

STUDIE ÜBER DIE AUSWIRKUNGEN MITTLERER UND  
GROSSER UNFÄLLE IM AKW GROHNDE FÜR DIE BE-  
VÖLKERUNG UND DAS GEBIET DER STADT HAMELN

● Von der Stadt Hameln  
nicht zur Veröffentlichung  
freigegeben!

Herausgegeben und veröffentlicht von AKW-Gegnern im Landkreis  
Hameln-Pyrmont.

IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung  
Heidelberg e.V.

- Januar 1980 -

80 Seiten, Preis 5,- DM



## BERICHTIGUNGEN

- S.12 in der Rubrik "Ausbreitungsklasse":  
"A,B (looping)" anstatt " A,B"; "Oben: C,D; unten: E,F"  
anstatt "(looping)"
- S.16 5.Zeile "DILGER et al.(1977)" anstatt "DILGER"
- S.18 als letzte Zeile ergänzen: "Entfernungen"
- S.21 1. Zeile richtig:  
"Zum Auftreten der Bodeninversionen in Grohnde schreibt  
der DWD ...."
- S.28 letzter Satz streichen
- S.29 4. Abschnitt 5.Zeile ff. richtig:  
"angenommen. Die Angaben zum Kerninventar sowie die für die  
Dosisberechnung verwendeten Dosisfaktoren und sonstigen  
Annahmen entstammen WASH-1400. Eine detaillierte ...."
- S.31 drittletzte Zeile richtig:  
" die Zahlen bedeuten die Nr. des Evakuierungsfalls  
(siehe Kap. 3.2.1.) ....."
- S.40 2.Zeile ff. richtig:  
"...wird 2 Sekunden vorgeschlagen. Für den oben berechne-  
ten Fall ist eine Fahrzeugfolge von 6.5 bzw. 13 Sekunden  
notwendig. Zum Vergleich ....."
- S.51 4.Absatz 6.Zeile richtig: "... 40 mrem. Das sind 30% mehr ..  
5.Absatz 3.Zeile richtig: " (  $\approx$  10 mrem in 12 Std.)"
- S.52 bis 60: bitte in den Klammern die Dimension ergänzen:  
( = .... s/m<sup>3</sup>)
- S.66 15 Zeile ff.ergänzen:  
" .... Bedeutung. Allerdings bedarf die Frage der Auswaschung  
bei Transferfaktoren Boden-Pflanze bei Cs von 1.0 bzw.  
bei Sr von 2.5 einer genaueren Prüfung."
- S.73 folgende Literaturstelle einfügen:  
Dilger,H. et al.; Die Parameter deratmosphärischen Ausbrei-  
tung in der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe;  
KfK 2499, Oktober 1977

Diese Studie wurde in eigener Verantwortung von den  
folgenden Bearbeitern erstellt:



## Inhalt

Zusammenfassung .....	1
1. Einleitung .....	2
2. Beschreibung der Unfälle .....	3
3. Kurzfristige Auswirkungen schwerer Unfälle .....	9
3.1. Meteorologische Ausbreitung .....	11
3.1.1. Abhängigkeit der Ausbreitung von der Ausbreitungsklasse .....	14
3.1.2. Vergleich verschiedener Ausbreitungs- parametersätze .....	16
3.1.3. Die meteorologischen Verhältnisse im Wesertal (Grohnde-Hamelns) .....	19
3.1.4. Effektive Freisetzungshöhe der Schadstoffwolke .....	24
3.1.5. Ablagerung .....	26
3.2. Berechnung der kurzfristigen Folgen .....	28
3.2.1. Beschreibung des Programms BADAC1 von J. Beyea .....	28
3.2.2. Die berechnete Strahlenbelastung für die Be- völkerung der Stadt Hameln .....	30
3.2.3. Bevölkerungsverteilung .....	37
3.2.4. Die Möglichkeiten der Evakuierung .....	38
3.2.5. Gesundheitliche Folgen .....	41
3.2.5.1. Akute Strahlenschäden .....	41
3.2.5.2. Langfristige Strahlenschäden .....	41
4. Die langfristigen Folgen mittlerer und schwerer Unfälle .....	46
4.1. Bei der Berechnung verwendete Annahmen .....	47
4.2. Das Ausmaß langfristiger Schäden .....	51
4.3. Landwirtschaftliche Nutzung des Stadtgebietes ..	63
4.4. Dekontaminationsmaßnahmen .....	63
4.5. Verminderung der Bodenaktivität durch Auswa- schung in tiefere Bodenschichten .....	65
Anhang: Normalbetrieb und Unfälle .....	68
Übersichtskarte mit den Stadtgrenzen Hamelns .....	72
Literatur .....	73



Diese Studie wurde von folgenden vom IFEU unabhängigen Bearbeitern erstellt:

B.M. Bussian, Dipl.-Chem.

B. Franke, exam. Biologe

M. Hoffmann, Dipl.-Phys.

C.W. von der Lieth, Dipl.-Chem.

P. Matthis, Dipl.-Math.

W. Pohlner, Dipl.-Phys.

#### Vorbemerkung

Mit Schreiben vom 28. November 1979 wurde das IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg e.V.- von der Stadt Hameln mit der Erstellung einer Studie über die Folgen mittlerer und großer Unfälle im AKW Grohnde für die Bevölkerung und das Stadtgebiet von Hameln beauftragt. Infolge der kurzen zur Verfügung stehenden Zeit sind nur die wichtigsten Ergebnisse unserer Untersuchungen im vorliegenden Text zusammengefaßt.

An dieser Stelle danken wir herzlich Dr. Jan Beyea vom Center for Environmental Studies der Princeton University, U.S.A. für die freundliche Überlassung seines Computerprogramms BADAC1 zur Berechnung kurzfristiger Unfallfolgen.



### Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie werden, ausgehend von vorgegebenen Unfalltypen, die kurzfristig und langfristig zu erwartenden Folgen mittlerer und schwerer Unfälle im AKW Grohnde für die Bevölkerung und das Gebiet der Stadt Hameln beschrieben.

Es zeigte sich, daß die üblicherweise verwendeten Methoden zur Berechnung der Unfallfolgen mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

Unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite der in die Berechnung eingehenden Parameter ergibt sich, daß bei Windrichtung Grohnde-Hameln während eines Unfalls in allen Wetterlagen akut tödliche Strahlenbelastungen möglich sind.

Langfristig können auch mittlere Unfälle noch nach 100 Jahren Strahlenbelastungen verursachen, die eine Nutzung der verseuchten Gebiete ausschließen.



## 1. Einleitung

Ziel dieser Arbeit ist es, eine Abschätzung der radiologischen Auswirkungen mittlerer und schwerer Unfälle im AKW Grohnde für die Stadt Hameln zu geben. Als Grundlage dafür dienen Annahmen über die bei bestimmten Unfallabläufen freigesetzten Energie- und Radioaktivitätsmengen. Aussagen über die Eintrittswahrscheinlichkeit solcher Ereignisse werden von uns nicht gemacht.

Die freigesetzten radioaktiven Schadstoffe breiten sich abhängig von den jeweiligen Wetterlagen aus, und können bei entsprechender Windrichtung das Stadtgebiet von Hameln innerhalb kurzer Zeit erreichen. Die möglichen Folgen für die betroffene Bevölkerung werden in kurzfristige und langfristige unterschieden:

- Kurzzeitfolgen fassen die direkte Bestrahlung von Menschen aus der Schadstoffwolke, die Belastung durch das Einatmen radioaktiver Stoffe, sowie die kurzzeitige Bestrahlung durch Teilchen, die bereits am Boden abgelagert sind zusammen.
- Zur Berechnung der Langzeitfolgen in den verseuchten Gebieten werden die längerfristige Belastung durch Bodenstrahlung, sowie der Verzehr radioaktiv verseuchter Nahrungsmittel berücksichtigt.

Da die Strahlenbelastung im wesentlichen von der Aufenthaltsdauer der Bevölkerung in dem verseuchten Gebiet abhängt, werden speziell zur Abschätzung der Kurzzeitfolgen geeignete Evakuierungsmaßnahmen diskutiert



## 2. Beschreibung der Unfälle

Um zu Aussagen über die kurzfristigen Folgen möglicher Unfälle im AKW Grohnde zu gelangen, benutzen wir ein Unfallfolgenmodell, das von J. BEYEA (1978) entwickelt wurde. Dieses wird in Kapitel 3 näher beschrieben. Wir betrachten dabei die Unfallkategorien DWR 1 und DWR 2, entsprechend WASH-1400 (siehe Tabelle 1). Die in der amerikanischen Studie betrachteten Unfallabläufe entsprechen wegen anlagentechnischer Verschiedenheiten nicht genau möglichen Unfallabläufen im AKW Grohnde. Da jedoch die in der DRS angegebenen Freisetzungssanteile und Energieraten denen in WASH-1400 weitgehend entsprechen, betrachten wir diese Verfahrensweise als gerechtfertigt.

Die Unfallkategorie DWR 1 beschreibt einen Kernschmelzunfall mit nachfolgender Dampfexplosion, die zu einer Zerstörung des Reaktordruckbehälters und der Sicherheitshülle führt. DWR 2 ist als Kernschmelzunfall mit Überdruckversagen des Sicherheitsbehälters charakterisiert (siehe Abbildung 1). Die beiden Unfalltypen unterscheiden sich etwas in den Anteilen der freigesetzten radioaktiven Schadstoffe, jedoch entscheidend in der Energiefreisetzungsrate. Diese wiederum hat einen entscheidenden Einfluß auf die effektive Freisetzungshöhe der Schadstoffwolke (siehe Kapitel 3.1.4.).

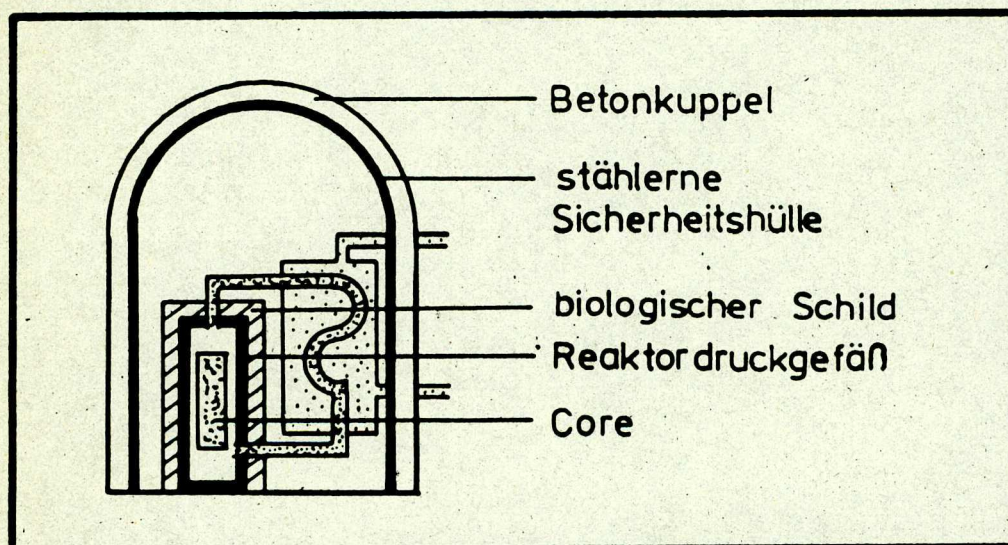


Abbildung 1

Schematische Darstellung des Querschnitts des Reaktorgebäudes



Frei- setzungs- kategorie	Wahr- schein- lichkeit pro Reaktor- jahr	Frei- setzungs- zeit	Dauer der Frei- setzung	Vorwar- nungszeit zur Räumung	Aufstiegs- höhe der Frei- setzung	Energie- frei- setzung in der Sicher- heitshülle (10 <sup>6</sup> Btu/h)	Freigesetzter Anteil des Kerninventars <sup>1)</sup>							
							Xe-Kr	Org. I	I	Cs-Rb	Te-Sb	Ba-Sr	Ru <sup>2)</sup>	La <sup>3)</sup>
DWR 1	9 · 10 <sup>-7</sup>	2,5	0,5	1,0	25	520 <sup>4)</sup>	0,9	6 · 10 <sup>-3</sup>	0,7	0,4	0,4	0,05	0,4	3 · 10 <sup>-3</sup>
DWR 2	8 · 10 <sup>-6</sup>	2,5	0,5	1,0	0	170	0,9	7 · 10 <sup>-3</sup>	0,7	0,5	0,3	0,06	0,02	4 · 10 <sup>-3</sup>
DWR 3	4 · 10 <sup>-6</sup>	5,0	1,5	2,0	0	6	0,8	6 · 10 <sup>-3</sup>	0,2	0,2	0,3	0,02	0,03	3 · 10 <sup>-3</sup>
DWR 4	5 · 10 <sup>-7</sup>	2,0	3,0	2,0	0	1	0,6	2 · 10 <sup>-3</sup>	0,09	0,04	0,03	5 · 10 <sup>-3</sup>	3 · 10 <sup>-3</sup>	4 · 10 <sup>-4</sup>
DWR 5	7 · 10 <sup>-7</sup>	2,0	4,0	1,0	0	0,3	0,3	2 · 10 <sup>-3</sup>	0,03	9 · 10 <sup>-3</sup>	5 · 10 <sup>-3</sup>	1 · 10 <sup>-3</sup>	6 · 10 <sup>-4</sup>	7 · 10 <sup>-4</sup>
DWR 6	6 · 10 <sup>-6</sup>	12,0	10,0	1,0	0	k. A.	0,3	2 · 10 <sup>-3</sup>	8 · 10 <sup>-4</sup>	8 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-3</sup>	9 · 10 <sup>-4</sup>	7 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-3</sup>
DWR 7	4 · 10 <sup>-6</sup>	10,0	10,0	1,0	0	k. A.	6 · 10 <sup>-3</sup>	2 · 10 <sup>-3</sup>	2 · 10 <sup>-3</sup>	1 · 10 <sup>-3</sup>	2 · 10 <sup>-3</sup>	1 · 10 <sup>-3</sup>	1 · 10 <sup>-3</sup>	2 · 10 <sup>-3</sup>
DWR 8	4 · 10 <sup>-6</sup>	0,5	0,5	k. A.	0	k. A.	2 · 10 <sup>-3</sup>	5 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>	5 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>	0	0
DWR 9	4 · 10 <sup>-6</sup>	0,5	0,5	k. A.	0	k. A.	3 · 10 <sup>-4</sup>	7 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>	6 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>	0	0
SWR 1	1 · 10 <sup>-6</sup>	2,0	2,0	1,5	25	130	1,0	7 · 10 <sup>-3</sup>	0,40	0,40	0,70	0,05	0,5	5 · 10 <sup>-3</sup>
SWR 2	6 · 10 <sup>-6</sup>	30,0	3,0	2,0	0	30	1,0	7 · 10 <sup>-3</sup>	0,90	0,50	0,30	0,10	0,03	4 · 10 <sup>-3</sup>
SWR 3	2 · 10 <sup>-6</sup>	30,0	3,0	2,0	25	20	1,0	7 · 10 <sup>-3</sup>	0,10	0,10	0,30	0,01	0,02	3 · 10 <sup>-3</sup>
SWR 4	2 · 10 <sup>-6</sup>	5,0	2,0	2,0	25	k. A.	0,6	7 · 10 <sup>-4</sup>	8 · 10 <sup>-4</sup>	5 · 10 <sup>-4</sup>	4 · 10 <sup>-4</sup>	6 · 10 <sup>-4</sup>	6 · 10 <sup>-4</sup>	1 · 10 <sup>-4</sup>
SWR 5	1 · 10 <sup>-4</sup>	3,5	5,0	k. A.	150	k. A.	5 · 10 <sup>-4</sup>	2 · 10 <sup>-3</sup>	6 · 10 <sup>-3</sup>	4 · 10 <sup>-3</sup>	8 · 10 <sup>-3</sup>	8 · 10 <sup>-3</sup>	0	0

<sup>1)</sup> Eine Behandlung der in dieser Studie verwendeten Isotope findet sich in Anhang VI. Grundlegende Angaben zu den Isotopengruppen und den Freisetzungsmechanismen stehen in Anhang VII.  
<sup>2)</sup> Einschließlich Mo, Rh, Tc, Co.  
<sup>3)</sup> Einschließlich Nd, Y, Ce, Pr, La, Nb, Am, Cm, Pu, Np, Zr.  
<sup>4)</sup> Eine geringere Energiefreisetzungsrates als dieser Wert gilt für einen Teil des Zeitraums, in dem die Radioaktivität freigesetzt wird. Die Auswirkung der niedrigeren Energiefreisetzungsrates auf die Folgen ist in Anhang VI beschrieben.

\* 1 Btu  $\hat{=}$  1.055 kJ

Tabelle 1

Freisetzungskategorien nach WASH-1400 (aus RASMUSSEN, 1976)

(\*) im Rechenprogramm wird für DWR 1 mit  $20 \cdot 10^6$  Btu/h gerechnet)



Als Ausgangspunkt zur Berechnung langfristiger Unfallfolgen (Kapitel 4) beziehen wir uns auf die Freisetzungskategorien 1 und 7, wie sie in der DRS (Deutschen Risikostudie) beschrieben sind (Tabelle 2 ).

Dabei entspricht die Freisetzungskategorie 1 im wesentlichen DWR 1, allerdings bei einer höheren Eintrittswahrscheinlichkeit. Freisetzungskategorie 7 beschreibt den Kühlmittelverluststörfall unter Berücksichtigung eines großen Lecks im Sicherheitsbehälter. Diese Freisetzungskategorie ist zwar durch relativ geringe freigesetzte Aktivitätsmengen charakterisiert, kann jedoch während der Betriebszeit des AKW GROHNDE mit einer maximalen Wahrscheinlichkeit von 1/50 auftreten (vergl. Tabelle 3 ).

In Tabelle 4 sind die vier betrachteten Unfalltypen zusammengestellt. Ergänzend finden sich Angaben zu einem Kernschmelzunfall nach einem Bericht des früheren IRS-Instituts für Reaktorsicherheit\* (heute GRS - Gesellschaft für Reaktorsicherheit). Dieser Unfalltyp ist hinsichtlich der besonders relevanten Radionuklide Cs, Sr, Pu schwerwiegender als alle von WASH-1400 und der DRS untersuchten Unfälle. Unfallemissionen dieser Größenordnung sind nicht berücksichtigt.

\* BACHNER et al., 1976



Freisetzungskategorie (FK) Nr.	Beschreibung	Zeitpunkt der Freisetzung h	Dauer der Freisetzung h	Höhe der Freisetzung m	Freigesetzte Energie $10^6$ KJ/h	Häufigkeit der Freisetzung 1/a	Freigesetzter Anteil des Kerninventars							
							Xe-Kr	J <sub>org</sub>	J <sub>2</sub> -Br	Cs-Rb	Te-Sb	Ba-Sr	Ru	La
1	Kernschmelzen mit Dampfexplosion	1	1	30	540	$2 \cdot 10^{-6}$	1.0	$7.0 \cdot 10^{-3}$	$7.9 \cdot 10^{-1}$	$5.0 \cdot 10^{-1}$	$3.5 \cdot 10^{-1}$	$6.7 \cdot 10^{-2}$	$3.8 \cdot 10^{-1}$	$2.6 \cdot 10^{-3}$
2	Kernschmelzen, großes Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 300 mm)	1	3	10	15	$6 \cdot 10^{-7}$	1.0	$7.0 \cdot 10^{-3}$	$4.0 \cdot 10^{-1}$	$2.9 \cdot 10^{-1}$	$1.9 \cdot 10^{-1}$	$3.2 \cdot 10^{-2}$	$1.7 \cdot 10^{-2}$	$2.6 \cdot 10^{-3}$
3	Kernschmelzen, mittleres Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 80 mm)	2	3	10	1	$6 \cdot 10^{-7}$	1.0	$7.0 \cdot 10^{-3}$	$6.3 \cdot 10^{-2}$	$4.4 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-2}$	$4.9 \cdot 10^{-3}$	$3.3 \cdot 10^{-3}$	$5.2 \cdot 10^{-4}$
4	Kernschmelzen, kleines Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 25 mm)	2	3	10	—	$3 \cdot 10^{-6}$	1.0	$7.0 \cdot 10^{-3}$	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$5.1 \cdot 10^{-3}$	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$5.7 \cdot 10^{-4}$	$4.0 \cdot 10^{-4}$	$6.5 \cdot 10^{-5}$
5 *)	Kernschmelzen, Überdruckversagen, Ausfall der Störfallfilter	0	1	10	—	$2 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{-5}$	$1.8 \cdot 10^{-7}$	$1.8 \cdot 10^{-5}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$	$3.6 \cdot 10^{-7}$	$5.5 \cdot 10^{-9}$	—	—
		1	1	10	—		$2.3 \cdot 10^{-2}$	$1.6 \cdot 10^{-4}$	$9.6 \cdot 10^{-4}$	$6.7 \cdot 10^{-4}$	$6.7 \cdot 10^{-4}$	$8.0 \cdot 10^{-5}$	$5.5 \cdot 10^{-5}$	$8.8 \cdot 10^{-6}$
		25	1	10	200		$9.8 \cdot 10^{-1}$	$6.8 \cdot 10^{-3}$	$9.6 \cdot 10^{-3}$	$4.5 \cdot 10^{-4}$	$7.7 \cdot 10^{-4}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$	$5.3 \cdot 10^{-5}$	$9.5 \cdot 10^{-6}$
6 *)	Kernschmelzen Überdruckversagen	0	1	100	—	$7 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{-5}$	$1.8 \cdot 10^{-9}$	$1.8 \cdot 10^{-8}$	$4.7 \cdot 10^{-8}$	$3.6 \cdot 10^{-10}$	$5.5 \cdot 10^{-12}$	—	—
		1	1	100	—		$2.3 \cdot 10^{-2}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	$9.6 \cdot 10^{-7}$	$6.7 \cdot 10^{-7}$	$6.7 \cdot 10^{-7}$	$8.0 \cdot 10^{-8}$	$5.5 \cdot 10^{-8}$	$8.8 \cdot 10^{-9}$
		25	1	10	200		$9.8 \cdot 10^{-1}$	$6.8 \cdot 10^{-3}$	$9.6 \cdot 10^{-3}$	$4.5 \cdot 10^{-4}$	$7.7 \cdot 10^{-4}$	$4.7 \cdot 10^{-5}$	$5.3 \cdot 10^{-5}$	$9.5 \cdot 10^{-6}$
7	Beherrschter Kühlmittelverluststörfall, großes Leck im Sicherheitsbehälter	0	1	10	9	$1 \cdot 10^{-4}$	$1.7 \cdot 10^{-2}$	$3.7 \cdot 10^{-5}$	$5.3 \cdot 10^{-3}$	$1.3 \cdot 10^{-2}$	$2.5 \cdot 10^{-5}$	$2.5 \cdot 10^{-7}$	0.	0.
8	Beherrschter Kühlmittelverluststörfall	0	6	100	—	$1 \cdot 10^{-3}$	$4.6 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-8}$	$1.2 \cdot 10^{-8}$	$2.1 \cdot 10^{-8}$	$4.1 \cdot 10^{-11}$	$4.1 \cdot 10^{-13}$	0.	0.

\*) Da die Freisetzung über einen längeren Zeitraum erfolgt, werden die freigesetzten Anteile für drei Zeitintervalle getrennt angegeben.

Tabelle 2

Freisetzungskategorien der "Deutschen Risikostudie" ( GRS, 1979 )



Tabelle 3

Freigesetzte Anteile des Kerninventars nach Nuklidgruppen für verschiedene hier betrachtete Unfälle

Unfalltyp	Studie	Freigesetzter Anteil des Kerninventars in %						
		Xe-Kr	I-Br	Cs-Rb	Te-Sb	Ba-Sr	Ru	La
DWR 1	WASH-1400	90	70	40	40	5	40	0.3
DWR 2	WASH-1400	90	70	50	30	6	2	0.4
FK 1	DRS	100	40	50	35	6.7	38	0.26
FK 7	DRS	1.7	0.53	1.3	$2.5 \times 10^{-5}$	$2.5 \times 10^{-7}$	0	0
Kernschmelz-unfall	IRS-AB-290*	100	100	90	25	20	5	1

\* BACHNER et al., 1976



Tabelle 4

Wahrscheinlichkeit der betrachteten Unfälle bei einer angenommenen Laufzeit des AKW Grohnde von 50 Jahren

Unfalltyp	Studie	"Erwartungswert"	"maximale Wahrscheinlichkeit" <sup>a)</sup>
DWR 1	WASH-1400	1 : 22 000	
DWR 2	WASH-1400	1 : 2 500	
FK 1	DRS	1 : 10 000	1 : 2 900
FK 7	DRS	1 : 200	1 : 50

a) als obere Grenze des "subjektiven 95%-Vertrauensbereiches" angegeben, d.h. in 2.5% der Fälle kann die Wahrscheinlichkeit noch größer sein



### 3. Kurzfristige Auswirkungen schwerer Unfälle

Welche Strahlenbelastung nach einem Reaktorunfall für die Bevölkerung der Umgebung entsteht, hängt von vielen Parametern ab.

Die wichtigsten sind:

- die Menge freigesetzter Radioaktivität,
- der thermische Auftrieb der Schadstoffwolke,
- die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen,
- die Ablagerungsgeschwindigkeit der radioaktiven Teilchen (Aerosole) aus der Schadstoffwolke,
- die Aufenthaltsdauer der Bevölkerung in der Schadstoffwolke und im verseuchten Gelände (Evakuierung) und
- der Aufenthaltsort der betroffenen Menschen (Abschirmung der Strahlen durch Häuser oder PKW's o.ä.).

In einem Modell für kurzfristige Unfallfolgen müssen die drei folgenden Arten von Strahlenbelastungen unterschieden werden:

- a) Belastung aus der vorüberziehenden radioaktiven Schadstoffwolke ( $\beta$ -,  $\gamma$ -Submersion)
- b) Belastung durch eingeatmete Radionuklide (Inhalation) und
- c) Belastung durch am Boden abgelagerte Radionuklide (Bodenstrahlung)

Die Strahlenbelastung durch a) und b) ist auf die Zeit des Vorbeiziehens der Schadstoffwolke beschränkt.

Die Belastung durch Bodenstrahlung hängt besonders stark von der Aufenthaltsdauer und dem Aufenthaltsort der Bevölkerung im verseuchten Gebiet ab.



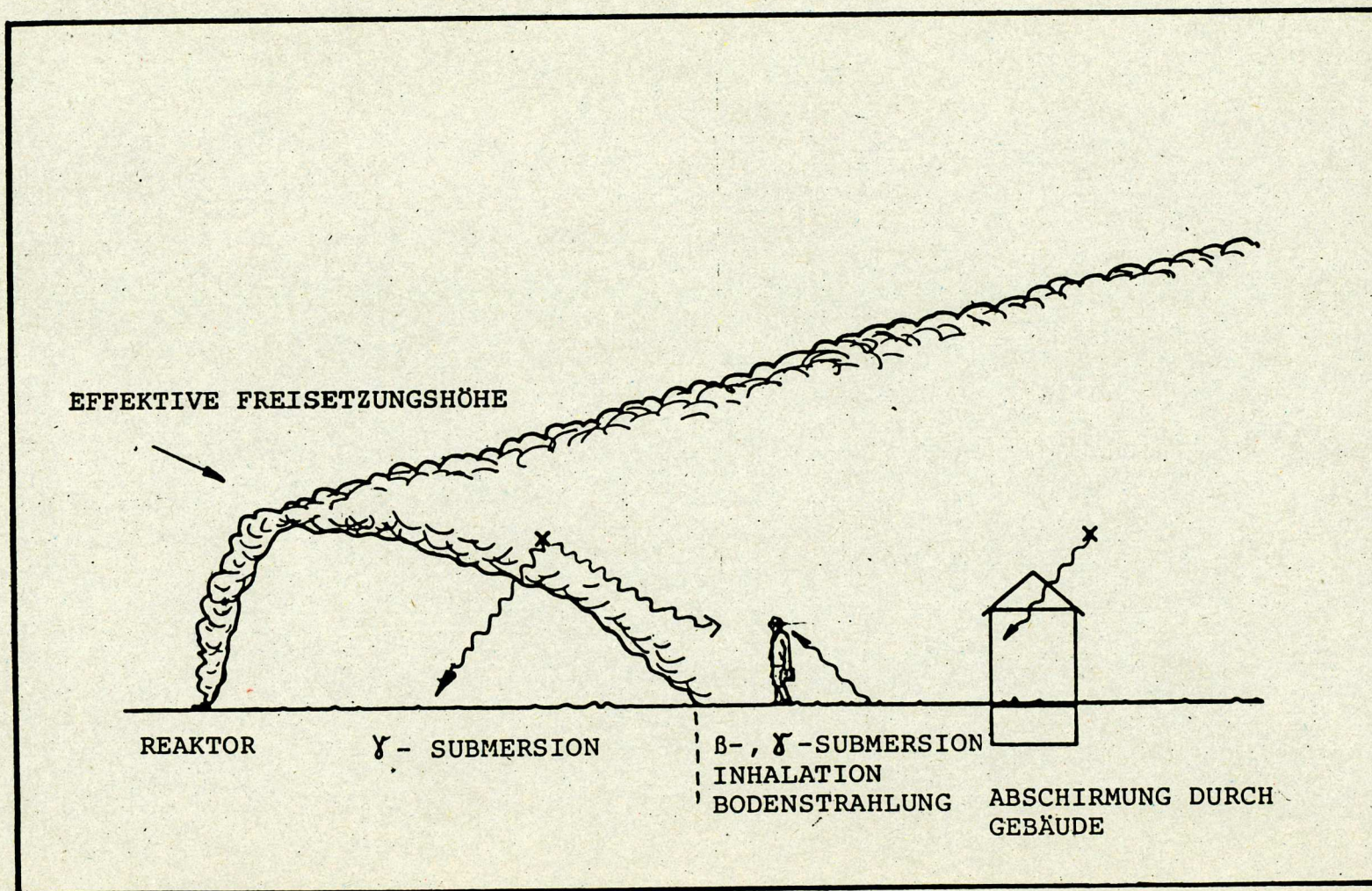


Abbildung 2

Seitenansicht der radioaktiven Wolke (aus BEYEA, 1978)



### 3.1. Meteorologische Ausbreitung

Die Ausbreitung einer radioaktiven Schadstoffwolke wird durch die am Ort des AKW und in dessen weiterer Umgebung herrschenden Wettersituation bestimmt. Um eine Berechnungsgrundlage für die Ausbreitung zu schaffen, wurden alle realistischen Wetterlagen in sechs sog. Ausbreitungsklassen erfaßt.

Eine gegebene Wetterlage kann durch Messung verschiedener Variablen, wie z.B. Windgeschwindigkeit, Sonnenhöhe und Bedeckungsgrad, einer dieser sechs Ausbreitungsklassen zugeordnet werden. Bei neutralen Wetterlagen ist die Zuordnung meist nicht eindeutig, die verschiedenen Einordnungsverfahren liefern oft unterschiedlich Zuordnungen.

Man unterscheidet zwischen sehr stabilen (Ausbreitungsklasse F), stabilen (E), neutral oder indifferent stabilen (D) oder indifferent labilen (C), mäßig labilen (B) und sehr labilen (A) Wetterlagen. In Abbildung 3 sind die Ausbreitungsbedingungen bei verschiedenen Ausbreitungsklassen anschaulich dargestellt. Gleichzeitig ist der vertikale Temperaturverlauf aufgezeichnet. Die gestrichelte Linie entspricht dem Temperaturverlauf bei neutraler Schichtung der Atmosphäre ( $-0.98^{\circ}\text{C} / 100 \text{ m}$ ).

Die Ausbreitung der radioaktiven Schadstoffe wird mathematisch durch das sog. Gauss-Modell beschrieben. Dieses Rechenmodell behandelt idealisiert die diffusive Verbreiterung der Schadstoffwolke sowie deren windgetriebenen Transport vom Quellpunkt weg. Vertikale ( $\sigma_z$ ) und horizontale ( $\sigma_y$ ) Verbreiterung der Schadstoffwolke sind je nach Ausbreitungsklasse stark unterschiedlich. Stabile Wetterlagen führen zu geringer, instabile zu größerer vertikaler Verbreiterung. Die Größe von  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$  ist abhängig von den meteorologischen Parametern und der standort-spezifischen Bodenrauigkeit.

Da es bis heute noch nicht möglich ist, zuverlässige Werte von  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$  als Funktionen der Ausbreitungsklassen zu berechnen, wurden diese experimentell bestimmt. Diese sog. Ausbreitungsparameter sind jedoch streng nur für den Standort, an dem sie gemessen wurden, gültig.



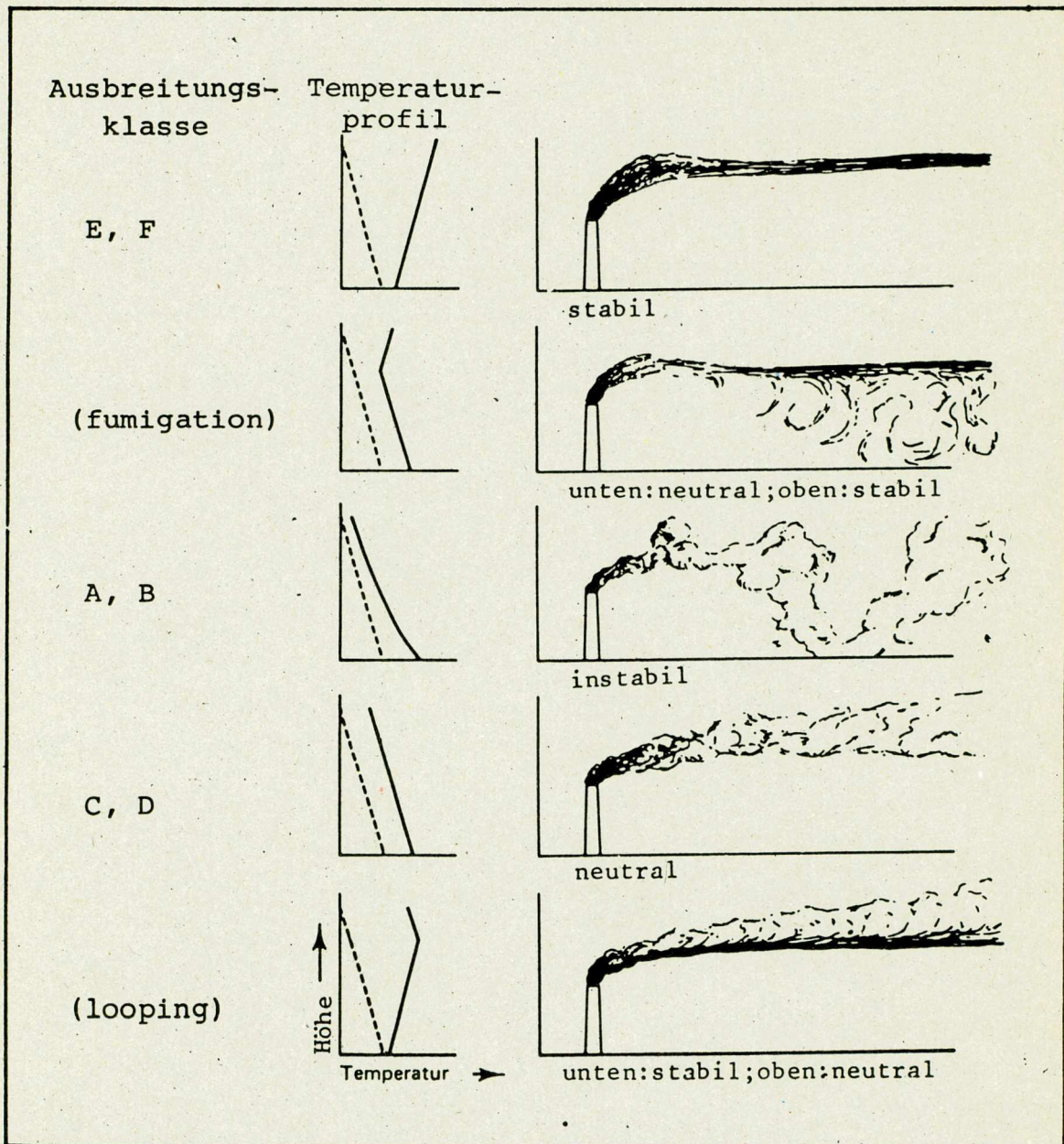


Abbildung 3

Beispiele verschiedener Wetterlagen und deren Auswirkungen auf die Ausbreitung von Rauchwolken aus Schornsteinen ( aus WASH-1400, 1975 )



Für die Bundesrepublik Deutschland nehmen die "Allgemeinen Berechnungsgrundlagen" (BMI, 1979) an, daß die in Jülich gemessenen Ausbreitungsparametersätze für alle Orte gelten. Diese Annahme ist sicherlich eine Quelle von Ungenauigkeiten. Zudem wurden die Parameter nur für Freisetzungshöhen von 50 m und 100 m bestimmt und gelten streng auch nur hierfür.

Da für die stabilen Ausbreitungsklassen E, F, die zu den größten Strahlenbelastungen in Entfernungen von etwa 10 km und weiter führen, nur wenige Messungen vorliegen (eine bis 1974 und vier bis 1976), sind die Ausbreitungsparameter gerade für die problematischen Ausbreitungsklassen noch nicht genau bekannt.

Ein Vergleich von verschiedenen Ausbreitungsparametersätzen (GEISS et al., 1978), die von verschiedenen Autoren an verschiedenen Orten gemessen wurden, zeigt insbesondere für die stabilen Wetterklassen in den mit Hilfe des Gauss-Modells berechneten Ausbreitungsfaktoren Schwankungen bis zu einer Größenordnung.

Spezielle Inversionswetterlagen (sog. fumigation), bei denen sich aufgrund der besonderen Luftschichtung die Schadstoffe nicht ungehindert nach oben ausbreiten können (siehe Abbildung 3), werden mit dem Gauss-Modell nicht berücksichtigt. Dasselbe gilt für die Strahlenbelastung bei Schwachwindlagen.

Aus dem Gesagten mag klar werden, daß die Berechnung der Ausbreitung von radioaktiven Schadstoffen mit einem stark vereinfachten Modell erfolgt, das zudem noch mit großen Ungenauigkeiten behaftet ist. Es ist deshalb wohl eher sinnvoll zu sagen, daß man die Ausbreitung mittels dieses Modells grob abschätzen kann. Für eine genaue Berechnung fehlen die Grundlagen.



### 3.1.1. Abhängigkeit der Ausbreitung von der Ausbreitungsklasse

Der Ausbreitungsfaktor  $\chi$  geht linear in die Berechnung der Strahlenbelastung ein, d.h., ist  $\chi$  doppelt so groß, verdoppelt sich auch die Strahlenbelastung.

In Abbildung 4 ist die Änderung des Ausbreitungsfaktors  $\chi$  in Abhängigkeit von den Ausbreitungsklassen dargestellt für 3 ausgewählte Entfernungen (7 000 m, 10 000 m und 12 000 m). Wie der Darstellung zu entnehmen ist, ist die Ausbreitungsklasse E diejenige mit dem größten Ausbreitungsfaktor für die Entfernungen von 7 000 m und 10 000 m.

Für 12 000 Meter sind die  $\chi$ -Werte für die Ausbreitungsklassen E und F praktisch identisch. Für größere Entfernungen als 12 000 Meter ist der größte  $\chi$ -Wert jeweils in der Ausbreitungsklasse F zu finden. Die Ausbreitungsklasse D liefert Ausbreitungsfaktoren, die um den Faktor 3 etwa kleiner sind als die Ausbreitungsfaktoren für Ausbreitungsklasse E für die drei bezeichneten Entfernungen.



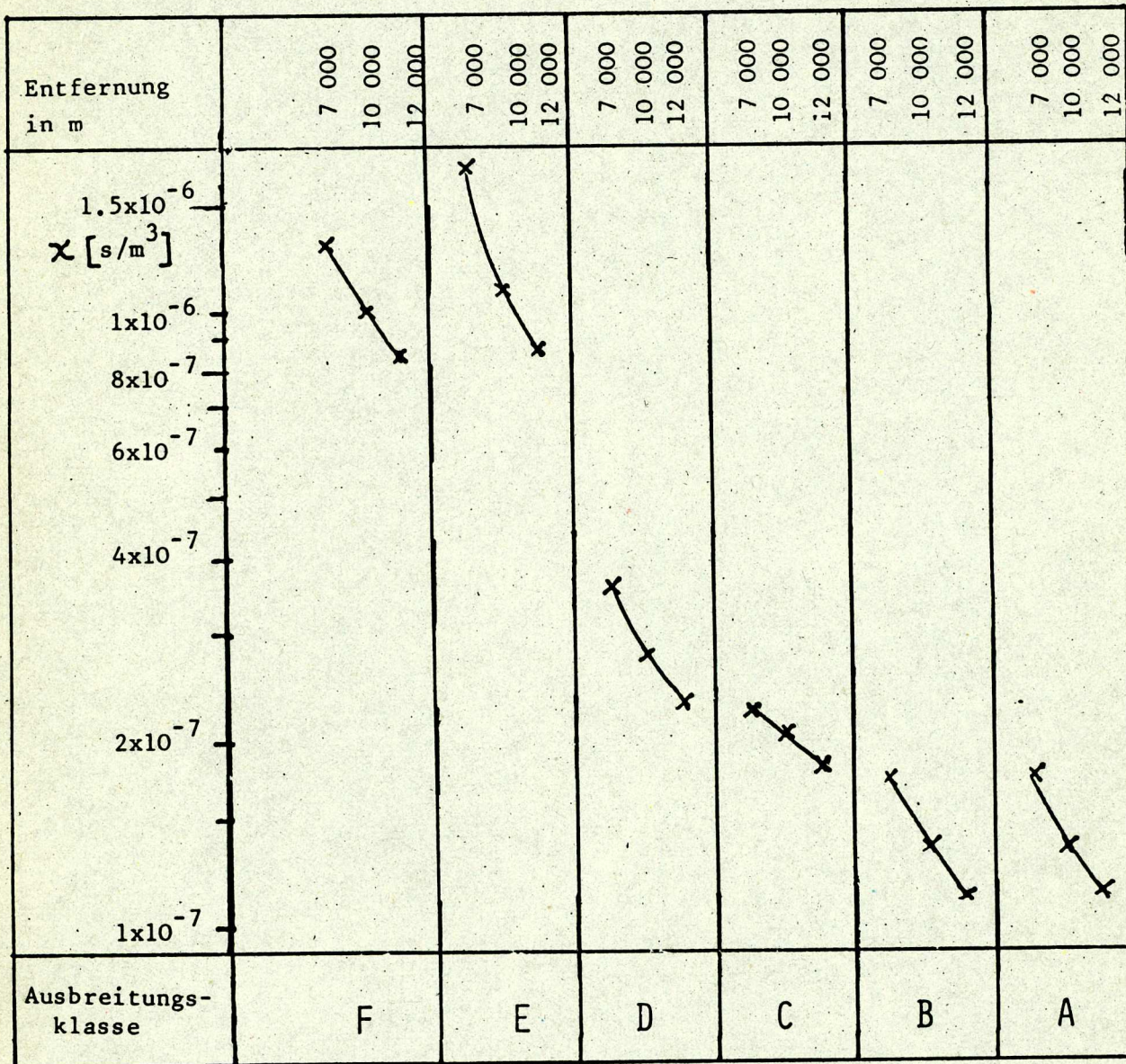


Abbildung 4

Abhängigkeit des Ausbreitungsfaktors  $\chi$  von der Ausbreitungs-  
klasse und drei ausgewählten Entfernungen

Emissionshöhe 75 m; Windgeschwindigkeit 2 m/s; Ausbreitungs-  
parameter nach BMI (1979)



### 3.1.2. Vergleich verschiedener Ausbreitungsparametersätze

In den Abbildungen 5+6 ist für die Ausbreitungsklasse D und F abhängig von verschiedenen Entfernungen der Ausbreitungsfaktor  $\chi$  aufgetragen, wie er sich aus den verschiedenen in der Literatur aufgeführten Parametersätzen ergibt. Daneben gibt es noch weitere Ausbreitungsparametersätze wie etwa den von DILGER in Karlsruhe gemessenen, der nicht berücksichtigt ist.

Die Darstellungen erheben also nicht den Anspruch der Vollständigkeit. Sie sollen lediglich verdeutlichen, daß es unterschiedliche Ausbreitungsparametersätze gibt, die an verschiedenen Orten gemessen wurden und zu recht unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die nach den Empfehlungen der Strahlenschutzkommission (BMI, 1979) vorgeschriebenen Werte sowie die mit GEISS bezeichneten Werte aus GEISS et al. (1978) wurden in Jülich gemessen. Die Werte von FORTAK stammen aus einer Messung in Bremen (FORTAK, 1971). Die Parameter von BRIGGS und MARTIN/TIKVART sind WASH-1400 (1975) entnommen und werden in den Vereinigten Staaten allgemein verwendet.

Sowohl in der Ausbreitungsklasse F als auch in D ergeben die in Jülich gemessenen Werte für Entfernungen größer als 7 000 m jeweils die niedrigsten  $\chi$ -Faktoren, während die in WASH-1400 verwendeten in der Stabilitätsklasse F etwa 2 bis 3 und in der Klasse D etwa 6 bis 7 mal so große Werte ergeben (für die jeweils entsprechenden Entfernungen).



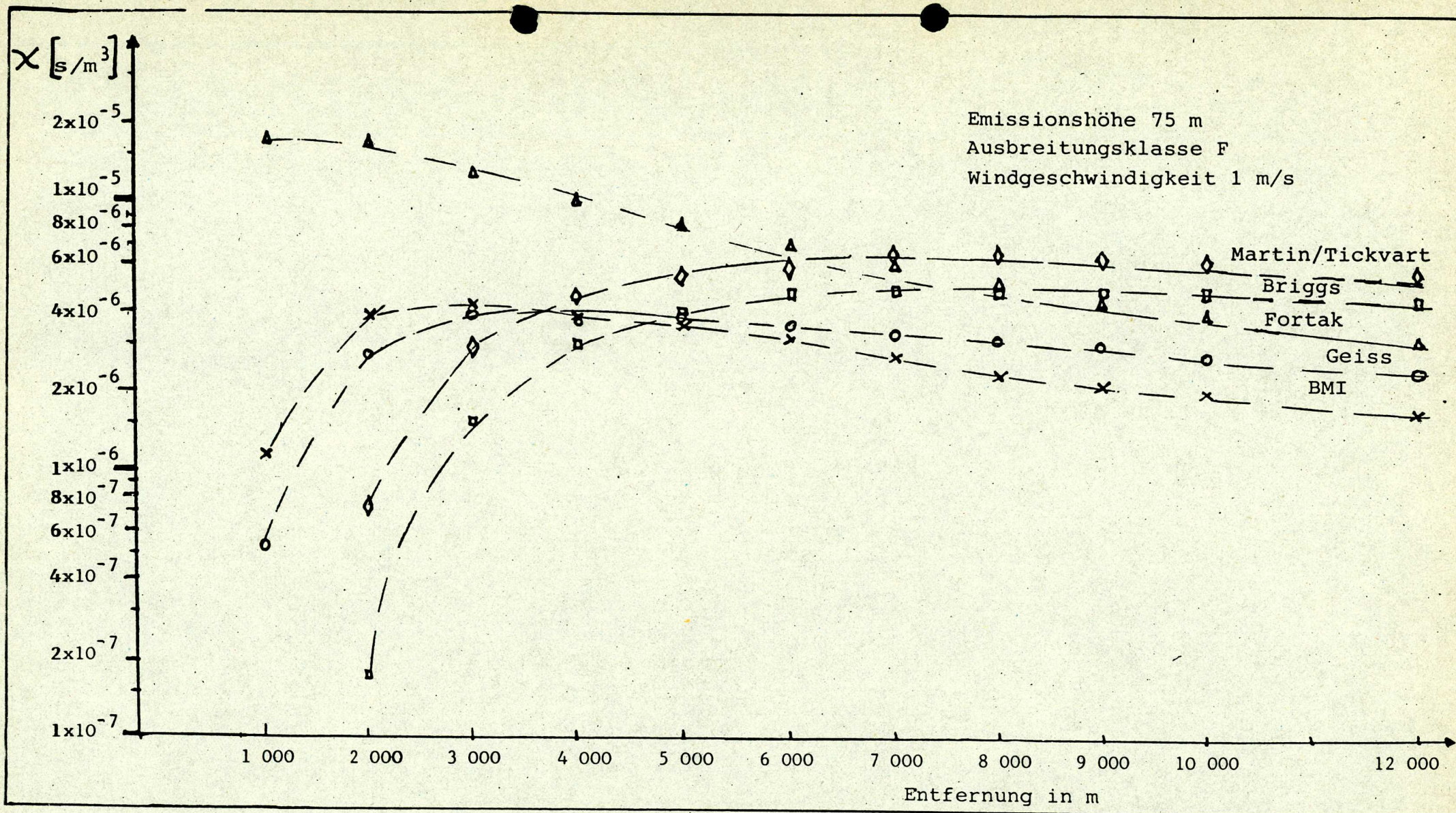


Abbildung 5

Vergleich des Ausbreitungsfaktors  $\chi$  berechnet mit verschiedenen Datensätzen für verschiedene Entfernungen



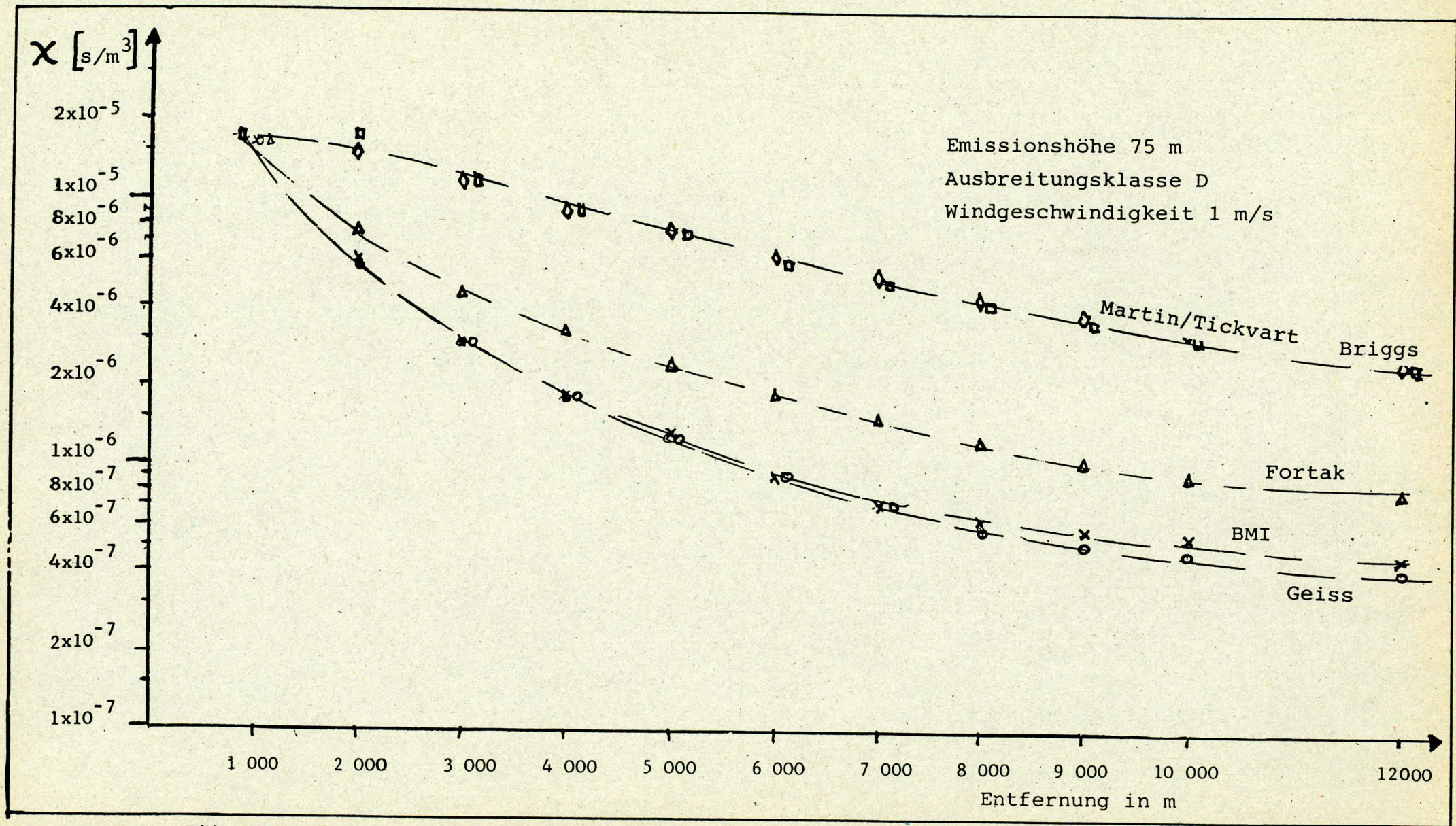


Abbildung 6

Vergleich des Ausbreitungsfaktors  $\chi$  berechnet mit verschiedenen Datensätzen für verschiedene



### 3.1.3. Die meteorologischen Verhältnisse im Wesertal (Grohnde-Hameln)

Messungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 1976) am Standort des AKW Grohnde haben gezeigt, daß je nach Emissionshöhe der Schadstoffwolke unterschiedliche Ausbreitungsbedingungen anzutreffen sind. Für Emissionen höher als 100 Meter, was insbesondere für Abgaben aus dem Abluftkamin (130 m) und den beiden Kühltürmen (145 m) gilt, werden Ausbreitungsbedingungen angenommen, wie sie für die Region Hannover typisch sind. Hierzu veröffentlichte der DWD auch umfangreiches Datenmaterial, das für den Standort Grohnde aus den Wetterdaten der Station Hannover abgeleitet wurde.

Für Abgaben von radioaktiven Schadstoffen aus Höhen kleiner als 100 Meter zeigt der DWD, daß hier die Ausbreitungsbedingungen deutlich durch die lokale Bodenstruktur (Richtung des Wesertales) geprägt sind. So ist die Häufigkeit der Windrichtung SSO-S (Richtung Hameln vom AKW aus) in 10 Metern über dem Grund doppelt so hoch (etwa 10 %) wie bei gleicher Messung am Standort Hannover. Für diesen Emissionsbereich liegen (jedoch) nur wenige standortspezifische Daten vor. Es muß davon ausgegangen werden, daß unfallbedingte Emissionen trotz thermischen Auftriebs der Schadstoffwolke häufig nicht mehr als 100 Meter aufsteigen.

Die für die Stadt Hameln ungünstigsten Ausbreitungsbedingungen sind folgende:

- a) stabile Wetterlagen (Ausbreitungsklassen E und F) bei kleinen Windgeschwindigkeiten (kleiner als 2 m/sec)
- b) indifferent stabile Wetterlage (D) bei mittleren Windgeschwindigkeiten (bis 4 m/sec).

Die Daten des DWD geben für Freisetzungshöhen größer als 100 m die Häufigkeit der stabilen Wetterlagen E und F mit 29,5 % an. Die Stärkewindrosen für diese Ausbreitungsklasse zeigen, daß diese Wetterlagen praktisch nur bei niedrigen Windgeschwindigkeiten auftreten.



Die Wetterklasse D ist mit 55 % in Grohnde am häufigsten anzutreffen.

Die nach Daten des DWD vom TÜV Hannover (1977) errechneten Häufigkeiten der Windgeschwindigkeiten von Grohnde in Richtung Hameln in den verschiedenen Ausbreitungsklassen sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Danach weht in 5.3 % der Zeit bzw. 467 Std. oder ca. 20 Tagen im Jahr der Wind vom AKW Grohnde in Richtung Hameln. Dabei stellt die Ausbreitungs-klasse D mit 218 Std./Jahr die bei weitem häufigste dar. Die Ausbreitungs-klassen E und F mit zusammen 157 Std./Jahr sind die nächst häufigeren.

Für Emissionen aus den Fortluftöffnungen des Maschinenhauses (30 m über dem Boden), den Abblaseöffnungen der Sicherheits-ventile und den Abblaseregelventilen (35 m über dem Boden) müssen wegen des Einflusses der lokalen Gegebenheiten im Wesertal auf die Ausbreitungsrichtung für Hameln noch ungünstigere Verhältnisse erwartet werden. Diese können jedoch aufgrund des fehlenden Datenmaterials nicht genau quantifiziert werden.

Ein Punkt, der Beachtung verdient, sind die am Standort Grohnde und damit vermutlich im weiteren Sinn im Wesertal besonders häufig auftretenden Bodeninversionen. Hierbei steigt die Temperatur mit zunehmender Höhe an und bildet bis zu einer bestimmten Höhe eine besonders stabile Atmosphärenschichtung, die die Ausbreitung der radioaktiven Schadstoffe in vertikaler Richtung sehr stark verlangsamt. Der maximale Aufpunkt (max. Aktivitätskonzentration durch die sich ausbreitende Schadstoffwolke am Erdboden) verschiebt sich bei solchen meteorologischen Situationen in große Entfernungen, oft größer als 10 km.



Zum Auftreten der Bodeninversion schreibt der DWD: "Für die mittlere Obergrenze dieser Inversionen ergab sich rechnerisch ein Wert von 290 Metern über dem Grund, die Temperaturdifferenz zwischen Ober- und Untergrenze betrug  $5,7^{\circ}\text{C}$ . Die entsprechenden Meßwerte der Radiosondenstation Hannover ergaben 230 m über Grund mit einer Temperaturdifferenz von  $2,5^{\circ}\text{C}$ ." Auch an diesem Punkt wird deutlich, wie unterschiedlich die lokalen klimatologischen Verhältnisse in Grohnde und in Hannover sind.

Die Bodeninversionen im Wesertal sind einerseits mächtiger und, was von entscheidender Bedeutung ist, durch die größere Temperaturdifferenz viel stärker ausgeprägt als in Hannover.

Während der Auflösung solcher Bodeninversionen (Vormittagsstunden) tritt eine Wetterlage ein (sog. fumigation, siehe Abbildung 3), deren Einfluß durch das herkömmliche, allgemein verwendete Ausbreitungsmodell (Gauss-Modell) kaum abgeschätzt werden kann. Die Auflösung einer Bodeninversion erfolgt stets von der Erdoberfläche her. Dadurch wird der Inversionsschicht eine zeitlich an Mächtigkeit wachsende turbulente (stark durchmischte) Bodenschicht unterschichtet. Bei unfallbedingten Emissionen in diese turbulente Unterschicht wirkt die jetzt verbliebene Inversion als Sperrschicht für den vertikalen Luftaustausch. Durch die zusätzliche Sperrwirkung der Bodentopographie im Wesertal treten hierbei Ausbreitungsbedingungen auf, die nur unzulänglich mit einem Rechenmodell erfaßt werden können. Man muß davon ausgehen, daß solche Ausbreitungsbedingungen zumindest in der näheren Umgebung des AKW zu wesentlich höheren Strahlenbelastungen führen können. Bei einer mittleren jährlichen Bodeninversionszahl von 120 (etwa an 30 % aller Tage tritt Bodeninversion auf) darf eine praktische Untersuchung der Ausbreitungsbedingungen während der Inversionsauflösung nicht vernachlässigt werden.



Tabelle 5

Häufigkeit der Ausbreitungsklassen und Windgeschwindigkeiten für Grohnde in Richtung Hameln (Sektor 12),  
in % bzw. Std. pro Jahr (nach TÜV, 1977)

Ausbreitungs- klasse	Typ	Windgeschwindigkeit im Mittel					Summe der Ausbreitungsklasse
		1 m/s	2.4 m/s	4.5 m/s	6.5 m/s	9 m/s	
A	sehr labil	0.01 % (0.9 Std.)	0.023 % (2 Std.)	0.01 % (0.9 Std.)	- -	- -	0.043 % (3.8 Std.)
B	mäßig labil	0.16 % (14 Std.)	0.18 % (15 Std.)	0.075 % (7 Std.)	- -	- -	0.41 % (3.6 Std.)
C	leicht labil	0.04 % (3.5 Std.)	0.22 % (19 Std.)	0.27 % (24 Std.)	0.06 % (5.3 Std.)	0.01 % (0.9 Std.)	0.6 % (53 Std.)
D	neutral	0.055 % (4.8 Std.)	0.33 % (29 Std.)	1.17 % (102 Std.)	0.83 % (73 Std.)	0.11 % (9.7 Std.)	2.5 % (218 Std.)
E	stabil	0.35 % (31 Std.)	0.61 % (54 Std.)	- -	- -	- -	0.96 % (84 Std.)
F	sehr stabil	0.59 % (52 Std.)	0.24 % (21 Std.)	- -	- -	- -	0.83 % (73 Std.)



Aufgrund der geschilderten Schwierigkeiten enthält unsere Studie noch keine Annahmen über mögliche Folgen bei dem Auftreten von Bodeninversionen.. Dies kann, wie beschrieben, zu einer Unterschätzung der möglichen Folgen führen.

Die Berechnungen beschränken sich aus Übersichtsgründen auf die für die Situation im Wesertal charakteristischen und hinsichtlich der Auswirkungen relevantesten Ausbreitungsklassen D, E und F. Damit werden typische und zu besonders hohen Belastungen führende Wetterlagen erfaßt.



#### 3.1.4. Effektive Freisetzungshöhe der Schadstoffwolke

Aus Abbildung 7 nach BEYEA (1978) geht hervor, daß insbesondere für Entfernungen kleiner als 30 km (von einem AKW) die Freisetzungshöhe der Schadstoffwolke entscheidenden Einfluß auf die zu erwartende Strahlenbelastung hat. Für die in der Darstellung angegebenen Bedingungen schwanken die Strahlenbelastungen bei 10 km zwischen 15 rem und fast 1 000 rem, also zwischen einer Belastung, die absolut tödlich wirkt, und einer, die unterhalb des Schwellenwertes liegt, der zu akuten Schäden führt.

Die effektive Freisetzungshöhe ist abhängig von der Wärmemenge, die innerhalb einer bestimmten Zeit nach dem Unfall aus dem Reaktorgebäude freigesetzt wird. Von entscheidender Bedeutung ist insbesondere die Schichtung der Luft. Liegt eine Inversionschicht oberhalb der realen Freisetzungshöhe, die von der Schadstoffwolke nicht durchstoßen werden kann, so kann die effektive Freisetzungshöhe dadurch stark begrenzt werden.

Zur Berechnung der effektiven Freisetzungshöhe werden eine Reihe von Formeln diskutiert (WASH-1400, Crac-Modell), die zu recht unterschiedlichen Ergebnissen führen (siehe auch BEYEA, 1977). Sowohl WASH-1400 als auch BEYEA verwenden die Formeln von BRIGGS. Da sowohl die bei einem Unfall freigesetzte Energie, als auch die einzelnen in die Rechnung eingehenden Parameter mit einer großen Ungenauigkeit behaftet sind, kann die Berechnung der effektiven Freisetzungshöhe nur den Charakter einer groben Abschätzung haben. Eine Berechnung der Fehlerbreite ist bisher nicht über Ansätze hinausgekommen (RUSSO, 1976).



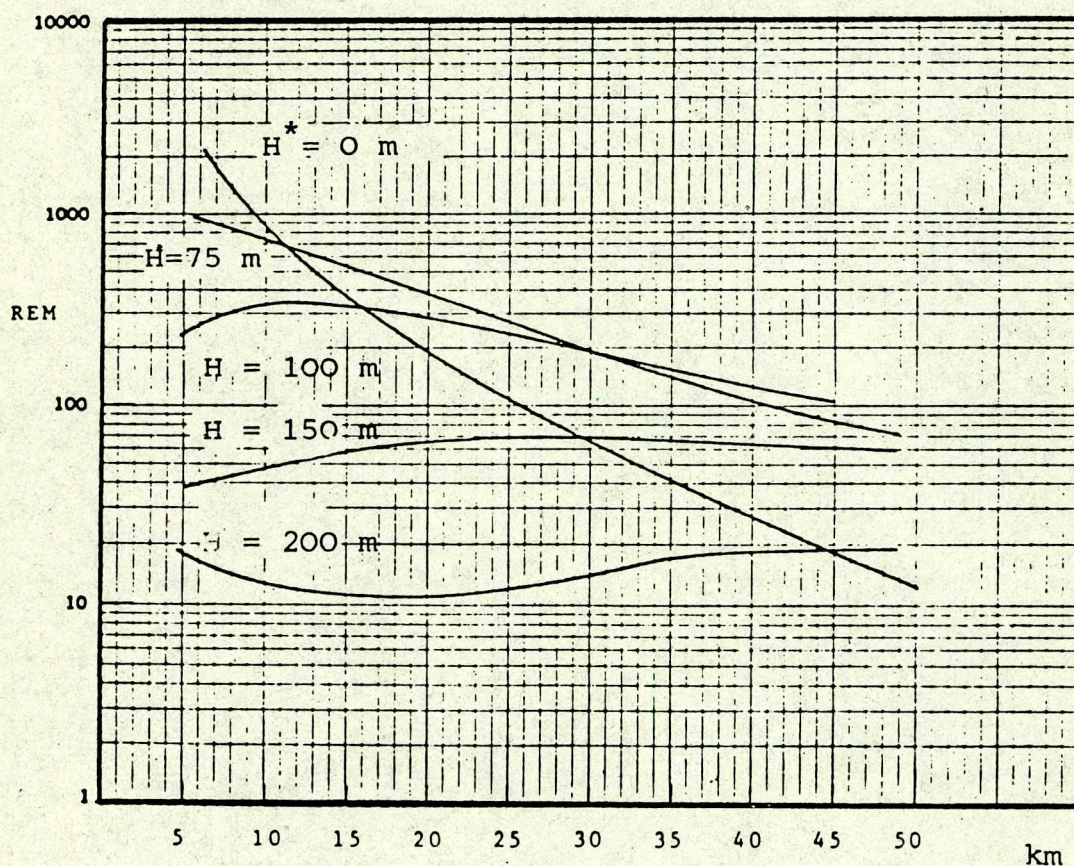


Abbildung 7

Knochenmarksdosis in Abhängigkeit vom Auftrieb der Schadstoffwolke

(berechnet für Unfalltyp SWR 1, 1650 MWth; Ausbreitungsklasse F, Windgeschwindigkeit 2 m/s; Ablagerungsgeschwindigkeit 0.01 m/s; 24 Std. Bodendosis) ( BEYEA, 1978 )

\*  $H$  = effektive Freisetzungshöhe



### 3.1.5. Ablagerung

Ein wichtiger Faktor zur Berechnung der Langzeitwirkung radioaktiver Schadstoffe, ist die Geschwindigkeit, mit der sich die radioaktiven Teilchen auf dem Boden ablagern (Ablagerungsgeschwindigkeit). Man unterscheidet zwischen trockener Ablagerung von Teilchen (Aerosolen), die auf der Sedimentation der Teilchen beruht, und nasser Ablagerung, bei der die Teilchen durch Niederschläge aus der radioaktiven Wolke ausgewaschen wurden.

"Im Allgemeinen kann die trockene und nasse Ablagerung von Teilchen und Gasen nicht genau spezifiziert werden." (WASH-1400) Sie ist abhängig von der Größe der Teilchen, ihrer chemischen Zusammensetzung, ihrer Löslichkeit im Wasser, der Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Wetterklasse.

"Bisher wurden weder Experimente noch theoretische Modelle soweit entwickelt, um den Einfluß dieser und anderer Variablen mit ausreichender Genauigkeit beschreiben zu können. Selbst wenn man in der Lage wäre, die verschiedenen Einflüsse zu beschreiben, muß man zugestehen, daß man die Details einer aktuellen Freisetzung nicht genau spezifizieren kann und deshalb immer noch eine Unsicherheit bei der Beschreibung der Ablagerung bleiben würde" (WASH-1400, App. VI, B-1).

BEYEA (1978) zeigte in seiner Studie, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit einen signifikanten Einfluß auf die zu erwartende Strahlenbelastung hat (siehe Abbildung 8).

Die Tabelle 5 ist aus WASH-1400 (1975) übernommen. In ihr kommt zum Ausdruck, daß die erwarteten Mittelwerte eine Fehlerbreite von etwa einer Größenordnung haben. Bei dem gegenwärtigen Stand der Wissenschaft scheint dies die Schwankungsbreite zu sein, mit der man zu rechnen hat.

In dieser Studie beschränken wir uns auf die trockene Ablagerung; die mögliche Erhöhung der Unfallfolgen bei Ausregnen der Schadstoffwolke ist deshalb nicht berücksichtigt.



Tabelle 5

Abschätzung für trockene und nasse Ablagerung von Teilchen und Gasen ( nach WASH-1400, 1975 )

	erwartetes Minimum	erwarteter Mittelwert	erwartetes Maximum
nasse Ablagerungsrate ( $\text{sec}^{-1}$ )	$10^{-5}$	stabil: $10^{-4}$ instabil: $10^{-3}$	$10^{-2}$
trockene Ablagerung (m/s)	$10^{-3}$	$10^{-2}$	$10^{-1}$

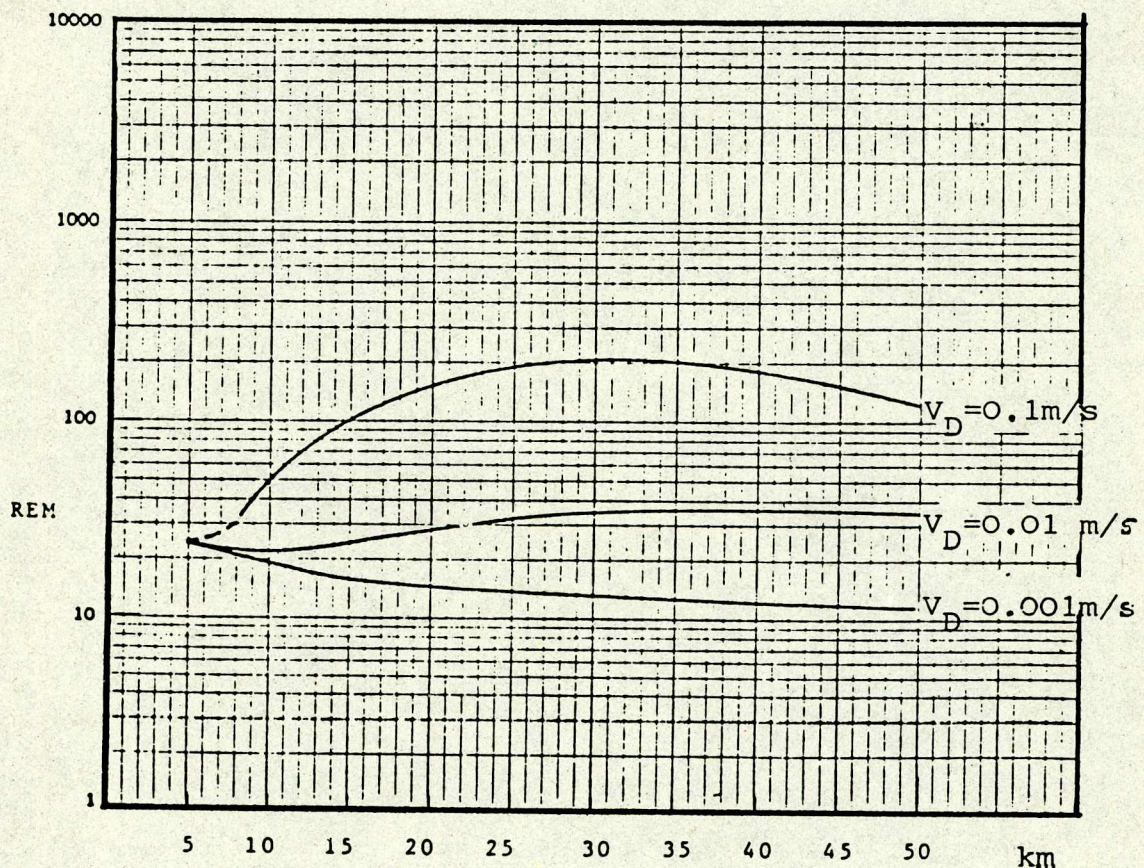


Abbildung 8

Knochenmarksdosis in Abhängigkeit von der Ablagerungsgeschwindigkeit  $V_D$

(berechnet für Unfalltyp SWR 1, 1650 MWth; Ausbreitungsklasse F, Windgeschwindigkeit 2 m/s; 24 Std. Bodendosis; Freisetzungshöhe 175 m) ( BEYEA, 1978 )



### 3.2. Berechnung der kurzfristigen Folgen

#### 3.2.1. Beschreibung des Programms BADAC1 von J. Beyea

Das Programm BADAC1 berechnet die Folgen von schweren Reaktorunfällen. Es wird ein Kernschmelzen mit nachfolgendem Bruch des Sicherheitsbehälters angenommen. Die Annahmen des Rasmussen-Reports für die Unfalltypen DWR 1 und DWR 2 (siehe Kapitel 2) werden übernommen.

Das Programm berechnet Dosiswerte für die Strahlenbelastung bestimmter kritischer Organe (Schilddrüse, Knochenmark und Lunge) in Form unterer und oberer möglicher Grenzwerte für Entfernungen von 5 bis 50 km vom Unfallort in Windrichtung. Da eine Berechnung genauerer Dosiswerte die Kenntnis sehr vieler Parameter voraussetzt, die beim gegenwärtigen Stand der Wissenschaft nur unzulänglich bekannt sind, muß man sich mit einer derartigen Bereichsabschätzung zufrieden geben (siehe 3.2.2.).

Die berechneten Dosen werden nach folgender Vielfalt von Anfangsbedingungen ausgedruckt:

Die Ausbreitungsbedingungen zum Zeitpunkt des Unfalls werden in den Pasquill'schen Ausbreitungsklassen A bis F erfaßt. Innerhalb jeder Ausbreitungsklasse erfolgt eine Untergliederung in:

- unterschiedliche Windgeschwindigkeiten
- drei Annahmen über die effektive Freisetzungshöhe aufgrund des thermischen Auftriebs der Schadstoffwolke
- die Unfalltypen DWR 1 und DWR 2 (Definition nach WASH-1400)
- vier Evakuierungsfälle

Die vier Evakuierungsfälle unterscheiden sich in der Zeitdauer, welche die Bevölkerung nach Vorüberziehen der Schadstoffwolke auf dem verseuchten Gebiet verbringt:

Fall 1) Belastung nur durch die vorüberziehende Wolke:

Nach den Annahmen in WASH-1400 (siehe Kapitel 2) für die Unfalltypen DWR 1 und DWR 2 zieht die Wolke innerhalb von 30 Minuten vorüber. Verläßt die Bevölkerung unmittelbar danach das Gebiet, so ist die Dosis durch am Boden abgelagerte Radionuklide zu vernachlässigen.



Fall 2) Vier Stunden Boden-Dosis:

Die gesamte Dauer von vier Stunden wird im Freien mit einer geringen Abschirmung vor radioaktiver Strahlung verbracht. Als Abschirmfaktor wird 0.43 für minimale Dosisrechnung und 0.77 für maximale Dosisrechnung gewählt. Das entspricht einem Faktor von  $0.60 \pm 0.17$ , der sich als Mittelwert aus reiner Bodenstrahlung (0.7) und der Abschirmung durch Kraftwagen (0.5) ergibt. Diese Annahmen sind z.B. für Evakuierungsmaßnahmen zutreffend. Alle Abschirmfaktoren sind WASH-1400 entnommen.

Fall 3) Acht Stunden Boden-Dosis:

Für vier Stunden wird eine Belastung wie in Fall 2) angenommen, für vier weitere Stunden werden Abschirmfaktoren von 0.1 bis 0.3 (Aufenthalt in einem Wohnhaus; Abschirmfaktoren 0.1 bzw. 0.3 werden für sehr gut bzw. sehr schlecht abschirmende Wohnhäuser angenommen) eingesetzt, was einem geschützten Aufenthalt in einem Wohnhaus entspricht.

Fall 4) 24 Stunden Boden-Dosis:

Wie in Fall 2) und Fall 3). Es werden jedoch 20 Stunden Aufenthalt in Häusern angenommen.

Das Programm nimmt während der Emission und der Ausbreitung eine gleichbleibende Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse an. Ab einer Entfernung von 10 km wird eine obere Grenze der vertikalen Ausbreitung von 1 000 Metern angenommen. Eine detaillierte Beschreibung des Programms befindet sich in BEYEA (1973).

Die Geschwindigkeit für trockene Ablagerungen wird für die verschiedenen Wetterklassen innerhalb folgender Grenzen variiert:

Ausbreitungsklasse	Schwankungsbereich der Ablagerungsgeschwindigkeit in m/s		
A	0.001	-	0.1
B	0.001	-	0.1
C	0.001	-	0.1
D	0.001	-	0.1
E	0.001	-	0.03
F	0.001	-	0.01



Das Programm sucht nach den Ablagerungswerten, welche die minimale sowie maximale Dosis ergeben.

Das Programm rechnet mit dem Ausbreitungsparametersatz von MARTIN/TIKVART (wie in WASH-1400). Ein Vergleich mit dem in BMI (1979) angegebenen, wird in dem Kapitel 3.1.2. vorgenommen. Im Ergebnis werden minimale bzw. maximale Strahlendosen für die einzelnen Situationen angegeben.

### 3.2.2. Die berechnete Strahlenbelastung für die Bevölkerung der Stadt Hameln

Angesichts der Vielzahl von Unsicherheiten bei der Berechnung der akuten Strahlendosis erscheint uns der Ansatz von BEYEA angebracht, eine Berechnung mit dem gesamten Schwankungsbereich möglicher Werte durchzuführen. Dieses Vorgehen hat gegenüber der Berechnung mit Mittelwerten den Vorteil, daß der gesamte Bereich möglicher Dosiswerte erfaßt wird. Wie in 3.2.5. gezeigt wird, gibt es bei den akuten Strahlenschäden Schwellenwerte, bei deren Überschreitung der Strahlentod eintritt. Während sich einerseits bei einer Berechnung von Mittelwerten keine Todesfälle ergeben können (die berechnete Dosis liegt knapp unterhalb des Schwellenwertes), kann andererseits eine min/max-Berechnung akute Todesfälle nicht ausschließen (max. Dosis liegt über dem Schwellenwert). Zur Bewertung des Risikos durch AKW-Unfälle scheint diese min/max-Berechnung die angemessenste Entscheidungsgrundlage zu bieten. Die Ergebnisse der Rechnungen für die vier ausgewählten Wetterbedingungen sind in den nachfolgenden Tabellen wiedergegeben. Die angegebenen Dosiswerte gelten jeweils für eine Entfernung von 10 km. Die entsprechenden Werte für die Stadtmitte Hamelns (etwa 9 km vom AKW-Standort) sind geringfügig höher (ca. 10 %).

In Tabelle 6 sind von in Hameln auftretenden Wetterlagen (siehe Kapitel 3.1.3.) die Fälle dargestellt, in denen es zu Strahlenbelastungen oberhalb von 200 rem kommen kann. Das ist der Schwellenwert einer akut tödlichen Dosis, bei der von zehn bestrahlten Personen ohne intensive medizinische Behandlung innerhalb von 60 Tagen eine Person sterben würde. Es ist ersichtlich, daß bei allen Wetterlagen, je nach Evakuierungsfall, akute Todesfälle möglich sind.



Tabelle 6

Wetterlagen , bei denen im Falle schwerer Unfälle im AKW Grohnde akut tödliche Strahlenbelastungen (  $> 200$  rem ) für einen Teil der Bevölkerung Hamelns möglich sind<sup>a)</sup>

(nicht angegebene Wetterlagen sind in Hameln nicht beobachtet bzw. nicht berechnet worden)

Ausbreitungs- klasse	Windgeschwindigkeit					
	0.5 m/s	1 m/s	2 m/s	4 m/s	8 m/s	12 m/s
A	3 (3)	3 (4)	3 (3)	4 (4)	-	-
B	3 (2)	2 (2)	2 (3)	4 (4)	-	-
C	2 (2)	2 (2)	2 (2)	2 (3)	4 (4)	-
D	-	1 (2)	1 (2)	2 (2)	2 (2)	2 (2)
E	-	2 (3)	1 (1)	-	-	-
F	-	1 (2)	1 (1)	-	-	-

a) die Zahlen bedeuten den Evakuierungsfall (siehe Kap. 3.2.1.), bei dem die Dosis  $> 200$  rem betragen kann; die erstgenannte Zahl bezieht sich auf den Unfalltyp DWR 1, in Klammern die Angaben zum Unfalltyp DWR 2



Tabelle 7

Knochenmarksdosen (rem) in Hameln<sup>a)</sup>

Ausbreitungsklasse D ,Windgeschwindigkeit 4 m/s

Häufigkeit der Wetterlage in Hameln: ca.100 Stunden im Jahr<sup>b)</sup>

Zeit bis zum Eintreffen der Wolke 42 Minuten

Evakuierungs- fall Unfalltyp	FALL 1 (nur vorüberzie- hende Wolke)	FALL 2 (wie 1,dazu 4 Std. in PKW)	FALL 3 (wie 2, dazu 4 Std. in Häusern)	FALL 4 (wie 2, dazu 20 Std. in Häusern)
DWR 1	40 - 120	50 - 470	50 - 630	50 - 1 300
DWR 2	1 - 100	1 - 510	1 - 690	1 - 1 400

a) Schwankungsbreiten möglicher Werte (siehe Text)

b) ungefähre Werte nach Tabelle 5



Tabelle 8

Knochenmarksdosen (rem) in Hameln<sup>a)</sup>

Ausbreitungs-kategorie E ,Windgeschwindigkeit 2 m/s

Häufigkeit der Wetterlage in Hameln: ca. 55 Stunden im Jahr<sup>b)</sup>

Zeit bis zum Eintreffen der Wolke 1 Stunde 25 Minuten

Evakuierungs- fall Unfalltyp	FALL 1 (nur vorüberzie- hende Wolke)	FALL 2 (wie 1, dazu 4 Std. in PKW)	FALL 3 (wie 2, dazu 4 Std. in Häusern)	FALL 4 (wie 2, dazu 20 Std. in Häusern)
DWR 1	30 - 380	30 - 940	30 - 1 200	30 - 2 400
DWR 2	25 - 310	25 - 740	25 - 960	26 - 1 900

a) Schwankungsbreiten möglicher Werte (siehe Text)

b) ungefähre Werte nach Tabelle 5



Tabelle 9

Knochenmarksdosen (rem) in Hameln<sup>a)</sup>

Ausbreitungsklasse F ,Windgeschwindigkeit 2 m/s

Häufigkeit der Wetterlage in Hameln: ca. 20 Stunden im Jahr<sup>b)</sup>

Zeit bis zum Eintreffen der Wolke 1 Stunde 25 Minuten

Evakuierungs- fall Unfalltyp	FALL 1 (nur vorüberzie- hende Wolke)	FALL 2 (wie 1, dazu 4 Std. in PKW)	FALL 3 (wie 2, dazu 4 Std. in Häusern)	FALL 4 (wie 2, dazu 20 Std. in Häusern)
DWR 1	21 - 670	21 - 1 300	21 - 1 600	21 - 2 800
DWR 2	18 - 350	18 - 690	18 - 840	18 - 1 400

a) Schwankungsbreiten möglicher Werte (siehe Text)

b) ungefähre Werte nach Tabelle 5



Tabelle 10

Knochenmarksdosen (rem) in Hameln<sup>a)</sup>

Ausbreitungsklasse F ,Windgeschwindigkeit 1 m/s

Häufigkeit der Wetterlage in Hameln: ca. 50 Stunden im Jahr<sup>b)</sup>

Zeit bis zum Eintreffen der Wolke 2 Stunden 50 Minuten

Evakuierungs- fall Unfalltyp	FALL 1 (nur vorüberzie- hende Wolke)	FALL 2 (wie 1, dazu 4 Std. in PKW)	FALL 3 (wie 2, dazu 4 Std. in Häusern)	FALL 4 (wie 2, dazu 20 Std. in Häusern)
DWR 1	8 - 250	8 - 350	8 - 420	8 - 740
DWR 2	6 - 130	6 - 230	6 - 280	6 - 480

a) Schwankungsbreiten möglicher Werte (siehe Text)

b) ungefähre Werte nach Tabelle 5



Die Maximaldosis  $D_x$  verringert sich in seitlicher Entfernung  $y$  quer zur Ausbreitungsrichtung. Die Abnahme ist abhängig vom Ausbreitungsparameter  $\sigma_y$ .

Für die konkreten Verhältnisse Hamelns lassen sich die Dosiswerte in seitlicher Entfernung mit Korrekturfaktoren aus der folgenden Tabelle 11 bestimmen. Hierbei wurden die in dem Programm BADAC1 verwendeten Ausbreitungsparameter zugrunde gelegt. Angesichts der großen Ungenauigkeit, die den Werten zuzumessen ist, kann es sich hierbei natürlich nur um eine grobe Näherung handeln.

Tabelle 11

Verringerung der Dosis in seitlicher Entfernung

Ausbreitungs- klasse seitliche Entfernung [m]	D	E	F
	Dosis in % der Maximaldosis		
250	82	76	68
500	67	58	46
750	55	44	31
1 000	45	33	21



### 3.2.3. Bevölkerungsverteilung

Die amtliche Einwohnerzahl der Stadt Hameln betrug am 31.12.1978 59 671, davon entfallen auf die Kernstadt 42 989 Einwohner bzw. 72 % der Gesamtbevölkerung.

Die restlichen 28 % der Einwohner verteilen sich in erster Linie auf die Ortsteile Klein Berkel (7.6 %), Afferde (6.4 %) und Tündern (3.6 %), alle übrigen Ortsteile zusammen tragen etwa zu 10 % der Einwohnerzahl bei (siehe Tabelle 12 ).

Tabelle 12

Amtliche Einwohnerzahlen der Stadt Hameln am 31.12.1979 a)

Ortsteil	Einwohner
Hameln-Mitte	42 989
Afferde	3 844
Halvestorf	787
Hastenbeck	1 192
Haverbeck	697
Hilligsfeld	887
Holtensen	1 283
Klein Berkel	4 557
Tündern	2 148
Unsen	508
Wehrbergen	483
Welliehausen	296
Summe	59 671

a) nach STADT HAMELN, 1979



#### 3.2.4. Die Möglichkeiten der Evakuierung

Das Programm BADAC1 berechnet für vier verschiedene Evakuierungsfälle die Strahlenbelastung (siehe auch Kapitel 3.2.1.). Die Evakuierungsfälle unterscheiden sich in der Länge des Aufenthaltes der Bevölkerung auf dem verseuchten Gelände nach Eintreffen der radioaktiven Schadstoffwolke. In den Tabellen sind die zu erwartenden Strahlenbelastungen unter Annahme von 0, 4, 8, 24 Stunden Aufenthalt auf verseuchtem Gelände dargestellt. Obschon Fall 4) einen wenig realistischen Fall (24 Std. Bodenstrahlung - keine Evakuierung) darstellt, so ergibt sich doch aus dem Vergleich mit Fall 1) zwingend die Notwendigkeit geeigneter Evakuierungsmaßnahmen.

Im folgenden soll unter den gegebenen Bedingungen für das Stadtgebiet Hameln (Bevölkerungszahlen, Ausfallstraßen, Beförderungsmittel) gezeigt werden, wie die verschiedenen Evakuierungsfälle aussehen könnten.

Die Bevölkerungszahlen sind in Kapitel 3.2.3. dargestellt. Als kurzfristig einsetzbare Beförderungsmittel kommen nur Straßenfahrzeuge in Frage. Nach Mitteilung des Städtischen Ordnungsamtes (STADT HAMELN, 1979) stehen im Stadtgebiet 71 kurzfristig verfügbare Busse bereit.

Bei optimistischen Annahmen können damit etwa 5 000 Personen befördert werden. Hierbei ist angenommen, daß alle Busse betriebsbereit sind, daß für jeden Bus ein Fahrer gefunden wird, und daß alle Busse in kürzester Zeit zu einem Sammelpunkt fahren können.

Die Hauptausfallstraßen aus dem Stadtgebiet sind:

- B 1 in Richtung Aerzen, einspurig
- B 1 in Richtung Hildesheim, einspurig
- B 217 in Richtung Hannover, zweispurig
- B 83 in Richtung Minden, einspurig



Somit stehen fünf Spuren bzw. zehn Spuren, wenn die Gegenrichtung (Fahrt auf Hameln) gesperrt ist, zur Verfügung.

Für den Evakuierungsfall 1) wird nur die Strahlung der vorüberziehenden Wolke berechnet. Man verläßt also nach dem Vorüberziehen der Wolke das Gebiet derart, daß man sowohl den Gefahrenbereich der Wolke verläßt, als auch das radioaktiv verseuchte Gelände. Für eine häufig vorkommende Windgeschwindigkeit von etwa 4 m/sec (trifft zu 30 % bei Windrichtung auf Hameln auf) bedeutet das für die Bevölkerung von Hameln:

Mehr als 60 000 Menschen müssen das Stadtgebiet bis spätestens 70 Minuten nach Beginn der Freisetzung (40 Minuten bis zum Eintreffen der Wolke, 30 Min. Durchzug der Wolke) verlassen. Diese Annahme wirkt wenig realistisch.

Bei dem Evakuierungsfall 2) wird eine Evakuierungszeit von vier Stunden angenommen. Wie in Kapitel 3.2.1. beschrieben, geht man davon aus, daß sich die Betroffenen in dieser Zeit je zur Hälfte im Freien bzw. in einem Kraftfahrzeug befinden. Diese Annahme entspricht weitgehend den tatsächlichen Verhältnissen während einer großräumigen Evakuierungsmaßnahme.

Verfügt man über die genannten 70 Busse mit insgesamt 5 000 Plätzen, dann müssen weitere 55 000 Menschen anderweitig befördert werden. Bei einer äußerst optimistischen Personenzahl von fünf je PKW benötigt man noch 11 000 private Kraftfahrzeuge. Nimmt man weiter an, daß die Evakuierung sofort beginnt und nach vier Stunden abgeschlossen ist, dann ergibt sich bei 11 000 Fahrzeugen und fünf Richtungsspuren eine Fahrzeugfolge von 6.5 Sekunden. Setzt man voraus, daß sofort der Einbahnverkehr aus Richtung Hameln für die Bundesstraßen 83, 1 und 217 eröffnet wird, dann ergibt sich als Fahrzeugfolge 13 Sekunden.

Man möge sich noch einmal die obigen Annahmen vor Augen führen:

- Es wird sofortiger Beginn der Evakuierung angenommen: keine Verzögerungen bei der Weitergabe der Unfallmeldung an die verschiedenen Dienststellen, sofortiges Eintreffen aller Busse und PKW's an Sammelstellen,



- Zeitiges Abfahren aller Fahrzeuge. Als geringster Sicherheitsabstand wird 2 Sekunden vorgeschlagen, maximal können 4 bis 8 Sekunden angenommen werden. Zum Vergleich nennt das Tiefbauamt (STADT HAMELN, 1979) eine Verkehrsdichte von 7 000 Kfz. pro Tag je Richtungsspur bei zügigem Verkehr. Das entspricht einer Folge von 12.3 Sekunden.
- Es treten keine Stauungen auf
- Es geschehen keine Verkehrsunfälle
- Es existieren keine Hindernisse in Form von Baustellen, geschlossenen Bahnschranken etc.
- Alle PKW-Fahrer sind gut ortskundig, niemand verfährt sich.

Für die 8 Stunden- und 24 Stunden-Boden-Dosisbelastungen ergeben sich entsprechend längere Zeiträume für die Durchführung einer Evakuierung.

Für einzelne Menschen in der Stadt Hameln, die sich nach einem Unfall noch längere Zeit freiwillig oder gezwungenermaßen in der Stadt aufhalten, kann diese Annahme durchaus zutreffen.



### 3.2.5. Gesundheitliche Folgen

#### 3.2.5.1. Akute Strahlenschäden

Ganzkörperbestrahlungen führen zu Krankheitssymptomen, deren Auftreten in einem nicht linearen Zusammenhang mit der Dosis steht. In Tabelle 13 sind die wichtigsten Auswirkungen zusammengestellt. Sie fußen auf Beobachtungen der Auswirkungen der Atombombenexplosionen in Hiroshima und Nagasaki. Unterhalb eines Schwellenwertes von etwa 150-200 rem sind keine akuten Todesfälle (innerhalb 60 Tagen) zu erwarten.

Bei intensiver medizinischer Behandlung kann der Schwellenwert auf etwa 300 rem ansteigen. In Abbildung 9 sind die Kurven für die Sterblichkeit an akuten Strahlenfolgen innerhalb von 60 Tagen in Abhängigkeit von der Dosis eingetragen. Intensive Behandlung bedeutet dabei, (nach WASH-1400, 1975): sterile Krankenzimmer, laminare Luftfilterung, große Mengen an Antibiotika, Bluttransfusionen. Unter "minimaler Behandlung" werden alle weniger intensiven Maßnahmen verstanden.

Neben dem akuten Strahlentod sind strahlenbedingte Erkrankungen (wie Erkrankungen durch die Strahlenbelastung der Lunge) von Bedeutung.

#### 3.2.5.2. Langfristige Strahlenschäden

Als weitere Gesundheitsfolgen sind langfristige Krebsfälle zu nennen, die nach einer Latenzzeit von mehreren Jahren bis Jahrzehnten auftreten können. Hierbei ist kein Schwellenwert anzusetzen, d.h., jede Strahlenbelastung ruft mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit Krebs hervor. Aussagen über die Anzahl der pro rem zu erwartenden Krebsfälle sind in der Fachwelt umstritten. Für eine vorsichtige Abschätzung schlagen wir eine Dosis-Wirkungs-Beziehung von  $10^{-3}$  Krebsfällen pro rem vor (nach SCHMITZ-FEUERHAKE, 1979). Etwa die Hälfte der Krebsfälle sind tödlich. Genetische Schäden sind etwa in der gleichen Größenordnung wie Krebsfälle zu erwarten.



Tabelle 13

Wirkungen einer akuten Ganzkörperbestrahlung in Abhängigkeit von der Dosis<sup>a)</sup>

0- 50 rad	<i>keine nachweisbare Wirkung außer geringfügigen Blutbildveränderungen (jedoch spätere Schäden)</i>
80-120 rad	<i>bei 5 bis 10 % der Exponierten etwa 1 Tag lang Erbrechen, Übelkeit und Müdigkeit, aber keine ernstliche Arbeitsunfähigkeit</i>
130-170 rad	<i>bei etwa 25 % der Exponierten etwa 1 Tag lang Erbrechen und Übelkeit, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; keine Todesfälle zu erwarten</i>
180-260 rad	<i>bei etwa 25 % der Exponierten etwa 1 Tag lang Erbrechen und Nausea, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; einzelne Todesfälle möglich</i>
270-330 rad	<i>Bei fast allen Exponierten Erbrechen und Nausea am ersten Tag, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; etwa 20 % Todesfälle innerhalb 2 bis 6 Wochen nach Exposition; etwa 3 Monate lang Rekonvaleszens der Überlebenden</i>
400-500 rad	<i>bei allen Exponierten Erbrechen und Nausea am ersten Tag, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; etwa 50 % Todesfälle innerhalb eines Monats; etwa 6 Monate lang Rekonvaleszens der Überlebenden</i>
550-750 rad	<i>bei allen Exponierten Erbrechen und Nausea innerhalb 4 Stunden nach Exposition, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit. Bis zu 100 % Todesfälle; wenige Überlebende mit Rekonvaleszens von etwa 6 Monaten</i>
1000 rad	<i>bei allen Exponierten Erbrechen und Nausea innerhalb 1 bis 2 Stunden; wahrscheinlich keine Überlebenden</i>
5000 rad	<i>fast augenblicklich einsetzende schwerste Krankheit; Tod aller Exponierten innerhalb 1 Woche</i>

a) aus LINDACKERS et al. (1970)



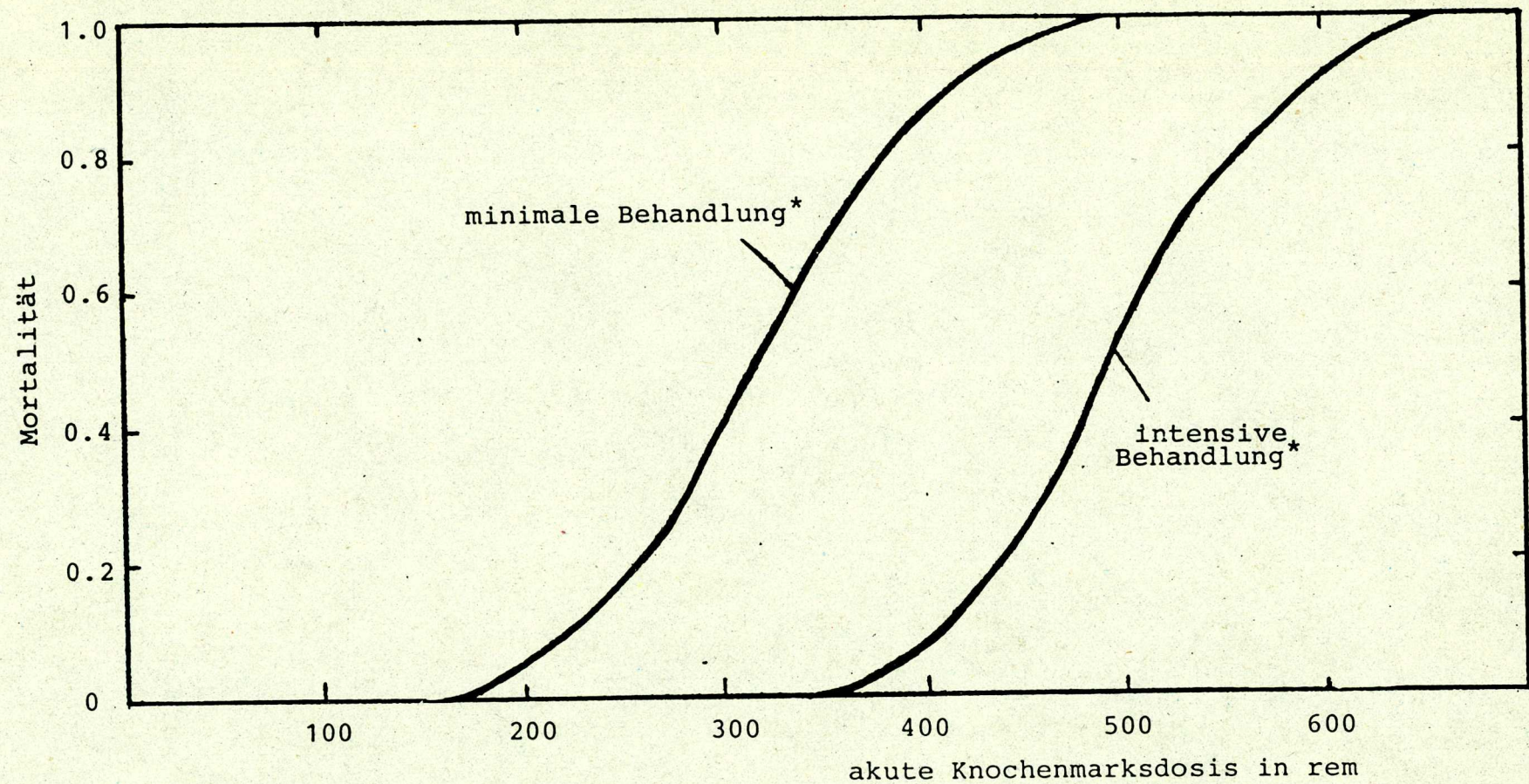


Abbildung 9

Sterblichkeit innerhalb 60 Tage an den akuten Strahlenfolgen in Abhängigkeit von der Knochenmarksdosis ( nach BEYEA, 1978 )

(\* Erklärung siehe Text)



In Tabelle 14 sind die akuten Folgen einer kurzfristigen Ganzkörperbestrahlung, sowie die langfristigen Folgen in Form von Krebs bei verschiedenen Strahlendosen bezogen auf 60 000 betroffene Personen zusammengestellt. Dabei ist zu beachten, daß kurz- und langfristige Folgen in Abhängigkeit einer akuten Dosis berechnet worden sind und bei hohen Dosen nur ein kleiner Teil der betroffenen Menschen überlebt. Die Überlebenden würden mit einer dosisabhängigen Wahrscheinlichkeit an Krebs erkranken.



Tabelle 14

Bei einer akuten Strahlenbelastung von 0.1 bis 1000 rem zu erwartende Anzahl akuter Strahlentote und langfristig zu erwartende Krebsfälle, bezogen auf eine Gesamtbevölkerung von 60 000 Einwohnern

Dosis (rem)	akute Strahlentote <sup>a)</sup>	langfristige Krebsfälle <sup>b)</sup>
0.1	0	6
1	0	60
10	0	600
100	0	6 000
200	6 000	11 000
300	30 000	9 000
400	55 000	2 000
500	59 000	500
600	60 000	0
1 000	60 000	0

a) Die Angaben beziehen sich auf eine Strahlendosis innerhalb kurzer Zeit, die zu Fröhschäden innerhalb von 60 Tagen bei minimaler Behandlung führt

b) bezogen auf eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung von  $10^{-3}$  Krebsfälle pro rem (SCHMITZ-FEUERHAKE et al., 1978); etwa die Hälfte der Krebsfälle sind tödlich.



#### 4. Die langfristigen Folgen mittlerer und schwerer Unfälle

Unter langfristigen Folgen von AKW-Unfällen versteht man zweierlei:

- die durch eine einmalige akute Strahlenbelastung langfristig verursachten Folgen wie Krebs, genetische Schäden usw.
- die Auswirkungen der langfristigen Verseuchung ganzer Landstriche.

Der erstgenannte Punkt ist z. T. in Kapitel 3 behandelt worden. In diesem Kapitel beschränken wir uns auf die Auswirkungen durch radioaktive Verseuchung auf landwirtschaftliche oder gartenbauliche Nutzung. Selbst wenn eine akute Strahlenbelastung der Bevölkerung durch rechtzeitige Evakuierung vermieden werden könnte, ist es wesentlich, wie stark das betroffene Gebiet radioaktiv verseucht wird und über welchen Zeitraum eine relevante Strahlenbelastung bei Betreten des Geländes oder bei Verzehr von angebauten Nahrungsmitteln erwartet werden muß.

Ausgangspunkt unserer Rechnungen sind die Unfallabläufe entsprechend der Freisetzungskategorien 1 und 7 der "Deutschen Risikostudie" (siehe Kapitel 2). Damit sind der schwerste in der DRS betrachtete und ein mittlerer Unfall mit einer relativ großen Eintrittswahrscheinlichkeit berücksichtigt.

Für repräsentative Wetterbedingungen in Hameln werden die zu erwartenden Strahlenbelastungen in Abhängigkeit vom Zeitpunkt nach dem Unfall berechnet. Dabei werden die Belastungspfade

- Bodenstrahlung durch abgelagerte Radionuklide und
  - Verzehr von Gemüse, Milch und Fleisch
- betrachtet.

Die Berechnungen werden sowohl mit Daten der Strahlenschutzkommission (BMI, 1979) sowie mit eigenen Daten durchgeführt.



#### 4.1. Bei der Berechnung verwendete Annahmen

##### Kerninventar und Freisetzungsraten

Die Daten für das Kerninventar wurden nach VAN DIJK und SMIT (1977) für einen 1300 MWe-Reaktor berechnet. Die Anteile des bei den Unfällen freigesetzten Kerninventars wurden der DRS entnommen (siehe Tabelle 2 ).

##### Meteorologische Ausbreitung

Die meteorologische Ausbreitung wurde anhand der Ausbreitungsparameter nach BMI (1979) für verschiedene Ausbreitungsklassen berechnet.

Da bei den betrachteten Unfällen (Freisetzungskategorie 1 und 7) die Schadstoffwolke einen thermischen Auftrieb erfährt, wurde die effektive Freisetzungshöhe der Wolke anhand der Formeln von BRIGGS (1969) für verschiedene Wetterlagen berechnet. Als Grundlage dienten die in Tabelle 2 angegebenen Energiemengen, die bei den Unfällen freigesetzt werden. Wie schon in Kapitel 3.1.4. erläutert, hängt das Ausmaß der Verdünnung entscheidend von diesem Parameter ab, dessen Abschätzung mit einer sehr großen Unsicherheit behaftet ist.

##### Ablagerung

Als Ablagerungsgeschwindigkeiten  $V_D$  werden die in Tabelle S.29 aufgeführten Werte angenommen. Als obere Grenze wird für die Ausbreitungsklasse D der Wert von 0.1 m/s verwendet. Da die Ablagerungsgeschwindigkeit multiplikativ in das Endergebnis eingeht, können für andere  $V_D$  die Ergebnisse leicht umgerechnet werden.

##### Bodenstrahlung

Die Bodenstrahlung wird für einjährigen Aufenthalt im verseuchten Gelände mit den Dosisfaktoren für die  $\gamma$ -Bodendosis für einen Aufpunkt in 1 m Höhe nach BMI (1979) berechnet. Diese Faktoren gelten allerdings nur für frisch abgelagerte Radionuklide, wobei ein Faktor von 0.5 für die Strahlungsabschwächung durch Bodenrauhigkeit und Kleidung berücksichtigt ist.



Eine weitere Strahlungsabschwächung erfolgt durch Verlagerung der radioaktiven Stoffe (hauptsächlich von Cs 137, das den überwiegenden Anteil an der Bodenstrahlung ausmacht) in die oberen Bodenschichten. Dadurch wird die  $\gamma$ -Strahlung abgeschirmt. Die Abschwächung erfolgt in den ersten Jahren sehr rasch, danach aber nur langsam, da sich die vertikale Verteilung von Cs 137 im Boden stabilisiert. Der weitere langsame Abfall der Dosisrate ist dann hauptsächlich auf den radioaktiven Zerfall zurückzuführen.

Aus WASH-1400 (1975, App. VI) wurde zur Beschreibung der Abschwächung der Ausdruck

$$D(t) = D_0 (0.63 \exp(-1.13 t) + 0.73 \exp(-0.0075 t)) \exp(-\lambda_i t)$$

verwendet, wobei  $D(t)$  die Dosisrate zum Zeitpunkt  $t$ ,  $D_0$  die anfängliche Dosisrate und  $\lambda_i$  die physikalische Zerfallskonstante darstellt.

#### Verzehr verseuchter Nahrungsmittel (Ingestion)

Einen weiteren Belastungspfad stellt der Verzehr von Nahrungsmitteln dar, die auf dem verseuchten Gelände angebaut werden. Die mit den Nahrungsmitteln aufgenommene Radioaktivitätsmenge hängt ab von

- der Bodentiefe, auf die sich die Radioaktivität verteilt (in cm)
- dem Transferfaktor Boden - Pflanze, der nuklidspezifisch angibt, welcher Aktivitätsanteil eines kg Bodens in 1 kg Pflanze wiedererscheint.
- dem Transferfaktor Futter - Milch bzw. Futter - Fleisch (Dimension: Ci/l Milch : Ci pro Tag Aufnahme bzw. Ci/kg Fleisch : Ci pro Tag Aufnahme), der angibt, welcher Anteil der pro Tag vom Vieh aufgenommenen Aktivitätsmenge in 1 l Milch bzw. 1 kg Fleisch wiedererscheint.
- der Menge pro Jahr verzehrter Nahrungsmittel
- dem Dosisfaktor (Dimension: rem/Ci), der die Strahlenbelastung in rem pro aufgenommener Aktivitätsmenge angibt.



Als Bodentiefe, auf die sich die Aktivität verteilt, werden nach BMI (1979) 15 cm angenommen. Die verwendeten Transferfaktoren Boden - Pflanze, Futter - Milch und Futter - Fleisch sowie die Dosisfaktoren entstammen der gleichen Quelle. Für eine obere Abschätzung werden die in Tabelle 15 angegebenen eigenen Daten für einige relevante Nuklide verwendet.

Aufgrund früherer Untersuchungen (FRANKE et al, 1979) ergab sich, daß die in BMI (1979) verwendeten Daten z.T. auf wissenschaftlich fragwürdige Weise ermittelt und am unteren Ende der Schwankungsbreite möglicher Werte liegen. Dadurch kann die Strahlenbelastung im speziellen Fall erheblich unterschätzt werden. Deshalb werden für eine vorsichtige Abschätzung höherer Werte nach TUTORIU (1978) und FRANKE et al. (1979) verwendet, die allerdings nicht Maximalwerte darstellen. Für detaillierte Untersuchungen müßten sorgfältig ermittelte standortspezifische Werte verwendet werden.

Als Verzehrdaten wurden entsprechend BMI (1979) für

Pflanzliche Produkte	462 kg/a
Milch und Milchprodukte	330 l/a
Fleisch und Fleischwaren	150 kg/a

angenommen.

Dekontaminationsmaßnahmen (diskutiert in 4.4.) wurden nicht berücksichtigt.



Tabelle 15

Werte nach TUTORIUM(1978),FRANKE et al(1979) für die konservative Abschätzung der langfristigen Unfallfolgen durch Verzehr verseuchter Nahrungsmittel.

Parameter Nuklid	Transferfaktor Boden-Pflanze $\left[ \frac{\text{pCi/kg Pfl.}}{\text{pCi/kg Boden}} \right]$	Transferfaktor Futter-Milch ( d/l )	Transferfaktor Futter-Fleisch ( d/kg )	Dosisfaktor Ganzkörper ( rem/Ci )
Co 60	1.0	-	-	-
Sr 89	2.5	$2.9 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$1.1 \times 10^4$
Sr 90	2.5	$2.9 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$2.3 \times 10^6$
Tc 99	20.	-	-	-
Cs 134	<b>4.0</b>	$1.2 \times 10^{-2}$	0.1	$1.5 \times 10^5$
Cs 137	<b>1.0</b>	$1.2 \times 10^{-2}$	0.1	$9.2 \times 10^4$
I 129	1.0	-	-	-
Pu 239/40	0.1	$2.0 \times 10^{-6}$	$5.0 \times 10^{-3}$	$1.3 \times 10^7$



#### 4.2. Das Ausmaß langfristiger Schäden

In den Abbildungen 10-18 sind die Ergebnisse unserer Ausbreitungsberechnungen für die Unfall-Freisetzungskategorien 1 und 7, die Ausbreitungsklassen D, E und F mit den angegebenen Windgeschwindigkeiten und effektiven Freisetzungshöhen der Schadstoffwolke dargestellt.

Angegeben sind jeweils Linien gleicher Schadstoffkonzentration in der bodennahen Luft. Man erkennt, daß unter den gegebenen Voraussetzungen, große Teile des Hamelner Stadtgebiet nach einem Unfall betroffen wären.

Um die Ergebnisse der Berechnungen der Langzeitdosis überschaubar zu machen, werden in den Abbildungen 19 und 20 zwei obere Abschätzungen für die Freisetzungskategorien 1 und 7 gegeben. Sie sind für Teile des südöstlichen Stadtgebiets

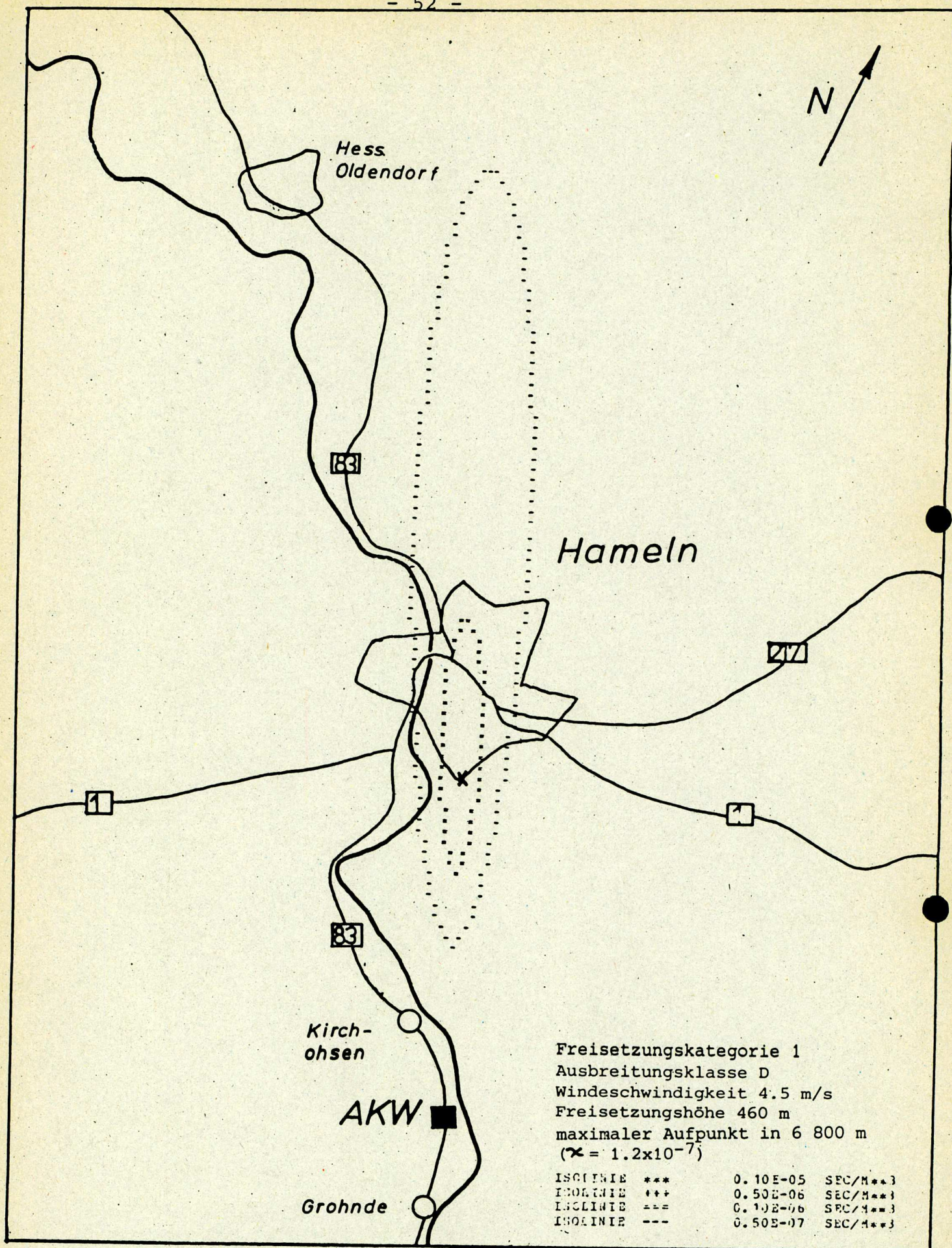
(Ortsteil Tündern) in der Ausbreitungsklasse D bei 4.5 m/s Windgeschwindigkeit für FK 1 und bei 1 m/s Windgeschwindigkeit für FK 7 zu erwarten.

Es ist ersichtlich, daß die betroffenen Gebiete über mehr als 100 Jahre nicht mehr genutzt werden könnten. Im Falle der Freisetzungskategorie 1 würden nach 100 Jahren allein durch Bodenstrahlung noch etwa 29 rem Ganzkörperdosis bei 1jährigem Aufenthalt die Folge sein. Das entspricht bei nur 12stündigem Aufenthalt einer Ganzkörperdosis von 40 mrem - 30 % mehr als die zulässige Jahresdosis im Normalbetrieb.

Die Ingestionsdosis würde (je nach den verwendeten Daten) etwa 140 bis 6 000 rem betragen.

Im Falle der wahrscheinlicheren Freisetzungskategorie 7 würden nach 100 Jahren noch fast 8 rem Dosis durch Bodenstrahlung pro Jahr ( $\approx$  20 mrem in 12 Std.) und 5 rem bis 500 rem Ingestionsdosis auftreten.



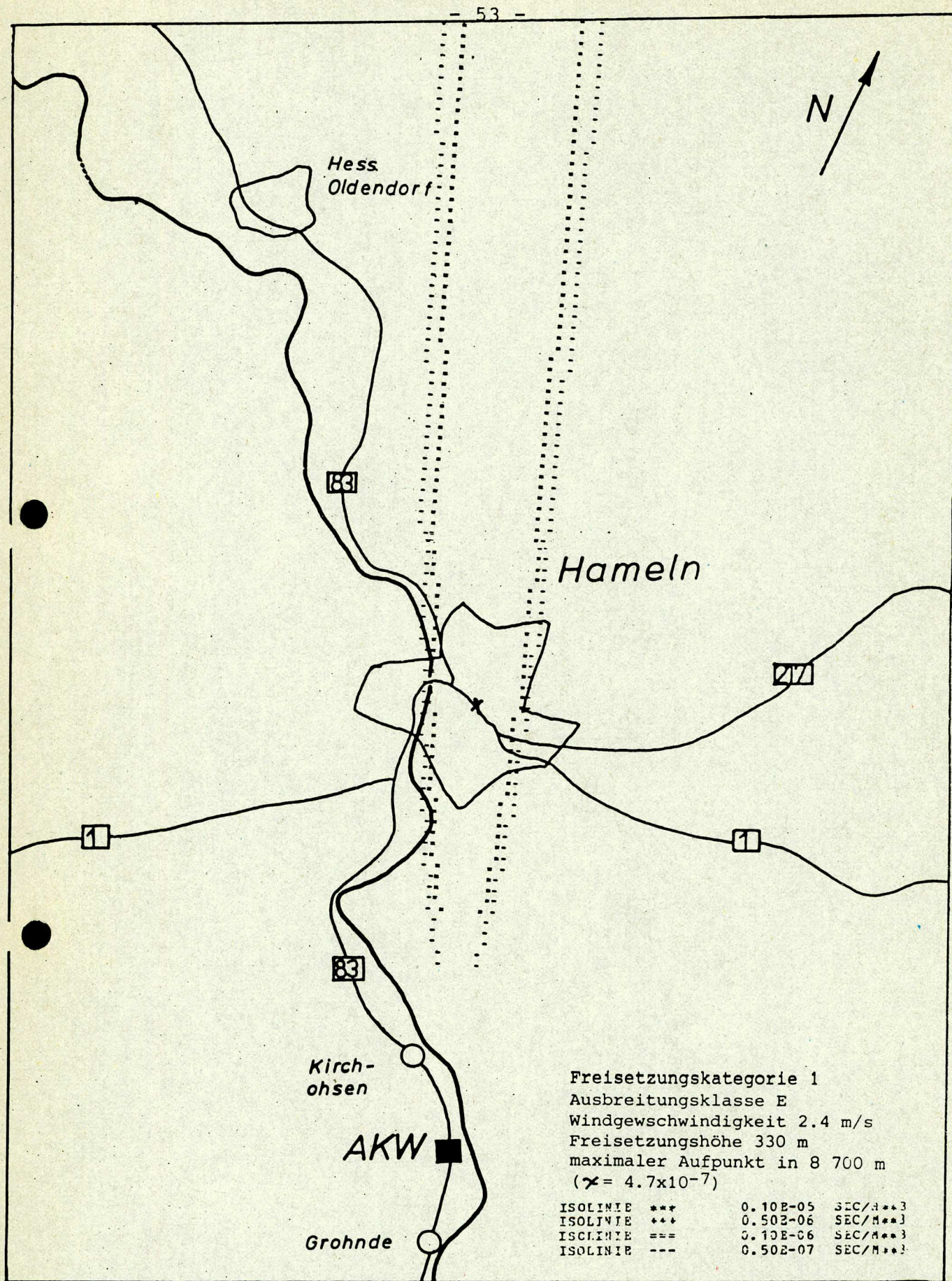


1 0 1 2 3 4 5 km

Maßstab 1:100 000

Abbildung 10





1 0 1 2 3 4 5 km

Maßstab 1:100 000

Abbildung 11



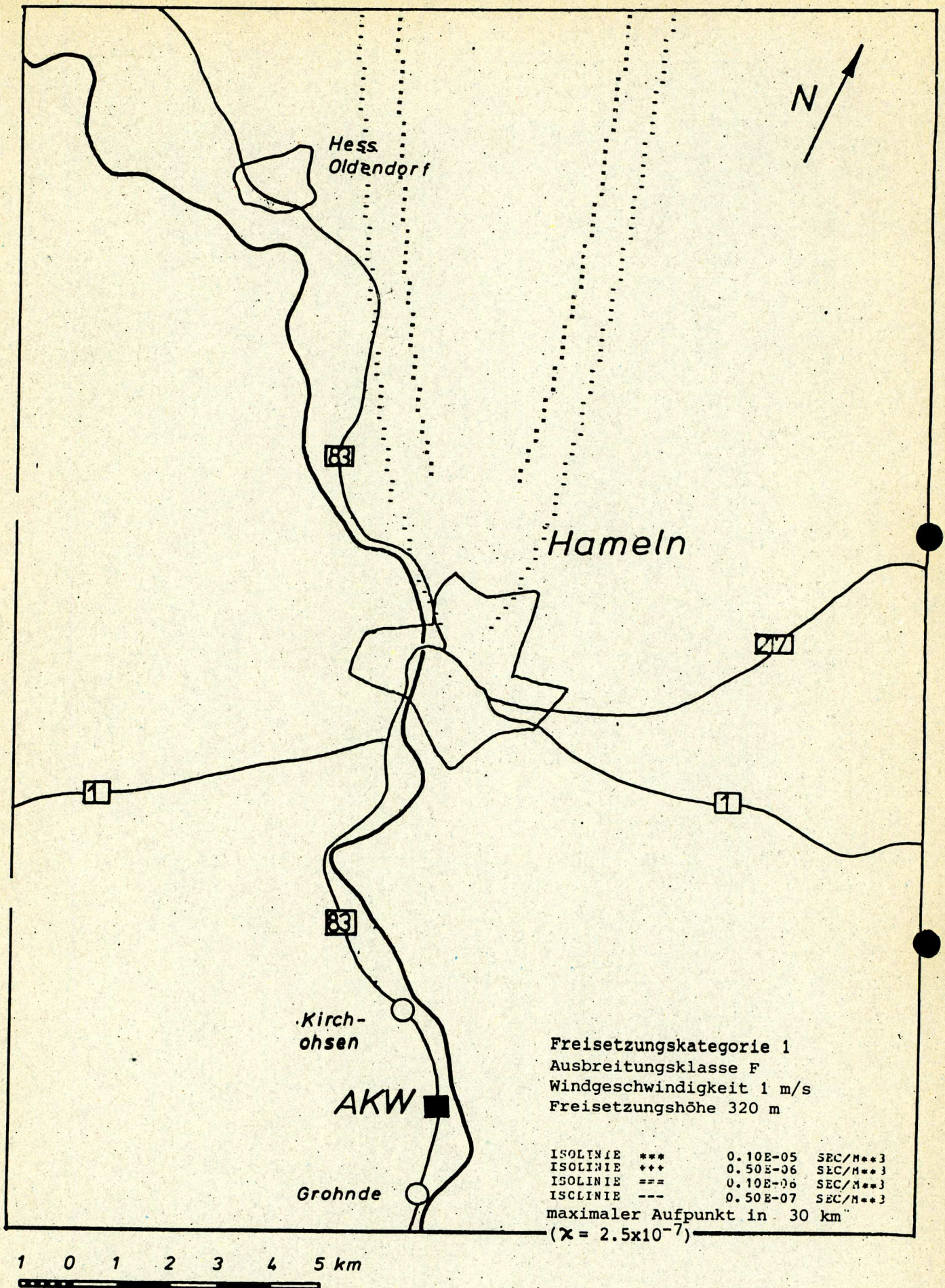
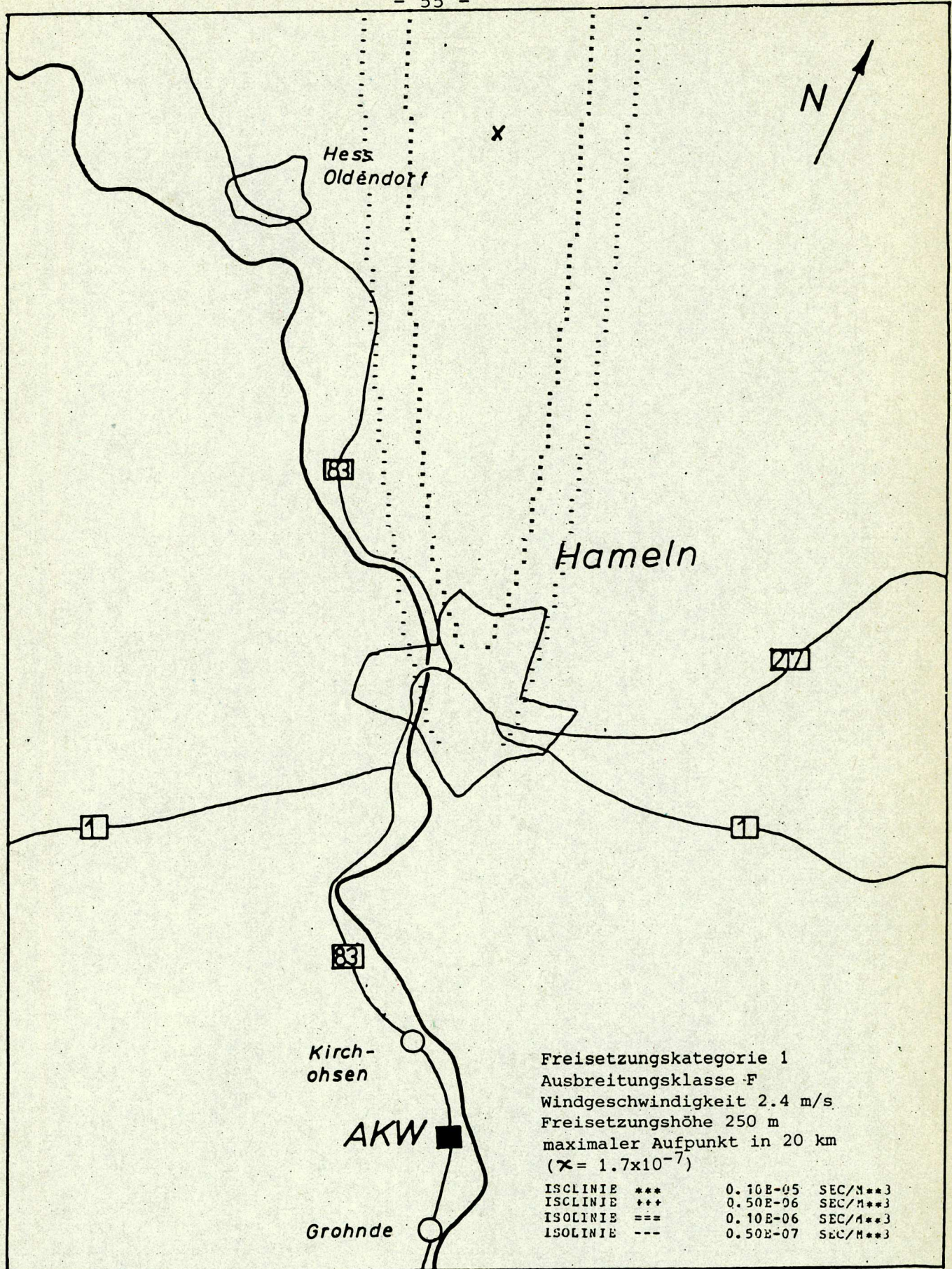


Abbildung 12





1 0 1 2 3 4 5 km

Maßstab 1:100 000

Abbildung 13



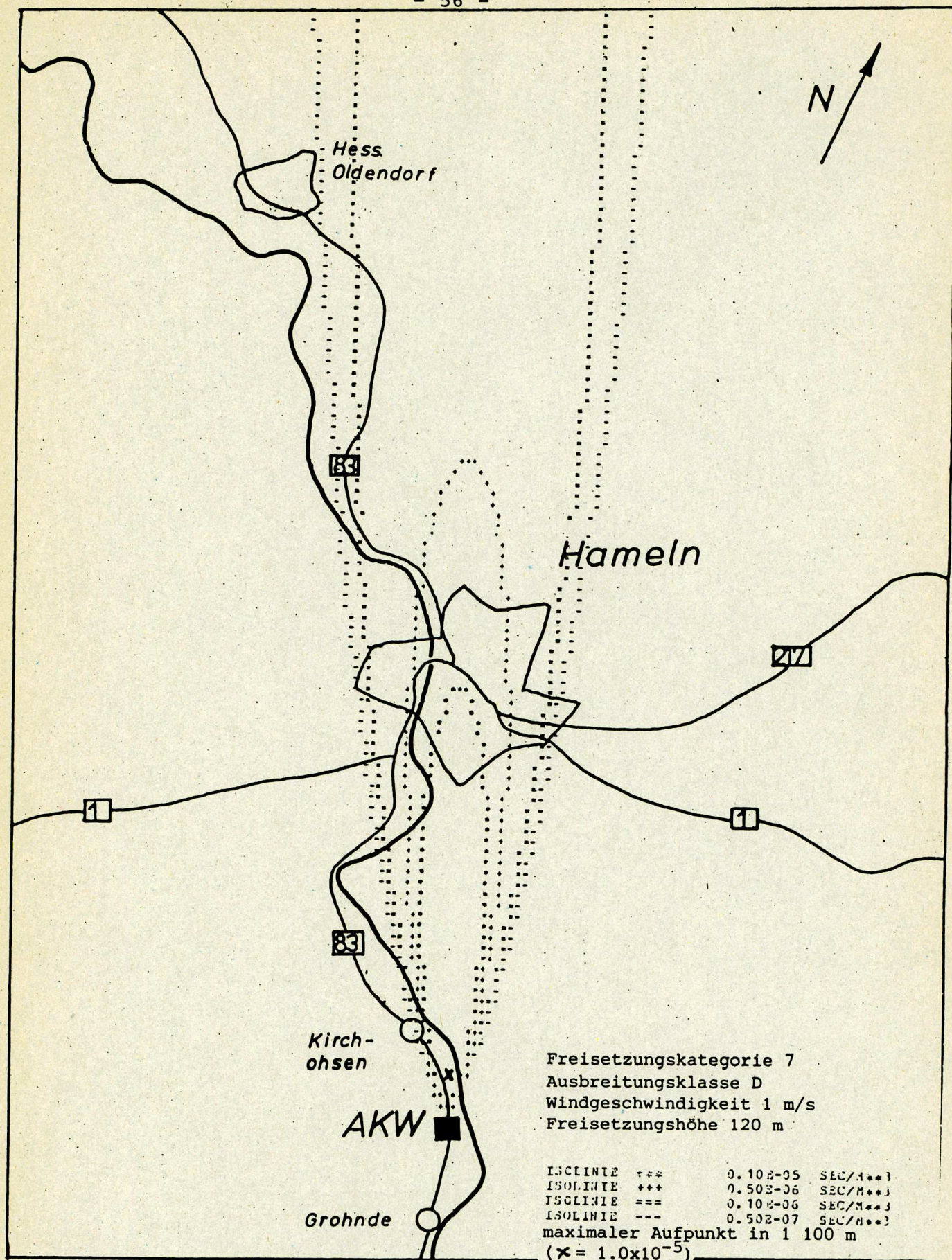


Abbildung 14



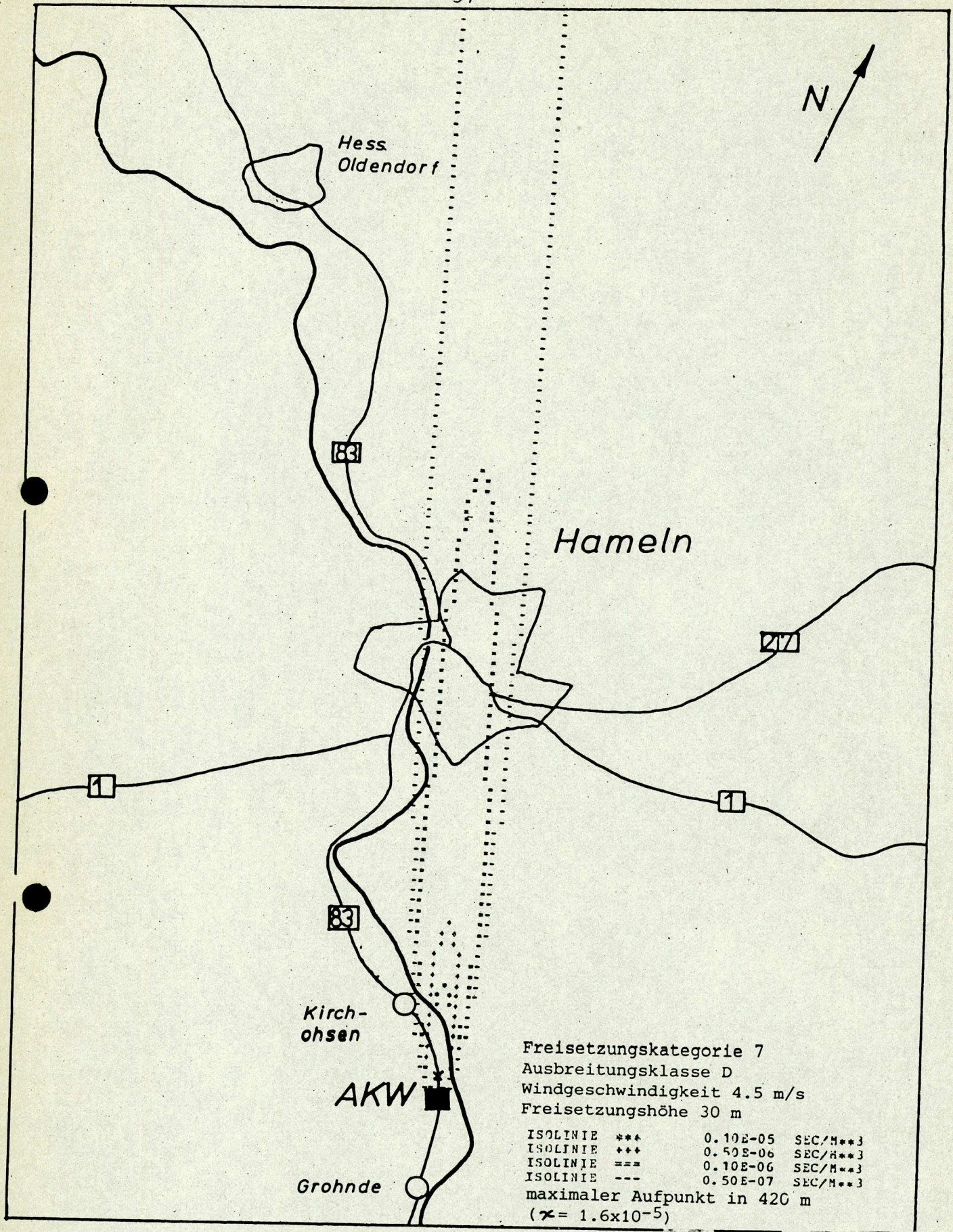


Abbildung 15



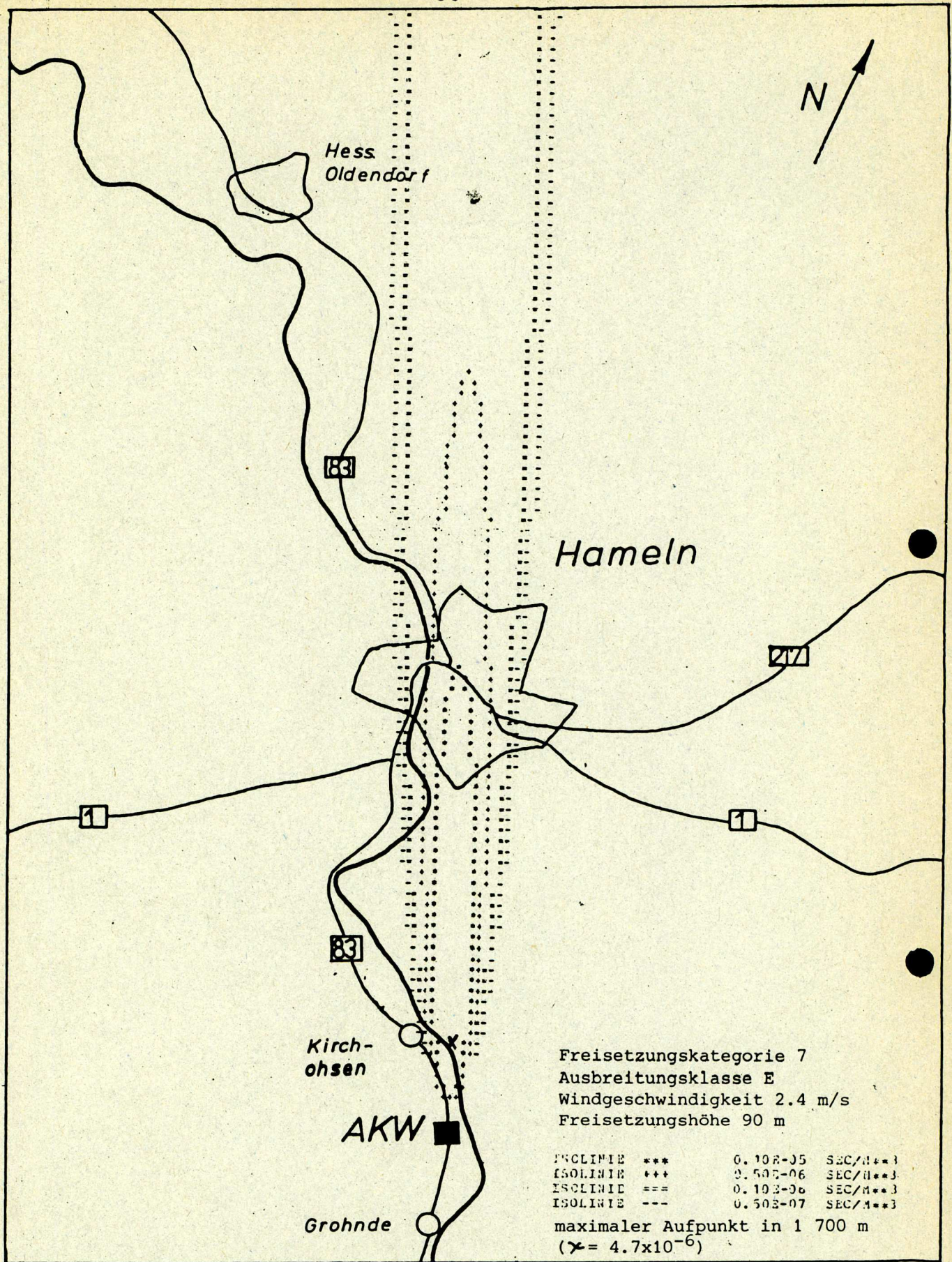


Abbildung 16



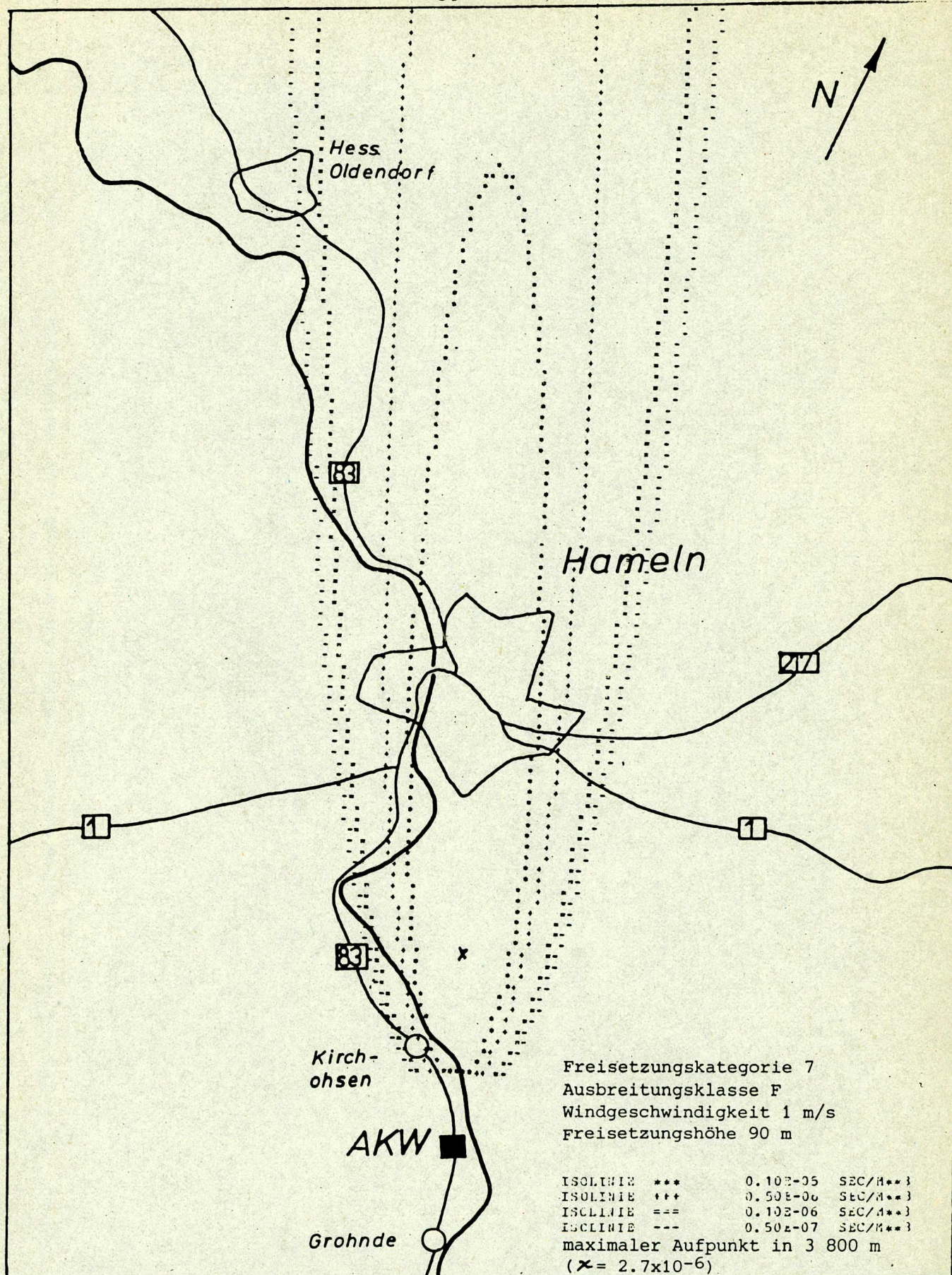


Abbildung 17



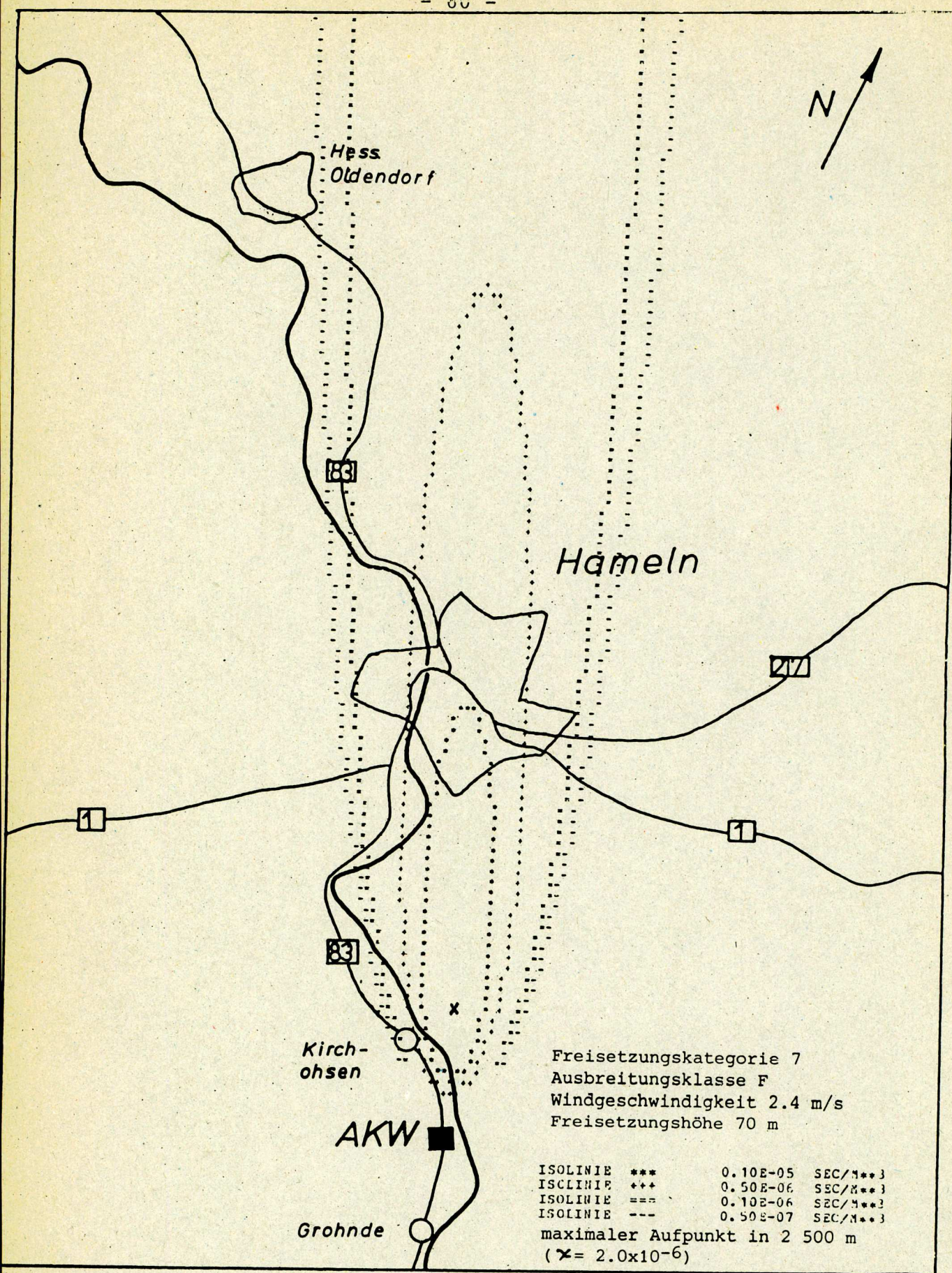


Abbildung 18



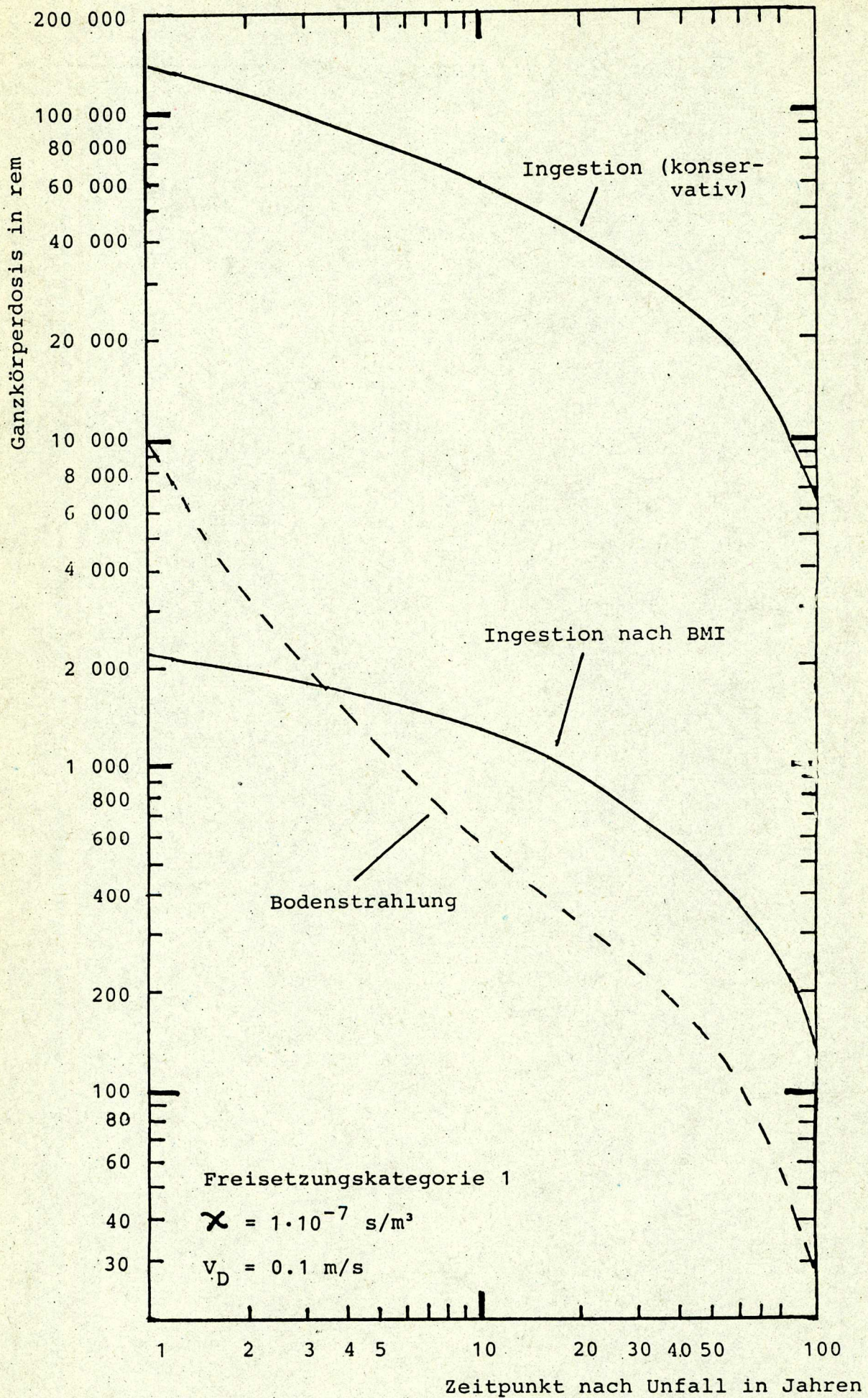


Abbildung 19: langfristige Strahlenbelastungen pro Jahr



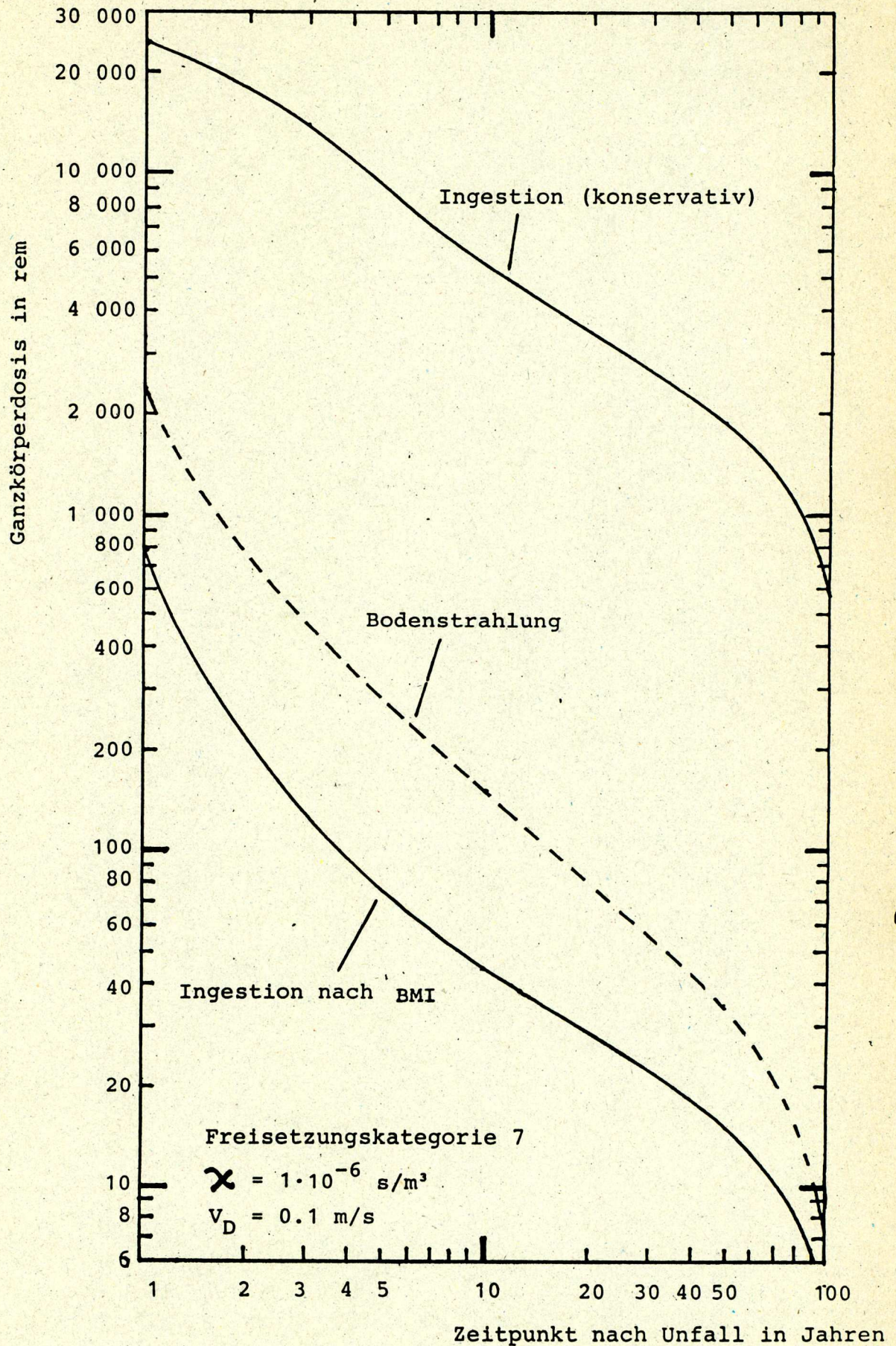


Abbildung 20: langfristige Strahlenbelastungen pro Jahr



#### 4.3. Landwirtschaftliche Nutzung des Stadtgebietes

Die Gesamtfläche des Stadtgebietes von Hameln beträgt ca. 102,3 km<sup>2</sup>.

In Tabelle 16 sind nach Angaben des Katasteramtes Hameln die in den einzelnen Gemarkungen landwirtschaftlich oder gartenbaulich genutzten Flächen aufgelistet. Insgesamt macht dies 41 % des Stadtgebietes aus.

#### 4.4 Dekontaminationsmaßnahmen

Als mögliche Maßnahmen zur Dekontamination verseuchten Geländes können in Betracht kommen:

- Abtragen der oberen Bodenschicht
  - Tiefpflügen
  - Auftragen von Präparaten zur Bindung der Aktivität im Boden (z.B. Tonmineralien)
- oder kombinierte Methoden.

Wollte man nur die oberen 10 cm der landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Fläche Hamelns abtragen, ergäbe dies ein Volumen von etwa 4.2 Millionen m<sup>3</sup>, das entspricht einem Quader von 100 m x 100 m x 420 m.

In übliche 200 l-Fässer für leichtaktiven Abfall verpackt, ergäbe dies 21 Mill. Fässer. Es ist augenscheinlich, daß derartige Maßnahmen bei großflächigen Verseuchungen unrealistisch sind, vor allem wenn man bedenkt, daß nicht nur das Stadtgebiet Hamelns betroffen sein würde.

Eine Verringerung der Aktivität ist durch Tiefpflügen zu erwarten. Eine Verteilung der Aktivität auf 60 cm Bodentiefe anstelle der in der Rechnung verwendeten 15 cm würde eine Reduktion um den Faktor 4 ergeben. Nimmt man an, daß die auf der Erdoberfläche abgelagerte Aktivität nicht homogen verteilt wird, sondern hauptsächlich in tiefere Zonen verlagert werden kann, würde sich theoretisch eine Reduktion ergeben. Verlässliche Angaben zu dieser Methode sind allerdings nicht verfügbar. Zudem müssen dann tiefwurzelnende Pflanzen wie Rüben in Betracht gezogen werden.



Tabelle 16

Landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzte Flächen  
in der Stadt Hameln<sup>a)</sup>

Gemarkung	Fläche in ha
Afferde	276
Groß-Hillingsfeld	528
Holtensen	236
Halvestorf	265
Hameln	758
Hastenbeck	399
Haverbeck	454
Klein Berkel	264
Klein Hillingsfeld	260
Rohrsen	243
Tündern	656
Wehrbergen	136
Welliehausen	260
Summe	4 185

a) nach KATASTERAMT HAMELN, 1978



Trotz Umpflügens bleibt das Problem der Bodenstrahlung weiterhin bestehen. Auch über die Aufwirbelung verseuchter Bodenpartikel durch das Umpflügen können zu jetzigen Zeitpunkt keine Aussagen gemacht werden.

Eine Verminderung der Aktivität in den Pflanzen ist theoretisch durch Auftragen von Präparaten möglich, welche die Löslichkeit der radioaktiven Stoffe beeinflussen.

Einbringung von Tonmineralien zur Bindung der Cs-Isotope oder kräftige Kaliumdüngung (FREDRIKSSON & ERIKSSON, 1958) können die Cs-Konzentration in Pflanzen verringern. Allerdings muß die Wirksamkeit dieser und ähnlicher Methoden vor allem hinsichtlich des langfristigen Effekts als unsicher und wahrscheinlich nicht ausreichend bezeichnet werden. Die sicherste Methode, die Strahlenbelastung der Bevölkerung nach einem Unfall zu reduzieren, wird der Verzicht auf die Nutzung des verseuchten Gebietes sein.

#### 4.5. Verminderung der Bodenaktivität durch Auswaschung in tiefere Bodenschichten

Radionuklide können im Laufe der Zeit mit dem Regenwasser in tiefere Bodenschichten und somit aus der pflanzenverfügbaren Schicht verlagert werden. Dadurch kann sich auch die Kontamination landwirtschaftlicher Produkte (sowie die Bodenstrahlung) verringern.

Neben der Aktivitätsverminderung durch radioaktiven Zerfall muß deshalb bei langfristigen Abschätzungen auch die Auswaschung in tiefere Bodenschichten in Betracht gezogen werden. Der Vorgang der Auswaschung hängt in komplexer Form von einer Vielzahl von standort- und nuklidspezifischen Parametern ab, wie z.B.

- von der jährlichen Regenmenge
- von der Löslichkeit der Radionuklide
- von der Adsorptionskapazität des Bodens usw.

Detaillierte Daten, die eine verlässliche Prognose ermöglichen, fehlen weitgehend.



Aufgrund eines vereinfachten Modells versuchten HOFFMAN et al. (1979) die Auswaschkonstante  $\lambda_{sl}$  ( $1/a$ ) für verschiedene Nuklide zu bestimmen.  $\lambda_{sl}$  gibt den Anteil der jährlich aus der Bodenschicht 0-15 cm ausgewaschenen Aktivität an.

In Abbildung 21 ist der Einfluß der Auswaschung zusätzlich zum physikalischen Zerfall erkennbar. Dabei wurden die Medianwerte von HOFFMAN et al. (1979) verwendet, die für mittlere Bodenverhältnisse und Regenmengen gelten.

In Tabelle 17 ist der Einfluß des Auswaschungsvorganges allein dargestellt. Es ergibt sich, daß nach 100 Jahren im Mittel noch 92 % des Plutonium, 80 % des Cäsium und 39 % des Strontium in der oberen Bodenschicht verblieben sind. Angesichts der sonstigen Unsicherheiten der Abschätzung (z.B. Transferfaktoren und Dosisfaktoren) ist der Einfluß des Auswaschungsvorganges auf die Strahlenbelastung von geringer Bedeutung.

Detaillierte Untersuchungen der Standortverhältnisse können jedoch Abweichungen in die eine oder andere Richtung ergeben.

Tabelle 17

Verminderung der Bodenaktivität durch Auswaschung:  
In der Bodenschicht 0-15 cm verbliebene Aktivität (in %) zu verschiedenen Zeitpunkten (ohne physikalischen Zerfall).

Nuklid	$\lambda_{sl} [a^{-1}]$	10 a	50 a	100 a	200 a	500 a
$^{239}\text{Pu} \ 4+$	$7.8 \times 10^{-4}$	99	96	92	86	66
$^{137}\text{Cs} \ +$	$2.1 \times 10^{-3}$	98	90	80	66	35
$^{90}\text{Sr} \ 2+$	$9.6 \times 10^{-3}$	90	62	39	15	0.84



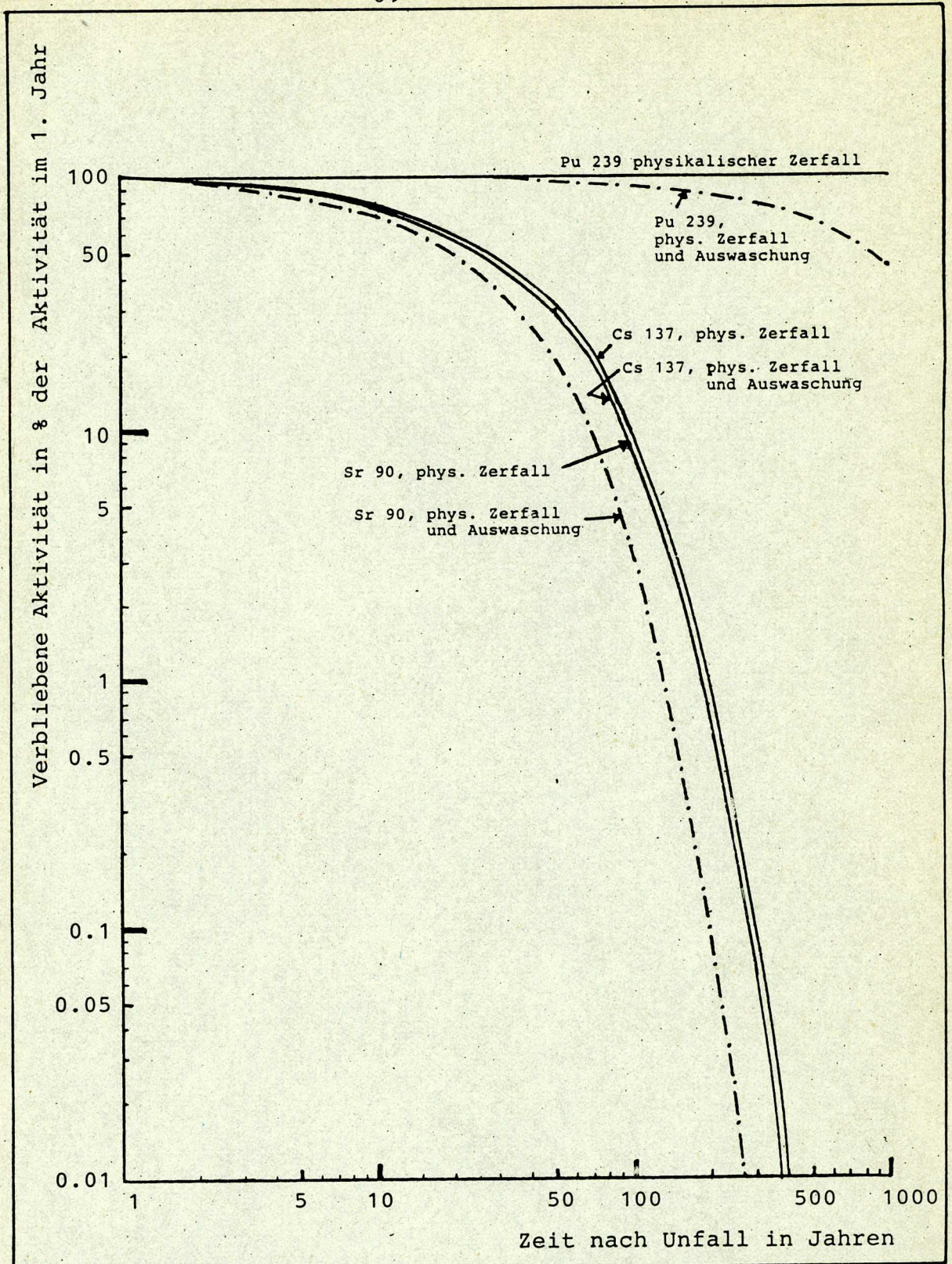


Abbildung 21

Aktivitätsverlust in der Bodenschicht 0 - 15 cm durch physikalischen Zerfall und Auswaschung in % der im ersten Jahr vorhandenen Aktivität  
(Auswaschung mit Mittelwerten nach HOFFMAN et al., 1979)



## ANHANG

### Normalbetrieb und Unfälle

AKW's geben auch im Normalbetrieb geringe Mengen radioaktiver Substanzen über Abluft und Kühlwasser an die Umgebung ab. Die Freisetzungsmenge wird über ein System von Filter und Rückhaltevorrichtungen begrenzt. Bei Unfällen können diese Vorrichtungen durch Überlastung oder Störung versagen, wodurch ein Teil des Reaktorinventars freigesetzt wird. Im Atomrechtlichen Genehmigungsverfahren werden solche Ereignisse mit Verweis auf ihre geringe Eintrittswahrscheinlichkeit nicht berücksichtigt. - sie tragen zum sog. "Restrisiko der Kernenergienutzung" bei. Die einzigen im Genehmigungsverfahren betrachteten Unfallereignisse sind die sog. "Auslegungsstörfälle". Unter diesen ist auch der sog. GAU (Größter Anzunehmender Unfall). Gegen Störfälle muß die Anlage derart ausgelegt sein, daß die dafür genehmigten Grenzwerte der Strahlenbelastung nicht überschritten werden. Nach § 28 der STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG (1976) betragen die Störfallgrenzwerte 5 000 mrem Ganzkörper- bzw. 15 000 mrem Schilddrüsendosis, wohingegen die Grenzwerte für den Normalbetrieb um den Faktor 167 kleiner sind, nämlich 30 mrem/a Ganzkörper- und 90 mrem/a Schilddrüsendosis.

Ereignisabläufe, die zu höheren Belastungen führen, gelten definitionsgemäß als Unfälle, gegen die keine weiteren technischen Sicherheitsvorkehrungen verlangt werden. In diesem Bericht verwandten wir durchgängig den Begriff "Unfall".

Seit einigen Jahren gibt es Ansätze, die Auswirkungen von Unfällen in AKW's quantitativ zu erfassen. Ausgehend von Wahrscheinlichkeitsaussagen über das Versagen von Systemkomponenten und die Verknüpfung solcher Ereignisse zu Unfallabläufen, versucht man die daraus resultierenden Folgen zu berechnen. Die bekanntesten Untersuchungen dieser Art sind der Rasmussen-Report (WASH-1400, 1975) und die kürzlich erschienene "Deutsche Risikostudie (DRS)" (GRS, 1979 ). Darin werden Eintrittswahrscheinlichkeiten und Auswirkungen mittlerer und schwerer Unfälle in Atomkraftwerken ermittelt.



Im Folgenden wollen wir zwei Argumente nennen, warum wir es ablehnen, schwere Unfälle als Restrisiko zu werten.

Wir haben die Angaben der "Deutschen Risikostudie" (DRS) aus Tabelle 1 verwendet, um die mittleren Freisetzungen durch kleine und große Unfälle mit den beantragten Freisetzungen des AKW Grohnde im Normalbetrieb zu vergleichen. Weiterhin sind erwartete Abgabewerte sowie mittlere Emissionen durch den "Auslegungsstörfall Kühlmittelverlust" und alle übrigen in der DRS betrachteten Unfälle aufgeführt. Gerade mit den Ergebnissen der DRS kann man zeigen, daß die Freisetzungen durch Unfälle im Mittel um ein Vielfaches über den Abgaben des Normalbetriebs liegen. Hierbei ist selbst die geringe Eintrittswahrscheinlichkeit der Unfälle berücksichtigt (vergleiche Tabelle 18).

Im Falle der besonders radiotoxischen Nuklide Sr 90 und Cs 137 liegen die Unfallemissionen im Mittel um das 90fache bzw. 80fache über den beantragten Abgabewerten. Im Falle des Isotops I 131 liegen die Unfallemissionen um das 960fache über den Antragswerten. Eine Ausnahme bildet das Edelgas Xe 133, das im Normalbetrieb kaum zurückgehalten wird. Die Diskrepanz vergrößert sich noch, wenn man die Unfallemissionen mit den erwarteten Abgaben vergleicht.

Die mittleren Emissionswerte entsprechend Freisetzungskategorie 8 nach DRS ("Kühlmittelverluststörfall") betragen dagegen nur einen Bruchteil (z.B. bei Cs 137 nur 0.0007 %) der Emission durch alle Unfälle zusammen.

Man muß deshalb den Schluß ziehen, daß Unfälle im Vergleich zum Normalbetrieb sowie den Auslegungsstörfällen eine um ein Vielfaches höhere Gefahr für die Umgebung verursachen. Der Verzicht auf detaillierte Untersuchungen über große Unfälle und ihre Auswirkungen bzw. Gegenmaßnahmen im Rahmen des behördlichen Genehmigungsverfahrens bedeutet, daß der größte Gefahrenbeitrag ausgeklammert wird.



Tabelle 18

Vergleich der beantragten bzw. erwarteten Emission an Radionukliden im Normalbetrieb pro Jahr mit den nach der "Deutschen Risikostudie, 1979" im Mittel pro Jahr zu erwartenden Emissionen durch Unfälle

Nuklid	Emission in Ci/a			
	beantragte Abgabe a)	erwartete Abgabe b)	"mittlere Emission" Freisetzungskategorie 8 c)	"Mittlere Emission" Freisetzungskategorie 1-7 d)
Sr 90	0.01	0.0001	$2.4 \times 10^{-9}$	0.9
I 131	0.26	0.05	0.00029	250
Xe 133	25 600	2 500	83	18 000
Cs 137	0.25	0.003	0.00014	20
Pu 239	0.0001	0.00001 <sup>e)</sup>	0	0.00002

a) nach TÜV, 1977 (auf Aerosolabgabe von 1 Ci/a bezogen)

b) nach BONKA, 1979

c) nach GRS, 1979 für "beherrschten Kühlmittelverluststörfall"

d) nach GRS, 1979 für alle übrigen, größeren Unfälle incl. Kernschmelzen

e) für  $\alpha$  - Aktiniden



Unser zweiter Kritikpunkt bezieht sich auf den Risikobegriff allgemein, der zur Grundlage der Reaktorphilosophie geworden ist. Mit der Formel

$$\text{Risiko} = \text{Eintrittswahrscheinlichkeit} \times \text{Folgen}$$

lassen sich bei genügend klein angenommener Wahrscheinlichkeit sehr große Folgen (hohe, u.U. sofort tödlich wirkende Dosis) beliebig auf ein kleines Risiko herunterrechnen. Von dieser Möglichkeit machen der WASH-1400 und die DRS starken Gebrauch. Eine solche mathematische Formulierung verhindert die entscheidende Frage, die eigentlich zu beantworten wäre:

Ist das Risiko eigentlich groß, weil die möglichen Folgen so groß sind, oder ist das Risiko klein, weil die Eintrittswahrscheinlichkeit klein sein soll?

Dieses Verfahren ist von vielen Seiten kritisiert worden (z.B. UNION OF CONCERNED SCIENTISTS, 1977). Einige Darstellungen sind inzwischen selbst von den Auftraggebern des WASH-1400 zurückgezogen worden. Während Befürworter der Atomenergie die geringe Wahrscheinlichkeit von schweren Unfällen beteuern, werden Gegner auf die sehr schweren Folgen eines Unfalles hinweisen.

In dieser Studie haben wir die bei einem Unfall zu erwartenden Strahlenbelastungen nicht mit Wahrscheinlichkeiten gewichtet.





1 0 1 2 3 4 5 km

(Ausschnitt aus "Weserberglandkarte",  
Verlag Wiegand & Frank, Detmold)

Maßstab 1:100 000

Abbildung 22: Übersichtskarte mit den Stadtgrenzen Hamelns



## LITERATUR

- Bachner, D., Holm, D., Meltzer, A., Morlock, G., Neußer, P., Urban, H.; Untersuchungen zum Vergleich größtmöglicher Störfallfolgen in einer Wiederaufarbeitungsanlage und in einem Kernkraftwerk; Institut für Reaktorsicherheit, Arbeitsbericht Nr. 290, 1976
- Beyea, J. A Study of some of the consequences of hypothetical reactor accidents at Barsebäck; Energikommisionen, Industridepartementet Gotab, Stockholm 1978
- Bonka, H., Gründler, D., Horn, H.-G.; Problems occurring while carrying-out cost-benefit analysis for  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ , iodine and aerosols in nuclear facilities; IAEA - SR-36, 14.3.1979
- Briggs, G.A.; Plume Rise, U.S. Atomic Energy Commission; Critical Review Series, 1969
- BMI - Bundesminister des Innern; Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder im Oberflächenwasser; Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 21, 15.08.1979
- Dijk, G. van, Smit, W.A.; Kleine kansen - grote gevolgen; of gevolgen van een ongeluk met een kerncentrale; Boerderikcahier 7601, Enschede, 1977
- DWD - Deutscher Wetterdienst, Wetteramt Essen; Amtliches Gutachten über das Klima und die meteorologischen Auswirkungen der Kühltürme am Standort des Kernkraftwerkes Grohnde, 1976
- Fortak, H. Meteorologie; Deutsche Buchgemeinschaft, Berlin, 1971
- Franke, B., Krüger, E., Steinhilber-Schwab, B., Teufel, D.; Strahlenbelastung der Bevölkerung durch radioaktive Emissionen aus kerntechnischen Anlagen; Symposium "Probleme der Energieversorgung", Ruhr-Universität Bochum, 26.-28.10.1978
- Fredriksson, L. & Eriksson, B.; Studies on soil-plant-animal interrelationships with respect to fission products; Part A. Plant uptake of  $\text{Sr } 90$  and  $\text{Cs } 137$  from soils; Geneva Conference Paper P/177, 1978
- Geiß, H., Vogt, K.J., Ehrlich, H.G., Polsto, G.; Neuere Ergebnisse von Ausbreitungsexperimenten mit 50 und 100 m Emissionshöhe; 12. Jahrestagung Fachverband Strahlenschutz, Norderney, 1978



- GRS - Gesellschaft für Reaktorsicherheit mbH; Die Deutsche Risikostudie (Kurzfassung), Köln 1979
- Hoffman, F.O., Baes III, C.F.; A statistical analysis of selected parameters for predicting food chain transport and internal dose of radionuclides; Oak Ridge National Laboratory, ORNL/NUREG-TM-282, 1979
- Lindackers, K. et al.; Kernenergie - Nutzen und Risiko; dva Stuttgart, 1970
- Rasmussen, N.; Wahrscheinlichkeit und Folgen schwerer Reaktorunfälle; Atomwirtschaft, Atomtechnik, Nr. 7 der Reihe atw-Broschüren "Kernenergie und Umwelt"; Handelsblatt GmbH, Düsseldorf, 1976
- Russo, A.J. Reactor accident plume rise calculations; SAND76-0340, 1976
- Schmitz-Feuerhake, I., Bätjer, K., Muschol, E.; Abschätzungen zum somatischen Strahlenrisiko und die Empfehlungen der ICRP-Publikation Nr. 26, 1977; Jahrestagung der Ges. f. Biophysik, Ulm 01.-04.1978
- STADT Hameln, Schreiben vom 04.12.1979 mit Anlagen
- Strahlenschutzverordnung der BRD vom 20.10.1976
- Tutorium Umweltschutz an der Universität Heidelberg (Bruland, W., Erhard, T., et al.); Radioökologisches Gutachten zum Kernkraftwerk Wyhl; Tutorium an der Universität Heidelberg, 2. Aufl., 1978
- TÜV Hannover, Sicherheitsgutachten Kernkraftwerk Hannover, SOG 1: Strahlenexposition durch die Emission radioaktiver Stoffe an besonderen Aufpunkten; Hannover, 1977
- Union of Concerned Scientists; The risks of nuclear power reactors; A review of the NRC Reactor Safety Study WASH-1400 (NUREG-75/014); Cambridge, Mass., 1977
- Vogt, K.J., et al.; Untersuchungen zur Ausbreitung von Abluftfahnen in der Atmosphäre; Jül-998-ST, 1973
- WASH-1400 Reactor Safety Study, An Assessment of Accident risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants (NUREG 75/014); USAEC, 1975; Appendix VI, Calculation of Reactor Accident Consequences; Executive Summary, USNRC, 1979