

I.1.7. Kritische Würdigung der meteorologischen Basis im Zusammenhang mit den AVV

I.1.7.1 Eingrenzung des Gutachtenumfangs

Das Strahlenbiologische Gutachten (SBG) wird - wenn es gerichtsverwertbare Ergebnisse liefern soll - zu den Aussagen des MFE in dessen Schreiben vom 19.1.1996, /MFE 96/, an den Vorsitzenden der Fachkommission Leukämie in der Elbmarsch, Herrn Prof. Wassermann, Stellung beziehen müssen.

Darin heißt es:

“Die Ablagerung radioaktiver Stoffe in der Elbmarsch wird bestimmt durch die Höhe der Abgaben radioaktiver Stoffe und der Ausbreitung dieser Stoffe in Richtung Elbmarsch. Die Daten der Vergangenheit haben hierzu ergeben,

- a) daß die tatsächlichen Abgaben radioaktiver Stoffe des KKK im Bereich von 1% der Genehmigungswerte lagen,
- b) daß die Genehmigungsgrenzwerte mit einer Strahlenexposition am höchstbelasteten Aufpunkt (östlich der Anlage) in Höhe von 0,04 mSv/a (4 mrem/a) korrespondieren, also um ca. eine Größenordnung unterhalb des gesetzlichen Grenzwertes von 0,3 mSv/a liegen,
- c) daß die Ausbreitung nach Süden in Richtung Elbmarsch (in den Sektor von 135° bis 225°) um einen Faktor 5 seltener erfolgt, als die Ausbreitung zu den höchstbelasteten Aufpunkten im Osten der Anlage (Ausbreitungsrichtungen von 45° bis 135°).

Zusammengenommen ergibt sich daraus, daß die Strahlenbelastung in der Elbmarsch mehr als drei Größenordnungen unterhalb des gesetzlichen Grenzwertes von 0,3 mSv/a lag. Erst ein Mikroklimaeffekt, der drei Größenordnungen übersteigt, ergäbe für die Elbmarsch eine Strahlenexposition oberhalb gesetzlicher Grenzwerte. Ein Mikroklimaeffekt solcher Größenordnung ist unvorstellbar.”

Nahezu wortgleich argumentiert das MFE in seinem Schriftsatz vom 12.8.1997 an das OVG Schleswig in der Verwaltungsrechtssache 4 K 5/91.

Der vorliegende Teil des SBG beschäftigt sich mit dem meteorologischen Compartment des in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV), /BMJ 90/, beschriebenen Berechnungsmodells. Um den wesentlichen Einwand der hier dargelegten Vorstellungen gegenüber dem Gleichgewichtsmodell der AVV herauszustreichen, nämlich daß die zeitlich-räumliche und individuelle Variabilität zu beachten sind, um die physikalischen Zusammenhänge realitätsnah abzubilden, werden im Kapitel 3 auch zu anderen Compartments Anmerkungen gemacht.

In Kap. 4 wird die Ausbreitung in Einzelsituationen mit dem Langzeitausbreitungsfaktor verglichen, in Kap. 5 auf die örtlichen geografischen und anlagenspezifischen Gegebenheiten eingegangen, Kap. 6 stellt die im Gauß-Modell steckenden Vereinfachungen dar, Kap. 7 enthält Hinweise auf neuere Ausbreitungsmodelle und deren Anforderungen an die Datenbasis. Kap. 8 geht auf die im Genehmigungs- und Aufsichtsverfahren zu KKK erstellten meteorologischen Gutachten und Arbeitsaufträge ein, soweit sie vom MFE vorgelegt wurden.

Anhang/Appendix D

Die meteorologische Instrumentierung (KTA 1508) wird nur insoweit zum Gegenstand dieses Gutachtens gemacht, als sich daraus Hinweise zur Beantwortung der Frage, ob die Ausbreitung in der AVV konservativ modelliert wird, ergeben.

I.1.7.2. Zielsetzung der AVV

Als Anwendungsbereich für die AVV wird in /BMJ 90/ genannt:

“Diese Allgemeine Verwaltungsvorschrift gilt für die Ermittlung der Strahlenexposition nach § 45 Abs. 2 der Strahlenschutzverordnung. Die Ergebnisse dienen der Feststellung im Genehmigungsverfahren, ob der Strahlenschutzverantwortliche die technische Auslegung und den Betrieb seiner Anlagen oder Einrichtungen so geplant hat, daß die durch Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder mit Wasser bedingte Strahlenexposition die Dosisgrenzwerte des § 45 Abs. 1 der Strahlenschutzverordnung nicht überschreitet.”

Und weiter:

“Ziel dieser Allgemeinen Verwaltungsvorschrift ist es, die Modelle und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition so festzulegen, daß bei deren Anwendung die zu erwartende Strahlenexposition des Menschen nicht unterschätzt wird. Die Strahlenexposition ist für eine Referenzperson an den ungünstigsten Einwirkungsstellen zu ermitteln. ...”

Nach AVV wird das vom Grundgesetz garantierte Recht auf körperliche Unversehrtheit nur der sog. Referenzperson zugebilligt. In der Bekanntmachung einer Empfehlung der Strahlenschutzkommission vom 4.11.88, /BMU 88/, heißt es:

“Der vorgesehene Dosisgrenzwert gilt für die ungünstigsten Einwirkungsstellen. Es wird bei der Ermittlung der Dosis davon ausgegangen, daß die betreffende Referenzperson sich ständig an diesem Ort befindet und alle Nahrungsmittel an der ungünstigsten Einwirkungsstelle produziert werden. Diese ungünstigsten Einwirkungsstellen nehmen nur eine geringe Fläche in der unmittelbaren Umgebung einer kerntechnischen Anlage ein und können daher auch im ungünstigsten Fall nur wenige Personen betreffen. Die Berechnungsmodelle müssen in Verbindung mit dem Dosisgrenzwert gesehen werden. Der Dosisgrenzwert gilt in diesem Sinne für die Planung einer kerntechnischen Anlage und soll unter den o.g. extremen Annahmen für die Referenzperson einer kritischen Bevölkerungsgruppe und nicht für einzelne Personen, z.B. Personen mit einem spezifischen Stoffwechselleiden, ermittelt werden.”

Das BVerwG führt dagegen in seinem Wuhl-Urteil vom 19.12.85 aus:

“Sie (die Allgemeine Berechnungsgrundlage, jetzt ist es die AVV) soll sicherstellen, daß die Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach Maßgabe des §45 Satz 1 StrlSchV auf der Basis hinreichend konservativer Rechenmodelle und Datensätze geprüft wird, damit es beim späteren Betrieb der Anlage zu keiner - mit Maßnahmen der Umgebungsüberwachung ohnehin nicht nachzuweisenden - Überschreitung dieser Grenzwerte gegenüber einem einzelnen kommt.”

Während die StrlSchV und die AVV also (lediglich) auf die Einhaltung der Dosisgrenzwerte bzgl. einer Referenzperson abstellen, verlangt das BVerwG (wohl im Sinne des Artikel 2 des Grundgesetzes), daß Modelle und Parameter der AVV gewährleisten müssen, daß die Einhaltung der Dosisgrenzwerte auch gegenüber Einzelpersonen nachzuweisen ist.

Anhang/Appendix D

Hier steht eine Entscheidung des BVerfG aus, ob die Verordnungen im Widerspruch zum GG stehen.

Im Teil I.1.7 des SBG wird zu untersuchen sein, ob das Modell der AVV geeignet ist, den ungünstigsten Aufpunkt zu bestimmen und die Nuklidkonzentration dort realistisch bzw. konservativ zu ermitteln.

Im Kap. 3 soll gezeigt werden, daß die mit der AVV ermittelte Strahlendosis mißverstanden würde, wenn sie als größtmögliche Exposition in der Umgebung einer Atomanlage interpretiert wird; denn sie stellt von der Systematik und dem vom Ordnungsgeber an die AVV gestellten Anspruch her (und selbst der ist nicht erfüllt, dazu mehr im Hauptteil) lediglich eine Art Screening-Wert für Bevölkerungsgruppen dar.

I.1.7.3 Ist die Konservativität der AVV belegt?

I.1.7.3.1 Welche Beweise benennt der Ordnungsgeber?

Hierzu wird in der Vorbemerkung zu Allgemeinen Berechnungsgrundlage (ABG, der Vorläufer der AVV) in /BMI 82/ ausgeführt:

“Die in der vorliegenden Richtlinie enthaltenen Rechenmodelle und Parameter sind so gewählt worden, daß für die zu berechnende Strahlenexposition ein konservatives Gesamtergebnis zu erwarten ist, dies insbesondere weil

- fiktive ungünstigste Einwirkungsstellen angenommen werden
- das Mitglied der kritischen Bevölkerungsgruppe nicht ständig dem Maximum sämtlicher Expositionspfade ausgesetzt ist
- jegliche Dekontaminationseffekte bei der Lebensmittelverarbeitung und Nahrungszubereitung vernachlässigt werden.”

Diese Annahmen belegen keineswegs, daß es sich bei der nach AVV ermittelten Dosis um ein konservatives Gesamtergebnis handelt, weil

- tatsächlich Menschen an der ungünstigsten Einwirkungsstelle leben können
- einige Expositionspfade gegenüber anderen zu vernachlässigen sind, so daß dieses Kriterium ins Leere geht
- sich bei sich ganzheitlich aus der Region ernährenden Personen u.a. bei Getreide-, Fleisch- und Milchprodukten keine Dekontamination ergibt. Vielmehr sind die in der AVV angenommenen Zeitspannen zwischen Ernte/Schlachtung und Verzehr teilweise zu lang.

Das Abstellen auf ein konservatives Gesamtergebnis ist nicht zu beanstanden. Keineswegs ist es erforderlich, jeden Parameterwert so festzulegen, daß sich eine maximale Dosis ergibt. Wenn jedoch nachweislich für einige Parameter Werte verwendet werden, die am unteren Rand der natürlichen Schwankungsbreite liegen, ist für andere Parameter nachzuweisen, daß für sie derart hohe Werte angenommen wurden, daß sie die Unterschätzung durch andere Werte kompensieren.

Zur Frage, welchen Einfluß die Verwendung von Gleichgewichtsmodellen auf die errechnete Dosis hat, wird weiter unten Stellung genommen.

Als weiteren Hinweis für die Konservativität der ABG (und auch der AVV) wertet die SSK in einer Stellungnahme vom 19.12.1980 die langjährigen Ergebnisse der Umgebungüberwachung. Messungen werden allerdings nur in den Umweltmedien

Anhang/Appendix D

durchgeführt (und auch diese werden nicht flächendeckend und kontinuierlich beprobt). Die tatsächliche Strahlenexposition der Organe von AnwoherInnen wird jedoch nicht (kontinuierlich) überwacht. Die gesundheitlichen Besonderheiten eines/r jeden Anwohners/in gehen nicht in die Ermittlung der Dosis nach AVV ein. Darüber hinaus ist die Kenntnis über Synergismen zwischen Radioaktivität und anderen Agentien noch gering.

Bezüglich des Compartments Meteorologie heißt es in der AVV unter Ziffer 4.5.2:

“Zur Durchführung der Ausbreitungsrechnung ist eine 4-parametrische mindestens 5-jährige Ausbreitungsklassenstatistik zu verwenden.”

Bei der Bestimmung der maximalen Konzentration werden also Mittelwerte für die Ausbreitungsklassenstatistik (und auch bei den Sigma-Parametern) verwendet.

Also kann von vornherein kein konservatives Ergebnis bzgl. des Compartments Meteorologie erwartet werden.

Fazit: Die in der AVV und von der SSK genannten Belege für eine Konservativität des Gesamtergebnisses sind äußerst pauschal und nicht belastbar. Es ist erforderlich, die Konservativität anhand konkreter Parameterwerte und Modelle zu verifizieren.

Einen Hinweis, daß die Verhältnisse an bestimmten AKW-Standorten durchaus von denjenigen nach AVV (nach oben und unten) abweichen können, liefert /BMI 82/, wo es in der Vorbemerkung heißt:

“Die Berechnungsgrundlage entbindet den Gutachter nicht davon, den Einzelfall unter Berücksichtigung der jeweiligen örtlichen Besonderheiten und Umstände zu prüfen und zu beurteilen. Soweit von den Rechenmodellen oder Daten abgewichen wird, ist dies im einzelnen ausreichend zu begründen.”

I.1.7.3.2 “Modell und Grenzwerte gehören zusammen.”

In /BMU 88/ heißt es:

“Die Berechnungsmodelle müssen in Verbindung mit dem Dosisgrenzwert gesehen werden.”

Was der BMU mit diesem Hinweis meint, ist nicht klar.

Als Deutung kommt in Frage:

- a) Je nach verwendetem Modell (eins konservativer als das andere), ist ein anderer Grenzwert zutreffend. Dagegen spricht, daß die mit der AVV vergleichbaren Modelle in verschiedenen Staaten sehr unterschiedlich sind, obwohl jeweils die ICRP-Werte zugrunde gelegt wurden.
- b) Umgekehrt könnte auch gemeint sein, daß - nachdem ein Grenzwert festgelegt wurde - nur noch ein Modell zur Beantwortung der Frage, ob der Grenzwert eingehalten wird oder nicht, zulässig ist. Auch diese Deutung des o.g. Satzes ist schwer nachzuvollziehen; denn die Berechnungsmodelle zur Ermittlung der Strahlenexposition wurden mehrfach geändert, ohne daß die Grenzwerte verändert wurden. I.a.W., entweder stimmte der behauptete enge Zusammenhang zwischen Modell und Grenzwert vor oder nach der vorgenommenen Änderung nicht mehr.

Letztlich kommt es darauf an, daß ein Modell realistische oder zumindest konservative Aussagen macht, was nachzuweisen ist.

Die hier vorgelegte Ausarbeitung macht Gebrauch von der Vorstellung, daß jedes Compartment für sich (und zwar widerspruchsfrei zu den anderen) betrachtet werden kann. Dabei kommt der Meteorologie und der Klimatologie eines Standorts besondere Bedeutung

zu, weil viele andere Parameterwerte der im Berechnungsmodell enthaltenen ökologischen Kette ihrerseits vom "Wetter" abhängen: Vegetation, Erntezeitpunkt, Tierrassen, Ernährungsweisen usw.

I.1.7.3.3 Maximale Aufpunkte

a) Wo liegen sie?

Je nach Expositionspfad gibt es am Standort einer kerntechnischen Anlage unterschiedliche maximale Aufpunkte: für γ -Submersion ist es ein anderer als für β -Strahlung oder Ingestion bzw. Inhalation, für Bodenstrahlung mag er in einer Geländesenke liegen (wohin das Niederschlagswasser zusammengelaufen ist). Die Modellvorstellung des "maximalen Aufpunkts" geht für jeden Expositionspfad aus von einem wohl definierten Punkt, wie er sich als Maximum einer Ausbreitungsrechnung, basierend auf einer möglichst 10-jährigen Wetterstatistik, ergibt. Somit handelt es sich beim sog. maximalen Aufpunkt aus meteorologischer Sicht um eine Stelle in Erdbodennähe, an der die Verdünnung der Nuklide bzw. γ -Strahlung im (10-jährigen) Mittel am wenigsten weit fortgeschritten ist.

Die Grenzwerte nach § 45 StrlSchV müssen aber in jedem Jahr eingehalten werden. Es ist also eine einjährige Statistik zugrunde zu legen, die Verdünnungsverhältnisse in ungünstigen Jahren - auch zukünftig zu besorgende (Klimaveränderungen) - beschreibt.

In jedem Einzeljahr kann der maximale Aufpunkt an einer anderen Stelle liegen. Seine Lage ist eine Funktion vom zeitlichen Verlauf der Emissionsrate, von den Wetterbedingungen und von der Größe der Parameterwerte, welche die anderen Compartments beschreiben. Dabei wird der maximale Aufpunkt ganz außerordentlich eng mit dem Wetter korreliert sein, das zur Zeit erhöhter Emissionen - im Vergleich zu den sonstigen Ableitungen dieses Jahres - geherrscht hat.

Fazit: Die Stelle höchster Nuklidkonzentration kann in jedem Jahr an einem anderen Ort liegen. Es ist sehr wohl vorstellbar, daß die Strahlenexposition der südlich der Elbe wohnenden Menschen am höchsten war, obwohl nach den Berechnungen des Tüv der maximale Aufpunkt bzgl. der Atomanlagen bei Geesthacht im Nordosten liegt.

b) Wie groß ist er?

In /BMU 88/ heißt es:

"Diese ungünstigsten Einwirkungsstellen nehmen nur eine geringe Fläche in der unmittelbaren Umgebung einer kerntechnischen Anlage ein und können daher auch im ungünstigsten Fall nur wenige Personen betreffen."

Unter a) wurde erläutert, daß es sich dabei keineswegs in jedem Jahr um die gleichen Personen handeln wird. Zur Frage, wie viele Menschen betroffen sind, folgende Überlegungen:

Der Hinweis auf die geringe Größe der Fläche ist wohl so zu verstehen, daß nur wenige Personen mit einem bestimmten Bruchteil (z.B. 95%) derjenigen Strahlenexposition belastet werden, wie sie für den maximalen Aufpunkt errechnet wurde. Je mehr die berechnete Dosis am max. Aufpunkt den Dosisgrenzwert überschreitet, umso größer die Bevölkerungszahl, die nahe oder oberhalb des Grenzwerts belastet ist..

Bezogen auf den Ingestionspfad kommt es nicht auf den Wohnort an sondern lediglich darauf,

Anhang/Appendix D

ob eine Person Nahrungsmittel zu sich nimmt, die "am maximalen Aufpunkt" produziert wurden, genauer: die von einer Fläche stammen, die mit einer größeren Menge an Nukliden beaufschlagt wurde.

I.1.7.3.4 Sind Fallstudien mit der AVV realitätsnah?

In den Störfallberechnungsgrundlagen des BMI vom 18.10.83 wird das gleiche Ausbreitungsmodell mit den gleichen Ausbreitungsparametern wie in der AVV verwendet. Damit stellt sich die Frage, ob die AVV

- a) Situationen in ihrem zeitlichen Verlauf realistisch nachbilden kann oder
- b) mittlere Situationen abbildet oder
- c) trotz der großen Schwankungsbreite der die Natur beschreibenden Parameterwerte zu einer konservativen Abschätzung kommt.

Bzgl. des meteorologischen Compartments stellt sich die gleiche Frage bei Verfahren nach BImSchG: In /VDI 87/, "Ausbreitung von Störfallbedingten Freisetzungen - Sicherheitsanalyse", deren Modell ebenfalls ein statistisches (Gleichgewichts-)Modell vom Gauß-Typ ist, wird sie ausdrücklich wie folgt beantwortet:

"...Dabei wurden die meteorologischen Eingangparameter so gewählt, daß eine mittlere und die im Rahmen dieses Modells ungünstigste Ausbreitungssituation erfaßt werden, d.h. die Berechnungsvorschrift darf nicht zur Behandlung aktueller Störfälle oder zur Rekonstruktion von vermuteten Störfällen verwendet werden..."

Deshalb muß die Frage, ob die Ausbreitung von Nukliden mit der AVV und Störfallrichtlinie realistisch modelliert werden kann, ebenfalls verneint werden.

Bei dieser Sachlage ist es auch wenig hilfreich, Studien mit numerischen Ausbreitungsmodellen anzufertigen; denn solange nicht die konkrete (Wetter)Situation bekannt ist, an der Emissionen getätigt wurden, bestätigt das Rechenergebnis lediglich die (beliebigen) Annahmen des/der Modellierers/in.

Wie beim Compartment Meteorologie ist die Frage auch für die anderen Compartments der ökologischen Kette daraufhin zu beantworten. Die erforderlichen Daten dürften für die Nachrechnung einer in der Vergangenheit liegenden Situation nicht verfügbar sein (wenn sie denn überhaupt je wegen ihres Umfangs vorliegen werden).

Fazit: Eine in der Vergangenheit erfolgte Strahlenbelastung kann mit der AVV weder realistisch noch konservativ ermittelt werden (z.B. um die Ursache für Leukämieerkrankungen zu finden). Der Fehler bei der Modellierung von Einzelsituationen kann mehrere Größenordnungen betragen.

I.1.7.3.5 Wertebereich der Parameter der AVV

Der natürliche Schwankungsbereich der meisten in der AVV verwendeten Parameter ist beträchtlich. In der AVV fehlen Begründungen dafür, weshalb ein bestimmter Wert aus der großen Bandbreite der beobachteten und in der Literatur genannten Werte ausgewählt wurde.

Die Vielzahl der Faktoren der ökologischen Kette können nicht nur von Standort zu Standort verschieden sein und andere Werte annehmen als in der AVV angegeben. Auch vor Ort unterliegen die Parameterwerte einer statistischen Verteilung.

In /Öko 83/ wird ausgeführt, daß es sich bei den Parameterwerten der ABG (heute AVV) um Median-, Mittel-, Maximal/Minimalwerte, Fraktile oder schlicht Expertenschätzungen handelt.

In einer Reihe von Untersuchungen wird der Schwankungsbereich des Gesamtergebnisses der AVV abzuschätzen versucht, indem für die einzelnen Parameterwerte definierte statistische Verteilungen (Gleich-, Normal-, Lognormal-Verteilung) bzw. der Literatur entnommene Wertebereiche bzw. Schätzwerte vorgegeben werden, /NCRP 93, Lit 81, Hof 73, Mül 93, Whi 87, Hub 80, Dun 81, Hub 83, Bre 83/ u.a.

Je nach Vorgehensweise, Anzahl der betrachteten Variablen und Annahmen über deren Variabilität ergeben sich für die Konfidenzintervalle unterschiedlich große Werte. Die 99%-Fraktile können dabei um bis zu 2 Zehnerpotenzen über den Mittelwerten liegen.

In /NCRP 93/ wurde untersucht, welche Parameter des Screening-Modells der NCRP über- oder unterschätzend festgelegt wurden. Im ECOSYS-Modell, /Mül 93/, und PATHWAY-Modell, /Whi 87/ wird das Hauptgewicht der Betrachtung auf die Frage gerichtet, wie die Strahlenexposition von der Jahreszeit abhängt, in der die Emission passiert, und wie sie sich im Laufe der Zeit verändert. /Lit 81, Hof 83, Dun 81/ identifizieren die Parameter, die besonders sensitiv für die Variabilität der Schilddrüsendosis über den Weide-Kuh-Milch-Pfad sind.

Für alle Betrachtungen ist wesentlich, welche Annahmen bzgl. der Werte und deren Schwankungsbereich gemacht werden. Das hängt u.a. davon ab, welche Fragestellung beantwortet werden soll.

Interessanterweise wird bei diesen Betrachtungen oft von einer fest vorgegebenen Konzentration der Nuklide (und γ -Strahlung) in Erdbodennähe ausgegangen bzw. es werden Langzeitausbreitungsfaktoren betrachtet, deren Schwankungsbereich, recht klein ist, da sie Mittelwerte darstellen. Dabei variieren gerade die Luft-/Bodenkonzentrationen je nach Wetterlage um mehrere Größenordnungen, wenn Einzelsituationen betrachtet werden.

Bei der Auswertung kommen Monte-Carlo-Simulationen zum Einsatz oder es wird Wahrscheinlichkeitsarithmetik betrieben.

Werden geringe Wahrscheinlichkeiten betrachtet, können Belastungen auftreten, die um Zehnerpotenzen vom Mittelwert der potentiellen Exposition nach oben und unten abweichen. Nur wenn das Modell der AVV so festgelegt wäre, daß niemand mit einer höheren Dosis belastet werden kann als errechnet, ist das Gesamtergebnis der AVV als konservativ zu bezeichnen. Kann eine Überschreitung aber nicht ausgeschlossen werden (und neben vielen Hinweisen spricht auch das Abstellen auf eine Referenzperson für diese Möglichkeit), müßte vom Gesetzgeber korrekterweise bestimmt werden, welcher Prozentsatz in der Bevölkerung mit Strahlendosen oberhalb des "Grenzwerts" belastet werden darf.

Fazit: Die von offizieller Seite angeführten Gründe, weshalb mit der AVV ein konservatives Gesamtergebnis berechnet wird, sind nicht stichhaltig. Es ist für jeden Standort zu untersuchen, ob die hoch angesetzten Werte für einige Parameter die bei anderen Parametern zweifelsohne zu niedrig gewählten Werte derart kompensieren, daß dennoch ein konservatives Gesamtergebnis dabei herauskommt.

I.1.7.3.6 Zusammenfassung

Eine für konkrete Personen, für Einzelsituationen und für bestimmte Orte zutreffende Ermittlung der Strahlenbelastung kann die AVV nicht liefern. Das Auftreten einer

strahleninduzierten Krankheit ist aber ein deterministisches Ereignis.

Da eine Strahlenexposition beim bestimmungsgemäßen Betrieb nach /BMI 79/ "in der Regel nicht genügend genau zu messen ist", kommt ihrer rechnerischen Abschätzung besondere Bedeutung zu, genauso wie einem adäquaten Umgebungsmeßprogramm /IFEU 85/.

Statistische Untersuchungen über den Einfluß der natürlichen Schwankungsbreite der in die AVV eingehenden Parameterwerte auf das Gesamtergebnis haben gezeigt, daß eine Wahrscheinlichkeit ungleich Null dafür existiert, daß es bei (vergleichsweise geringen) Emissionen zu hohen Strahlenbelastungen kommen kann. Dies wurde u.a. aus Meßwerten nach dem Unfall im AKW Tschernobyl in /IFEU 86/ für die Bevölkerung Hamburgs abgeleitet.

Der Versuch, die Strahlenexposition über Modellrechnungen konservativ zu ermitteln, führt am oberen Ende der Schwankungsbreite zu sehr hohen Dosen.

Dem Sachverhalt angemessener wären Dosisgrenzwerte mit folgender Bedeutung: "Nur einem geringen Prozentsatz (z.B. 1%) der Bevölkerung darf eine höhere Strahlenbelastung zugemutet werden als dem Dosisgrenzwert entspricht."

I.1.7.4 Die Bedeutung diskontinuierlicher Emissionen

I.1.7.4.1. Einzelemissionen

Im folgenden werden Nuklidkonzentrationen in der Luft in Bodennähe betrachtet.

Als Kurzzeitausbreitungsfaktor (KAF) wird der reziproke Wert der Verdünnung an einem beliebigen Punkt in der Umgebung eines Emittenten als Mittelwert über eine kurze Zeitspanne (meist eine Stunde) verstanden. Der Langzeitausbreitungsfaktor ist der Mittelwert aller KAF an einer Stelle über einen längeren Zeitraum (z.B. 5 Jahre).

Der KAF besagt nichts weiter, als daß es zu jedem Zeitpunkt eine irgendwo in der Umgebung des Emittenten liegende Stelle gibt, an der die Verdünnung der freigesetzten Schadstoffe am geringsten ist. Sie hängt ab von der Windrichtung und der Turbulenz in der Atmosphäre. Im Verlaufe eines Zeitintervalls (z.B. eines Jahres) läßt sich für jede Stelle eine Rangordnung von Stundenmittelwerten aufstellen, an der die Verdünnung am geringsten, zweitgeringsten usw. war.

In Punkt 4.5.2 der AVV heißt es:

"Zur Durchführung der Ausbreitungsrechnung ist eine 4-parametrische mindestens 5-jährige Ausbreitungsstatistik zu verwenden. ..."

Als Ergebnis erhält man/frau die Lage des Punktes in der Umgebung der Anlage, in der die Verdünnung (gemittelt über einen Fünfjahreszeitraum) am geringsten ist. Die Höhe dieses mittleren Werts wird Langzeitausbreitungsfaktor (LAF) genannt. Schon aufgrund dieser Definition kann der LAF kein konservativer Wert sein.

Ein als Mittelwert definierter LAF steht - zumindest für das Compartment Meteorologie - im Widerspruch zu § 45 StrlSchV, der die Einhaltung der Dosisgrenzwerte in jedem Jahr vorschreibt.

Das Konzept des LAF hat nichts mit der realen Strahlenbelastung in der Umgebung einer Atomanlage zu tun. Unter Punkt 4.4 heißt es in /BMI 79/ zu recht:

"Die ... LAF gelten streng nur bei konstanter Quellstärke A. Eine solche kommt in der Kerntechnik nur in Ausnahmefällen vor. In der Regel werden radioaktive Stoffe mit der Abluft mit zeitlich ungleichmäßiger Quellstärke emittiert. Das gilt insbesondere für Kernkraftwerke."

Anhang/Appendix D

Um die Auswirkungen ungleichmäßiger Emissionen auf die Konzentration zu verdeutlichen, sollen zwei exemplarische Beispiele gerechnet werden (Ingestionsdosis eines Kleinkinds durch J-131 und Cr-90). Folgende Parameterwerte werden verwendet.

	Langzeitszenario		Kurzzeitszenario	
Emissionsrate (Bq Jod)	9.6 E9	(1)	9.6 E7	(2)
Emissionsrate (Bq Sr-90)	1.5 E10	(1)	1.5 E8	(2)
Ausbreitungsfaktor (s/m ³)	2 E-7	(3)	2 E-5	(4)
vg für elem. Jod : (m/s)	1 E-2	(5)	5 E-2	(6)
vg für Aerosole : (m/s)	1.5 E-3	(5)	1 E-1	(7)

- (1) dem KKK genehmigte jährliche Emission
- (2) dem KKK genehmigte Tagesableitung. Sie kann gemäß AVV als Stundenableitung angesehen werden. Sie entspricht 1/10 des Vertragswerts des Öko-Instituts für Vorkommnisse im Bereich von 0 bis 24 Stunden. Diese wurden lt. /Öko 94/ in keinem Fall überschritten.
- (3) Lt. /Tüv 82/ beträgt der LAF 2.2 E-7 (s/m³)
- (4) Kurzzeitausbreitungsfaktor (KAF) lt. /Tüv 84/, in /Schu 96/ wird der Wert 5.6 E-5 (s/m³) genannt.
- (5) nach AVV
- (6) für feuchtes Gras und Klee wurden noch höhere vg gemessen, /Hei 80 a/.
- (7) nach TA-Luft für Korngrößen > 50 µ

Es ergibt sich eine Schilddrüsendosis von 0.08 mSv/a für das Langzeitszenario (es wurden 50% elementares J-131 angenommen), die geringer ist als die in /Tüv 82/ angegebene, weil

- kein Washout
- keine anderen Nuklide als J-131
- kein Erhöhungsfaktor 1.25, s. /Tüv 82/, S. 3-37, zur Berücksichtigung ungleichmäßiger Emissionen berücksichtigt wurde.

Beim Kurzzeitszenario erhält man eine um den Faktor 10 höhere Schilddrüsendosis, wenn die Emission in der Weidezeit liegt. Als Konsequenz ist festzuhalten, daß schon eine einzige Emission in Höhe der genehmigten Stunden- bzw. Tagesableitung an der Stelle, die am höchsten belastet ist, zu einer wesentlich größeren Dosis führen kann, als nach AVV am maximalen Aufpunkt für die genehmigte (100 mal höhere) Jahresableitung ermittelt wird. Die betreffende Stelle wird in der Regel für jede Kurzeitemission woanders liegen, je nachdem welche Windrichtung gerade während der Emission herrscht. Es ist jedoch keineswegs auszuschließen, daß eine Stelle mehrmals (z.B. während eines Jahres) beaufschlagt wird. Dann kann bereits eine einstündige Emission - ohne daß andere Parameter, die zum betrachteten Zeitpunkt ebenfalls von den Werten der AVV nach oben hin abweichen können, in Rechnung gestellt werden - zu einer Grenzwertüberschreitung für die Schilddrüse eines Kleinkinds führen, wenn i.d.R. gleichzeitig auftretende J-133 Ableitungen berücksichtigt werden.

Mit dem Langzeitszenario ergibt sich für die dem KKK genehmigte Jahresemission an Aerosolen, wenn sie als Sr-90 angenommen werden, (mit dem Ingestionsdosisfaktor nach ABG, /BMI 79/, wie er in /Tüv 82/ verwendet wurde) eine Knochen(marks)dosis von 0.02 mSv/a (ohne Wurzel Aufnahme). Zu beachten ist, daß auch die Werte der

Anhang/Appendix D

Ablagerungsgeschwindigkeit und des Washoutkoeffizienten für Aerosole stark witterungsabhängig sind, wodurch sich insbesondere für Kurzzeitemissionen erhöhte Ablagerungen ergeben können.

Auf eine weitere Besonderheit bei Aerosolen sei hingewiesen: Deren Ablagerungsgeschwindigkeit v_g hängt auch von der Größe des Partikeldurchmessers ab. In der ABG, AVV und Störfallberechnungsgrundlage (da ist es besonders verwunderlich; denn bei Bränden entwickelt sich Ruß) wird nur ein Wert für v_g angegeben. In der TA-Luft werden vier Korngrößen unterschieden. Für aerodynamische Durchmesser $> 50 \mu$ (Crud, falls es die Filter passiert, liegt in dieser Klasse. Auch die Anlagerungen an Stäube und Regentropfen sind zu beachten) wird ein v_g angegeben, das um einen Faktor 67 über derjenigen der AVV liegt. Demnach würde eine Tagesemission, die auch für Aerosole als 1/100 der Jahresableitung genehmigt wurde, bei Anwendung des KAF zu einer um das 67-Fache höheren Strahlenbelastung führen als für die Jahresableitung bei Anwendung des LAF errechnet würde. Sie beträgt (bei den o.g. Annahmen) 1.3 mSv für das kindliche Knochenmark.

Weitere Parameter der ökologischen Kette sind Funktionen der meteorologischen Größen:

- Bewuchsdichte
- Resuspension bei Trockenheit
- hochspritzendes Erdreich bei Niederschlägen, wodurch der in der AVV nicht betrachtete Belastungspfad "soil eating" besondere Bedeutung erhält
- Wachstumsgeschwindigkeit der Vegetation
- Migration
- Gesundheitszustand von Pflanzen, Tieren und Menschen
- Ernährung (bei Hitze anders als bei kühlem Wetter).

Es muß darauf geachtet werden, daß bei der Modellrechnung nicht sich widersprechende Annahmen gemacht werden, z.B. Niederschlag bei Ausbreitungsklasse F.

Schon die o.g. exemplarischen Beispiele zeigen, daß die in /MFE 96/ genannten Punkte a) bis c) nicht als Begründung dafür angeführt werden können, daß die Strahlenbelastung um drei Größenordnungen unterhalb des gesetzlichen Grenzwerts gelegen hat:

zu a) Die Behauptung, die jährlichen Abgaberaten lägen im Bereich von 1% basieren auf Betreiberangaben. Das Öko-Institut ist Peaks auf den Schreiberstreifen nicht nachgegangen, die kleiner als die genehmigte Tagesableitung waren.

zu b) Diese Aussage ist in der Mittelwertbetrachtungsweise der AVV verhaftet. Die o.g. Beispiele machen deutlich, daß die konkreten Immissionsituationen mit dem LAF nicht konservativ beschrieben werden können, da der KAF (in Verbindung mit höheren als mittleren Depositionsraten) bis zu einhundertmal größer sein kann.

zu c) Hohe Kurzzeitemissionen können an beliebigen Stellen in der Umgebung von KKK liegen, lediglich abhängig von Windrichtung und Turbulenz zur Zeit der Ableitung. Ob hohe Kurzeitausbreitungsfaktoren am maximalen Aufpunkt häufiger auftreten als an einer anderen Stelle (z.B. in Elbmarsch), ist anhand der meteorologischen Daten zu untersuchen. Trotz der in Norddeutschland vorherrschenden Südwestwinde (daher liegt der max. Aufpunkt im Nordosten der Anlage) ist das (insbesondere, wenn topographische Besonderheiten vorliegen) eher nicht zu erwarten.

Die Kurzzeitbetrachtungsweise bzgl. des Compartments Meteorologie läßt das Überschreiten der Dosisgrenzwerte aufgrund von Emissionen in einer Höhe, wie sie im Normalbetrieb zu erwarten sind, als realistisch erscheinen. Durch eine gegenüber der AVV realistischere Betrachtung allein der Ausbreitungsverhältnisse sind Dosen erklärbar, die durchaus um den Faktor 10 bis 50 über den vom Tüv angegebenen Werten liegen können.

Fazit: Am maximalen Aufpunkt nach AVV muß keineswegs die Stelle höchster Kontamination bzw. Inhalation oder σ -Submersion liegen. Im Laufe eines Jahres kann es durch die Überlagerung mehrerer Kurzzeitemissionen (in der Nähe des Tageswerts während einer verhältnismäßig kurzen Zeit) zu einer höheren Strahlenbelastung kommen als bei Anwendung des LAF auf die gesamte genehmigte Jahresemission. Große Aerosolpartikel unterliegen einer wesentlich höheren Deposition als in der AVV angegeben.

I.1.7.4.2. Quasilangzeitausbreitungsfaktor

In /BMBW 72/ wird ausgeführt:

Der normale Betriebsablauf in einem Kernkraftwerk gestattet in der Regel die Einhaltung geringer Abgaberaten. Aus technischen Gründen sind über kürzere Zeiträume erhöhte Abgaberaten erforderlich. Daher wird unterschieden zwischen einer Langzeitquellstärke und einer Kurzzeitquellstärke. Die errechneten Quellstärken sind als Stundenwerte anzugeben. Die Kurzzeitquellstärke kann während der Zeit t Stunden eines Jahres zum Anteil p der jährlichen Strahlenbelastung führen. Die Langzeitquellstärke kann während der übrigen Stunden eines Jahres zum Anteil $(1-p)$ der jährlichen Strahlenbelastung führen. ..."

Die Kurzzeitabgaben sind mit dem KAF zu berechnen.

Nachdem sich im KKB gezeigt hatte, daß die explizite Begrenzung kurzzeitig erhöhter Ableitungen (die daraus resultierende Dosis war mit dem KAF zu ermitteln) dem Betreiber Schwierigkeiten bereitete, die Genehmigungswerte einzuhalten, schlug der Tüv einen neuen "Grenzwertsatz" vor, bei dem auf die Festlegung von kurzzeitig erhöhten Ableitungen verzichtet werden sollte, damit nur noch mit dem LAF gerechnet werden brauchte. Um dem nicht gleichförmigen Emissionsverhalten von AKWs Rechnung zu tragen, wurden mit /BMI 77/ und /BMI 79/ die maximal gestatteten Tagesabgaberaten auf 1/100 der Jahresabgabe beschränkt und die maximale Stundenableitung wurde auf das Zwanzigfache der mittleren Stundenabgabe begrenzt. Damit sollte eine Vergleichmäßigung der Ableitungen erreicht werden, um die Wahrscheinlichkeit zu verringern, daß hohe Ableitungen mit sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zusammenfallen, was - wie oben gezeigt - zu besonders hohen Strahlenexpositionen führen kann. Demnach durfte 1 % der Jahresableitung nicht in einem kürzeren Intervall als 4.4 Stunden erfolgen.

In der KFA Jülich wurden ab 1979 Überlegungen angestellt, ob nicht ganz auf eine Begrenzung der Stundenableitungen verzichtet werden könnte und nur Tageswerte festgelegt werden müßten. Unter Berufung auf drei dazu erstellte Berichte, /Hei 79, Hei 80 b, Gei 81 a/ erließ der BMI 1982 eine "Empfehlung über den Regelungsinhalt von Bescheiden bezüglich der Ableitung radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktor", /BMI 82/, in der es unter Punkt 4.4. heißt:

"Übersteigt die Ableitungsrate die mittlere Ableitungsrate, dann darf der Langzeit-Ausbreitungsfaktor unter folgenden Nebenbedingungen angewendet werden:

Anhang/Appendix D

1) Die pro Tag, d.h. in Zeiträumen von je 24 h, emittierte Aktivitätsmenge ist nicht größer als 1/100 der zulässigen Jahresemission. Als Tageswert ist für Jod während der Weideperiode 1/200 der Jahresemissionsmenge and als zusätzliche Beschränkung in 6 Monaten die Hälfte des Jahreswerts vorgesehen. ...”

Die genannten Arbeiten versuchen mit statistischen Betrachtungen nachzuweisen, daß, auch wenn ein AKW entsprechend ABG (AVV) ungleichmäßig emittieren würde, dennoch die Erwartungswerte derjenigen Strahlenexposition nur geringfügig überschritten werden, die man bei kontinuierlicher Ableitung der entsprechenden Jahresemissionsmengen erhalten würde. Methodisch wird so vorgegangen, daß aus einem vierdimensionalen Witterungsverlauf eines bestimmten Zeitraums 100 Situationen zufällig ausgewählt werden (100 Stundenemissionen ergeben dann die genehmigte Jahresemission, bzw. bei Jod die in der Weideperiode). Der als Summe aus diesen 100 Kurzzeitausbreitungsfaktoren ermittelte “Quasilangzeitausbreitungsfaktor”, (QLAF), wird mit dem Langzeitausbreitungsfaktor, LAF, des gleichen Zeitraums verglichen. Das Verhältnis beider gibt an, um welchen Faktor die Konzentration bei ungleichförmiger Emission die bei gleichförmiger über- oder unterschreitet. Wird durch zufällige Auswahl (z.B. Monte Carlo-Simulation) eine Vielzahl von QLAF bestimmt, läßt sich eine statistische Aussage treffen, mit welcher Wahrscheinlichkeit ungleichmäßige Emissionen gegenüber gleichförmigen zu einer um einen bestimmten Faktor (gegenüber der mit dem LAF berechneten) geänderten Strahlenbelastung führen werden (unter der Voraussetzung, bei den übrigen Compartments würde sich nichts ändern).

In /Hei 79/ wurde ein QLAF mittels einer Statistik über 25 Werte für den Standort Jülich im Jahre 1977 bestimmt. Das Ergebnis war, daß in fast allen Fällen der QLAF den LAF um nicht mehr als einen Faktor zwei übersteigt. Dieses Ergebnis läßt sich so deuten, daß der LAF mit einem Sicherheitsfaktor 2 multipliziert werden müßte, damit auch bei ungleichmäßiger Emission die Strahlenbelastung nicht unterschätzt wird. Die Auswahl von nur 25 Wetterabläufen ist aber viel zu klein, um daraus eine verlässliche Statistik zu ermitteln.

/Hei 80 b/ basiert auf dem gleichen statistischen Datenmaterial. Es wird unterschieden zwischen einem QLAF, der sich allein aufgrund trockener Deposition ergibt, und einem der sich durch Washout ergibt. Für ersteren ergibt sich ein QLAF unter 2, für letzteren einer von 7. Dieses Ergebnis bestätigt, daß gerade durch die sehr sporadisch auftretenden Niederschläge hohe KAF und damit QLAF zu erwarten sind. Für die (Nicht)Belastbarkeit dieser Untersuchung gilt das für /Hei 79/ genannte.

In /Gei 81 a/ sollten die Aussagen statistisch abgesichert und geprüft werden, ob sie standortunabhängig sind.

Diese Untersuchung weist eine Reihe methodischer Mängel auf, die sie für die Beantwortung der gestellten Fragen unbrauchbar macht:

1. Bei der genannten Auswahl von je 100 statistisch ausgewählten Stunden ist nicht klar, ob sie für jedes der sechs Einzeljahre erfolgt oder aus dem Sechsjahreszeitraum 1974 bis 1979. Nach ABG (und AVV) ist die Strahlenexposition aber für jedes Kalenderjahr einzuhalten. Es hätten also für jedes einzelne der sechs Jahre je 100 Stunden ausgewählt werden müssen. Als Folge ergibt sich eine Unterschätzung des QLAF.
2. Nach /BMI 82/ darf pro Halbjahr nur die Hälfte der Jahresemission abgeleitet werden. Es hätten also je 50 Stunden pro Halbjahr (insbesondere unter Berücksichtigung der Vegetationsperiode) untersucht werden müssen. Im Sommerhalbjahr liegen die Immissionen i.d.R. über denen des Winterhalbjahrs. Auch diese Nichtbeachtung führt zu einer

Unterschätzung des QLAF.

(In /BMI 82/ wurde außerdem geregelt, daß als Tageswert für Jod während der Weideperiode nur 0.5 % der Jahresemissionsmenge abgeleitet werden dürfen (Damit sollen Peak-Belastungen über den besonders kritischen Weide-Kuh-Milch-Pfad verhindert werden. Wird in Genehmigungen diese 1/200-Festlegung nicht beachtet und auch für Jod Stundenableitungen von bis zu 1/100 der Jahresableitung zugelassen, besteht die Gefahr höherer Jodkontaminationen als vom Verordnungsgeber gestattet. Für einen solchen Grenzwertsatz schreibt /BMI 82/ die Verwendung des KAF vor.)

3. Die für die Standorte Jülich und Karlsruhe durchgeführten Betrachtungen werden dahingehend verallgemeinert, daß sie unabhängig vom Standort Gültigkeit hätten. Dem kann nicht gefolgt werden, denn die meteorologischen Stationen sowohl in Jülich als auch in Karlsruhe liegen in bewaldetem Gebiet. Sie können daher keineswegs auf Standorte geringer Rauigkeit, z.B. in der norddeutschen Tiefebene, und auf Flußtäler übertragen werden.

Als Ergebnis wurde ein QLAF vom 2.5-Fachen des LAF für einige Prozent der Fälle festgestellt (je nach Emissionshöhe). Wegen der Mängel 1 - 3 ist diese Aussage nicht abgesichert. Deshalb ist keineswegs erwiesen, daß die Gründe, die in den Folgerungen von /Gei 81 a/ dafür genannt werden, daß auf die Begrenzung der Stundenemissionsmenge verzichtet werden könne, hinreichend sind. (I. ü. nehmen sie Kredit von Konservativitäten anderer Compartments, die jedoch ihrerseits erst einmal nachgewiesen werden müßten.) Somit zeigt diese Arbeit lediglich, daß ungleichmäßige Emissionen zu Immissionen führen können, die um mindestens den Faktor 2.5 über denjenigen liegen, die bei gleich hoher Jahresemission aber gleichförmiger Emission zu erwarten wären.

Die in /BMI 82/ als Beleg dafür angeführten Arbeiten, es könne auf die Begrenzung von Stundenableitung ganz verzichtet werden, haben also keineswegs "gezeigt, daß das Modell der Langzeitausbreitungsfaktoren unter bestimmten Bedingungen (nämlich die Begrenzung der Tagesableitung auf 1 % der Jahresemissionsmenge, d. Autor) auch auf ungleichmäßige Emissionen anwendbar ist."

Es sei noch auf den letzten Satz in /Gei 81 a/ hingewiesen:

"Dies (d.h. der Verzicht auf die Begrenzung von Stundenemissionswerten unter Beibehaltung der Begrenzung der Tagesemissionsmenge, d. Autor) führt in den Fällen, in denen die Jahresemissionsmenge aufgrund der Begrenzung der Stundenemissionsmenge errechnet wurde, zur Möglichkeit einer konservativen Festsetzung der Jahresemissionsmenge."

Er besagt, daß es unnötig ist (im Sinne des flexiblen Betriebes eines AKW), die Jahresemissionsmenge so hoch festzulegen, daß sie das Einhundertfache der Stundenemissionsmenge beträgt, wenn letztere ausreichend hoch festgesetzt wird. Damit spricht sich /Gei 81 a/ implizit für eine Entkopplung von Jahres- und Stundenemissionsmenge aus. Das entspricht aber dem Ableitungsmodus früherer Genehmigungsbescheide, der ja gerade durch diese Untersuchungen ausgehebelt werden sollte.

I. ü. geht dieser Hinweis an der derzeit vom Tüv bei Genehmigungsverfahren geübten Praxis vorbei: Der Tüv ermittelt nämlich bei seinen Aktivitätsflußbetrachtungen nach dem Diffusionsmodell immer Jahresableitungen und geht gerade nicht von (betrieblich benötigten) Stundenableitungen aus.

Ebenfalls in 1981 erstellte Geiß ein Gutachten zum gleichen Themenkomplex für das Sozialministerium in Schleswig-Holstein, /Gei 81 b/. In diesem Gutachten wird der QLAF für einzelne Jahre bestimmt, was den Vorgaben des § 45 StrlSchV entspricht. Bei den Werten für

Quasi-Langzeitkontaminationen ist nicht eindeutig, ob sie für den Boden oder die Vegetation gelten. Es werden 11 Jahre von 1969 bis 1979 untersucht, wobei das Jahr 1973 den höchsten QLAF aufweist. (In /Gei 81 a/ wurden nur die Jahre 1974 bis 1979 betrachtet.) Bei statistischen Betrachtungen je eines Gesamtjahres ergeben sich QLAF-Werte, die bis zum Achtfachen über dem LAF liegen, wenn von 100 zufällig verteilten Stundenemissionen ausgegangen wird. Für Sommerhalbjahre wird (leider) von 142 je einstündigen Emissionen ausgegangen, während der Regelungsinhalt in /BMI 82/ 50 Ableitungen für Aerosole und Edelgase und 100 für Jod vorsieht, so daß /Gei 81 b/ - bzgl. des Sommerhalbjahrs - einen zu niedrigen Wert für QLAF erhält.

Die einzige dem Autor bekannte Arbeit, in der exakt die Ableitbedingungen des /BMI 82/ statistisch untersucht wurde, stammt (sorry) von ihm selbst, /Hin 86 b/. Für das Sommerhalbjahr 1980 wurden die QLAF miteinander verglichen, die sich als Folge unterschiedlich vieler einstündiger Ableitungen (214 nach /BMI 79/, 100 für Jod bzw. 50 für Edelgase und Aerosole nach BMI 82/) ergeben. Für die Kontamination der Vegetation mit Jod ergab sich unter der Annahme einer Ablagerungsgeschwindigkeit wie sie für trockenes Gras gilt, ein QLAF = 9. Die trockene Ablagerung von Jod bei feuchtem Gras kann besonders hoch (5E-2 m/s) sein, /Hei 80 a/. Somit sind für Niederungen, in denen nachts regelmäßig Taubildung auftritt, höhere QLAF-Werte als 9 zu erwarten.

Für die Bodenkontamination von Aerosolen ergaben sich QLAF-Werte > 79. (Das > Zeichen ergibt sich, weil die 1000 durchgeführten Monte-Carlo-Simulationen nicht ausreichten, um annähernd einen oberen Wert zu bestimmen. Der QLAF ist deshalb so groß, weil das in /BMI 82/ festgelegte Verhältnis von trockener zu feuchter Deposition für Aerosole besonders groß ist. Ohne weitere Abweichungen gegenüber den ABG zu berücksichtigen, wären also allein durch Verwendung des QLAF Strahlenexpositionen möglich, die um das ca. 70-Fache über der nach ABG berechneten liegen. Die Berücksichtigung größerer Ablagerungsgeschwindigkeiten v_g für größere Aerosole (z.B. können sich die Nuklide auf ihrem Weg durch die Atmosphäre an Staubpartikeln anlagern) ergäbe noch weit höhere QLAF.

Die in /Hin 86 b/ durchgeführte Untersuchung nur eines Sommerhalbjahres ist zulässig, wenn nicht nach dem maximal möglichen QLAF gefragt ist, der aber auch nicht mit statistischen Untersuchungen über mehrere Jahre zu ermitteln ist. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß in zukünftigen Jahren Wetterbedingungen herrschen, die zu noch größeren QLAF führen.

Es stellt sich die Frage, wie realistisch die Annahme von 50 bzw. 100 einstündigen Emissionen mit 1% bzw. 0.5 % der genehmigten Jahresemission ist. In /Gei 81 a/ wird angegeben, daß schon 10 einstündige Emissionen mit je 1/100. der Jahresemission zur 1.5-fachen Kontamination führen können, die sich bei Anwendung des LAF auf die gesamte Jahresemission ergäbe. Prognosen über die Häufigkeit derartiger Spikes sind nicht möglich. Also ist von der laut Genehmigungsbescheid maximalen Anzahl auszugehen. Eine andere Möglichkeit bestünde darin, wie in /BMBW 72/ neben den Langzeit- wieder Kurzzeitemissionen zu genehmigen.

Die ungleichmäßigen Emissionen von AKWs (und Wiederaufarbeitungsanlagen, /Hüb 75/, stellen das Gleichgewichtsmodell der AVV generell in Frage. Je nach Zeitpunkt einer (gegenüber dem Mittelwert erhöhten) kurzzeitigen Emission können auch andere als welche die Verdünnung bestimmenden Parameter vom Mittelwert abweichen, z.B. die Ablagerungsgeschwindigkeit, Vegetationsdichte, Futteraufnahme usw. Beim Festhalten am

Gleichgewichtsmodell bedarf es einer gewissenhaften statistischen Absicherung, daß es zu keinen lokalen und individuellen Überschreitungen der Strahlenbelastung kommen kann. Das ist bislang nicht nachgewiesen. Die in Kap. 3.5 genannten Arbeiten zeigen vielmehr, daß eine Vielzahl der in den AVV verwendeten Parameter nicht die natürliche Schwankungsbreite abdeckt.

Fazit: Die Berücksichtigung eines QLAF in Genehmigungsverfahren kennzeichnet einen ersten Schritt weg von Gleichgewichtsvorstellungen in der Radioökologie. Für das Compartment Meteorologie ist erwiesen, daß die Einzelfallbetrachtung (KAF) zu erheblich höheren Kontaminationen führt als die statistische (Mittelwert-)Betrachtung (LAF). Auch die Verwendung von QLAF-Werten kann die tatsächlich in der Umgebung eines AKWs auftretende Nuklidkonzentration nicht korrekt beschreiben.

I.1.7.5 Berücksichtigung örtlicher Besonderheiten

1. In der AVV, Punkt 4.5.2, heißt es:

“Liegt für den Standort eine 4-parametrische langjährige Ausbreitungsstatistik vor, welche die Häufigkeit der einzelnen Wettersituationen, geordnet nach Windrichtung, -geschwindigkeit, Niederschlagsintensität und Diffusionskategorie enthält, kann die Ausbreitungsrechnung unmittelbar vorgenommen werden. Andernfalls hat die Behörde zu bestimmen,
- ob eine drei-parametrische Ausbreitungsklassenstatistik für den Standort oder
- ob auf den Standort anwendbare Ausbreitungsstatistiken des Deutschen Wetterdienstes oder von anderen Institutionen bei der Ausbreitungsrechnung zu verwenden sind.”

Ob die Statistik für den Standort repräsentativ ist, bedarf der Aussage eines Gutachters, meist des DWD.

Nach /Tiv 96/, S 14, wurde die Übertragbarkeit der Ausbreitungsklassenstatistik von HH-Fuhlsbüttel auf den Standort des KKK durch den Vergleich der LAF nachgewiesen. Diese Aussage gilt für Emissionen aus dem 150 m hohen Kamin, für den sie auch plausibel ist. Jedoch erweist sich die Bestimmung der Eingangsparameter, um die Ausbreitungsklasse (AKL) bestimmen zu können, wegen der Topographie als schwierig, s. dazu Kap. 8. Wind und vertikaler Temperaturgradient werden in Bodennähe vom Geländeverlauf beeinflusst. Die AKL über den Bedeckungsgrad des Himmels zu bestimmen (aus diesen Daten erstellt der DWD die AKL-Statistiken), macht einen Beobachter erforderlich, weshalb diese Möglichkeit von den Betreibern nicht gewählt wird.

Hergeleitet und definiert werden die AKL unter stillschweigender Voraussetzung ebenen Geländes. Auch das Gauß-Modell sollte nur bei ebenem bis leicht geneigtem Terrain angewendet werden. Beim KKK wird diese Prämisse jedoch verletzt.

2. Durch die Lage des KKK am nördlichen, 65 m hohen Geesthang östlich von Geesthacht ergibt sich eine weitere Schwierigkeit: Die mit der meteorologischen Instrumentierung am Standort hergeleitete AKL ist keineswegs für alle Himmelsrichtungen um KKK zutreffend; denn sie hängt zusätzlich von der Bodenrauigkeit ab. Am Elbhang, auf den Feldern nördlich, die Stadt, über der Elbe und in der südlich angrenzenden Elbmarsch können durchaus verschiedene Ausbreitungsverhältnisse zur gleichen Zeit herrschen. Auch Windrichtung und -geschwindigkeit können in der Umgebung anders sein als direkt am Kraftwerk. Mit

Anhang/Appendix D

Messungen nur am KKK und am Hang sind die Erfordernisse lt. KTA 1508 "Meteorologische Instrumentierung von Kernkraftwerken", insbesondere um Daten für die Ausbreitungsrechnung nach einem Störfall bereitzustellen, für viele Wettersituationen nicht erfüllt.

3. Der Einfluß von Gebäuden und Topographie wurde für den 150 m hohen Kamin mit Hilfe von Windkanaluntersuchungen, /Tüv 84/, abgeschätzt. Daraus wurde der LAF für den Kamin zu $2.2 \cdot 10^{-7} \text{ s/m}^3$ ermittelt. Für andere mögliche Emissionsquellen finden sich keine Angaben. Es wird vorgeschlagen, Ausbreitungsfaktoren für die Elemente der folgenden 4 x 4-Matrix anzugeben.

Emissionshöhe / Zeitscale	LAF	QLAF	Störfall/KAF

Kamin			
Maschinenhausdach 1)			
Erdboden 2)			
Wasseroberfläche 3)			

Erläuterungen:

- 1) Venting der Kondensationskammer, Dachklappen
 - 2) bedingt durch Transporte und lagernde radioaktive Quellen, geöffnete Tore, γ -Submersion durch N-16
 - 3) Emissionen von der Oberfläche und am Wehr (Linienquelle), nachdem Nuklide über das Abwasser oder die Luft in die Elbe gelangt sind.
- Mit dem QLAF soll der Effekt ungleichmäßiger Emissionen berücksichtigt werden. Als KAF ist der jeweils höchst mögliche Ausbreitungsfaktor einzutragen. Mit dem KAF als oberer Schranke können im Störfall tatsächlich auftretende Ausbreitungsfaktoren verglichen werden.

Für unterschiedliche Himmelsrichtungen ergeben sich unterschiedliche Werte für die Ausbreitungsfaktoren wegen der Unterschiede in Topographie und Bodenrauigkeit. Für jedes Element der Matrix sind demnach für jede von z.B. 12 Windrichtungen à 30 Grad Werte für den Ausbreitungs- und γ -Submersionfaktor einzutragen.

4. Bei KKK können Rezirkulationsströmungen, bedingt durch den Elbhang und die unterschiedliche Wärmekapazität von Erdboden und Wasser, auftreten. Für Emissionen aus dem 150 m hohen Kamin dürften derartige Situationen äußerst selten sein, da sie sich nur bei schwachen Winden ausbilden. Numerische Modelle sind prinzipiell in der Lage, derartige Situationen zu modellieren.

Der Effekt ist auch reproduzierbar mit thermisch geschichteten Windkanälen. Bei der Begutachtung wurde ein Windkanal mit neutraler Grenzschicht verwendet, /Tüv 84/, mit dem eine instabile Schichtung nicht nachgebildet werden kann.

5. In Strahlungsnächten kann es zu Kaltluftabflüssen kommen, deren vertikale Mächtigkeit in der Regel recht gering ist. Die Ausbildung eines Kaltluftsees über der Elbe wird durch das in diesen Situationen meist wärmere Elbwasser (nicht jedoch bei zugefrorener Elbe) behindert. Nebelbildung über der Elbe stabilisiert die vertikale Schichtung. Diese Effekte beeinflussen die Ableitung über den Kamin nicht konzentrationserhöhend. Die (als Ergebnis sich bildende) Bodeninversion behindert vielmehr den Transport von Nukliden durch die interne Grenzschicht in Richtung Boden.

Anhang/Appendix D

Die Bodenkonzentration, verursacht durch Quellen, die unterhalb der internen Grenzschicht liegen, wird dagegen erhöht.

7. Durch den Elbhang kommt es zu einer Führung des Windes parallel zur Elbe, s. z.B. /The 94/. Dieser Effekt ist nur für niedrige Quellen von Bedeutung. Mit dem Gauß-Modell sind hierzu konservative Abschätzungen möglich, indem die Häufigkeit der entsprechenden Richtungen vergrößert wird. Einen Versuch, die Konzentrationsverteilung bei Schräganströmung in Straßenschluchten zu beschreiben, stellt die /VDI 87/ dar.

7. Die Behandlung des Gebäudeeinflusses gemäß AVV entspricht nicht dem Stand der Wissenschaft, s. Kap. 7. Die Vorstellung, daß die Phänomene bei der Umströmung von Hindernissen allein durch eine Vergrößerung der Sigma-Parameterwerte beschreibbar sei, widerspricht den Beobachtungen von Nachlaufströmungen, z.B. /Sla 68/.

Fazit: Welche Bedeutung die Besonderheiten des Standorts KKK für die Strahlenexposition haben, hängt von der Beantwortung der Frage ab, ob Emissionen aus anderen Quellen als dem Kamin möglich und aufgetreten sind.

I.1.7.6 Das Gauß-Modell der AVV liefert keine konservativen Ergebnisse

Prinzipiell ist es möglich, auch mit dem Gauß-Modell konservative Immissionswerte zu berechnen. Dazu ist es jedoch erforderlich abzuschätzen, um welchen Faktor das Ergebnis des Gauß-Modells (je nach Situation) zu erhöhen ist. So war laut /BMBW 72/ zur Berücksichtigung von Sperrschichten der LAF um einen Faktor 2 zu erhöhen.

Während für die mit der AVV errechnete Strahlenexposition reklamiert wird, es handele sich um ein insgesamt konservatives Ergebnis, wurden die Parameterwerte des Gauß-Modells erklärtermaßen so gewählt, daß lediglich ein Mittelwert zu erwarten ist.

I.1.7.6.1 Prinzipielle Schwächen der Gaußschen Ausbreitungsformel

Gegenüber der die Ausbreitung von Schadstoffen beschreibenden Differentialgleichung wird zur Herleitung der in TA-Luft und AVV vorgeschriebenen Binormalverteilung der Schadstoffe eine Reihe von Einschränkungen verabredet, z.B. /Man 90, Hin 82 b/. Darunter sind die Annahmen

- Stationarität,
- räumliche Homogenität,
- keine vertikalen Gradienten,
- keine topographischen Besonderheiten,
- Mindestausbreitungsgeschwindigkeit.

Die geschlossene Lösung der Gauß-Formel vermeidet nicht nur den Einsatz von leistungsfähigen Rechnern sondern hat den Vorteil, daß nur sehr wenige Eingangsparameter erforderlich sind. Daraus ergibt sich jedoch eine geringe Flexibilität für "Sondersituationen", d.h. Ausbreitungsverhältnisse, die nicht durch eine zweidimensionale Normalverteilung der Nuklide beschreiben werden kann. Über eine Vielzahl von Ausbreitungsexperimenten wurde versucht, die freien Parameter, die Ausbreitungsparameter Sigma-y und Sigma-z zu bestimmen.

Die größere Realitätsnähe numerischer Modelle macht die Kenntnis großer Datenmengen erforderlich, die zudem meist nicht vorliegen bzw. routinemäßig gemessen werden. Entsprechend aufwendig sind Ausbreitungsexperimente zur Verifizierung der Turbulenzansätze und des numerischen Algorithmus. Die Einsetzbarkeit fortschrittlicher Computercodes wird durch die geringe Zahl derartiger Verifizierungsstudien beeinträchtigt. (Offensichtlich war und ist das öffentliche Interesse, dafür Geld auszugeben, klein.)

In /Ber 82/ werden Ausbreitungsmodelle vorgestellt, wie sie im Ostblock Verwendung finden, u.a. werden die vertikalen Gradienten (realitätsnäher als mit einer Normalverteilung) über Bessel-Funktionen approximiert.

In den USA wird von der NRC ebenfalls das Gauß-Modell verwendet.

I.1.7.6.2 Mittelwertbildung beim Gauß-Modell

1. Die Windgeschwindigkeit v wird als Mittel über die Emissionshöhe definiert. Den Einfluß einer (in den überwiegenden Fällen) mit der Höhe zunehmenden Windgeschwindigkeit zeigt z.B. /Hin 82 a/.
2. Die Werte der Sigma-Parameter nach AVV wurden als Mittelwerte aus den berücksichtigten Ausbreitungsexperimenten bestimmt, /Gei 81 c/.
3. Die Sigma-Werte stellen Mittelwerte, noch dazu über unterschiedlich lange Meßintervalle dar. In Jülich betrug die Experimentdauer i.d.R. 60 Minuten, in Karlsruhe zwischen 20 und 30 Minuten. Die Größe der Sigma-Parameter ist wegen der Mittelwertbildung eine Funktion der Zeitdauer des Experiments.

I.1.7.6.3 Das Ausbreitungsklassenschema ist nicht eindeutig

Die meisten Klassifizierungs-Schemata verwenden 5 bis 7 Ausbreitungsklassen. Es wurde eine große Anzahl (> 20) von Klassifizierungs-Schemata entwickelt, s. z.B. die in /Hin 82 b/ genannte Literatur. Das in der TA-Luft und AVV verwendete Schema hat sechs Klassen und wurde - mangels anderer Daten mit ausreichend langen Beobachtungsreihen - aus Wetterbeobachtungen hergeleitet. Als Kriterien zur Bestimmung der Ausbreitungsklassen (AKL) wird aber nicht die die Verdünnung bestimmende Turbulenz verwendet, sondern Beobachtungsgrößen, die sie beschreiben sollen: Bewölkung, Sonnenstand, Bodenrauigkeit, vertikaler Temperaturgradient, Strahlungsflüsse, Windrichtungsschwankungen, Windgeschwindigkeitsänderungen usw.

Die AKL werden so gewählt, daß sie das Spektrum der im Geltungsbereich vorkommenden Turbulenz abdecken, welches von der Klimatologie der Region abhängt.

Dabei passiert es, daß Situationen gleicher Turbulenz in unterschiedliche AKL eingeordnet werden. Umgekehrt werden unterschiedliche Turbulenzverhältnisse der gleichen AKL zugeordnet.

Schon durch diese Schwierigkeit, eine bestimmte Ausbreitungssituation einer bestimmten AKL zuzuordnen, ergeben sich Unsicherheiten bei der Prognose der Verdünnung in Einzelsituationen.

In einigen Fällen ist eine Zuordnung zu einer bestimmten AKL des in der BRD verwendeten Schemas von Klug/Manier überhaupt nicht möglich, z.B. wenn der Bedeckungsgrad des Himmels wegen Nebels nicht zu erkennen ist.

Die Verwendung von nur sechs Kategorien bedeutet auch, daß der Übergang von einer zur nächsten AKL mit großen (fiktiven) Konzentrationssprüngen verbunden ist, /Gei 81 c/.

Als weiteren Schwachpunkt muß sich das Schema von Klug/Manier entgegen halten lassen, daß die AKL F nur bei Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s und E nur bis zu 3 m/s möglich sein soll. Schwache Turbulenz ist jedoch auch bei höheren Windgeschwindigkeiten zu beobachten.

In /Man 90/ heißt es (Manier hatte die in der BRD verwendeten Klug/Manier-Klassen entwickelt): "Es ist unbedingt notwendig, von diesem veralteten Klassifizierungsschema wegzukommen."

I.1.7.6.4 Unterschiedliche Bodenrauigkeiten werden nicht berücksichtigt

In den verschiedenen Ausgaben der TA-Luft und ABG (jetzt AVV) wird die Abhängigkeit der Turbulenz von der Bodenrauigkeit nicht explizit berücksichtigt. Es wird angenommen, daß die Bodenrauigkeit an jedem Ort der BRD die gleiche ist.

In /VDI 87/, (basierend auf /War 80/) werden Sigma-Parameter verwendet, die fünf unterschiedlichen Bodenrauigkeiten zugeordnet sind.

Bei der Überprüfung der Übertragbarkeit von AKL-Statistiken von einem Ort auf einen anderen sollten evtl. verschiedene Bodenrauigkeiten beachtet werden.

Die Bodenrauigkeit ist i.a. auch an einem Standort - je nach Himmelsrichtung und Entfernung vom Emittenten - verschieden.

I.1.7.6.5 Der vertikale Turbulenzgradient wird nur grob berücksichtigt

In der AVV wird indirekt angenommen, daß die Turbulenz unabhängig von der Höhe die gleiche ist. Es können jedoch große vertikale Gradienten vorkommen. In der AVV und TA-Luft wird lediglich für drei verschiedene effektive Emissionshöhen je ein Parametersatz vorgeschrieben.

Inversionen könnten mathematisch über Mehrfachreflexionen in Inversionshöhe modelliert werden. Das ist jedoch in den Richtlinien nicht vorgesehen. Damit bleiben Effekte wie Fumigation und der Auf- und Abbau von Bodeninversionen mit ihren z.T. drastischen (kurzfristigen) Konzentrationserhöhungen, /Dun 82/, außer Betracht.

I.1.7.6.6 Windgeschwindigkeit

Die Verfrachtung der Schadstoffe erfolgt mit einer als horizontal und über die gesamte Bodengrenzschicht konstant angenommene Windgeschwindigkeit. Dazu wird das zugrunde gelegte Vertikalprofil über die Höhe gemittelt.

Die Vernachlässigung der Diffusion in Ausbreitungsrichtung macht die Berücksichtigung sehr kleiner Transportgeschwindigkeiten physikalisch unsinnig. Obwohl es keine Begründung dafür gibt, werden Windgeschwindigkeiten < 1 m/s wie 1 m/s behandelt. Genauso könnten 1 Knoten oder noch geringere Geschwindigkeiten als Minimalwert verabrechet werden, was zu entsprechend höheren (rechnerischen) Konzentrationen führen würde.

Stagnation und damit Akkumulation in der Nähe eines Emittenten bleiben unbeachtet.

Konzentrationserhöhend können sich auch umlaufende Winde (schwache Winde wechselnder Windrichtung) auswirken, die die Nuklidwolke mehrmals zum gleichen Ort transportieren.

Windrichtungsänderungen (z.B. bei Frontdurchgängen) im Nah- und Regionalbereich sind stückweise stetig mit dem Gauß-Modell nachahmbar. Das Modell "Museum", /Gei 83/, war insofern ein gewisser Fortschritt.

Gerade bei Windrichtungsänderungen macht sich die vertikale (Richtungs-)Scherung des Winds besonders bemerkbar. Sie führt zu einer breiteren Abgasfahne als im Falle geringerer Scherung, was zu einer Konzentrationsverringering in Bodennähe führt.

Auch der vertikale Windgradient ist eine Funktion der Bodenrauigkeit. Aber in AVV und TA-Luft wird er nur als Funktion der AKL betrachtet. Damit ist auch die Bestimmung der Transportgeschwindigkeit, die in die Gauß-Formal eingeht, mit prinzipiellen Fehlern behaftet.

I.1.7.6.7 Bestimmung der Ausbreitungsparameter

Die laterale und vertikale Ausdehnung der Abgaswolke wird über Ausbreitungsexperimente für jede der sechs AKL und drei Emissionshöhen bestimmt. Da die Ausdehnung der Fahne mit zunehmendem Abstand vom Emittenten zunimmt, wird - um nicht für jede Entfernung Sigmaparameter angeben zu müssen - die funktionale Abhängigkeit der Sigmaparameter von der Entfernung bei der Auswertung der Meßergebnisse vorgegeben. Die Sigma-Werte werden in ihrer Größe durch die vorgegebene Mischungsschichthöhe begrenzt. In der BRD wird die Entfernungsabhängigkeit als Potenzansatz postuliert, was jedoch nicht zwingend ist.

Bedeutung für die TA-Luft und AVV haben die Ausbreitungsexperimente der Kernforschungsanlagen in Jülich und Karlsruhe erlangt. Davor hatte man sich auf amerikanische Experimente (Brookhaven, Praerie Grass) gestützt, deren Ergebnisse auf das in der BRD verwendete Ausbreitungsklassenschema übertragen worden waren.

Die Sigmaparameter für immissionsschutzrechtliche Verfahren (Raffinerie-Richtlinie, TA-Luft 83 bzw. 86) und für atomrechtliche Verfahren /BMBW 72, BMI 79, BMI 85, BMJ 90/ wiesen bis 1983 erhebliche Unterschiede auf, /Gra 83/. Sie wurden erst einander angeglichen, nachdem ein auf Experimenten in Karlsruhe und Jülich basierender Parametersatz von /Gei 81 c/ vorgelegt wurde. Die Sigmaparameter für Emissionshöhen > 100 m sind noch heute nicht kompatibel, wofür es keinerlei physikalische Begründung gibt. Dennoch werden beide Parametersätze für ihren jeweiligen Geltungsbereich von den Verwaltungsgerichten als "normkonkretisierend" akzeptiert.

Die geradezu frappierenden Mängel bei der Herleitung der Sigmaparameter sind in /Hin 82 c/ detailliert dargelegt. Weder sind die Sigmaparameter für jede der AKL verschieden, noch decken sie die Meßergebnisse konservativ ab. Und sie weisen innerhalb einer AKL ganz beträchtliche Schwankungen von Experiment zu Experiment auf (bis zu einem Faktor 60), so daß sich die normierten (d.h. auf eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s bezogenen) maximalen Konzentrationen um bis zu einem Faktor ca. 20 unterscheiden.. "Sie zeigen ein physikalisch nicht interpretierbares Verhalten in ihrer Abhängigkeit von der Stabilität und Höhe", /Man 88/.

Schon bei diesen Experimenten, die ausdrücklich so geplant wurden, daß möglichst meteorologische Verhältnisse vorlagen, die mit der Gauß-Formel beschreibbar sein sollten, ergibt sich für die maximale Konzentration, daß das Modellergebn den Wert der Beobachtung um bis zu einem Faktor 5 unterschätzt. Die Abweichungen nach unten sind z.T. noch größer. Eine Reihe von Experimenten wurde von der Herleitung der Sigmaparameter ausgeschlossen, weil sie die Voraussetzungen für die Gültigkeit der Gaußschen Ausbreitung zu offensichtlich verletzen. Beides ist ein untrügliches Indiz dafür, daß die Gauß-Formel in Einzelfällen zu extrem von der Realität abweichenden Resultaten führen kann.

Bei der Auswertung von Experimenten wurde nicht immer darauf geachtet, daß die Anwendung der Gauß-Formel die Stationarität der meteorologischen Bedingungen erfordert. Das Kollektiv von auswertbaren Experimenten ist zu klein, um die Gültigkeit der Sigmaparameter

statistisch absichern zu können. Und was dem Ganzen die Krone aufsetzt: Für die AKL F existierte überhaupt kein auswertbares Experiment. Dieser Mangel wurde dadurch zu beheben versucht, daß - ausgehend von den AKL A bis E - per quadratischer Extrapolation die Sigmawerte für F "am grünen Tisch" festgelegt wurden. Nun gelten für TA-Luft und AVV unterhalb 100 m Quellhöhe für die extrem stabile AKL F größere Sigmawerte als für die weniger stabile AKL E. (Zwar kommt bei stabilen Wetterlagen oft eine horizontale Mäandrierung der Abgasfahnen vor, was in den USA durch eine zusätzliche AKL G erfaßt wird, jedoch sind im starkwindigen norddeutschen Raum auch "Bleistiftausbreitungen" ohne Mäandrierung zu beobachten, die zu hohen Konzentrationen Anlaß geben können, u.a. bei Fumigation.

Mittlerweile hat sich auch der Altmeister des Gauß-Modells von dem Gauß-Modell der TA-Luft (und der AVV) distanziert. In /Man 90/ heißt es: "Besonders der Ausbreitungsteil der TA-Luft ist veraltet."

In der Zwischenzeit ist keine erneute Bestimmung der Sigmaparameter vorgenommen worden.

I.1.7.6.8 Größe der Fehler des Gauß-Modells

1. Kurzzeitausbreitungsfaktor

Bei der bisher in Kap. 6 geäußerten Kritik ist es nicht verwunderlich, daß die Fehlerbreite des Gauß-Modells, wenn es zu Aussagen bzgl. Einzelsituationen herangezogen wird, groß ist. Dies gilt auch für die Richtlinien anderer Länder, z.B. in den Richtlinien der U.S. NCR. In Situationen, in denen die Schadstoffe sich nicht normalverteilt ausbreiten, sind Fehler von zwei Zehnerpotenzen keine Seltenheit. Der Aussage von /Gei 81 c/, daß die Höhe (und Lage) der Maxima der KAF mit einem mittleren relativen Fehler von 30 bzw. 15 % recht genau bestimmt werden könne, kann nicht gefolgt werden, zumal keine statistischen Betrachtungen zur Absicherung dieser Aussage anstellt wurden. Geiß schränkt diese Aussage selbst ein, wenn er mitteilt, daß die Fehlerbreite je nach Diffusionskategorie recht stark schwankt und seine Aussage natürlich nur für Standorte ähnlicher Rauigkeit gilt. I. ü. sagen mittlere Fehler nichts darüber aus, welche Fehler in Einzelfällen auftreten können. Die Angabe von Signifikanzniveaus wäre aussagekräftiger.

In einer Reihe von Arbeiten, z.B. /Lit 79/, /Mil 87/, werden relative Fehler der Konzentrationen zwischen Gauß-Modell und Beobachtungen in Abhängigkeit

- von der Quellentfernung
- für Schwachwindsituationen
- beim Vorhandensein von Gebäudekomplexen
- über komplexem Gelände
- bei Inversionswetterlagen
- während verschiedener Jahreszeiten
- über unterschiedlichem Bewuchs und
- für unterschiedlich lange Zeiträume

angegeben. Dabei haben sich sowohl erhebliche Unterschätzungen als auch Überschätzungen ergeben, die bei Gauß-typischen Verhältnissen bei einem Faktor 4 und bei stark gegliedertem Gelände und Gebäudeeinfluß ca. einen Faktor 100 betragen können. In /NCRP 93/ wird folgerichtig betont, daß Gauß-Modelle nicht für die Berechnung von Unfallfolgen verwendet werden sollten.

Werden die Ergebnisse des Gauß-Modells und die Beobachtungen der Ausbreitungsexperimente miteinander verglichen, so ist ersichtlich, daß auch die Lage des Konzentrationsmaximums relativ zur Quelle teilweise erheblich voneinander abweichen, /Hin 82 c/. Gerade für bodennahe Freisetzungen können sich gravierende Unterschiede zwischen den Beobachtungen und der AVV ergeben, /Hin 86 a/, was insofern nicht verwundert, als die Verdünnung dann besonders von den Bodenrauigkeitsverhältnissen abhängt.

2. Langzeitausbreitungsfaktor

Bei der Mittelung über einen längeren Zeitraum summieren sich die Fehler der Einzelvorhersagen, was zu erheblich kleineren Fehlern führt, die durch Sicherheitszuschläge weiter im Sinne von "Konservativität" verringert werden könnten.

Der /Tüv 88/ hält eine Unterschätzung der tatsächlichen Ausbreitungsverhältnisse am maximalen Aufpunkt durch das in der AVV vorgeschriebene Gauß-Modell für Einzeljahre (am AKW Brokdorf) um mehr als einen Faktor 2 für möglich.

Nach /Bin 88/ soll das TA-Luft (1986)-Modell (am Niederrhein, für hohe Großemittenten) den tatsächlichen Jahresmittelwert I1Z um den Faktor 2 und den 98%-Wert (I2Z) um einen Faktor von mindestens 4 überschätzen. Diese Aussage ist wegen methodischer Mängel der Untersuchung nicht belegt; denn es wurde die Immission - verursacht durch die Emissionen des Jahres 1984 - mit der Ausbreitungsklassenstatistik am Flughafen Düsseldorf für die Jahre 1971-80 ermittelt. Die AKL-Statistik kann aber in 1984 von der über die Jahre 1971-80 gemittelten abgewichen sein.

Der Nachweis, ob der LAF die Jahresimmission korrekt abbildet, ist schwierig und nicht oft geführt worden. Neben den (stündlichen) Emissionsdaten und den Ausbreitungsbedingungen muß die Hintergrundbelastung, die ebenfalls zeitlich veränderlich ist, bekannt sein, wenn routinemäßig emittierte Tracer betrachtet werden; Experimente mit speziellen Tracern ohne Vorbelastung werden nicht über derart lange Zeiträume durchgeführt.

Dennoch finden sich Abschätzungen in der o.g. Literatur. Für ebenes Gelände wird für den Nahbereich ein Fehler 2, für Entfernungen ab 10 km von 4 angegeben. Für komplexe Topographie kann der Fehler des LAF bis zum Faktor 10 anwachsen.

Durch eine detaillierte Auswertung der Meßwerte der Umgebungüberwachung atomtechnischer Anlagen könnte eine Fehlerabschätzung für den LAF erfolgen.

I.1.7.6.9 Schornsteinüberhöhung

1. Normalbetrieb

In der AVV wird der mechanische und thermische Auftrieb der Abluft an der Kaminmündung nicht berücksichtigt. Damit wird die radioaktive Belastung in Bodennähe überschätzt.

2. Störfälle

In der Störfallberechnungsgrundlage wird - wenn größere Wärmemengen freigesetzt werden - die effektive Schornsteinhöhe entsprechend dem Formalismus der TA-Luft ermittelt. Die zugrunde liegende Vorstellung, die Überhöhung gegenüber der Freisetzungshöhe sei allein von der Quellentfernung abhängig, ist wenig plausibel, /Man 90/. Bei der Berechnung der Schornsteinüberhöhung ist besonders problematisch, daß für die jeweilige AKL über die Höhe unveränderliche Turbulenzverhältnisse angenommen werden, während sich die atmosphärische Stabilität - insbesondere an internen Grenzschichten, wie z.B. Inversionen - (sprunghaft) ändern kann, und damit auch der Auftrieb der Abgasfahne.

Der VDI hat mehrere Richtlinien zur Abgasfahnenüberhöhung vorgelegt, /VDI 81, VDI 83/, wobei erstere in unebenem Gelände gelten soll. Sie basieren auf empirischen Ansätzen und können im Einzelfall große Fehler aufweisen.

I.1.7.7 Neuere Ausbreitungsmodelle

I.1.7.7.1 Vorbemerkungen

1. Mit den Fortschritten bei der Rechnerleistung ist es möglich geworden, sich von den physikalischen Beschränkungen zu lösen, die erforderlich waren, um zu analytischen Lösungen zu kommen. Auch in Richtlinien haben Computercodes mittlerweile Eingang gefunden /VDI 92, VDI 95 a/.

2. Es kann unterschieden werden zwischen Modellen, die weiterhin, wenn auch in abgeschwächter Form, von Vereinfachungen der allgemein gültigen Gleichungen ausgehen, /Röc 94, Big 91/, und solchen, die den (Schadstoff-) Massen-Erhaltungssatz in voller Allgemeinheit lösen. (Natürlich sind auch bei diesen numerische Approximationen und die Parameterisierung des Subgridscale erforderlich.) Die Modellierung erfolgt in zwei Teilschritten: die Simulation des Windvektors und die Verfrachtung der Schadstoffe durch das Windfeld aufgrund von Advektion und Diffusion.

3. Daß die numerischen Modelle die Physik realistischer abbilden als mit einem Gauß-Modell möglich, steht außer Frage. Doch ein Handicap für die numerischen Modelle stellt bei der Beantwortung konkreter Fragestellungen (Genehmigungsverfahren für Anlagen, Berechnung von Unfallfolgen, usw.) die Tatsache dar, daß aufgrund der von ihnen benötigten Datenmengen eine Verifizierung an Experimenten bisher nicht so häufig erfolgte, um eine belastbare Statistik zur Absicherung ihrer Verlässlichkeit zu erhalten. Hier sind der Ordnungsgeber und die Betreiber genehmigungspflichtiger Anlagen zur finanziellen Ermöglichung von Verifizierungsexperimenten aufgerufen.

4. Ein weiterer Fortschritt, der mit der Anwendung numerischer Modelle einhergegangen ist, stellt die (nunmehr auch freimütig eingestandene) Erkenntnis dar, daß Modelle die Realität nur mit gewissen Fehlern wiedergeben. Dies ist i.w. eine Folge der Lücken in den Beobachtungsdaten. Deshalb wird auch nicht mehr nur ein Modell zur Grundlage einer Richtlinie vorgeschrieben, sondern unterschiedliche Modelle, die bestimmte Anforderungen erfüllen müssen. Dazu sind Validierungskonzepte vorgestellt worden, z.B. /Schl 96/, die qualitative und quantitative Kriterien bzgl. z.B. Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit, Realisierungsgüte, Ergebnisgüte und Ergebniskontrolle benennen, s. z.B. /Schl 94, VDI 95 a/. In der Hydrodynamik werden Modelle mit "Validierungsdokumenten" versehen, aus denen u.a. hervorgeht, für welche Fragestellungen das Modell bereits erfolgreich angewendet wurde. Eine "Pflege" des Modells ist erforderlich, und die Ergebnisse müssen mit entsprechendem Sachverstand ausgewertet und bewertet werden.

Diese Aussagen gelten auch für das Verständnis über die Leistungsfähigkeit von Windkanälen, /VDI 95 b/.

Dem Modellierer (und nun auch dem Richtliniengeber) ist klar, daß es nicht "das" richtige Ergebnis gibt sondern nur ähnliche, realitätsnahe, wahrscheinliche Lösungen.

5. Wegen der begrenzten Rechnerkapazität werden die Differentialgleichungen derart diskretisiert, daß die Skalen der interessierenden meteorologischen Phänomene ausreichend aufgelöst werden, s. Abb. 1, die /Schl 96/ entnommen ist. Die derzeit betriebenen, hochauflösenden Regionalmodelle, welche Phänomene der Mikoskala α bis Mesoskala β modellieren sollen, können durch Implementierung weiterer Prozesse auf Gitterabstände von 1

m in horizontaler Erstreckung ausgedehnt werden. Damit sind sie für die Mikroskala γ anwendbar. Je nach gewählter Auflösung ist die subskalige Physik durch unterschiedliche Parameterisierungen abzubilden. Auf die Schließungshypothesen unterschiedlicher Ordnung wird nicht eingegangen.

In Anbetracht ihrer charakteristischen Zeitdauer und Längenausdehnung kommen für die Modellierung der effektiven Quellhöhe und des Gebäudeeinflusses (Nahbereich) Modelle der Mikroskala γ in Betracht. Für Entfernungen in der Größenordnung des maximalen Aufpunkts (Mittelbereich) empfehlen sich Modelle der Mikroskala α und β . Für den (störfallbedingten) Ferntransport sind Modelle ab der Mesoskala γ zu verwenden. Für globale Transporte, z.B. nach A-Bombenzündung oder Reaktorunfällen mit großem thermischen Auftrieb sind Modelle ab der Mesoskala α zu verwenden. Für letztere kommen Wettervorhersage- und Klimamodelle in Frage, die mit einem Transportmodell gekoppelt werden. (Sie werden nicht weiter betrachtet.)

Diese Einteilung ist als grober Anhalt zu betrachten.

6. Die Modellierung erfolgt in zwei Schritten: Zunächst werden die den Transport der Schadstoffe bestimmenden meteorologischen Größen (Windvektor, Turbulenz, Wasser- bzw. Wasserdampfgehalt) auf einem räumlich-zeitlichen Gitter ermittelt. Danach erfolgt die Ausbreitungsrechnung, die keine Rückwirkung auf die Meteorologie hat.

Wegen der Vielzahl der neu entwickelten Modelle wird hier nur eine Auswahl erwähnt, um die Bandbreite des erreichten Wissensstands zu dokumentieren. Dabei wurde besonders auf deren Anwendbarkeit im Hinblick auf die Ausbreitung radioaktiver Stoffe geachtet, obwohl die Ausbreitung von chemischen und radioaktiven Stoffen prinzipiell nicht verschieden ist. Bei letzteren können jedoch die chemischen Umwandlungen während der Transportzeit außer Betracht bleiben. Gerade die Routinen, mit denen der Chemismus behandelt wird, werden immer detaillierter.

Auf den speziellen Aspekt der Gamma-Submersion wird nicht eingegangen, da ihre Berechnung - wenn die Verteilung der Nuklide bekannt ist - kein ausdrücklich meteorologisches Problem ist.

1.1.7.7.2 Numerische Modelle für den Nahbereich

1. Schornsteinüberhöhung

/Big 91/ berechnete den Auftrieb von Abgasfahnen und nestete diese in ein Regionalmodell. Windkanaluntersuchungen sind in diesem Zusammenhang zwar durchgeführt worden. Jedoch sind Windkanäle wegen ihrer Einschränkungen bei nicht neutraler Schichtung und Abgasfahnen mit thermischem Auftrieb oft kein akzeptables Werkzeug.

Schon in /Axe 81/ wurde dargelegt, daß die Höhe der Immission außer von den Sigma-Parametern wesentlich von der effektiven Freisetzungshöhe abhängt.

Die Modelle müssen an Naturdaten verifiziert werden. /Mül 83/ gibt eine Übersicht über Abgasfahnen-Messungen.

2. Gebäudeeinfluß

a) Windkanaluntersuchungen

Ein Standardwerk stellt immer noch /Pla 82/ dar. In /WTG 94/ und dem Entwurf /VDI 95 b/ finden sind Anforderungen an die Güte von Windkanälen, wie sie zu validieren sind, und Angaben zu deren Anwendungsbereich. Insbesondere können sie Datensätze liefern, um

Anhang/Appendix D

numerische Modelle zu validieren. Im Merkblatt /WTG 94/ der Windtechnologischen Gesellschaft e.V. werden Windkanalbetreiber und kooperierende Gutachterinstitutionen im deutschsprachigen Raum benannt.

Windkanäle wurden weltweit gebaut. Insbesondere für neutrale Schichtung erfüllen sie die Ähnlichkeitsbeziehungen zur Realität für viele Anwendungsfälle. Thermisch geschichtete Windkanäle sind sehr aufwendige Meßgeräte und insbesondere für instabile Bodengrenzschichten wenig flexibel.

Dagegen sind stabile Grenzschichten gut reproduzierbar.

Besonders der Windkanal der University of Fort Collins, Colorado, wurde oft nachgebaut. Von den vielen Windkanalmodellierern sei Halitzky genannt, der den Nachlauf um Atomkraftwerke untersuchte, z.B. in /Sla 68/.

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß die komplizierten (Nachlauf-)Strömungen um Gebäude durch Rezirkulationen über Aufkonzentration der freigesetzten Schadstoffe zu höheren Konzentrationen als bei ungestörten Verhältnissen führen können. Die in der AVV genannten Formeln zur Beschreibung des Gebäudeeinflusses (Vergrößerung der Sigma-Parameter und Herabsetzen der effektiven Quellhöhe) geben die Realität nicht gut wieder und kann zu einer erheblichen Unterschätzung führen.

b) Modelle

In der BRD hat das semi-empirische Modell von Röckle, z.B. in /Röc 90/, Verbreitung gefunden. Die Lage der unterschiedlichen Strömungszonen (Cavity, Dach- und Frontwirbel) um ein Gebäude werden aus Beobachtungen vorgegeben. Das Windfeld wird dann divergenzfrei (massenkonsistent) gemacht, indem eine diagnostische Gleichung gelöst wird. Es ist möglich, benachbarte Gebäude, Straßenschluchten und poröse Hindernisse (Bäume) zu betrachten.

Die Ergebnisse sehen "vernünftig" aus. Es werden aber auch große Unterschiede beim Vergleich von gemessenen und berechneten Konzentrationen beobachtet, /Pan 95/.

Bei den numerischen Modellen, welche vollen Bewegungsgleichungen lösen, kann zwischen solchen unterschieden werden, die ausdrücklich zur Berechnung der Auswirkungen von Gebäudestrukturen auf das Wind- und Konzentrationsfeld entwickelt wurden, und solchen, die durch eine Verringerung des Gitterabstands von kleinräumigen Regionalmodellen zu solchen für die Mikroskala- γ abgeändert wurden.

Zu ersteren gehören das Modell Muklimo 3, das im DWD Anwendung findet, /Sie 86/. Es verwendet verallgemeinerte, je nach Problemstellung zwei- oder dreidimensionale, Stromfunktionen. Die Gruppe um Murakami /Mur 87/ berechnet Gebäudeumströmungen aus dem Blickwinkel der statischen Sicherheit. Es werden verschiedene Schließungshypothesen für die subskaligen Prozesse verwendet. Mit der large-eddy Simulation (LES) erhalten sie die beste Übereinstimmung mit Windkanalbeobachtungen. /Moe 97/ stellt die LES im Überblick dar.

Des weiteren existiert das kommerziell vertriebene Programm FLUENT, s. z.B. /Lei 97/. Ein Vergleich der Modelle ABC, ASMUS, CPB-3, DASIM, MISKAM und MUKLIMO-2 findet sich in /Schä 96/.

Eine Reihe von Modellen, die für die Mesoskala- γ entwickelt wurden, wird im Bereich der Mikroskala- γ angewendet (bei Änderung der Parameterisierung der subskaligen Prozesse, Bewältigung der numerischen Diffusion und eventueller Vernachlässigung der Thermodynamik und des Feuchtezyklus), z.B.:

Anhang/Appendix D

/Gro 87/ modellierte die Windströmung um einen einzeln stehenden Baum. /Kor 96/ wendete das Modell METRAS, /Schl 94/, auf ein einzeln stehendes Gebäude an. METRAS soll zu einem Mikroskala- γ / Mikroskala- β -Programmpaket (MITRAS) ausgebaut werden.

/Eic 88/ verwendet ein Modell der Mesoskala- γ zur Berechnung des Stadtklimas, in das ein Mikroskala- γ -Modell (weiterentwickelt zu MISKAM) zur Ermittlung der Gebäudeumströmung eingefügt ist.

In /Hor 97/ und früheren Statuskolloquien des Projekts Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) werden Ergebnisse von 7 in der BRD entwickelten numerischen Modellen mit Beobachtungen (eine Windkanalsimulation sowie Naturmessungen in der Göttinger Straße in Hannover) verglichen. Die Fehler sind unterschiedlich groß, und keineswegs vernachlässigbar. Es besteht weiterhin Forschungsbedarf und vor allem die Notwendigkeit der Verifizierung. In /Schl 96/ findet sich eine Auflistung und Kurzbeschreibung von ca. 50 für den Nahbereich geeigneten Modellen und ca. 50 Experimenten, die zur Eichung zur Verfügung stehen.

I.1.7.7.3 Numerische Modelle für mittlere Entfernungen

Sollen die Modelle für die hier relevante Mikroskala- β mittlere Verhältnisse berechnen, so kann - je nach Fragestellung - auf einige der in den hochauflösenden Regionalmodellen der Mesoskala- γ verwendeten Gleichungen verzichtet werden, z.B. auf den 1. Hauptsatz der Thermodynamik und den hydrologischen Zyklus. Gemeinsam ist allen Modellen, daß sie durch dem Gelände folgende Koordinaten den Einfluß der Topographie auf das dreidimensionale Strömungsfeld (und damit auf die Schadstoffadvektion) modellieren.

Da die Modelle mit dem Gauß-Modell der TA-Luft und AVV konkurrieren müssen, ist eine Verifizierung unabdingbar. Auch die Jülicher und Karlsruher Ausbreitungsexperimente /Gei 81 c/, die bei z.T. instationären meteorologischen Verhältnissen durchgeführt wurden, sind dazu durchaus geeignet. Die Modelle sollten auch mit solchen Ausbreitungsexperimenten verifiziert werden, die mit dem Gauß-Modell (noch) nachgebildet werden können, z.B. mit denjenigen, aus denen die Sigma-Parameter der AVV abgeleitet wurden. Bei diesen Experimenten kann auf das Modellieren des Windfelds verzichtet werden, weil es durch die Daten genügend genau beschrieben wird. Diese (Fleiß-)Aufgabe ist bislang nicht in ausreichendem Maße durchgeführt.

So haften den numerischen Modellen weiterhin die Ungewißheit an, ob sie denn "richtige" Konzentrationen liefern, auch wenn ihnen die größere Realitätsnähe - verglichen mit dem Gauß-Modell - nicht abgesprochen werden kann.

Ein Beispiel für einen Vergleich von Gauß- zu numerischem Modell findet sich in /The 94/. Anhand einer Statistik von ca. 150 Ausbreitungssituationen wurde mit FITNAH, /Gro 91/, ein 11-Jahresmittelwert in der Umgebung der Sondermüllverbrennungsanlage Biebesheim berechnet und dieser mit dem entsprechenden nach TA-Luft berechneten Wert verglichen. Die dramatischen Unterschiede harren einer systematischen Analyse. Letztlich müssen Langzeitmessungen vorgenommen werden.

I.1.7.7.4 Numerische Modelle für den Fernbereich

Seit /Pie 75/ sind eine Menge Regionalmodelle entwickelt worden. Einen Überblick über 25 Modelle liefert /Schl 84/ schon 1984. Einhergehend mit der zunehmenden Leistungsfähigkeit von Rechnern wurden die Modelle realitätsnäher. In /Schl 94/ findet sich ein Vergleich von 6

hochauflösenden, in der BRD entwickelten Regionalmodellen: EZM, KAMM, FITNAH, MESOSCOPI, GESIMA, METRAS. In /Schl 96/ wird außerdem das weltweit kommerziell vertriebene EURAD-MM5, /Has 93/, beschrieben. Auch EUMAC, /Mou 94/, stellt ein ganzes Programmpaket zur Verfügung. In /GRS 87/ wird ein Programmsystem zur Beschreibung des Transports und der Ablagerung von Schadstoffen angegeben. Es wurden die Modelle RIMPUFF, LASAT, REWIMET, MESOS, MUSEMET u.a. bewertet.

In /Kre 94/ wird eine große Anzahl weltweit verwendeter Modelle von deren Entwicklern dargestellt. Ziel war letztlich ein Abgleich mit anschließender Harmonisierung. Dieser Versuch dürfte zunächst gescheitert sein, /Scha 96/.

Das BMBF fördert das auf sechs Jahre angelegte Projekt "Troposphärenforschung", /GSF 96/. Eine große Anzahl (ca. 20) Institutionen nehmen daran teil. Auf der Grundlage bereits entwickelter Modelle sollen verbesserte Programmversionen entstehen, Windkanalexperimente werden durchgeführt, um Daten zur Verifikation der Modelle bereitzustellen, und Vergleiche mit Naturmessungen sind geplant.

Bei der Verifikation ist zu beachten, welche Ansprüche an die Genauigkeit der Modelle gestellt werden dürfen, wenn die Anfangs- und Randbedingungen (abgeleitet aus den Beobachtungsergebnissen oder der Umgebungüberwachung) nur lückenhaft bekannt sind. In /VDI 92/ wird auf diese Problematik für hydrostatische Modelle (am Beispiel REWIMET, /Hei 86/) hingewiesen, in /VDI 95 a/ ist entsprechendes für nichthydrostatische Modelle dargestellt. Als eindeutigen Fortschritt bei der Formulierung dieser Richtlinien ist festzustellen, daß auf die Bandbreite der zu erwartenden Ergebnisse - es können mehrere dokumentierte und validierte Modelle zum Einsatz kommen - ausdrücklich hingewiesen wird, in Anerkennung der Tatsache, daß die exakte Lösung bei komplexen Strömungsverhältnissen nicht bekannt ist. Allerdings müssen die Modelle die Unterschreitung gewisser Fehler gewährleisten.

Ist das Strömungsfeld "bekannt", kann der Transport von Schadstoffen mit numerischen Ausbreitungsmodellen berechnet werden. Ob es sich dabei um Eulersche oder Lagrange Modelle handelt, ist zweitrangig.

Die Behandlung der Senken und Quellen bereitet besondere Schwierigkeiten, weil sie kleinräumige Phänomene sind: Gebäudehindernisse (die Freisetzungsorte liegen i.d.R. in Gebäudenähe) und Quellüberhöhung sowie Washout und Deposition, letztere weil sie eine Funktion des Bewuchses und Niederschlags sind, die große räumliche Gradienten aufweisen. Evtl. müssen Modelle unterschiedlicher Skalen ineinander geschachtelt werden (nesting). Das führt zu zusätzlichen numerischen Fehlern.

I.1.7.7.5 Warum werden Gauß-Modelle nicht durch numerische Modelle ersetzt?

Trotz der seit fast zwei Jahrzehnten geäußerten Kritik an den Gauß-Modellen werden sie noch immer bevorzugt in Genehmigungsverfahren und bei der Landes- und Raumplanung eingesetzt.

Computer sind zwar immer noch für viele meteorologische Fragestellungen zu klein, jedoch leistungsfähig genug, um das Windfeld und die Ausbreitung von Schadstoffen in der Nachbarschaft eines Emittenten (< 10 km) mit geringerem Fehler zu modellieren als er durch die dem Gauß-Modell anhaftenden Einschränkungen entsteht. Insbesondere der Einfluß der Topographie kann recht genau erfaßt werden.

Der Rechenaufwand ist für diagnostische Modelle, die das dreidimensionale Windfeld aus Beobachtungen über die Annahme der Massenerhaltung berechnen, besonders gering.

Derartige Modelle sind durchaus ausreichend, um solche Ausbreitungsexperimente nachzumodellieren, die bei annähernd konstanten Wetterbedingungen durchgeführt wurden.

Nach Auffassung des Autors gibt es vier Gründe für das Festhalten am Gauß-Modell in Genehmigungsverfahren nach AtG und BImSchG:

1. Gutachterbüros trauen sich nur langsam an neue Modelle heran, insbesondere wenn deren Handhabung erheblich größere Anforderungen verlangt.

2. Das Rechtsverständnis wird sich mit der neuen Generation von Ausbreitungsmodellen ändern: es gibt nicht mehr die eine richtige Lösung, die Rechtssicherheit birgt und eine Ja-Nein-Entscheidung der Verwaltungsrichter trennscharf ermöglicht. Die Vorstellung, das Modell liefere ein konservatives (sprich: unter allen Umständen auf der sicheren Seite liegendes, mit der Wahrscheinlichkeit Eins niemals zu niedriges) Ergebnis, wird Wahrscheinlichkeitsaussagen (der Art: mit einer Sicherheit von x % liegt die Konzentration bei y) weichen.

3. Die Anwendung neuerer Modelle scheint von interessierter Seite nicht erwünscht:

Die bisherigen Modelle konnten allenfalls Mittelwerte über längere Zeitintervalle liefern. Bei der Simulation von Einzelsituationen sind bei Anwendung des Ausbreitungsformalismus von AVV und TA-Luft große Fehler zu erwarten. Die Gesundheit des Menschen ist aber bei spikeartigem Emissionsverhalten und bei speziellen (meist nur kurz andauernden) Wetterphänomenen (wie Niederschlag, sich auflösende Bodeninversionen, Frontdurchgänge, low level jet, Fumigation usw.) besonders gefährdet.

(Diesem Gesichtspunkt wird in der TA-Luft mit dem 98%-Perzentil und in der Störfallberechnungsgrundlage des BMI mit 95%-Werten Rechnung zu tragen gesucht. Es muß aber beachtet werden, daß ja auch diese 2 bzw. 5% höchsten Immissionswerte mit dem (gerade für besondere Situationen nicht geeigneten) Gauß-Modell errechnet werden.

Mit den neuen Modellen können sich Spitzenbelastungen ergeben, die weit über denen des (nicht mit Sicherheitszuschlägen versehenen) Gauß-Modells der AVV liegen.

4. Die numerischen Modelle sind nicht ausreichend verifiziert. Dafür gibt es zwei Gründe:

a) In der wissenschaftlichen Community gilt das Erreichen von Modellen als wenig anspruchsvolle Fleißarbeit. (Sogar das Entwickeln von Validierungs-Konzepten hat es schwer, als interlektuelle Leistung anerkannt zu werden.) Außerdem ist es "schicker", immer neue Modellversionen aufzulegen, als einen erreichten Stand nachvollziehbar zu dokumentieren, so daß andere damit umgehen können. Hier klafft eine Lücke zwischen dem Anspruch innerhalb der Elfenbeintürme der Universitäten und den Anforderungen der Praxis.

b) Es sind kaum Gelder von Industrie und öffentlicher Hand geflossen, um die Verifikationslücke, die für numerische Modelle im Vergleich zu den Gauß-Modellen besteht, zu schließen. Hier sieht der Autor das wesentliche Handicap für den Einsatz neuer Modelle. Er möchte eindringlich dazu auffordern, diese Lücke (unter Einbeziehung internationaler Ressourcen) zu schließen. Die in /GSF 96/ und /Hor 97/ beschriebenen Aktivitäten sind dazu geeignete erste Schritte.

I.1.7.8 Hinweise zur meteorologischen Begutachtung des KKK

I.1.7.8.1 Folgerungen aus dem Grenzwertsatz des Tüv im Hinblick auf /BMI 82/

Im Bericht /Tüv 96/ stellt der Tüv-N meteorologische Daten, Unterlagen und Gutachten zum Standort KKK zusammen. Der Einfachheit halber werden die dort genannten Arbeiten hier mit den gleichen Ziffern zitiert. Sie tauchen nicht in der Literaturliste auf.

In /15/, KKK 27-83-004, erläutert der Tüv, aufgrund welcher Überlegungen er zu dem von ihm empfohlenen Grenzwertsatz für KKK gekommen ist. Der sieht nämlich bezüglich der Tageswerte für Jod Ableitungen vor, die um den Faktor 2 höher sind als den Empfehlungen des /BMI 82/ entspricht. In der Tab. auf S. 19 werden vier unterschiedliche Grenzwertesätze für J 131 gegenübergestellt. Jeweils ausgehend von einer als erforderlich angesehenen Jahresableitung von 260 mCi werden die daraus abzuleitenden Tages- und Stundenemissionen angegeben. In Spalte 1 entsprechend den Vorgaben aus /BMI 79/, in Spalte 2 nach /BMI 82/, in Spalte 3 gemäß Grenzwertvorschlag des Tüv, in Spalte 4 der Vorschlag der SSK.

Die Ableitbedingungen nach Spalte 1 stellen sicher, daß die Tagesemission über mindestens 4.4 Stunden verteilt wird. Sie führen zu geringeren Dosen als die der anderen Spalten.

Die Ableitbedingungen nach Spalte 2 verzichten auf eine Stundenbegrenzung, gestatten dafür aber nur eine Tagesableitung (die dann allerdings während nur einer Stunde getätigt werden darf) von 0.5 % der Jahresableitung. Dieser Grenzwertsatz weicht die Einschränkungen in /BMBW 79/, s. Spalte 1, auf und birgt die Gefahr eines Zusammentreffens von (relativ) hohen Kurzzeitableitungen mit (relativ) ungünstigen Verdünnungsbedingungen, was zu einer großen Immission führen kann.

Die Ableitbedingungen nach Spalte 3 lassen eine Tagesemission von 1 % der Jahresemission zu, ohne die Stundenableitung zusätzlich zu beschränken. Das stellt eine weitere Lockerung der Ableitbedingungen dar und kann zu höheren Immissionen in der Umgebung des KKK führen als wenn nach Spalte 1 oder 2 abgeleitet wird.

Die Ableitbedingungen nach Spalte 4 sollen die Vorgaben aus /BMI 82/ formal einhalten. Jedoch gibt es keinerlei Begründung für die Erforderlichkeit einer Jahresableitung von 500 mCi. Diese Immissionen sind die höchsten.

Auf S. 4 stellt der Tüv fest:

“Unter Zugrundelegung des Ausschöpfens genehmigter Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe bei der Dosisberechnung ist das Ergebnis i.S. der ABG als maximal möglicher Erwartungswert zu bezeichnen. Solch ein Wert ist jedoch aus dem § 45 StrlSchV nicht abzuleiten. Die Dosisgrenzwerte sind in jedem einzelnen Jahr einzuhalten.”

In der Tat, auch die AVV stellt in diesem Punkt nicht sicher, daß die StrlSchV eingehalten wird.

Auf S. 5 benennt der Tüv zwei Varianten, wie ein Grenzwertsatz unter Beachtung der in /BMI 82/ empfohlenen Bedingungen für die Anwendung des LAF und KAF abgeleitet werden kann.

Var. 1: Ermittlung von Jahresableitungen

Über eine Aktivitätsflußanalyse für den ungestörten Reaktorbetrieb und Beachtung der in anderen AKWs beobachteten Emissionen werden betrieblich notwendige Jahresableitwerte bestimmt, die Zuschläge für erhöhte Ableitungen aufgrund besonderer Betriebszustände enthalten. Dann ergeben sich für die “Kurzzeitwerte”, die als 1 bzw. 0.5% der Jahresableitwerte gemäß /BMI 82/ festgelegt werden, so geringe Werte, daß sie “betrieblich nicht einhaltbar oder meßtechnisch nicht nachweisbar sind bzw. im Fall von (soll heißen: bei Anwendung von) Kurzeitausbreitungsfaktoren zu hohen berechneten Auswirkungen führen.”

Die Nachweisbarkeit derartiger Nuklidmengen stellt zumindest heute kein Problem mehr dar. Bei Var. 1 befürchtet der Tüv also, daß es im Betrieb zu höheren Tagesableitungen kommen könnte als dem 200. Teil der Jahresableitung entspricht, so daß die Betriebsgenehmigung nicht eingehalten wäre..

Die Behauptung, die sich aus der formalen Anwendung der /BMI 82/ ergebende niedrige Tagesableitung (nämlich um den Faktor 2 niedriger) sei von KKK nicht einzuhalten, ist schwer verständlich; denn als Stundenableitung wurde dem KKK das 2.5-Fache der maximal vom KKB während der Jahre 1981 und 1982 getätigten Tagesableitung genehmigt. Es besteht also genügend Raum für einen "flexiblen" Betrieb.

Als Jahresableitung von J 131 wurde mit 9.62 E9 Bq i.Ü. ein Wert vorgeschlagen, der um den Faktor 5 höher ist als bis zum damaligen Zeitpunkt von einem AKW der BRD abgegeben.

Var. 2: Ermittlung von Tagesableitungen

Ein Grenzwertsatz läßt sich auch so festlegen, daß von betrieblich erforderlichen Kurzzeitemissionswerten ausgegangen wird, die dann aber, wenn /BMI 82/ gefolgt würde, zu "zwangsläufig zu hohen - betrieblich nicht erforderlichen - Jahresemissionswerten" führen würden (S. 5, 2. Abs.). Diese Behauptung wäre allerdings nur dann richtig, wenn dem Betreiber exorbitant hohe Tagesemissionen gestattet würden. Schon die Reduzierung der Tagesableitung auf die Hälfte des vom Tüv vorgeschlagenen Werts würde zur Einhaltung von /BMI 82/ führen. Der Tagesemissionswert wäre dann immer noch mehr als doppelt so hoch wie zwischen 1981 und 1982 vom KKB abgegeben.

Folgerung:

Sowohl Jahres- als auch Tagesableitungswert wurden sehr hoch festgelegt, um dem KKK betriebliche Flexibilität zu ermöglichen. Auf S. 27 heißt es: "Betriebsbeschränkungen sind nach unserer Ansicht bei der Übernahme der vorgeschlagenen Grenzwertsätze für die Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft in eine Betriebsgenehmigung nicht zu befürchten." Die Werte liegen um den Faktor 5 bzw. 2.5 höher als bis dahin in vergleichbaren Anlagen beobachtet. Weshalb trotzdem nicht die Empfehlung in /BMI 82/ eingehalten wurde, ist kaum nachvollziehbar.

Eine Erklärung könnte sein, daß der Tüv einfach nicht von seinem Grenzwertsatz abrücken wollte, den er vor Erscheinen der /BMI 82/ entwickelt hatte. Darauf lassen die Ausführungen auf S. 27 schließen: "Der von uns vorgeschlagene Grenzwertsatz entspricht nicht allen Bedingungen der Richtlinie /BMI 79/ für die Anwendung von Langzeitfaktoren. Die nach Erstellung des Gutachtens erfolgte Novellierung der Richtlinie enthält zwar andere Bedingungen, diese werden jedoch durch den von uns vorgeschlagenen Grenzwertsatz auch nicht in allen Teilbereichen erfüllt." Die anderweitigen Begründungen erscheinen nachgeschoben und sind keineswegs schlüssig.

Als Konsequenz aus der Verletzung der /BMI 82/, daß für J 131 die Tagesableitungswerte nur $1/200$ der Jahresemission betragen dürfen, hätte die Immission mit dem KAF ermittelt werden müssen. Insbesondere für Kleinkinder besteht die Gefahr, daß der Dosisgrenzwert von 0.9 mSv/a für die Schilddrüse nicht eingehalten wird.

1.1.7.8.2 Erhöhungsfaktoren, um die Verletzung von /BMI 82/ bzgl. Jod zu korrigieren

Ebenfalls in /15/ gibt der Tüv an, einen Faktor 2 zu verwenden, um einen statistischen Vertrauensbereich von 94% zu erreichen. Dabei beruft er sich auf /Gei 81 a/, indem behauptet wird, die meteorologischen Verhältnisse seien von Jülich auf KKK übertragbar. Eine Begründung wird nicht angegeben.

Im Gutachten des Tüv zur Sicherheit, KKK 27-82-003, /Tüv 82/, wird dagegen auf S. 3-36 angegeben, daß es ausreicht, den LAF um den Faktor 1.25 und den Langzeitwashoutfaktor

um das 1.4-Fache zu erhöhen. Dies soll ein Ergebnis der Betrachtung von "beliebigen Zeiträumen von 3 Monaten während der Weidezeit" ergeben haben. Eine Beschreibung, wie er zu diesem Ergebnis kommt, liefert der Tüv nicht. Sollte er einen jeweils zusammenhängenden Zeitraum von 3 Monaten betrachtet haben, so entspräche das nicht den Ableitbedingungen nach /BMI 82/, welche die täglichen Emissionsmengen begrenzt.

Im Gutachten des Tüv über die Sicherheit, KKK 27-83-007, /Tüv 83/, wird auf S. 5-13 angegeben, daß es ausreicht, den LAF um den Faktor 2 zu erhöhen, um - trotz der Tagesableitung von bis zu 1% des Jahreswerts - eine 94%ige statistische Sicherheit dafür zu erreichen, daß die jährliche Strahlenexposition durch Jod-Nuklide nicht größer ist als bei der Tagesableitung von maximal 0.5% der Jahresableitung. Als Beweis wird wiederum die Übertragbarkeit der Jülicher Wetterstatistik auf Krümmeler Verhältnisse bemüht.

In /34/ (= KKK 27-86-007) vergleicht der Tüv die für die Ausbreitung relevanten Klimaparameter von Jülich und Hamburg. Er stellt fest, daß die Niederschlagssumme in Jülich wegen des Lee-Effekts durch die Eifel geringer ist als in Hamburg, aber die Niederschlagsintensität in Jülich größer ist. Die Windrichtungshäufigkeiten stimmen recht gut überein, und die Windgeschwindigkeit ist in Jülich geringer. Sogar bei der Bodenrauigkeit liegen keine erheblichen Standortunterschiede vor, wie sie sich jedoch für die Unterelbe ergeben würden.

Aus diesen klimatologischen Betrachtungen leitet der Tüv ab,
"daß eine Übertragbarkeit der statistischen Untersuchungen von Jülich auf Krümmel gerechtfertigt erscheint."

Dennoch hat der Tüv ein entsprechendes Rechenprogramm zur Ermittlung des Quasilangzeitfaktors QLAF für den Standort KKK entwickelt. Es befand sich bei der Erstellung des Gutachtens KKK 27-83-007 erst in der Erprobungsphase, s. S. 15. Es weist zwei wesentliche Schwachpunkte auf:

- Die Statistik wird über 100 zufällig über ein Jahr verteilte Emissionen erstellt. Dabei hätten die Emissionen in die Weideperiode gelegt werden müssen.
- Es wird eine dreidimensionale Ausbreitungsklassenstatistik verwendet. Dabei sind gerade die Niederschlagsereignisse verantwortlich für hohe QLAF.

Diese beiden Fehler machen die Untersuchungen des Tüv wertlos. Die Behauptung auf S. 15, es gäbe keine vierdimensionale Ausbreitungsklassenstatistik, ist vordergründig. Sie ist beim DWD erhältlich.

Folgerung: Die Aussage des Tüv, trotz des vorgesehenen Grenzwertsatzes, dafür bei einer Verdoppelung des LAF, Strahlenexpositionen zu ermitteln, die auf der sicheren Seite zu liegen, ist nicht belegt. Die Ausarbeitungen von /Gei 81 b/ und /Hin 86 b/ kommen zu erheblich größeren QLAF.

I.1.7.8.3 Windkanaluntersuchungen

In /18/ (= KKK 27-84-001) bezieht sich der Tüv auf die Windkanaluntersuchungen, die im Windkanal der Fachhochschule Aachen durchgeführt wurden.

1. Die Untersuchungen erfolgten im neutral geschichteten Windkanal. Damit konnten keine Aussagen zu thermisch dominierten Ausbreitungssituationen gemacht werden.
2. Es wurden nur drei Windrichtungen aus Himmelsrichtungen von südlich der Elbe, also in Richtung auf den Geesthang, betrachtet. Die Ausbreitung bei nördlichen Winden, die vom

Elbhang in Richtung auf die Gemeinde Elbmarsch wehen, wurden nicht untersucht.

3. Emissionen aus anderen (niedrigeren) Quellen als dem Schornstein wurden nicht betrachtet, obwohl derartige Ableitungen nicht ausgeschlossen werden können, insbesondere bei gestörtem Betrieb.

4. Die Windkanaluntersuchungen ergaben, daß die Immissionen bei Anwendung des Gauß-Modells mit effektiver Quellhöhe von 95 m über Grund nicht unterschätzt werden. Diese Aussage gilt allerdings nur für neutrale Stabilitätsverhältnisse und Winde in nördliche Richtung.

Für die in ca. 30 % der Jahresstunden auftretenden AKL A, B, E, F ist damit ^{keine} Aussage getroffen worden.

Fazit: Besondere Ausbreitungssituationen, wie Inversionen, thermisch dominierte Zirkulationen, Ein- und Ausstrahlung am Hang, Kaltluftabflüsse, Führung des Windes durch den Elbhang wurden nicht untersucht. Damit wurde letztlich nur die mit der Schrotkugelmethode bestimmte Schornsteinhöhe als Eingangsparameter für das Gauß-Modell verifiziert.

I.1.7.8.4 Bestimmung der Ausbreitungsklassen

In /22, 23, 25, 26/ wird die Erfüllung der Gutachtensbedingung 8-3 im Gutachten KKK 27-81-003 geprüft.

Im Genehmigungsverfahren wurde die Strahlenexposition aufgrund einer Ausbreitungsklassenstatistik nach Klug/Manier berechnet. Die Klassen nach Klug/Manier basieren auf synoptische Beobachtungen, u.a. den Bewölkungsgrad. Das ist für die routinemäßige Bestimmung der Ausbreitungsklassen, wie sie an AKW-Standorten gefordert wird, unpraktisch. Nach KTA 1508 können drei Klassifizierungsschemata verwandt werden: Strahlungsbilanz, vertikaler Temperaturgradient, Standardabweichung der vertikalen Windgeschwindigkeit. Letztere ist mit einem Sodar-Meßgerät zu ermitteln.

Während die Standardabweichung der vertikalen Windgeschwindigkeit ein recht direktes Maß zur Bestimmung der Turbulenz in der Atmosphäre ist, handelt es sich bei den anderen Methoden um indirekte Versuche, Aussagen über die "Verdünnungsfähigkeit" der Luft zu gewinnen.

Beim KKK wurde ein Sodar jedoch nicht installiert.

Bei üblichen vertikalen Gradienten der Turbulenz (z.B. bei Inversionen und stark gegliederter Topographie) führen die indirekten Methoden zu Fehlern. Es ist fraglich, wo die Bodenmeßgeräte aufgestellt werden sollen (im Taleinschnitt oder oben am Hang), um repräsentative Aussagen für die Ausbreitung in Kaminhöhe zu erhalten.

Am KKK zeigten die Statistiken für die Ausbreitungsklassen Abweichungen, je nachdem ob sie über Strahlungsbilanz (AKS) oder Temperaturgradient (AKT) bestimmt wurden. Außerdem ergaben sich Unterschiede, je nachdem, ob die Temperatur unten oder oben am Hang gemessen wurde.

Die über viele Jahre währende Ableitung eines ortsspezifischen Klassifizierungsschemas beinhaltete folgende Schritte:

a) Die Abweichungen zwischen AKS und AKT waren weniger groß, wenn die Temperatur oben am Hang gemessen wurde. Also wurde diese Meßstelle empfohlen.

b) Da die Häufigkeit der Ausbreitungsklasse E bei Bestimmung über AKS dennoch sehr gering war im Vergleich mit AKT, wurde der Wertebereich der Strahlungsbilanz für die AKL

E gegenüber den Vorgaben der KTA 1508 "aufgeweitet".

Kritik an diesem Vorgehen:

1. Zunächst diene die AKS als Meßplatte dafür, welche Temperaturmeßstelle die geeignetere ist. Anschließend diene die AKT als Meßplatte, um die "Aufweitung" der AKS festzulegen. Im ersten Schritt wurde also die AKS als die richtigere Methode betrachtet, im zweiten Schritt die AKT. Das birgt die Gefahr eines Zirkelschlusses.
2. Weil es sich bei AKT und AKS um indirekte Verfahren zur Bestimmung der Turbulenz handelt, hätte ein direktes Verfahren zum Vergleich herangezogen werden müssen.
3. Für bestimmte Zeiträume hätten die Ausbreitungsklassen zusätzlich nach Klug/Manier bestimmt werden können, um ein weiteres Vergleichsmaß zu erhalten.
4. Unter der im Genehmigungsverfahren gemachten Voraussetzung, daß die Ausbreitungsverhältnisse (bis auf die Windgeschwindigkeit) in HH-Fuhlsbüttel repräsentativ für den Standort KKK sind, hätten die nach Klug/Manier in HH-Fuhlsbüttel bestimmten Ausbreitungsklassen als Vergleichsmaß während der Tests herangezogen werden können.
5. Dem Befund, daß sich die nach Klug/Manier in HH-Fuhlsbüttel für ein halbes Jahr bestimmten AKL von denen mit AKS und AKT beim KKK unterscheiden, wurde keine Bedeutung beigemessen.

Folgende Fragen bleiben unbeantwortet:

Welche Folgerung ist daraus zu ziehen, daß die Bestimmungsverfahren nach KTA 1508 eine andere Ausbreitungsklassenstatistik liefern als die nach Klug/Manier?

Sind die Fuhlsbütteler Daten auf den Standort KKK übertragbar?

Wie können die Ausbreitungsklassen beim KKK bestimmt werden?

Welche Bedeutung haben die so bestimmten AKL für die Ausbreitung in unterschiedliche Himmelsrichtungen?

Eine Klärung könnte durch Tracerexperimente erfolgen.

Fazit:

1. Die Festsetzung von Tagesemissionen für J-131 ist im Vergleich zu gemessenen Werten beim KKB hoch. Sie entsprechen nicht den Vorgaben aus /BMI 82/, um die Strahlenexposition mit dem LAF ermitteln zu dürfen.
2. Es ist weiter unklar, ob mit der für KKK vorgenommenen Definition der Ausbreitungsklassen die Ausbreitungsverhältnisse am Standort korrekt beschrieben werden. Die Ausbreitung erfolgt je nach Windrichtung sehr unterschiedlich, was bislang nicht berücksichtigt wird.

I.1.7.9 Zusammenstellung der wesentlichen Ergebnisse

1. Mit der AVV soll die Strahlenbelastung konservativ abgeschätzt werden. Das kann sie bzgl. Einzelpersonen nicht.
2. Die maximale Immission während eines Jahres muß keineswegs am maximalen Aufpunkt liegen und kann durchaus höher sein als mit dem Langzeitausbreitungsfaktor (LAF) ermittelt. Dies ist eine Folge der nicht gleichförmigen Ableitungsraten aus Atomanlagen.
3. Ein Quasilangzeitausbreitungsfaktor (QLAF) ist mit einer vierparametrischen Ausbreitungsklassenstatistik, die für den Standort repräsentativ ist, zu bestimmen. Der QLAF kann den LAF um einen Faktor 10 überschreiten.
4. Die Ablagerungsgeschwindigkeit für Jod und Aerosole kann erheblich höher sein als in der AVV angegeben.
5. Eine einzige dem KKK genehmigte Tages- (Stunden)ableitung kann bei Verwendung des

Kurzzeitausbreitungsfaktors und erhöhter Ablagerungsgeschwindigkeit bzgl J-131 zu einer Schilddrüsenexposition des Kleinkinds von 0.4 mSv und bzgl. Aerosolen (ausschließlich als Sr-90 angenommen) zu einer Knochen(marks)dosis von 1.3 mSv führen.

6. Auch die Witterungsabhängigkeit anderer Parameter der ökologischen Kette ist bei der Berechnung einer konservativen Strahlenexposition zu beachten.

7. Die Ausbreitungsverhältnisse am Standort KKK können zur gleichen Zeit - je nach Windrichtung und besonders bei niedrigen Emissionshöhen - sehr unterschiedlich sein. Deshalb genügt es nicht, mit der Umgebungüberwachung nur eine Ausbreitungsklasse zu bestimmen.

8. Die Fehlerbreite des Gauß-Modells kann in Einzelsituationen (also auch bei Störfällen) zwischen 0.01 und 100 liegen, die des LAF zwischen 0.1 und 10. Das Handicap numerischer Modelle, daß eine ausreichende Verifizierung an Ausbreitungsexperimenten nicht vorliegt, ist zu beheben.

9. Der Grenzwertsatz für die Ableitungen des KKK hätte für die Ermittlung der durch Jod verursachten Dosen die Verwendung des Kurzzeitausbreitungsfaktors erfordert. Der vom Tüv verwendete Erhöhungsfaktor 2, um ungleichmäßige Ableitungen zu berücksichtigen, ist zu niedrig gewählt.

10. Das folgende Resümee ist zu ziehen: Das Modell und die Parameter des meteorologischen Compartments der AVV unterschätzen die Nuklidkonzentration, wenn Konservativität gefordert wird.

Anhang/Appendix D

10000 km					Alg. Zirkulation, Lange Wellen	Makro-skala α
2500 km				Barokline Wellen Zyklonen		Makro-skala β
250 km			Fronten, Tropische Zyklonen			Meso-skala α
25 km		Fronten, Orographische Effekte, Land- See-Wind, Berg-Tal-Wind				Meso-skala β
2.5 km		Gewitterzellen, Interne Schwere- wellen, städtische Wärmeinsel				Meso-skala γ
250 m		Tornados Konvektion				Mikro-skala α
25 m		Staub- trombe, Thermik				Mikro-skala β
	Kleinräumige Turbulenz					Mikro-skala γ
L_x T_c	1 Minute	1 Stunde	1 Tag	1 Monat	1 Jahr	

Abbildung 1 Einteilung atmosphärischer Phänomene nach charakteristischer Zeitdauer T_c und Horizontalausdehnung L_x
aus /sche 96/

I.1.7.10 Literatur

- /Axe 81/ Axenfeld, F., L. Janicke, H. Meinel, H.G. Müller (1981): Wissenschaftliche Bewertung verschiedener Kombinationen von Ausbreitungsparameter-sätzen und Rauchfahnenüberhöhungsgleichungen und deren Auswirkungen auf die Kenngrößen der Zusatzbelastung. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Luftreinhaltung, Forschungsbericht 104 02 559.
- /Ber 82/ Berljand, M.E. (1982): Moderne Probleme der atmosphärischen Diffusion und der Verschmutzung der Atmosphäre. Akademie-Verlag, Berlin.
- /Big 91/ Bigalke, K. (1991): Interaktive Modellkopplung zur Berücksichtigung heißer Punktquellen in Gitterpunktsmodellen und Einfluß der Kopplungsstufe auf die Immission. Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg.
- /Bin 88/ Biniaris, S., M. Wilhelm (1988): Untersuchung über die Richtigkeit der rechnerischen Bestimmung der Kenngrößen für die Immissions-Zusatzbelastung (I1Z und I2Z) nach dem Ausbreitungsmodell der TA Luft 1986. Staub - Reinhaltung der Luft, 48, 351-355.
- /Bre 83/ Bretschneider, J. (1983): Abschätzung der Variabilität der Strahlenexposition durch die Emission luftgetragener radioaktiver Stoffe beim bestimmungsgemäßen Betrieb kerntechnischer Anlagen. Institut für Strahlenhygiene, Bericht 22.
- /BUBW 72/ Bundesminister für Bildung und Wissenschaft (1972): Emissionsquellstärke von Kernkraftwerken. Empfehlungen zur Bestimmung der zulässigen Emission radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken in die Atmosphäre. Ausschuß "Ausbreitungsberechnung für radioaktive Abluft" des Arbeitskreises III/7 "Strahlenschutztechnik" der Deutschen Atomkommission.
- /BMI 77/ Bundesminister des Innern (1977): Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft. Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
- /BMI 79/ Bundesminister des Innern (1979): RS. Reaktorsicherheit, Sicherheit sonstiger kerntechnischer Anlagen, Strahlenschutz. Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV). RdSchr. d. BMI v. 15.8.1979 - RS II 2-515602/2.
- /BMI 82/ Bundesminister des Innern (1982): RS. Sicherheit kerntechnischer Einrichtungen, Strahlenschutz. RdSchr. d. BMI v. 6.10.1982 - RS II 4-515603/1.
- /BMI 85/ Bundesminister des Innern (1985): RdSchr. d. BMI v. 3.5.1985, GMBI 1985, S. 380 ff.

Anhang/Appendix D

- /BMJ 90/ Bundesminister der Justiz (1990): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen. Bundesanzeiger, 42, No. 64a.
- /BMU 88/ Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1988): Empfehlung zu den vorgesehenen Dosisgrenzwerten bei der Novellierung der Strahlenschutzverordnung. RS II 2 - 517027/2.
- /Dun 81/ Dunning, D.E. Jr. and G. Schwarz (1981): Variability of human thyroid characteristics and estimates of dose from ingested ¹³¹I. Health Physics, Vol. 40, 661-675.
- /Dun 84/ Dunst, M., K. Hinrichsen, I. Fischer, M. Fehmer (1984): Untersuchung der Ausbreitung von Luftverunreinigungen bei Störfällen. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 104 09 203.
- /Eic 88/ Eichhorn, J., R. Schrodin and W. Zdunkowski (1988): Three-dimensional numerical simulations of the urban climate. Beitr. Phys. Atmosph., Vol. 61, No. 3, 187-203.
- /Gei 81a/ Geiß, H., K. Heinemann, K.J. Vogt (1981) Statistische Untersuchungen zur Begrenzung von Kurzzeitemissionen. FGU-Seminar: Radioökologie und Strahlenschutz, Berlin.
- /Gei 81b/ Geiß, H. (1981): Gutachten über die potentielle Strahlenexposition auf Grund der durch die Emission von J131 über Fallout und Washout erzeugten Kontamination von Vegetation und Boden unter Berücksichtigung stündlicher Messungen der meteorologischen Einflußgrößen. Kernforschungsanlage Jülich.
- /Gei 81c/ Geiß, H., K. Nester, P. Thomas, K.J. Vogt (1981): In der Bundesrepublik Deutschland experimentell ermittelte Ausbreitungsparameter für 100 m Emissionshöhe. Jül 1707-KfK 3095.
- /Gei 83/ Geiß, H. (1983): Zur Anwendung von einfachen und weiterentwickelten Gaußmodellen. Atomwirtschaft Juli/August 1983.
- /Gra 83/ Grabowsky, H.-G., P. Schubert, V. Schulz (1983): Zur Ausbreitungsrechnung der TA Luft. wlb - wasser, luft und betrieb 5-86.
- /Gro 87/ Gross, G. (1987): A numerical study of the air flow within and around a single tree. Boundary-Layer Meteorology, 40, 311-327.
- /Gro 91/ Groß, G., J. Graf, D. Heimann (1991): Modellrechnungen zu den Strömungsverhältnissen im Raum Biebesheim und Berechnung der Ausbreitung von Luftbeimengungen. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden.

Anhang/Appendix D

- /GRS 87/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit mbH (1987): Bestandsaufnahme und Bewertung der derzeit genutzten atmosphärischen Ausbreitungsmodelle. Überarbeitet von R. Martens, K. Maßmeyer, W. Pfeffer, G. Haider, G. Morlock, Köln.
- /GSF 96/ GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (1996): Troposphären-Forschung, Projektplan 1996-2002.
- /Hal 77/ Halitsky, J. (1977): Wake and dispersion models for the EBR-II building complex. Atmospheric Environment, Vol. 11, 577-596.
- /Has 93/ Hass, H., A. Ebel, H. Feldmann, H.J. Jakobs und M. Memmesheimer (1993): Evaluation studies with a regional chemical transport model (EURAD) using air quality data from the EMEP monitoring network. Atmospheric Environment, Vol. 27A, 867-887.
- /Hei 86/ Heimann, D. (1986): Estimation of regional surface layer wind field characteristics using a three-layer mesoscale model. Beitr. Phys. Atmosph., Vol. 59, No. 4, 518 ff.
- /Hei 79/ Heinemann, K., K.J. Vogt (1979): Statistische Untersuchungen zur notwendigen Begrenzung der Tages- bzw. Stundenemissionen. Int. KFA-Bericht ZST No. 0306.
- /Hei 80a/ Heinemann, K., K.J. Vogt (1980): Measurements of the deposition of iodine onto vegetation and of the biological half-life of iodine on vegetation. Health Physics, Vol. 39, 463-474.
- /Hei 80b/ Heinemann, K., K.J. Vogt (1980): Statistical studies on the limitation of short-time releases from nuclear facilities. Fifth International Congress of the IRPA, 9.-14.3.1980, Proceedings, Vol. I, 579-582.
- /Hin 82a/ Hinrichsen, K. (1982): The straightforward numerical treatment of the time dependent advection in air pollution problems and its verification. Atmospheric Environment, Vol. 16, No. 10, 2391-2399.
- /Hin 82b/ Hinrichsen, K. (1982): Die Modellierung physikalisch/chemischer Prozesse bei der Ausbreitung von Luftverunreinigungen nach Störfällen - Kenntnisstand und Bewertung. Umweltbundesamt, F+E-Vorhaben 104 092 03.
- /Hin 82c/ Hinrichsen, K. (1982): Brief an die VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. 24. Juni 1982.
- /Hin 86a/ Hinrichsen, K. (1986): Comparison of four analytical dispersion models for near-surface releases above a grass surface. Atmospheric Environment, Vol. 20, No. 1, 29-40.

Anhang/Annex D

- /Hin 86b/ Hinrichsen, K. (1986): Die Bedeutung statistisch verteilter Emissionen mit der Abluft aus kerntechnischen Anlagen für die Strahlenbelastung. Meteorologisches Institut, Universität Hamburg.
- /Hof 73/ Hoffman, F.O. (1973): Environmental variables involved with the estimation of the amount of ^{131}I in milk and the subsequent dose to the thyroid. Institut für Reaktorsicherheit, Köln, IRS-W-6.
- /Hor 97/ Horsch, F., L. Bittlingmaier, W.G. Filby, N. Fund, S. Gross (1997): 13. Statuskolloquium des PEF am 11. und 12. März 1997 im Forschungszentrum Karlsruhe.
- /Hub 80/ Huber, O., M. Schmid-Albrecht, H. Bodamer, H. Kett, Ch. Stolpe (1980): Sensitivitätsbetrachtung der Berechnungsgrundlagen unter besonderer Berücksichtigung des Ingestionspfades. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Arbeitsbericht E O 1 - 30.
- /Hub 83/ Huber, O., M. Schmid-Albrecht, J. Meining, Ch. Stolpe, F. Regauer (1983): Parameter-Fehleranalyse der ökologischen Parameter zur Bestimmung der Strahlenexposition aus Ableitungen radioaktiver Stoffe in Abluft und Abwasser. Institut für Strahlenhygiene, ISH-Bericht 23.
- /Hüb 75/ Hübschmann, W., P. Thomas (1975): Radiological impact on the environment by intermittent gaseous effluents from fuel-reprocessing plants. IAEA-SM-188/21, Vienna, 351-362.
- /IFEU 85/ IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung) (1985): Development of an adequate program of environmental radiation monitoring for the TMI nuclear power facility. Heidelberg
- /IFEU 86/ IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung) (1986): Variationsbreite der Strahlendosis und des gesundheitlichen Risikos durch den Tschernobyl-Fallout in Hamburg - Mai bis August 1986. Heidelberg.
- /Kor 96/ Korries, M. (1996): Anwendung eines mesoskaligen Modells auf die Mikroskala am Beispiel von Gebäudeumströmungen. Diplomarbeit, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg.
- /Kre 94/ Kretzschmar, J., G. Maes and G. Cosemans (1994): Operational short-range atmospheric dispersion models for environmental impact assessment in Europe. Third Workshop on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 21-24 November 1994, Mol, Belgium, Vol. 1, ENE.RA9416.

Anhang/Appendix D

- /Lei 97/ Leitl, B., P. Kastner-Klein, M. Rau and R.N. Meroney (1997): Concentration and flow distributions in the vicinity of u-shaped buildings: wind-tunnel and computational data. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, Vol. 67-68, 745 ff.
- /Lit 81/ Little, C.A., C.W. Miller (1981): The uncertainty associated with selected environmental transport models. Oak Ridge National Laboratory, ORNL-5528.
- /Man 88/ Manier, G. (1988): Zur Abhängigkeit der σ -Parameter des Gauß-Modells von Stabilität und Höhe. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 48, 71-73.
- /Man 90/ Manier, G. (1990): Vorschläge zur Fortentwicklung der TA Luft, Anhang C. Sitzung des Hauptausschusses II am 7. und 8. Juni 1990 in Lahnstein, VDI- Kommission Reinhaltung der Luft, Band 15.
- /MFE 96/ Minister für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein (1996): Leukämie in der Elbmarsch - Untersuchungen zum Mikroklima der Elbmarsch. Schreiben vom 19. Januar 1996 an den Vorsitzenden der Fachkommission Leukämie in der Elbmarsch.
- /Mil 87/ Miller, C.W. and L.M. Hively (1987): A review of validation studies for the Gaussian plume atmospheric dispersion model. *Nuclear Safety*, Vol. 28, No. 4, 522 ff.
- /Moe 97/ Moeng, C.-H. (1997): Overview and status of PBL large eddy simulation research. Submitted to Elsevier Science.
- /Mou 94/ Moussiopoulos, N. (1994): The EUMAC zooming model - model structure and applications. EUROTRAC International Scientific Secretariat, Garmisch-Partenkirchen.
- /Mül 83/ Müller, M., M. Schatzmann (1983): Daten zur Nahfeldausbreitung von Abgasen aus hohen Quellen. *Fortsch.-Ber. VDI-Z.*, Reihe 15, Nr. 27.
- /Mül 93/ Müller, H. and G. Pröhl (1993): EXOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. *Health Physics*, 64(3), 232-252.
- /Mur 87/ Murakami, S., A. Mochida, K. Hibi, (1987): Three-dimensional numerical simulation of air flow around a cubic model by means of large eddy simulation. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 25, 291-305.
- /NCRP 93/ NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements) (1993): Uncertainty in NCRP screening models relating to atmospheric transport, deposition and uptake by humans. *NCRP Commentary*, No. 8.

Anhang/Appendix D

- /Öko 83/ Öko-Institut (1983): Risikountersuchungen zu Leichtwasserreaktoren - Analytische Weiterentwicklung zur "Deutschen Risikostudie Kernkraftwerke". Band 1, Öko-Bericht Nr. 24.
- /Öko 94/ Öko-Institut (1994): Analyse der Emissions- und Immissionsdaten des Kernkraftwerkes Krümmel im Zusammenhang mit den Leukämiefällen in der Elbmarsch. Endbericht.
- /Pan 95/ Pankus, H. (1995): Ein mikroskaliges diagnostisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell für komplex bebauten Gelände - Evaluierung und Validität. Diplomarbeit, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg.
- /Pie 75/ Pielke, R.A. und Y. Mahrer (1975): Representation of the heated planetary boundary layer in mesoscale models with coarse vertical resolution. J. Atmos. Sci., 32, 2288-2308.
- /Pla 82/ Plate, E.J. (1982): Engineering meteorology. Fundamentals of Meteorology and Their Application to Problems in Environmental and Civil Engineering. Elsevier Scientific Publ. Comp., Amsterdam, Oxford, New York.
- /Röc 94/ Röckle, R., C.-J. Richter (1994): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen. Forschungsbericht KfK-PEF, Förderkennzeichen: PEF 92/007/02.
- /Scha 97/ Schatzmann, M., S. Rafailidias, R. Britter, M. Arend (1997): Database, monitoring and modelling of urban air pollution - Inventory of models and data sets. European Commission, Directorate-General, Science, Research and Development.
- /Schä 96/ Schädler, G., W. Bächlin, A. Lohmeyer, Tr. van Wees (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. Forschungsbericht FZKA-PEF 138, Förderkennzeichen 2 93 001.
- /Schlü 84/ Schlünzen, H. und M. Schatzmann (1984): Atmosphärische Mesoscale-Modelle - Ein Überblick. Hamburger Geophysikalische Einzelschriften, Reihe B, Heft 3.
- /Schlü 94/ Schlünzen, K.H. (1994): Mesoscale modelling in complex terrain - An overview on the German nonhydrostatic models. Beitr. Phys. Atmosph., Vol. 67, No. 3, 243-253.
- /Schlü 96/ Schlünzen, K.H. (1996): Validierung hochauflösender Regionalmodelle. Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Reihe A, Nr. 23.

Anhang/Appendix D

- /Schu 96/ Schumacher, O. (1996): Entwicklung und Bewertung von Emissionsszenarien luftgetragener Radioaktivität durch das Kernkraftwerk Krümmel. Erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums für die AG Belastungsindikatoren des Niedersächsischen Sozialministeriums.
- /Sie 86/ Sievers, U. and W.G. Zdunkowski (1986): A microscale urban climate model. Beitr. Phys. Atmosph., Vol. 59, No. 1, 13 ff.
- /Sla 68/ Slade, D.H. (1968): Meteorology and atomic energy. U.S. Atomic Energy Commission, Office of Information Services.
- /Sny 90/ Snyder, W.H. (1990): Fluid modeling applied to atmospheric diffusion in complex terrain. Atmospheric Environment, Vol. 24A, No. 8, 2071-2088.
- /SSK 92/ SSK (Strahlenschutzkommission) (1992): Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV. Hrsg.: Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bd. 17, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- /The 97/ Thehos, R., U. Pflüger, E. Dittmann, M. Baltrusch, M. Büchen (1994): Vergleich von Ausbreitungsrechnungen mit der Modellkombination FITNAH / Lagrangesches Partikeldispersionsmodell und dem Verfahren nach TA Luft. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 173.
- /TÜV 88/ TÜV Hannover (1988): Stellungnahme zu ausgewählten Fragenkomplexen in der Verwaltungsrechtsache 7 OVG A 108/86 - Kernkraftwerk Brokdorf. Erstellt im Auftrag des Ministers für Soziales, Gesundheit und Energie des Landes Schleswig-Holstein.
- /TÜV 96/ TÜV Nord e.V. (1996): Bericht: Meteorologische Daten, Unterlagen und Gutachten zum Standort KKK. Erstellt im Auftrag des Ministers für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein.
- /TÜV 82/ TÜV Norddeutschland (1982): Gutachten Nr. 27-82-003 zur Sicherheit des Kernkraftwerkes Krümmel - Radiologischer Teil des Betriebsgutachtens. Erstellt im Auftrag des Sozialministers des Landes Schleswig-Holstein.
- /TÜV 83/ TÜV Norddeutschland (1983): Gutachten Nr. 27-83-007 über die Sicherheit des Kernkraftwerkes Krümmel zum Strahlenschutz beim Betrieb - Teil II des Betriebsgutachtens. Erstellt im Auftrag des Sozialministers des Landes Schleswig-Holstein.

Anhang/Appendix D

- /TÜV 84/ TÜV Norddeutschland (1984): Stellungnahme Nr. 27-84-001 Windkanaluntersuchungen zur Ermittlung der effektiven Emissionshöhe des Fortluftkamins des Kernkraftwerkes Krümmel. Erstellt im Auftrag des Sozialministers des Landes Schleswig-Holstein.
- /VDI 81/ VDI (1981): Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre. Schornsteinhöhen unter Berücksichtigung unebener Geländeformen, VDI 3781, Blatt 2.
- /VDI 83/ VDI (1983): Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre: Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung. VDI 3782, Blatt 3 (Entwurf).
- /VDI 87/ VDI (1987): Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre: Ausbreitung von störfallbedingten Freisetzungen - Sicherheitsanalyse. VDI 3783, Blatt 1.
- /VDI 92/ VDI (1992): Regionale Ausbreitung von Luftverunreinigungen über komplexem Gelände: Modellierung des Windfeldes I. VDI 3783, Blatt 6
- /VDI 95a/ VDI (1995): Umweltmeteorologie: Prognostische mesoskalige nicht-hydrostatische Windfeldmodelle. VDI 3783, Blatt 7 (Entwurf).
- /VDI 95b/ VDI (1995): Windkanalanwendungen bei Umweltfragen. VDI 3783, Blatt 12.
- /Wam 80/ Wamser, C., J. Schröter und K. Hinrichsen (1980): Darstellung und Anwendung eines verbesserten, universell gültigen Ausbreitungskriteriums. Staub-Reinhalte Luft, 40, No. 6, 253 ff.
- /Whi 89/ Whicker, F.W. and T.B. Kirchner (1987): PATHWAY: A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition. Health Physics, Vol. 52, No. 6, 717-737.
- /WTG 94/ WTG (1994): WTG-Merkblatt über Windkanalversuche in der Gebäudeaerodynamik, Stand 27.12.1994. Geschäftsstelle der Windtechnologischen Gesellschaft in Aachen.