuclear power plants involves a number of factors, from the determination of the fission product release to the calculation of doses. One of the factors which must be considered is meteorology, since it determines the atmospheric dispersion of any released fission products. The United States Nuclear Regulatory Commission (USNRC) staff have developed an improved meteorological evaluation methodology for potential accident consequence assessments.

### 1. Background Discussion

The basis for the methodology which has been used to estimate dispersion for accident assessments dates from the 1940's. Basically, the premise is that the radiological consequences of accidents should be estimated assuming that the releases occur during periods of adverse meteorological conditions. Initially, as stated in Technical Information Document TID-14844, "Calculation of Distance Factors for Power and Test Reactor Sites" [1], atmospheric dispersion conditions, assumed for accident consequence evaluations at typical sites in the United States, were average night time stability conditions. These conditions were indicative of slow dispersion and were expected to occur at a reasonable frequency of 15 to 25 percent of the time in most areas of the United States. If a low wind speed, such as 1 m/s, is imposed as a wind condition at the same time as the slow dispersion condition, the joint frequency for such atmospheric dispersion conditions in most areas of the United States would be about five percent of the time. For this reason, site-specific meteorological data have been evaluated against a five percentile standard in determining relative concentration values used in the accident consequence evaluations.

The meteorological conditions assumed in TID-14844 (i.e., a very stable dispersion condition corresponding closely to Pasquill Type "F" stability, 1 m/s wind speed, and a 30-day duration of invariant wind direction) represent an extremely conservative atmospheric dispersion situation. During the 1960's, these assumptions were changed to reflect more reasonable atmospheric dispersion conditions for longer time periods (i.e., greater than 8 hours) by allowing for variations in wind speed, atmospheric stability, and wind direction.

Safety Guides 3 and 4 (later Regulatory Guides 1.3 and 1.4) [2,3], originally issued in 1970, recommend the use of Pasquill Type "F" stability, a wind speed of 1 m/s, and an invariant wind direction to represent atmospheric dispersion conditions for time periods less than 8 hours. The selection of these atmospheric dispersion conditions was based on examination of available meteorological data from a small number of reactor sites representing different topographical and meteorological regimes (i.e., inland, river valley, and coastal). The examination indicated that the short-term (0-1 hour) atmospheric dispersion conditions represented by Pasquill Type "F" stability accompanied by a wind speed equal to 1 m/s, independent of wind direction, were exceeded an average of about five percent of the time on an hourly basis.

Several changes to the methodology presented in Regulatory Guides 1.3 and 1.4 were applied during various case reviews until the issuance of a Standard Review Plan (SRP) in 1975 [4]. The issuance of the SRP generally stabilized meteorology assessments, and allowed the use of onsite data in lieu of default analyses.

## 2. Existing SRP Method

Existing SRP practice [5] involved the selection of a relative concentration ( $\chi/Q$ ) ( $s/m^3$ ) value which would not be expected to occur more frequently than five percent of the time on an annual basis at a minimum exclusion area radius distance and at a minimum Low Population Zone (LPZ) outer boundary distance.

Relative concentration ( $\chi/Q$ ) values are functions of wind speed, atmospheric stability, distance from the effluent source, and lateral and vertical distance from the center of an airborne effluent plume. As treated in the existing dispersion model, the distribution of the effluent plume about the plume centerline is assumed to be Gaussian, but with additional spreading of the plume in the wake of plant structures due to mechanical mixing of the atmosphere induced by air flows over and around these obstructions. Relative concentrations within the plume decrease with distance away from the source and with increasing wind speeds. Increasing stability in the atmosphere and reductions in wind speeds produce higher  $\chi/Q$  values, and, therefore, higher resulting dose levels.

In the existing model, relative concentration ( $x/Q$ ) values were determined by first calculating individual  $x/Q$  values for hourly pairs (or joint frequency occurrences) of wind speed and atmospheric stability conditions, independent of direction, at a distance equal to the shortest distance between the reactor and the exclusion area boundary or outer boundary of the LPZ. These individual  $x/Q$  values were then ranked from highest to lowest and their associated frequencies of occurrence summed to generate a cumulative probability distribution of  $x/Q$  values for each boundary. From this probability distribution, the  $x/Q$  value that was not exceeded more frequently than five percent of the time around the entire circumference (exclusion area or LPZ) was selected as appropriate for the dispersion evaluation.

It is important to realize that the frequency of occurrence for this  $x/Q$  value, at any specific location on the exclusion area boundary, is expected to be substantially less than five percent of the time annually, since the particular location will occupy considerable less space than the entire circumference of the exclusion area boundary. For example if one considers a segment of a circular exclusion area boundary which extends only one fifth of the way around the circumference of the boundary, then the expected frequency of occurrence of the  $x/Q$  value in that segment would be one fifth of five percent or one percent. This example, of course, does not consider any directional variability of meteorological conditions or variable distances to the exclusion boundary. The inclusion of such considerations might cause the frequency of occurrence in the example sector to vary about the one percent level, but it would be very unlikely to approach five percent.

The SRP procedure assured a relatively low likelihood that the atmospheric dispersion would be worse than calculated, but no assessment was made regarding variations in consequences to individuals which might result from site variations in exclusion area boundaries, lateral plume meander, and directionality of dispersion conditions.

#### 4. New Methodology Development

The existing SRP methodology provided estimates of dispersion conditions at a gross site probability level by ignoring the direction dependent information inherently available in the meteorological data that is being

collected at nuclear power plant sites. The staff believed that this information should be used to provide a more realistic estimate of atmospheric dispersion conditions. In turn, this would permit a consideration of irregular (non-circular) exclusion area boundaries and better estimates of potential dose consequences to individuals at such boundaries. Also, recently collected experimental data have established a need for more accurate evaluations of diffusion conditions near nuclear power plants during light wind speed and relatively stable atmospheric conditions [6,7,8,9,10,11]. These data show that dispersion equations such as those presented in Regulatory Guides 1.3 and 1.4 mentioned above, which have been used for evaluating nuclear power plant sites over a period of many years, provide estimates of ground-level concentrations which are consistently too high during light wind and stable or neutral atmospheric conditions for one-hour release durations.

Consequently, the NRC staff have developed a new meteorological evaluation methodology which incorporates a significant innovation in the description of atmospheric dispersion characteristics at nuclear power plant sites. The new methodology examines dispersion conditions and wind frequencies as a function of direction from the plant, which the existing methodology does not. This new "direction-dependent" approach allows calculation of effluent concentrations and their likelihood at any specified location around the plant. This approach also allows examination of the consequences of accidental releases at the locations of particular population groups around a site and can provide a more meaningful way of analyzing the protection of the public health and safety.

In this new procedure, the site is divided into 16 equal direction sectors. The relative concentration value which is exceeded no more than a specified percentage of the time is determined for each sector. The highest sector relative concentration value at the specified percent level is then identified for consideration in dose evaluations. Thus the model represents a change from current practice since it considers the likelihood of effluent concentrations at specific locations around the exclusion area boundary, rather than around the boundary as a whole. However, the procedure also provides that the accumulated frequency of the limiting sector relative concentration value in all sectors should not exceed five percent for the site.



Several alternatives were suggested for the percentage level at which the sector relative concentration values should be selected. A level of about 0.5 percent has been selected to provide consistency with the level of conservatism in the existing SRP method. A summary of studies comparing the effects of different percentage levels on the degree of conservatism is presented below.

At the request of the Regulatory Requirements Review Committee (RRRC), the Hydrology-Meteorology Branch, Office of Nuclear Reactor Regulation (NRR) performed two parametric studies related to the proposed changes in the meteorological evaluation procedures presented in Section 2.3.4 of the Standard Review Plan for Light Water Reactors (SRP).

The first of these two studies used onsite meteorological data from 18 nuclear power plant sites considered meteorologically representative of the types of sites the staff has encountered. The main purpose of this study was to determine what the direction-independent approach (SRP) produced with respect to the frequency of occurrence of the "5%"  $\chi/Q$  value at specific locations around a variable exclusion area boundary (EAB) for a representative sample of sites. This was accomplished by first calculating the "5%"  $\chi/Q$  value at each of the 18 sites, using the most recent and reliable onsite data available in NRR files and the existing procedure as given in the SRP. Next, the same meteorological data was used as input into the direction-dependent model, using variable EAB distances in each sector, but not including credit for plume meander. Cumulative frequency distributions of  $\chi/Q$  values calculated were then constructed for each direction sector. The set of 16 frequency distributions were examined to determine the limiting sector for the site. The probability level at which the "5%"  $\chi/Q$  value, as determined using the SRP procedure, occurred in the limiting sector was then determined. From this study it was concluded that the current model would produce, on the average,  $\chi/Q$  values which could be expected to occur about 0.5 percent of the time in the worst sector.

During this study, information was also obtained concerning the effects of including credit for variable boundary distances and plume meander on the  $\chi/Q$  values calculated using the proposed procedure. The effects on the  $\chi/Q$  value for the limiting sector at each site, due to the inclusion of meander credit alone were also determined. The combined effects of using variable

boundary distances and meander credit were then evaluated. In addition, limiting sector  $\chi/Q$  values were computed for various sector probability levels and compared with SRP  $\chi/Q$  values to indicate anticipated changes in EAB dose estimates.

The second parametric study was done to determine the effects of varying the probability selection level on the resulting  $\chi/Q$  values. In this study, three additional sites were added to the original 18 sites. Again, in the evaluation, the best available onsite data from each of the 21 sites was used. The new methodology, including variable boundary distances and credit for plume meander, was utilized to determine the effects of sector probability level selection on the  $\chi/Q$  value selected. The "5%"  $\chi/Q$  value, as determined by using the SRP procedure, served as a baseline. The effects on  $\chi/Q$  values were evaluated at the exclusion area boundary and at the Low Population Zone outer boundary distance.

The staff examined values of lateral plume spread with meander and building wake effects by atmospheric stability class (based on vertical temperature difference,  $\Delta T$ ), calculated from measured ground-level concentrations from the experimental results [6]. These experiments indicated that vertical building wake mixing is not as complete during light wind, stable conditions as during moderate wind, unstable conditions, although the results could not be quantified in a generic manner. Plots of the computed lateral, plume spread distance values from these test results, by atmospheric stability class and downwind distance, were analyzed conservatively, but within the scatter of the data points by virtually enveloping most test data. The resultant analysis is the basis for the correction factors, applied to the Pasquill-Gifford  $\sigma_y$  values, which are included in the new methodology.

The effects of building wake mixing and ambient plume meander on atmospheric dispersion are included in the new procedure in terms of conditional use of three equations [12]. The third equation of the three identifies conservatively the combined effects of increased plume meander and building wake on diffusion in the horizontal crosswind direction under light wind and stable or neutral atmospheric conditions. The conditional use of the three equations is considered appropriate because (1) horizontal plume meander tends to dominate dispersion during light wind and stable or

neutral conditions and (2) building wake mixing becomes more effective in dispersing effluents than meander effects as the wind speed increases and the atmosphere becomes less stable.

#### 5. Summary

The United States Nuclear Regulatory Commission staff have developed an improved meteorological evaluation methodology for potential accident consequence assessments. This methodology incorporates a more effective use of onsite meteorological data by allowing consideration of directional variability of wind flow and dispersion conditions at a site, and also permits consideration of the directional variability of exclusion area boundary distances. The methodology incorporates the results of recent field tracer tests which indicate that under certain conditions, horizontal dispersion is enhanced due to lateral plume spreading ("meander"). This methodology forms the basis for a regulatory guide [12] recently issued by the USNRC.

#### 6. Conclusions

This evaluation method is considered to more accurately simulate the diffusion of airborne effluents released from the nuclear power plant and to be a valuable aid in evaluating the risks to individuals at different locations around the plant site.

By considering the directional variability of exclusion area distances and the observation that adverse meteorological dispersion conditions may occur more or less frequently whenever the wind flow is from certain directions than from others, the meteorological dispersion contribution to the calculation of the consequences of potential accidents will be more realistic. In addition, incorporation of credit for wind direction meandering better reflects the current state of knowledge of expected dispersion and, therefore, is technically more accurate. Finally, the capability to take informed emergency action will also be improved, for example, by the identification of potential evacuation routes not in the direction of prevailing winds or in optimizing the siting of radiation monitors.

REFERENCES

1. DiNunno, J.J., et al., "Calculation of Distance Factors for Power and Test Reactor Sites," Technical Information Document TID-14844, March 1962, Division of Licensing and Regulation, United States Atomic Energy Commission, Washington, D.C. 20555.
2. United States Nuclear Regulatory Commission, Regulatory Guide 1.3 (formerly Safety Guide 3), "Assumptions Used for Evaluating the Potential Radiological Consequences of a Loss of Coolant Accident for Boiling Water Reactors," 1974, available from Division of Technical Information and Document Control, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C. 20555.
3. United States Nuclear Regulatory Commission, Regulatory Guide 1.4 (formerly Safety Guide 4), "Assumptions Used for Evaluating the Potential Radiological Consequences of a Loss of Coolant Accident for Pressurized Water Reactors," 1974, available from Division of Technical Information and Document Control, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C. 20555.
4. United States Nuclear Regulatory Commission, NUREG-75/087, "Standard Review Plan for the Review of Safety Analysis Reports for Nuclear Power Plants, LWR Edition," 1975, available from Division of Technical Information and Document Control, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C. 20555.
5. op. cit., United States Nuclear Regulatory Commission, NUREG-75/087, Section 2.3.
6. Van der Hoven, I., "A Survey of Field Measurements of Atmospheric Diffusion Under Low-Wind Speed Inversion Conditions," Nuclear Safety, Vol. 17, No. 4, March-April 1976.

7. Start, G.E., et al., "Rancho Seco Building Wake Effects On Atmospheric Diffusion," NOAA Technical Memorandum ERL ARL-69, Air Resources Laboratory, Idaho Falls, Idaho, November 1977, available from Publication Services, Environmental Research Laboratories, National Oceanic and Atmospheric Administration, Boulder, Colorado 80302.
8. Wilson, R.B., et al., "Diffusion Under Low Windspeed Conditions Near Oak Ridge, Tennessee," NOAA Technical Memorandum ERL ARL-61, Air Resources Laboratory, Idaho Falls, Idaho, 1976, available from Publication Services, Environmental Research Laboratories, National Oceanic and Atmospheric Administration, Boulder, Colorado 80302.
9. Sagendorf, J.F., and Dickson, C.R., "Diffusion Under Low Windspeed, Inversion Conditions," NOAA Technical Memorandum ERL ARL-52, Air Resources Laboratory, Idaho Falls, Idaho, 1974, available from Publication Services, Environmental Research Laboratories, National Oceanic and Atmospheric Administration, Boulder, Colorado 80302.
10. Gulf States Utilities Company, "Dispersion of Tracer Gas at the Proposed River Bend Nuclear Power Station," Preliminary Safety Analysis Report, Amendment 24, Docket Numbers 50-458 and 50-459, 1974.
11. Metropolitan Edison Company, "Atmospheric Diffusion Experiments with SF<sub>6</sub> Tracer Gas at Three Mile Island Nuclear Station Under Low Wind Speed Inversion Conditions," Final Safety Analysis Report, Amendment 24, Docket Number 50-289, 1972.
12. United States Nuclear Regulatory Commission, Regulatory Guide 1.145, "Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants," issued for comment 1979, available from Division of Technical Information and Document Control, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C. 20555.



A MODEL FOR COMPUTATION OF  
ATMOSPHERIC DISPERSION AND CONCENTRATION STATISTICS

Ch. GYLLANDER, O. KARLBERG and U. WIDEMO  
Studsvik Energy Laboratory  
Nyköping - SWEDEN

SUMMARY. Based on results from investigations at two Swedish sites, dispersion parameters relevant to elevated releases have been evaluated. To determine the diffusion conditions in the lower atmosphere the wind velocity and direction must be known, as well as a stability parameter, calculated from the temperature gradient and the "free wind speed" above the friction level.

The basic unit for concentration statistics is the hourly mean value. Starting from these data - covering more than 40 000 hours in total - mean values for even longer release periods can be obtained for each 10° sector. By using frequency statistics, concentration or dose values which may be reached or exceeded with a given degree of probability can be obtained for actual release data for long-term releases in routine operation, for example an annual cycle, as well as for a short-term release during accident conditions.

The stationary plume model is of an "invariant weather" type. For application in particular weather conditions the deposition procedure in the model has been modified so as to take into consideration the precipitation intensity as a function of time during transport.

RESUME. MODELE DE CALCUL DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE ET DES STATISTIQUES DE CONCENTRATION. Sur base des résultats d'une enquête sur deux sites suédois, on a évalué des paramètres de dispersion valables pour des rejets élevés. Pour déterminer les conditions de diffusion dans les couches inférieures de l'atmosphère, il faut connaître la vitesse et la direction du vent, ainsi qu'un paramètre de stabilité calculé à partir du gradient de température et de la vitesse du vent en atmosphère libre, au-dessus de la couche de frottement.

L'unité de base pour les statistiques de concentration est la valeur moyenne horaire. A partir de ces valeurs - relevées pour plus de 40 000 heures au total - des moyennes valables pour des périodes de rejet même plus longues peuvent être obtenues pour chaque secteur de 10°. En utilisant des statistiques de fréquence, les concentrations ou les doses susceptibles d'être atteintes ou dépassées avec un degré de probabilité donné peuvent être déterminées pour des données de rejet réelles au cours de rejets de routine

de longue durée, p. ex. sur un cycle d'un an, ainsi que pour un rejet de courte durée en cas d'accident.

Le modèle de panache stationnaire est du type "temps invariant". Pour l'appliquer à des conditions climatiques particulières, on a modifié le processus de dépôt retenu pour le modèle afin de tenir compte de l'intensité des précipitations en fonction du temps au cours du transport.

KURZFASSUNG. MODELL FÜR DIE ERMITTLUNG DER ATMOSPHERISCHEN DISPERSION - STATISTIKEN ÜBER DIE KONZENTRATIONSANGABEN. Auf der Grundlage der Ergebnisse einer Erhebung an zwei schwedischen Kraftwerksstandorten wurden Dispersionsparameter erarbeitet, die für die Ableitung von hochgelegenen Quellen von Bedeutung sind. Zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen in den unteren Luftschichten müssen Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie der Stabilitätsparameter bekannt sein, der aus Temperaturgradient und "freier Windgeschwindigkeit" über der Reibungsschicht ermittelt wird. Basiseinheit für Konzentrationsstatistiken ist der stündliche Mittelwert. Ausgehend von diesen Daten - insgesamt für über 40 000 Stunden verfügbar - können Mittelwerte auch für längere Ableitungsperioden für beliebige 10<sup>2</sup>-Sektoren erarbeitet werden. Bei Anwendung der Häufigkeitsstatistiken können Konzentrations- oder Dosiswerte, die mit vorgegebener Wahrscheinlichkeit erreicht oder überschritten werden, errechnet werden. Dies ist für reale Freisetzungsdaten bei lang andauernden Ableitungen im Normalbetrieb, z.B. über ein Jahr, sowie auch für eine kurz andauernde Freisetzung bei einem Unfall möglich.

Das Modell für die stationäre Abluftfahne gilt für "invariable" Wetterverhältnisse. Für die Anwendung bei besonderen Wetterverhältnissen wurde die Erfassung der Ablagerung im Modell dadurch abgeändert, dass die Niederschlagsintensität als Funktion der Transportdauer mitberücksichtigt wird.



## 1. INTRODUCTION

The investigation of atmospheric diffusion at two stations in Sweden, Studsvik and Ågesta, resulted in methods for computation of the dispersion for high level releases at constant release rate for 1 h. The formulae, which are valid for the lowest part of the atmosphere, 20 m to about 200 m, are based on a great number of diffusion experiments, and simultaneous recording of meteorological parameters during an intense research period of 5 years; the computation in fact covers data for about 39 000 hours.

## 2. DISPERSION

To determine the concentration in the environment as a consequence of a release at height  $h$  the following well known formula has been used:

$$x = \frac{Q}{2\pi \sigma_y(x) \sigma_z(x) u} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{y^2}{(\sigma_y(x))^2} \right) \right] \exp \left[ -\frac{1}{2} \cdot \frac{z^2}{(\sigma_z(x))^2} + \frac{(z+zh)^2}{(\sigma_z(x))^2} \right]$$

This formula, which is identical to that used by Pasquill, gives the concentration, provided that the distribution is Gaussian and the diffusion parameters  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  are known.

In contrast to the Pasquill system, which is based on dispersion parameters for certain stability conditions, categories A - F, the parameters  $\sigma_y$  and  $\sigma_z$  are computed as continuous functions of the recorded meteorological data (1).

The stability index formulated by U Högström is described by:

$$s = \frac{\frac{\partial \theta}{\partial z}}{u_f^2} \cdot 10^5$$

and the stability parameter  $\lambda$  is  $10 \log s$

where

$\frac{\partial \theta}{\partial z}$  = the potential temperature gradient and

$u_f$  = the "free wind velocity" above the friction layer

To determine the diffusion conditions in the lower atmosphere, the wind velocity and direction must be known, as well as a stability parameter  $\lambda$ , calculated from temperature gradient, and the "free wind speed" above the friction level.

The model used is a Gaussian stationary plume model. It is relevant for invariant weather conditions with parameters valid for the release point and for the time of release.

### 3. CONCENTRATION STATISTICS

The dispersion, given in terms of "relative concentration" or "dispersion factor" ( $s\ m^{-3}$ ), has been computed for standard distances and for sections of  $10^0$ .

By using frequency statistics, concentration values, which may be reached or exceeded with a given degree of probability, are easily obtained for actual release data, during normal operation as well as under accident conditions.

#### 3.1 Short time release

The basic unit of concentration statistics is the hourly mean value. Starting from these data, mean values covering even longer release periods can be obtained. The procedure implies that each distance in the direction concerned is charged with a contribution of concentration computed from meteorological data valid for that particular hour.

### 3.2 Prolonged release

For a prolonged release - release time  $> 1$  h - the time sequences of values for stability, wind velocity and direction which are actually observed are used in the computation, and no assumptions are needed as to standard wind velocity for each stability category, or about the widening of the sector within which the plume is thought to oscillate during the sampling time.

### 3.3 Application

As an example of the applicability of the system Diagram 1 gives the dispersion factor ( $s\ m^{-3}$ ) as a function of sampling time.

The underlying data are:

- Release height 100 m
- Distance from the plant 1 and 10 km
- Cumulative frequency 5 and 50 %
- Mean value of the dispersion factor  $360^{\circ}$

The dispersion model used is identical with the Pasquill model. Thus, it can be used for determination of the concentration or dose distribution as a result of a specific weather type, as needed in emergency situations. Furthermore, the model is used for the prediction of the concentration, dose or consequences - related to the corresponding probability - for any special point in the environment. For accidental releases dispersion values corresponding to probabilities of 1, 5 or 10 %, short-time release, are used, for normal operation 50 %, release time one year.

The principles of the model as well as results based on a limited set of meteorological data have been reported\* (2). The model is also presented in our computer program "UNIDOSE" (3). In order to obtain dispersion factors that could be

---

\* At an IAEA Symposium in Vienna.

considered representative for average conditions, five years of data have now been statistically treated (4).

#### 4. TIME-VARIANT WEATHER

In reality the weather is very unstable at our latitudes with disturbances moving in the tracks of lows, causing wind shifts and precipitation. The dispersion parameters will change with time to a varying extent, depending on the overall situation.

The ideal solution would be a dynamic model taking into account changes in weather parameters as functions of both time and space. Some of the existing models include variations of some of the parameters, for example precipitation, wind speed and stability, but not wind shifts, and the parameters are those recorded at the point of release.

##### 4.1 Effects of distant shower precipitation

As the consequence analyses have indicated that the worst cases are to be expected in situations with heavy precipitation, our first step when introducing a time-variant weather model has been to check the effects on ground contamination of precipitation in the local and intermediate zones.

A very conspicuous but extremely complicated situation will arise if a plume, after transport over a considerable distance, is involved in a convective precipitation system. Within this field our knowledge of what really happens is unreliable and incomplete.

Several assumptions have been made regarding the course of events and the processes involved:

- The convective cloud and the plume are considered stationary during the time of washout over an area, which can be a densely populated area.

- The cloud and the plume are moving with the same velocity and in the same direction during the stage of the rapid growth of the convective system, resulting in a heavy convective shower over the area.

In order to evaluate this effect - and its probability - a case study has been performed with the wind directed from the site of Barsebäck towards a city on the Danish side of the Sound.

Parameters used:

Wind direction	100°
Distance from Barsebäck	20 km
Dry deposition velocity	$3 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$
Washout coefficient $\Lambda$	$3 \cdot 10^{-5} \cdot \lambda \text{ s}^{-1}$
where $\lambda$ is the precipitation intensity in $\text{mm hr}^{-1}$	
Pasquill stability category	"D"
Wind velocity	$5 \text{ m s}^{-1}$
Precipitation intensity $\lambda$	$5 \text{ mm hr}^{-1}$

For the first approximation a conservative approach to the problem has been made. Thus it is supposed:

- that no wind shifts take place, caused by convection activity, build-up of cumulus congestus, and release of precipitation
- that no effects from dynamic processes in the convective system - intrainment or detrainment - will influence the dispersion of the plume and
- that the plume and the convective system are kept perfectly intact and together - either stagnant or moving.

For comparison four alternatives have been studied. The ground contamination in Alt 1 has been set to 1.0 and the other alternatives normalized to that.

1.	Dry and wet deposition, starting from the release point at Barsebäck (the general model)	1.0
2.	Dry deposition starting from Barsebäck, wet deposition starting at 20 km	
2.1	Rain cloud and plume stationary	3.5
2.2	Rain cloud and plume moving with the velocity and direction of the mean wind	Max 1.8
3.	Dry deposition exclusively, starting from Barsebäck	0.15

The result is summarized in Diagram 2.

If the rain cloud is stationary while the contaminant is moving, the continuous introduction of new material to an orographic precipitation cloud may result in washout rates that do not decrease in time. Normally, however, the concentration must be modified to account for previous scavenging.

#### 4.2 Probability of distant interference

With the aim of clarifying the probability of interference between a contaminant, released during a hypothetical accident at the site of Barsebäck, and a convective cloud over a Danish city - for example Copenhagen - two years of meteorological data have been studied, from Bulltofta/Sturup on the Swedish side and from Risö on the Danish side of the Sound.

The following cases have been extracted for consideration:

Wind direction from Barsebäck towards Risö ( $90 - 110^{\circ}$ ) and precipitation at Risö, but no precipitation at Bulltofta/Sturup.

It is conservatively assumed that the precipitation starts at the boundary of the Danish city at 20 km, and that no scavenging has taken place upstream.

Results:

	Cases
Precipitation at Risö > 5 mm hr <sup>-1</sup>	0
3 - 5 "-	1 - 2

For a reactor accident of the BWR-2 type, as presented in WASH-1400, and a release time of 0.5 hr the conditional probability for such an event will be  $3-6 \cdot 10^{-5} \text{ yr}^{-1}$ .

5. SUMMARY

5.1 Consequences compared to time-invariant weather

A study of the deposit, based on different assumption concerning the precipitation conditions, has indicated the following:

Compared to the "standard case", time-invariant weather, the increase in the ground concentration should be a factor of 2 - 3.5 greater, all wind shift and dynamic effects excluded.

Thus, although the microstructure of precipitation, as reported in the literature, might cause irregularities in the ground deposit with "hot spots" in an otherwise fairly moderate contamination, reflecting the cell structure of the convective cloud with zones of updraft and downdraft, no alarming levels of ground concentration are to be expected. Wind shift and dynamic dispersion effects will modify the factors above to a considerable extent.

## 5.2 The probability of events

For a reactor accident of the BWR-2 type with a release time of 0.5 hr the conditional probability that a dry weather plume from Barsebäck will be washed out by a shower of  $5 \text{ mm hr}^{-1}$  at 20 km from the plant on the Danish side of the Sound is  $\sim 3\text{-}6 \cdot 10^{-5} \text{ yr}^{-1}$ .



6. REFERENCES

1. HÖGSTRÖM, U  
An experimental study on atmospheric diffusion.  
Tellus 16. 1964.
2. GYLLANDER, Ch, WIDEMO, U  
AB Atomenergi, Studsvik.  
Proc IAEA symposium in Vienna, 1974.
3. KARLBERG, O et al  
UNIDOSE - A program for calculation of individual  
and collective dose from airborne radioactive  
pollutants.  
AB Atomenergi, 1977.
4. WIDEMO, U, GYLLANDER, Ch  
Atmospheric dispersion.  
Concentration statistics for 5 years.  
Studsvik Energiteknik AB, 1980.

DIAGRAM 1

Dispersion factor,  $s \cdot m^{-3}$

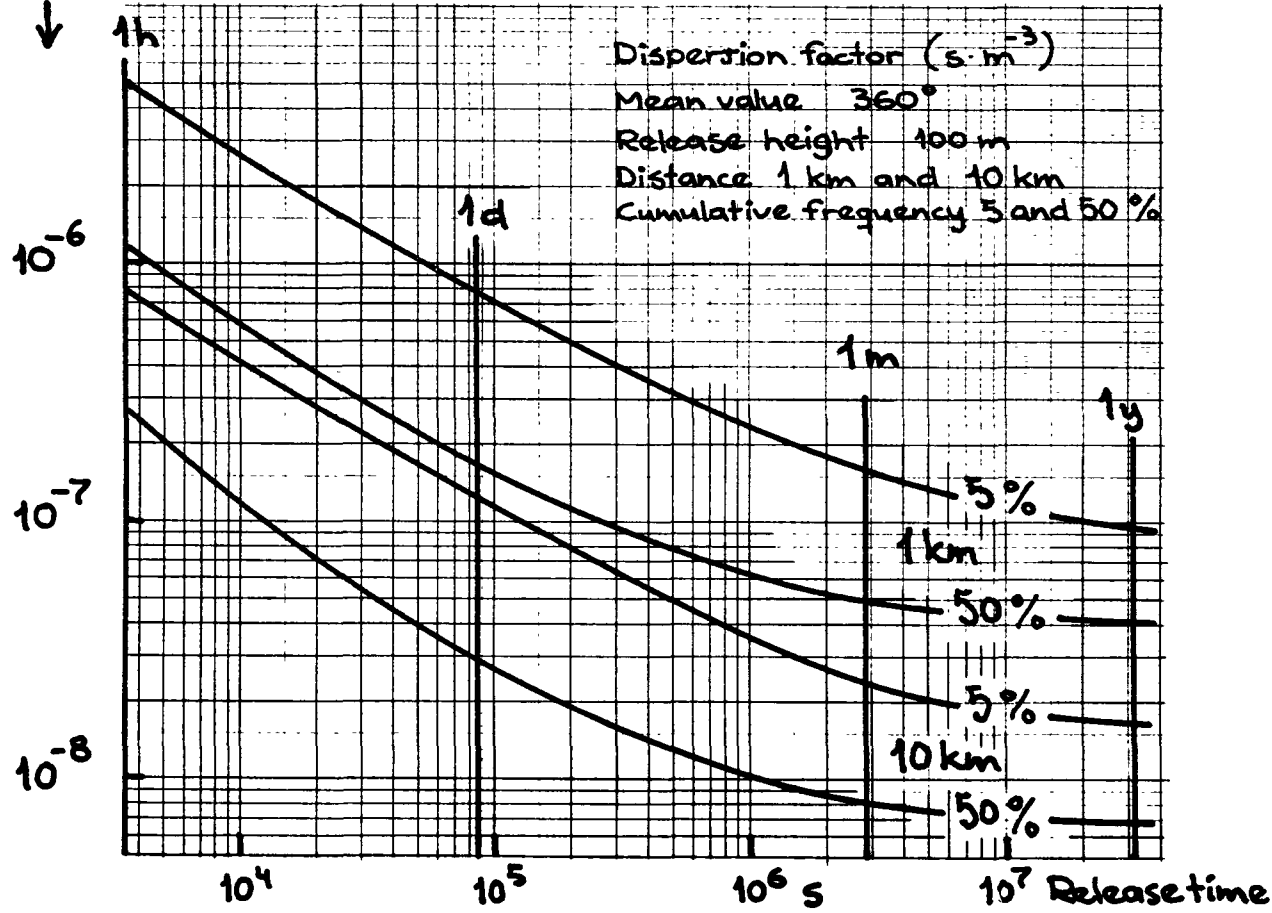
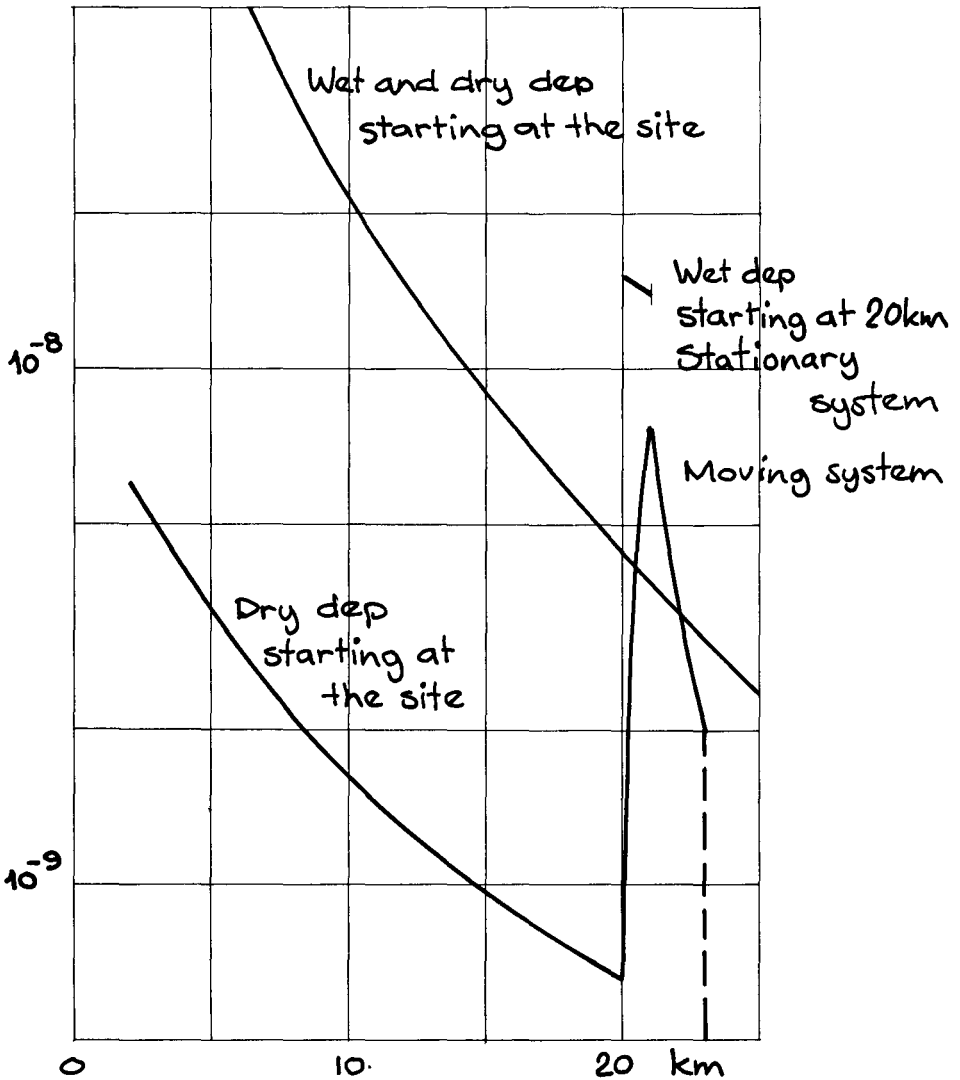


DIAGRAM 2

EFFECT OF DISTANT  
SHOWER  
PRECIPITATION

Pasquill "D"	
Wind velocity	$5 \text{ m s}^{-1}$
Precipitation	$5 \text{ mm h}^{-1}$
Cloud dim	1000 m
Release	1 Ci
Release time	1 h
Release height	100 m

Ground contamination  
 $\text{Ci m}^{-2}$





THE MODEL OF ATMOSPHERIC DIFFUSION AND DEPOSITION  
ADOPTED FOR THE GERMAN REACTOR RISK STUDY (PHASE A)

W.G. HÜBSCHMANN and S. VOGT  
Karlsruhe Nuclear Research Center  
Karlsruhe - F.R. of GERMANY

SUMMARY. The consequence model of the German reactor risk study comprises the release of radioactivity and thermal energy from the containment, the atmospheric diffusion, and the deposition of activity on the ground, the calculation of dose equivalents induced via the main exposure pathways, and the calculation of early and late health effects to the population, taking into account emergency actions for the protection of the public. The following exposure pathways are included in the model: external irradiation from the passing cloud and from the activity deposited on the ground, inhalation of the cloud activity and of resuspended material, and ingestion of contaminated food. The models adopted are closely related to those applied in the U.S. Reactor Safety Study (WASH-L400, Apr. 1975) in order to allow a comparison of the risk as calculated for the respective countries. This statement also holds for the atmospheric diffusion and deposition model. Account is taken of the following effects: building wake, plume rise due to thermal energy release, dynamic change of diffusion parameters, and plume depletion due to radioactive decay, dry and wet deposition.

The calculations are performed for 115 weather sequences with starting times evenly distributed over one year. It is shown that such a choice of weather sequences reflects the total variety of meteorological situations, including precipitation, in a statistically adequate way. The area of the Federal Republic of Germany is divided into four meteorological site-regions, each with typical meteorological characteristics. Each power reactor site is assigned to one of the meteorological site-regions.

The local dose equivalent distributions show the relative contributions from the main exposure pathways under various meteorological situations.

RESUME. MODELE DE DIFFUSION ATMOSPHERIQUE ET DE DEPOSITION ADOPTE POUR L'ETUDE DES RISQUES LIES AUX REACTEURS EN ALLEMAGNE (PHASE A). Le modèle d'évaluation des conséquences utilisé en Allemagne pour l'étude des risques liés aux réacteurs nucléaires prend en compte le rejet de radioactivité et de chaleur à partir de l'enceinte de confinement, la diffusion atmosphérique, le dépôt radioactif au sol, le calcul des équivalents de dose transmis par les principales voies d'exposition et le calcul des effets précoces et tar-

difs sur la santé de la population compte-tenu des mesures d'urgence prises pour protéger le public.

Le modèle considère les voies d'exposition suivantes: irradiation externe liée au passage du nuage et au dépôt radioactif au sol, inhalation des substances radioactives du nuage ou remises en suspension et ingestion d'aliments contaminés. Les modèles adoptés sont étroitement liés au modèle utilisé dans l'analyse de sûreté des réacteurs américains (WASH-1400, avril 1975), de façon à pouvoir comparer les risques calculés dans les deux pays. Cette remarque s'applique aussi au modèle de diffusion atmosphérique et de déposition. Il prend en compte les effets suivants: effet de sillage dû aux bâtiments, ascension du panache du fait de la libération d'énergie thermique, modifications dynamiques des paramètres de diffusion et appauvrissement du panache lié à la décroissance radioactive et au dépôt radioactif sec et humide.

Les calculs sont effectués pour 115 séquences météorologiques dont les débuts sont régulièrement répartis sur l'année. On montre qu'un tel choix des séquences météorologiques reflète toutes les situations météorologiques, y compris les précipitations, de façon statistiquement adéquate. Le territoire de la République Fédérale d'Allemagne est divisé en quatre régions météorologiques possédant chacune des caractéristiques typiques. Chaque site de centrale nucléaire est rattaché à l'une de ces régions.

Les distributions des équivalents de doses locales montrent les contributions relatives des principales voies d'exposition sous diverses situations météorologiques.

KURZFASSUNG. MODELL FÜR DIE ATMOSPHERISCHE AUSBREITUNG UND ABLAGERUNG AM BODEN IM RAHMEN DER DEUTSCHEN REAKTORSICHERHEITSSTUDIE (PHASE A). Das Modell, das zur Abschätzung von möglichen Folgen in der deutschen Reaktorsicherheitsstudie benutzt wird, umfasst die Freisetzung von Radioaktivität und thermischer Energie aus dem Sicherheitseinschluss, die atmosphärische Ausbreitung und die Ablagerung von Aktivität am Boden, die Berechnung der Äquivalentdosen längs der wesentlichen Belastungspfade und die Berechnung prompter und verzögerter Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung, wobei Notfallmassnahmen zum Schutz der Bevölkerung berücksichtigt wurden.

Die folgenden Expositionswege werden vom Modell erfasst: Bestrahlung von aussen durch eine vorbeiziehende aktive Wolke und durch am Boden abgelagerte Aktivität, Einatmen von Aktivität aus der Wolke und von aufgewirbelten Schwebstoffen sowie die Aufnahme von kontaminierten Nahrungsmitteln. Die Modelle finden weitgehend Entsprechung in denen der amerikanischen Reaktorsicherheits-

studie (WASH-1400, April 1975), da ja ein Vergleich der für beide Länder berechneten Risiken ermöglicht werden sollte. Das gleiche gilt bezüglich des Modells für die atmosphärische Ausbreitung und den damit einhergehenden radioaktiven Ausfall. Folgende Phänomene werden dabei berücksichtigt: Strömung im Lee von Gebäuden, Steigen der Abluftfahne aufgrund ihrer thermischen Energie, dynamische Veränderungen der Diffusionsparameter und Verarmung der Abluftfahne durch radioaktiven Zerfall, trockene und nasse Ablagerung von Aktivität am Boden.

Die Berechnungen wurden für 115 Wetterabläufe angestellt mit Startzeiten, die gleichmässig über ein Jahr verteilt sind. Es wird deutlich, dass eine solche Auswahl von Wetterabläufen die gesamte Skala möglicher meteorologischer Situationen, einschliesslich Niederschläge in einem statistisch vertretbaren Verhältnis wiedergibt. Das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wird in vier Regionen unterteilt, von denen jede typische meteorologische Merkmale aufweist. Die Standorte der Kernkraftwerke werden jeweils einer dieser meteorologischen Regionen zugeordnet.

Die Verteilung der lokalen Äquivalentdosen zeigt den relativen Beitrag der Hauptwege der Exposition bei unterschiedlichen meteorologischen Situationen.

## 1. Consequence Model

The consequence model developed for the German Reactor Risk Study (Deutsche Risiko Studie DRS (1)) describes the atmospheric dispersion and transport of radioactive material released from the containment during a postulated reactor accident, and predicts its interaction with and influence on man. The models adopted in the phase A of the DRS are closely related to the ones applied in the U.S. Reactor Safety Study (2) in order to enable a comparison of risks calculated for both countries.

A schematic view of the computational inputs and procedures utilized in the model is given in fig. 1. Engineering analyses performed by the GRS (Gesellschaft für Reaktorsicherheit, Köln) provide a description of postulated reactor accident releases in terms of their estimated frequency of occurrence, magnitude, timing and heat content, categorised into 8 release categories. These data are input to the atmospheric dispersion and deposition submodel to calculate air concentrations and ground contaminations of radionuclides at downwind locations as a function of time following the accident.

The calculated air and ground radionuclide concentrations are input to a dosimetry submodel to estimate the radiation exposure of the public from the following exposure pathways:

- external irradiation from airborne radionuclides in the cloud, and from radionuclides deposited on the ground;
- internal irradiation from radionuclides inhaled from the passing cloud, from inhaled resuspended radionuclides, and from ingested radionuclides.

As a preliminary calculational step, potential doses due to external irradiation from ground only are estimated and compared to dose criteria to determine what, if any, public protective actions would be necessary.

The protective action model has been developed in consistency with official German recommendations (3). It takes into account the specific problems of nuclear accidents (ground contamination, time scale of radioactive decay, efficiency of decontamination, etc.) as well as the high density of population in the F.R.G.. The areas are defined as follows, see fig. 2:



- area A, fixed size, evacuation in any case of core meltdown,
- areas B<sub>1</sub> and B<sub>2</sub>, potential early fatalities (bone marrow dose due to external irradiation during 7 days exceeds 100 rad),
- area C, no early fatalities, but ground contamination too high for early decontamination (whole body dose due to external irradiation during 30 years exceeds 250 rad),
- area D, ground decontamination necessary and sufficient (whole body dose due to external irradiation during 30 years exceeds 25 rad).

Consecutive steps of the actions are:

- sheltering in buildings or basements in areas A and B<sub>1</sub>,
- evacuation of area A after 8 hours,
- subsequent relocation of the population in areas B<sub>1</sub> and B<sub>2</sub>, later relocation of the population in area C,
- immediate decontamination of area D,
- later decontamination of area A, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub> and C,
- crop and milk interdiction.

Based on the calculated organ doses and using the population data of the German reactor sites under consideration, the health effects submodel estimates the numbers of early and latent cancer fatalities and the collective genetically significant dose that would result from the accidental release.

## 2. Atmospheric Diffusion and Deposition Submodel

The atmospheric diffusion and deposition submodel is the first part of the consequence model. It takes into account the following effects:

- release from the stack or directly from the containment
- building wake of the containment
- rise of the plume by release of thermal energy according to Briggs (4,5)
- radioactive decay
- diffusion of the plume according to diffusion parameters measured
- reflection of the plume by the ground and by an inversion layer, if applicable
- influence of surface roughness on the diffusion parameters
- dry and wet deposition (fallout and washout)

- depletion of the plume activity due to fallout and washout
- depletion of the deposited activity by "weathering."

Weather data from each of four selected sites is incorporated in the form of hourly recorded wind speed, thermal stability and precipitation occurrence for a one-year period. The wind direction, however, is assumed to be invariant during and following the release (phase A of the DRS). The four sites were chosen to represent the variability of climatic and topographic conditions found in Germany, and correspond to the following general areas:

- North German Plains
- Upper Rhine Valley
- South German Highlands
- Narrow River Valleys

From the year's data at each site, 115 weather sequences are sampled beginning every 3 days plus 5 hours. For each starting time, successive hourly recordings are incorporated to describe the changing pattern of dispersion and transport of the released cloud of radioactive material as it moves away from the reactor.

The activity deposited on the ground is calculated according to conventional models. Dry deposition is characterised by the deposition velocity, wet deposition by the washout coefficient. The values of these parameters are chosen in accordance with (2), but the washout coefficient is assumed to depend on the precipitation intensity. The plume depletion is described by the "source depletion model:" the plume inventory is decreased by the deposited amount of activity.

### 3. Selection of Weather Sequence Number

In a risk study, it is essential to reduce the number of weather sequences to keep computer time and costs reasonable. In Ref. (2) 90, and in Ref. (1) 115 sequences have been chosen. It has been investigated whether or not 115 sequences are representative for the total variety of weather sequences by comparing some typical results for a number of 1750 and 115 weather sequences respectively. Fig. 3 shows that major differences are found in terms

of the maximum dose, but not of the average, the variance, and the fraction by which the threshold of acute health effects (1 J/kg) is exceeded. This result has been ascertained by other investigations, too. It is concluded, therefore, that 115 weather sequences, if chosen carefully, are sufficient in most respects to represent the total variety of weather situations.

#### 4. Dose Distribution

Fig. 4 is a three-dimensional graph of the whole body dose equivalent due to external irradiation from the ground. The two pronounced peaks are mainly due to washout by rain during two separate periods of time. The graph is characteristic of the local dose rate distribution in cases where ground contamination is mainly caused by washout.

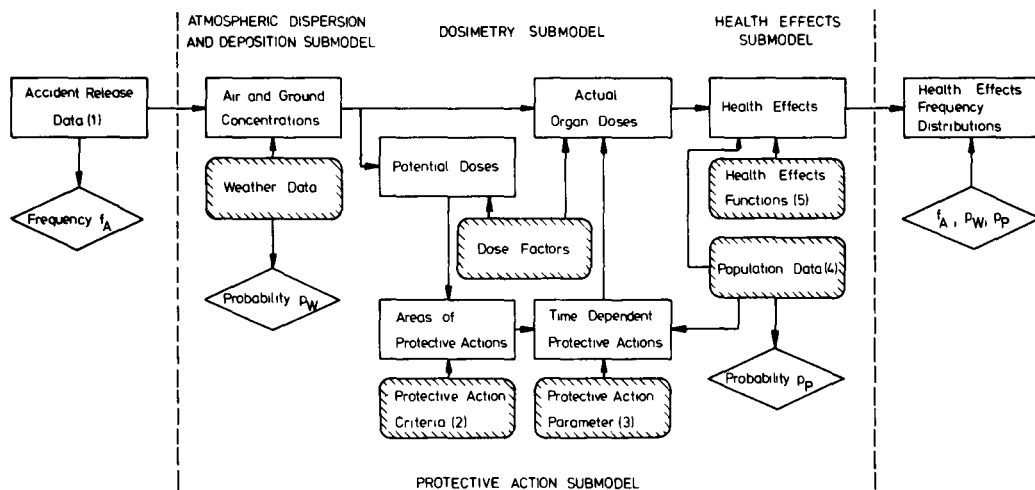
In Fig. 5 the contribution of three exposure pathways to the total short-term bone marrow dose is shown (little release of thermal energy). In the "no rain" case (Fig. 5 left side), the inhalation and external radiation from the cloud still contribute 35 % to the total exposure. Precipitation (Fig. 5 right side) strongly increases the aerosol deposition on the ground, and as a consequence the external radiation from the ground becomes the predominant exposure pathway (95 % of the total exposure).

In general, the washout of radioactivity in the plume and its deposition on the ground causes the strongest irradiation of the population. Consequently, sheltering in houses and basements and subsequent relocation of the population from highly contaminated areas can be an adequate counteraction under such circumstances.

#### References

- (1) Der Bundesminister für Forschung und Technologie (1979):  
Die deutsche Risikostudie, GRS-A-329.
- (2) Reactor Safety Study, An Assessment of Accident Risk in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, WASH-1400 (NUREG 75/014). Final Version, U.S. Atomic Energy Commission (1975).

- (3) Der Bundesminister des Innern (1977):  
Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kern-  
technischer Anlagen.  
Gemeins. Ministerialblatt 31, 638-718.
- (4) Briggs, G.A.;  
Plume Rise, TID-24075, U.S. Atomic Energy Commission (1969)
- (5) Briggs, G.A.;  
Some Recent Analyses of Plume Rise Observations,  
Second Int. Clean Air Congress, Washington, D.C. (Dec. 1970)



- (1) provided by Gesellschaft für Reaktorsicherheit / Köln and München
- (2) advised by K H Lindackers, TÜV-Rheinland / Köln
- (3) timing parameters are based on protective actions simulation performed by H. Schnadt and J Storch, Institut für Unfallforschung / Köln
- (4) compiled by Bonnenberg + Drescher / Jülich
- (5) advised by W Jacobi and K R Trott, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung / Neuherberg

Fig. 1. Schematic flow diagram of the German RSS consequence model.

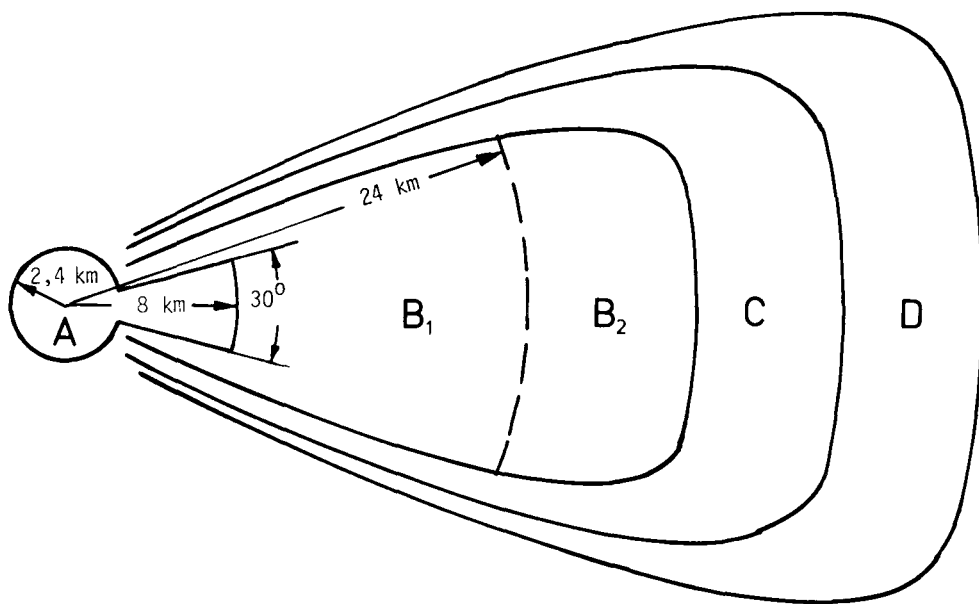


Fig. 2 : Areas of protective actions.

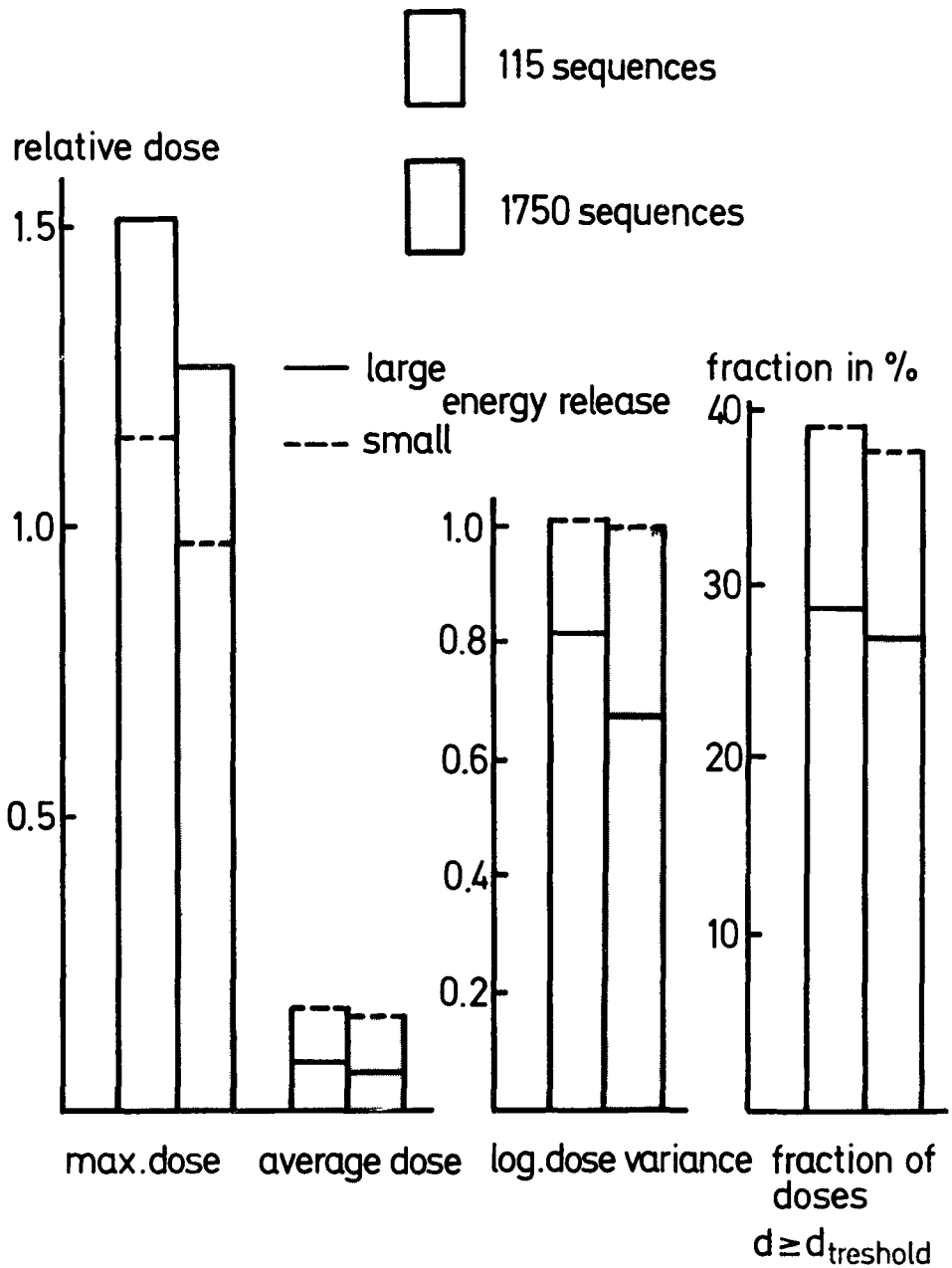
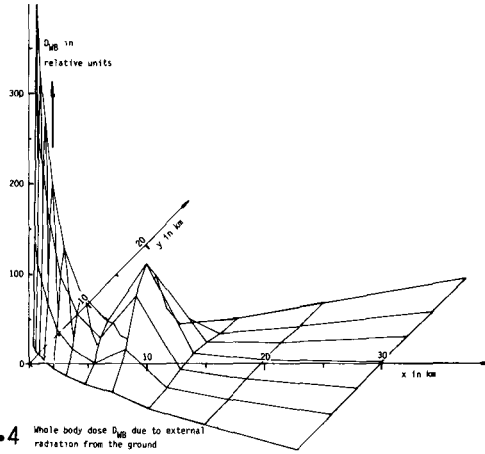


Fig.3: BONE MARROW DOSE STATISTICS  
DISTANCE 10 KM



**Fig. 4** Whole body dose  $D_{WB}$  due to external radiation from the ground  
Release category 2



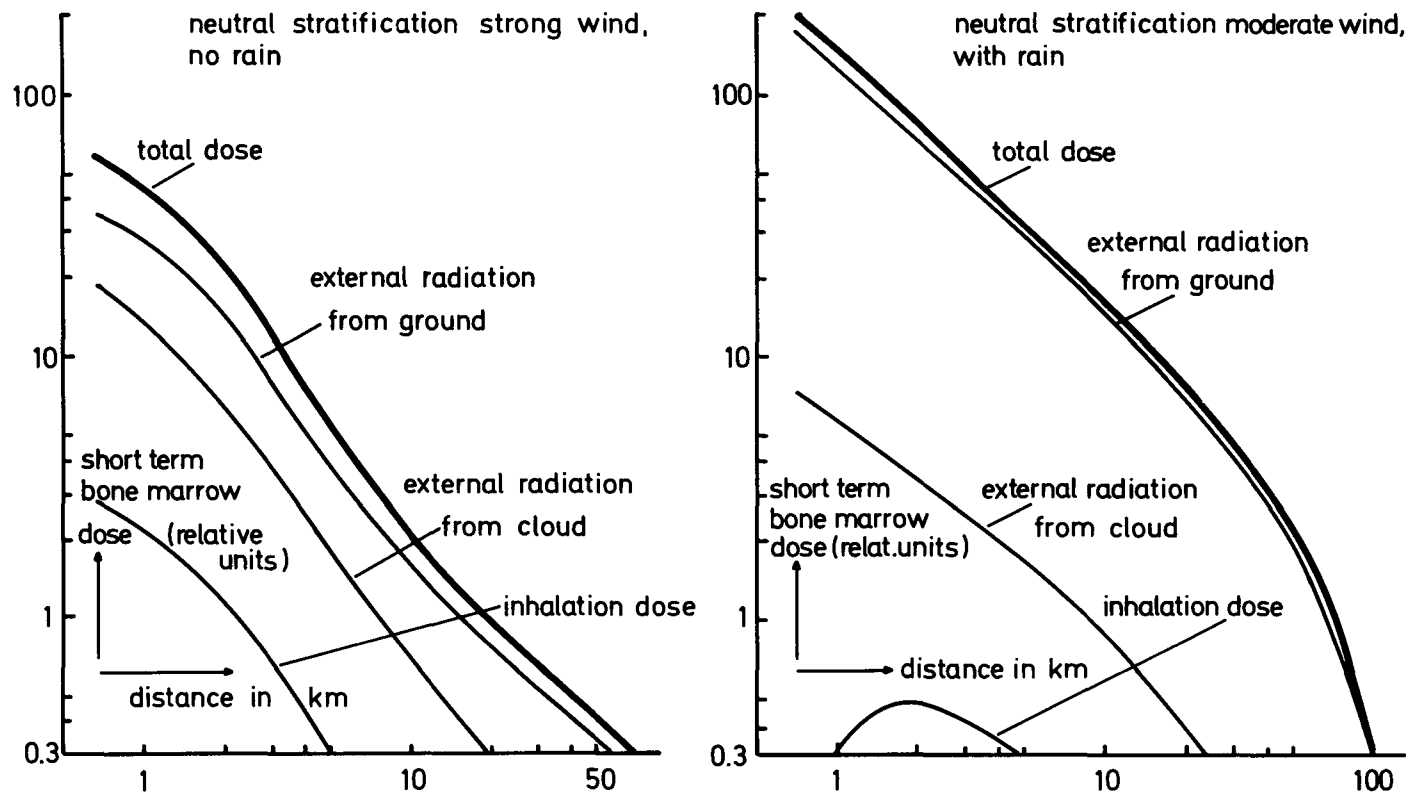


Fig.5: DOSE CONTRIBUTION OF THE THREE EXPOS.PATHWAYS FOR TWO DIFF.WEATHER SEQUENCES



SENSITIVITÄTSANALYSE DES METEOROLOGISCHEN MODELLS DER  
DEUTSCHEN RISIKOSTUDIE (DRS)

S. VOGT  
Kernforschungszentrum  
Karlsruhe - B.R. DEUTSCHLAND

KURZFASSUNG. Der Eintritt eines hypothetischen Reaktorunfalls stellt ein äusserst unwahrscheinliches Ereignis dar. Werden im Verlauf eines derartigen Ereignisses radioaktive Stoffe aus dem Sicherheitsbehälter in die Atmosphäre freigesetzt, so kann es für die in der Umgebung der Reaktoranlage lebende Bevölkerung zu gesundheitlichen Schäden kommen. Das Ausmass der Schäden ist bestimmt durch folgende Parameter:

- die Art und Menge der in die Atmosphäre freigesetzten radioaktiven Stoffe,
- die zum Zeitpunkt des Unfalls und in der Folgezeit herrschenden meteorologischen Bedingungen,
- die Bevölkerungsverteilung.

Im Unfallfolgenmodell der DRS wird für jeden dieser drei Parametergruppen eine repräsentative Stichprobenauswahl festgelegt. Im meteorologischen Modell sind dies die ausgewählten Wetterabläufe.

Eine Sensitivitätsanalyse bezüglich des meteorologischen Modells lässt die erste und letzte Parametergruppe obiger Auflistung unverändert und ändert nur interne Parameter und Modellannahmen im meteorologischen Modell. Unverändert bleiben ausserdem die Teilmodelle der Dosisberechnung, der Schutz- und Gegenmassnahmen und der gesundheitlichen Schäden.

Im meteorologischen Teilmodell werden untersucht und im einzelnen diskutiert:

- Annäherung der horizontalen Konzentrationsverteilung quer zur Ausbreitungsrichtung an eine GAUSS-Verteilung mittels einer Stufenfunktion,
- Windrichtungs gleichverteilung,
- Windrichtungsänderungen,
- Mischungshöhe,
- Aufstiegshöhe,
- trockene Ablagerung,
- Auswaschung.

Die Sensitivität dieser Parameter wird an der Zahl der Veränderungen der gesundheitlichen Schäden gezeigt. Diese werden unterteilt in Frühschäden (Tod durch akutes Strahlensyndrom) und somatische Spätschäden (Tod durch

Leukämie und Krebs). Als Vergleichsgrößen werden die Erwartungswerte sowie die Maximalwerte beider Schadensarten errechnet.

Es zeigt sich, dass Spätschäden nur geringfügig durch Veränderungen im meteorologischen Modell - Auswaschung ausgenommen - beeinflusst werden. Die Erwartungswerte und die Maximalwerte ändern sich etwa um 5 % bis max. 10 %. Dies ist der zugrunde gelegten linearen Dosis-Risiko-Beziehung ohne Schwellenwert für somatische Spätschäden zu verdanken. Dadurch kommt es weniger auf Modelleinzelheiten als auf die insgesamt abgelagerte Aktivität an. Diese ist im wesentlichen proportional zur freigesetzten Menge radioaktiver Stoffe.

Weit stärker werden Frühschäden beeinflusst. Eine Vergrößerung der Aufstiegshöhe bzw. der Auswaschung kann eine Erhöhung der Erwartungswerte um den Faktor 2 bzw. 3 bewirken. Der Einfluss einer Erniedrigung fällt mit Faktoren zwischen 10 und 20 noch deutlicher aus. Änderungen der übrigen aufgelisteten Parameter beeinflussen die Erwartungswerte dagegen um höchstens  $\pm 5\%$ .

Der maximale Frühschaden kann auf die diskutierten Parameteränderungen wesentlich sensitiver reagieren.

SUMMARY. SENSITIVITY ANALYSIS OF THE METEOROLOGICAL MODEL APPLIED IN THE GERMAN REACTOR RISK STUDY (DRS). The occurrence of a hypothetical reactor accident is an extremely improbable event. If in the course of such an event radioactive material is released from the containment into the atmosphere, this might impair the health of the population living in the environment of the reactor site. The extent of impairment is determined by the following parameters:

- the type and amount of radioactive material released into the atmosphere;
- the meteorological conditions prevailing at the time of the accident and thereafter;
- the population concerned.

In the DRS consequence model a representative selection is taken for each of these three parameter groups. For the second group a number of sequences of weather conditions is selected.

A sensitivity analysis of the meteorological model leaves unchanged the first and last group of parameters included in the listing above and changes only internal parameters and model assumptions in the meteorological model. The submodels of dose computation, of protective and counter actions and of health damage also remain unchanged.

The following parameters are examined and discussed in detail in the meteorological submodel:

- approximation of the horizontal Gaussian concentration distribution (normal to the direction of transport) by a step function
- uniform distribution of wind directions
- changes of wind direction
- height of the mixing layer
- plume rise
- dry deposition
- washout in the case of precipitation.

The sensitivity of the model to variations of these parameters is demonstrated by the change of the number of health effects. They are broken down into acute health effects (death by acute radiation syndrome) and late somatic health effects (death by leukemia and cancer). The reference values are the calculated mean values and the maximum values of both types of health effects.

It appears that late health effects are little influenced by changes in the meteorological model, except for washout. The mean and the maximum values vary between 5 % and 10 %. This is due to the linear dose-risk relation assumed which does not include a threshold value for late health effects. Consequently, details of the model are less important than the total activity deposited which is proportional to the amount of radioactive substances released.

Acute health effects are influenced to a much greater extent. Increases of plume rise and washout may increase the mean values by the factors 2 and 3 respectively. The effect of a reduction is even more pronounced, involving factors of between 10 and 20. By contrast, variations in the rest of the listed parameters influence the mean values by  $\pm 5\%$  at the maximum.

The maximum values of acute effects can be much more sensitive to the parameter variations discussed.

RESUME. ANALYSE DE SENSIBILITE DU MODELE METEOROLOGIQUE DE LA DRS (ETUDE ALLEMANDE DES RISQUES D'ACCIDENTS DE REACTEUR). L'occurrence d'un accident hypothétique de réacteur est un événement extrêmement improbable. Si, au cours d'un tel événement, des substances radioactives se dégagent de l'enceinte de sécurité et s'échappent dans l'atmosphère, cela peut avoir des conséquences dommageables pour la santé de la population vivant à

proximité de l'installation. Les dommages subis dépendent des paramètres suivants:

- nature et quantité des substances radioactives libérées,
- conditions météorologiques régnant au moment de l'accident et par la suite,
- répartition de la population.

Dans le modèle de la DRS relatif aux conséquences d'accidents, on choisit des échantillons représentatifs pour chacun de ces trois groupes de paramètres et, dans le modèle météorologique, divers modes d'évolution du temps. Pour analyser la sensibilité du modèle météorologique, on ne fait varier ni le premier, ni le dernier groupe de paramètres mentionnés ci-dessus; on ne modifie que les paramètres et les hypothèses internes du modèle météorologique. Restent en outre inchangés les modèles partiels concernant le calcul des doses, les mesures préventives et les précautions à prendre, ainsi que les conséquences dommageables pour la santé.

Dans le modèle météorologique partiel, on étudie et examine séparément:

- l'approximation de la distribution de concentration horizontale, perpendiculaire à la direction de dispersion, avec une distribution de GAUSS au moyen d'une fonction en escalier,
- l'équirépartition de la direction du vent,
- les variations de direction du vent,
- la hauteur de mélange,
- la hauteur d'ascension,
- la sédimentation sèche,
- le lessivage.

La sensibilité de ces paramètres est révélée par le nombre de variations des conséquences dommageables pour la santé. Celles-ci se divisent en effets précoces (décès dus à un syndrome radiologique aigu) et effets somatiques tardifs (décès des suites d'une leucémie ou d'un cancer). Comme grandeurs comparatives, on calcule les valeurs attendues ainsi que les valeurs maximales des deux sortes d'effets.

Il s'avère que les effets tardifs ne sont que faiblement influencés par les variations du modèle météorologique - à l'exception du lessivage. Les valeurs attendues et maximales ne varient que de 5 à 10 % au maximum. Ceci est dû à la relation linéaire dose-risque sans valeur seuil que l'on a prise pour base pour les effets somatiques tardifs. De ce fait, les détails du modèle importent moins que l'activité globale des retombées

qui est essentiellement proportionnelle à la quantité de substances radioactives libérées.

Les effets précoces sont beaucoup plus influencés par ces variations. Une augmentation de la hauteur d'ascension ou du lessivage peut faire augmenter les valeurs attendues d'un facteur 2 ou 3. Plus nette encore est l'influence d'une diminution de ces éléments, avec des facteurs de 10 à 20. Par contre, les variations des autres paramètres précités n'influencent les valeurs attendues que d'environ 5 % au maximum.

L'effet précoce maximal peut réagir de manière notablement plus sensible aux variations de paramètres examinées.

## 1. Methode der Risikoanalyse

Ziel der deutschen Reaktor-Risikostudie (DRS) (1) ist es, das gesellschaftliche Risiko zu ermitteln, das durch hypothetische Unfälle in Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland verursacht wird. Derartige Risiken können nicht empirisch, sondern nur auf analytischem Weg durch eine Art "Hochrechnung" abgeschätzt werden.

Bekanntlich wurde die erste umfassende Analyse des Risikos durch Unfälle in Kernkraftwerken in den USA durchgeführt (WASH-1400) (2). Die prinzipiellen Methoden der amerikanischen und deutschen Studie gleichen sich und können wie folgt dargestellt werden:

- Erfassung von Störfallursachen (auslösende Ereignisse)
- Ereignisablauf und Zuverlässigkeitsanalyse
- Ermittlung der Aktivitätsfreisetzung
- Berechnung der Unfallfolgen
- Risikodarstellung

Die ersten drei Schritte umfassen die Untersuchung von Vorgängen innerhalb der Anlage (anlagentechnische Analyse). Das Spektrum aller möglichen Freisetzungsabläufe wird in sogenannte Freisetzungskategorien eingeteilt. Diese sind charakterisiert durch die zeitabhängig freigesetzten Mengen an Radionukliden und thermischer Energie sowie durch die Eintrittshäufigkeit dieser Freisetzungen.

Ausgehend von den Ergebnissen dieser Untersuchungen werden im vierten Schritt die bei einer Aktivitätsfreisetzung möglichen Schadensfolgen außerhalb der Anlage ermittelt.

Eine Reihe von Modellen erfaßt dabei die atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung, die Kette Konzentration-Dosis-Wirkung, sowie die Schutz- und Gegenmaßnahmen.

Im fünften Schritt werden die umfangreichen Schadensberechnungen der vorangegangenen Schritte mit den zugehörigen Häufigkeiten verknüpft. Für das Ausmaß der Unfallfolgen sind mehrere zufallsbedingte Einflußgrößen von Bedeutung, vor allem Wetterlage, Niederschlag und betroffene Bevölkerung. Von gleicher Bedeutung ist aber neben dem Schadensmaß, die Häufigkeit mit der ein



Schaden zu erwarten ist. Diese ergibt sich aus der Wahrscheinlichkeit obiger zufallsbedingter Größen und der Häufigkeit der jeweiligen Freisetzungskategorie.

## 2. Schätzunsicherheiten

Die Risikoberechnungen der DRS basieren auf einer umfangreichen Stichprobenauswahl obiger Parameter. In die Risikokurven gehen z.B. über 800 000 Einzelereignisse ein. Naturgemäß kann eine Risikoberechnung niemals exakte Ergebnisse liefern; man spricht daher besser von einer Risikoabschätzung. Die wichtigsten Parameter bezüglich der Schätzunsicherheiten sind die folgenden:

- Freisetzungshäufigkeiten der Freisetzungskategorien
- Parameter bzw. Modellannahmen im meteorologischen Modell
- Dosis-Wirkungsbeziehung für frühe Todesfälle sowie Risikoeffizient für späte Todesfälle
- Effektivität der Evakuierung

Als Beispiel einer Risikokurve mit Angabe eines 90%-Vertrauensbereichs ist in Abb. 1 die komplementäre Häufigkeitsverteilung der frühen Todesfälle dargestellt.

## 3. Sensitivitätsanalyse des meteorologischen Modells

Wie groß der Einfluß einzelner Parameter auf die Aussage-Sicherheit der Ergebnisse ist, kann der Abb. 1 nicht mehr entnommen werden.

In der folgenden Sensitivitätsanalyse bleiben daher die Parameter eins, drei und vier obiger Auflistung unverändert. Folgende Parameter bzw. Modellannahmen werden nachfolgend diskutiert und teilweise quantifiziert:

- Anwendbarkeit des Ausbreitungsmodells
- Modell der azimuthalen Konzentrationsverteilung
- besondere meteorologische Situationen
- Wetterabläufe
- Mischungsschichthöhe

- Aufstieg der Aktivitätsfahne
- trockene Ablagerung und Auswaschung
- Windscherungen
- geradlinige Ausbreitung
- Gleichverteilung der Windrichtung

### 3.1 Anwendbarkeit des Ausbreitungsmodells

Das verwendete Modell nimmt an, daß die Aktivitätsverteilung in der Abluftfahne in vertikaler und horizontaler Richtung einer Gaußverteilung entspricht (sogenanntes Gaußmodell). Dieses Modell ist experimentell in einem Bereich bis etwa 25 km abgesichert, sofern keine besonderen meteorologischen Situationen (siehe Abschnitt 3.3) vorliegen. Das Auftreten von frühen Todesfällen ist überwiegend nur in diesem Entfernungsbereich zu erwarten. Für die Berechnung von Kollektivschäden erscheint das verwendete Modell geeignet; große Vorsicht ist nötig bei einer Aussage über Einzelfälle am konkreten Standort. Die Anzahl der Spätschäden wird weitgehend nur durch die freigesetzte Aktivitätsmenge bestimmt und das Ausbreitungsmodell beeinflusst die Spätschäden nur zu einem geringen Anteil. Dies ist auf die Annahme einer linearen Dosis-Risiko-Beziehung zurückzuführen.

### 3.2 Modell der azimutalen Konzentrationsverteilung

In azimutaler Richtung wird die glockenförmige Konzentrationsverteilung durch eine symmetrische Treppenfunktion mit insgesamt sieben Stufen ersetzt. Diese Anzahl ist ausreichend, da sich schon beim Übergang von drei auf sieben Stufen die gesundheitlichen Schäden nur noch wenig ändern. Siehe Tab. I. Voraussetzung ist dabei, daß die Breite der Stufen sinnvoll gewählt wird.

### 3.3 Besondere meteorologische Situationen

Zu den besonderen meteorologischen Situationen zählen Schwachwindlagen, Windrichtungsscherungen, Höheninversionen, Nebellagen sowie Lagen mit kurzfristiger Änderung des Turbulenzzustandes (kürzer als 1 Stunde). Teilweise treten derartige Situationen gleichzeitig auf. Im Jahresmittel ist ihre Häufigkeit etwa 24 % (3). Die Windrichtungsscherungen dominieren dabei mit 18 %. Die Nichtberücksichtigung der Richtungsscherungen führt zu einer Überschätzung der Aktivitätskonzentration. Es verbleiben damit noch

etwa 6 % der Zeit, in denen die Anwendung des verwendeten Ausbreitungsmodells fragwürdig erscheint.

### 3.4 Wetterabläufe

Für das Ausmaß der Unfallfolgen ist primär das gerade herrschende Wetter von Bedeutung. Dem zufallsbedingten Charakter dieser Größe wird dadurch Rechnung getragen, daß für eine Anzahl von bestimmten Wetterabläufen das Ausmaß der Unfallfolgen errechnet wird. Die Auswahl der Wetterabläufe erfolgt nicht stochastisch sondern zyklisch; jeder ausgewählte Wetterablauf ist gleich wahrscheinlich. Als Anzahl wurden 115 Wetterabläufe festgelegt. Eine Erhöhung auf z.B. 1750 Wetterabläufe ergab eine Veränderung des Erwartungswertes für frühe Todesfälle um weniger als 5 % (4). Der Maximalwert blieb nahezu unverändert.

### 3.5 Mischungsschichthöhe

Die vertikale Andehnung der Aktivitätsfahne wird im allgemeinen ab einer gewissen Quellentfernung durch eine Sperrschicht begrenzt, die den Turbulenzaustausch zu größeren Höhen unterbindet oder wenigstens stark einschränkt. Im Modell wird eine solche Sperrschicht dadurch eingeführt, daß der vertikale Ausbreitungsparameter  $\sigma_z$  bei Erreichen eines von der Ausbreitungskategorie abhängigen Wertes  $\sigma_{z \max}$  konstant gehalten wird. Wie Tab. II zeigt, beeinflußt eine drastische Reduktion von  $\sigma_{z \max}$  das Ausmaß der Unfallfolgen nur geringfügig.

### 3.6 Aufstieg der Aktivitätsfahne

Der Aufstieg der Aktivitätsfahne wird durch drei Parametersätze beeinflusst:

- Emissionsfaktoren
- atmosphärische Umgebungsbedingungen
- physikalische und chemische Eigenschaften der Abluft

Da diese Parameter meist nicht linear unabhängig sind, ist es schwierig, den Einfluß auf das Ausmaß der Unfallfolgen getrennt nach diesen Parametern zu berechnen. Pauschal wurde daher die für jedes Einzelereignis Freisetzungskategorie - Wetterablauf - errechnete Aufstiegshöhe um den Faktor 1,75 erhöht, bzw. um die Hälfte erniedrigt. Tab. III zeigt die hierdurch bewirkten

Änderungen.

### 3.7 Trockene Ablagerung und Auswaschung

Im Teilmodell der trockenen Ablagerung ist die Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_d$  der wichtigste Modellparameter. Da das Aerosolspektrum, welches die Ablagerungsgeschwindigkeit stark bestimmt, nicht bekannt ist, wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit in Phase A die amerikanischen Werte für die Ablagerungsgeschwindigkeit übernommen. Als erste Variation wurde  $v_d$  für Aerosole halbiert während  $v_d$  für Jod ungeändert blieb, Tab. IV. Der wichtigste Modellparameter der Auswaschung ist der Washout-Koeffizient  $\lambda$ . Die nächsten beiden Variationen der Tab. IV erhöhen bzw. erniedrigen  $\lambda$  und  $v_d$  um den Faktor 5. Die so erhaltenen neuen Washout-Koeffizienten stellen allerdings sehr unwahrscheinliche Werte dar. Zu etwas realistischeren Werten gelangt man, sofern die Verteilung der Niederschlagsintensität berücksichtigt wird. Es ist geplant, ähnliche Werte von  $\lambda$ , wie sie in Tab. V dargestellt sind, in Phase B zu verwenden. Durch die Tab. V wird bestätigt, daß die Änderung von  $\lambda$  die Spätschäden nur unwesentlich beeinflußt. Zum anderen bewirken realistische Werte von  $\lambda$  eine Abnahme der kollektiven Frühschäden, wie sich dies auch in Tab. IV anhand einzelner Freisetzungskategorien andeutet.

### 3.8 Windscherungen

Das verwendete Ausbreitungsmodell kann Windrichtungsscherungen mit der Höhe nicht explizit berücksichtigen. Da jedoch experimentell ermittelte Ausbreitungsparameter (5) und (6) verwendet werden, sind Windrichtungsscherungen bis zu einem gewissen Ausmaß im Modell enthalten.

Der Windgeschwindigkeitszunahme mit der Höhe wird durch die Vorgabe eines Windprofils und der Mittelung der Windgeschwindigkeit über die Aufstiegs-höhe der Aktivitätsfahne Rechnung getragen.

### 3.9 Geradlinige Ausbreitung

Das Ausbreitungsmodell geht in Phase A von der Annahme einer geradlinigen Ausbreitung aus. Windrichtungsänderungen während des Ausbreitungsvorganges bleiben unberücksichtigt. Bei Unfällen mit mehrstündiger Freisetzung wird daher das Ausmaß der Frühschäden überschätzt. Bleiben z.B. die Dosiswerte in den einzelnen Freisetzungsphasen unterhalb einer Schwellwertdosis, so

ist es nach Überlagerung möglich, daß die Schwellwertdosis überschritten wird. Damit können Frühschäden auftreten.

Bei Unfällen mit einstündiger Freisetzung tritt diese Überschätzung nicht auf, da in diesem Fall keine Überlagerung erfolgt.

### 3.10 Gleichverteilung der Windrichtung

Es wird angenommen, daß die ausgewählten Wetterabläufe in jeder der vorgegebenen 36 Windrichtungen ( $10^\circ$  Abstand) gleich wahrscheinlich ist. Dies gilt für alle Standorte. Im Einzelfall ist eine derartige Annahme sicher nicht zutreffend. Da aber 19 Standorte in verschiedenen topographischen Gebieten der Bundesrepublik Deutschland betrachtet werden, ist anzunehmen, daß etwaige Risikoüberschätzungen an einem Standort durch entsprechende Unterschätzungen an anderen ausgeglichen werden.

## 4. Zusammenfassung

In Tab. VI werden die Einflüsse obiger Parameter bzw. Teilmodelle auf das Ausmaß der Kollektivschäden zusammenfassend dargestellt. Dabei sind alle acht Freisetzungskategorien, sowie alle Standorte berücksichtigt.

Es zeigt sich, daß Spätschäden nur geringfügig durch Veränderungen im meteorologischen Modell - Auswaschung ausgenommen - beeinflußt werden. Die Erwartungswerte und die Maximalwerte ändern sich etwa um 5 % bis maximal 10 %. Dies ist der zugrunde gelegten linearen Dosis-Risiko-Beziehung ohne Schwellwert für somatische Spätschäden zu verdanken. Dadurch kommt es weniger auf Modelleinheiten, sondern auf die insgesamt abgelagerte Aktivität an. Diese ist im wesentlichen proportional zur freigesetzten Menge radioaktiver Stoffe.

Weit stärker werden Frühschäden beeinflußt. Eine Verminderung der Aufstiegshöhe bzw. eine erhöhte Auswaschung verdoppelt bzw. verdreifacht die Erwartungswerte. Erhöhte Aufstiegshöhen und eine verminderte Auswaschung bewirken eine deutliche Reduzierung der Erwartungswerte um Faktoren zwischen 10 und 20. Die übrigen aufgelisteten Parameter beeinflussen dagegen die Erwartungswerte um weniger als 10 %.

Literaturverzeichnis

- (1) Deutsche Risikostudie, Kernkraftwerke, Hauptband Verlag TÜV Rheinland (1979)
- (2) Rasmussen, N.C.;  
Reactor Study - An Assessment of Accident Risks in US Commercial Nuclear Power Plants, United States  
Nuclear Regulatory Commission, WASH-1400 (NUREG-75/014) (1975)
- (3) Dilger, H.;  
Statistik besonderer Ausbreitungssituationen,  
KFK 2383 (1977)
- (4) Vogt, S.; W. Hübschmann;  
The Influence of Meteorological Parameters on the Consequences of Accidental Activity Releases from Nuclear Power Plants,  
Nuclear Technology Vol. 46 (1979) S. 300-305
- (5) Thomas, P. et al.;  
Experimental Determination of the Atmospheric Dispersion Parameters over Rough Terrain. Part 1, Measurements at the Karlsruhe Nuclear Research Center,  
KFK 2285 (1976)
- (6) Thomas, P.; K. Nester;  
Experimental Determination of the Atmospheric Dispersion Parameters over Rough Terrain. Part 2, Evaluation of Measurements,  
KFK 2286 (1976)

Anzahl der Stufen	Breite der Stufen $y/\sigma_y$	Höhe der Stufen (rel. zum Maximalwert)		Frühschäden				Spätschäden			
				FK1		FK2		FK1		FK2	
				EW	Max	EW	Max	EW	Max	EW	Max
7*	0,5 1,0 2,0 3,0	0,96 0,75 0,34 0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1
7	0,5 1,0 1,5 2,5	0,96 0,75 0,46 0,17	1,01	1,00	1,03	1,04	0,99	1,00	0,98	0,99	0,99
3	1,0 2,0	0,86 0,40	1,02	1,00	1,00	1,05	0,99	0,98	0,97	0,99	0,99
3	1,0 2,5	0,86 0,27	1,00	1,01	0,95	0,96	1,00	1,00	0,99	1,01	1,01
1**	1,5	0,84	1,44	1,42	1,20	1,25	0,95	0,93	0,93	0,91	0,91
1	2,0	0,63	0,75	0,80	0,66	0,90	1,00	0,98	0,99	1,00	1,00

\* entspricht dem Modell der vorliegenden Studie      EW = Erwartungswert  
 \*\* entspricht dem Modell in WASH-1400              Max = Maximaler Wert

Tab. I



## Stufenzahlvariation (Ersatzfunktion der Gaußverteilung)

Schadensart	Variation des $\sigma_{zmax}$	
	Referenzwerte 2000, 1500, 1000 m	1000, 750, 500 m
EW-FS	1	1,05
EW-SS	1	0,98
Max-FS	1	1,08
Max-SS	1	0,97

Die Schadensart bedeutet:

EW-FS Erwartungswert Frühschäden      Max-FS Maximaler Wert Frühschäden  
 EW-SS Erwartungswert Spätschäden      Max-SS Maximaler Wert Spätschäden

Tab. II



## Variation des $\sigma_{zmax}$

Freisetzungskategorie	Schadensart	Aufstiegshöhe = H (Referenzfall)	Aufstiegshöhe = 1,75 H	Aufstiegshöhe = 0,5 H
FK 1	EW-FS	1	0,29	2,25
	EW-SS	1	0,98	0,90
	Max-FS	1	0,21	1,16
	Max-SS	1	0,91	1,29
FK 2	EW-FS	1	0,04	1,74
	EW-SS	1	1,03	0,87
	Max-FS	1	0,33	1,21
	Max-SS	1	0,98	0,93

Die Schadensart bedeutet:

EW-FS Erwartungswert Frühschäden

Max-FS Maximaler Wert Frühschäden

EW-SS Erwartungswert Spätschäden

Max-SS Maximaler Wert Spätschäden

Tab. III



## Variation der Aufstiegshöhe

Freisetzungskategorie	Schadensart	Parameter	Referenzwerte	Variation 1	Variation 2	Variation 3
		$v_{\text{Jod}}$	0,01	0,01	0,05	0,002
		$v_{\text{Aerosol}}$	0,01	0,005	0,025	0,001
		$\lambda_1$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$0,2 \cdot 10^{-4}$
		$\lambda_2$	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$25 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$
		$\lambda_3$	$10 \cdot 10^{-4}$	$10 \cdot 10^{-4}$	$50 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
FK1	EW-FS		1	0,93	4,69	0,004
	EW-SS		1	0,96	0,48	1,10
	Max-FS		1	1,00	2,14	0,004
	Max-SS		1	0,92	0,90	1,19
FK2	EW-FS		1	0,66	2,82	0,18
	EW-SS		1	0,93	0,30	1,31
	Max-FS		1	0,58	2,00	0,23
	Max-SS		1	0,96	0,48	1,56

$v_{\text{Jod}}$ ,  $v_{\text{Aerosol}}$  = Ablagerungsgeschwindigkeit in m/s für Jod bzw. Aerosole  
 $\lambda_1$  bis  $\lambda_3$  = Washout-Koeffizienten in  $s^{-1}$  abhängig von der Niederschlagsintensität

Die Schadensart bedeutet:

EW-FS Erwartungswert Frühschäden

Max-FS Maximaler Frühschäden

EW-SS Erwartungswert Spätschäden

Max-SS Maximaler Spätschäden

Tab. IV



## Variation der Parameter der trockenen und nassen Ablagerung



Schadensart	Parameter	Referenzwerte	Variation 1	Variation 2
	$\lambda_1$	$1 \cdot 10^{-4}$	$0,47 \cdot 10^{-4}$	$0,7 \cdot 10^{-4}$
	$\lambda_2$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$
	$\lambda_3$	$10 \cdot 10^{-4}$	$6,60 \cdot 10^{-4}$	$13,0 \cdot 10^{-4}$
EW-FS		1	0,71	0,87
EW-SS		1	1,04	1,01
Max-FS		1	0,47	0,76
Max-SS		1	1,00	1,00

Die Schadensart bedeutet:

EW-FS Erwartungswert Frühschäden

EW-SS Erwartungswert Spätschäden

Max-FS Maximaler Frühschäden

Max-SS Maximaler Spätschäden

)  $\lambda_1$  Washout-Koeffizient in  $s^{-1}$  für 1. Intensitätsstufe  
 $\lambda_2$  Washout-Koeffizient in  $s^{-1}$  für 2. Intensitätsstufe  
 $\lambda_3$  Washout-Koeffizient in  $s^{-1}$  für 3. Intensitätsstufe

Tab. V



## Variation des Washout-Koeffizienten

Parameter bzw. Teilmodell	Relative Änderung	
	Frühschäden	Spätschäden
Anzahl der Wetterabläufe	0,95 - 1,05	0,98 - 1,02
azimutale Stufenfunktion	0,97 - 1,02	0,98 - 1,01
Aufstiegshöhe	0,10 - 2,00	0,95 - 1,05
Mischungshöhe bzw. $e_{zmax}$	0,95 - 1,05	0,98 - 1,02
trockene Ablagerung	0,25 - 1,05	0,95 - 1,05
Auswaschung	0,05 - 3,00	0,50 - 1,25
geradlinige Ausbreitung und Windscherungen	0,85 - 1,05	0,98 - 1,02*
Richtungsgleichverteilung	0,95 - 1,05	0,98 - 1,02*

(\* nur geschätzt, übrige Angaben basieren auf extrapolierten Werten von Sensitivitätsrechnungen)

Tab. VI



## Einfluß der Parameter bzw. Modellannahmen auf die Kollektivschäden

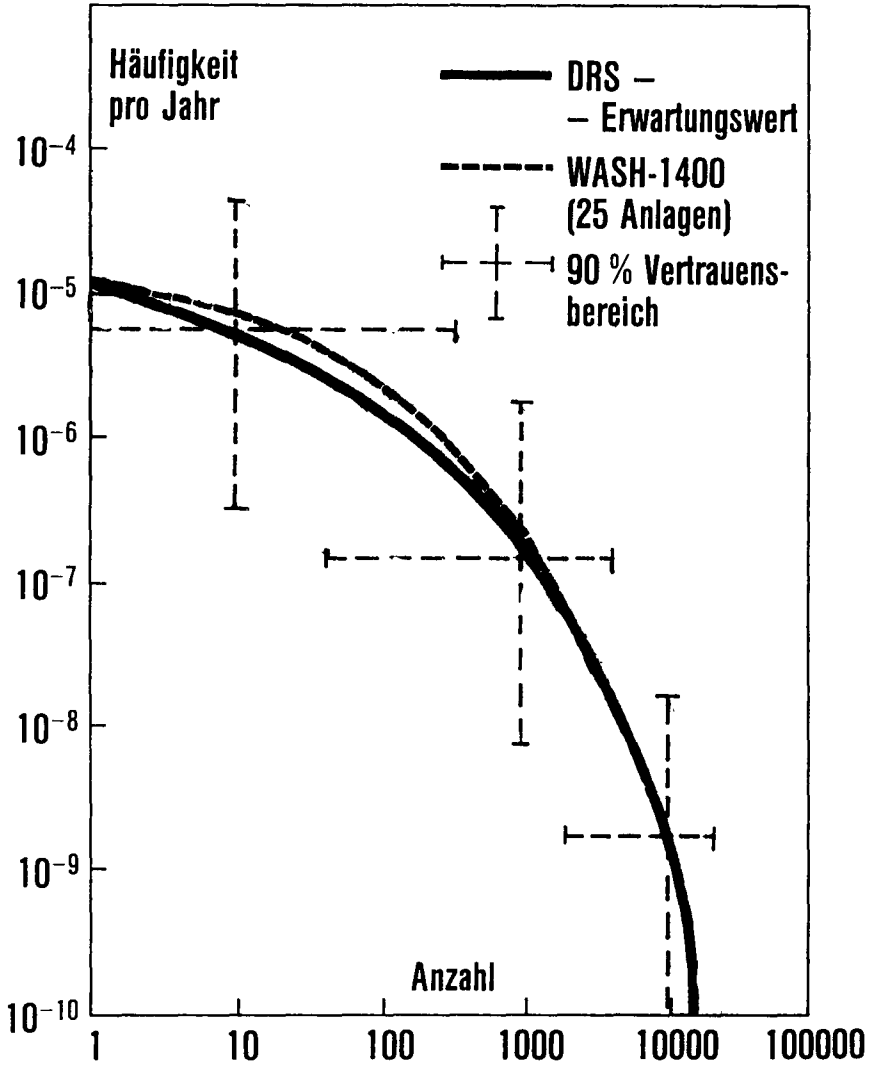


Abb. 1



## Komplementäre Häufigkeitsverteilung der Anzahl früher Todesfälle



