

PHYSIKERBÜRO
BREMEN

Dipl.-Phys. Richard Donderer
Dipl.-Phys. Otfried Schumacher
Dipl.-Phys. Heiko Ziggel

Strahlenbiologisches Gutachten

I.1.5

Zuverlässigkeit der AVV hinsichtlich der Emissionsausbreitungs-Berechnungen und Dosisermittlung

Otfried Schumacher
14. Januar 1998

Inhalt

I.1.5	Zuverlässigkeit der AVV hinsichtlich der Emissionsausbreitungs-Berechnungen und Dosisermittlung	S. 1
I.1.5.1	Einleitung	S. 1
I.1.5.2	Ziele, Grundsätze und grundlegende Ansätze zur Ermittlung der Strahlenexposition	S. 2
I.1.5.3	Ausbreitung radioaktiver Stoffe in Luft und Umgebungskontamination	S. 7
I.1.5.4	Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft	S. 16
I.1.5.4.1	Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch β -Submersion	S. 17
I.1.5.4.2	Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch γ -Submersion	S. 19
I.1.5.4.3	Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch γ -Bodenstrahlung	S. 23
I.1.5.4.4	Innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch Inhalation	S. 25
I.1.5.4.5	Innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch Ingestion	S. 28
I.1.5.5	Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser	S. 34
I.1.5.5.1	Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser	S. 37
I.1.5.5.2	Innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser	S. 39
I.1.5.6	Zusammenfassung	S. 43
I.1.5.7	Literatur	S. 46

Anhang: Tabellen und Abbildungen

I.1.5 Zuverlässigkeit der AVV hinsichtlich der Emissionsausbreitungs-Berechnungen und Dosisermittlung

I.1.5.1 Einleitung

Nach § 45 Abs. 1 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) ist die technische Auslegung und der Betrieb von kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen so zu planen, daß die durch Ableitungen radioaktiver Stoffe aus diesen Anlagen oder Einrichtungen mit Luft oder Wasser bedingte Strahlenexposition des Menschen bestimmte Grenzwerte der Körperdosen pro Kalenderjahr (jeweils 0,3 Millisievert) nicht überschreitet /BMU 89a/. In § 45 Abs. 2 StrlSchV wird bestimmt, daß die Strahlenexposition für eine Referenzperson an den ungünstigsten Einwirkungsstellen unter Berücksichtigung von festgelegten Expositionspfaden, Lebensgewohnheiten der Referenzperson und übrigen Annahmen zu ermitteln ist. Bezüglich weiterer zu treffender Annahmen bei der Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung von geplanten kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen erläßt die Bundesregierung mit Zustimmung des Bundesrates allgemeine Verwaltungsvorschriften. Die für die Genehmigung einer kerntechnischen Anlage oder Einrichtung zuständige Behörde kann gemäß § 45 Abs. 2 StrlSchV davon ausgehen, daß die Grenzwerte des § 45 Abs. 1 StrlSchV eingehalten sind, wenn dies unter Zugrundelegung der allgemeinen Verwaltungsvorschriften nachgewiesen wird.

Der seitens der früheren Bundesregierung geplante Erlaß einer radioökologischen Berechnungsverordnung kam nie zustande. Aus diesem Grunde wurde bei der umfassenden Novellierung der Strahlenschutzverordnung durch die Zweite Verordnung zur Änderung der Strahlenschutzverordnung der Weg beschritten, die Grundzüge des radioökologischen Berechnungsverfahrens in die Strahlenschutzverordnung selbst (in Anlage XI) aufzunehmen. In Anlage XI StrlSchV /BMU 89a/ sind die Annahmen bei der Ermittlung der Strahlenexposition in der Umgebung von geplanten kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen, namentlich die Expositionspfade bei Ableitungen mit Luft und Wasser, die Ernährungsgewohnheiten (Verzehrmengen), Atemraten und Aufenthaltszeiten hinsichtlich der jeweiligen Expositionspfade sowie eine Reihe übriger Annahmen, aufgeführt. Diese übrigen Annahmen betreffen:

- (a) die zur Ermittlung der Strahlenexposition zu verwendenden Dosisfaktoren /BMU 89b/;
- (b) die Art der bei der Ermittlung der Strahlenexposition zu verwendenden Modelle;
- (c) die Zugrundelegung des Gauß-Modells und einer langjährigen Wetterstatistik für Ausbreitungsrechnungen bei Ableitungen mit Luft;
- (d) die Festlegung von Parameterwerten in Verbindung mit den Berechnungsmodellen im Hinblick darauf, daß bei dem Gesamtergebnis eine Unterschätzung der ermittelten Strahlenexposition nicht zu erwarten ist.

Die weiterhin bei der Ermittlung der Strahlenexposition in der Umgebung von geplanten kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen zu verwendenden Annahmen und Parameter sind in der von der Bundesregierung erlassenen *Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen (AVV)* vom 21. Februar 1990 bestimmt /BMU 90/. Die AVV löst die bis dahin gültige *Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV)* vom 15. August 1979 ab /BfM 79/, welche zwar ihrem Rechtscharakter nach nicht eine Rechtsvorschrift im eigentlichen Sinne darstellte, wohl aber im Rahmen der ständigen Verwaltungspraxis als eine Art antizipierendes Sachverständigengutachten zur Ausfüllung von § 45 StrlSchV herangezogen wurde. Die *Allgemeine Berechnungsgrundlage - Richtlinie zu § 45 StrlSchV* basiert auf Erörterungen und Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission (SSK) und wurde seit 1977 bereits im Genehmigungsverfahren angewandt /BfM 77a, BfM 77b/. Die Richtlinie zu § 45 StrlSchV wurde zuletzt 1985 fortgeschrieben /BfM 79/, um Weiterentwicklungen des Kenntnisstandes auf den Gebieten der Radioökologie und der atmosphärischen Ausbreitung zu berücksichtigen.

Die Übernahme eines neuen Dosiskonzeptes der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP 77, ICRP 85) in die Strahlenschutzverordnung (BMU 89a) führte zur Überarbeitung der Allgemeinen Berechnungsgrundlage - Richtlinie zu § 45 StrlSchV, welche im Resultat in der AVV mündete. Inhaltlich lehnt sich die AVV weitgehend an die bisherigen Richtlinien an, jedoch wurden darüber hinaus neuere wissenschaftliche Erkenntnisse berücksichtigt. So liegt der AVV eine Stellungnahme der SSK aus dem Jahr 1992 zugrunde (SSK 92), die vom SSK-Ausschuß "Radioökologie" parallel zur AVV erarbeitet worden ist.

Im folgenden werden die Voraussetzungen und Randbedingungen, auf denen die AVV aufbaut, dargestellt und einer kritischen Diskussion unterzogen. Dabei ist der Fokus der Untersuchungen gerichtet auf die:

- (1) Ausbreitung radioaktiver Stoffe;
- (2) Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft;
- (3) Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser.

Des Weiteren werden die Schlußfolgerungen, welche basierend auf diesen Voraussetzungen und Randbedingungen im Rahmen der AVV abgeleitet werden, auf deren Stichhaltigkeit hin überprüft und bewertet.

Nur angeschnitten werden können in dieser Stellungnahme Fragen der Geeignetheit des Gauß-Modells sowie dessen Anwendbarkeit im Hinblick auf eine konservative Abschätzung von Strahlenexpositionen im Zusammenhang mit Radionuklidableitungen mit Luft, d.h. zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung; alternative Verfahren oder Modelle zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung von Luftschadstoffen werden hier nicht diskutiert. Des Weiteren wird in diesem Abschnitt auf Fragen der Eignung, Anwendbarkeit und Zuverlässigkeit des grundsätzlichen Konzeptes zur Bestimmung der Strahlenexposition, d.h. des Konzeptes der Effektiven Dosis (siehe z.B. ICRP 77), sowie der Konservativität der gegenwärtig verwendeten Dosisfaktoren (BMU 89b) und der diesen Faktoren zugrunde liegenden biokinetischen und dosimetrischen Modelle (siehe z.B. ICRP 89, ICRP 93, ICRP 94, ICRP 95, ICRP 96) nicht näher eingegangen. Insbesondere bleiben auch die Auswirkungen auf die Berechnung der mit einer Strahlenexposition verbundenen Dosis unberücksichtigt, welche sich aus dem geänderten Dosiskonzept des in der Empfehlung Nr. 60 der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP 91) beschriebenen gegenüber dem in der Publikation Nr. 26 aus dem Jahr 1976 (ICRP 77) verwendeten ergeben.

1.1.5.2 Ziele, Grundsätze und grundlegende Ansätze zur Ermittlung der Strahlenexposition

Sachverhalt

Zum Anwendungsbereich der AVV wird in (BMU 90) folgendes ausgeführt:

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.

Das Ziel der AVV ist dabei (BMU 90):

... die Modelle und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition so festzulegen, daß bei deren Anwendung die zu erwartende Strahlenexposition des Menschen nicht unterschätzt wird.

Anhang/Appendix C1

Die Strahlenexposition ist dabei für eine Referenzperson als Körperdosis im Kalenderjahr (Jahresdosis) an den ungünstigsten Einwirkungsstellen als Summe der Dosen durch äußere und innere Bestrahlung aufgrund radioaktiver Ableitungen mit Luft und mit Wasser unter Berücksichtigung der Beiträge nach § 45 Abs. 3 StrlSchV (Ermittlung der Vorbelastung) zu berechnen /BMU 90/.

Bei äußerer Strahlenexposition ist die Dosis für das Bezugsjahr, bei innerer für Erwachsene die 50-Jahre-Folgedosis, für Kleinkinder die 70-Jahre-Folgedosis aufgrund der Inkorporation (Ingestion und Inhalation) im Bezugsjahr zu berechnen. Bei Expositionspfaden, welche mit einer Anreicherung in der Umwelt verbunden sind, ist eine Akkumulationszeit von 50 Jahren vor dem Bezugsjahr zu berücksichtigen /BMU 90/.

Unter ungünstiger Einwirkungsstelle ist dabei gemäß /SSK 92/ eine Stelle in der Umgebung einer Anlage oder Einrichtung zu verstehen, bei der aufgrund der Verteilung der abgeleiteten radioaktiven Stoffe in der Umwelt unter Berücksichtigung realer Nutzungsmöglichkeiten durch Aufenthalt oder durch Verzehr dort erzeugter Lebensmittel die höchste Strahlenexposition der Referenzperson zu erwarten ist (siehe auch Anlage I in /BMU 89a/). Dabei sollen auch mögliche zukünftige Änderungen der Besiedlung oder künftiger Nutzung, soweit diese nicht prinzipiell aufgrund der ökologischen Verhältnisse während der Standzeit der Anlage oder Einrichtung außer Betracht bleiben müssen, einbezogen werden /BMU 90/.

Im Hinblick auf die Berechnung der Strahlenexposition, bedingt durch Ableitungen mit Luft (Luftpfad), ist dabei dergestalt zu verfahren /SSK 92/, daß in der Umgebung der betrachteten kerntechnischen Anlage oder Einrichtung die Stellen zugrunde zu legen sind, für die sich die höchste effektive Dosis oder die höchsten Teilkörperdosen ergeben. Dabei ist für die Dosis aus äußerer Bestrahlung (β - und γ -Submersion sowie γ -Bodenstrahlung) und innerer Bestrahlung infolge Inhalation radioaktive Stoffe die Stelle auszuwählen, an der die Summe dieser beiden Dosen am höchsten ist. Zusätzlich hierzu sind die Dosisbeiträge infolge Ingestion zu berücksichtigen, welche sich unter Zugrundelegung der in Anlage XI, Tabelle II-1 der StrlSchV /BMU 89a/ angegebenen Ernährungsgewohnheiten durch den Verzehr von Lebensmitteln von denjenigen Orten in der Umgebung der Anlage ergeben, die zu den höchsten Teilkörperdosen oder zur höchsten effektiven Dosis führen /BMU 90/.

Hinsichtlich der Berechnungen der Strahlenexposition durch Ableitungen mit Wasser (Wasserpfad) sind jeweils der Nahbereich, der durch die Kühl- bzw. Abwasserfahne vorgegeben ist (Anlagerungszeit an Schwebstoffe ≤ 10 Stunden), und der Fernbereich (Fließzeiten bzw. Anlagerungszeit an Schwebstoffe über fünf Tage) sowie bei kleinen Vorflutern auch der Mündungsbereich in den größeren Vorfluter zu betrachten /SSK 92/. Mit der Entfernung von der Einleitungsstelle zunehmende Abflüsse sind zu berücksichtigen. Für jedes Organ bzw. Gewebe ist in den oben definierten Bereichen die höchste Dosis infolge äußerer sowie innerer Bestrahlung zu ermitteln. Dabei ist bei der Berechnung der höchsten äußeren Strahlenexposition davon auszugehen, daß sich die Referenzperson entweder auf Ufersedimenten, auf Überschwemmungsgebieten oder auf Spülfeldern aufhält. Bei der Berechnung der höchsten inneren Strahlenexposition ist davon auszugehen, daß die einzelnen Nahrungsmittelgruppen von Orten mit den höchsten Aktivitätskonzentrationen aus den jeweiligen Bereichen, d.h. Nah-, Zwischen- oder Fernbereich, stammen /SSK 92/.

Bewertung

Die in der AVV dargelegten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der äußeren und inneren Strahlenexposition infolge Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser sollen sicherstellen, daß die berechnete Jahresdosis, welche die Dosisgrenzwerte des § 45 Abs. 1 StrlSchV nicht überschreiten darf, nicht unterschätzt wird. Aus diesem Grunde muß sichergestellt sein, daß unter Verwendung der in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren:

Anhang/Appendix C1

- * alle Expositionspfade, die zur Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser im bestimmungsgemäßen Betrieb beitragen, berücksichtigt werden;
- * die jeweils ungünstigsten Orte, d.h. Stellen mit der höchsten zu erwartenden Strahlenbelastung, für die einzelnen Expositionspfade betrachten werden solange keinerlei Aufenthalt- oder Nutzungsverbote existieren;
- * die Dosis entsprechend dem Stand von Wissenschaft und Technik nicht unterschätzt wird, wobei unterschiedlichen Ernährungs-, Lebens- und Verzehrsgewohnheiten von Individuen der Bevölkerung ebenso Rechnung zu tragen ist wie unterschiedlichen individuellen Strahlenempfindlichkeiten sowie einer möglichen erhöhten Wirksamkeit ionisierender Strahlung im Zusammenwirken mit anderem Noxen;
- * die Grenzwerte des § 45 Abs. 1 StrlSchV in jedem einzelnen Jahr, in welchen die kerntechnische Anlage oder Einrichtung betrieben wird (bzw. auch in jedem Jahr nach Einstellung des Betriebes), eingehalten wird im Hinblick auf jedes einzelne Individuum der in der Umgebung lebenden Bevölkerung.

Die Diskussion der ersten beiden der genannten Aspekte erfolgt jeweils in den entsprechenden Unterabschnitten in Abschnitt I.1.5.4. Die in den beiden letztgenannten Aspekten angesprochenen Problemstellungen sollen an dieser Stelle erörtert werden.

Mit der Veröffentlichung der Empfehlung Nr. 56 im Jahre 1989 /ICRP 89/ hat die Internationale Strahlenschutzkommission neue, altersspezifische biokinetische Modelle und Dosisfaktoren für die Aufnahme von Radionukliden mit der Atemluft und beim Verzehr von Lebensmitteln für die Bevölkerung für bestimmte Nuklide vorgestellt, wobei die Berechnung der effektiven Äquivalentdosis auf Organgewichtungsfaktoren beruht entsprechend der Empfehlung Nr. 26 der ICRP aus dem Jahre 1976 /ICRP 77/. In der Empfehlung Nr. 67 gab die ICRP im Jahre 1993 altersspezifische Modelle für eine Reihe weiterer Nuklide bekannt sowie generische biokinetische Modelle für die Nuklide Blei, Strontium, Barium und Radium /ICRP 93/. Des Weiteren wurden in der Empfehlung Nr. 67 die Modelle für Plutonium, Americium und Neptunium aktualisiert und Dosisfaktoren für Ingestion für alle diese Nuklide sowie die Nuklide, welche in der Empfehlung Nr. 56 aufgelistet sind, gegeben unter Verwendung von Modellen, die eine Dosisbestimmung für zusätzliche Organe ermöglichen /ICRP 93/. Verwendet wurden für die Berechnung der effektiven Dosis die überarbeiteten Organgewichtungsfaktoren, welche in der Empfehlung Nr. 60 der ICRP im Jahre 1990 bekanntgegeben worden sind /ICRP 91/. In der Empfehlung Nr. 69 veröffentlichte die ICRP, basierend auf dem in der Empfehlung Nr. 67 verwendeten Modell altersspezifische biokinetische Modelle und Dosisfaktoren für Ingestion für die Nuklide Eisen, Selen, Antimon, Thorium und Uran /ICRP 95/. Mit Publikation der Empfehlung Nr. 66 stellt die ICRP ein neues kinetisches und dosimetrisches altersspezifisches Modell des Respirationstraktes vor /ICRP 94/. Mittels dieses Modells gab die ICRP mit der Empfehlung Nr. 71 dann aktualisierte Dosisfaktoren für Inhalation für insgesamt 29 Nuklide, welche bereits in vorangehenden Empfehlungen der ICRP berücksichtigt worden sind, bekannt sowie biokinetische Modelle für zwei weitere Nuklide (Calcium und Curium) /ICRP 96/. Die Empfehlungen der ICRP fanden Eingang in die Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates der Europäischen Union /EU 96/, welche bis zum Jahr 2000 in geltendes nationales Recht umgesetzt werden soll. Alle diese Änderungen sind in /BMU 89b/ nicht berücksichtigt.

Bei den in der Literatur angegebenen Dosisfaktoren (siehe z.B. /ICRP 85, BMU 89b/) handelt es sich um Größen, welche nicht nur physikalische Aspekte der Wechselwirkung ionisierender Strahlung mit Materie berücksichtigen, sondern auch die unterschiedliche strahlenbiologische Wirksamkeit der einzelnen Strahlenarten in Rechnung stellen sowie biologische, biochemische, biophysikalische, physiologische und eine Reihe weiterer Parameter mit in die Betrachtung einbeziehen, welche für die Wirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Organismus sowie im Hinblick auf die aus einer Exposition resultierenden Gesundheitsschäden mit ausschlaggebend sind. Wie schon die in /ICRP 85/ dargestellten Dosisfaktoren gehen auch die in den anderen o.g. Publikationen der ICRP

angegebenen Dosisfaktoren bestimmt worden. Abweichungen von den in /ICRP 75/ festgelegten Daten des Referenzmenschens führen notwendigerweise zu anderen Werten für die Dosisfaktoren und damit zur Dosis. Allein aus diesem Grund (Unterschiede in der Anatomie, der Physiologie, etc.) sind die Dosisfaktoren für β - und γ - Submersion, γ -Bodenstrahlung sowie für Inhalation und Ingestion nicht für alle Individuen einheitlich, sondern von Individuum zu Individuum unterschiedlich. Eine Eingrenzung der individuellen Variationsbreite der Dosisfaktoren ist nur schwer möglich; jedoch dürfte diese mit hoher Wahrscheinlichkeit oberhalb eines Faktors 10 nach oben und unten im Vergleich zu den in /BMU 89b/ angegebenen Dosisfaktoren anzusiedeln sein (hierzu von Bedeutung sind die heute von der ICRP vorgeschlagenen neuen Dosisfaktoren /ICRP 89, ICRP 93, ICRP 95, ICRP 96/ und neuere, von der ICRP verwendete biokinetische und dosimetrische Modelle, siehe z.B. /ICRP 94/, aber auch z.B. /NUSSBAUM 94, NUSSBAUM 95/).

Dabei wurde noch nicht berücksichtigt, daß Menschen (z.B. je nach Alter und gesamt-körperlicher Konstitution) unterschiedlich empfindlich auf Strahlung reagieren, d.h. ein und diesselbe (physikalische) Dosis zu qualitativ und quantitativ unterschiedlichen biologischen Wirkungen führen kann. Dieses hat u.a. Ursachen, welche im Zusammenhang mit dem Immunsystem bzw. der körpereigenen Immunabwehr stehen, wobei die Auswirkungen der unterschiedlichen Strahlenempfindlichkeit auch die Induktionswahrscheinlichkeit für maligne Erkrankungen betreffen (siehe z.B. /UNSCEAR 88, UNSCEAR 94/ und dort zitierte Literatur). Zu beachten ist, daß die individuell unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit nicht für alle betrachteten Endpunkte (wie z.B. Leukämie, solide Tumore, genetische Schäden, etc.) gleich sein muß, sondern je nach Endpunkt durchaus unterschiedlich sein kann (siehe z.B. /BEIR 90, KÖHNLEIN 91, NUSSBAUM 93, NUSSBAUM 94, NUSSBAUM 95, UNSCEAR 88/ und dort zitierte Literatur). Im Ergebnis von Unterschieden im Hinblick auf die individuelle Strahlenempfindlichkeit im Vergleich zu der des Referenzmenschens in Höhe von einer Größenordnung für die Mannigfaltigkeit der (biologischen) Endpunkte auszugehen dürfte in Anbetracht der bestehenden Unsicherheiten eine realistische Einschätzung darstellen.

Zu untersuchen wäre weiterhin, welche Konsequenzen sich aus der aktuellen Diskussion um die Bedeutung der unter dem Stichwort "genomic instability" firmierenden Folgen einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung (siehe z.B. /MORGAN 96/) im Hinblick auf die strahlenbiologischen und Risikomodelle, welche Eingang in die AVV und die Veröffentlichungen der Internationalen Strahlenschutzkommission gefunden haben, für die Zukunft ergeben werden; diese Folgen werden sich insbesondere auch in den Werten der in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren sowie dem Spektrum der zu betrachteten Strahlenfolgen niederschlagen.

Weiterhin ist zu beachten, daß ionisierende Strahlung in Anwesenheit anderer (z.B. chemischer oder zytotoxischer) Noxen eine erhöhte Wirksamkeit aufweisen kann als ohne dem gleichzeitigen Wirken anderer Substanzen (siehe z.B. /UNSCEAR 82, UNSCEAR 94/ und dort zitierte Literatur). Aufgrund z.B. der zunehmenden Ubiquität sowohl radioaktiver wie auch chemischer Substanzen in der Umwelt muß eine gemeinsame Wirkung beider Substanzklasse in Betracht gezogen werden. Weiterhin ist die gemeinsame Wirkung ionisierender Strahlung mit anderen physikalischen Noxen und biologischen Faktoren (z.B. Viren, etc.) zu berücksichtigen. Eingrenzend bewertet dürfte die auf synergistische Effekte zurückzuführende Erhöhung der Wirksamkeit ionisierender Strahlung mit etwa einer Größenordnungen angebar sein; genauere Angaben sind aufgrund fehlender wissenschaftlicher Untersuchungen gegenwärtig nicht möglich.

Insgesamt ergibt sich daher, daß im Hinblick auf die Wirkung ionisierender Strahlung sowohl die biologische Wirkung bei gleicher physikalischer Dosis je nach betrachtetem Endpunkt individuell sehr große Unterschiede aufweisen kann wie auch die Höhe der Dosis selbst je nach individuellen Gegebenheiten und Umständen deutlich variieren kann. Das in der Strahlenschutzverordnung bestimmte Konzept der Einhaltung eines Grenzwertes für Expositionen durch ionisierende Strahlung sowie darüber hinausgehend die Begrenzung des Risikos, welches mit einer Strahlenexposition bestimmter Höhe einhergeht, trifft aufgrund der o.g. Aspekte auf prinzipielle Schwierigkeiten bzw. ist aus den genannten Gründen grundsätzlich nicht geeignet. Würde all den genannten Aspekten in vollem Umfang Rechnung getragen mit dem Ziel, daß sowohl die Grenzwerte des § 45 Abs. 1 StrlSchV einzuhalten sind wie auch die vom Ordnungsgeber als akzeptabel erachtete Höhe des Strahlenrisikos für jede Person unterschritten wird, so wären die Abgaberaten für radioaktive Stoffe mit Luft und Wasser für die einzelnen kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen um Größenordnungen niedriger festzulegen als dies heute der Fall ist. Abgaberaten, wie sie für gegenwärtig in Betrieb befindliche Atomanlagen mit der Betriebsgenehmigung festgelegt worden sind, führen in Anbetracht der großen individuellen Unterschiede der biologischen Wirkung ionisierender Strahlung dazu, daß für einen bestimmten Prozentsatz der in der Umgebung von Atomanlagen lebenden Bevölkerung die Grenzwerte des § 45 Abs. 1 StrlSchV u.U. überschritten

werden bzw. das vom Ordnungsgeber für akzeptabel erachtete individuelle Strahlenrisiko u.U. übertroffen wird.

Weiterhin muß die Verwendung exakt festgelegter, als konservativ erachteter Faktoren und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion (sowie Inhalation, β - und γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung) und als Basis zum deterministischen, d.h. in jedem Einzelfall mit Sicherheit ausweisendem, Nachweis einer Unterschreitung der in der Strahlenschutzverordnung in § 45 bestimmten Grenzwerte aufgrund der großen Variabilität der Ernährungs-, Lebens- und Verzehrsgewohnheiten der Bevölkerung (z.B. SelbstversorgerInnen und VegetarierInnen, übermäßiger Verzehr von z.B. Pilzen, Wildfleisch und Wildfrüchten, etc.) sowie in Bezug auf die für die biokinetischen und dosimetrischen Modelle verwendeten Faktoren als nicht durchführbar erachtet werden. Für einen bestimmten Prozentsatz der Bevölkerung wird die Höhe deren Strahlenexposition infolge Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser im bestimmungsgemäßen Betrieb zwangsläufig signifikant unterschätzt und für einen weiteren Teil der Bevölkerung ergibt sich ein Strahlenrisiko, welches oberhalb des vom Ordnungsgeber als akzeptabel anerkannten Wertes liegt. Eine Wahl von Werten für die in der AVV verwendeten Faktoren und Parameter, welche garantiert, daß die tatsächliche Strahlenexposition geringer ist, als diejenige, welche anhand der Berechnungsverfahren der AVV ermittelt wird, würde allein in den Fällen, daß ausschließlich die unterschiedlichen Ernährungs-, Lebens- und Verzehrsgewohnheiten berücksichtigt werden, dazu führen, daß die entsprechenden Werte der Faktoren und Parameter, um abdeckend für die Gesamtbevölkerung zu sein, so gewählt werden müßten, daß nach AVV Dosiswerte oberhalb der Grenzwerte des § 45 StrlSchV berechnet werden würden. Eine weitere Berücksichtigung der individuell unterschiedlichen biologischen Strahlenwirkung würde zu noch größeren zu wählenden Faktoren und Parametern führen. Der einzige Ausweg, der sich hier anbietet, ist die Bestimmung von statistischen Verteilungen für die in der AVV verwendeten Faktoren und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition sowie die Bestimmung und Angabe desjenigen Prozentsatzes der Bevölkerung, welcher mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe aus der jeweiligen kerntechnischen Anlage im bestimmungsgemäßen Betrieb einer Dosis ausgesetzt sein wird, welche oberhalb des Grenzwertes des § 45 StrlSchV liegt.

Aus den genannten Gründen muß die AVV als nicht dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechend und die Methodik der AVV als ungeeignet mit den in der AVV selbst genannten Zielen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser vor dem Hintergrund der Bestimmungen der Strahlenschutzverordnung und hier insbesondere § 45 Abs. 1 StrlSchV bewertet werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß mit dem in der AVV verfolgten Konzept, die Einhaltung der Grenzwerte des § 45 Abs. 1 der StrlSchV für jede einzelne Person in jedem Betriebsjahr in der Umgebung aller kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen sicherstellen zu wollen, das in der AVV ausgewiesene Ziel nicht realisiert ist und auch nicht realisierbar ist. Aufgrund von signifikanten individuellen Unterschieden im Hinblick auf die biologische Wirksamkeit ionisierender Strahlung (unterschiedliche Strahlenempfindlichkeiten, Abweichungen von den Angaben zum Referenzmenschen, synergistische Wirkungen von ionisierender Strahlung mit anderen Noxen) ist auch beim Nachweis der Einhaltung der Grenzwerte des § 45 StrlSchV durch die AVV nicht ausgeschlossen, daß für einen bestimmten Prozentsatz der Bevölkerung in der Umgebung der betrachteten kerntechnischen Anlage oder Einrichtung das resultierende Strahlenrisiko höher ist als es der Ordnungsgeber bei Erlass der Strahlenschutzverordnung als akzeptabel festgelegt hat. Zum gleichen Resultat führen im Vergleich zu den in der AVV betrachteten signifikant abweichende Ernährungs-, Lebens- und Verzehrsgewohnheiten. Aus diesen Gründen wird die AVV zum einen nicht den an sie gestellten Anforderungen (Modelle und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition so festzulegen, daß bei deren Anwendung die zu erwartende Strahlenexposition nicht, d.h. in keinem Fall, unterschätzt wird und zu garantieren, daß das resultierende Strahlenrisiko unterhalb des vom Ordnungsgeber als akzeptabel erachteten Wertes bleibt) nicht gerecht. Andererseits entspricht die AVV aber auch nicht dem Stand von Wissenschaft und Technik, welcher im Zusammenhang mit den gestellten Problemen neben einer deterministischen Betrachtungsweise auch die Verwendung probabilistischer Methoden und Verfahren (z.B. in Form von Verteilungsfunktionen für verwendetet Faktoren und Parameter sowie Bestimmung der mit der Berechnung einhergehenden Unsicherheiten) nahelegen würde.

Anhang/Appendix C1

I.1.5.3 Ausbreitung radioaktiver Stoffe in Luft und Umgebungskontamination

Sachverhalt

Um die für die Ermittlung der Strahlenexposition infolge von Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft benötigte Konzentrationsverteilung der Nuklide in der Umgebung der Quelle und am zu betrachteten Ort zu bestimmen, wird die atmosphärische Ausbreitung mittels einer zweidimensionalen Gauß-Verteilung beschrieben. Die Abnahme der Aktivität in der Abluffahne durch radioaktiven Zerfall sowie Fallout und Washout wird i.a. nicht berücksichtigt, ist aber ebenfalls in der AVV dargestellt. Die Grundgleichung zur Berechnung der Aktivitätskonzentration in der Luft bei Verwendung einer zweidimensionalen Gauß-Verteilung bei vollständiger Reflektion der Abluffahne am Boden ist gegeben durch /BMU 90/:

$$C(x,y,z) = \dot{A} (2 \sigma_y(x) \sigma_z(x) \pi u) \exp\{-y^2 / (2 \sigma_y^2(x))\} * \\ [\exp\{-(z - H)^2 / (2 \sigma_z^2(x))\} + \exp\{-(z + H)^2 / (2 \sigma_z^2(x))\}]$$

mit:

$C(x,y,z)$ Luftaktivitätskonzentration am Ort (x,y,z) in Bq m^{-3}

x, y, z kartesische Koordinaten in Ausbreitungsrichtung (x) sowie senkrecht horizontal zur Ausbreitungsrichtung (y) und vertikal (z), Angaben in m

\dot{A} Quellstärke in Bq s^{-1}

σ_y, σ_z horizontaler bzw. vertikaler Ausbreitungsparameter in m, abhängig von der Quelldistanz x , der Diffusionskategorie und der effektiven Emissionshöhe

u Windgeschwindigkeit in effektiver Emissionshöhe in m s^{-1}

H effektive Emissionshöhe in m.

Die Anwendung einer Gauß-Verteilung zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung der Radionuklide setzt voraus, daß /SSK 92/:

- das Gelände eben ist;
- die Emissionsrate (zeitlich) konstant ist;
- das meteorologische Windfeld stationär und homogen ist;
- die Turbulenz stationär und homogen ist;
- die Diffusion in Transportrichtung vernachlässigbar gegenüber der Advektion ist;
- die Schadstoffahne einmal am Boden reflektiert wird.

Da die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen in der Regel äußerst komplex sind, werden in der AVV sechs Ausbreitungsklassen (sog. Diffusionskategorien) eingeführt, um die Berechnung einfacher und übersichtlicher zu gestalten. Die Diffusionskategorien werden nach verschiedenen Schemata bestimmt, z.B. aus der Streuung der vertikalen Windrichtungsfluktuationen oder dem Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit oder aus synoptischen Betrachtungen /SSK 92/.

Bei kurzzeitiger Emission, d.h. wenn die Annahme konstanter meteorologischer Bedingungen gerechtfertigt ist, wird die bodennahe Konzentrationsverteilung im Lee der Emissionsquelle gemäß AVV unter Verwendung des Kurzeitenausbreitungsfaktors berechnet /BMU 90/:

$$C'(x,y) = \dot{A} (\sigma_y(x) \sigma_z(x) \pi u) \exp\{-y^2 / (2 \sigma_y^2(x))\} \exp\{-H^2 / (2 \sigma_z^2(x))\}$$

Anhang/Appendix C1

wobei:

$$\chi(x,y) = C'(x,y) / \dot{A}$$

der Kurzzeitenausbreitungsfaktor in $s \cdot m^{-3}$ ist.

Bei länger andauernden Emissionen (z.B. für Betrachtungen des gesamten Jahres oder des Sommerhalbjahres) ist der Langzeitenausbreitungsfaktor zu verwenden, welcher für jeden der 12 Windrichtungssektoren separat unter Berücksichtigung einer dreiparametrischen meteorologischen Statistik (6 Diffusionskategorien, diskrete Windgeschwindigkeitsstufen und 12 Windrichtungssektoren) berechnet wird /BMU 90/:

$$\chi_i^\tau(x) = C_i^\tau(x) / \dot{A} = (2 / \pi)^{0,5} N / (2 \pi x) \sum_{j=1}^6 [\exp\{-H^2 / (2 \sigma_{zj}^2(x))\}] / \sigma_{zj}(x) \sum_{m=1}^M p_{ij,m}^\tau / u_j^{j,m}$$

mit:

i, j, m i Index für den Sektor, j Index der Diffusionskategorie (6 Klassen), m Index der Windgeschwindigkeitsstufe

N Anzahl der Sektoren (Empfehlung $N = 12$)

M Anzahl der Windgeschwindigkeitsstufen

$C_i^\tau(x)$ Konzentrationsverteilung im Sektor i für das gesamte Jahr ($\tau = G$) und das Sommerhalbjahr ($\tau = S$) vom 01. Mai bis 31. Oktober

$p_{ij,m}^\tau$ Häufigkeit, mit der der Wind bei der Diffusionskategorie j und der Windgeschwindigkeit aus der Stufe m in den Sektor i im betrachteten Zeitraum τ weht

$u_j^{j,m}$ Windgeschwindigkeit in effektiver Emissionshöhe für die Stufe m und die Diffusionskategorie j.

Ist die Berechnung des Langzeitenausbreitungsfaktors für das gesamte Jahr oder Sommerhalbjahr in den 12 Sektoren nicht möglich, kann ein vereinfachtes Verfahren zur Ermittlung dieses Faktors in den einzelnen Sektoren zur Anwendung gebracht werden, welches auf der Grundlage der Häufigkeiten in den einzelnen Sektoren beruht /BMU 90/:

$$\chi_i^\tau = p_i^\tau \chi_i^G$$

mit:

p_i^τ Häufigkeit, mit der der Wind in den Sektor i im betrachteten Zeitraum τ weht

χ_i^G gleich χ^G entsprechend Anhang 8, Abbildung 1 der AVV und χ^S gleich $2 \chi^G$.

Die durch trockene Ablagerung entstehende Bodenkontaminationsrate wird in der AVV als proportional zur Konzentration in der bodennahen Luft gesetzt mit der Ablagerungsgeschwindigkeit als Proportionalitätsfaktor /BMU 90/:

$$B'_F(x,y) = v_g C(x,y,0)$$

mit:

$B'_F(x,y)$ Bodenkontaminationsrate in $Bq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$

v_g Ablagerungsgeschwindigkeit in $m \cdot s^{-1}$.

Die Ablagerungsgeschwindigkeit wird experimentell ausgehend von der in einer festen Bezugshöhe (1 m über der Vegetation) gemessenen Aktivitätskonzentration bestimmt /SSK 92/. Entsprechend dem Kurz- und Langzeitenausbreitungsfaktor wird für die trockene Ablagerung (Fallout) radioaktiver Stoffe

Anhang/Appendix C1

ein Kurzzeit- bzw. Langzeitfalloutfaktor definiert, wobei für letzteren wiederum ein vereinfachtes Berechnungsverfahren zugelassen ist /BMU 90/:

$$F'(x,y) = v_g \chi(x,y) = B_F(x,y) / A$$

bzw.:

$$F'_{i,\tau}(x) = v_g \chi_{i,\tau}(x) = B_{F,i}^{\tau}(x,y) / A$$

mit:

$F'(x,y)$ Kurzzeitfalloutfaktor in m^{-2}

$B_F(x,y)$ Bodenkontamination infolge Kurzeitemission der Aktivität A in Bq m^{-2}

A abgeleitete Aktivität in Bq

$F'_{i,\tau}(x)$ Langzeitfalloutfaktor für den Sektor i für den betrachteten Zeitraum τ in m^{-2}

$B_{F,i}^{\tau}(x,y)$ Bodenkontamination für den betrachteten Zeitraum τ durch die kontinuierliche emittierte Aktivität A in Bq m^{-2} .

Die Bodenkontaminationsrate durch Niederschlag wird in der AVV als proportional zu der über die z-Koordinate integrierten Konzentrationsverteilung mit dem Washoutkoeffizienten als Proportionalitätskonstante unterstellt.

Der Washoutkoeffizient wurde anhand der bei Experimenten mit fallenden Regentropfen ermittelten Abscheidegrade bei unterschiedlichen aerodynamischen Teilchendurchmessern sowie der Regentropfenverteilung in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität bestimmt /SSK 92/. Entsprechend dem Kurz- und Langzeitausbreitungsfaktor wird für die Ablagerung durch Niederschlag (Washout) radioaktiver Stoffe ein Kurzzeit- bzw. Langzeitwashoutfaktor definiert /BMU 90/:

$$W'(x,y) = B_w(x,y) / A = \Lambda / \{u \sigma_y(x) \sqrt{2\pi}\} \exp\{-y^2 / (2\sigma_y^2(x))\}$$

bzw.:

$$W'_{i,\tau}(x) = B_{w,i}^{\tau}(x,y) / A = N / (2\pi x) \sum_{jmk} q_{ij,mk}^{\tau} \Lambda_k / u_{j,m}$$

mit:

$W'(x,y)$ Kurzzeitwashoutkoeffizient in m^{-2}

$B_w(x,y)$ Bodenkontamination durch Niederschlag in Bq m^{-2}

Λ Washoutkoeffizient in s^{-1} ; es ist $\Lambda = \Lambda_0 (l / l_0)^{\kappa}$ mit Λ_0 Washoutkoeffizient für die Niederschlagsintensität l_0 in s^{-1} ; l_0 Niederschlagsintensität 1 mm h^{-1} ; l Niederschlagsintensität in mm h^{-1} ; κ Exponent (= 0,8 für Aerosole und Jod, = 1,0 für tritiiertes Wasser)

$W'_{i,\tau}(x)$ Langzeitwashoutfaktor in m^{-2}

$q_{ij,mk}^{\tau}$ Häufigkeit der Niederschläge nach Sektor i, Diffusionskategorie j, Windgeschwindigkeitsstufe m und Niederschlagsintensitätsstufe k im betrachteten Zeitraum τ ; es gilt $\sum_{jmk} q_{ij,mk}^{\tau} = 1$.

Anhang/Annendix C1

Für die Berechnung der Langzeitwashoutfaktors wird eine vierparametrische Statistik (neben Windrichtung und -geschwindigkeit auch Diffusionskategorie und Niederschlagsintensität) benötigt. Für die Berechnung des Langzeitfalloutfaktors ist wiederum ein vereinfachtes Berechnungsverfahren zugelassen /BMU 90/.

Zur Bestimmung der äußeren Strahlenexposition durch γ -Submersion sind in der AVV für Einzelemissionen radioaktiver Stoffe und für γ -Energien oberhalb 1 MeV für die einzelnen Diffusionskategorien Kurzeitausbreitungsfaktoren für γ -Submersion definiert, welche die Gesamtschwächung für Gammastrahlen in der Luft ohne kohärente Streuung, den Dosisaufbaufaktor in Luft ohne Einfluß des Bodens und eine Korrektur für den Einfluß des Bodens berücksichtigen /BMU 90/:

$$\chi'_{\gamma 1,j} = \iiint_{-\infty}^{+\infty} \Phi_1(\mu_1 z', \mu_1 s) \exp\{-y'^2 / (2 \sigma_{y_j}^2(x')) - (z' - H)^2 / (2 \sigma_{z_j}^2(x'))\}$$

wobei:

$$\Phi_1(\mu_1 z', \mu_1 s) = \exp(-\mu_1 R) / (4 \pi R^2) B_1(\mu_1 R) K_1(\mu_1 z', \mu_1 s)$$

mit:

$\chi'_{\gamma 1,j}$ Kurzeitausbreitungsfaktor für Gammasubmersion in $s \cdot m^{-2}$ für Einzelemissionen bei der Diffusionskategorie j und für die Gamma-Energie 1 MeV

μ_1 Gesamtschwächungsfaktor für Gammastrahlen in Luft in m^{-1} (ohne kohärente Streuung) für die Energie $E_\gamma = 1$ MeV

x, y, z Koordinaten des Aufpunktes

x', y', z' Koordinaten des Quellpunktes (Volumenelement $dx' dy' dz'$)

R Abstand zwischen dem Volumenelement $dx' dy' dz'$ der Abluffahne am Ort (x', y', z') und dem Aufpunkt (x, y, z) in m

$B_1(\mu_1 R)$ Dosisaufbaufaktor in Luft für die Gamma-Energie 1 MeV ohne Einfluß des Bodens

K_1 Korrekturfaktor für den Einfluß des Bodens

s horizontaler Abstand zwischen der senkrechten Projektion vom Volumenelement der Abluffahne auf den Boden und Aufpunkt.

In Verbindung mit einem vereinfachten Berechnungsverfahren enthält die AVV in Anhang 9 eine Graphik, aus der der Kurzeitausbreitungsfaktor für γ -Submersion entnommen werden kann /BMU 90/.

Der Langzeitausbreitungsfaktor für γ -Submersion für das gesamte Jahr und für γ -Energien von 1 MeV bei unterstellter konstanter Daueremission wird in der AVV als Summe der Beiträge in der jeweiligen Ausbreitungsrichtung und der Beiträge, die von den in den übrigen Sektoren vorhandenen Aktivitätskonzentration herrühren, berechnet /BMU 90/:

$$\chi_{\gamma 1,j}^G(r) = \sum_{k=1}^N \sum_j \sum_m u / u_{j,m} P_{k,j,m}^G S_{|k-i|,j,1}(r)$$

wobei:

$$S_{v,j,1}(r) = N / (2 \pi) \int_a^b \chi_{\gamma 1,j}^G(r \cos \theta, r \sin \theta, 0) d\theta$$

Anhang/Appendix C1

mit:

$$a \quad (2v - 1) \pi / N$$

$$b \quad (2v + 1) \pi / N$$

θ Azimutwinkel

und:

$$S_{v,j,l}(r) = S_{N-v,j,l}(r)$$

für $v > N / 2$.

Dabei wird unterstellt, daß die vorkommenden Windrichtungen innerhalb einzelner Sektoren gleich verteilt sind /SSK 92/. In dem Falle, daß der Aufwand zur Berechnung des Langzeitausbreitungsfaktors für γ -Submersion auf Basis einer dreiparametrischen Ausbreitungsstatistik nicht berechtigt erscheint oder die benötigte meteorologische Statistik nicht verfügbar ist, ist in Anhang 10 der AVV für ausgewählte effektive Emissionshöhen und eine repräsentative Ausbreitungsstatistik (basierend auf der Jülicher Wetterstatistik für die Jahre 1969 bis 1986) ein Diagramm zur graphischen Bestimmung dieses Faktors wiedergegeben. In Verbindung mit der langjährigen Ausbreitungsstatistik für den betrachteten Standort gestattet die Verwendung der Kurven im Anhang 10 der AVV auch die Durchführung eines vereinfachten Verfahrens zur Bestimmung des Langzeitausbreitungsfaktors für γ -Submersion /BMU 90/.

Sind die Emissionen der betrachteten Anlage oder Einrichtung nicht konstant, so dürfen im Falle zufällig verteilter ungleichmäßiger Quellstärke die Langzeitausbreitungsfaktoren unter bestimmten, in der AVV festgelegten Voraussetzungen dennoch angewandt werden. Diese Voraussetzungen sind, daß /BMU 90/:

- (1) die pro Tag, d.h. in 24 Stunden, emittierte Aktivitätsmenge nicht größer als 1/100 der gleichmäßig über das Jahr angenommenen Jahresemission ist;
- (2) die Emissionen nach (1) nicht systematisch jeweils zur selben Tageszeit stattfinden, sondern annähernd gleichmäßig über alle Tageszeiten verteilt sind;
- (3) in einem beliebigen Zeitraum innerhalb eines halben Jahres die Hälfte der angenommenen Jahresemissionen nicht überschritten wird.

Auch bei periodischen Emissionen dürfen, wenn die o.g. Voraussetzungen (1) und (3) erfüllt sind, die Langzeitausbreitungsfaktoren angewendet werden /BMU 90/.

Dauert die Emission nicht wesentlich länger als eine Stunde, dann sind auf diese Einzelemissionen die Kurzzeitausbreitungsfaktoren anzuwenden. Für Einzelemissionen, deren Dauer zwischen 6 und 24 Stunden beträgt, sind die mittels des Kurzzeitausbreitungsfaktors errechneten Jahresdosen mit festgesetzten Faktoren zu multiplizieren /BMU 90/.

Die für die Berechnung der Ausbreitungsfaktoren benötigten horizontalen und vertikalen Ausbreitungsparameter sind in der AVV im Falle ungestörter Ausbreitung als Potenzfunktion der Quelldistanz definiert /BMU 90/:

$$\sigma_y = p_y x^{q_y}$$

$$\sigma_z = p_z x^{q_z}$$

mit:

p_y, p_z, q_y, q_z Parameter entsprechend Tabelle 1 in Anhang 7 der AVV.

Anhang/Appendix C1

Die Ausbreitungsparameter wurden als Mittelwerte für die einzelnen Diffusionskategorien aus Ausbreitungsexperimenten, welche an verschiedenen Orten durchgeführt wurden, ohne Berücksichtigung orographischer Einflüsse mit Hilfe der Methode der kleinsten Fehlerquadrate gewonnen. In Deutschland wurden in der Kernforschungsanlage Jülich und im Kernforschungszentrum Karlsruhe für effektive Emissionshöhen von 50 m, 100 m und 180 m Ausbreitungsexperimente durchgeführt. Die in der AVV in Anhang 7, Tabelle 1 für unterschiedliche effektive Emissionshöhen angegebenen Koeffizienten zur Berechnung der Ausbreitungsparameter gelten für einen Entfernungsbereich bis zu 10 km /SSK 92/.

Für die Durchführung von Ausbreitungsrechnungen bestimmt die AVV die Verwendung einer vierparametrischen Ausbreitungsstatistik (Windgeschwindigkeit und -richtung, Diffusionskategorie sowie Niederschlagsintensität), welche über einen Zeitraum von mindestens 5 Jahren ermittelt wurde /BMU 90/. Liegt eine derartige vierparametrische Ausbreitungsstatistik nicht vor, kann die zuständige Aufsichts- und Genehmigungsbehörde die Verwendung einer dreiparametrischen Ausbreitungsstatistik (ohne Berücksichtigung der Niederschlagsintensität) für den Standort bestimmen oder eine auf den Standort anwendbare Statistik des Deutschen Wetterdienstes oder einer anderen Organisation /BMU 90/.

Als Windgeschwindigkeit, welche in die Ausbreitungsrechnungen der AVV eingeht, ist diejenige in effektiver Emissionshöhe zu verwenden, welche gemäß einer empirisch ermittelten Beziehung berechnet wird, wenn keine entsprechenden Meßwerte zur Verfügung stehen /BMU 90/:

für H größer als oder gleich 10 m:

$$u = u_1 (H / z_1)^{m_j}$$

bzw. für H kleiner als 10 m:

$$u = u_1 (10 / z_1)^{m_j}$$

mit:

u_1 Windgeschwindigkeit in Bezugshöhe z_1 oberhalb des mittleren Störniveaus in $m \cdot s^{-1}$

z_1 Bezugshöhe in m

m_j Exponent des vertikalen Windgeschwindigkeitsprofils für die Diffusionskategorie j.

Im Hinblick auf örtliche Besonderheiten sind in der AVV folgende Aspekte berücksichtigt /BMU 90/:

- (α) Kaminüberhöhung infolge des Austrittsimpulses und der im Vergleich zur Umgebungstemperatur höheren Temperatur der Abluft;
- (β) Gebäudeeinfluß hinsichtlich der Änderungen der Luftströmung und Erhöhung der Turbulenz;
- (γ) Kühlturmeinfluß hinsichtlich der Erzeugung zusätzlicher mechanischer Turbulenz und der Vermischung der Kühlturmfahne mit der Abluftfahne des Kamins;
- (δ) Orographie hinsichtlich von Änderungen der Luftströmung in orographisch gegliedertem Gelände.

Bzgl. Gebäude- und Kühlturmeinfluß bestimmt die AVV, daß von den dort angegebenen Festlegungen in dem Falle abgewichen werden darf, wenn der jeweilige Einfluß durch Windkanalversuche analysiert worden ist /BMU 90/.

Im Hinblick auf die Orographie bestimmt die AVV, daß ein Gelände dann als ausreichend eben anzusehen ist und von daher keine Modifikationen am verwendeten Gauß-Modell für die Berechnung der atmosphärischen Ausbreitung notwendig sind, wenn der Neigungswinkel des Geländes nicht größer als 5° ist. Zudem sind Dämme, Wälle und sonstige kleine Erhebungen der Bebauung und dem Bewuchs zuzurechnen /BMU 90/.

Bewertung

In diesem Abschnitt sollen Fragen zur **Geeignetheit** des Gauß-Modells sowie dessen Anwendbarkeit im Hinblick auf eine konservative **Abschätzung** von Strahlenexpositionen im Zusammenhang mit Radionuklidableitungen mit Luft, d.h. zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung, **andiskutiert**, aber nicht abschließend **behandelt** werden. Alternative Verfahren oder Modelle zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung von Luftschadstoffen werden an dieser Stelle nicht diskutiert. Im Hinblick auf Fragestellungen, welche in Verbindung mit dem in der AVV verwendeten atmosphärischen Ausbreitungsmodell stehen, sei auch auf die Ausführungen in Kapitel I.1.7 des *Strahlenbiologischen Gutachtens* hingewiesen, in welchen diese mit größerem Detaillierungsgrad behandelt werden.

In der Literatur wird übereinstimmend die Auffassung vertreten, daß das Gauß-Modell zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung von Luftschadstoffen nur unter ganz bestimmten Voraussetzungen anwendbar ist (siehe z.B. /LITTLE 79, MAßMEYER 87, NCRP 93, WITTEK 85/). So können insbesondere in komplex **gegliedertem** Gelände oder bei Vorliegen einer komplexen Meteorologie Gauß-Modelle zu falschen **Ergebnissen** betreffend die Bestimmung der ortsabhängigen Schadstoffkonzentration in der Luft **führen**. In derartigen Situationen ergibt sich durch die Anwendung fortgeschrittener, nicht auf dem Gauß-Verfahren beruhender Modelle zur Beschreibung der atmosphärischen Dispersion (z.B. Gittermodelle, Particle-In-Cell Modelle, Trajektorienmodelle) eine deutliche Verbesserung im Hinblick auf die Prognose der Luftaktivitätskonzentrationen sowie deren Unsicherheitsbandbreiten (siehe z.B. /LITTLE 79/).

Miller und Hively geben die in Tabelle 1 dargestellten Bandbreiten für das Verhältnis beobachteter zu berechneter Wert für die Schadstoffkonzentration in der Luft bei Verwendung von Gauß-Modellen bei Vorliegen unterschiedlicher Freisetzungsbedingungen an /MILLER 87/. Ersichtlich ist, daß insbesondere bei Ausbreitung in **komplex gegliedertem** Gelände sowohl für Jahresmittelwerte wie auch für Kurzzeitemissionen die **mittels eines Gauß-Modells bestimmte** Luftkonzentration u.U. deutlich unterschätzt werden kann. **Dieses** ist auch im Falle von Freisetzungen in größeren Höhen über dem Erdboden für Kurzzeitemissionen für einen bestimmt gewählten Aufpunkt selbst bei ungegliedertem Gelände und stabiler Meteorologie nicht auszuschließen. Für ebenes Gelände und Abstände < 10 km von der Quelle **schätzen** Miller und Hively, daß der Jahresmittelwert der Luftkonzentration für einen beliebigen Ort bis auf den Faktor 2 genau unter Verwendung von Gauß-Modellen berechnet werden kann. Hinzuweisen ist allerdings darauf, daß Gauß-Modelle in den hier diskutierten Fällen (komplex **gegliedertes** Gelände und/oder komplexe Meteorologie) nur als eingeschränkt validiert zu bewerten sind /MILLER 87/. In /NCRP 93/ wird explizit darauf hingewiesen, daß entlang des Ufers eines **größeren Wasserkörpers** (wie z.B. Ozeans, größerer Seen) davon auszugehen ist, daß eine komplexe Meteorologie vorliegt.

Jones gibt eine Reihe von Kriterien an, **anhand welcher** bestimmt werden kann, ob und unter welchen Umständen bestimmte **gegebene orographische** Verhältnisse bei der Berechnung der Luftkonzentration mittels Gauß-Modellen **vernachlässigt** werden können /JONES 86/. Diese betreffen in erster Linie die Neigung des Geländes sowie Hindernisse und natürliche Bodenerhöhungen. Im dem Falle, daß die von Jones angeführten Kriterien für einen gegebenen Standort nicht erfüllt sind, muß davon ausgegangen werden, daß die mit den **Ergebnissen von Berechnungen** der Schadstoffkonzentration in der Luft **mittels Gauß-Modellen korrelierten Unsicherheiten** als vergleichsweise groß zu bewerten sind. In der Praxis ist bei Anwendung von Gauß-Modellen davon auszugehen, daß die unter Verwendung **derartiger Modelle** erzielten Ergebnisse in der Regel immer eine deutlich **größere Unsicherheitsbandbreite** aufweisen, als diese aufgrund der Natur turbulenter Luftströmungen unvermeidlicherweise bei Modellierungen der atmosphärischen Ausbreitung von Stoffen anzutreffen ist /VENKATRAM 83/. Mit anderen Worten, die Genauigkeit von Berechnungen mit Verwendung von Gauß-Modellen **hängt** in hohem Maße von den Werten der Modellvariablen ab /NCRP 93/.

Für die Berechnung der atmosphärischen Ausbreitung mittels des Gauß-Modells sind in der AVV zur einfacheren und übersichtlicheren Handhabung der möglichen meteorologischen Ausbreitungsbedingungen, welche in der Regel sehr komplex sind, sechs Ausbreitungsklassen, sogenannte Diffusionskategorien, eingeführt worden. Diese werden nach unterschiedlichen Schemata bestimmt /SSK 92/:

- * aus der Streuung der Windrichtungsfluktuationen;
- * anhand des vertikalen Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit;
- * aus synoptischen Beobachtungen.

In der AVV ist die Klassifikation der Diffusionskategorien gemäß dem Verfahren von Pasquill und Klug vorgenommen worden /KLUG 69, PASQUILL 61, PASQUILL 64/; die Klassen werden mit Buchstaben von A (entsprechend der instabilsten Ausbreitungsklasse) bis F (entsprechend der stabilsten Ausbreitungskategorie) bezeichnet. Der Deutsche Wetterdienst hingegen verwendet das Verfahren von Klug-Manier /MANIER 74/, welches die Diffusionskategorie unter Verwendung synoptischer Beobachtungen bestimmt.

Miller zeigt in einer Veröffentlichung aus dem Jahre 1978, daß bei der Ermittlung der Stabilität der Ausbreitungsbedingungen je nach verwendetem Verfahren (Streuung der horizontalen Windrichtungsfluktuationen oder Untersuchung des horizontalen Temperaturgradienten und der Windgeschwindigkeit) in einer Reihe von Fällen unterschiedliche Diffusionskategorien bestimmt werden /MILLER 78/. Die Auswirkungen verwendeter unterschiedlicher Diffusionskategorien für die Berechnung der Luftkonzentration im Lee einer Quelle hängt vom Modell sowie von einer Reihe weiterer Parameter (u.a. der Emissionshöhe und den Dispersionsparametern) ab. Bei Festlegung einer inkorrekten Diffusionskategorie können je nach Entfernung zwischen Quelle und Aufpunkt und je nach tatsächlicher und verwendeter Diffusionskategorie (wobei unterstellt wird, daß tatsächliche und verwendete Kategorie um nicht mehr als eine Klasse differieren) Unterschiede bis zu zwei Größenordnungen hinsichtlich der berechneten Luftkonzentration beobachtet werden /MILLER 78/. Im Jahresmittel können die mittels der beiden unterschiedlichen Verfahren zur Bestimmung der Diffusionskategorie berechneten bodennahen Luftkonzentrationen in Abhängigkeit von der Entfernung zwischen Quelle und Aufpunkt etwa um den Faktor vier differieren /MILLER 78/.

In /SSK 92/, Abbildung 2 des Anhangs 8 ist die Schwankungsbreite des maximalen bodennahen Langzeitausbreitungsfaktors in Abhängigkeit von der Emissionshöhe in der Bundesrepublik Deutschland bei ebenen Gelände dargestellt (siehe hierzu auch Abbildung 1 in /SSK 92/). Der dort dargestellte Bereich für den Langzeitausbreitungsfaktor wurde gemäß /BONKA 82/ nach dreiparametrischen Ausbreitungsstatistiken des Deutschen Wetterdienstes für verschiedene Orte in der Bundesrepublik (u.a. auch der Kernforschungsanlage Jülich und dem Kernforschungszentrum Karlsruhe) abgeleitet. Aus der Abbildung in Anhang 8 (Abbildung 2) wird ersichtlich, daß die dort dargestellten Langzeitausbreitungsfaktoren in Bodennähe sich etwa um den Faktor vier unterscheiden. Anhand von Abbildung 1 ist zu erkennen, daß die in atomrechtlichen Genehmigungsverfahren seit 1980 verwendeten Werte für den bodennahen Langzeitausbreitungsfaktor im Mittel etwa um den Faktor zwei kleiner sind als die maximalen Faktoren, d.h. die tatsächlichen Langzeitausbreitungsfaktoren in Bodennähe im Mittel um maximal den Faktor zwei unterschätzt worden sind /SSK 92/. Zur Kritik der Langzeitausbreitungsfaktoren siehe auch /HINRICHSSEN 81, HINRICHSSEN 82/.

Vogt weist darauf hin, daß die Werte für den horizontalen und vertikalen Ausbreitungsparameter, die im Rahmen des Gauß-Modells Verwendung finden, sehr sorgfältig in Abhängigkeit vom jeweils betrachteten Standort (wesentlich ist hier die Bodenrauigkeit) unter Berücksichtigung der Emissionshöhe auszuwählen sind /VOGT 77/. Dieses legt es nahe, daß bei der Übertragung von Ausbreitungsparametern, welche nur an bestimmten Orten innerhalb der Bundesrepublik Deutschland gemessen worden sind (die Dispersionsparameter der AVV beispielsweise an den Orten der Kernforschungszentren in Jülich und Karlsruhe), auf einen anderen Standort, die Möglichkeit nicht ausgeschlossen werden kann, daß für den betrachteten Standort die Verteilung der Luftkonzentration

Anhang/Appendix C1

in der Umgebung der Quelle falsch berechnet wird. Dieses kann sowohl die Höhe der maximalen Luftkonzentration betreffen wie auch die Lage (Entfernung von der Quelle) des Maximums (siehe auch /VOGT 77/).

Aber auch beim Vergleich der in der AVV gewählten Werte für die Ausbreitungsparameter der einzelnen Diffusionskategorien mit denen, die in Rahmen von Experimenten in den siebziger Jahren von der Kernforschungsanlage in Jülich bestimmt worden sind und die in die Allgemeine Berechnungsgrundlage - Richtlinie zu § 45 StrlSchV /BMI 79/ mit eingeflossen sind /GEIß 78, VOGT 73, VOGT 74a, VOGT 74b/, zeigt sich, daß mittels der AVV - insbesondere bei größeren Freisetzungshöhen - geringere Luftkonzentrationen berechnet werden. Dieses ist in den Abbildungen 1a - f sowie 2a - f für Freisetzungshöhen von 50 bzw. 100 m dargestellt, wobei die Werte für die gewählten Ausbreitungsparameter der Tabelle 2 bzw. 3 zu entnehmen sind. Für eine Freisetzungshöhe von 100 m wird die mittels der AVV bestimmte Luftkonzentration um einen Faktor von maximal 5 geringer angegeben als unter Verwendung des Alten bzw. Neuen Systems von Jülich /GEIß 78/.

In /HINRICHSSEN 86/ wird gezeigt (hierzu siehe auch /GEIß 81a, GEIß 81b/), daß bei Verwendung eines Quasilangzeitausbreitungsfaktors, welcher anstatt kontinuierlicher Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft eine Anzahl von über das Jahr verteilten diskontinuierlichen Ableitungen von einer Stunde Dauer in Höhe des genehmigten Grenzwertes für Kurzzeitemissionen (< 24 h) unterstellt, deren Dispersion unter Verwendung des Kurzzeitausbreitungsfaktors beschrieben werden, anstelle des in der AVV betrachteten Langzeitausbreitungsfaktors für das gesamte Jahr, zu höheren Werten für die Strahlenexposition führt. So beträgt das Verhältnis Quasilangzeitausbreitungsfaktor zu Langzeitausbreitungsfaktor für das gesamte Jahr, welches multiplikativ in die Berechnung der Inhalations- und β -Submersionsdosis eingeht, gemäß /HINRICHSSEN 86/ maximal 5,5. Das entsprechend für die Boden- und Bewuchskontamination gebildet Verhältnis von Quasilangzeitausbreitungsfaktor zu Langzeitausbreitungsfaktor für das gesamte Jahr beträgt laut Hinsichten für die Vegetation maximal 12 (Jod 131) und für Boden maximal ~ 80 (Aerosole).

Zur Diskussion der ungünstigsten Einwirkungsstellen (Aufpunkte) bei Abgaben radioaktiver Stoffe mit Luft sowie einer detaillierteren Kritik an der Verwendung von Langzeitausbreitungsfaktoren für die Ermittlung der Luftaktivitätskonzentration wird auf Kapitel I.1.7 des *Strahlenbiologischen Gutachtens* verwiesen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß Gauß-Modelle, wie sie u.a. auch in der AVV verwendet werden, zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung von Luftschadstoffen nur unter bestimmten Voraussetzungen geeignet sind. Insbesondere bei einem Standort mit komplex gegliedertem Gelände oder bei komplexer Meteorologie kann infolge der Verwendung eines Gauß-Modells die tatsächliche Luftkonzentration sowohl signifikant überschätzt (bis zu einem Faktor von ~ 100) wie auch signifikant unterschätzt werden (ebenfalls bis zu einem Faktor von ~ 100). Eine komplexe Meteorologie liegt auch im Falle eines Standortes an einem Ufer eines größeren Wasserkörpers (wie z.B. Ozeans, größerer Seen) vor. Eine fehlerhafte Bestimmung der Diffusionskategorie im Zusammenhang mit den in der AVV definierten sechs Ausbreitungsklassen kann dazu führen, daß für Einzelemissionen die tatsächliche Luftkonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung Quelle - Aufpunkt um maximal zwei Größenordnungen über- oder unterschätzt wird. Je nach verwendeter Methode zur Bestimmung der Diffusionskategorie können sich um den Faktor ~ 4 unterschiedliche Werte für das Jahresmittel der Luftkonzentration ergeben. Die im Rahmen atomrechtlicher Genehmigungsverfahren seit 1980 verwendeten Werte für den bodennahen Langzeitausbreitungsfaktor sind im Mittel etwa um den Faktor zwei kleiner als die maximalen Faktoren, welche für die Bundesrepublik Deutschland ermittelt worden sind. Auch im Vergleich zu den Werten des Alten und Neuen Systems von Jülich ergeben sich bei Verwendung der in der AVV angegebenen Ausbreitungsparameter bei einer Emissionshöhe von 100 m um maximal den Faktor ~5 kleinere Luftkonzentrationen. Die Übertragbarkeit der an einem Standort gemessenen Ausbreitungsfaktoren auf einen anderen Standort ist nur bedingt möglich und bedarf sorgfältiger

Untersuchungen. Wesentlich höhere Luftkonzentrationen sowie Bewuchs- und Bodenkontaminationen ergeben sich bei Verwendung von Quasilangzeitausbreitungsfaktoren im Vergleich zu Langzeitausbreitungsfaktoren; Quasilangzeitausbreitungsfaktoren gehen von der (realistischen) Annahme einer Reihe diskontinuierlicher Ableitungen aus, für welche die atmosphärische Ausbreitung anhand des Kurzzeitausbreitungsfaktors berechnet wird.

1.1.5.4 Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft

Sachverhalt

Zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft werden in der AVV folgende Expositionspfade berücksichtigt /BMU 90/:

- (1) Exposition durch Betastrahlung innerhalb der Abluftfahne (β -Submersion);
- (2) Exposition durch Gammastrahlung aus der Abluftfahne (γ -Submersion);
- (3) Exposition durch Gammastrahlung der am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe (γ -Bodenstrahlung).

Zur Ermittlung der inneren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft werden in der AVV folgende Expositionspfade berücksichtigt /BMU 90/:

- (4) Exposition durch Radionuklide, die mit der Atemluft inhaled werden (Inhalation);
- (5) Exposition durch Radionuklide, die durch den Verzehr von Lebensmitteln inkorporiert werden (Ingestion), für folgende Pfade:
 - * Luft \Rightarrow Pflanze
 - * Luft \Rightarrow Futterpflanze \Rightarrow Kuh \Rightarrow Milch
 - * Luft \Rightarrow Futterpflanze \Rightarrow Tier \Rightarrow Fleisch.

Bei den Expositionspfaden infolge Ingestion ist jeweils der direkte Pfad Luft - (Futter-)Pflanze wie auch der indirekte Pfad Luft - Boden - (Futter-)Pflanze zu betrachten.

Die Jahresdosis im Organ oder Gewebe durch äußere Bestrahlung über den Abluftpfad berechnet sich aus den Jahresdosen der unter (1) - (3) genannten Beiträge, wobei /BMU 90/:

- (i) für β -Submersion nur das Organ Haut (Dosis in 0,07 mm Tiefe) betrachtet wird, und
- (ii) es für Ableitungen von Radionuklidgemischen zulässig ist, die effektive Dosis mit den einzelnen radionuklidspezifischen Effektivdosisfaktoren zu berechnen; die Jahresdosis ergibt sich dabei als Summe über die Dosisbeiträge der einzelnen Nuklide des Gemisches.

Bewertung

Bei den zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft in der AVV berücksichtigten Expositionspfaden ist der Pfad Ablagerung von Radionukliden auf Haut und Kleidung nicht mit in die Betrachtung einbezogen worden. Eine Bewertung dieses Sachverhaltes wird in den Abschnitten I.1.5.4.1 und I.1.5.4.2 vorgenommen.

Die Betrachtung derjenigen Stellen, an denen sich die höchste effektive Dosis oder die höchsten Teilkörperdosen ergeben, unter Berücksichtigung realer Nutzungsmöglichkeiten getrennt für die Ermittlung der äußeren und inneren Strahlenexposition ist insgesamt als konservativ zu bewerten. Die Berücksichtigung realer Nutzungsmöglichkeiten bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition stellt insofern keine Restriktion dar, wie davon auszugehen ist, daß in der Regel eine Stelle in Hauptausbreitungsrichtung am Zaun des Anlagengeländes als Aufpunkt zugrunde gelegt wird. Da die äußere Strahlenexposition mit der Nähe zur Quelle ansteigt, ergibt sich an der Begrenzung des Anlagengeländes in Hauptausbreitungsrichtung die höchste Strahlenbelastung infolge äußerer Exposition außerhalb des Betriebsgeländes. Da an dieser Stelle in der Regel ein

uneingeschränkter Aufenthalt möglich ist, ist dieser Ort als Ort für eine realistische Strahlenexposition infolge β - und γ -Submersion sowie γ -Bodenstrahlung einzuordnen.

Eine Abschätzung der Höhe der Konservativität, welche mit der Betrachtung derjenigen Stellen verbunden ist, an denen sich die höchste effektive Dosis oder die höchsten Teilkörperdosen ergeben unter Berücksichtigung realer Nutzungsmöglichkeiten, im Hinblick auf die äußere und innere Strahlenexposition ist in Abschnitt I.1.5.3 im Zusammenhang mit der Diskussion der Ausbreitung radioaktiver Stoffe und Umgebungskontaminationen vorgenommen worden.

Bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition wird betreffend Ingestion und Inhalation der Pfad Resuspension radioaktiver Stoffe nicht betrachtet. Des weiteren werden bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition durch den Verzehr kontaminierter Lebensmittel lediglich die unter (5) genannten Pfade berücksichtigt, nicht hingegen der Verzehr von Lebensmitteln, welche bevorzugt bestimmte radioaktive Stoffe anreichern. Für eine Bewertung dieser Sachverhalte wird auf die Abschnitte I.1.5.4.4 und I.1.5.4.5 verwiesen.

Die ausschließliche Betrachtung der äußeren Strahlenexposition infolge β -Submersion im Hinblick auf das Organ Haut (Dosis in 0,07 mm Tiefe) in der AVV ist in Anbetracht der kurzen Reichweite von β -Strahlen im Gewebe adäquat; eine nennenswerte äußere Exposition anderer Organe oder Gewebe (ausgenommen der Augenlinse) ist nicht zu erwarten. Die Exposition der Augenlinse infolge β -Submersion kann als vergleichsweise gering (nuklidabhängig etwa eine bis zwei Größenordnungen kleiner im Vergleich zur Hautdosis gemäß /BMU 89b/) bei der Ermittlung der Strahlenexposition vernachlässigt werden.

Die oben unter (ii) zitierte Aussage ist eine Konsequenz des Äquivalentdosis-Prinzips sowie eines strahlenbiologischen Wirkungsmodells, welches auf der Annahme einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung ohne Schwellendosis, wie es im Falle stochastischer Strahlenwirkungen unterstellt wird, basiert, und soll im Rahmen dieser Ausarbeitung nicht diskutiert werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß bei den in der AVV berücksichtigten Expositionspfaden bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition der Pfad Ablagerung von Radionukliden auf Haut und Kleidung nicht mit in die Betrachtung einbezogen worden ist, bei der Ermittlung der inneren Exposition hingegen die Resuspension radioaktiver Stoffe unbeachtet bleibt. Des weiteren sind bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition infolge Ingestion nur bestimmte, u.U. nicht die hauptsächlich relevanten Belastungsketten berücksichtigt worden. Die Berechnung der Strahlenexposition, ausgehend von der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft, erfolgt im Rahmen der AVV unter Verwendung allgemeiner dosimetrischer und strahlenbiologischer Modelle, auf die in dieser Ausarbeitung nicht weiter eingegangen werden soll.

I.1.5.4.1 Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch β -Submersion

Sachverhalt

Bei der Berechnung der Strahlenexposition infolge β -Submersion wird in der AVV davon ausgegangen, daß diese der Aktivitätskonzentration des Radionuklids in der Luft am betrachteten Ort direkt proportional ist, welche ausgehend vom Langzeitausbreitungsfaktor für das gesamte Jahr bestimmt wird. Als Proportionalitätsfaktor wird der nuklidspezifische Dosisleistungsfaktor für Haut (Dosis in 0,07 mm Tiefe) durch β -Submersion verwendet. Die Strahlenexposition durch Betastrahlung innerhalb der Abluftfahne (β -Submersion) berechnet sich gemäß AVV wie folgt /BMU 90/:

$$H_{T,\beta,r} = A_r \chi^G g_{\beta,r,T}$$

Anhang/Appendix C1

mit:

$H_{T,\beta,r}$ Strahlenexposition durch β -Submersion für das Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r in Sv

A_r jährliche Ableitungsmenge des Radionuklids r in Bq

χ^G Langzeitausbreitungsfaktor für das gesamte Jahr am betrachteten Ort in $s\ m^{-3}$

$g_{\beta,r,T}$ Dosisleistungsfaktor für die Haut in 0,07 mm Tiefe durch β -Submersion des Radionuklids r in $Sv\ m^3\ Bq^{-1}\ s^{-1}$ gemäß /BMU 89b/; für alle anderen Organe ist $g_{\beta,r,T} = 0$ zu setzen.

Während des Transportes in der Atmosphäre sich bildende Tochternuklide sind gegebenenfalls (bei Transportzeiten $> 100\ s$) bei der Dosisberechnung durch Wahl des Dosisleistungsfaktors mit Berücksichtigung von Tochternukliden für das Primärnuklid zu berücksichtigen /BMU 90/.

Bewertung

Bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition infolge β -Submersion wird in der AVV von einer konstanten Quellstärke innerhalb des Quellvolumens um die Referenzperson, dessen Abmessung durch die Reichweite der β -Strahlung bestimmt ist, ausgegangen. Dieses Vorgehen kann als realistisch ohne entsprechende Konservativitäten bewertet werden, da eine räumlich inhomogene Verteilung luftgetragener Stoffe auf den hier zur Diskussion stehenden kleinen Skalen (wenige Meter entsprechend der Reichweite der β -Strahlung) zu vernachlässigen ist.

In der AVV wird eine Aufenthaltsdauer im Freien von 8760 Stunden pro Jahr, entsprechend 100 Prozent, angesetzt. Wird berücksichtigt, daß diese Annahme nicht zutrifft, d.h. die jährliche Aufenthaltsdauer im Freien weniger als 8760 Stunden beträgt (etwa 1750 Stunden entsprechend 20 Prozent eines Jahres /UNSCEAR 88/), der Rest der Stunden eines Jahres hingegen der Aufenthalt in Gebäuden vorstatten geht, in welchem die Dosisrate infolge der Abschirmung durch das Gebäude im Vergleich zum Freien geringer ist, so resultiert insgesamt für das Jahr tatsächlich eine geringe Strahlenexposition infolge β -Submersion als in der AVV berechnet wird. Unterstellt, die Luftaktivitätskonzentration in einem Gebäude beträgt 60 Prozent derjenigen außerhalb des Gebäudes (in /NCRP 93/ wird ein Wert von 0,3 genannt für Inhalation, d.h. Aerosole; da es sich im hier betrachteten Fall überwiegend um gasförmige Stoffe handelt, wurde dieser Wert mit dem Faktor 2 multipliziert) und eine Referenzperson hält sich zu 80 Prozent der Stunden eines Jahres nicht im Freien auf, so resultiert daraus eine Strahlenexposition infolge β -Submersion (im Vergleich zu der mittels der Annahmen der AVV berechneten) in Höhe von:

$$H_{T,\beta,r}(\text{real}) = A_r g_{\beta,r,T} (0,8 * 0,6 * \chi^G + 0,2 * 1 * \chi^G) = 0,68 H_{T,\beta,r}(\text{AVV})$$

mit:

$H_{T,\beta,r}(\text{real})$ tatsächliche Strahlenexposition infolge β -Submersion

$H_{T,\beta,r}(\text{AVV})$ mittels der AVV berechnete Strahlenexposition infolge β -Submersion.

Mithin überschätzt das Berechnungsverfahren der AVV zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge β -Submersion die tatsächliche Dosis durch nicht Berücksichtigung der Abschirmung durch Gebäude etwa um den Faktor 1,5. Bei einer Aufenthaltsdauer von 50 % des Jahres im Freien überschätzt das in der AVV verwendete Berechnungsverfahren die tatsächliche Dosis noch um den Faktor 1,2.

Die nicht Berücksichtigung der β -Strahlung, welche von am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffen ausgeht (β -Bodenstrahlung), und die Exposition durch Radionuklide, die auf Haut oder Kleidung abgelagert wurden, bei der Ermittlung der Strahlenexposition gemäß der AVV führt - wie in /SSK 92/ angeführt - für den bestimmungsgemäßen Betrieb von Atomanlagen aufgrund des jeweils

Anhang/Appendix C1

vergleichsweise geringen Beitrags zur Gesamtdosis zu keiner bedeutsamen Unterschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition. Dieser Aussage kann insofern gefolgt werden, wie durch Kleidung und Körper eine Abschirmung gegenüber der vergleichsweise kurzreichweitigen β -Strahlung, welche von am Boden deponierten Nukliden ausgeht, besteht, und für β -strahlende Nuklide, welche auf der Haut oder Kleidung deponiert worden sind, zum einen nur eine relativ kurze Expositionsdauer vor Entfernung der Kontamination zu unterstellen ist und zum anderen ebenfalls durch Kleidung eine Abschirmung bewirkt wird.

In /BMU 89b/ wird darauf hingewiesen, daß in dem Falle, in dem die tatsächliche Transportzeit der emittierten Radionuklide von der Quelle zum Aufpunkt von der in der AVV angenommenen (100 s) wesentlich abweicht, die während des Transportes gebildete Aktivität aller Folgeprodukte bestimmt werden muß. Die berechneten Folgeproduktaktivitäten werden anschließend unter Verwendung der zugehörigen Dosisfaktoren zur Berechnung der Submersionsdosis herangezogen. Bei Beachtung dieser Empfehlung kann das in der AVV beschriebene Berechnungsverfahren im Hinblick auf die Bildung von Folgeprodukten während des Transportes von der Quelle bis zum Aufpunkt als realistisch bewertet werden.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für β -Submersion als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschen /ICRP 75/ als abdeckend in dem Sinne zu betrachten ist, daß bei Verwendung der in diesem Konzept getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge β -Submersion als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge β -Submersion aufgrund einer angenommenen Aufenthaltsdauer im Freien von 100 Prozent des Jahres (Vernachlässigung der Abschirmwirkung von Gebäuden bei Aufenthalt in selbigen) zu einer Überschätzung der tatsächlichen Dosis um den Faktor $\sim 1,5$ führt. Die Vernachlässigung der äußeren Exposition infolge der Kontamination von Haut und Kleidung resultiert in keiner bedeutsamen Unterschätzung der tatsächlichen äußeren Exposition. Während des Transportes entstehende Folgeprodukte werden bei dem der AVV zugrunde liegenden Berechnungsverfahren mit betrachtet. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschen der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition infolge β -Submersion bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft nicht diskutiert.

1.1.5.4.2 Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch γ -Submersion

Sachverhalt

Bei der Berechnung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion werden die Dosisbeiträge aus der gesamten Abluftfahne dahingehend berücksichtigt, wie über alle Volumenelemente der Fahne unter Berücksichtigung der Absorption und Streuung der γ -Quanten durch Luft, Erdboden und im Menschen integriert wird. Für die Dosisberechnung werden die γ -Quanten dabei in zwei Energiegruppen unterteilt ($< 0,2$ MeV bzw. $> 0,2$ MeV). Die Dosis infolge γ -Submersion berechnet sich unter Verwendung des Langzeitausbreitungsfaktors für γ -Submersion für das gesamte Jahr getrennt nach Energiegruppen /BMU 90/.

Folgende Vereinfachungen bzw. Näherungen kommen im Zusammenhang mit der Berechnung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion in der AVV zur Anwendung /BMU 90, SSK 92/:

Anhang/Appendix C1

- * der Organdosiskonversionsfaktor, welcher von der Höhe und vom horizontalen Abstand des Radionuklid-Wolkenelementes abhängt, wird durch den Faktor für eine homogene halbumendliche Wolke ersetzt (Überschätzung der Strahlenexposition für große Freisetzungshöhen, Unterschätzung um maximal 20 % für bodennahe Freisetzungen);
- * für die Energiegruppe mit γ -Energien $< 0,2$ MeV wird als Näherung der Ausbreitungsfaktor für γ -Energien von 0,1 MeV und für γ -Energien $> 0,2$ MeV der für 1 MeV verwendet;
- * der Ausbreitungsfaktor für γ -Energien von 0,1 MeV wird gleich dem Doppelten des Ausbreitungsfaktors für γ -Energien von 1 MeV gesetzt;
- * die Abschirmwirkung durch Gelände wird nicht berücksichtigt.

Unter Berücksichtigung dieser Annahmen gibt die AVV folgende Formel zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion an /BMU 90/:

$$H_{T,\gamma,r} = A_r \chi_{\gamma 1}^G g_{\gamma,r,T} (2 - f_r)$$

mit:

- $H_{T,\gamma,r}$ Strahlenexposition durch γ -Submersion für das Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r in Sv
- $\chi_{\gamma 1}^G$ Langzeitausbreitungsfaktor für γ -Submersion für das gesamte Jahr am betrachteten Ort für die Energiegruppe 1 bei Gamma-Energien von 1 MeV in $s\ m^{-2}$
- $g_{\gamma,r,T}$ Dosisleistungsfaktor für das Organ oder Gewebe T durch γ -Submersion des Radionuklids r in $Sv\ m^2\ Bq^{-1}\ s^{-1}$ gemäß /BMU 89b/
- f_r Anteil des Gamma-Energieemissionsspektrums des Radionuklids r oberhalb der Energie 0,2 MeV.

Während des Transportes in der Atmosphäre sich bildende Tochternuklide sind bei der Dosisberechnung durch Wahl des Dosisleistungsfaktors mit Berücksichtigung von Tochternukliden für das Primärnuklid zu berücksichtigen /BMU 90/. Für Kleinkinder sind die Dosisleistungsfaktoren für γ -Submersion aus /BMU 89b/ mit dem Faktor 1,2 zu multiplizieren, um einer im Vergleich zu Erwachsenen anderen Organabschirmung bei Kindern Rechnung zu tragen.

Bewertung

Die Verwendung eines Organdosiskonversionsfaktors für eine homogene halbkugelunendliche Wolke an Stelle des Konversionsfaktors für die tatsächlich vorliegende Form der radioaktiven Wolke, welcher außer von der Höhe der Wolke auch von dem horizontalem Abstand zur Wolke abhängt, resultiert in einer Überschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition infolge γ -Submersion um einen Faktor 1,2 für Entfernung größer 3 km bei Gamma-Energien von 0,7 MeV und mittleren atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen /NCRP 93, LEGRAND 80/. Für geringe Entfernung von Aufpunkt zu Quelle (< 2 km) ergeben sich für Freisetzungshöhen > 60 m z.T. Unterschätzungen um einen Faktor 1,5 /LEGRAND 80/. Ein Einfluß des Bodens auf die Dosis durch äußere Exposition bei Annahme einer homogenen halbkugelunendlichen Wolke ist nur für Photonenenergien $< 0,5$ MeV nachweisbar; für größere Gamma-Energien sind KERMA und effektive Dosis nahezu identisch /LEGRAND 88/. Die Strahlenschutzkommission gibt in ihrer Veröffentlichung für bodennahe Freisetzungen einen Faktor von maximal 1,2 im Hinblick auf eine mögliche Unterschätzung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion bei Verwendung eines Organdosiskonversionsfaktors für eine homogene halbkugelunendliche Wolke an /SSK 92/.

Jacob und Paretzke zeigen anhand des Vergleichs der Verhältnisse von Kurzeitausbreitungsfaktoren für verschiedene Energien zwischen 50 keV und 5 MeV zum Kurzeitausbreitungsfaktor für 1 MeV (jeweils Kurzeitausbreitungsfaktors gemäß /BMI 77b/) bei einer Freisetzungshöhe von 50 m und

unterschiedlichen Ausbreitungskategorien, daß die Dosis durch γ -Submersion bei Verwendung des Kurzzeitausbreitungsfaktors für 1 MeV für kleine Gamma-Energien (bis 100 keV) bis zu Entfernungen von 1.000 m unterschätzt wird (maximal um den Faktor 1,7), bei größeren Gamma-Energien (5 MeV) hingegen wird die Dosis in Entfernungen größer 1.000 m unterschätzt (um einen Faktor 1,35 für die Ausbreitungskategorie F bei einer Entfernung von 1.000 m) /JACOB 88/. Die Autoren schlagen vor, anstelle des Ausbreitungsfaktors gemäß /BMI 77b/ einen Faktor zu verwenden, wie er in Gleichung 3.4 in der AVV definiert ist, allerdings mit einer Gamma-Energie von 2 MeV anstelle 1 MeV wie in der AVV. Unter Verwendung des von ihnen vorgeschlagenen Verfahrens, so Jacob und Paretzke, würden sich die Ausbreitungsfaktoren für γ -Submersion für Kaminhöhen zwischen 50 und 200 m, Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 50 und 1.000 m und Photonenenergien zwischen 0,08 und 3 MeV nach einer Mittelung über verschiedene Wetterlagen auf 20 % genau berechnen lassen /JACOB 88/. Diese Auffassung hat sich auch die Strahlenschutzkommission in /SSK 92/ zu eigen gemacht.

Le Grand et al. geben Faktoren für die Abschirmung gegenüber einer Exposition infolge γ -Submersion bei Aufenthalt in Gebäuden zwischen 0,5 (Erdgeschoß) und 0,01 (Keller eines mehrstöckigen Gebäudes) an /LEGRAND 90/ (siehe auch /NCRP 93/). Bei Häuserblöcken kann der Abschirmfaktor sogar noch geringer sein /LEGRAND 90/. Für Apartments bestimmten LeGrand et al. mittlere Abschirmfaktoren im Bereich von 0,05 bis 0,23 je nach betrachtetem Nuklid und einen Maximalwert von 0,35 für das Isotop Kr-88 /LEGRAND 90/. Gleichfalls ist im Freien in der Nähe von Gebäuden die Strahlenexposition durch γ -Submersion durch die Gebäudeabschirmung gegenüber derjenigen 'auf freiem Feld' geringer (in Straßenschluchten beispielsweise bis zu einem Faktor 2, siehe z.B. /LEGRAND 90/).

In der AVV wird eine Aufenthaltsdauer im Freien von 8760 Stunden pro Jahr, entsprechend 100 Prozent, angesetzt. Wird berücksichtigt, daß diese Annahme nicht zutrifft, d.h. die jährliche Aufenthaltsdauer im Freien etwa 20 Prozent eines Jahres beträgt /UNSCEAR 88/), der Rest der Stunden eines Jahres hingegen in Gebäuden verbracht wird, in welchem die Dosisrate infolge der Abschirmung durch das Gebäude im Vergleich zum Freien geringer ist, so resultiert insgesamt für das Jahr tatsächlich eine geringe Strahlenexposition infolge γ -Submersion als in der AVV berechnet wird. Unterstellt, der Abschirmfaktor für Gebäude beträgt im Mittel 0,2 (Wert gemäß /NCRP 93/) und eine Referenzperson hält sich zu 80 Prozent der Stunden eines Jahres nicht im Freien auf, so resultiert daraus eine Strahlenexposition infolge γ -Submersion (im Vergleich zu der mittels der Annahmen der AVV berechneten) in Höhe von:

$$H_{T,\gamma,r}(\text{real}) = A_r \chi_{\gamma_1}^G g_{\gamma,r,T} (2 - f_r) (0,8 * 0,2 * \chi_{\gamma_1}^G + 0,2 * 1 * \chi_{\gamma_1}^G) = 0,36 H_{T,\gamma,r}(\text{AVV}).$$

mit:

$H_{T,\gamma,r}(\text{real})$ tatsächliche Strahlenexposition infolge γ -Submersion

$H_{T,\gamma,r}(\text{AVV})$ mittels der AVV berechnete Strahlenexposition infolge γ -Submersion.

Mithin überschätzt das Berechnungsverfahren der AVV zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion die tatsächliche Dosis durch nicht Berücksichtigung der Abschirmung durch Gebäude etwa um den Faktor 2,8 (eine Abschirmung durch umliegende Gebäude bei Aufenthalt im Freien wurde nicht unterstellt). Bei einer Aufenthaltsdauer von 50 % des Jahres im Freien überschätzt das in der AVV verwendete Berechnungsverfahren die tatsächliche Dosis noch um den Faktor 1,7.

Nicht berücksichtigt bei der Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion werden bei dem in der AVV angewandten Berechnungsverfahren die Pfade äußere Bestrahlung infolge γ -Submersion in der Luft befindlicher resuspendierter Radionuklide und äußere Bestrahlung durch radioaktive Kontaminationen der Haut und Kleidung. Es kann jedoch angenommen werden, daß beide Expositionspfade bei Betrachtung von Radionuklidableitungen mit Luft im bestimmungsgemäßen Betrieb eine zu vernachlässigende Rolle spielen aufgrund der vergleichsweise geringen Menge von

Anhang/Appendix C1

auf dem Boden deponierten Nukliden resp. vergleichsweise geringer Luftaktivitätskonzentration und einer relativ kurzen Expositionsdauer vor Entfernung von Kontamination auf der Haut oder Kleidung. Für bestimmte kritische Personengruppen (z.B. in der Landwirtschaft oder im Straßenbau beschäftigte Personen, welche länger andauernd einer hohen Staubbelastung ausgesetzt sind) wäre diese Aussage allerdings noch zu prüfen.

Ob der im Zusammenhang mit der Berechnung der Dosisfaktoren für γ -Submersion zugrunde gelegte Dosisleistungsanteil der Folgeprodukte, welcher von der Annahme einer Transportzeit der Radionuklide von 200 s von der Quelle bis zum betrachteten Aufpunkt ausgeht, im Einzelfall zutrifft, ist u.a. insbesondere vom emittierten Nuklidspektrum abhängig. Eine Aussage dahingehend, ob die Berechnungsvorschrift der AVV sowie die verwandten Dosisfaktoren für γ -Submersion konservativ sind, kann an dieser Stelle ohne vertiefende Untersuchungen nicht getroffen werden.

Ebenfalls erfolgt im Rahmen dieser Stellungnahme keine Bewertung der Festlegung des Korrekturfaktors auf den Wert von 1,2 zur Umrechnung der in /BMU 89b/ angegebenen Dosisfaktoren für γ -Submersion für Erwachsene auf Kleinkinder zur Berücksichtigung einer gegenüber Erwachsenen geringeren Organabschirmung.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für γ -Submersion als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschens /ICRP 75/ als abdeckend in dem Sinne zu betrachten ist, daß bei Verwendung der in diesem Konzept getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß aufgrund der Vernachlässigung der Abschirmwirkung von Gebäuden infolge der Annahme einer ganzjährigen Aufenthaltsdauer einer Referenzperson im Freien die äußere Strahlenexposition infolge γ -Submersion unter Verwendung der Berechnungsvorschrift der AVV um einen Faktor zwischen $\sim 1,7$ und $\sim 2,8$ überschätzt wird. Die Überschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition kann maximal $\sim 3,4$ betragen bei Berücksichtigung der Unsicherheiten, die sich infolge der Verwendung eines Ausbreitungsfaktors nur für Gamma-Energien von 1 MeV ergeben, wie es in der AVV geschieht. Minimal ergibt sich bei Berücksichtigung der mit der Verwendung eines Ausbreitungsfaktors nur für Gamma-Energien von 1 MeV und der Modellierung der radioaktiven Wolke als halbkugelunendliche Wolke einhergehenden Unterschätzung sowie der durch Vernachlässigung der Gebäudeabschirmung bedingten Überschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition ein Konservativitätsfaktor der AVV in Bezug auf γ -Submersion von $\sim 1,0$. Beiträge der in der AVV nicht berücksichtigten Pfade γ -Submersion von in der Luft befindlichen resuspendierten Nukliden und infolge von Kontaminationen der Haut und Kleidung werden bei Emissionen im bestimmungsgemäßen Betrieb in der Regel als vernachlässigbar erachtet; im Hinblick auf kritische Gruppen ist diese Aussage jedoch zu prüfen. Keiner Bewertung unterzogen wurden die Festlegungen der AVV in Bezug auf die Berücksichtigung des Dosisbeitrags von Folgeprodukten, die während des Transportes von der Quelle zum Aufpunkt entstehen, sowie in Bezug auf die Festsetzung des Umrechnungsfaktors der Dosisfaktoren für γ -Submersion für Erwachsene auf den für Kleinkinder. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschens der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft nicht diskutiert.

1.1.5.4.3 Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch γ -Bodenstrahlung

Sachverhalt

Bei der Berechnung der Strahlenexposition durch Gammastrahlung von am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe werden Radionukliddepositionen in einem Umkreis von bis zu einigen hundert Metern vom Aufenthaltsort berücksichtigt. In diesem Umkreis ist von der gleichen abgelagerten Aktivität wie am betrachteten Ort auszugehen. Die Jahresdosis durch γ -Bodenstrahlung wird bestimmt unter Verwendung des Langzeitfallout- und -washoutfaktors für das gesamte Jahr sowie unter Berücksichtigung der nuklidspezifischen effektiven Ablagerungszeit und eines Korrekturfaktors zur Berücksichtigung der Bodenrauigkeit und des Eindringens in tiefere Bodenschichten /BMU 90/:

$$H_{T,b,r} = A_r (E_r^G + W_r^G) K_{b,r} g_{b,r,T} b$$

mit:

- $H_{T,b,r}$ Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung für das Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r in Sv
- E_r^G Langzeitfalloutfaktor für das gesamte Jahr in m^{-2}
- W_r^G Langzeitwashoutfaktor für das gesamte Jahr in m^{-2}
- $K_{b,r}$ effektive Ablagerungszeit für das Radionuklid r in s mit $K_{b,r} = (1 - \exp(-\lambda_r t_b)) / \lambda_r$, mit λ_r physikalische Zerfallskonstante des Radionuklids r in s und t_b Zeitraum, innerhalb dessen das Radionuklid r auf dem Erdboden abgelagert wird in s
- $g_{b,r,T}$ Dosisleistungsfaktor für das Organ oder Gewebe T durch Bodenstrahlung des Radionuklids r in $Sv m^2 Bq^{-1} s^{-1}$
- b Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Bodenrauigkeit und des Eindringens in tiefere Bodenschichten; es ist $b = 0,5$ zu setzen.

Es ist eine Akkumulationszeit (kontinuierliche Ablagerung) von 50 Jahren vor dem Bezugsjahr zu unterstellen, die bereits bei der Berechnung der Dosisleistungsfaktoren für Bodenstrahlung berücksichtigt worden ist /BMU 89b/.

Bewertung

Die dem in der AVV angewendeten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung zugrunde liegende Annahme einer homogenen Aktivitätsverteilung am Erdboden im jeweiligen Umkreis um den betrachteten Aufpunkt stellt eine Idealisierung der Realität dar; in Wirklichkeit wird nahezu immer infolge räumlich ungleichmäßiger Deposition durch Fallout und insbesondere Washout sowie der Umverlagerung bereits auf dem Erdboden deponierter Nuklide (z.B. infolge Resuspension oder mit ablaufendem Niederschlagswasser) die Aktivitätsverteilung im zu betrachteten Umkreis inhomogen sein. Eine solche Umverteilung bereits auf dem Erdboden abgelagerter Nuklide sowie eine damit u.U. einhergehende lokal begrenzte Aktivitätsakkumulation und inhomogene Aktivitätsverteilung auf dem Erdboden wird im Rahmen der AVV nicht unterstellt. Lokal begrenzte Anreicherungen von Radionukliden auf dem Erdboden (sog. 'hot spots') wurden u.a. nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl beobachtet (siehe z.B. /ICP 91/).

Wird eine um den Faktor 10 höhere lokal begrenzte Anreicherung von auf dem Erdboden deponierten Radionukliden gegenüber einer mittleren, gemäß dem Berechnungsverfahren der AVV bestimmten, Flächenaktivität unterstellt sowie eine Aufenthaltsdauer von 5 Prozent des Jahres in direkter Nähe zu einer solchen Stelle, so ergibt sich eine um den Faktor 1,5 höhere Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung gegenüber der mittels der AVV bestimmten.

Da in der AVV für die Berechnung der Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung von einer Ablagerungszeit von 50 Jahren ausgegangen wird, resultiert aus der Annahme einer konstanten Bodenkontaminationsrate über diesen Zeitraum keine Auswirkung im Hinblick auf die Nuklidzusammensetzung der abgeleiteten Gemische. Die Verwendung einer Ablagerungszeit von 50 Jahre selbst führt in Anbetracht erwarteter Betriebszeiten für Atomkraftwerke von 40 Jahren zu einem Konservativitätsfaktor in Höhe von $<1,25$ (für kurzlebige Nuklide spielt die Betrachtung von 50 Jahren in Bezug auf die Ablagerung keine Rolle), da die Grenzwerte des § 45 StrlSchV in jedem Betriebsjahr einer Atomanlage eingehalten werden müssen, mithin auch im vierzigsten Jahr.

Bei Aufenthalt in Gebäuden wird die γ -Bodenstrahlung durch die Gebäudestrukturen abgeschirmt. In der AVV wird eine Abschirmung durch Gebäude nicht in Rechnung gestellt, d.h. es wird von einer Aufenthaltsdauer im Freien von 100 Prozent des Jahres ausgegangen. Burson und Profio geben für die USA für Holzhäuser ohne Unterkellerung einen Mittelwert von 0,4 (Bereich 0,2 - 0,5) für den Abschirmfaktor an und für mehrstöckige, aus Stein errichtete Häuser einen mittleren Abschirmfaktor von 0,005 (Bereich 0,001 - 0,015) /BURSON 75, BURSON 77/. Ähnliche Werte werden für Europa genannt (siehe z.B. /JACOB 87, JENSEN 84, LEGRAND 87/). Im UNSCEAR-Bericht von 1988 wird die Verwendung eines mittleren Abschirmfaktors in Höhe von 0,2 empfohlen /UNSCEAR 88/. Dieser wird der folgenden Betrachtung zugrunde gelegt.

In der AVV wird eine Aufenthaltsdauer im Freien von 8760 Stunden pro Jahr, entsprechend 100 Prozent, angesetzt. Wird berücksichtigt, daß diese Annahme nicht zutrifft, d.h. die jährliche Aufenthaltsdauer im Freien etwa 20 Prozent eines Jahres beträgt /UNSCEAR 88/, der Rest der Stunden eines Jahres hingegen in Gebäuden verbracht wird, in welchem die Dosisrate infolge der Abschirmung durch das Gebäude im Vergleich zum Freien geringer ist, so resultiert insgesamt für das Jahr tatsächlich eine geringe Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung als in der AVV berechnet wird. Unterstellt, der Abschirmfaktor für Gebäude beträgt im Mittel 0,2 (Wert gemäß /UNSCEAR 88/) und eine Referenzperson hält sich zu 80 Prozent der Stunden eines Jahres nicht im Freien auf, so resultiert daraus eine Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung (im Vergleich zu der mittels der Annahmen der AVV berechneten) in Höhe von:

$$H_{T,b,r}(\text{real}) = (0,8 * 0,2 + 0,2 * 1,0) H_{T,b,r}(\text{AVV}) = 0,36 H_{T,b,r}(\text{AVV}).$$

mit:

$H_{T,b,r}(\text{real})$ tatsächliche Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung

$H_{T,b,r}(\text{AVV})$ mittels der AVV berechnete Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung.

Mithin überschätzt das Berechnungsverfahren der AVV zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung die tatsächliche Dosis durch nicht Berücksichtigung der Abschirmung durch Gebäude etwa um den Faktor 2,8 (eine Abschirmung durch umliegende Gebäude bei Aufenthalt im Freien wurde nicht unterstellt). Bei einer Aufenthaltsdauer von 50 % des Jahres im Freien überschätzt das in der AVV verwendete Berechnungsverfahren die tatsächliche Dosis noch um den Faktor 1,7.

Die Annahme eines Korrekturfaktors in Höhe von 0,5 zur Berücksichtigung der Bodenrauigkeit sowie des Eindringens der Nuklide in tiefere Bodenschichten ist für langlebige Nuklide in Anbetracht der in der AVV gewählten Ablagerungszeit von 50 Jahren als realistisch zu bewerten. Für kurzlebige Radionuklide hingegen, welche im Prinzip nur im Jahr der Deposition am Boden nennenswert zur Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung beitragen, erscheint die Verwendung des Korrekturfaktors in Höhe von 0,5 nicht gerechtfertigt, da in diesem Fall die Verwendung des Korrekturfaktors ausschließlich der Bodenrauigkeit zuzuschreiben wäre. Ein Wert von 0,8 für den Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der Bodenrauigkeit erscheint für kurzlebige Radionuklide angemessener (siehe z.B. /JACOB 86/). Unter Verwendung der Annahme, daß nach dem 50. Betriebsjahr die auf dem Erdboden deponierten kurzlebigen Radionuklide 25 % der

Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung, berechnet nach dem in der AVV verwendeten Verfahren, ausmachen, würde die AVV unter Benutzung eines Korrekturfaktors in Höhe von 0,8 zur Berücksichtigung der Bodenrauigkeit für kurzlebige Nuklide die tatsächliche Dosis infolge γ -Bodenstrahlung um den Faktor 1,2 unterschätzen.

Im Rahmen dieser Stellungnahme erfolgt keine Bewertung der Festlegung des Korrekturfaktors auf den Wert von 1,5 zur Umrechnung der in /BMU 89b/ angegebenen Dosisfaktoren für γ -Submersion für Erwachsene auf Kleinkinder zur Berücksichtigung einer gegenüber Erwachsenen geringeren Organabschirmung und geringeren Körpergröße.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für γ -Bodenstrahlung als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschen /ICRP 75/ als abdeckend in dem Sinne zu betrachten ist, daß bei Verwendung der in diesem Konzept getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung die tatsächliche Dosis zum einen sowohl überschätzt aufgrund von Konservativitäten infolge der Vernachlässigung der Abschirmung durch Gebäude bei Aufenthalt in ihnen (Faktor $\sim 1,7$ bis $\sim 2,8$) und der Berücksichtigung einer Ablagerungszeit von 50 Jahren (Faktor $< \sim 1,25$ nach dem 40. Betriebsjahr) wie zum anderen auch unterschätzt durch die Postulierung einer homogenen Aktivitätsverteilung im Umkreis um den betrachteten Aufpunkt (Unterschätzung um den Faktor $\sim 1,5$) und Verwendung eines Korrekturfaktors in Höhe von 0,5 auch für kurzlebige Radionuklide (Faktor $\sim 1,2$). Insgesamt kann der Konservativitätsfaktor der AVV im Hinblick auf die Berechnung der Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung mit maximal $\sim 1,6$ angenommen werden. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschen der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Bodenstrahlung bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft nicht diskutiert.

1.1.5.4.4 Innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch Inhalation

Sachverhalt

Die Jahresdosis im Organ bzw. Gewebe durch innere Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft ergibt sich als Summe der Jahresdosis durch Inhalation und der Jahresdosis durch Ingestion.

Die Strahlenbelastung infolge Inhalation berechnet sich gemäß AVV wie folgt /BMU 90/:

$$H_{T,h,r} = A_r \chi^G V' g_{h,r,T}$$

mit:

$H_{T,h,r}$ Strahlenexposition durch Aufnahme radioaktive Stoffe mit der Atemluft (Inhalation) für das Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r in Sv

V' Atemrate in $m^3 s^{-1}$

$g_{h,r,T}$ Dosisfaktor für das Organ oder Gewebe T durch Inhalation des Radionuklids r in Sv Bq⁻¹.

Anhang/Appendix C1

Die Strahlenexposition durch Inhalation ist proportional der am betrachteten Ort inhalierten Aktivität und mithin proportional der vorherrschenden Aktivitätskonzentration der jeweiligen Radionuklide. Die Berechnung der am betrachteten Ort vorherrschenden Aktivitätskonzentration geschieht anhand des Langzeitausbreitungsfaktors für das gesamte Jahr; für die Berechnung der inhalierten Aktivität werden die in Anhang XI, Tabelle II-1 der Strahlenschutzverordnung /BMU 89a/ angegebenen Atemraten (unterschieden nach Erwachsener und Kleinkind) verwendet (die Strahlenschutzverordnung basiert im Hinblick auf die Definition der Eigenschaften des Referenzmenschens auf /ICRP 75/). Tochternuklide, die während des Transportes von der Quelle bis zum Aufenthaltsort der Referenzperson gebildet werden, werden bei der Berechnung der Exposition infolge Inhalation nicht berücksichtigt /BMU 90/.

Die Dosisfaktoren für das jeweilige Organ bzw. Gewebe durch Inhalation sind von der chemischen Verbindung, in welcher das betrachtete Radionuklid vorliegt, abhängig und basieren für die Referenzperson auf dem in /ICRP 85/ beschriebenen dosimetrischen Modell der Internationalen Strahlenschutzkommission; die Dosisfaktoren für Inhalation sind in /BMU 89b/ enthalten. Für Radionuklide, welche an Aerosole gebunden sind, wird von einem aerodynamischen Teilchendurchmesser von 1 µm ausgegangen /SSK 92/.

Bewertung

Bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition durch Radionuklide, welche mit der Atemluft inhaliert werden, wird in der AVV nur die Inhalation von Radionukliden direkt aus der vorüberziehenden Wolke berücksichtigt, nicht hingegen die radioaktiver Stoffe, welche infolge Resuspension (Aufwirbelung von auf dem Boden abgelagerten Radionuklide, welche aus einer Atomanlage emittiert wurden und sich in deren Nähe auf dem Erdboden niedergeschlagen haben, infolge der Einwirkung mechanischer oder Windkräfte, siehe z.B. /ANSPAUGH 75, NICHOLSON 88, PINDER 90 SEHMEL 80/) wieder in die Umgebungsluft gelangt sind. Untersuchungen, welche nach der Reaktor Katastrophe von Tschernobyl durchgeführt wurden, haben gezeigt, daß die innere Strahlenexposition infolge Inhalation resuspendierter Radionuklide (in der Regel Cs-137) auch längere Zeit (mehrere Jahre) nach Durchzug der radioaktiven Wolke noch einen nachweisbaren Beitrag zur Gesamtexposition ausmacht (siehe z.B. /GARGER 94, GARLAND 92/).

Generelle Angaben zur Höhe der mit der Inhalation resuspendierter radioaktiver Stoffe verbundenen inneren Strahlenexposition sind aufgrund der Variation der Resuspensionfaktoren in Abhängigkeit von einer Vielzahl von Faktoren (Depositionshistorie, einwirkende Windkräfte, mechanische Bearbeitung des Bodens, Bodenart und -beschaffenheit, etc.) nicht möglich, sondern diese ist entsprechend der jeweiligen Situation für den Einzelfall zu ermitteln. Trotzdem bleibt festzuhalten, daß für bestimmte Risikogruppen (z.B. in der Landwirtschaft oder beim Straßenbau beschäftigte Personen, welche sich längere Zeit im Freien aufhalten und zum Teil sehr staubhaltiger Luft ausgesetzt sind) die Möglichkeit einer signifikant erhöhten inneren Strahlenexposition infolge der Inhalation resuspendierter Nuklide nicht ausgeschlossen werden kann.

In der AVV wird eine Aufenthaltsdauer im Freien von 8760 Stunden pro Jahr, entsprechend 100 Prozent, angesetzt. Wird berücksichtigt, daß diese Annahme nicht zutrifft, d.h. die jährliche Aufenthaltsdauer im Freien weniger als 8760 Stunden beträgt (etwa 1750 Stunden entsprechend 20 Prozent eines Jahres /UNSCEAR 88/), der Rest der Stunden eines Jahres hingegen der Aufenthalt in Gebäuden vorstatten geht, in welchem die Luftaktivitätskonzentration infolge der Abschirmung durch das Gebäude im Vergleich zum Freien geringer ist, so resultiert insgesamt für das Jahr tatsächlich eine geringe Strahlenexposition infolge Inhalation als in der AVV berechnet wird. Unterstellt, die Luftaktivitätskonzentration in einem Gebäude beträgt 30 Prozent derjenigen außerhalb des Gebäudes (Wert gemäß /NCRP 93/ für Aerosole) und eine Referenzperson hält sich zu 80 Prozent der Stunden eines Jahres nicht im Freien auf, so resultiert daraus eine Strahlenexposition infolge Inhalation (im Vergleich zu der mittels der Annahmen der AVV berechneten) in Höhe von:

$$H_{T,h,T}(\text{real}) = A_r \chi^G g_{h,T} (0,8 * 0,3 * \chi^G + 0,2 * 1 * \chi^G) = 0,44 H_{T,h,T}(\text{AVV})$$

mit:

$H_{T,h,r}(\text{real})$ tatsächliche Strahlenexposition infolge Inhalation

$H_{T,h,r}(\text{AVV})$ mittels der AVV berechnete Strahlenexposition infolge Inhalation.

Mithin überschätzt das Berechnungsverfahren der AVV zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge Inhalation die tatsächliche Dosis durch nicht Berücksichtigung der Abschirmung durch Gebäude etwa um den Faktor 2,3. Bei einer Aufenthaltsdauer von 50 % des Jahres im Freien überschätzt das in der AVV verwendete Berechnungsverfahren die tatsächliche Dosis noch um den Faktor 1,5.

In der AVV wird für Radionuklide, welche an Aerosole gebunden sind, bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von einem aerodynamischen Teilchendurchmesser von 1 μm ausgegangen /SSK 92/. In der Empfehlung Nr. 30 der ICRP wird betreffend der Berechnung für die Verteilung und Retention von Stoffen im Respirationstrakt, welche mit der Atemluft aufgenommen werden, der Respirationstrakt in drei abgegrenzte Bereiche unterteilt: den Nasen-Rachenraum, den Tracheo-Bronchialraum sowie das Lungenparenchym /ICRP 85/. Weiterhin wird angenommen, daß die Ablagerung von mit der Atemluft aufgenommenen radioaktiven Stoffen in den einzelnen Bereichen von den aerodynamischen Eigenschaften der Aerosolverteilung abhängig ist, welche mit dem aerodynamischen Durchmesser des Aktivitätsmedianwertes (AMAD) des Aerosols in Beziehung gesetzt werden kann. Dabei wird in /ICRP 85/ von einer lognormalen Verteilung der Durchmesser der Aerosole ausgegangen. Der Vergleich der in /BONKA 82/ angegebenen gemessenen Aktivitätsverteilung von aus einem Siedewasserreaktor emittierten Aerosolteilchen mit dem in der AVV verwendeten AMAD-Wert von 1 μm für Aerosole macht deutlich, daß der in der AVV gewählte Wert nicht unbedingt repräsentativ für die tatsächlich gemessene Aktivitätsverteilung von Aerosolteilchen in Abhängigkeit vom Durchmesser ist. Wird die in Abbildung 5.1 in /ICRP 85/ dargestellte Abhängigkeit der prozentualen Ablagerung von mit der Atemluft aufgenommenen Aerosolteilchen von dem aerodynamischen Durchmesser des Aktivitätsmedianwertes herangezogen, so wird offensichtlich, daß der in der AVV gewählte AMAD-Wert von 1 μm nicht zwangsläufig für alle drei Bereiche des Respirationstrakt konservativ ist. Hier - wie auch an anderer Stelle in der AVV - wäre die Zugrundelegung einer statistischen Verteilung für den in der AVV verwendeten Wert (in diesem Fall für den aerodynamischen Durchmesser der Aerosolteilchen) aussagekräftiger im Hinblick auf die Ermittlung der möglichen resultierenden Strahlenbelastung infolge der Verwendung nicht exakt angegebener, variierender Eingangsparameter. An dieser Stelle bleibt festzuhalten, daß der in der AVV verwendete AMAD-Wert zur Beschreibung des Durchmessers für Aerosolteilchen in Höhe von 1 μm nicht konservativ im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation für einzelne Bereiche des Respirationstraktes ist.

Die Internationale Strahlenschutzkommission hat in den zurückliegenden Jahren sowohl das von ihr zur Dosisermittlung durch Inhalation verwendete biokinetische und dosimetrische Modell überarbeitet wie auch als Folge davon die Dosisfaktoren für Inhalation (und Ingestion) geändert (siehe /ICRP 89, ICRP 91, ICRP 93, ICRP 94, ICRP 95, ICRP 96/). Die neuen Empfehlungen der ICRP fanden zwar Eingang in die Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates der Europäischen Union /EU 96/, welche bis zum Jahr 2000 in geltendes nationales Recht umgesetzt werden soll, sind aber in /BMU 89b/ nicht berücksichtigt.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für Inhalation für Kleinkinder (1 Jahr) und Erwachsene (wie auch die Zuordnung der chemischen Verbindungen zu den Lungenretentionsklassen) als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschens /ICRP 75/ sowie das dosimetrische Modell für den Atemtrakt /ICRP 85/ der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) als abdeckend in dem Sinne zu betrachten sind, daß bei Verwendung der in diesem Konzept bzw. Modell getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick

auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge Inhalation als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation aufgrund der Vernachlässigung der Abschirmung durch Gebäude bei gleichzeitiger Annahme einer Aufenthaltsdauer von 100 Prozent des Jahres im Freien zu einer Überschätzung der Dosis um einen Faktor zwischen ~1,5 und ~2,3 entsprechend einer unterstellten Aufenthaltsdauer von 50 bzw. 80 Prozent in Gebäuden führt. In Folge der nicht Berücksichtigung des Expositionspfades Inhalation resuspendierter Radionuklide kann allerdings diese Konservativität der AVV für bestimmte kritische Gruppen, welche sich z.B. vergleichsweise lange im Freien aufhalten und staubhaltiger Luft ausgesetzt sind, mehr als ausgeglichen werden. Der in der AVV gewählte Wert für den aerodynamischen Durchmesser des Aktivitätsmedianwertes in Höhe von 1 µm ist für einzelne Bereiche des Respirationstraktes vor dem Hintergrund gemessener Aktivitätsverteilungen von emittierten Aerosolteilchen sowie der Abhängigkeit der Ablagerung von mit der Atemluft aufgenommenen Aerosolteilchen im Respirationstrakt vom Teilchendurchmesser als nicht konservativ zu bewerten. Hier - wie auch an anderer Stelle in der AVV - wäre die Verwendung einer statistischen Verteilung zur Beschreibung der Variation der verwendeten Eingangsparameter im Gegensatz zur Festlegung eines bestimmten Wertes aussagekräftiger im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition. Die von der Internationalen Strahlenschutzkommission in den letzten Jahren überarbeiteten biokinetischen und dosimetrischen Modelle betreffend die Inhalation und Ingestion von Radionukliden sowie die daraus abgeleiteten aktualisierten Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion für die Bevölkerung, welche auch Eingang gefunden haben in die Richtlinie 96/29/EURATOM der Europäischen Union, sind im Rahmen des Berechnungsverfahrens der AVV derzeit noch nicht berücksichtigt. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschens der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition infolge Inhalation bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft nicht diskutiert.

1.1.5.4.5 Innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Luft durch Ingestion

Sachverhalt

Die Strahlenexposition durch Ingestion resultiert aus der mit Lebensmitteln aufgenommenen Aktivität. Im Rahmen der Berechnung der Jahresdosis durch Ingestion infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft werden in der AVV Beiträge zur Jahresdosis durch den Verzehr von Blattgemüse, pflanzlichen Produkten mit Ausnahme von Blattgemüse, Fleisch und Fleischwaren sowie den Konsum von Milch und Verzehr von Milchprodukten berücksichtigt /BMU 90/:

$$H_{T,gr} = (U^{Pf} C_r^{Pf} + U^{Bl} C_r^{Bl} + U^{Mi} C_r^{Mi} + U^{Fl} C_r^{Fl}) g_{gr,T}$$

mit:

$H_{T,gr}$ Strahlenexposition durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe beim Verzehr von Lebensmitteln (Ingestion) für das Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r in Sv

U Jahresverbrauch von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse (Pf), Blattgemüse (Bl), Milch und Milchprodukten (Mi) sowie Fleisch und Fleischwaren in kg

C_r spezifische Aktivität des Radionuklids r in pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse (Pf), Blattgemüse (Bl), Milch und Milchprodukten (Mi) sowie Fleisch und Fleischwaren (Fl) in Bq kg⁻¹

$g_{gr,T}$ Dosisfaktor für das Organ oder Gewebe T durch Ingestion des Radionuklids r in Sv Bq⁻¹.

Im Hinblick auf die spezifische Aktivität in Pflanzen unterscheidet die AVV zwischen Tritium, Kohlenstoff 14 und allen anderen Radionukliden. Bei der Berechnung der spezifischen Aktivität in der Pflanze wird sowohl der Radionuklidtransport auf die oberirdischen Pflanzenteile (trockene und nasse Ablagerung) wie auch der Transport von dort in die Pflanze und vom Boden in den essbaren Teil der Pflanze betrachtet. Es wird unterstellt, daß während der Wachstumsperiode die pro Zeiteinheit auf die oberirdischen Pflanzenteile abgelagerte Aktivität konstant ist (Verwendung des Langzeitfallout- und -washoutfaktors für das Sommerhalbjahr) /SSK 92/.

Beim Radionuklidtransfer vom Boden in die Pflanze, welcher mittels Transferfaktoren, unterschieden für pflanzliche Produkte inklusive Blattgemüse und Weidepflanzen, beschrieben wird, wird angenommen, daß die pro Jahr abgelagerte Aktivität über 50 Jahre lang gleich hoch ist und die für die betrachtete Anlage oder Einrichtung genehmigten jährlichen Ableitungen in jedem Jahr ausgeschöpft werden. Bei der Berechnung der spezifischen Aktivität in pflanzlichen Produkten oder Blattgemüse infolge des Radionuklidtransfers vom Boden in die Pflanze wird eine Akkumulationszeit im Boden von 50 Jahren unterstellt, wobei ein Transport von Radionukliden in tiefere Bodenschichten im Laufe der Zeit Berücksichtigung findet. Hinzu kommt dann im weiteren noch die Kontamination der oberirdischen Pflanzenteile, wie sie sich im 50. und letzten Betriebsjahr der kerntechnischen Anlage oder Einrichtung ergibt /SSK 92/.

Unberücksichtigt bleibt bei der Berechnung der Jahresdosis durch Ingestion der Aktivitätsverlust infolge der Zubereitung von Blattgemüse und sonstigen pflanzlichen Produkten. Einbezogen wird hingegen in die Berechnung die Aktivitätsabnahme infolge des radioaktiven Zerfalls während der Zeit zwischen Ernte und Verbrauch der Produkte /SSK 92/. Gemäß AVV berechnet sich die spezifische Aktivität für alle Nuklide (außer Tritium und Kohlenstoff 14) in und auf Pflanzen wie folgt /BMU 90/:

$$C_r^n = a_p A_r (E_r^S + f_w W_r^S) (1 - \exp(-\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Pf}} t_e^n)) / (Y^n \lambda_{\text{eff},r}^{\text{Pf}}) +$$

$$(E_r^G + W_r^G (T_r^N (1 - \exp(-\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Bo}} t_b))) \exp(-\lambda_r t_v^n) / (p^m \lambda_{\text{eff},r}^{\text{Bo}}))$$

mit:

- n,m Index zur Kennzeichnung der Pflanzen bzw. des Bodens
- C_r^n spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Pflanze n in Bq kg⁻¹
- a_p Umrechnungsfaktor $1/(3,15 \cdot 10^7 \text{ s}) = 3,2 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1}$
- E_r^S Langzeitfalloutfaktor für das Sommerhalbjahr (01. Mai bis 31. Oktober) in m⁻²
- W_r^S Langzeitwashoutfaktor für das Sommerhalbjahr (01. Mai bis 31. Oktober) in m⁻²
- f_w Anteil der durch Niederschlag oder Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität
- $\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Pf}}$ effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklids r auf der Pflanze in s⁻¹, $\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Pf}} = \lambda_r + \lambda_v$, mit λ_r physikalische Zerfallskonstante des Radionuklids r in s⁻¹ und λ_v Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklids r auf der Pflanze in s⁻¹
- t_e^n Kontaminationszeit für Pflanzen der Gruppe n während der Wachstumsperiode in s
- Y^n Ertrag bzw. Bewuchsdichte von Pflanzen der Gruppe n in kg m⁻² Frischmasse
- T_r^N Transferfaktor vom Boden zur Pflanze für das Radionuklid r in Bq kg⁻¹ Trockenboden, jeweils für pflanzliche Produkte inklusive Blattgemüse (n=Pf) und Weidepflanzen (n=Wd)
- $\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Bo}}$ effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Nuklids r im Wurzelbereich der Pflanze in s⁻¹, $\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Bo}} = \lambda_r + \lambda_{M,r}$ mit $\lambda_{M,r}$ Verweilkonstante des Radionuklids r aufgrund des Transportes in tiefere Bodenschichten außerhalb des Wurzelbereichs in s⁻¹

Anhang/Appendix C1

- t_b Zeit, in der das Radionuklid r auf dem Boden abgelagert wird und sich im Boden anreichert in s
- t_v^n Zeit zwischen Ernte und Verbrauch der Pflanzen der Gruppe n in s
- p^m Flächentrockenmasse des Bodens in kg m^{-2} für die Bodenart m .

Bei der Berechnung der spezifischen Aktivität von Tritium in Pflanzen wird in der AVV unterstellt, daß Tritium in Form von tritiiertem Wasser von der Pflanze aufgenommen wird, die Wasseraufnahme aus der Luftfeuchte (einschließlich Kondensation) sowie Niederschlägen (das pflanzenverfügbare Bodenwasser wird ausschließlich durch Niederschläge nachgeliefert) zu berücksichtigen ist und daß Tritium in die Pflanze, bezogen auf natürlichen Wasserstoff, in dem Verhältnis aufgenommen wird, wie es in der Luft oder der Bodenfeuchte vorliegt /BMU 90/:

$$C_{\text{H}3}^n = A_{\text{H}3} f_{\text{H}}^{\text{Pf}} (f_{\text{L}} a_{\text{P}} \chi^{\text{S}} / \psi^{\text{S}} + f_{\text{N}} \underline{W}_{\text{H}3}^{\text{S}} / (J^{\text{S}} \rho_{\text{w}}))$$

mit:

- $C_{\text{H}3}^n$ spezifische Tritiumaktivität in der Pflanze der Art n in Bq kg^{-1}
- $A_{\text{H}3}$ jährliche Ableitungsmenge von Tritium in Bq
- f_{H}^{Pf} Massenanteil des Wassers in der Pflanze
- f_{L} Anteil des Tritiuminventars in der Pflanze, der aus der Luftfeuchte stammt
- f_{N} Anteil des Tritiuminventars in der Pflanze, der aus den Niederschlägen stammt
- χ^{S} Langzeitausbreitungsfaktor für das Sommerhalbjahr (01. Mai bis 31. Oktober) am betrachteten Ort in s m^{-3}
- ψ^{S} mittlere absolute Luftfeuchte während der Wachstumsperiode am betrachteten Ort in kg m^{-3}
- $\underline{W}_{\text{H}3}^{\text{S}}$ Langzeitwashoutfaktor für das Sommerhalbjahr (01. Mai bis 31. Oktober) für tritiiertes Wasser am betrachteten Ort in m^{-2}
- J^{S} mittlere Niederschlagshöhe für das Sommerhalbjahr in l m^{-2}
- ρ_{w} Dichte des Wassers in kg l^{-1} .

Hinsichtlich der spezifischen Aktivität von Kohlenstoff 14 in Pflanzen wird in der AVV unterstellt, daß die Aufnahme und der Einbau von C-14 in die Pflanze bezogen auf den natürlichen Kohlenstoff im gleichen Verhältnis erfolgt, wie es in der Luft am jeweils betrachteten Ort vorliegt /BMU 90/. Dabei wird unterstellt, daß Kohlenstoff 14 in Form von CO_2 in der Luft vorliegt /SSK 92, BMU 90/:

$$C_{\text{C}14}^n = a_{\text{P}} A_{\text{C}14} \chi^{\text{S}} f_{\text{C}}^{\text{P}} / C_{\text{L}}^{\text{C}}$$

mit:

- $C_{\text{C}14}^n$ spezifische C-14 Aktivität in Pflanzen der Gruppe n in Bq kg^{-1}
- $A_{\text{C}14}$ jährliche Ableitungsmenge von C 14 in Bq
- f_{C}^{P} Massenanteil des Kohlenstoffs in der Pflanze
- C_{L}^{C} Kohlenstoffkonzentration in der Luft in kg m^{-3} .

Die Berechnung der spezifischen Aktivität in Milch und Fleisch geht aus von der spezifischen Aktivität im Futter und der Menge der täglichen Futtermenge sowie einem entsprechenden Transferfaktor Futter - Milch bzw. Futter - Fleisch. Dabei wird der Bruchteil des Jahres, in dem die Tiere auf der Weide grasen, bei der Berechnung der spezifischen Aktivität im Futter berücksichtigt und zwischen der spezifischen Aktivität im Weidegras und der im Lagerfutter unterschieden. Während für Milch keine Lagerzeit zwischen Melken und Verzehr unterstellt wird, sieht die AVV für

Anhang/Appendix C1

für Fleisch eine Berücksichtigung der Aktivitätsabnahme durch die Zeit vom Schlachten bis zum Verzehr vor /BMU 90/:

$$C_r^{Mi} = C_r^{Fu} M_{Fu} T_r^{Mi} = f_p C_r^{Wd} + (1 - f_p) C_r^{Lf} M_{Fu} T_r^{Mi}$$

mit:

- C_r^{Mi} spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Milch in Bq kg⁻¹
- C_r^{Fu} spezifische Aktivität des Radionuklids r im Futter der Tiere in Bq kg⁻¹
- M_{Fu} tägliche Futtermenge (Feuchtmasse) der Tiere in kg d⁻¹
- T_r^{Mi} Transferfaktor des Radionuklids r vom Futter in die Milch in d kg⁻¹
- f_p Bruchteil des Jahres, in dem die Tiere auf der Weide grasen
- C_r^{Wd} spezifische Aktivität des Radionuklids r in der Weidepflanze in Bq kg⁻¹
- C_r^{Lf} spezifische Aktivität des Radionuklids r im Lagerfutter in Bq kg⁻¹

sowie:

$$C_r^{Fl} = C_r^{Fu} M_{Fu} T_r^{Fl} \exp(-\lambda_r t_v^{Fl})$$

mit:

- C_r^{Fl} spezifische Aktivität des Radionuklids r im Fleisch in Bq kg⁻¹
- T_r^{Fl} Transferfaktor des Radionuklids r vom Futter in das Fleisch in d kg⁻¹
- t_v^{Fl} Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr in s.

Die Dosisfaktoren für das Organ oder Gewebe durch Ingestion sind in /BMU 89b/ enthalten und berücksichtigen für Erwachsene einen Zeitraum von 50 Jahren und für Kleinkinder einen von 70 Jahren nach einjähriger Aktivitätsaufnahme.

Bewertung

Bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition durch Radionuklide, die durch den Verzehr von Lebensmitteln inkorporiert werden, werden in der AVV nur die unter (5) genannten Pfade berücksichtigt. Messungen, welche nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl in Deutschland und in anderen Ländern durchgeführt worden sind, belegen, daß radioaktive Stoffe in einer Anzahl von Früchten und Pflanzen in ungleich hohem Maße akkumuliert werden und daß radioaktive Stoffe selbst nach vergleichsweise kurzer Exposition der Früchte und Pflanzen noch lange Zeit in hoher Konzentration in diesen vorhanden sind (siehe z.B. /BMU 86xx, AGÖF 86-89/). Zu diesen zählen u.a. insbesondere Pilze und Wildfrüchte, wie z.B. Waldbeeren. Auch im Fleisch von Wildtieren kann aufgrund des Verzehrs von Pflanzen, welche Radionuklide bevorzugt akkumulieren, durch diese Tiere eine zum Teil wesentlich höhere Nuklidaktivitätskonzentration nachgewiesen werden als bei Nutztieren (z.B. Rindern oder Schweinen), welche in bestimmten Zeiten des Jahres nicht mit Frischfutter versorgt werden. Gleichsam kann u.U. auch der vermehrte Verzehr von Fisch oder anderen Wasserlebewesen zu einer erhöhten inneren Strahlenexposition infolge Ingestion führen, da auch diese Tiere z.T. radioaktive Stoffe in hohem Maße akkumulieren.

Generelle Angaben zur Höhe der durch den Verzehr von Lebensmitteln, welche radioaktive Stoffe bevorzugt akkumulieren, resultierenden Strahlenexposition sind nicht möglich. Je nach Art der jeweiligen Lebensmittel, der betreffenden jährlichen Verzehrrate sowie einer Vielzahl weiterer Faktoren (z.B. die Konzentration von Radionukliden im Futter von wildlebenden Tieren; die ortsabhängige absolute Höhe der Radionukliddeposition sowie Unterschiede im chemischen Milieu des Bodens bei Pilzen und Wildfrüchten, etc.) kann für bestimmte Risikogruppen, welche z.B. einen weit überdurchschnittlichen Konsum dieser Lebensmittel aufweisen, die innere Strahlenexposition infolge Ingestion bedeutsam d.h. u.U. um ein bis zwei Größenordnungen, über derjenigen liegen, welche ein Individuum ohne Verzehr dieser höher kontaminierten Lebensmittel

aufweist. Die nicht Berücksichtigung des Verzehrs von derartigen Lebensmitteln bei der Ermittlung der Strahlenexposition im Rahmen der AVV hat zur Folge, daß für bestimmte Bevölkerungsgruppen (sog. Risikogruppen mit Ernährungsgewohnheiten, welche von den in der Strahlenschutzverordnung und der AVV festgelegten Normgewohnheiten des Referenzmenschen abweichen) deren Dosis u.U. stark (bis zu zwei oder drei Größenordnungen) unterschätzt werden kann.

Des weiteren kann auch die in der AVV vorgenommene Vereinheitlichung der für die Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion betrachteten Lebensmittelgruppen (betreffend die Kontamination von Milch und Milchprodukten wird lediglich Kuhmilch betrachtet, alles Fleisch und alle Fleischprodukte wird durch die Aktivitätskonzentration in Rindfleisch beschrieben, Blattgemüse wird als eine Kategorie ohne Differenzierung betrachtet, bzgl. pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse aber inclusive Obst wird nicht weiter differenziert, der Verzehr von z.B. Fruchtsäften wird nicht betrachtet) in Abhängigkeit von den jeweiligen individuellen Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten zu einer Unterschätzung der Dosis durch Ingestion führen. Insbesondere Messungen von Radioaktivität in Lebensmitteln, welche nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl durchgeführt worden sind, belegen, daß die Aktivitätskonzentration innerhalb einzelner Lebensmittelgruppen (wie z.B. Milch und Milchprodukten) stark differieren aufgrund unterschiedlicher Anreicherungsmechanismen u.a. bei Herstellung und Verarbeitung. Hier ist eine differenzierte Betrachtungsweise unter Berücksichtigung der Unterschiede der Kontamination einzelner Lebensmittel sowie unterschiedlicher Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten unumgänglich, um zu einem befriedigenden Ergebnis im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion zu kommen. Das in der AVV verwendete Berechnungsverfahren ist in Anbetracht dieses Sachverhaltes in keiner Weise als konservativ zu bewerten; eine signifikante Unterschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition durch Ingestion kann vor dem Hintergrund der in der AVV verwendeten Abschätzungen, Methoden, Parameter und Verfahren nicht ausgeschlossen werden. Insbesondere die Verwendung eines Referenzmenschen mit standardisierten Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten ohne Berücksichtigung kritischer Bevölkerungsgruppen mit abweichenden Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten läßt die in der AVV verfolgte Methodik als ungeeignet erscheinen. Dies ist insofern bedeutsam, wie der Beitrag der Ingestion zur gesamten Strahlenexposition unter bestimmten Umständen als der dominante zu erachten ist.

Auch die Festlegung der anderen, im Rahmen der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion in der AVV benutzten Parameter auf einen bestimmten Wert ist als nicht konservativ zu bewerten. Eine Vielzahl von Untersuchungen belegen die große Variabilität und Spannweite solcher Größen (z.T. über mehrere Größenordnungen) wie z.B. dem Anteil der durch Niederschlag oder Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität (f_w), der effektiven Verweilkonstante für das Verbleiben eines Radionuklids auf der Pflanze ($\lambda_{\text{eff},p}^{\text{Pf}}$) bzw. im Wurzelbereich einer Pflanze ($\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Bo}}$) oder des Transferfaktors vom Boden zur Pflanze (T_r^p), vom Futter in die Milch (T_r^{Mi}) oder ins Fleisch (T_r^{Fl}) (siehe z.B. /STEFFENS 88, TEUFEL 77/). Signifikante Unterschätzungen der Strahlenexposition durch Ingestion (um bis zu zwei Größenordnungen und mehr) gegenüber denen, die mittels der AVV berechnet werden, können in diesen Fällen nicht ausgeschlossen werden. Zu empfehlen ist auch hier die Verwendung statistischer Verteilungen für die einzelnen Parameter sowie die zugrunde liegenden Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten ohne Rückgriff auf (willkürlich) festgesetzte Werte für die einzelnen Größen und das Konzept des Referenzmenschen der ICRP.

Betreffend weiterer Belastungspfade wird auch die Kontamination der Pflanzenoberfläche infolge Resuspension und die Kontamination von Pflanzenoberflächen durch vom Niederschlag aufgebrauchten Boden (rain splash) bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition infolge Ingestion nicht berücksichtigt (siehe z.B. /CORN 61a, CORN 61b, CORN 65, LASSEY 80, SLINN 78, SMITH 82, WHICKER 87/). Auch die Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Ingestion von Boden, welcher an den Pflanzenoberfläche anhaftet, durch Tiere oder den Menschen direkt wird in der AVV nicht betrachtet. Die nicht Berücksichtigung dieses Pfades kann aber, insbesondere wenn realistischere eine inhomogene Kontamination des Bodens mit u.U. lokalen

Nuklidanreicherungen unterstellt wird, ebenfalls zu einer möglichen Unterschätzung der Strahlenexposition durch Ingestion führen.

Die Vernachlässigung des radioaktiven Zerfalls im Zeitraum zwischen Ernte und Verzehr bei Blattgemüse, wie in der AVV angenommen, ist in Anbetracht der im Vergleich zu diesem Zeitraum relativ langen Wachstumsperiode von Blattgemüse im Hinblick auf eine Konservativität von untergeordneter Bedeutung. Die Konservativität des Berechnungsverfahrens der AVV im Zusammenhang mit der Vernachlässigung einer Dekontamination von Lebensmitteln bei der Zubereitung kann für bestimmte Produkte (Blattgemüse, Obst, pflanzliche Produkte) mit einem Faktor in Höhe von 2 abgeschätzt werden.

Zur Abschätzung der Konservativität der in der AVV verwendeten Ablagerungszeit von Radionukliden auf dem Boden von 50 Jahren als Ausgangswert für die Bodenkontamination bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion sei auf die Ausführungen in Abschnitt I.1.5.4.3 verwiesen.

Die Annahme einer konstanten Ablagerungsrate von Radionukliden auf dem oberirdischen Teil der Pflanzen während der Wachstumsperiode ist nicht zwangsläufig als konservativ im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion zu bewerten. Bei Annahme diskontinuierlicher Radionuklidemissionen kann, wenn eine oder mehrere derartiger Emissionen in Höhe genehmigter Tagesabgaben kurz vor dem Zeitpunkt der Ernte der Pflanzen stattfinden, die spezifische Aktivität der Pflanze und somit auch die resultierende Strahlenexposition durch Ingestion unterschätzt werden, da die Verweilkonstante für das Verbleiben von Radionukliden auf den Pflanzen nur 14 Tage beträgt im Vergleich zu 60 Tagen für die Länge des Zeitraums, über den hinweg die Pflanzen während ihrer Wachstumsphase der Abluftfahne ausgesetzt sind. Bei Annahme mehrerer eintägiger Emissionen in Höhe des genehmigten Tages-Abgabewertes für Aerosole kurz vor Ernte der Pflanzen kann im Vergleich zur Annahme einer konstanten Ablagerungsrate die spezifische Aktivität der Pflanzen infolge von Oberflächenkontaminationen um den Faktor 2 - 5 unterschätzt werden.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für Ingestion für Kleinkinder (1 Jahr) und Erwachsene (auch die Zuordnung der chemischen Verbindungen zu den Ingestionsklassen bzw. Resorptionsfaktoren) als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschens /ICRP 75/ als abdeckend in dem Sinne zu betrachten ist, daß bei Verwendung der in diesem Konzept getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Betreffs Ausführungen zu neuen biokinetischen und dosimetrischen Modellen sowie daraus resultierenden neuen Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion, wie sie seitens der Internationalen Strahlenschutzkommission in den letzten Jahren veröffentlicht worden sind und in /BMU 89b/ noch nicht berücksichtigt wurden, sei auf Abschnitt I.1.5.2 verwiesen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge Ingestion als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe beim Verzehr von Lebensmitteln (Ingestion) für eine konservative Abschätzung der Ingestionsdosis ungeeignet ist. Die Gründe hierfür liegen in der Verwendung standardisierter Ernährungs- und Verzehrgewohnheiten ohne Berücksichtigung des Verzehrs von Lebensmitteln, welche Radionuklide in besonderem Maße akkumulieren (wie z.B. Pilze und Wildfrüchte) sowie der fehlenden Differenzierung hinsichtlich einzelner Lebensmittel und der Zusammenfassung von Lebensmitteln mit möglicher unterschiedlicher spezifischer Aktivität zu Gruppen, welche repräsentiert werden durch die Wahl eines Produktes. Dieses Vorgehen resultiert in einer möglichen Unterschätzungen der Strahlenexposition durch Ingestion um möglicherweise mehrere (zwei bis drei) Größenordnungen. Diese Unterschätzung der Ingestionsdosis wird auch nicht durch Konservativitäten, welche mit dem in der AVV verwendeten Berechnungsverfahren verbunden sind (Vernachlässigung des radioaktiven

Zerfalls im Zeitraum zwischen Ernte und Verzehr der Lebensmittel, Annahme einer Ablagerungszeit von 50 Jahren, Vernachlässigung der Dekontamination infolge Zubereitung der Produkte) wieder ausgeglichen. Zudem ist durch die Annahme einer konstanten Ablagerungsrate von Radionukliden auf dem oberirdischen Teil der Pflanzen während der Wachstumsperiode der Fall von mehreren diskontinuierlichen Emissionen in Höhe der genehmigten Tages-Abgabewerte für Aerosole, welche kurz vor dem Zeitpunkt der Ernte stattfinden, nicht abgedeckt; in diesem Fall sind um den Faktor ~2 - ~5 höhere spezifische Aktivitäten in der Pflanze als nach AVV berechnet möglich. Ebenfalls können in der AVV nicht berücksichtigte Belastungspfade (Resuspension, Kontamination der Pflanzenoberfläche durch Boden mit Niederschlag, Ingestion von Boden) u.U. nicht unwesentlich zur Strahlenexposition beitragen. Es empfiehlt sich daher, bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion alle Belastungspfade im Detail zu betrachten. Des Weiteren sollte auch die Ingestionsdosis kritischer Bevölkerungsgruppen ermittelt werden, welche durch besondere Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten weit oberhalb derjenigen vom Referenzmenschen liegen kann. Zudem ist die Verwendung von statistischen Verteilungen für die Eingrenzung der in der AVV verwendeten Parameter im Zusammenhang mit der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion aufgrund der großen Variationsbreite dieser Größen zwingend erforderlich. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschen der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition infolge Ingestion bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft nicht diskutiert.

1.1.5.5 Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser

Sachverhalt

Zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser werden in der AVV folgende Expositionspfade berücksichtigt /BMU 90/:

- (1) Aufenthalt auf Sediment;
- (2) Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten, wenn dies aufgrund der örtlichen Besonderheiten des Standortes begründet ist;
- (3) Aufenthalt auf Spülfeldern, wenn dies aufgrund der örtlichen Besonderheiten des Standortes begründet ist.

Zur Ermittlung der inneren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser werden in der AVV folgende Expositionspfade berücksichtigt /BMU 90/:

- (4) Trinkwasser
- (5) Wasser ⇒ Fisch
- (6) Viehtränke ⇒ Kuh ⇒ Milch
- (7) Viehtränke ⇒ Tier ⇒ Fleisch
- (8) Beregnung ⇒ Futterpflanze ⇒ Kuh ⇒ Milch
- (9) Beregnung ⇒ Futterpflanze ⇒ Tier ⇒ Fleisch
- (10) Beregnung ⇒ Pflanze.

Bei den Expositionspfaden für die innere Strahlenexposition, ausgehend von Beregnung, ist jeweils der direkte Pfad Luft - (Futter-)Pflanze wie auch der indirekte Pfad Luft - Boden - (Futter-)Pflanze zu betrachten.

Wenn es durch örtliche Besonderheiten des Standortes begründet ist, sieht die AVV darüber hinaus noch die Berücksichtigung folgender Expositionspfade für die äußere und innere Strahlenexposition vor /BMU 90/:

- (11) landwirtschaftliche Nutzung auf Überschwemmungsgebieten
- (12) landwirtschaftliche Nutzung von Fluß- und Klärschlamm.

Die in der AVV berücksichtigten Expositionspfade wurden nach zwei Hauptgesichtspunkten ausgewählt. Zum einen sollen sie mögliche Nutzungen des Vorfluters, der i.a. nur ein begrenztes Verdünnungsvermögen aufweist, so daß auch noch in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle Einwirkungen möglich sind, berücksichtigen. Andererseits sollen die ausgewählten Expositionspfade einander ähnliche Pfade durch die Betrachtung nur eines Pfades abdecken /SSK 92/.

Die in der AVV verwendeten Rechenmodelle gelten für die Einleitung radioaktiver Stoffe in Fließgewässer bei bestimmungsgemäßen Betrieb der kerntechnischen Anlage; für stehende Gewässer sind die verwendeten Modelle nicht anwendbar. Bei Einleitungen in den Tidebereich von Fließgewässern sind spezielle, in der AVV angegebene Parameter zu verwenden /SSK 92/.

Der Jahresmittelwert der Radionuklidkonzentration in Fließgewässern bestimmt sich gemäß der AVV in Abhängigkeit von der Ablußmenge der zu betrachtenden Anlage oder Einrichtung (bei Atomkraftwerken ohne Kühltürme gleich dem - als kontinuierlich unterstellten - Abfluß des Kühlwassers) sowie dem Mischungsverhältnis zwischen Abfluß der zu betrachtenden Anlage oder Einrichtung und Abfluß des Fließgewässers am betrachteten Ort /SSK 92/.

Bei Einleitungen oberhalb der Tidegrenze bildet sich von der Einleitungsstelle ausgehend eine Abwasserfahne aus, welche sich allmählich mit dem Wasser des Vorfluters vermischt. Das Mischungsverhältnis zwischen Abluß der betrachteten Anlage oder Einrichtung und Abfluß des Fließgewässers ist am ungünstigsten Ort unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten zwischen einem Wert von 1 und dem entsprechend vollständiger Durchmischung, d.h. dem Quotienten aus Abfluß der Anlage oder Einrichtung und mittlerem Abfluß des Fließgewässers, anzusetzen. Da bei Einleitungen unterhalb der Tidegrenze bedingt durch den Tideeinfluß sich sowohl stromabwärts als auch stromaufwärts eine Abwasserfahne ausbilden kann, ist hier für die maximale Vermischung des Abwassers nicht die gesamte vorbeiflutende Wassermenge des Fließgewässers in Ansatz zu bringen, sondern nur der jeweilige, als konstant und kontinuierlich anzusetzende Oberwasserzufluß. Für die Expositionspfade, welche von Beregnung ausgehen, ist statt des jeweiligen Ganzjahres-Mittelwertes derjenige des Sommerhalbjahres zu verwenden /SSK 92/.

Die Konzentration der Radionuklide im Fließgewässer für den jeweiligen Expositionspfad wird in der AVV wie folgt berechnet /BMU 90/:

$$C_r^{\text{Fließ}} = a_w A_r / Q f_v \exp(-\lambda_r t_f)$$

mit:

$C_r^{\text{Fließ}}$ Konzentration des Radionuklids r im Fließgewässer in Bq l⁻¹

a_w Umrechnungsfaktor: 3,2 10⁻¹¹ a m³ s⁻¹ l⁻¹

A_r jährliche Ableitungsmenge des Radionuklids r in Bq

Q Abfluß der zu betrachtenden Anlage oder Einrichtung in m³ s⁻¹

f_v Mischungsverhältnis zwischen Abfluß der zu betrachtenden Anlage oder Einrichtung und Abfluß des Fließgewässers am betrachteten Ort; mit $f_v = 1$ direkt an der Einleitungsstelle, $f_v = Q / MQ$ nach vollständiger Durchmischung mit MQ der mittlere Abfluß (Mittelwasser) in m³ s⁻¹ bei Einleitungen oberhalb der Tidegrenze und $f_v = Q / MQ_0$ mit MQ_0 der mittlere Oberwasserzufluß, d.h. der Abfluß oberhalb der Tidegrenze, bei Einleitungen unterhalb der Tidegrenze

λ_r physikalische Zerfallskonstante des Radionuklids r in s⁻¹

t_f Fließzeit zwischen Einleitungsstelle und betrachtetem Ort in s.

Bewertung

Die in der AVV zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser betrachteten Belastungspfade können als vollständig angesehen werden. Die nicht Berücksichtigung der äußeren Strahlenexposition durch Bootfahren und Schwimmen resultiert in keiner wesentlichen Unterschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition. Um allerdings der erforderlichen Konservativität der AVV Rechnung zu tragen, sollte die geschätzte Zeit für Bootfahren und Schwimmen der jährlichen Aufenthaltszeit am Ufer zugeschlagen werden, um diese dergestalt bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition mit zu berücksichtigen.

Anders verhält es sich hingegen mit der generellen Vernachlässigung des Beitrages durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe mit dem Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren an der inneren Strahlenexposition. Diese kann je nach individuellen Ernährungs- und Verzehrgeohnheiten einen bedeutsamen Beitrag zur inneren Strahlenexposition bewirken (siehe Abschnitt I.1.5.5.2). Hingegen dürfte der (unbeabsichtigten) Aufnahme von Flußwasser beim Schwimmen nur ein vernachlässigbarer Beitrag an der inneren Strahlenexposition zukommen. Ansonsten sind die in der AVV bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser berücksichtigten Belastungspfade für die Ermittlung der inneren Strahlenexposition (abgesehen von der nicht Berücksichtigung des Pfades Resuspension von Ufersedimenten und nachfolgender Inhalation, welcher allerdings als unbedeutend erachtet wird) als vollständig zu bewerten.

Da in der Bundesrepublik Atomanlagen Abwässer weder direkt in stehende Gewässer (Seen) noch direkt ins Meer einleiten, reicht die in der AVV vorgenommen Unterscheidung zwischen Fließgewässer mit und ohne Tideeinfluß zur Untersuchung der Ausbreitung von Ableitungen radioaktiver Stoffe mit dem Wasser aus.

Inwieweit die Substitution der Realität diskontinuierlicher Abgaben radioaktiver Stoffe mit Wasser durch die Annahme einer kontinuierlichen Ableitung zu vergleichbaren Ergebnissen hinsichtlich der Ermittlung der äußeren und insbesondere der inneren Strahlenexposition führt, ist allgemein nicht bestimmbar, sondern abhängig von den jeweiligen Gegebenheiten und Umständen. Die in /SSK 92/ angeführte Literatur zum Beleg für die Verwendbarkeit der Annahme kontinuierlicher Ableitungen anstelle der real vorkommenden diskontinuierlichen Ableitungen ohne daß Auswirkungen auf die Ermittlung der Strahlenexposition resultieren (KÖNIG 81/) bezieht sich lediglich auf Untersuchungen im Zusammenhang mit radioaktiven Einleitungen in Oberflächengewässer bei Störfällen; ob die bei /KÖNIG 81/ dargestellten Ergebnisse auch für die z.T. sehr differierenden und variierenden Bedingungen beim bestimmungsgemäßen Betrieb gelten, wäre noch nachzuweisen.

Die Betrachtung des Mischungsverhältnisses zwischen Abfluß der betrachteten Anlage oder Einrichtung und Abfluß des Fließgewässers am ungünstigsten Ort entsprechend den örtlichen Gegebenheiten bei Einleitungen oberhalb der Tidegrenze kann als konservativ bewertet werden. Gleiches gilt für die Verwendung des als konstant und kontinuierlich anzusetzenden Oberwasserzufluß anstelle der insgesamt vorbeiflutenden Fließwassermenge für die maximale Vermischung des Abwassers bei Einleitungen unterhalb der Tidegrenze. Allerdings kann diese Konservativität der AVV je nach Gegebenheit ausgeschöpft werden, z.B. bei Aufenthalt auf Ufersediment oder im Wasser bzw. Entnahme von Flußwasser nahe der Einleitungsstelle bei noch vergleichsweise geringer Durchmischung des Abflusses der Anlage oder Einrichtung mit dem Fließgewässer.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß die in der AVV berücksichtigten Expositionspfade bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition als die wesentlichen zu erachten sind, bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition hingegen die Vernachlässigung der Pfade Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren u.U. zu einer Unterschätzungen der tatsächlichen Dosis führen kann. Die in der AVV vorgenommene Modellierung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe, welche in Fließgewässer eingeleitet wurden (und zwar sowohl mit und ohne Vorhandensein von Tideeinflüssen), kann als hinreichend konservativ im Hinblick auf die Ermittlung der äußeren und

inneren Strahlenexposition bewertet werden. Zu zeigen bleibt, daß durch die Annahme von kontinuierlichen Einleitungen radioaktiver Stoffe die Strahlenexposition nicht unterschätzt wird. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschens der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der äußeren und inneren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser nicht diskutiert.

1.1.5.5.1 Äußere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser

Sachverhalt

Der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser liegt ein Modell zugrunde, welches davon ausgeht, daß nach Einleitung in ein Fließgewässer sich die Radionuklide an Schwebstoffe anlagern, die dann sedimentieren bzw. periodisch am Ufer oder auf Überschwemmungsgebieten abgelagert werden. Die Wechselwirkungen zwischen Wasser und Sediment werden dabei nicht explizit, sondern ausschließlich durch Benutzung empirisch gewonnener Konstanten berücksichtigt. Die Höhe und die Kinetik der Sorption an die Schwebstoffe wird als abhängig vom chemischen Element betrachtet und dementsprechend werden für drei Elementgruppen Konzentrationsfaktoren und Halbwertszeiten für die Anlagerung an Schwebstoffe eingeführt /SSK 92/. Die Jahresdosis im Organ oder Gewebe infolge äußerer Bestrahlung durch Aufenthalt auf Ufersediment wird in der AVV unter Berücksichtigung der zeitabhängigen flächenbezogenen Aktivitäten der einzelnen Radionuklide, der jährlichen Aufenthaltsdauer auf Sediment (1.000 h) sowie einer Korrektur zur Berücksichtigung der endlichen Geometrie des Uferstreifens (angenommene Breite des Uferstreifens 10 m) berechnet /BMU 90/:

$$H_{T,Se,r} = O_r(t_{Se}) f_u t_a g_{b,r,T} = C_r^{Fließ} f_u t_a g_{b,r,T} T_r K_r^e (1 - \exp(-\lambda_r t_{Se}))$$

mit:

- $H_{T,Se,r}$ Jahresdosis im Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r bei Aufenthalt auf Ufersediment in Sv
- $O_r(t_{Se})$ zeitabhängige flächenbezogene Aktivität des Radionuklids r in Bq m²; diese Größe berücksichtigt die Flächenmasse der in der Zeiteinheit abgelagerten Sedimentschicht, die spezifische Aktivität des Radionuklids r in Schwebstoffen, die Sedimentationsdauer sowie die physikalische Zerfallskonstante des Radionuklids r
- f_u Faktor, der die endliche Geometrie des Uferstreifens gegenüber einer unendlich ausgedehnten Flächenquelle berücksichtigt, $f_u = 1$ für eine unendlich ausgedehnte Flächenquelle, $f_u = 0,2$ für Uferstreifen
- t_a jährliche Aufenthaltszeit am Ufer oder auf Überschwemmungsgebieten oder auf Spülfeldern in s
- $g_{b,r,T}$ Dosisleistungsfaktor für das Organ oder Gewebe T durch Bodenstrahlung des Radionuklids r in Sv m² Bq⁻¹ s⁻¹
- T_r physikalische Halbwertszeit des Radionuklids r in s
- K_r^e Übergangskonstante für das Radionuklid r in l m⁻² s⁻¹.

Die Gleichung zur Berechnung der zeitabhängigen flächenbezogenen Aktivität ist gemäß AVV dazu geeignet, für die langfristige Betrachtung auch sich wiederholende periodische Ablagerungen, wie z.B. infolge jährlicher Überschwemmungen, mit abzudecken. Die Übergangskonstanten, welche sich aus den nuklidspezifischen Konzentrationsfaktoren für Schwebstoffe für die verschiedenen Elementgruppen unter Berücksichtigung der Sedimentationsgeschwindigkeit berechnen, sind für den Nah- und Fernbereich in der AVV separat spezifiziert. Die Reichweite des Nahbereichs bzw. der Beginn des Fernbereichs werden bestimmt durch die Kontaktzeit der Radionuklide mit den

Anhang/Appendix C (

Schwebstoffen während des Transportes von der Einleitstelle bis zum betrachteten Ort. Für den Nahbereich beträgt die maximale Anlagerungszeit an Schwebstoffe 10 Stunden. Im Fernbereich, wo eine vollständige Durchmischung der Abwasserfahne mit dem Vorfluter vorliegt, beträgt die Anlagerungszeit an Schwebstoffe 5 Tage /BMU 90/.

Die Jahresdosis im Organ oder Gewebe durch Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten wird analog zu der durch Aufenthalt auf Ufersediment berechnet, wobei allerdings der Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der endlichen Geometrie des Uferstreifens entfällt und anstelle der physikalischen Zerfallskonstante des Nuklids die nuklidspezifische effektive Zerfallskonstante mit Berücksichtigung der Abbaukonstante infolge des Eindringens der Nuklide in tiefere Bodenschichten unter Überschwemmungsgebieten Verwendung findet /BMU 90/:

$$H_{T,U,r} = C_r^{\text{Fließ}} t_a g_{b,r,T} K_r^e \ln(2) (1 - \exp(-\lambda_{\text{eff},r}^0 t_{se})) / \lambda_{\text{eff},r}^0$$

mit:

$H_{T,U,r}$ Jahresdosis im Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r durch Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten in Sv

$\lambda_{\text{eff},r}^0$ effektive Zerfallskonstante für das Radionuklid r auf Überschwemmungsgebieten in s^{-1} ; es ist $\lambda_{\text{eff},r}^0 = \lambda_r + \lambda_0$ mit λ_0 der Abbaukonstante zur Berücksichtigung des Eindringens der Radionuklide in tiefere Bodenschichten unter Überschwemmungsgebieten.

Bei der Berechnung der Jahresdosis im Organ oder Gewebe durch Aufenthalt auf Spülfeldern wird die Aktivität als homogen verteilt angenommen (Dicke der aufgebrachten Schicht bis zu 1 m). Die Dosisleistung der unendlich ausgedehnt gedachten Schicht mit konstanter Volumenquellstärke mit Selbstabschirmung wird berechnet anhand der Dosisleistung aus einer unabgeschirmten unendlich ausgedehnten Fläche mit konstanter Volumenquellstärke und konstanter effektiver Schichtdicke von 0,05 m für Photonenenergien bis zu 1,5 MeV. Weiterhin wird die Zeitspanne zwischen Aufspülung und dem Zeitpunkt der ersten Begehung des Spülfeldes berücksichtigt /BMU 90/:

$$H_{T,Sp,r} = K_r^f (1 - \exp(-\lambda_{\text{Anl},r} t_f)) C_r^{\text{Fließ}} \rho_{sp} g_{b,r,T} t_a U_r \exp(-\lambda_r t_{sp}) (1 - \exp(-\lambda_r t_a)) / (\lambda_r t_a)$$

mit:

$H_{T,Sp,r}$ Jahresdosis im Organ oder Gewebe T durch das Radionuklid r bei Aufenthalt auf Spülfeldern in Sv

K_r^f Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe für das Radionuklid r in $l \text{ kg}^{-1}$

$\lambda_{\text{Anl},r}$ Anlagerungskonstante des Radionuklids r in s^{-1}

t_a Zeit zwischen zwei Ausbaggerungen in s, ortsspezifisch

t_{sp} Zeit zwischen dem Aufspülen und der Begebarkeit des Spülfeldes in s

ρ_{sp} Dichte des Spülfeldbodens in kg m^{-3} Trockenmasse

U_r effektive Schichtdicke zur Berücksichtigung der Selbstabschirmung.

Die äußere Strahlenexposition durch Bootfahren und Schwimmen wird als gegenüber der äußeren Bestrahlung aus dem Ufersediment zu vernachlässigend betrachtet /SSK 92/.

Bewertung

Zeitabhängigkeiten von Anreicherungs Vorgängen, wie sie nicht nur beim Sediment, sondern auch bei Fischen auftreten, wurden im Rahmen früher angewendeter Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser durch die Annahme ersetzt, daß der entsprechende Gleichgewichtszustand zwischen der Aktivitätskonzentration im

Wasser und der in den Schwebstoffen sofort erreicht wird. Dies bildete eine Konservativität dahingehend, wie die Anlagerung von Radionukliden an Schwebstoffe ein kinetischer Prozeß ist, welcher erst nach einer spezifischen Zeit einen Gleichgewichtszustand als Maximum erreicht. In der AVV wird für die Anlagerungszeit von Nukliden an Schwebstoffe im Nahbereich eine Dauer von maximal 10 Stunden angesetzt, im Fernbereich eine Anlagerungszeit von 5 Tagen. Mithin wird für Zeiten kleiner als den eben genannten entsprechend den betrachteten Bereichen (Nah- oder Fernbereich) die Nuklidkonzentration in Schwebstoffen mittels des Berechnungsverfahrens der AVV zu einem geringeren Wert bestimmt als mit früher angewendeten Verfahren. Gemäß /BONKA 82/ tragen die an Schwebstoffe gebundenen Radionuklide aber nicht wesentlich zur Wasserkontamination bei. Daher resultiert diese Änderung des Berechnungsverfahrens für gewöhnlich in keiner signifikanten Änderung der ermittelten äußeren Strahlenexposition.

Im bestimmungsgemäßen Betrieb von kerntechnischen Anlagen ist in der Regel die durch Ableitungen mit Wasser hervorgerufene äußere Strahlenexposition infolge des Aufenthalts auf Ufersediment, Überschwemmungsgebieten oder Spülfeldern sowie diejenige durch Bootfahren und Schwimmen im Vergleich zur äußeren und inneren Strahlenexposition durch Ableitungen mit Luft und der inneren Strahlenexposition durch Ableitungen mit Wasser relativ gering. Aus diesem Grunde würde sich die Gesamtexposition infolge der Ableitungen mit Luft und Wasser auch dann nur unwesentlich ändern, wenn die anhand des Berechnungsverfahrens der AVV ermittelte äußere Strahlenexposition infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser um einen Faktor zwei (etwa infolge geänderter Faktoren oder Parameter, z.B. für die Aufenthaltsdauer auf Ufersediment) unterschätzt werden würde; eine Unterschätzung um einen Faktor größer drei erscheint wenig wahrscheinlich.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschens /ICRP 75/ als abdeckend in dem Sinne zu betrachten ist, daß bei Verwendung der in diesem Konzept getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß aufgrund des vergleichsweise geringen Beitrags der durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser im bestimmungsgemäßen Betrieb bedingten äußeren Strahlenexposition an der Gesamt-Jahresdosis, auch bei einer Unterschätzung dieses Beitrags um den Faktor zwei, sich der anhand der AVV ermittelte Wert für die Gesamt-Jahresdosis infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser nur geringfügig ändern würde; eine Unterschätzung um mehr als einen Faktor drei erscheint wenig wahrscheinlich. Weiter ins Detail gehende Untersuchungen wurden daher bzgl. der äußeren Exposition infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser im Rahmen dieser Stellungnahme nicht durchgeführt. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschens der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der äußeren Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser nicht diskutiert.

I.1.5.5.2 Innere Strahlenexposition bei Ableitungen mit Wasser

Sachverhalt

Die Jahresdosis im Organ oder Gewebe durch innere Strahlenexposition wird für die einzelnen Nahrungsmittel bzw. für Trinkwasser unter Verwendung der jeweiligen spezifischen Aktivität sowie dem jeweiligen Jahresverbrauch entsprechend Anlage XI, Tabelle II-1 der Strahlenschutzverordnung /BMU 89a/ berechnet. Es gilt /BMU 90/:

Anhang/Appendix C 1

$$H_{T,gr} = (U^W C_r^W + U^{Fi} C_r^{Fi} + U^{Mi} C_r^{Mi} + U^{Fl} C_r^{Fl} + U^{Pf} C_r^{Pf} + U^{Bl} C_r^{Bl}) g_{gr,T}$$

mit:

$H_{T,gr}$ Jahresdosis im Organ oder Gewebe T durch innere Strahlenexposition durch das Radionuklid r in Sv

U Jahresverbrauch an Trinkwasser (W, in l), an Fischfleisch (Fi, in kg), an Milch und Milchprodukten (Mi, in kg), an Fleisch und Fleischwaren (Fl, in kg), an pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse (Pf, in kg) und an Blattgemüse (Bl, in kg)

C_r jeweilige spezifische Aktivität in Bq l⁻¹ bzw. Bq kg⁻¹

$g_{gr,T}$ Dosisfaktor für das Organ oder Gewebe T durch Ingestion des Radionuklids r in Sv Bq⁻¹.

Die Berechnung der Aktivitätskonzentration im Trinkwasser geschieht ohne Berücksichtigung von Abreicherungs- und Dekontaminationseffekten, aber unter Verwendung der Zeitspanne zwischen Entnahme des Wassers aus dem Fließgewässer und Einspeisung in das Trinkwassernetz /BMU 90/:

$$C_r^W = C_r^{Fließ} \exp(-\lambda_r t_v^W)$$

mit:

t_v^W Zeit zwischen der Entnahme aus dem Fließgewässer und der Einspeisung in das Trinkwassernetz in s; diese Verweilzeit ergibt sich aus der Art der Gewinnung und der Aufbereitung.

Die nuklidspezifische Aktivität im Fischfleisch wird unter Verwendung der effektiven Zerfallskonstante (physikalischer und biologischer Abbau) als Produkt aus Konzentrationsfaktor im Fischfleisch und Aktivitätskonzentration im Fließgewässer berechnet /BMU 90/:

$$C_r^{Fi} = C_r^{Fließ} T_r^{Fi}$$

mit:

T_r^{Fi} Konzentrationsfaktor für das Radionuklid r im Fischfleisch in Bq kg⁻¹ pro Bq l⁻¹.

Die spezifische Aktivität in Milch bzw. Fleisch ergibt sich aus der Aktivitätskonzentration im Fließgewässer unter Berücksichtigung des täglichen Wasserkonsums der Kuh sowie des Transferfaktors vom aufgenommenen Wasser zur Milch bzw. zum Fleisch. Während für Milch die Zeitspanne zwischen Melken und Verzehr vernachlässigt wird, wird die zwischen Schlachten und Verzehr des Fleisches explizit berücksichtigt /BMU 90/:

$$C_r^{Mi} = C_r^{Fließ} L T_r^{Mi}$$

bzw.:

$$C_r^{Fl} = C_r^{Fließ} L T_r^{Fl} \exp(-\lambda_r t_v^{Fl})$$

mit:

L täglicher Wasserkonsum der Kuh in l d⁻¹

T_r^{Mi} Transferfaktor von dem aufgenommenen Wasser zur Milch in d kg⁻¹

T_r^{Fl} Transferfaktor von dem aufgenommenen Wasser zum Fleisch in d kg⁻¹

t_v^{Fl} Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr in s.

Bei der Berechnung der spezifischen Aktivität in Pflanzen für den Expositionspfad Beregnung wird neben der Beregnungsrate auch die Zeit, in der die Pflanzen während der Wachstumsperiode durch

Anhang/Appendix C1

Berechnung oberirdisch kontaminiert werden, und die Zahl der Tage, an denen berechnet wird, berücksichtigt /BMU 90/:

$$C_r^n = C_r^{\text{Fließ}} W f_n (1 - \exp(-\lambda_r^{\text{Pf}} t_w^n)) / \lambda_r^{\text{Pf}} Y^n + \\ W T_r^n t_R \exp(-\lambda_r t_v^n) (1 - \exp(-\lambda_r^{\text{Bo}} t_b)) (p^m \lambda_r^{\text{Bo}} 365)$$

mit:

n $n = \text{Wd}$ für Weidepflanzen, $n = \text{Pf}$ für pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse, $n = \text{Bl}$ für Blattgemüse

W Berechnungsrate in $\text{l m}^{-2} \text{s}^{-1}$

t_w^n Zeit, in der die Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden in s

t_R Zahl der Tage im Jahr, an denen berechnet wird.

Für Tritium in Form von tritiierten Wassers wird die spezifische Aktivität in Pflanzen gleich der des Beregnungswassers gesetzt. Für Kohlenstoff 14 bestimmt sich die spezifische Aktivität durch Beregnung in Pflanzen unter Berücksichtigung des Kohlenstoffmassenanteils in Pflanzen und der Assimilationsrate /BMU 90/:

$$C_{\text{C14}}^n = C_{\text{C14}}^{\text{Fließ}} W f_n^{\text{C}} / V_c$$

mit:

C_{C14}^n spezifische Aktivität von C 14 in pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse ($n = \text{Pf}$), in Blattgemüse ($n = \text{Bl}$) und in Weidepflanzen ($n = \text{Wd}$) in Bq kg^{-1} Pflanzen-Feuchtmasse

f_n^{C} Massenanteil des Kohlenstoffs in Pflanzen

V Assimilationsrate in $\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$.

Die spezifische Aktivität in Milch und Fleisch ergibt sich anhand der täglichen Aktivitätsaufnahme der einzelnen Radionuklide mit dem Futter sowie unter Berücksichtigung der Zeitspanne zwischen Melken bzw. Schlachten und Verzehr /BMU 90/:

$$C_r^n = C_r^{\text{Fu}} W M_{\text{Fu}} T_r^n \exp(-\lambda_r t_v^n)$$

mit:

C_r^{Fu} spezifische Aktivität des Radionuklids r im Futter in Bq kg^{-1}

M_{Fu} tägliche Aufnahme von Futter in $\text{kg Feuchtmasse d}^{-1}$

t_v^n Zeit zwischen Melken und Milchverzehr ($n = \text{Mi}$) bzw. Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr ($n = \text{Fl}$) in s.

Die spezifische Aktivität in Pflanzen bei der landwirtschaftlichen Nutzung von Überschwemmungsgebieten errechnet sich zu /BMU 90/:

$$C_r^n = C_r^{\text{Fließ}} K_r^e \ln(2) T_r^n (1 - \exp(-\lambda_r^{\text{Bo}} t_{\text{Se}})) \exp(-\lambda_r t_v^n) / \lambda_r^{\text{Bo}} p^m$$

mit:

K_r^e Übergangskonstante für das Radionuklid r in $\text{l m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Die spezifische Aktivität des Radionuklids r in Milch C_r^{Mi} bzw. die spezifische Aktivität des Radionuklids r in Fleisch C_r^{Fl} bei der Nutzung von Überschwemmungsgebieten für Weidewirtschaft

und die mittlere spezifische Aktivität im Futter C_r^{Fu} wird analog zur jeweiligen spezifischen Aktivität für den Luftpfad berechnet /BMU 90/.

Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Nutzung von Fluß- und Klärschlämmen wird in /BMU 90/ von der spezifischen Aktivität im frischen Sediment bzw. der mittleren spezifischen Aktivität im Sediment oder im Klärschlamm ausgegangen und die äußere Strahlenexposition durch den Schlamm und die innere durch den Aktivitätstransfer in Lebensmitteln berechnet. Örtliche Gegebenheiten, die Häufigkeit der Auftragung, die Art der Schlammgewinnung und Aufbereitung sowie ferner die Durchmischung mit Ackerboden werden dabei berücksichtigt.

Nicht berücksichtigt bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser werden in der AVV die innere Exposition infolge des Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren, da der Verzehr als mengenmäßig unbedeutend und die festgelegte Fischverzehrrate als ausreichend hoch erachtet wird, um diesen Beitrag mitzuerfassen.

Bewertung

Betreffend der Diskussion des Einflusses unterschiedlicher Ernährungs- und Verzehrsgewohnheiten resp. der Variation innerhalb der Bevölkerung der in der AVV im Zusammenhang mit der Ermittlung der inneren Strahlenexposition verwendeten Faktoren und Parameter für die biokinetischen und dosimetrischen Modelle sei auf die Abschnitte I.1.5.2, I.1.5.4.4 und I.1.5.4.5 verwiesen. Dort wurde vermerkt, daß die Verwendung mittlerer Werte für Parameter von biokinetischen und dosimetrischen Modellen zur Charakterisierung der gesamten Bevölkerung sowie die nicht Berücksichtigung bestimmter Belastungspfade (wie z.B. Verzehr von Lebensmitteln, welche radioaktive Stoffe bevorzugt anreichern, aber nur von einer vergleichsweise kleinen Bevölkerungsgruppe konsumiert werden) in Einzelfällen zu einer erheblichen Unterschätzung der Strahlenexposition führen kann. Notwendig ist zum einen die Untersuchung von kritischen Gruppen mit besonderen Ernährungs-, Lebens- und Verzehrsgewohnheiten sowie die Verwendung statistischer Verteilungen für die betrachteten Faktoren und Parameter zur Bestimmung der Bandbreite der mit bestimmten Belastungspfaden einhergehenden Strahlenexposition.

Insbesondere die Untersuchungen zu den Wiederaufarbeitungsanlagen in England (Sellafield), Frankreich (La Hague) und Schottland (Dounreay) belegen, daß einzelne spezielle Belastungspfade (Aufenthalt am Strand; Seaspray; Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren) z.T. bestimmend für die Strahlenexposition bzw. das Strahlenrisiko ausgewählter Kohorten sein können /BERAL 93, BLACK 84, COMARÉ 88, COMARÉ 96, GARDNER 90, HEASMAN 86, HILL 86, LINSLEY 84, MAYALL 96, SIMMONDS 95, STATHER 84, STATHER 86, STATHER 88, URQUHART 91, VIEL 97/. Von daher sind es u.U. gerade diejenigen Belastungspfade, welche eben nicht für eine große Kohorte von Bedeutung sind, sondern nur für vergleichsweise wenige Personen, die für diese wenigen zu einer überdurchschnittlich hohen Dosisbelastung führen und von daher berücksichtigt werden sollten. Diesem steht allerdings das in der AVV zur Anwendung kommende Konzept des Referenzmenschens sowie der Ausschluß von besonderen Ernährungs-, Lebens- und Verzehrsgewohnheiten entgegen.

Aussagen dahingehend, inwieweit die in /BMU 89b/ aufgelisteten Dosisfaktoren für Ingestion für Kleinkinder (1 Jahr) und Erwachsene und auch die Zuordnung der chemischen Verbindungen zu den Ingestionsklassen bzw. Resorptionsfaktoren als konservativ zu erachten sind bzw. inwieweit das u.a. den Dosisfaktoren zugrunde liegende Konzept des Referenzmenschens /ICRP 75/ als abdeckend in dem Sinne zu betrachten ist, daß bei Verwendung der in diesem Konzept getroffenen Annahmen die Ermittlung einer Strahlenexposition zu keiner Unterschätzung der Dosis führt, wurden in diesem Abschnitt nicht getroffen. Betreffs Ausführungen zu neuen biokinetischen und dosimetrischen Modellen sowie daraus resultierenden neuen Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion, wie sie seitens der Internationalen Strahlenschutzkommission in den letzten Jahren veröffentlicht worden sind und in /BMU 89b/ noch nicht berücksichtigt wurden, sei auf Abschnitt I.1.5.2 verwiesen. Insofern verbleibt die prinzipielle Möglichkeit, daß im Hinblick auf diese Aspekte sich die in der AVV dargestellten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge Ingestion als nicht konservativ herausstellen können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß aufgrund der nicht Berücksichtigung besonderer Ernährungs-, Lebens- und Verzehrgeohnheiten und der Verwendung mittlerer Werte für Parameter für biokinetische und dosimetrische Modelle zur Beschreibung der Charakteristik der gesamten Bevölkerung die aus der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser im bestimmungsgemäßen Betrieb von kerntechnischen Anlagen resultierende Dosis durch innere Strahlenexposition für kritische Gruppen u.U. signifikant unterschätzt werden kann. Dies belegen u.a. Untersuchungen zu den Wiederaufarbeitungsanlagen in England, Frankreich und Schottland, die zeigen, daß insbesondere einzelne spezielle Belastungspfade (wie z.B. Aufenthalt am Strand; Seaspray; Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren) maßgeblich zur Strahlenexposition ausgewählter kritischer Gruppen beitragen. Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschens der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der inneren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser nicht diskutiert.

1.1.5.6 Zusammenfassung

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß mit dem in der AVV verfolgten Konzept die Einhaltung der Grenzwerte des § 45 Abs. 1 der StrlSchV für jede einzelne Person in jedem Betriebsjahr in der Umgebung aller kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen sicherstellen zu wollen, durch diese nicht realisiert ist und nicht realisierbar ist. Aufgrund von signifikanten individuellen Unterschieden im Hinblick auf die biologische Wirksamkeit ionisierender Strahlung (unterschiedliche Strahlenempfindlichkeiten, Abweichungen von den Angaben zum Referenzmensch, synergistische Wirkungen von ionisierender Strahlung mit anderen Noxen) ist auch beim Nachweis der Einhaltung der Grenzwerte des § 45 StrlSchV durch die AVV nicht ausgeschlossen, daß für einen bestimmten Prozentsatz der Bevölkerung in der Umgebung der betrachteten kerntechnischen Anlage oder Einrichtung das resultierende Strahlenrisiko höher ist als es der Verordnungsgeber bei Erlass der Strahlenschutzverordnung als akzeptabel festgelegt hat. Zum gleichen Resultat führen im Vergleich zu den in der AVV betrachteten signifikant abweichende Ernährungs-, Lebens- und Verzehrgeohnheiten. Aus diesen Gründen wird die AVV zum einen nicht den an sie gestellten Anforderungen (Modelle und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition so festzulegen, daß bei deren Anwendung die zu erwartende Strahlenexposition nicht, d.h. in keinem Fall, unterschätzt wird und zu garantieren, daß das resultierende Strahlenrisiko unterhalb des vom Verordnungsgeber als akzeptabel erachteten Wertes bleibt) nicht gerecht. Andererseits entspricht die AVV aber auch nicht dem Stand von Wissenschaft und Technik, welcher im Zusammenhang mit den gestellten Problemen neben einer deterministischen Betrachtungsweise auch die Verwendung probabilistischer Methoden und Verfahren (z.B. in Form von Verteilungsfunktionen für verwendetet Faktoren und Parameter sowie Bestimmung der mit der Berechnung einhergehenden Unsicherheiten) nahelegen würde.

Gauß-Modelle, wie sie u.a. auch in der AVV verwendet werden, sind zur Beschreibung der atmosphärischen Ausbreitung von Luftschadstoffen nur unter bestimmten Voraussetzungen geeignet. Insbesondere bei einem Standort mit komplex gegliedertem Gelände oder bei komplexer Meteorologie kann infolge der Verwendung eines Gauß-Modells die tatsächliche Luftkonzentration sowohl signifikant überschätzt (bis zu einem Faktor von ~ 100) wie auch signifikant unterschätzt werden (ebenfalls bis zu einem Faktor von ~ 100). Eine komplexe Meteorologie liegt auch im Falle eines Standortes an einem Ufer eines größeren Wasserkörpers (wie z.B. Ozeans, größerer Seen) vor. Eine fehlerhafte Bestimmung der Diffusionskategorie im Zusammenhang mit den in der AVV definierten sechs Ausbreitungsklassen kann dazu führen, daß für Einzelemissionen die tatsächliche Luftkonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung Quelle - Aufpunkt um maximal zwei Größenordnungen über- oder unterschätzt wird. Je nach verwendeter Methode zur Bestimmung der Diffusionskategorie können sich um den Faktor ~ 4 unterschiedliche Werte für das Jahresmittel der Luftkonzentration ergeben. Die im Rahmen atomrechtlicher Genehmigungsverfahren seit 1980 verwendeten Werte für den bodennahen Langzeitausbreitungsfaktor sind im Mittel etwa um den Faktor zwei kleiner sind als die maximalen Faktoren, welche für die Bundesrepublik Deutschland ermittelt worden sind. Auch im Vergleich zu den Werten des Alten und Neuen Systems von Jülich ergeben sich bei Verwendung der in der AVV angegebenen Ausbreitungsparameter bei einer

Emissionshöhe von 100 m um maximal den Faktor ~ 5 kleinere Luftkonzentrationen. Die Übertragbarkeit der an einem Standort gemessenen Ausbreitungsfaktoren auf einen anderen Standort ist nur bedingt möglich und bedarf sorgfältiger Untersuchungen. Wesentlich höhere Luftkonzentrationen sowie Bewuchs- und Bodenkontaminationen ergeben sich bei Verwendung von Quasilangzeitausbreitungsfaktoren im Vergleich zu Langzeitausbreitungsfaktoren; Quasilangzeitausbreitungsfaktoren gehen von der (realistischen) Annahme einer Reihe diskontinuierlicher Ableitungen aus, für welche die atmosphärische Ausbreitung anhand des Kurzzeitausbreitungsfaktors berechnet wird.

Bei den in der AVV berücksichtigten Expositionspfaden ist bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition der Pfad Ablagerung von Radionukliden auf Haut und Kleidung nicht mit in die Betrachtung einbezogen worden, bei der Ermittlung der inneren Exposition hingegen die Resuspension radioaktiver Stoffe unbeachtet bleibt. Des Weiteren sind bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition infolge Ingestion nur bestimmte, u.U. nicht die hauptsächlich relevanten Belastungsketten berücksichtigt worden. Die Berechnung der Strahlenexposition, ausgehend von der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft, erfolgt im Rahmen der AVV unter Verwendung allgemeiner dosimetrischer und strahlenbiologischer Modelle, auf die in dieser Ausarbeitung nicht weiter eingegangen werden soll.

Das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition führt infolge β -Submersion aufgrund einer angenommenen Aufenthaltsdauer im Freien von 100 Prozent des Jahres (Vernachlässigung der Abschirmwirkung von Gebäuden bei Aufenthalt in selbigen) zu einer Überschätzung der tatsächlichen Dosis um den Faktor $\sim 1,5$. Die Vernachlässigung der äußeren Exposition infolge der Kontamination von Haut und Kleidung resultiert in keiner bedeutsamen Unterschätzung der tatsächlichen äußeren Exposition. Während des Transportes entstehende Folgeprodukte werden bei dem der AVV zugrunde liegenden Berechnungsverfahren mit betrachtet.

Aufgrund der Vernachlässigung der Abschirmwirkung von Gebäuden infolge der Annahme einer ganzjährigen Aufenthaltsdauer einer Referenzperson im Freien wird die äußere Strahlenexposition infolge γ -Submersion unter Verwendung der Berechnungsvorschrift der AVV um einen Faktor zwischen $\sim 1,7$ und $\sim 2,8$ überschätzt. Die Überschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition kann maximal $\sim 3,4$ betragen bei Berücksichtigung der Unsicherheiten, die sich infolge der Verwendung eines Ausbreitungsfaktors nur für Gamma-Energien von 1 MeV ergeben, wie es in der AVV geschieht. Minimal ergibt sich bei Berücksichtigung der mit der Verwendung eines Ausbreitungsfaktors nur für Gamma-Energien von 1 MeV und der Modellierung der radioaktiven Wolke als halbkugelunendliche Wolke einhergehenden Unterschätzung sowie der durch Vernachlässigung der Gebäudeabschirmung bedingten Überschätzung der tatsächlichen Strahlenexposition ein Konservativitätsfaktor der AVV in Bezug auf γ -Submersion von $\sim 1,0$. Beiträge der in der AVV nicht berücksichtigten Pfade γ -Submersion von in der Luft befindlichen resuspendierten Nukliden und infolge von Kontaminationen der Haut und Kleidung werden bei Emissionen im bestimmungsgemäßen Betrieb in der Regel als vernachlässigbar erachtet; im Hinblick auf kritische Gruppen ist diese Aussage jedoch zu prüfen. Keiner Bewertung unterzogen wurden die Festlegungen der AVV in Bezug auf die Berücksichtigung des Dosisbeitrags von Folgeprodukten, die während des Transportes von der Quelle zum Aufpunkt entstehen, sowie in Bezug auf die Festsetzung des Umrechnungsfaktors der Dosisfaktoren für γ -Submersion für Erwachsene auf den für Kleinkinder.

Das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung überschätzt die tatsächliche Dosis zum einen sowohl aufgrund von Konservativitäten infolge der Vernachlässigung der Abschirmung durch Gebäude bei Aufenthalt in ihnen (Faktor $\sim 1,7$ bis $\sim 2,8$) und der Berücksichtigung einer Ablagerungszeit von 50 Jahren (Faktor $< \sim 1,25$ nach dem 40. Betriebsjahr) wie es zum anderen auch die tatsächliche Dosis unterschätzt durch die Postulierung einer homogenen Aktivitätsverteilung im Umkreis um den betrachteten Aufpunkt (Unterschätzung um den Faktor $\sim 1,5$) und Verwendung eines Korrekturfaktors in Höhe von 0,5 auch für kurzlebige

Anhang/Appendix C1

Radionuklide (Faktor $\sim 1,2$). Insgesamt kann der Konservativitätsfaktor der AVV im Hinblick auf die Berechnung der Strahlenexposition durch γ -Bodenstrahlung mit maximal $\sim 1,6$ angenommen werden.

Das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation führt aufgrund der Vernachlässigung der Abschirmung durch Gebäude bei gleichzeitiger Annahme einer Aufenthaltsdauer von 100 Prozent des Jahres im Freien zu einer Überschätzung der Dosis um einen Faktor zwischen $\sim 1,5$ und $\sim 2,3$ entsprechend einer unterstellten Aufenthaltsdauer von 50 bzw. 80 Prozent in Gebäuden. In Folge der nicht Berücksichtigung des Expositionspfades Inhalation resuspendierter Radionuklide kann allerdings diese Konservativität der AVV für bestimmte kritische Gruppen, welche sich z.B. vergleichsweise lange im Freien aufhalten und staubhaltiger Luft ausgesetzt sind, mehr als ausgeglichen werden. Der in der AVV gewählte Wert für den aerodynamischen Durchmesser des Aktivitätsmedianwertes in Höhe von $1 \mu\text{m}$ ist für einzelne Bereiche des Respirationstraktes vor dem Hintergrund gemessener Aktivitätsverteilungen von emittierten Aerosolteilchen sowie der Abhängigkeit der Ablagerung von mit der Atemluft aufgenommenen Aerosolteilchen im Respirationstrakt vom Teilchendurchmesser als nicht konservativ zu bewerten. Hier - wie auch an anderer Stelle in der AVV - wäre die Verwendung einer statistischen Verteilung zur Beschreibung der Variation der verwendeten Eingangsparameter im Gegensatz zur Festlegung eines bestimmten Wertes aussagekräftiger im Hinblick auf die Ermittlung der Strahlenexposition. Die von der Internationalen Strahlenschutzkommission in den letzten Jahren überarbeiteten biokinetischen und dosimetrischen Modelle betreffend die Inhalation und Ingestion von Radionukliden sowie die daraus abgeleiteten aktualisierten Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion für die Bevölkerung, welche auch Eingang gefunden haben in die Richtlinie 96/29/EURATOM der Europäischen Union, sind im Rahmen des Berechnungsverfahrens der AVV derzeit noch nicht berücksichtigt.

Das in der AVV beschriebene Verfahren zur Ermittlung der Strahlenexposition durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe beim Verzehr von Lebensmitteln (Ingestion) ist für eine konservative Abschätzung der Ingestionsdosis ungeeignet. Die Gründe hierfür liegen in der Verwendung standardisierter Ernährungs- und Verzehrgewohnheiten ohne Berücksichtigung des Verzehrs von Lebensmitteln, welche Radionuklide in besonderem Maße akkumulieren (wie z.B. Pilze und Wildfrüchte) sowie der fehlenden Differenzierung hinsichtlich einzelner Lebensmittel und der Zusammenfassung von Lebensmitteln mit möglicher unterschiedlicher spezifischer Aktivität zu Gruppen, welche repräsentiert werden durch die Wahl eines Produktes. Dieses Vorgehen resultiert in einer möglichen Unterschätzung der Strahlenexposition durch Ingestion um möglicherweise mehrere (zwei bis drei) Größenordnungen. Diese Unterschätzung der Ingestionsdosis wird auch nicht durch Konservativitäten, welche mit dem in der AVV verwendeten Berechnungsverfahren verbunden sind (Vernachlässigung des radioaktiven Zerfalls im Zeitraum zwischen Ernte und Verzehr der Lebensmittel, Annahme einer Ablagerungszeit von 50 Jahren, Vernachlässigung der Dekontamination infolge Zubereitung der Produkte) wieder ausgeglichen. Zudem ist durch die Annahme einer konstanten Ablagerungsrate von Radionukliden auf dem oberirdischen Teil der Pflanzen während der Wachstumsperiode der Fall von mehreren diskontinuierlichen Emissionen in Höhe der genehmigten Tages-Abgabewerte für Aerosole, welche kurz vor dem Zeitpunkt der Ernte stattfinden, nicht abgedeckt; in diesem Fall sind um den Faktor ~ 2 - ~ 5 höhere spezifische Aktivitäten in der Pflanze als nach AVV berechnet möglich. Ebenfalls können in der AVV nicht berücksichtigte Belastungspfade (Resuspension, Kontamination der Pflanzenoberfläche durch Boden mit Niederschlag, Ingestion von Boden) u.U. nicht unwesentlich zur Strahlenexposition beitragen. Es empfiehlt sich daher, bei der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion alle Belastungspfade im Detail zu betrachten. Des weiteren sollte auch die Ingestionsdosis kritischer Bevölkerungsgruppen ermittelt werden, welche durch besondere Ernährungs- und Verzehrgewohnheiten weit oberhalb derjenigen vom Referenzmenschen liegen kann. Zudem ist die Verwendung von statistischen Verteilungen für die Eingrenzung der in der AVV verwendeten Parameter im Zusammenhang mit der Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion aufgrund der großen Variationsbreite dieser Größen zwingend erforderlich.

Die in der AVV berücksichtigten Expositionspfade bei der Ermittlung der äußeren Strahlenexposition sind als die wesentlichen zu erachten, bei der Ermittlung der inneren Strahlenexposition hingegen kann die Vernachlässigung der Pfade Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren u.U. zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Dosis führen. Die in der AVV vorgenommene Modellierung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe, welche in Fließgewässer eingeleitet wurden (und zwar sowohl mit und ohne Vorhandensein von Tideinflüssen), kann als hinreichend konservativ im Hinblick auf die Ermittlung der äußeren und inneren Strahlenexposition bewertet werden. Zu zeigen bleibt, daß durch die Annahme von kontinuierlichen Einleitungen radioaktiver Stoffe die Strahlenexposition nicht unterschätzt wird.

Aufgrund des vergleichsweise geringen Beitrages der durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser im bestimmungsgemäßen Betrieb bedingten äußeren Strahlenexposition an der Gesamt-Jahresdosis kann angenommen werden, daß auch bei einer Unterschätzung dieses Beitrags um den Faktor zwei, sich der anhand der AVV ermittelte Wert für die Gesamt-Jahresdosis infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser nur geringfügig ändern würde; eine Unterschätzung um mehr als einen Faktor drei erscheint wenig wahrscheinlich. Weiter ins Detail gehende Untersuchungen wurden daher bzgl. der äußeren Exposition infolge der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser im Rahmen dieser Stellungnahme nicht durchgeführt.

Aufgrund der nicht Berücksichtigung besonderer Ernährungs-, Lebens- und Verzehrgegewohnheiten und der Verwendung mittlerer Werte für Parameter für biokinetische und dosimetrische Modelle zur Beschreibung der Charakteristik der gesamten Bevölkerung ist nicht auszuschließen, daß die aus der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser im bestimmungsgemäßen Betrieb von kerntechnischen Anlagen resultierende innere Strahlenexposition für kritische Gruppen u.U. signifikant unterschätzt wird. Dies belegen im Rahmen der Möglichkeiten epidemiologischer Studien u.a. Untersuchungen zu den Wiederaufarbeitungsanlagen in England, Frankreich und Schottland, die zeigen, daß insbesondere einzelne spezielle Belastungspfade (wie z.B. Aufenthalt am Strand; Seaspray; Verzehr von Krebsen, Muscheln und Schalentieren) maßgeblich zur Strahlenexposition ausgewählter kritischer Gruppen beitragen.

Unsicherheiten im Hinblick auf die Verwendung des Konzeptes des Referenzmenschens der ICRP sowie der gegenwärtig gültigen Dosisfaktoren wurden im Hinblick auf die Ermittlung der äußeren und inneren Strahlenexposition bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser nicht diskutiert.

1.1.5.7 Literatur

- /AGÖF 86-89/ Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) (1986-89): *Datenrad - Radioaktivitätsmeßwerte Cäsium (134 + 137)*. Monatszeitschrift, Bremen
- /ANSPAUGH 75/ Anspaugh LR, Shinn JH, Phelps PL, Kennedy NC (1975): Resuspension and redistribution of plutonium in soils. *Health Phys* 29: 571-82
- /BEIR 90/ Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation (BEIR) (1990): *Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation - BEIR V*. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.
- /BERAL 93/ Beral V, Roman E, Bobrow M (1993): *Childhood Cancer and Nuclear Installations*. BMJ Publishing Group, London
- /BLACK 84/ Black D (1984): *Investigations of the possible increased incidence of cancer in west Cumbria*. Report of the Independent Advisory Group, HMSO, London
- /BMI 77a/ Bundesministerium des Inneren (1977): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Bestimmung der Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer. I. Fließgewässer. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Januar 1977
- /BMI 77b/ Bundesministerium des Inneren (1977): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Oktober 1977
- /BMI 79/ Bundesministerium des Inneren (1979): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV). Vom 15. August 1979, GMBI. S. 371, berichtigt 1980, GMBI. S. 576, zuletzt geändert am 3. Mai 1985, GMBI. S. 350

Anhang/Appendix C1

- /BMU 86xx/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1986 ff): *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresberichte*.
- /BMU 89a/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1989): Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung). Vom 13. Oktober 1976, in der Bekanntmachung vom 30. Juni 1989, BGBl. I S. 1321, ber. BGBl. I S. 1926
- /BMU 89b/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1989): Bekanntmachung der Dosisfaktoren Äußere Exposition - Erwachsene und Kleinkind (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Kleinkind (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Erwachsene. Vom 5. September 1989, Bundesanzeiger Nr. 185a vom 30. September 1989
- /BMU 90/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1990): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen. Vom 21. Februar 1990, Bundesanzeiger Nr. 64a vom 31. März 1990
- /BONKA 82/ Bonka H (1982): *Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb*. Verlag TÜV Rheinland, Köln
- /BURSON 75/ Burson ZG, Profio AF (1975): *Structure Shielding from Cloud and Fallout Gamma-Ray Sources for Assessing the Consequences of Reactor Accidents*. EGG-1183-1670, EG&G, Inc., Las Vegas, Nevada
- /BURSON 77/ Burson ZG, Profio AF (1977): Structure shielding in reactor accidents. *Health Phys* 33: 411-26
- /COMARE 88/ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1988): *Investigation of the possible increased incidence of leukaemia in young people near the Dounreay Nuclear Establishment, Caithness, Scotland*. Zweiter COMARE Bericht, HMSO, London
- /COMARE 96/ Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1996): *The incidence of cancer and leukaemia in the vicinity of the Sellafield site, West Cumbria: Further studies and an update of the situation since the publication of the report of the Black Advisory Group in 1984*. Vierter COMARE Bericht, Department of Health, Wetherby
- /CORN 61a/ Corn M (1961): The adhesion of solid particles to solid surfaces, I: a review. *J Air Poll Contr Assoc* 11: 523-8
- /CORN 61b/ Corn M (1961): The adhesion of solid particles to solid surfaces, II. *J Air Poll Contr Assoc* 11: 566-75
- /CORN 65/ Corn M, Stein F (1965): Re-entrainment of particles from a plane surface. *Am J Indust Hygiene Assoc*, July/August 1965: 325-36
- /EU 96/ Rat der Europäischen Union (EU) (1996): Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen - Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, Nr. L 159 (1996), p. 1-114
- /GARDNER 90/ Gardner MJ, Snee MP, Hall AJ, Powell CA, Downes S, Terrell JD (1990): Results of the case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in west Cumbria. *BMJ* 300: 423-9
- /GARGER 94/ Garger EK (1994): Air concentrations of radionuclides in the vicinity of Chernobyl and the effects of resuspension. *J Aerosol Sci* 25: 745-53
- /GARLAND 92/ Garland JA, Pattenden NJ, Playford K (1992): Resuspension following Chernobyl. In: IAEA: *Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing - First report of the IAMP Terrestrial Working Group*. IAEA-TECDOC-647, IAEA, Vienna, May 1992
- /GEIB 78/ Geiß H, Vogt K-J, Ehrlich HG, Polster G (1978): Neucere Ergebnisse von Ausbreitungsexperimenten mit 50 und 100 m Emissionshöhe. In: fachverband für Strahlenschutz e.V.: *Radioaktivität und Umwelt*. 12. Jahrestagung, Norderney, 2. - 6. Oktober 1978, Band I, S. 279-307
- /GEIB 81a/ Geiß H, Heinemann K, Vogt K (1981): *Statistische Untersuchungen zur Begrenzung von Kurzzeitemissionen*. FGU-Seminar: Radioökologie und Strahlenschutz, Berlin, 20. - 25. Mai 1981
- /GEIB 81b/ Geiß H (1981): *Gutachten über die potentielle Strahlenexposition auf Grund der durch die Emission von Jod 131 über Fallout und Washout erzeugten Kontamination von Vegetation und Boden unter Berücksichtigung der meteorologischen Einflußgrößen*. Jülich, März 1981
- /HEASMAN 86/ Heasman MA, Kemp IW, Urquhart JD, Black R (1986): Childhood leukaemia in northern Scotland. *Lancet* i: 266; sowie Heasman MA, Kemp IW, Urquhart JD, Black R (1986): Childhood leukaemia in northern Scotland. *Lancet* i: 385 (Korrektur zur vorgenannten Veröffentlichung)
- /HILL 86/ Hill MD, JR Cooper (1986): *Radiation doses to members of the population of Thurso*. National Radiological Protection Board, NRPB-R 195. HMSO, London
- /HINRICHSSEN 81/ Hinrichsen K (1981): *Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre: Kritik der Ausbreitungsparameter, Kritik des maximalen Aufpunktes*. Vortrag auf dem Radioökologiesymposium, Stuttgart, 15. & 16. Oktober 1981
- /HINRICHSSEN 82/ Hinrichsen K (1982): *Kritik an den Werten der in der TA-L (Stand: 08. Juni 1982) verwendeten Ausbreitungsparameter*. Brief an den Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft, vom 24. Juni 1982

Anhang/Appendix C1

- /HINRICHSSEN 86/ Hinrichsen K (1986): Die Bedeutung statistisch verteilter Emissionen mit der Abluft aus kerntechnischen Anlagen für die Strahlenbelastung. Universität Hamburg, Meteorologisches Institut, August 1986
- /IAEA 91/ International Atomic Energy Agency (IAEA) (1991): *The International Chernobyl Project: Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures -Technical Report*. Report by an International Advisory Committee, IAEA, Vienna
- /ICRP 75/ International Commission on Radiological Protection (1975): Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication No. 23, Pergamon Press, Oxford
- /ICRP 77/ International Commission on Radiological Protection (1977): Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 26, *Annals of the ICRP* 1 (3), Pergamon Press, Oxford
- /ICRP 85/ Internationale Strahlenschutzkommission (1985): Grenzwerte der Aktivitätszufuhr von Radionukliden für Beschäftigte. ICRP Veröffentlichung 30, Teil 1-3 Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr (ALI) und Werte der abgeleiteten Aktivitätskonzentration in Luft (DAC) für die Bevölkerung. Erklärung der ICRP, Oktober 1983; deutsche Ausgabe herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt der Bundesrepublik Deutschland, dem Eidgenössischen Gesundheitsamt der Schweiz, dem Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz der Republik Österreich, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- /ICRP 89/ International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1989): Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 1. ICRP Publication No. 56, *Annals of the ICRP* 20 (2), Pergamon Press, Oxford
- /ICRP 91/ International Commission on Radiological Protection (1991): 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 60, *Annals of the ICRP* 21 (1-3), Pergamon Press, Oxford
- /ICRP 93/ International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1993): Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2. Ingestion Dose Coefficients. ICRP Publication No. 67, *Annals of the ICRP* 23 (3/4), Elsevier Science Ltd, Oxford
- /ICRP 94/ International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1994): Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication No. 66, *Annals of the ICRP* 24 (1-3), Elsevier Science Ltd, Oxford
- /ICRP 95/ International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1995): Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3. Ingestion Dose Coefficients. ICRP Publication No. 69, *Annals of the ICRP* 25 (1), Elsevier Science Ltd, Oxford
- /ICRP 96/ International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1996): Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4. Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication No. 71, *Annals of the ICRP* 26, Elsevier Science Ltd, Oxford
- /JACOB 86/ Jacob P, Paretzke HG, Rosenbaum H, Zankl M (1986): Effective dose equivalents for photon exposures from plane sources on the ground. *Radiat Prot Dosim* 14: 299-310
- /JACOB 87/ Jacob P, Meckbach R (1987): Shielding factors and external dose evaluation. *Radiat Prot Dosim* 21: 79-85
- /JACOB 88/ Jacob P, Paretzke HG (1988): Neue Berechnungsverfahren für externe Strahlenexpositionen. In: Fachverband für Strahlenschutz e.V.: *IVth European Congress - XIIIth Regional Congress of IRPA: Twenty years experience in radiation protection - a review and outlook*. Proceedings, Salzburg, Austria, September 15-19, 1988, p. 148-52
- /JENSEN 84/ Jensen PH (1984): *Calculated Shielding Factors for Selected European Houses*. Risoc-M-2474, Danish Atomic Energy Commission Research Establishment, Risoc, Denmark
- /JONES 86/ Jones JA (1986): *The Seventh Report of the Working Group on Atmospheric Dispersion: The Uncertainty in Dispersion Estimates Obtained from the Working Group Models*. National Radiological Protection Board, NRPB Report R199, Chilton, Didcot, U.K.
- /KLUG 69/ Klug W (1969): Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus synoptischen Beobachtungen. *Staub-Reinhaltung der Luft* 29: 143
- /KÖHNLEIN 91/ Köhnlein W, Nussbaum RH (1991): Reassessment of radiogenic cancer risk and mutagenesis at low doses of ionizing radiation. *Adv Mutagen Res* 3: 53-80
- /KÖNIG 81/ König LA (1981): Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer bei Störfällen. In: Fachverband für Strahlenschutz e.V.: *Radiologische Auswirkungen von Kernkraftwerken und anderen kerntechnischen Anlagen auf den Menschen und seine Umwelt*. 14. Jahrestagung, Lausanne, p. 412-9
- /LASSEY 80/ Lassey KR (1980): The possible importance of short-term exposure to resuspended radionuclides. *Health Phys* 38: 749-61
- /LEGRAND 80/ Le Grand J, Beckhols R, Despres A (1980): Evaluation des debits d'equivalent de dose delivres pas les photons emis dans un panache radioactif. In: Commission of the European Communities (CEC): *Compte-rendus du Seminaire sur les rejets radioactifs et leur dispersion dans l'atmosphere a la suite d'un accident hypothetique de reacteur*. CEC, Luxembourg, p. 721-41

- /LEGRAND 87/ Le Grand J, Croize JC, De Dorlodot T, Roux Y (1987): Statistical survey of the housing characteristics and evaluation of shielding factors in the surroundings of French nuclear sites. *Radiat Prot Dosim* 21: 87-95
- /LEGRAND 88/ Le Grand J, Roux Y (1988): KERMA rates and whole-body absorbed dose rates for immersion in a semi-infinite cloud. In: Fachverband für Strahlenschutz e.V.: *IVth European Congress - XIIIth Regional Congress of IRPA: Twenty years experience in radiation protection - a review and outlook*. Proceedings, Salzburg, Austria, September 15-19, 1988, p. 158-61
- /LEGRAND 90/ Le Grand J, Roux Y, Meckbach R, Jacob P, Hedeman Jensen P, Thikier-Nielsen S (1990): External exposure from airborne radionuclides. In: Commission of the European Communities (CEC): *Proceedings of the Seminar on Methods and Codes for Assessing the Off-Site Consequences of Nuclear Accidents*. Report EUR-13013, CEC, Luxembourg, p. 407-22
- /LINSLEY 84/ Linsley GS, J Dionian, JR Simmonds, J Burgess (1984): *An assessment of the radiation exposure of members of the public in west Cumbria as a result of the discharges from BNFL, Sellafield*. National Radiological Protection Board, NRPB-R 170, HMSO, London
- /LITTLE 79/ Little CA, Miller CW (1979): *The Uncertainty Associated with Selected Environmental Transport Models*. Oak Ridge National Laboratory, Health and Safety research Division, Oak Ridge, Tennessee. Report ORNL-5528, November 1979
- /MANIER 74/ Manier G (1974): *Vergleich zwischen Ausbreitungsklassen und Temperaturgradienten. 1. Teilbericht zu dem Forschungsvorhaben "Festlegung und Vorhersage der Ausbreitungshedingungen in der Bundesrepublik Deutschland"*. Bundesministerium des Inneren, UB II 2-320-01-38/73, Dezember 1974
- /MABMEYER 87/ Maßmeyer K (1987): Modelle zur atmosphärischen Ausbreitung - Anforderungen und Stand der Entwicklung. In: Deutsches Atomforum e.V.: Jahrestagung Kerntechnik '87: Fachsitzung Atmosphärische Ausbreitungen. Deutsches Atomforum e.V., Bonn, Inforum Verlag, S. 15-37
- /MAYALL 96/ Mayall A, T Cabianca, JR Simmonds (1996): An assessment of the present and future implications of radioactive contamination of west Cumbria. *J Radiol Prot*, 16: 227-36
- /MILLER 78/ Miller CW (1978): A critique of the determination of atmospheric stability categories for assessing airborne releases of radionuclides. *Health Phys* 34: 489-92
- /MILLER 87/ Miller CW, Hively LM (1987): A review of validation studies for the Gaussian plume atmospheric dispersion model. *Nucl Safety* 28: 522-31
- /MORGAN 96/ Morgan WF, Day JP, Kaplan MI, McGhee, EM, Limoli CL (1996): Genomic instability induced by ionizing radiation. *Radiat Res* 146: 247-58
- /NCRP 93/ 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, NCRP, Bethesda, Maryland
- /NICHOLSON 88/ Nicholson KW (1988): A review of particle resuspension. *Atmos Environ* 22: 2639-51
- /NUSSBAUM 93/ Nussbaum RH, Köhnlein W (1993): Reduzierte biologische Effektivität bei niedrigen Strahlendosen und kleinen Dosisraten: Zwei veraltete Annahmen. In: Lengfelder E, Wendhausen H: *Neue Bewertung des Strahlenrisikos - Niedrigdosis-Strahlung und Gesundheit*. Gesellschaft für Strahlenschutz e.V., Internationale Konferenz in Kiel, Proceedings. MMV Medizin Verlag, München, S. 197-206
- /NUSSBAUM 94/ Nussbaum RH, Köhnlein W (1994): Inconsistencies and open questions regarding low-dose health effects of ionizing radiation. *Environm Health Persp* 102: 656-67
- /NUSSBAUM 95/ Nussbaum RH, Köhnlein W (1995): Health consequences of exposures to ionizing radiation from external and internal sources: challenges to radiation protection standards and biomedical research. *Medicine and Global Survival* 2: 198-213
- /PASQUILL 61/ Pasquill F (1961): The estimation of the dispersion of windborn material. *Met Mag* 90: 33-48
- /PASQUILL 64/ Pasquill F (1964): *Atmospheric Diffusion*. 2nd edition, Ellis Horwood, Chichester
- /PINDER 90/ Pinder JE III, McLeod KW, Adriano DC, Corey JC, Boni AL (1990): Atmospheric deposition, resuspension, and root uptake of Pu in corn and other grain-producing agroecosystems near a nuclear facility. *Health Phys* 59: 853-67
- /SEHMEL 80/ Schmel GA (1980): Particle resuspension: a review. *Environ Int* 4: 107-27
- /SIMMONDS 95/ Simmonds JR, CA Robinson, A Phipps, CR Muirhead, FA Fry (1995): *Risks of leukaemia and other cancers in Seascale from all sources of ionising radiation exposure*. National Radiological Protection Board, NRPB-R 276, HMSO, London
- /SLINN 78/ Slinn WGN (1978): Parametrizations for resuspension and for wet and dry deposition of particles and gases for use in radiation dose calculations. *Nucl Safety* 19: 205-19
- /SMITH 82/ Smith. WJ II, Whicker FW, Meyer HR (1982): Review and categorization of saltation, suspension, and resuspension models. *Nucl Safety* 23: 685-99
- /SSK 92/ Strahlenschutzkommission des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): *Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der*

Anhang/Appendix C1

- Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV. Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Band 17, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart*
- /STATHER 84/ Stather JW, AD Wrixon, JR Simmonds (1984): *The risks of leukaemia and other cancers in Seascale from radiation exposure*. National Radiological Protection Board, NRPB-R 171, HMSO, London
- /STATHER 86/ Stather JW, J Dionian, J Brown, TP Fell, CR Muirhead (1986): *The risks of leukaemia and other cancers in Seascale from radiation exposures*. National Radiological Protection Board, NRPB-R 171 Addendum, HMSO, London
- /STATHER 88/ Stather JW, J Dionian, J Brown, TP Fell, CR Muirhead (1988): The risk of leukaemia in Seascale from radiation exposure. *Health Phys.* 55: 471-81
- /STEFFENS 88/ Steffens W, Führ F, Mittelstaedt W, Klaes J, Förstel H (1988): *Untersuchungen des Transfers von ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co und ⁵⁴Mn vom Boden in die Pflanze und der wichtigsten, den Transfer beeinflussenden Bodenparameter*. Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Institut für Radioagronomie, Bericht JÜL-2250, Dezember 1988
- /TEUFEL 77/ Teufel D (1977): *Zur Abschätzung des Verhaltens künstlicher Radionuklide in der Umwelt und der daraus entstehenden Strahlenbelastung für Menschen in der Umgebung kerntechnischer Anlagen unter besonderer Berücksichtigung des Verzehrs landwirtschaftlicher Produkte*. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Universität Heidelberg, Dezember 1977
- /UNSCEAR 82/ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (1982): *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects*. Report to the General Assembly, Publication E.82.IX.8, United Nations, New York
- /UNSCEAR 88/ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (1988): *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. Report to the General Assembly, Publication E.88.IX.7, United Nations, New York
- /UNSCEAR 94/ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (1994): *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. Report to the General Assembly, Publication E.94.IX.11, United Nations, New York
- /URQUHART 91/ Urquhart JD, Black RJ, Muirhead MJ, Sharp L, Maxwell M, Eden OB, Jones DA (1991): Case-control study of leukaemia and non-Hodgkin's lymphoma in children in Caithness near the Dounreay nuclear installation. *BMJ* 302: 687-92
- /VENKATRAM 83/ Venkatram A (1983): Uncertainty in predictions from air quality models. *Boundary Layer Meteorol* 27: 185-96
- /VIEL 97/ Viel J-F, Pobel D (1997): Case-control study of leukaemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited. *BMJ* 314: 101-6
- /VOGT 73/ Vogt K-J, et al. (1973): *Untersuchungen zur Ausbreitung von Abluftfahnen in der Atmosphäre*. Kernforschungsanlage Jülich, JÜL-998-ST, Jülich
- /VOGT 74a/ Vogt K-J, et al. (1974): *Untersuchungen zur Ausbreitung von Abluftfahnen in der Atmosphäre*. Kernforschungsanlage Jülich, JÜL-1143-ST, Jülich
- /VOGT 74b/ Vogt K-J, Geiß H (1974): *Tracer experiments on the dispersion of plumes over terrain of major surface roughness*. Kernforschungsanlage Jülich, JÜL-1131-ST, Jülich
- /VOGT 77/ Vogt K-J (1977): Empirical investigations of the diffusion of waste air plumes in the atmosphere. *Nucl Technol* 34: 43-57
- /WHICKER 87/ Whicker F, Kirchner TB (1987): Pathway: a dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition. *Health Phys* 52: 717-37
- /WITTEK 85/ Wittek P (1985): *A Survey of Atmospheric Dispersion Models Applicable to Risk Studies for Nuclear Facilities in Complex Terrain*. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Projekt Nukleare Sicherheit, KIK Bericht Nr. 3870, September 1985

Anhang/Appendix C1

Anhang: Tabellen und Abbildungen

Conditions	Range	Variance of log-transformed data
Highly instrumented site; ground-level centerline concentration within 10 km of a continuous point-source		
Ground-level releases	0.8 - 1.2	0.01
Elevated releases	0.65 - 1.35	0.04
Maximum air concentration for elevated releases	0.51 - 1.5	0.10
Annual average for a specific point, flat terrain, within 10 km downwind of the release point	0.5 - 2	0.16
Annual average for a specific point, flat terrain, 10 to 150 km downwind of a release point	0.25 - 4	0.64
Specific hour and receptor point, flat terrain, steady meteorological conditions		
Elevated releases without building wake effects	0.1 - 10	1.77
Elevated releases with building wake effects	0.01 - 100	7.07
Short-term, surface-level releases with building wake effects using temperature gradient method of estimating atmospheric stability		
Wind speed > 2 m/s	0.7 - 100	2.05
Wind speed < 2 m/s	1 - 100	1.77
Short-term, surface-level releases without building wake effects using temperature gradient method of estimating atmospheric stability		
Wind speed > 2 m/s	0.3 - 10	1.02
Wind speed < 2 m/s	1 - 100	1.77
Complex terrain or meteorology (e.g. sea breeze regions)		
Annual average concentrations	0.1 - 10	1.77
Short-term releases	0.01 - 100	7.07
Urban releases		
Annual average concentrations	0.25 - 4	0.64
< 24 h concentrations	0.1 - 10	1.77

Tabelle 1: Geschätztes Verhältnis vorhergesagte zu beobachtete Luftkonzentration basierend auf Prognosen unter Verwendung von Gauß-Modellen zur Beschreibung der atmosphärischen Dispersion bei unterschiedlichen Freisetzungsbedingungen nach MILLER 87/.

Diffusionskategorie	Ausbreitungskoeffizienten			
	P_y	q_y	P_z	q_z
<i>Altes System von Jülich</i>				
A	0,87	0,81	0,22	0,97
B	0,87	0,81	0,22	0,97
C	0,72	0,78	0,22	0,94
D	0,63	0,77	0,21	0,93
E	1,69	0,62	0,16	0,81
F	5,38	0,58	0,40	0,62
<i>Neues System von Jülich</i>				
A	0,66	0,83	0,14	1,09
B	0,66	0,83	0,14	1,09
C	0,63	0,80	0,21	0,98
D	0,53	0,80	0,26	0,89
E	0,41	0,87	0,13	0,83
F	7,56	0,52	0,56	0,55
<i>Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung</i>				
A	1,503	0,833	0,151	1,219
B	0,876	0,823	0,127	1,108
C	0,659	0,807	0,165	0,996
D	0,640	0,784	0,215	0,885
E	0,801	0,754	0,264	0,774
F	1,294	0,718	0,241	0,662

Tabelle 2: Ausbreitungskoeffizienten in Abhängigkeit von der Diffusionskategorie für eine Emissionshöhe von 50 m: Werte des alten und neuen Systems von Jülich /GEIß 78/ und Werte der heute gültigen Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung (AVV), Anhang 7, Tabelle 1 /BMU 90/.

Diffusionskategorie	Ausbreitungskoeffizienten			
	P_y	q_y	P_z	q_z
<i>Altes System von Jülich</i>				
A	0,23	1,00	0,097	1,16
B	0,23	0,97	0,16	1,02
C	0,22	0,94	0,25	0,89
D	0,22	0,91	0,40	0,76
E	1,69	0,62	0,16	0,81
F	5,38	0,58	0,40	0,62
<i>Neues System von Jülich</i>				
A	0,34	1,00	0,037	1,28
B	0,37	0,94	0,076	1,12
C	0,40	0,88	0,16	0,96
D	0,43	0,82	0,32	0,88
E	0,46	0,76	0,66	0,63
F	7,56	0,52	1,37	0,47
<i>Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung</i>				
A	0,170	1,296	0,051	1,317
B	0,324	1,025	0,070	1,151
C	0,466	0,866	0,137	0,985
D	0,504	0,818	0,265	0,818
E	0,411	0,882	0,487	0,652
F	0,253	1,057	0,717	0,486

Tabelle 3: Ausbreitungskoeffizienten in Abhängigkeit von der Diffusionskategorie für eine Emissionshöhe von 100 m: Werte des alten und neuen Systems von Jülich /GEIß 78/ und Werte der heute gültigen Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung (AVV), Anhang 7, Tabelle 1 /BMU 90/.

Diffusionskategorie A, Emissionshöhe 50 m

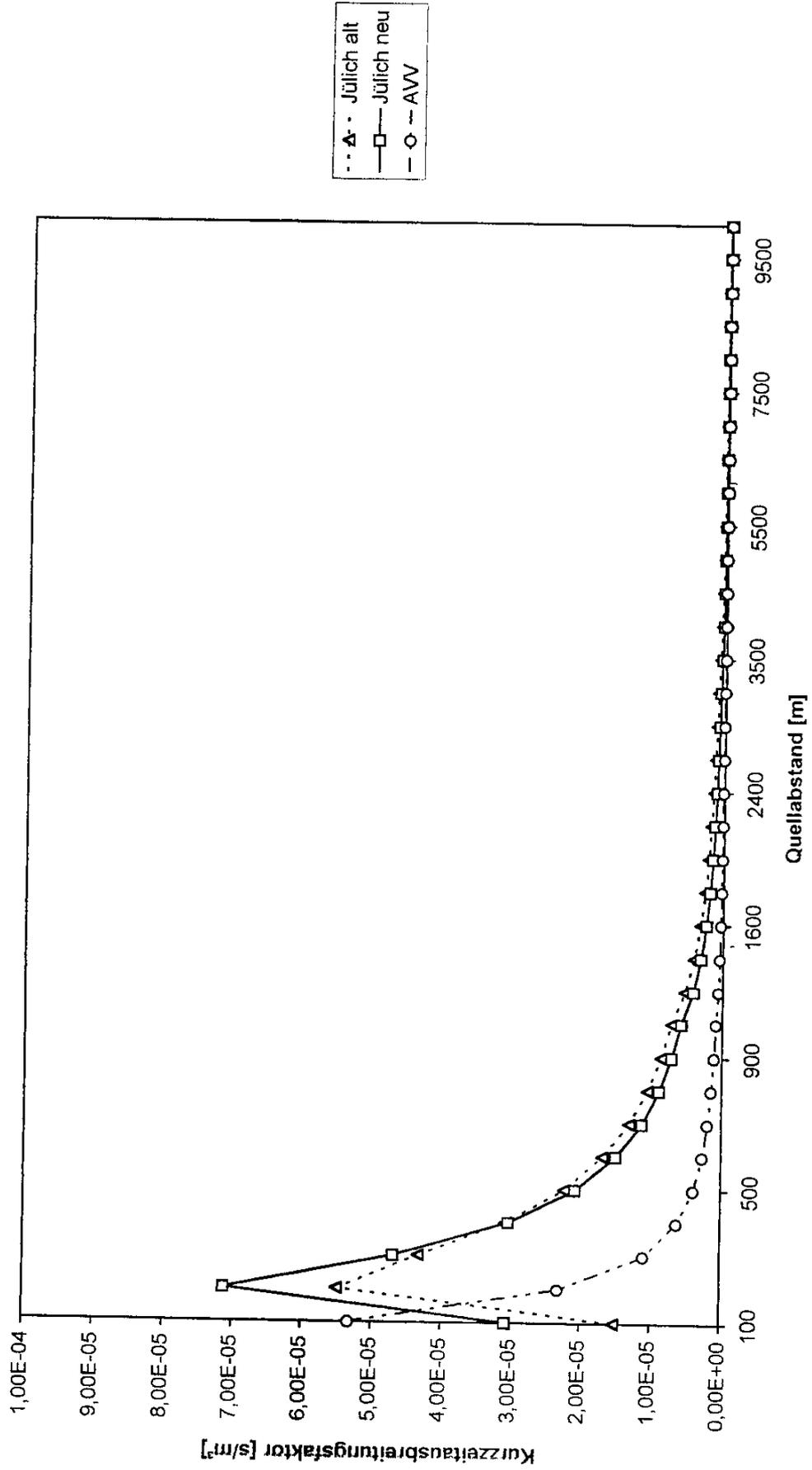


Abbildung 1a: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie A und eine Emissionshöhe von 50 m.

Diffusionskategorie B, Emissionshöhe 50 m

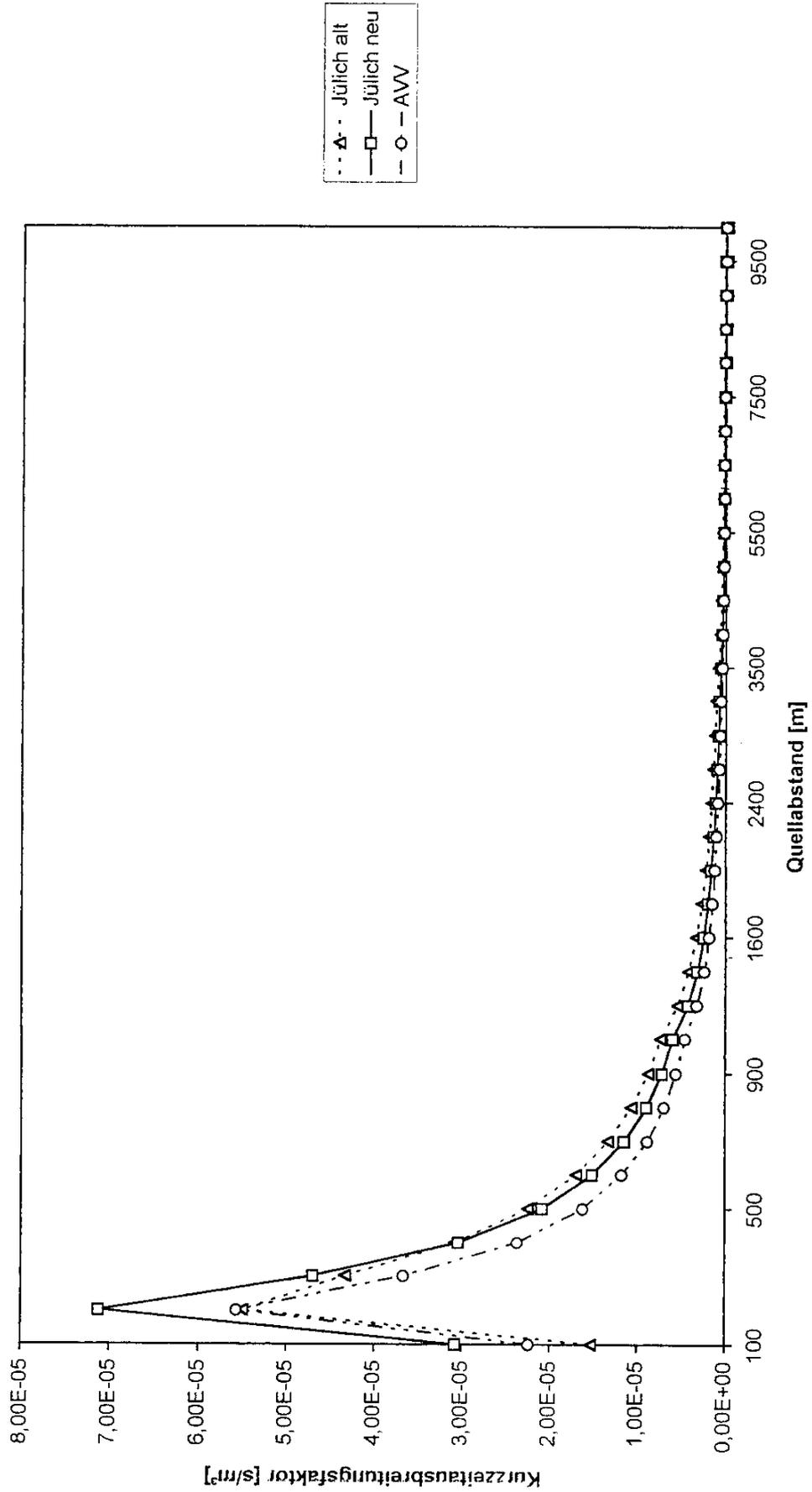


Abbildung 1b: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIS 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie B und eine Emissionshöhe von 50 m.

Diffusionskategorie C, Emissionshöhe 50 m

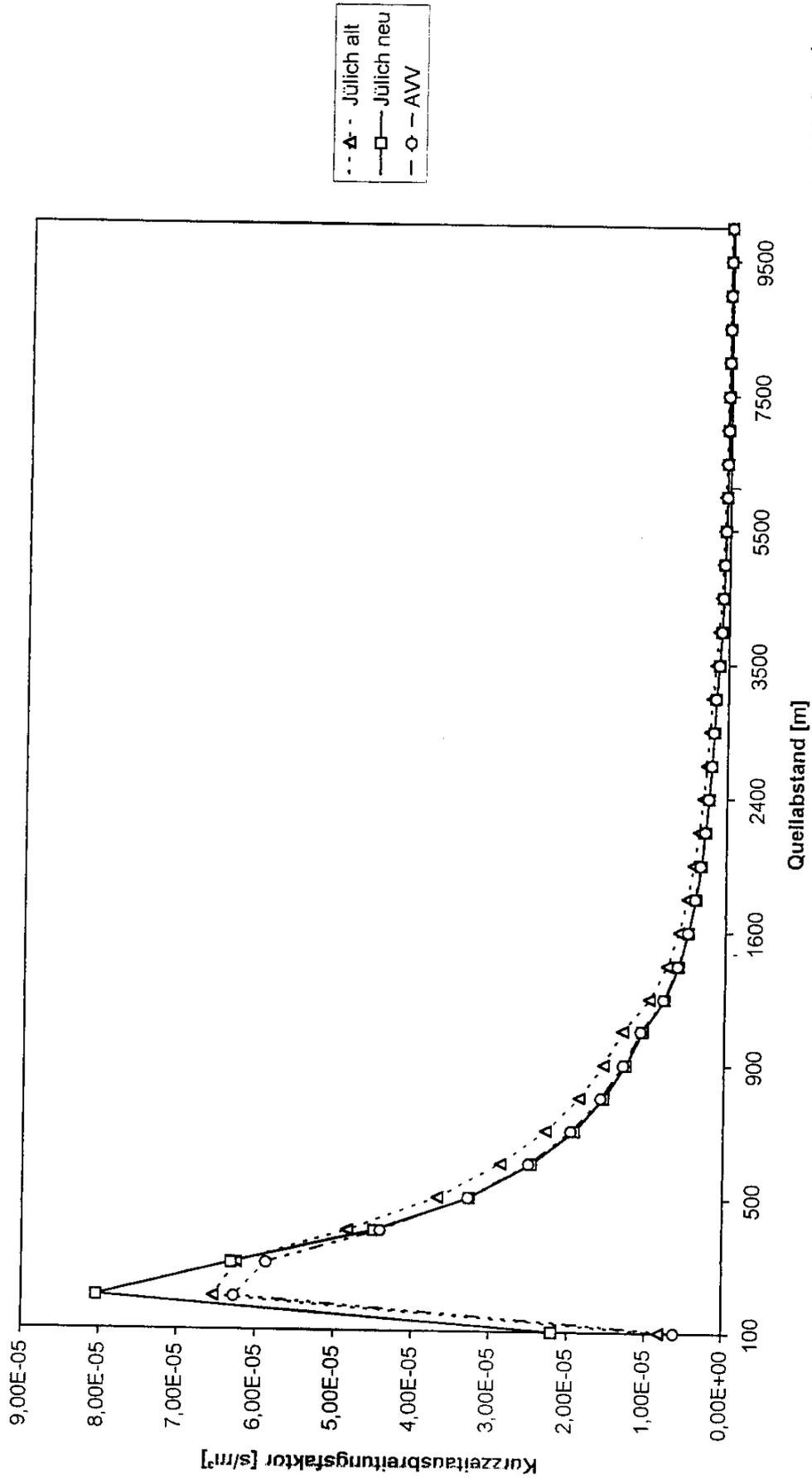


Abbildung 1c: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIS 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie C und eine Emissionshöhe von 50 m.

Diffusionskategorie D, Emissionshöhe 50 m

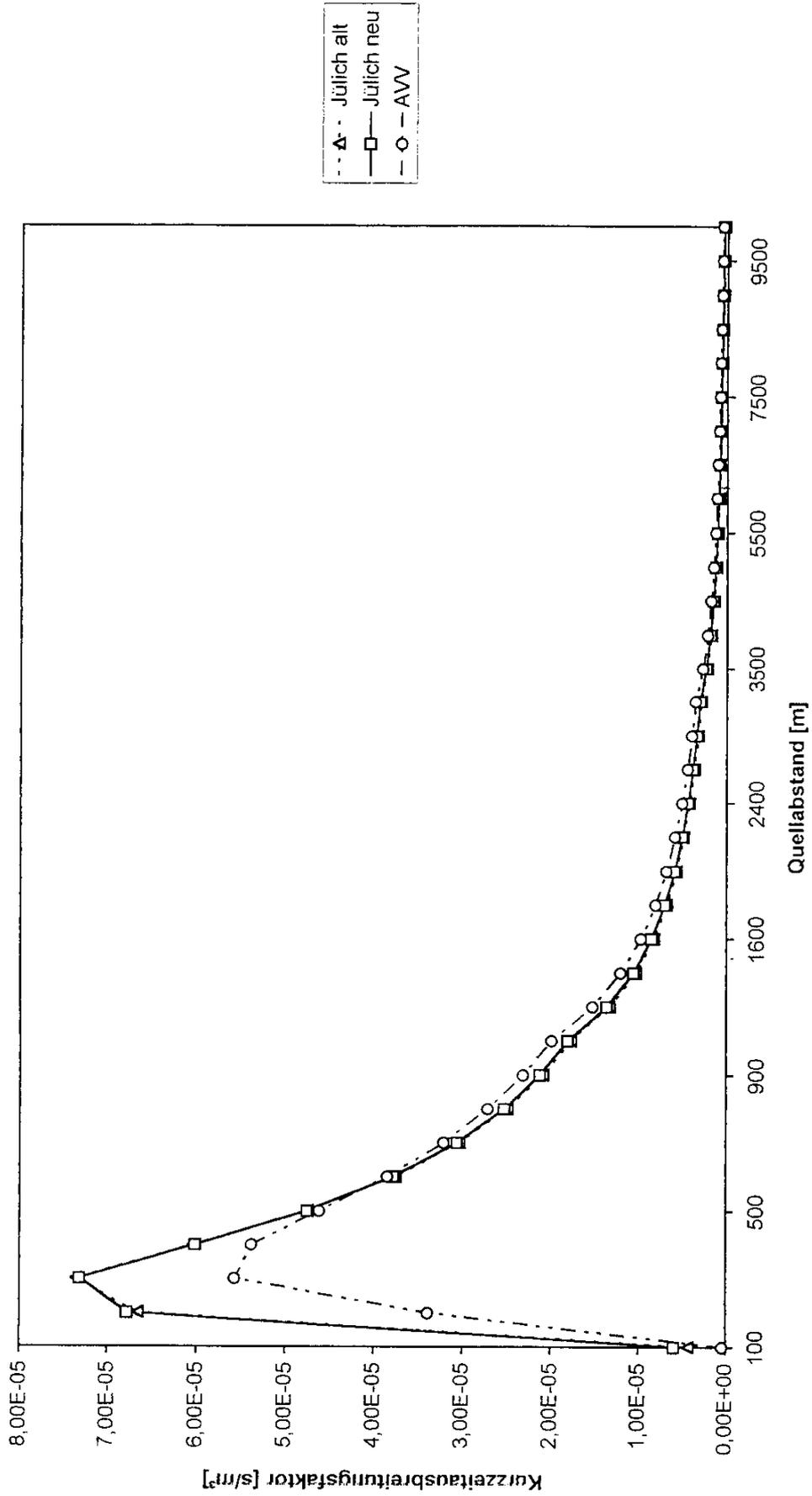


Abbildung 1d: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie D und eine Emissionshöhe von 50 m.

Diffusionskategorie E, Emissionshöhe 50 m

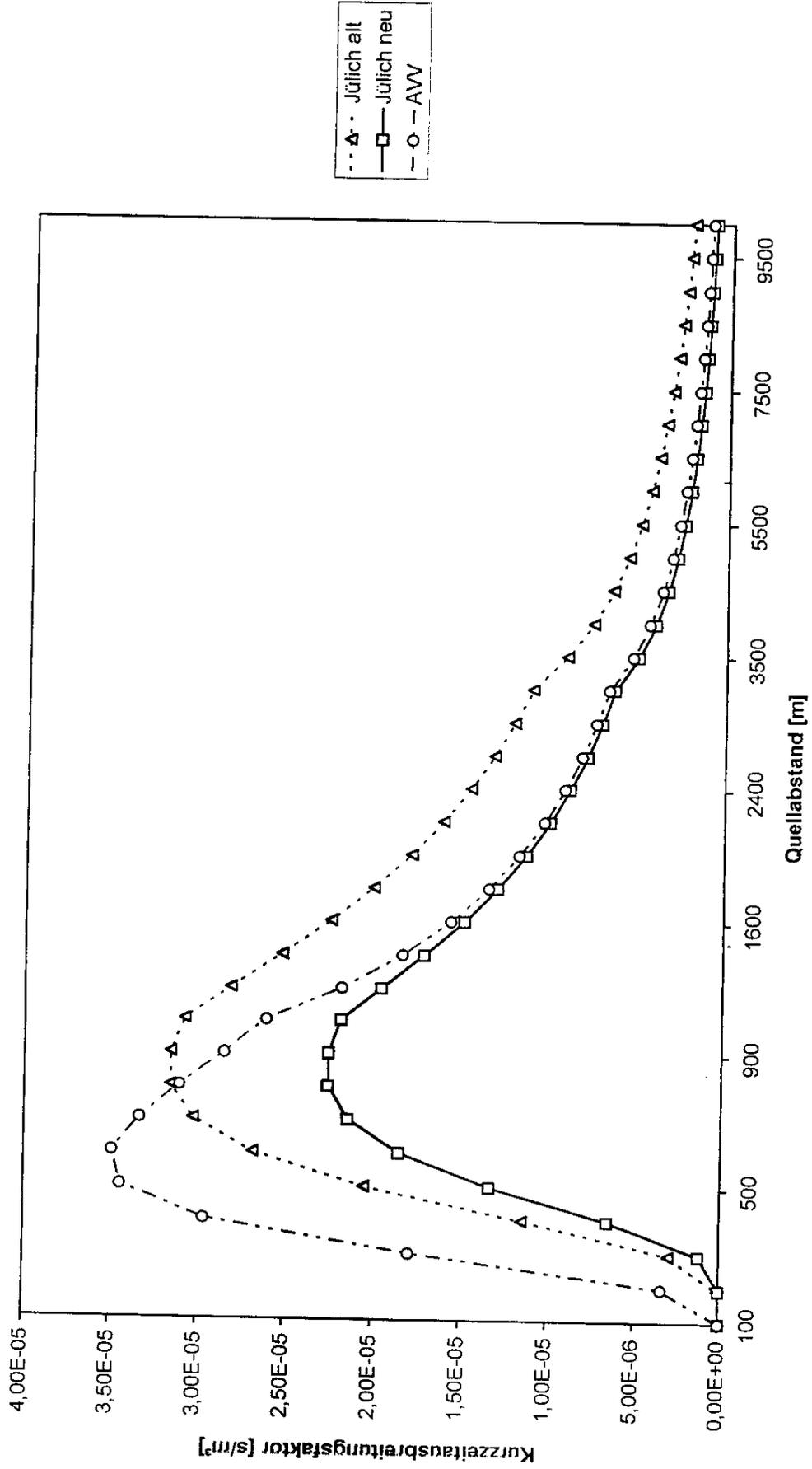


Abbildung 1e: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie E und eine Emissionshöhe von 50 m.

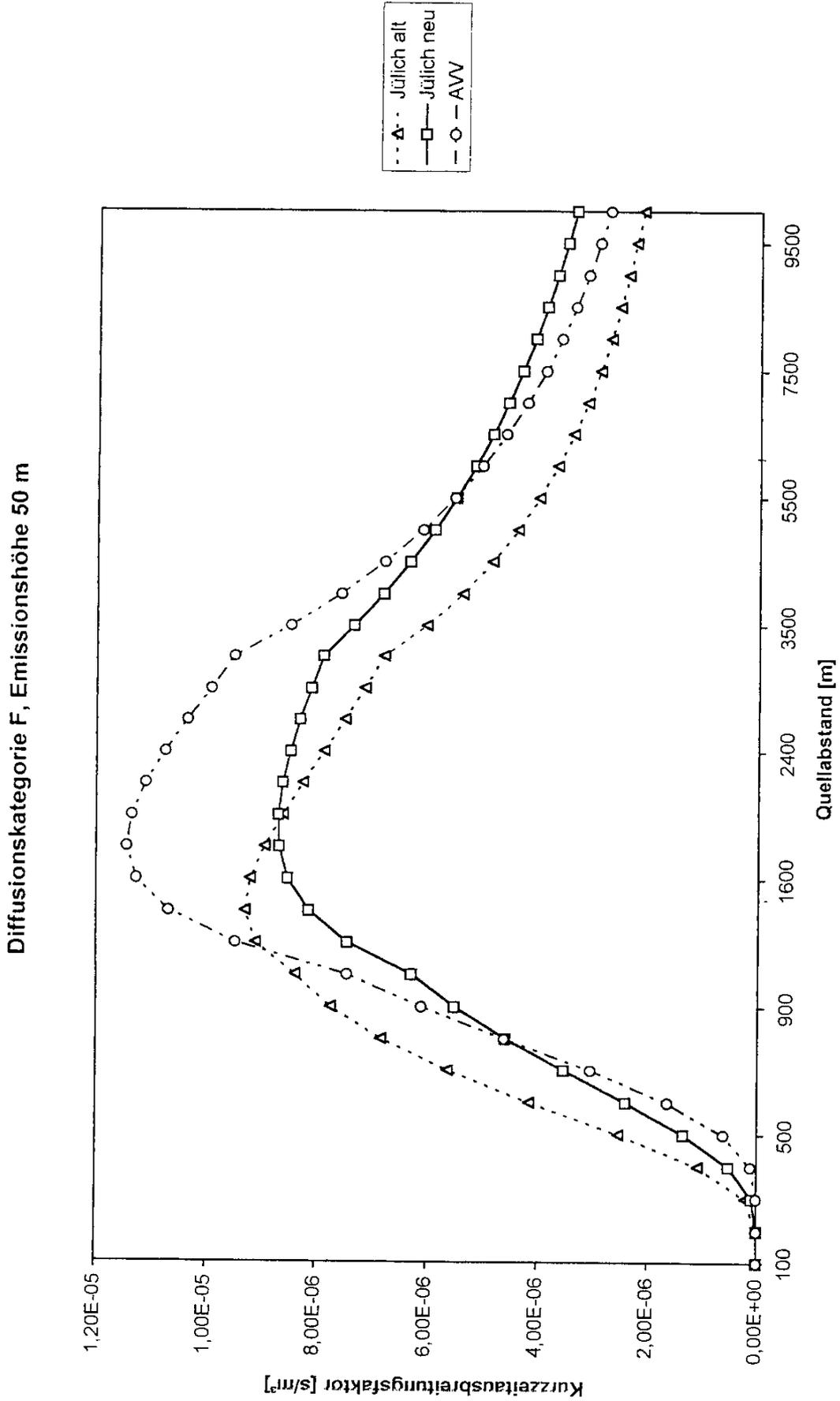


Abbildung 1f: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie F und eine Emissionshöhe von 50 m.

Diffusionskategorie A, Emissionshöhe 100 m

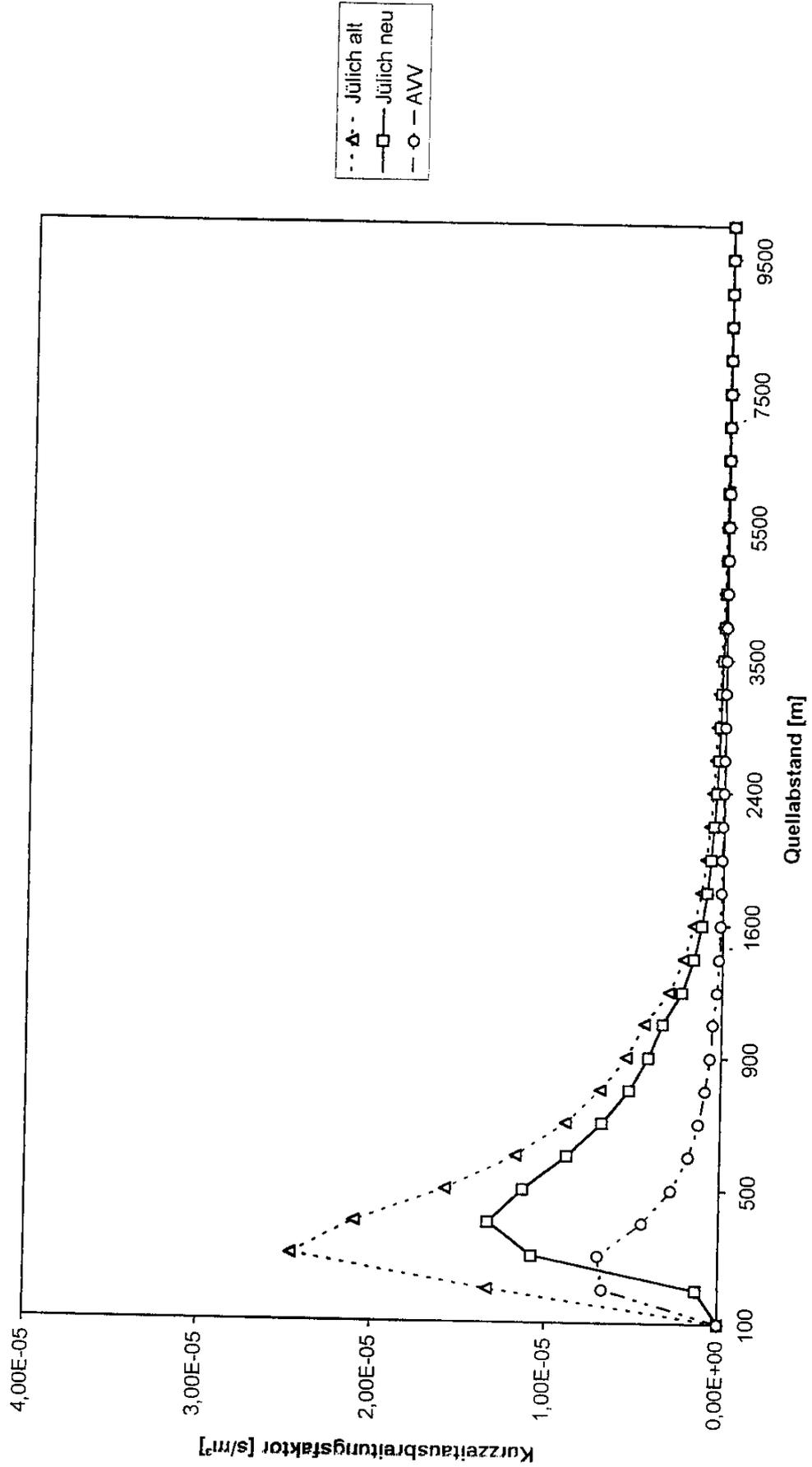


Abbildung 2a: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIB 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie A und eine Emissionshöhe von 100 m.

Diffusionskategorie B, Emissionshöhe 100 m

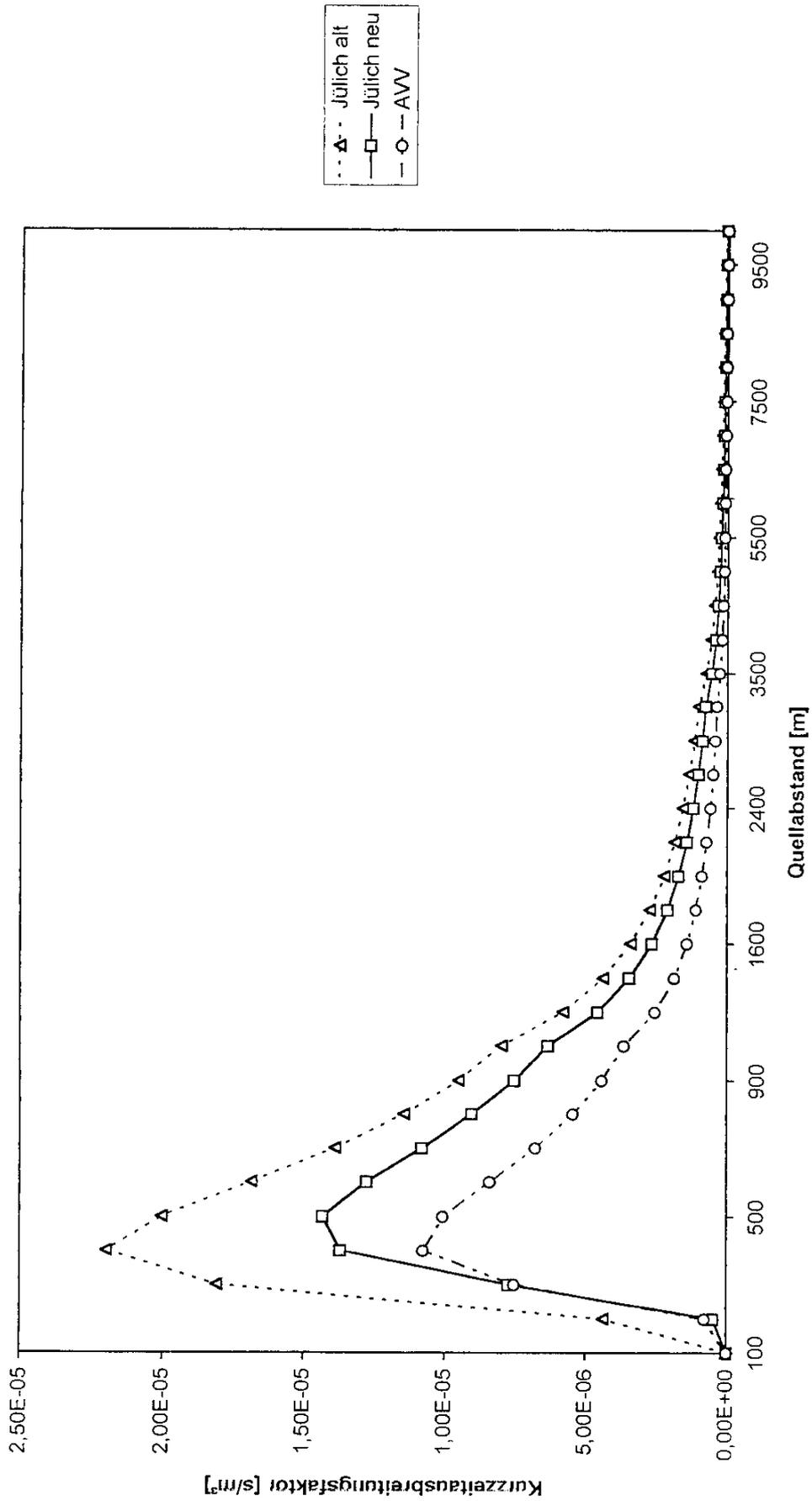
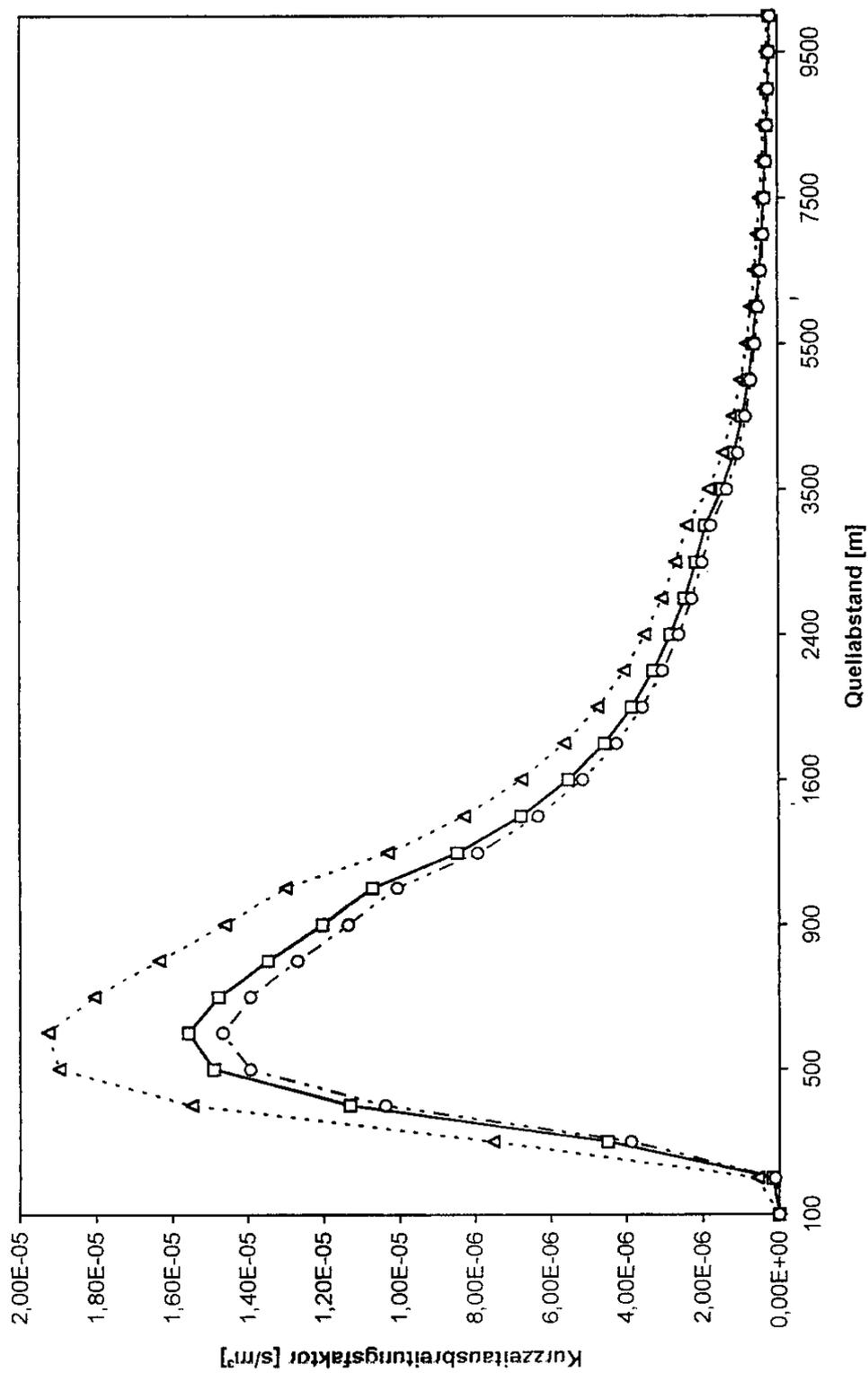


Abbildung 2b: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie B und eine Emissionshöhe von 100 m.

Diffusionskategorie C, Emissionshöhe 100 m



A - 12

Abbildung 2c:

Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie C und eine Emissionshöhe von 100 m.

Diffusionskategorie D, Emissionshöhe 100 m

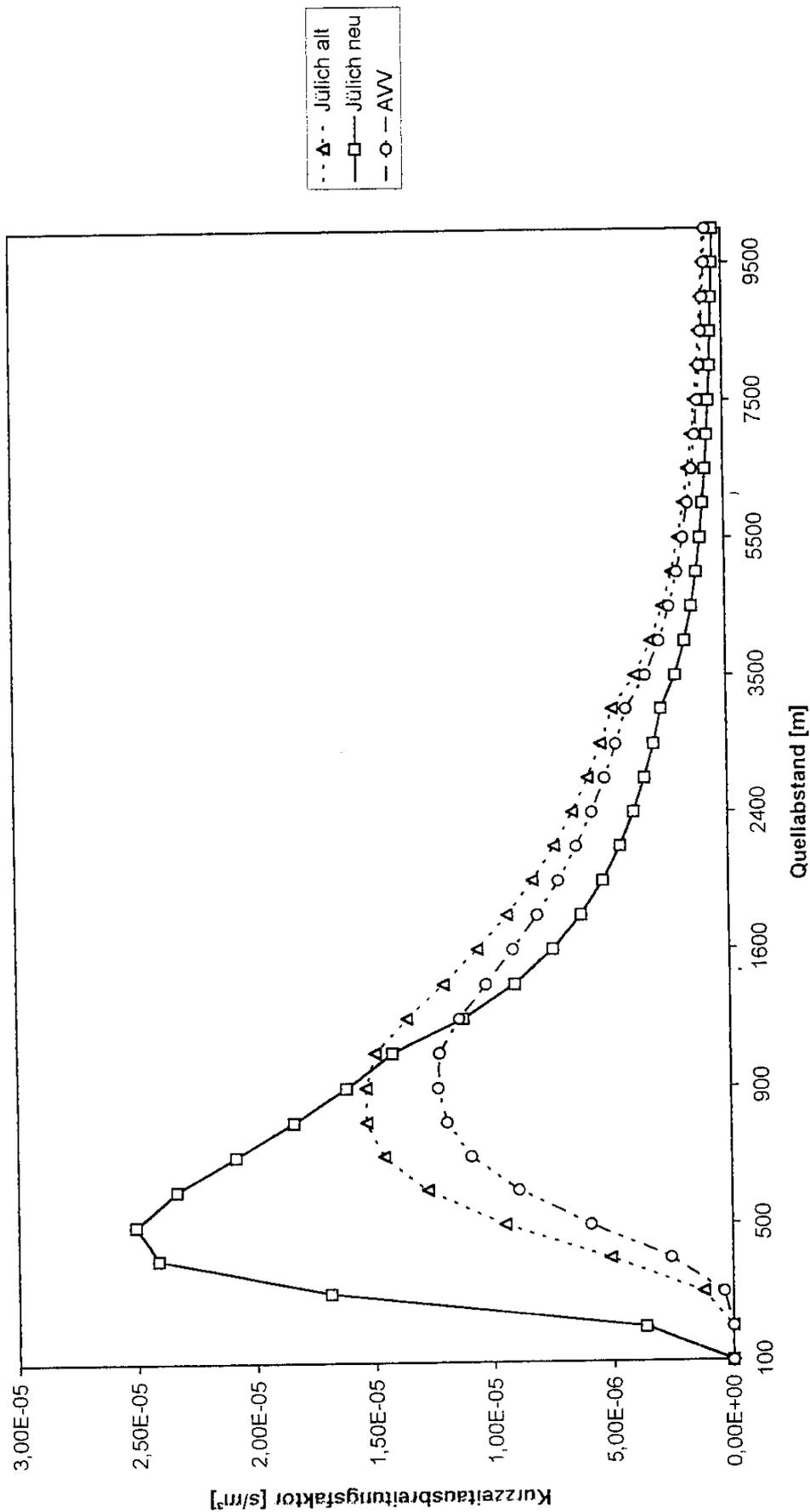


Abbildung 2d: Vergleich der Kurzeitbreitungs faktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie D und eine Emissionshöhe von 100 m.

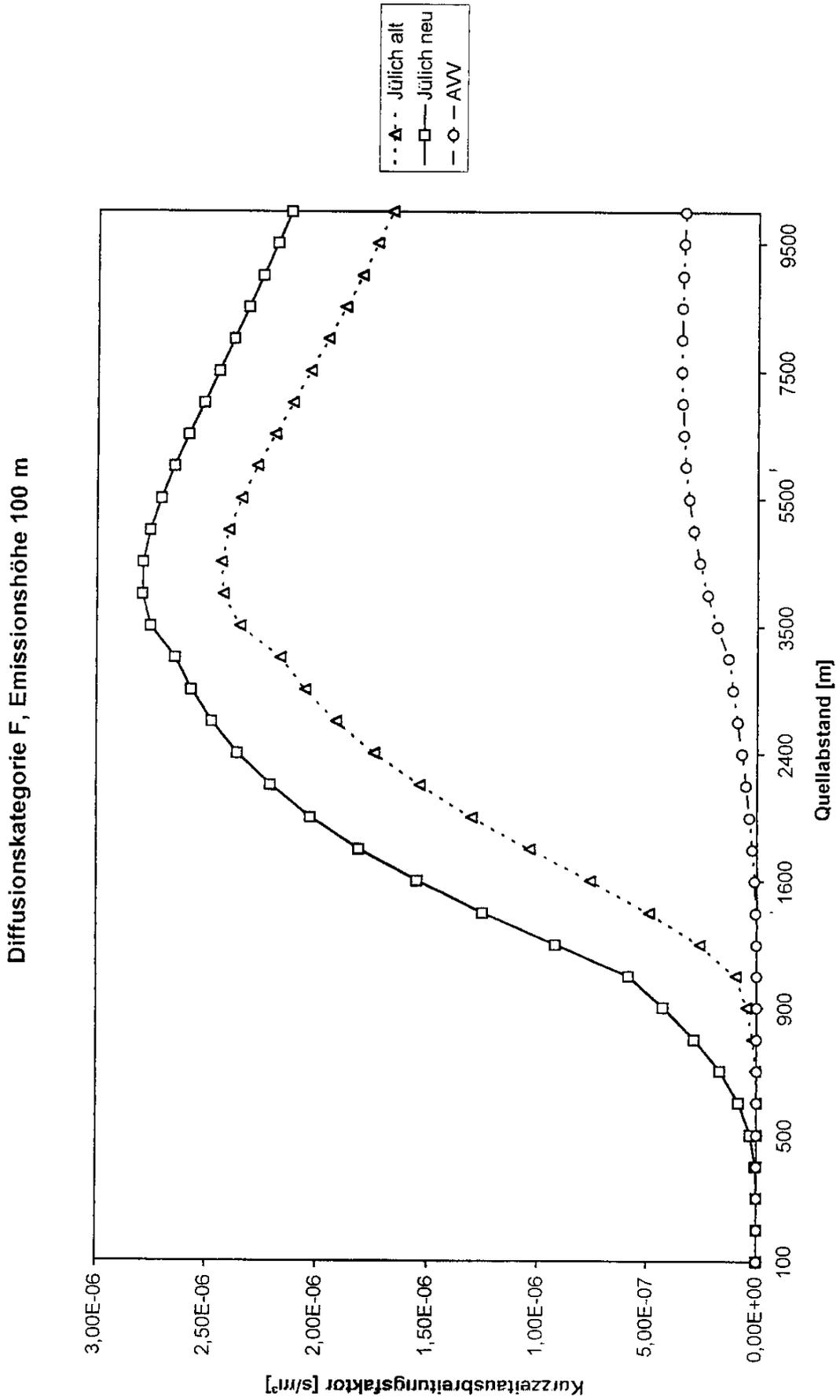
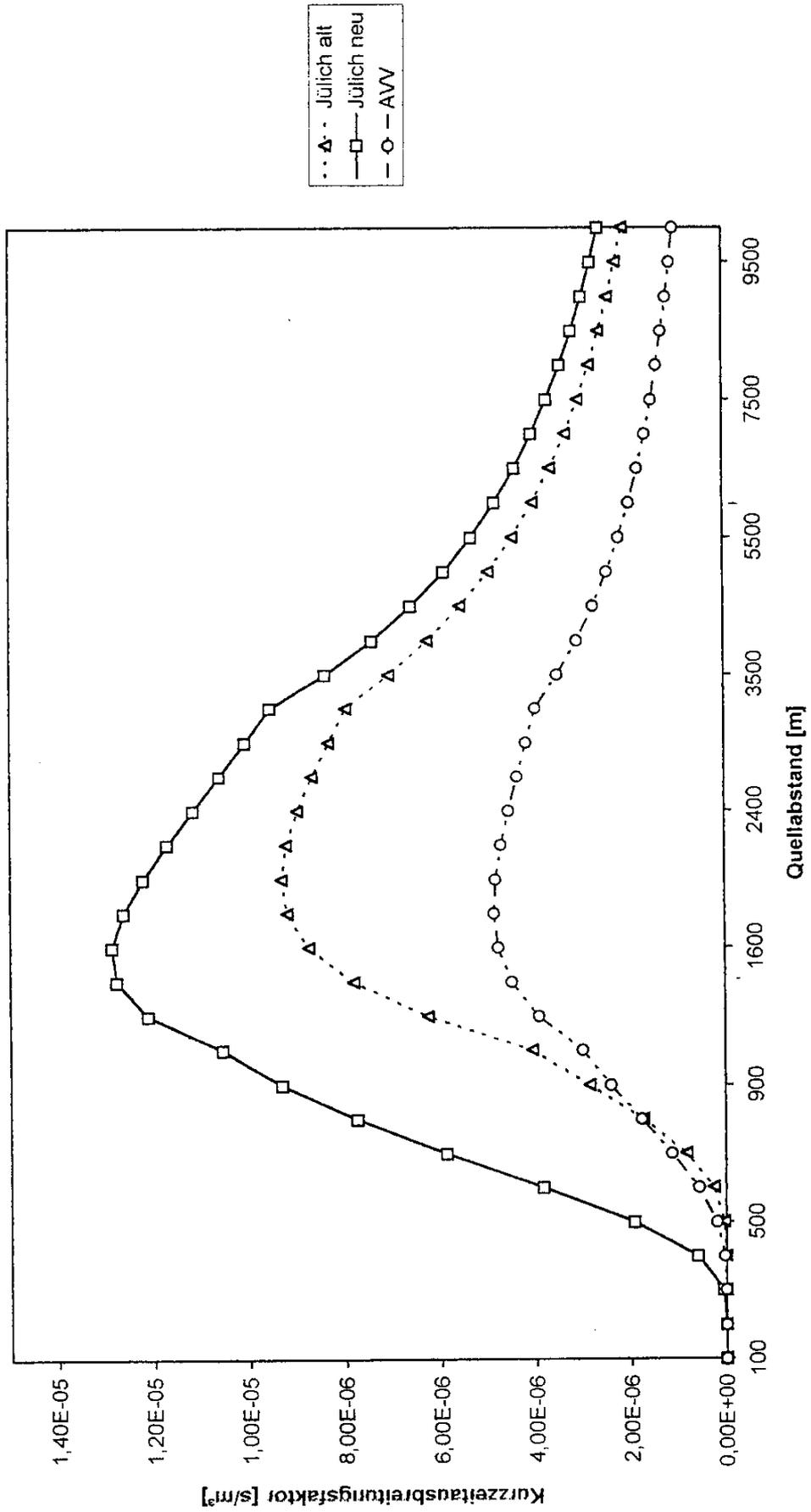


Abbildung 2f: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie F und eine Emissionshöhe von 100 m.

Diffusionskategorie E, Emissionshöhe 100 m



···△·· Jülich alt
 —□— Jülich neu
 -○- AVV

Abbildung 2e: Vergleich der Kurzzeitausbreitungsfaktoren Jülich, System alt, sowie Jülich, System neu, gemäß /GEIß 78/ mit denen mittels der AVV berechneten /BMU 90/ für Entfernungen Quelle - Aufpunkt zwischen 100 und 10.000 m für die Diffusionskategorie E und eine Emissionshöhe von 100 m.