

Das Elbmarsch-Leukämiecluster: Betrachtungen zum Dosiswirkungszusammenhang anhand der beobachteten Kontaminationen bei Geesthacht

Zusammenfassung

Ein Radioaktivitätsunfall im Gebiet der kerntechnischen Anlagen von Geesthacht am 12. September 1986 kann als erwiesen angesehen werden. Es lässt sich ableiten, dass nicht nur Spalt- und Aktivierungsprodukte sondern auch Kernbrennstoffe und Brutprodukte freigesetzt wurden, die sich heute in der Umgebung noch nachweisen lassen. Für 12 Stunden betrug die Radioaktivitätskonzentration in der Luft mehr als das 400-fache der Tschernobylkontamination in Norddeutschland. Die Strahlenbelastung der Bevölkerung muss im wesentlichen durch Inhalation der radioaktiven Stoffe erzeugt worden sein, wobei auch Expositionen in der Folgezeit auftraten.

Die freigesetzten radioaktiven Stoffe entstammen einem Hybridsystem, d.h. einem kerntechnischen Experiment, bei dem die Prozesse der Kernspaltung und der Fusion gleichzeitig angewendet werden sollten. Die genaue Zusammensetzung und experimentelle Anordnung sind nicht publiziert worden. Aus den Ergebnissen verschiedener nuklidspezifischer Messkampagnen in der Umgebung wird das Inhalationsgemisch rekonstruiert.

Wir gehen von den Dachstaubmessungen aus, bei denen sich Transurane und das Spaltprodukt Strontium 90 gezeigt hatten. Bodenmessungen, die erst in den Jahren 2001 bis 2004 umfanglich durchgeführt wurden, zeigten demgegenüber große Anteile von Thorium und Uran in etwa der Zusammensetzung, wie sie als Brennstoffe in Hochtemperaturreaktoren erwartet werden können (Massen 5:1). Die aufgefundenen Thoriumisotope ergeben die größten Beiträge zur Strahlenbelastung der Bevölkerung.

Als Belastungspfade für die Leukämieinduktion kommen die somatische Exposition kleiner Kinder, die Exposition im Mutterleib und die genetische Induktion über präkonzeptionell exponierte Eltern infrage.

Die Knochenmarksdosis für Kleinkinder ergibt sich zu 97 mSv, die leukämierelevanten Gonadendosen bei Erwachsenen zu jeweils 10 mSv, die Embryonaldosis erscheint vernachlässigbar. Das im Raum Geesthacht beobachtete Leukämieauftreten bei Kindern kann mit diesen Expositionen widerspruchsfrei erklärt werden. Die heute noch bestehenden Risikofaktoren müssen untersucht und beseitigt werden, damit die amtliche Einstufung der Region als „Endemiegebiet“ entfallen kann.

Einleitung

Am 12.9.86 kam es zu einer Radioaktivitätsfreisetzung im Raum Geesthacht, die durch das Kernkraftwerk Krümmel (KKK) zeitlich registriert wurde (1, 2). Wir gehen davon aus, dass die Strahlenbelastung der Bevölkerung hauptsächlich durch die Inhalation der radioaktiven Stoffe erzeugt wurde. Um die Dosis abzuschätzen, müssten neben der Zeitdauer und räumlichen Ausdehnung der radioaktiven Wolke die Nuklidzusammensetzung und die Partikelgröße bekannt sein.

Bezüglich der Zeitdauer ist verwendbar, dass im Kernkraftwerk zwischen 7.30 und 11.30 Uhr ein Anstieg der kurzlebigen gammastrahlenden radioaktiven Aerosole registriert wurde. Es ist plausibel, dass dieser durch eine Außenkontamination zustande kam, die über die Zuluftanlage des Werks nach innen befördert worden war (1, 2). Die Belüftungsanlage befindet sich in 44 m Höhe im Reaktorgebäude, 1,3 km nordwestlich der GKSS. Auf dem Gelände des Kernkraftwerks trat in dem Zeitraum eine Kontamination in Bodennähe auf, deren Aktivität von der Aufsichtsbehörde mit ca. 500 Bq/m^3 angegeben wurde (s. unten).

Wir vermuten, dass der Ausgangsort des Unfalls ein Gelände zwischen dem Kernkraftwerkareal und der GKSS war, wo wir und Dr. Dieckmann noch im Jahr 2004 verkohlte Baumstümpfe als Relikte eines Brandes vorfanden, die aus dem Jahre 1986 stammen könnten. Dieses Areal war auch der Fundort mit der höchsten Dichte an nuklearen Mikrosphären (Ref. 1, S. 33).

Wir haben ausgeführt, dass das Routineüberwachungsprogramm für die beiden kerntechnischen Anlagen keine Aussagen über die Ausdehnung einer Unfallkontamination gestattet (1, 2). Registriert wurde die Wolke in der Nahumgebung an den 3 folgenden Punkten: (a) um 9.00 Uhr am 12.9. in Obermarschacht, 3 km westlich der GKSS, anhand einer Messung der Bodenoberflächenaktivität (Betastrahlung), (b) im Sediment der Elbe an der Einleitstelle der GKSS bei Flusskilometer 578,6, gelegen 0,8 km südöstlich der GKSS, (c) im Wasserwerk Geesthacht in der Krümmelstraße in unmittelbarer Nähe des Kernkraftwerks, 1,7 km nordwestlich der GKSS. Ferner wissen wir, dass die Wolke am Vormittag die Stadt Geesthacht erreichte, wo sich eine junge Frau, die zu der Zeit eigentlich in Hamburg-Wandsbek wohnte, in der Gerstentwiete aufhielt. Diese Straße liegt etwa 5 km nordwestlich der GKSS. Diese Frau wies in der Messung 1993 des Bremer Labors eine der höchsten Raten an dizentrischen Chromosomen auf ($5 \cdot 10^{-3}$).

Weitere Hinweise über die Ausdehnung der Kontamination geben die Messungen entlang des nördlichen und südlichen Elbufers durch ARGE PhAM, die vom westlichen Ortsteil Rönne (6,5 km westlich GKSS) bis zum Ortsteil Avendorf (3 km südöstlich GKSS) der Samtgemeinde Elbmarsch Befunde von Kernbrennstoff-Mikrospären ergaben (s. Ref. 1, S. 33).

Die Nuklidzusammensetzung muss aus verschiedenen Meßserien ermittelt werden, da sich erst im Laufe der letzten Jahre ergab, welche Nuklide die hauptsächlich Beiträge der Kontamination lieferten. Ein besonderes Problem stellt in diesem Fall die unterschiedliche Partikelgröße dar, sowohl für den Meßwertevergleich als auch für die Anwendung der Inhalationsdosisfaktoren, da die Aufenthaltsdauer und Löslichkeit der Partikel in der Lunge stark von der Größe abhängen.

Die im folgenden vorgenommene Abschätzung kann daher nur unter dem Vorbehalt großer Unsicherheiten verwendet werden.

Für die Induktion kindlicher Leukämie kommen 4 Belastungspfade in Frage:

- 1) die somatische Wirkung der Radioaktivität, die durch das Kind selbst aufgenommen wird
- 2) die Wirkung bei Bestrahlung im Mutterleib
- 3) die genetische Induktion über die Strahlenbelastung des Vaters
- 4) die genetische Induktion über die Strahlenbelastung der Mutter

Daher sind außer der Dosis für das kindliche Knochenmark die Embryonaldosis und die Dosis der Gonaden von Männern und Frauen im Reproduktionsalter in der Bevölkerung zu ermitteln.

Tab.1 Fälle von Leukämie und aplastischer Anämie bei Kindern, die seit 1980 im Umkreis von 5 km um das Kernkraftwerk Krümmel registriert worden sind

Nr	Geburtsdatum	Geschl	Art der Erkrankung	Datum der Diagnose	Alter bei Diagnose Jahre	Alter am 12.9.86 Jahre	Geboren nach 12.9.86	in utero am 12.9.86	Wohnort
				1980					Drage ¹
	1982 ?			1984					Geesthacht
1	9/1982	F	AA	12/1989	7	4		-	Tespe
2	8/1986	F	ALL	2/1990	3,5	0,1		-	Avendorf
3	2/1981	M	ALL	3/1990	9	5,5		-	Tespe
4	3/1981	M	AML	4/1990	9	5,5		-	Marschacht
5	3/1989	F	ALL	1/1991	1,8	-2,5	+		Tespe
6	9/1988	M	ALL	5/1991	2,7	-2	+		Geesthacht ²
7	1993	M	ALL	9/1994	1	-7	+		Geesthacht
8	1984	M	ALL	7/1995	10	2		-	Tespe
9	1991	M	ALL	8/1995	4	-5	+		Geesthacht
10	1993	M	ALL	6/1996	3	-7	+		Geesthacht
11	1998	F	ALL	8/2001	3	-12	+		Marschacht
12	1991	M	ALL	10/2002	1	-5	+		Geesthacht
13	1999	M	ALL	3/2003	3	-13	+		Geesthacht
14	2001	M	ALL	6/2003	2	-15	+		Drage ¹

AA Aplastische Anämie, ALL Akute lymphatische Leukämie, AML Akute myeloische Leukämie, F weiblich, M männlich

¹) Drage gehört zur Samtgemeinde Elbmarsch, liegt aber geringfügig außerhalb des 5 km-Radius um KKK

²) zugezogen aus Avendorf

Tabelle 1 zeigt die uns bekannten Leukämiefälle bis zum Jahr 2003. Bezogen auf das Unfalldatum 12.9.86 war keins der Kinder in utero zu dem Zeitpunkt. Fünf Kinder (Nr. 1-4, 8) waren bereits geboren und waren zwischen 1 Monat und 5,5 Jahre alt. Für die somatische Exposition wird daher für diese Gruppe ein Expositionsalter von 1 Jahr (Tabellen 5, 6) angenommen.

Abschätzung der Nuklidzusammensetzung und -konzentration der radioaktiven Wolke

In der Tabelle 2 sind verschiedene Ableitungen und Angaben zu Nuklidkonzentrationen in der Luft aufgeführt, die sich anhand von Umgebungsmessungen zu der Kontamination am 12.6.86 gewinnen lassen. Der Vergleich mit üblichen Backgroundkonzentrationen und Messungen nach Tschernobyl zeigt, dass es sich um eine relativ enorme Luftkontamination gehandelt hat.

Tab.2 Rekonstruktion von Radioaktivitätskonzentrationen in der Luft am Unfalltag 12.9.86 im Vergleich zu normalem Background und Tschernobylaktivität

Ort	Nuklide	Konzentration Bq/m ³	Bemerkungen	Referenz
Obermarschacht	Beta-Aerosole	300	abgeleitet aus gemessener Oberflächenaktivität	(1, 2)
Wasserwerk Geesthacht	Cs 137	277	abgeleitet aus Wasseraufbereitung	(1, 2)
Maschinenhausdach Krümmel	Beta-Aerosole	9000	abgeleitet von Festkörperdosimetermessung	(1, 2)
Gelände Kernkraftwerk Krümmel	Gamma-Aerosole	500	Angabe Aufsichtsbehörde v. 19.2.93	(3)
Braunschweig GKSS	Cs 137	0,03 0,006	Mai 1986 (Tschernobyl)	(4) (5)
GKSS	Beta-Aerosole	0,66	Mai 1986 (Tschernobyl)	(5)
Deutschland	Beta-Aerosole	ca. 0,001	normaler Background 1982-1985	(4)
Geesthacht	Gamma-Aerosole	< 10	normaler Background	(6)

Die am Unfalltag aufgetretene Kontamination rührt von einem Hybrid-Kernbrennstoff her, dessen genaue Zusammensetzung uns nicht bekannt ist. Der Hybrid-Charakter, d.h. eine Kombination von Fusions- und Spaltmaterialien, erscheint uns durch verschiedene Fakten erwiesen:

- 1) wurde in massenspektrometrischen Untersuchungen an Mikrospärenmaterial der Universität Gießen Lithium festgestellt (Ref. 1, S. 52, Abb.31), ein normalerweise sehr seltenes Element. Lithium wird zum Erbrüten des Fusionsstoffes Tritium eingesetzt.
- 2) sah eine Zeugin eine auffallend rote Feuerlohe zwischen KKK und GKSS, deren Beschreibung der typischen Farbe des Elementes Lithium entspricht
- 3) fanden wir sowie PD Dr. Stevenson bei der mikroskopischen Bodenanalyse Glasphiolen, deren flüssiger Inhalt eine Betastrahlung aussandte. Ein solcher Befund wird auch von der GKSS angegeben, die ein „rosafarbenes Teilchen“ auflösten und eine Aktivität von ca. 40 Bq (!) Tritium in der Hälfte der Lösung ermittelten (7)
- 4) wurden wiederholt erhöhte Tritiumkonzentrationen in Baumringen aus dem Jahre 1986 in der Elbmarsch gefunden (Ref. 1, S. 15 pp)
- 5) bestätigt der Nachweis von Tritium den Umgang mit schnellen Fusionsneutronen (Erbrütung aus Lithium)
- 6) wurden uns von Bewohnern der Region Pebbles von 3 cm Durchmesser zugesandt, die sie am Elbufer gefunden haben und die wir anhand von Literaturangaben als Brutkugeln eines Hybridreaktors identifizieren

Die sehr hohe Luftkonzentration von Tritium, die nach der Freisetzung geherrscht haben muss, geht derzeit nicht in unsere Dosisbetrachtung ein, da wir das Lithiuminventar und die Bestrahlungsdauer nicht kennen sowie auch nicht die chemische Konfiguration, in der das Tritium sich verbreitet hat.

Die weiteren freigesetzten Nuklide bestehen einerseits aus Spaltprodukten und anderen nur künstlich erzeugbaren Isotopen, die entweder durch Neutronenbestrahlung erbrütet oder primär für den Hybridbetrieb eingesetzt wurden. Andererseits zeigt sich eine ungewöhnlich hohe Konzentration und nicht natürliche Zusammensetzung der – auch natürlich vorkommenden – Thorium- und Uranisotope und ihrer radioaktiven Folgeprodukte, die sich im Jahre 2005 insbesondere in den Messungen des Krakauer und des Minsker Labors bestätigte (Anhang B, C). Dies erklärt sich dadurch, dass als Hybridbrennstoffe Thorium 232 sowie Uran verwendet wurden, um daraus spaltbares U 233 und Pu 239 zu erbrüten. Zu der Entstehung des überhöhten Auftretens von Th 228, Th 230 und Pb 210 s. weiter unten.

Die Zusammensetzung der künstlichen Nuklide sowie der Anteil von Pb 210 und U 235 wird aus den Dachstaubmessungen abgeleitet, unter der Annahme, dass ihre Deposition nach dem Unfall quantitativ erfolgte. Tabelle 3 enthält die Ergebnisse der Dachstaubanalysen für die 3 Elbmarschhäuser, die die Relikte offensichtlich entsprechend lange gespeichert hatten. Um daraus die Konzentration in der Wolke zu gewinnen, beziehen wir uns auf die Cs 137-Messung im Wasserwerk Geesthacht im September 1986. Wenn man annimmt, dass das gesamte Trinkwasser im Reservoir mit der kontaminierten Außenluft durchspült wurde, ergibt sich eine Luftkonzentration von 277 Bq/m³ für Cs 137 (1, 2). Dieses Ergebnis entspricht sicherlich einer Mindestkonzentration. Daraus ergeben sich die in Spalte 6 von Tabelle 3 aufgeführten Luftkonzentrationen für die anderen künstlichen Nuklide sowie Pb 210 und U 235.

Das Nuklid Pb 210 (22 y) wurde wiederholt im Dachstaub sowie in anderen Umgebungsmessungen gammaspektrometrisch durch das Bremer Labor in überhöhten Mengen festgestellt (Anhang A₁, A₂). Es ist auch in den Messungen durchgängig drastisch erhöht, die das Nieders. Landesamt für Immissionsschutz im Mai 1991 in der Samtgemeinde Elbmarsch durchgeführt hat (Ref.1, Tab.10, S. 59). In den natürlichen Zerfallsreihen ist Pb 210 ein Folgeprodukt von Ra 226 bzw. Po 214 (Tab.4).

Pb 210 entsteht auch aus Pa 230, das aus Pa 231 durch (n,2n)-Reaktion gebildet wird. Pa 230 geht über U 230 in Po 214 über, der radioaktiven Mutter von Pb 210.

Die Gehalte an Uran 238 und Thoriumisotopen können nicht aus den Dachstaubmessungen abgeleitet werden, weil diese Nuklide relativ häufig natürlich vorkommen und in Staub und Baustoffen ohnehin enthalten sind. Bei diesen Beiträgen beziehen wir uns auf die Angaben der Aufsichtsbehörde über die am 12.9.86 auf dem Krümmelgelände beobachtete Luftkontamination (3). Diese sind in Spalte 7 der Tabelle 3 aufgeführt.

Die Angaben des Ministeriums sind eigentlich nicht vertrauenerweckend, da sie dazu dienen sollten, die Kontamination auf dem Krümmelgelände als Aufstau natürlichen Radons zu beweisen. Sie wurden uns auch nicht in Form eines Messprotokolls aus 1986 vorgelegt, sondern in einem Schreiben vom 19.2.1993 mitgeteilt. Da sie für eine Begründung des Radonszenarios völlig ungeeignet sind, halten wir es für wahrscheinlich, dass sie einer damaligen Messung entstammen. Wir benutzen daher diese Werte für unsere Annahmen über die Luftkonzentration der Nuklide aus den natürlichen Zerfallsreihen, s. Spalte 8 von Tabelle 3. Es zeigt sich, dass sie mit den im Boden bei Geesthacht aufgefundenen Konzentrationen korrespondieren (s. unten).

Das Thoriumisotop 228 kann über sein kurzlebiges Folgeprodukt Ra 224, mit dem es schnell im Gleichgewicht steht, angegeben werden (s. Tab.4). Ra 224 wurde vom Ministerium mit 30 Bq/m³ beziffert. Der erhöhte Anteil von Th 228 gegenüber der natürlichen Zusammensetzung erklärt sich durch die Bestrahlung des Th 232 mit Neutronen, es bildet sich daraus durch einen (n,2n) Prozess (11).

Das Thoriumisotop 230 ist durch eine Gammamessung nicht erfassbar, es zeigt sich in auffälliger Weise bei der Untersuchung der Thoriumgehalte durch alphaspektrometrische Messungen des Krakauer und des Minsker Labors im Jahre 2005, s. Anhang B und C. In den natürlichen Zerfallsreihen ist Th 230 ein Folgeprodukt von U 238 und steht mit diesem und U 234 im Gleichgewicht (s. Tab.4). In den Bodenmessungen von 2005 aus der Nähe von GKSS und in der Elbmarsch zeigen sich jedoch wesentlich höhere Anteile. Das Isotop kann auch durch einen Th 232 (n,3n)-Prozess mit schnellen Neutronen gebildet werden.

Auf die Luftkonzentration von Th 230 sowie auf die von Th 232 wird in Tabelle 3 über den Vergleich mit den Krakauer Bodenmessungen (Anhang B) geschlossen, ferner auf die von U 238 und U 234.

Insgesamt erhält man so in Spalte 8 von Tabelle 3 das Modellgemisch für die Inhalation bei Personen, die am 12.9.86 der radioaktiven Wolke ausgesetzt waren. Die Dosisfaktoren nach ICRP für die in Frage kommenden Nuklide bei Inhalation sind in Tabelle 5 aufgeführt.

Tab.3 Abschätzung der Nuklidzusammensetzung in der radioaktiven Wolke bei Krümmel aus den Dachstaubmessungen 1997-2000, MFE-Angaben (3) u. Bodenmessungen 2005

¹Messungen Krakau 1999/00 alphaspektrometrisch (7) ²Messung Krakau 1999/00 Szintillationspektrometrie (7) ³Messungen Bremen oder Oldenburg 1997/98 gammaspektrometrisch

1	2	3	4	5	6	7	8
	Marschacht 3 Bq/kg	Marschacht 4 Bq/kg	Tespe 3 Bq/kg	Summe	Bezogen auf Cs 137 im Wasserwerk Bq/m ³	Messwerte MFE Bq/m ³	Benutzte Konzentration Bq/m ³
Sr 90 ²	53,6	11,5	25,3	90,4	117		117
Cs 137 ³	94,5*	59,3	60,0*	213,8	277		277
Th 228 (Pb 212 ³)	7,3		5,5				30
Ra 224						30	30
Th 230							19,6**
Th 232 (Ac 228 ^{3*})	7,6***		5,2***				30**
Pb 210 ³	293*		38,9*		645		645
Pb 212						63	63
Tl 208						80	80
Pb 214						40	40
Bi 214						73	73
U 235 ³	0,95*		0,61*		3,0		3,0
U 238 ³	12,7*		5,5*				26,8**
Pu 238 ¹	0,189	0,046	0,065	0,300	0,39		0,39
Pu239/240 ¹	5,86	0,93	1,32	8,1	10,5		10,5
Pu 241 ²	15,3	2,5	2,5	20,3	26,0		26,0
Am 241 ¹	10,7	2,1	3,8	16,6	24,5		24,5

*) gegenüber Anhang A,1 bezogen auf Gewicht nach Veraschung (75% des Originalgewichts)

**) abgeleitet aus Erdmessungen Labor Krakau (Anhang B)

***) Folgeprodukt Ac 228 bei Neueintrag von Th 232 noch nicht im Gleichgewicht

Tab.4 Häufigste natürliche Zerfallsreihen sowie Angaben des MFE über die auf dem Gelände des Kernkraftwerks Krimmel am 12.9.1986 gemessene Luftkonzentration von Einzelnukliden (Spalten 5 und 10)
Spalten 4 und 9: Gemessene Luftaktivitäten der natürlichen Reihen nach Porstendorfer (10)

Natürliche Uranreihe 238					Natürliche Thoriumreihe 232				
Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Normale Aktivität Bq/m ³	Aktivität Bq/m ³ Messwerte am 12.9.86 nach MFE (3)	Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Normale Aktivität Bq/m ³	Aktivität Bq/m ³ Messwerte am 12.9.86 nach MFE (3)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
U 238	4,5 10 ⁹ y	α			Th 232	1,4 10 ¹⁰ y	α γ		
Th 234	24 d	β γ			Ra 228	6,7 y	β		
Pa 234m	1,2 m	β γ			Ac 228	6,13 h	β γ		
U 234	2,5 10 ⁵ y	α γ			Th 228	1,9 y	α γ		
Th 230	8,0 10 ⁴ y	α γ			Ra 224	3,64 d	α γ		30
Ra 226	1622 y	α γ							
Rn 222	3,8 d	α	5 - 50		Rn 220	55 s	α	1 - 200	
Po 218	3,05 m	α	1 - 50	40 73	Po 216	0,16 s	α		63
Pb 214	26,8 m	β γ	1 - 50		Pb 212	10,6 h	β α	0,02-1	
Bi 214	19,7 m	β	1 - 50		Bi 212	60,5 m	β,γ,α	0,01-0,7	
Po 214	1,64 10 ⁻⁴ s	α	1 - 50		Po 212	3,04 10 ⁻⁷ s	α		
Tl 210	1,3 m	β γ			Tl 208	3,1 m	β γ	< 0,3*	80
Pb 210	22 y	β γ	≤ 10 ⁻³		Pb 208	stabil			
Bi 210	5,0 d	β							
Po 210	138 d	α	≤ 0,3 10 ⁻³						
Tl 206	4,2 m	β							
Pb 206	stabil								

*) wegen einer Verzweigung der Zerfallsreihe bei Bi 212 ist die Aktivität von Tl 208 im Gleichgewicht geringer als für Bi 212

Für die Ermittlung der inhalierten Radioaktivitätsmenge werden folgende Annahmen über die Dauer der radioaktiven Wolke gemacht: eine erhöhte Konzentration wurde 4 Stunden lang im Kernkraftwerk registriert. Ab dann ist die Radioaktivität aus 44 m Höhe (Ansaugöffnung der Zuluft für das Kernkraftwerk) zu Boden gesunken. Laut Angabe des Deutschen Wetterdienstes (9) hat es um 8.00 Uhr mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht geregnet und es war windstill bis schwachwindig. Im Laufe des Tages kam der Wind aus nördlichen Richtungen mit einer Stärke 1-2 Beaufort (0,3 bis 3,3 m/s). In 4 Std. = 14400 s hätte die Wolke somit 4,3 bis 47,5 km zurücklegen können, letzteres jedoch noch nicht frühmorgens.

Wir nehmen Windstille an oder eine so geringe Windbewegung, dass während des Tages immer noch Radioaktivität von der Quelle im 5 km-Umkreis des KKK nachgeliefert wurde. Nach AVV beträgt die Sinkgeschwindigkeit für Aerosole $v = 1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s. Dann braucht die Wolke $44 / 1,5 \cdot 10^{-3} \text{ s} = 8,15 \text{ Std.}$, um auf den Boden abzusinken. Insgesamt gab es in Bodennähe daher für 12,15 Std. Radioaktivität.

Die Dosisfaktoren nach ICRP für die Inhalation radioaktiver Aerosole der mittleren Partikelgröße 1 μm sind in Tabelle 5 aufgeführt. Diese Dosisangaben gelten für eine Lebensdauer von 70 J., d.h. benennen die Dosis, die sich durch die inkorporierte Radioaktivität in der Folgezeit akkumuliert. Bei Erwachsenen wird ein Expositionsalter von 20 J. angenommen und die 50 Jahre-Folgedosis berechnet.

Im folgenden werden die Lebenszeitdosen berechnet für eine Inhalationsdauer von 12,15 Std. (Tabelle 6).

Nach AVV gelten die Atemraten:

Kleinkind $0,22 \text{ m}^3/\text{Std}$ Erwachsener $0,89 \text{ m}^3/\text{Std.}$, das ergibt in 12,15 Std. Atemmengen von $2,673 \text{ m}^3$ (Kleinkind) und $10,81 \text{ m}^3$ (Erw.).

Für die somatische Induktion ist aber nur die Dosis für etwa die ersten 3 Jahre nach Inhalation relevant. Um sie zu ermitteln, muss die biologische Halbwertszeit für die beteiligten Nuklide herangezogen werden. Die ICRP-Modelle, die den Verlauf der Dosisleistung wiedergeben sind sehr unübersichtlich. Bekannt ist, dass Thorium, Uran und Transurane sich sehr lange in den Knochen aufhalten und das Knochenmark bestrahlen. Das gilt allerdings nicht für kleine Kinder. Bei Einjährigen sinkt der Thoriumgehalt in den Knochen nach 3 Jahren auf $2/3$ herab (ICRP No.69, 1995). Hinzu kommt, dass die Dosisleistung wegen des Wachstums schnell abnimmt. Die Knochenmasse verdoppelt sich zwischen 1 und 4 Jahren in etwa und ebenfalls die Masse des aktiven Knochenmarks (ICRP No.70, 1995), so dass die Dosisleistung dadurch in 3 Jahren auf ein Viertel sinkt.

Hinzu kommt, dass das Thoriumisotop 228 nur eine physikalische Halbwertszeit von 1,9 J. hat und bei Inkorporation ohne biologischen Abbau und bei konstantem Körpergewicht innerhalb einer Halbwertszeit schon die Hälfte der möglichen Gesamtdosis erreicht wäre. Man kann in diesem Fall die relevante Expositionsdosis mit der Lebensdauerdosis gleichsetzen. Wegen des Übergewichts der Thoriumisotope bei der Strahlenbelastung des kindlichen Knochenmarks wird die Dosis zu 90 % des Ergebnisses, d.h. 194 mSv, angesetzt.

Zur Betrachtung der Kollektivdosis ist es sicher nicht realistisch, dass sich die Einwohner in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen sämtlich für 12,5 Stunden im Freien aufhielten oder bei offenem Fenster. Daher wird das Ergebnis noch einmal auf 97 mSv halbiert.

(Bei Erwachsenen ergibt sich übrigens eine unhalbierte Lebenszeit-Knochenmarksdosis von 218 mSv).

Tab.5 Inhalationsfaktoren in Sv/Bq für verschiedene Altersklassen nach ICRP 71, 1995
AMAD 1 µm, Absorption Type F

	d Tage	h Stunden	m Minuten	s Sek.	y Jahre		
	3 Monate Knochenm.	1 Jahr Knochenm.	5 Jahre Knochenm.	Erw. Knochenm.	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Sr 90 (29 y)	$8,6 \cdot 10^{-7}$	$3,3 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$
Cs 137 (30 y)	$6,8 \cdot 10^{-9}$	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$2,9 \cdot 10^{-9}$	$4,4 \cdot 10^{-9}$	$4,8 \cdot 10^{-9}$	$4,2 \cdot 10^{-9}$	$4,9 \cdot 10^{-9}$
Ce 144 (284 d)	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$5,9 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-8}$	$5,6 \cdot 10^{-9}$	$5,6 \cdot 10^{-9}$	$5,5 \cdot 10^{-9}$
Tl 208 (3,1 m)							
Pb 210 (22 y)	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$
Pb 212 (10,6 h)							
Pb 214 (26,8 m)							
Bi 214 (19,7 m)							
Ra 224 (3,7 d)	$6,1 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$7,2 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$
Th 228 (1,91 y)	$8,4 \cdot 10^{-4}$	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-5}$	$9,7 \cdot 10^{-6}$	$9,8 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$
Th 230 (7,7 10^4 y)	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$7,1 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$4,9 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-6}$
Th 232 (1,4 10^{10} y)	$7,8 \cdot 10^{-4}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-5}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
U 234 (2,5 10^5 y)	$5,6 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$9,4 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$
U 238 (4,5 10^9 y)	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$9,1 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$
Pu 239/240	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-5}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$7,0 \cdot 10^{-6}$
Pu 241 (14,4 y)	$4,3 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-7}$
Am 241 (432 y)	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$7,4 \cdot 10^{-6}$

Gonaden- und in utero-Exposition sind nur im reproduktiven Alter relevant, für unsere Betrachtungen nur für die seit dem Unfall bis 2002 verstrichene Zeit von 16 Jahren. Für die Gonaden liefert Am 241 den größten nuklidspezifischen Beitrag. Bei Ansatz einer konstanten Speicherung in diesen Geweben nach ICRP ergibt sich $16/45 = 36\%$ der Lebenszeitdosis (die Am-Dosisfaktoren für Erwachsene beziehen sich auf das Alter ≥ 25 J.). Für die Gonaden erhält man somit nach Halbierung als leukämierelevante Dosis jeweils 10 mSv (Tab.6, letzte Zeile).

Für die Uterusdosis erhielt man entsprechend 4,1 mSv. Die Leukämieinduktion durch vorgeburtliche Bestrahlung ist ein inzwischen von ICRP und anderen internationalen Strahlenschutzkomitees anerkannter Effekt. Die Verdopplungsdosis (Embryonaldosis) beträgt etwa 5 mSv (Oxfordstudie). Nach ICRP ist bei inkorporierter Radioaktivität die Uterusdosis für die Embryonaldosis zu verwenden. Die ermittelte Uterusdosis in 16 Jahren entsprechend einer Dosisleistung von 0,021 mSv pro Monat würde nur einen sehr geringen Beitrag (0,2 mSv) zu dem Effekt liefern, da der Embryo sich nur für 9 Monate im Uterus befindet.

Tab.6 Organdosen nach 12,15 Std. Inhalation mit Dosisfaktoren nach Tab.5

	Kleinkind 1 Jahr		Erwachsener			
	Bq	Knochenm. mSv	Bq	Eierstöcke mSv	Hoden mSv	Uterus mSv
Sr 90	312	0,10	1264	-	-	-
Pb 210	1724	19,0	6972	0,8	0,8	0,8
Ra 224	80,2	0,14	324,3	-	-	-
Th 228	80,2	52,1	324,3	3,1	3,2	1,0
Th 230	52,4	37,2	211,9	10,2	10,4	1,4
Th 232	80,2	57,7	324,3	16,9	17,2	5,5
U 234	71,7	0,2	295	0,1	0,1	0,1
U 238	71,6	0,2	290	0,1	0,1	0,1
Pu239/240	28,1	14,0	113,5	5,9	6,0	0,8
Pu 241	69,5	0,30	281,1	0,3	0,3	0,04
Am 241	57,5	34,5	232,4	19,8	19,5	1,7
Summe Lebenszeit		215,4		57,2	57,6	11,4
Leukämierrelevante Dosis		97		10,1	10,2	0,2

Plausibilität der Annahmen anhand der abzuleitenden Konzentration im Boden

Die in Tabelle 3 angenommenen Nuklidkonzentrationen in der radioaktiven Wolke ergeben bei trockenem Wetter eine Bodenkonzentration, die sich nach AVV errechnen lässt. Ein Quadratmeter Boden mit einer Tiefe von 10 cm hat ein Gewicht von etwa 150 kg.

Die Deposition der Radioaktivität erfolgt nach der Gl.: $A [Bq/m^2] = C \cdot v \cdot t$, wobei A die Oberflächenkonzentration ist und C die Luftkonzentration in Bq/m^3 sowie t die Zeitdauer der Absenkung in s. v ist die schon oben (S. 9) genannte Sinkgeschwindigkeit. 12,15 Std. Dauer für die Wolke entsprechen $t = 43740$ s.

Das ergibt für Sr 90 $117 \cdot 1,5 \cdot 10^{-3} \cdot 43740 = 7676 Bq/m^2$ entsprechend einer Bodenkonzentration in 10 cm Tiefe (150 kg) von 51,2 Bq/kg. Die Bodenkonzentrationen auch für die anderen relevanten Nuklide sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Tab.7 Bodenkonzentrationen bei trockener Deposition des Modellgemisches aus Tab.3

Bq/kg

Sr 90	Cs 137	Th 228	Th 230	Th 232	U 238	Pu 239/240	Am 241
51	121	13	8,6	13	18	4,6	9,4

Im Vergleich zu den Angaben der Betreiber erscheinen die Bodenwerte für die Spaltprodukte Sr 90 und Cs 137 sehr hoch zu liegen. Jedoch haben wir darauf hingewiesen, dass im Gegen-

satz dazu 3 Tage nach dem Unfall hohe Anstiege von Spaltprodukten in Elbsedimenten bei der GKSS vorlagen, die durch die LUFA Kiel (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt) gemessen wurden, die als unabhängiges Messinstitut im Überwachungsprogramm für die GKSS fungiert (1, 2). Dies ist nicht möglich ohne eine mehrfach höhere Luftkontamination als von uns angenommen, s. Tabelle 8.

Tab.8 Gammastrahlende Nuklide im Elbsediment bei GKSS am 15.9.86 (Messungen LUFA)
Bq/kg

Cs 137	Cs 134	Sb 125	Ru 106	Ru 103	Nb95	Ce 144	Np 239	Be 7
100-290	46-134	2,9-7,3	44-112	20-60	2,2-4,3	4,7-11	<1300	<25

Die Betaflächendeposition von Sr 90 ist in Tabelle 7 für 12,15 Stunden berechnet. Für 1,5 Stunden, die für die 9 Uhr-Messung der Betaflächenaktivität in Obermarschacht angenommen wurden (Tab.2), ergäbe sie einen Wert von 95 Bq/m². Damit hätte sie einen plausiblen Anteil an dem dort gemessenen Anstieg um 2400 Bq/m² für hochenergetische Betastrahler, die wahrscheinlich hauptsächlich aus kurzlebigen Spalt- und Aktivierungsprodukten bestanden haben. (Das Cs 137 macht sich in solchen Messungen weniger bemerkbar).

Für Plutonium und Americium ergeben sich in dieser Abschätzung in etwa die Konzentrationen, die noch nach 18 Jahren messbar waren.

Die sich hier als dosisrelevant herausstellenden Thoriumisotope sind hingegen in früheren und neueren Messungen in noch höheren Bodenkonzentrationen festgestellt worden (vergl. Anhang B), wenn man bedenkt, dass die normalen Thorium 232-Gehalte in Elbmarsch- und Elbgeest nur etwa 5 Bq/kg betragen.

In den 7 Messungen, die das Nieders. Landesamt für Immissionsschutz im Mai 1991 in der Samtgemeinde Elbmarsch durchgeführt hat (Ref.1, Tab.10, S. 59), betrug die Th 232-Konzentration im Boden in Tespe, Im Westerfeld (gegenüber GKSS), 224 Bq/kg, also das 17-fache des in Tabelle 7 erhaltenen Wertes.

Diskussion

Es handelt sich bei der vorgelegten Abschätzung nicht um eine Worst-case- oder auch nur konservative Rechnung. (Entgegen landläufiger Behauptung sind die Dosisfaktoren der ICRP nicht konservativ.) Allerdings werden viele Annahmen gemacht, die große Unsicherheiten in beiden Richtungen enthalten und deren Vertrauensbereich mangels Informationen nicht angebbar ist. Daher ist sie zu verstehen als eine Plausibilitätsbetrachtung, die zeigt, dass die beobachtete Leukämieerhöhung durch die gemessene Kontamination erklärbar ist.

Abgesehen von der unterschiedlichen Ausrichtung auf eine bestimmte Auswahl von Radionukliden, war eine Übereinstimmung der Ergebnisse der verschiedenen physikalischen Messkampagnen nicht zu erwarten, da die Probennahme und -verarbeitung unter verschiedenen Bedingungen erfolgte. Bei den Messungen vor 2000 war noch nicht bekannt, dass sich größere Brennstoffpartikel in der Umgebung befinden. Daher ist anzunehmen, dass durch das Sieben des Probenmaterials vor der Veraschung Brennstoffnuklide ausgesondert wurden.

Die nach der angenommenen Verursachungskette somatisch induzierten 5 Leukämiefälle (Tab.1) stellen im 5 km-Umkreis des Kernkraftwerks in 10 Jahren eine Erhöhung um den Faktor 2,4 dar (Erwartungswert 2,05 Fälle, s. Ref. 2).

Die Verdopplungsdosis für Leukämie nach Exposition im Kindesalter ergibt sich nach BEIR V von 1990 zu 27 mGy. Sie beruht auf den Befunden an den japanischen Atombombenüberlebenden. Wegen der hohen Energie der Gammastrahlung in Hiroshima und Nagasaki und der damit verbundenen geringeren biologischen Wirksamkeit als bei üblicher locker ionisierender Strahlung berücksichtigen wir einen Faktor 2 und erhalten einen Wert von 13,5 mSv. Von Kuni wurde im Rahmen des Strahlenbiologischen Gutachtens zu Elbmarsch die Verdopplungsdosis zu 20 mSv in 10 Jahren abgeschätzt (12). Unter der letzten Annahme würde sich mit der erhaltenen Knochenmarksdosis von 97 mSv (Tab. 6) eine fast 5-fache Erhöhung des Effekts erklären und somit 2 mal mehr als hier bei Voraussetzung des Unfallszenarios 1986 gefunden wird.

Nimmt man nur die Freisetzung von Radionukliden am 12.9.86 als leukämieauslösendes Ereignis an, wie in unserer Modellrechnung geschehen, so ist die Frage, wie der anhaltende Effekt bis in die Gegenwart erklärt werden kann.

Da die Ingestionsdosisfaktoren für die relevanten Nuklide um 1 bis 2 Größenordnungen niedriger liegen als die Inhalationsdosisfaktoren (Tab.9), ist eine nennenswerte Induktion der Leukämie bei den nach 1986 geborenen 9 Kindern über die Nahrungskette unwahrscheinlich. Allerdings ist die Einatmung von radioaktiven aufgewirbelten Bodenteilchen eine u.U. zusätzliche bedeutsame Strahlenquelle, besonders wenn man daran denkt, dass Kleinkinder sich in den nachfolgenden Jahren auf Spielplätzen aufgehalten haben.

Die nach 1986 geborenen Kinder stellen nach Angabe des Kinderkrebsregisters Mainz und auch nach Tabelle 1 in einem Beobachtungszeitraum von 14 Jahren eine dreifach erhöhte Leukämierate (um 200 %) im 5 km-Umkreis des KKK dar, entsprechend $2 \times 1,4 = 2,8$ Verdopplungsdosen (56 mSv). Bei einer Thoriumkonzentration von 35 Bq/kg (Tab.7) müsste ein Kleinkind nach Tab.5 zum Erreichen dieser Dosis 80 Bq entsprechend einer Bodenmenge von 2300 g einatmen, d.h. in 3 Jahren im Mittel 2,1 g pro Tag. Dieses erscheint als Erklärung des gesamten Effektes unrealistisch, zumal jedes Kleinkind in der Region diese Menge aufgenommen haben müsste. Dennoch könnte besonders in den ersten Jahren nach dem Unfall ein signifikanter Beitrag zu dem Leukämiegeschehen dadurch erzeugt worden sein.

Tab.9 Ingestionsdosisfaktoren für das Knochenmark in Sv/Bq nach ICRP 69 und 71 im Vergleich zur Inhalation, Typ F

	Sr 90	Th 228	Th 230	Th 232	U 238	Pu 239/240	Am 241
Kleinkind 1 J.							
Ingestion	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$9,7 \cdot 10^{-7}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$
Inhalation	$3,3 \cdot 10^{-7}$	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$7,1 \cdot 10^{-4}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$
Erwachsener							
Ingestion	$1,8 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$8,5 \cdot 10^{-7}$	$7,1 \cdot 10^{-7}$
Inhalation	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$9,1 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$

Als empfindlichster Strahleneffekt für die Induktion kindlicher Krebserkrankungen hat sich die Exposition im Mutterleib erwiesen. Deren Beitrag erscheint nach unserem Szenario als vernachlässigbare Größe. Über die Embryonaldosen bei inkorporierter Radioaktivität besteht

jedoch weitgehende Unkenntnis. Lord und Mitarbeiter haben im Tierversuch extreme Wirkungen von Plutonium auf das sich entwickelnde Knochenmark festgestellt (13), die wahrscheinlich auch für andere Transurane anzunehmen sind. Die Untersuchungen wurden im Zusammenhang mit dem Leukämieauftreten bei der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield angestellt, die wegen ihrer Plutoniumemissionen berüchtigt ist.

Die Verdopplungsdosis für präkonzeptionelle Exposition bei Männern beträgt nach Gardner (Anhang D) 32 mSv. Die abgeschätzten 10,2 mSv Gonadendosis würden somit eine Erhöhung der Leukämierate um 32 % bewirken.

Für präkonzeptionelle Exposition von Frauen liegt die Verdopplungsdosis nach Anhang D bei 11 mSv, die Erhöhung durch die berechnete Gonadendosis 10,1 mSv betrüge 92 %. Insgesamt würden beide Expositionspfade zusammen eine Erhöhung der Leukämierate um 124 % zur Folge haben, also einen Anteil von 62 % an der beobachteten Steigerung um 200 %.

Man muss zusätzlich bedenken, dass nicht nur die Dosisfaktoren für vorgeburtliche Exposition sondern auch diejenigen für andere Kompartimente des Körpers sehr unsicher sind, und hier wiederum besonders die für die Gonaden (14, 15). In Schweinen, die als geeignete Referenztiere für die menschlichen Gonaden gelten, wurde festgestellt, dass der Anteil des aufgenommenen Americiums 241 aus dem Blut in den weiblichen Gonaden 350 mal höher war, als von der ICRP bei der Dosisberechnung angenommen wird. Bei den männlichen Gonaden war er um den Faktor 13 höher (16). Damit lägen auch die Gonadendosen erheblich höher.

Eine Unterschätzung der Strahlenbelastung bei dem von uns betrachteten Szenario liegt wahrscheinlich darin, dass wir in der voranliegenden Abschätzung keine kurzlebigen Spalt- und Brutprodukte berücksichtigt haben, die sicherlich ebenfalls freigesetzt wurden, aber in den von uns unternommenen oder veranlassten Messkampagnen nicht mehr erfassbar waren. Ihr Beitrag hängt von dem Abbrand des Brennstoffs ab sowie von der Art des Unfalls. Beide Parameter sind uns unbekannt.

Wir haben die Bildung folgender Nuklide im Hybridbrennstoff betrachtet:

Th 231 (25,6 h) aus Th 232
 Np 239 (2,35 d) aus U 238
 Np 238 (2,12 d) aus U 238 und Np 237
 H 3 (12,3 y) aus Li 6
 Be 7 (53,3 d) aus Li 7

Davon erweisen sich die ersten 2 Prozesse als dosisrelevant.

Das Thoriumisotop 231 wird typischerweise durch einen (n,2n)-Prozess mit schnellen Neutronen aus dem Grundstoff Th 232 gebildet und geht durch β -Zerfall in Pa 231 ($3,3 \cdot 10^4$ y) über (11). Die Inhalationsdosisfaktoren für beide Nuklide s. Tabelle 10.

Tab.10 Inhalationsdosisfaktoren für Thorium 231 und Folgeprodukt Protactinium 231 (17)
 Sv/Bq (Lebenszeitdosis)

	1 Jahr Knochenmark	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Th 231	$3,7 \cdot 10^{-10}$	$7,6 \cdot 10^{-12}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$	$3,2 \cdot 10^{-12}$
Pa 231	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$

Der langlebige Alphastrahler Pa 231 sendet nur zu einem geringfügigen Anteil Gammastrahlung aus und wird daher als natürliches Folgeprodukt der U 235-Reihe normalerweise durch Gammaskpektrometrie an Bodenproben nicht nachgewiesen. Es zeigte sich aber in einer überhöhten Konzentration von 69,8 Bq/kg in den Messungen von 1991 des Nieders. Landesamts für Ökologie, und zwar im Ortsteil Rönne (Ref. 1, Tab. 10, S.59).

Sollte es im Boden erst durch seine kurzlebige Mutter Th 231 entstanden sein, so hätte deren Aktivitätskonzentration $11,3 \cdot 10^6$ Bq/kg betragen müssen. Diesem hätte nach Tabelle 7 eine Luftkonzentration von $2,58 \cdot 10^7$ Bq/m³ entsprochen. Dadurch hätte das Kleinkind $6,9 \cdot 10^7$ Bq eingeatmet entsprechend 25 mSv Knochenmarksdosis. Die Erwachsenenendosen nach Tabelle 9 sind gering.

Wäre hingegen das Folgeprodukt Pa 231 bei Freisetzung schon entstanden gewesen, hätte die Bodenkonzentration einer Luftkonzentration von 160 Bq/m³ entsprochen. Das Kleinkind hätte 427 Bq davon eingeatmet entsprechend einer Knochenmarksdosis von 640 mSv. Die Erwachsenenendosen nach Tabelle 10 sind vernachlässigbar.

Der zusätzliche Beitrag zur oben abgeleiteten leukämierelevanten Dosis des kindlichen Knochenmarks (Tab. 6) durch das Brutprodukt Th 231 liegt daher zwischen 12,5 und 320 mSv (13 bis 330 %).

Np 239 wird durch Neutroneneinfang in Reaktoren, die Uran enthalten, aus U 238 gebildet und geht in Pu 239 (24100 y) über. Der Gehalt von Pu239/240 in Luft nach der Modellrechnung (Tab.3) beträgt 10,5 Bq/m³. Nach den massenspektrometrischen Bestimmungen an Dachstaub für die Aufsichtsbehörde durch die Universität Mainz liegt das Isotopenverhältnis bei 2:1, d.h. Pu 239 macht 67 % des Gesamtgehaltes aus, entsprechend 7,0 Bq/kg.

Wäre das Pu 239 erst im Boden entstanden, hätte die Np 239-Konzentration in der Luft $0,26 \cdot 10^8$ Bq/m³ betragen. Das Kleinkind hätte $6,9 \cdot 10^7$ Bq eingeatmet, das ergibt eine Knochenmarksdosis von 49,7 mSv, die wegen der Kurzlebigkeit des Nuklids in den ersten Tagen nach Inhalation akkumuliert wird.

Tab.11 Inhalationsdosisfaktoren für Neptunium 239 nach ICRP 71, Absorptionstyp F
Sv/Bq (Lebenszeitdosis)

	1 Jahr Knochenmark	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Np 239	$2,2 \cdot 10^{-9}$	$6,2 \cdot 10^{-11}$	$4,5 \cdot 10^{-11}$	$3,1 \cdot 10^{-11}$

Bei Annahme der bereits vollständig vorhandenen Pu 239-Menge zur Zeit der Freisetzung betrüge nach Tabelle 6 die Knochenmarksdosis 2/3 des Wertes (18,7 mSv). Dieser Wert könnte sich daher bis auf 49,7 mSv erhöhen, wenn das kurzlebige Vorläufernuklid ausgetreten wäre. Die leukämierelevante Dosis würde dadurch um maximal 20 % erhöht.

Erwachsene würden maximal $2,8 \cdot 10^8$ Bq Np 239 einatmen und dadurch nach Tabelle 11 folgende Kurzzeit-Dosen erhalten 17,5 mSv (Eierstöcke), 3,9 mSv (Hoden), 7,6 mSv (Uterus).

Insgesamt wären daher durch den Beitrag der kurzlebigen Brutprodukte folgende Erhöhungen der leukämierelevanten Dosis gegenüber der Modellrechnung (Tab.6) möglich: kindliches Knochenmark 350 % (gesamt 420 mSv), Erw. Eierstöcke 118 % (gesamt 16 mSv), Erw. Hoden 0 %. Die Uterusdosis käme an die Verdopplungsdosis heran, jedoch befand sich keins der uns bekannten Leukämiekinder zu der Zeit im Mutterleib.

Das Erscheinen von Np 239 und damit die Beteiligung eines relevanten Anteils an kurzlebigen Brutprodukten bei dem Unfall ist sehr wahrscheinlich angesichts der bei den Sedimentmessungen (Tab. 8) genannten unplausibel hohen Nachweisgrenze für Np 239 von 1300 Bq/kg. Dieses Nuklid lässt sich anhand mehrerer hochenergetischer Röntgenlinien des Folgeprodukts Pu 239 mit Emissionshäufigkeiten bis zu 21 % durch die Gamma-spektrometrie gut nachweisen. Die Messungen erfolgen allerdings nicht sofort nach der Entnahme. Die Sedimentproben vom 15.9.86 wurden nach Angaben des Betreibers GKSS am 8.10.86 vermessen, also 13 Tage nach der Entnahme und damit nach 5,7 Halbwertszeiten des Nuklids. Am 8.10. müsste daher noch 1/64 der Anfangsaktivität vorhanden gewesen sein und damit wäre die Nachweisgrenze für die Messung bei Np 239 so hoch wie 20 Bq/kg. Das ist nicht glaubhaft.

Eine weitere zusätzliche Strahlenquelle für die Bevölkerung ist in der Gamma-Bodenstrahlung zu sehen, die durch die Deposition der Nuklide entsteht. Eine Betrachtung der o.g. kurzlebigen Nuklide ergäbe kurz nach dem Unfall eine Dosisleistung von mindestens 0,05 mSv/h und insgesamt eine Exposition im mSv-Bereich. Selbst geringe Bruchteile der Bodenstrahlung hätten auf jeden Fall in der vorgeschriebenen Umgebungsüberwachung registriert werden müssen, und es zeigt sich hier erneut das Problem, dass wir unsere Erkenntnisse über die anfangs bestehenden Verhältnisse bei manipulierter Datenlage ziehen müssen.

Die Frage, in wie weit es zu weiteren beachtlichen Expositionen außer dem genannten Unfallereignis gekommen ist, lässt sich mit den uns bislang zur Verfügung stehenden Daten und Erkenntnissen nicht beantworten. Wir haben mehrfach darauf hingewiesen (1, 18), dass in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen Kontaminationen durch künstlich erzeugte Nuklide vorgekommen sind, die mit der Einhaltung des Grenzwerts für die Bevölkerung nicht vereinbar sind. Sie waren entweder wiederkehrend zu beobachten oder zu anderen Zeitpunkten als dem Unfalldatum. Insbesondere hat es im Jahr 1989 eine noch größere Kontamination durch Cs 137 im Wasserwerk Geesthacht gegeben als 1986 (Ref.1, Abb.4, S. 14). Auch war das Tritium um den Zeitraum in Baumringen nach den Messungen des Göttinger Isotopenlabors nochmals erhöht (Ref.1, Abb.5, S. 16). Möglicherweise hat es daher noch spätere Aktivitäten (Staub aus Aufräumarbeiten/Bodenbewegung) gegeben, die zu einer weiteren Leukämieinduktion geführt haben.

Die Schlussfolgerung, dass mit Sicherheit eine die Grenzwerte weit überschreitende Strahlenbelastung in der Region unter Beteiligung von Alphastrahlern passiert ist, war im übrigen durch die Untersuchung über Chromosomenaberrationen in den Jahren 1992/1993 an 21 Erwachsenen aus der Elbmarsch zu ziehen (18).

Unterschriften:

Prof. Dr. Inge Schmitz-Feuerhake

Dipl. Ing. Heinz Werner Gabriel

Dr. Sebastian Pflugbeil

Referenzen

1. IPPNW e.V., Bürgerinitiative gegen Leukämie in der Elbmarsch e.V. (Herausg.): Die radioaktive Belastung der Nahumgebung der Geesthachter Atomanlagen durch Spaltprodukte und Kernbrennstoffe. Stand der Erkenntnis zur Ursachenaufklärung der in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen bei Geesthacht aufgetretenen Leukämiehäufung. Marschacht 14. 10. 2002, 70 S.
2. Schmitz-Feuerhake, I., Dieckmann, H., Hoffmann, W., Lengfelder, E., Pflugbeil, S., Stevenson, A.F.: The Elbmarsch leukemia cluster: are there conceptual limitations in controlling immission from nuclear establishments in Germany? Arch. Environ. Contamination Toxicol. 49(4), 2005, 589-601
3. Dr. Wolter, Ministerium für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein, Schr. an Prof. Dr. I. Schmitz-Feuerhake v. 19.2.93: Leukämie Elbmarsch, „Indizien“ für die Freisetzung gasförmiger Spaltprodukte aus dem Kernkraftwerk Krümmel, mit Anlage
4. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltpolitik. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1986
5. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht: Umgebungsüberwachung, Jahresbericht 1986
6. Bundesamt für Strahlenschutz. Der Radonatlas Deutschland. (Nov. 20, 2003).
<http://www.bfs.de/ion/radon/radonatlas.html>
7. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, Prüflaboratorium für Umgebungsüberwachung, R. Diehl. Aktennotiz vom 9.3.2001
8. Schmitz-Feuerhake, I., Mietelski, J.W., Gaca, P.: Transuranic isotopes and ^{90}Sr in attic dust in the vicinity of two nuclear establishments in northern Germany. Health Physics 84, 2003, 599-607
9. Deutscher Wetterdienst, Abt. Klima- und Umweltberatung, Hamburg: Wetterverhältnisse am 12.9.1986 um 08:00 Uhr im Bereich Geesthacht. Schr. vom 16.11.04
10. Porstendörfer, J.: Properties and behaviour of Radon and Thoron and their decay products in the air. In Commission of the European Communities: Radiation protection. 5th Int. Symposium on the Natural Radiation Environment. Tutorial Sessions. Final Report, Luxembourg 1993, EUR 14411 EN, S. 73
11. Schlosser, G., Behrens, E.: Radioaktivität bestrahlter Thoriumbrennstoffe infolge des Aufbaues von U232 und Th228. Nukleonik 9, 1967, 36-42
12. Kuni, H.: Kanzerogenität unter besonderer Berücksichtigung immunhämatopoetischer Malignitäten. Anlage L zum sog. Strahlenbiologischen Gutachten für die Landesregierung Schleswig-Holstein 1997 zur Abklärung der Leukämiehäufung um die Atomanlagen in der Elbmarsch. Kiel, 175 S. (Version 25.03.2003)
<http://www.staff.uni-marburg.de/~kuni/h/all-doc/index.htm#Leuk>
13. Lord B I and Hoyes K P 1999 Hemopoietic damage and induction of leukemia in offspring due to pre-conception paternal irradiation from incorporated plutonium-239 *Radiat. Res.* **152** S34-7
14. Schmitz-Feuerhake, I.: Bewertung neuer Dosisfaktoren. In Dannheim, B. et al.: Strahlengefahr für Mensch und Umwelt. Bewertungen der Anpassung der deutschen Strahlenschutzverordnung an die Forderungen der EU-Richtlinie 96/29/Euratom. Berichte des Otto Hug Strahleninstituts Nr. 21-22, 2000, S. 55-74
15. Fairlie, I.: Uncertainties in doses and risks from internal radiation. *Medicine, conflict and survival* 21, 2005, 111-126
16. Eisele, G., Erickson, B.H.: Gonadal retention and localization of ^{241}Am in orally exposed swine. *Health Physics* 49, 1985, 1276-1279
17. Bundesminister für Justiz (Hrsg.): Bekanntmachung der Dosisfaktoren Äußere Exposition – Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation – Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation – Erwachsene. Bundesanzeiger v. 30.9.1989
18. Schmitz-Feuerhake, I., Dannheim, B., Heimers, A., Oberheitmann, B., Schröder, H., Ziggel, H.: Leukaemia in the proximity of a German boiling water reactor: evidence of population exposure by chromosome studies and environmental radioactivity. *Environ. Health Persp.* 105, Suppl. 6 (1997) 1499-1504

Anhang A, 1

Gammaspektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen
Bq/kg Dachbodenstaub, nur Messungen Uni Bremen 1997/1998 aufgeführt

		Bremen	Große- fehn	Aven- dorf 1	Aven- dorf 2	Mar- schacht 1	Mar- schacht 2	Mar- schacht 3	Tespe 1	Tespe 2	Tespe 3	Tespe 4
Uran	U 238	9,3	<26	<9,3	12,7	68,3	30,2	9,5	11,3	13,5	4,1	6,3
238	Th 234											
Reihe	Ra 226	14,8	46,6	9,9	12,3		24,2	10,6	<16,9	16,7	2,9	21,2
	Bi 214	10,2	15,1	2,2	9,8	59,2	19,9	7,5	13,2	10,7	4,3	5,9
	Pb 214	8,9	12,0	<1,2	9,3	48,2	18,7	8,2	9,0	12,2	4,0	4,3
	Pb 210	45	<222	19,5	71,2	807	75,0	220	213	167	29,2	55
Uran	U 235	<1,11	<1,7	<0,44	0,87		1,6	0,71	<1,0	0,71	0,46	<1,2
235	Pa 231											
Reihe	Ra 223											
Tho- rium	Th 232											
232	Ra 228											
Reihe	Ac 228	8,4	18,5	2,1	8,5	33,8	17,7	5,7	7,0	8,6	3,9	4,8
	Th 228											
	Ra 224											
	Pb 212	12,0	27,8	8,8	10,6	47,0	21,6	7,3	20,2	11,4	5,5	7,8
	Bi 212	7,0	18,5	4,9	6,7	34,7	12,8	5,6	9,6	8,3	4,7	<12,4
	Tl 208	0,85	<1,3	2,5	0,67	<2,9	<0,45	0,20	3,8	<0,16	0,48	0,96
	Be 7			3,5	7,2	83		3,9	8,9	3,5	4,4	7,1
	K 40	142	438	62,3	248	810	396	288	260	272	115	134
	Cs 134	0,55	<0,74	<0,19	0,31	8,1	0,24	0,24	<0,39	0,81	0,24	<0,33
	Cs 137	88,1	105	11,4	53,9	560	55,2	70,9	72,2	92,1	45,4	9,1
	Am 241	<0,28	<2,6	<0,70	<0,21	1,4	1,1	0,90	<0,69	0,30	<0,36	<0,26
	Sonstige								Co 57	Na 22		

Bemerkungen: auf die niedrige Energie von Am 241 war das Spektrometer nicht kalibriert, die Ergebnisse wurden durch Extrapolation der Ausbeuten bei höheren Energien gewonnen, sie liegen absolut dadurch zu niedrig, wie sich in den Alphamessungen gezeigt hat

Anhang A, 2

Gammastrahlungsmessung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen

Messungen Uni Bremen Bq/kg (Milchzähne in Bq)

		Dassen- dorf Boden98	Krüm- mel 4 Boden94	Laub + Gras 94 KKK/A	Laub + Gras 94 KKK/B	Laub + Gras 94 KKK/C	Laub + Gras 94 KKK/D	Laub KKK 97	Elbm.98 Borke Kiefer	Elbm.93 Holz 4b	Elbm. Eiche	Elbm. Milch- zähne
Uran	U 238	16,5	14,6					2,6	0,84	<2,3	13,1	<0,88
238	Th 234											
Reihe	Ra 226	15,0	10,4	<3,7		<1,3	<1,3		4,9	<0,34	90,9	<0,14
	Bi 214	8,1	12,8	0,82	0,37	<0,08		2,8	2,8		60,0	0,058
	Pb 214	8,5	13,1	0,87	0,31	<0,15	<0,17	2,0	3,5	<0,05	75,0	0,077
	Pb 210	24,5	48,8	33,9		9,6	21,4	605	10,2	<0,33	488	<0,15
Uran	U 235	0,70	0,90	<0,18	<0,23	<0,08	<0,08	<0,30	<0,32	<0,02	<5,9	<0,009
235	Pa 231											
Reihe	Ra 223											
Tho- rium	Th 232											
232	Ra 228											
Reihe	Ac 228	8,23	11,7	1,7	<0,35	<0,11	<0,13	1,7	0,88		13,3	<0,027
	Th 228											
	Ra 224											
	Pb 212	9,9	13,1	2,2	0,70	0,17	0,22	2,4	1,3		30,0	0,039
	Bi 212	7,1	8,8					1,9	1,1	<0,18	22,3	<0,07
	Tl 208	0,22	0,14		0,23	0,09	<0,05	0,15	<0,05		3,8	0,018
	Be 7	1,0		72,7	68,5	51,8	38,6	233				
	K 40	305	329	44,2	17,8	39,4	5,7	88,6	56,0	1,1	996	<0,25
	Cs 134	0,09	0,22	<0,09	<0,12	<0,04	<0,04	<0,09	<0,06	<0,01	1,5	<0,006
	Cs 137	10,5	14,5	1,3	1,1	0,08	0,80	1,3	2,6	0,03	127	0,011
	Am 241	<0,35	<0,45	<0,56	<1,4	<0,25	<0,34	<0,36	0,26	<0,03	<0,64	<0,008

Anhang B

Erdproben vom Dez. 2004, Messung Labor Krakau 14.4.05

Genommen an den Standorten Waldschule in der Nähe der GKSS und Kriegerdenkmal auf der Elbmarschseite

Bq/kg Messmethode Alphaspektrometrie*), Partikel chemisch nicht aufgeschlossen

	Th 228**)	Th 230	Th 232	U 234	U 235	U 236	U 238	Pu 238	Pu239/240	Pu 241	Am 241
Waldschule											
P 1-1	398	289	398	270	11		268	<0,110	<0,160		<0,053
P 1-2	287	170	287	232	9		227	<0,032	<0,046		<0,041
P 1-3	116	67	116	67	2		61	<0,300	<0,430		<0,177
Kriegerdenkmal											
P 2-1	25	41	25	55	3		43	<0,230	<0,320		<0,117
P 2-2	97	37	97	217	8		225	<0,450	<0,640		<0,155
Mittel gesamt	185	121	185	168	6,6		165				

*) Leere Felder bedeuten nicht gemessene Nuklide

**) keine Messwerte, Th 228 wurde pauschal mit Th 232 gleichgesetzt

Anhang C

Im Dezember 2004 wurden Erdproben von den Standorten Waldschule in der Nähe der GKSS (Entfernung 500m) und Kriegerdenkmal auf der Elbmarschseite (1500 m entfernt von GKSS) gewonnen, an denen Dr. Fuhrmann, GEOLAB+GEOEXPLORATION, eine Größenseparierung vornahm, s. dessen Bericht vom März 2005.

Die „feine“ Fraktion enthält Korngrößen bis 122 µm, die „grobe“ Korngrößen zwischen 122 und 466 µm. In einer Probe der feinen Fraktion bei der Waldschule wurden die Schwermetallpartikel magnetisch angereichert (Kennzeichnung mit *).

Erdproben vom Dez. 2004, Messung Prof. Mironov, Minsk, Juni 2005

Bq/kg Messmethode Alphaspektrometrie (mit Tracer, Partikel chemisch aufgeschlossen)

Leere Felder bedeuten nicht gemessene Nuklide

	Th 228	Th 230	Th 232	U 234	U 235	U 236	U 238	Pu 238	Pu 239/240	Pu 241	Am 241
Waldschule											
grob	45±20	45±20	40±15	15±6	13±5		13±5	3,2±1,5	11±5		
fein	9,6±1,5	69±3	11±1	12±3	0,18±0,06		21±4	0,3±0,1	7,7±0,7		
fein*	210±80	310±80	210±80	230±50	95±45		185±45	11±5	36±10		
Kriegerdenkmal											
fein	25±3	650±30	38±9	12±3	0,25±0,05		28±5	0,07±0,02	2,7±0,3		

Das Gewichtsverhältnis von U 235/U 238 im natürlichen Gemisch von 0,7 % entspricht einem Aktivitätsverhältnis von 4,66 %.

Plutonium: im alten Bombenfallout beträgt das Verhältnis der Aktivitäten von Pu 238/Pu (239+240) = 0,03 bis 0,04. Bombenfallout enthält jedoch kein Thorium. Die nicht angereicherte feine Fraktion enthält abgereichertes Uran. Die grobe Fraktion sowie die magnetisch angereicherte enthalten angereichertes Uran. Bei letzteren ist der Pu 238-Anteil gegenüber Bombenfallout stark erhöht.

Auswertung Mironow-Ergebnisse

	Th 232/U 238	Th 230/U 238	U 235/U 238	Pu 238/Pu(239+240)
Waldschule				
grob	3,1	3,5	1,0	0,29
fein	0,52	3,3	0,0086	0,039
fein*	1,1	1,7	0,51	0,31
Kriegerdenkmal				
fein	1,4	23	0,0089	0,026

Anhang D

Tab. Strahleninduzierte genetische Effekte/Krebs im Kindesalter nach präkonzeptioneller Niederdosisbestrahlung

Bestrahtes Kollektiv	Krankheit	Gonadendosis mSv	Relatives Risiko	Verdopplungsdosis mSv
Seascale Väter (Gardner u.a.1990) alle Stadien der Spermatogenese 6 Monate vor Konzeption	Leukämie + Lymphome	200 10	7 7	29 1,4
Sellafield Arbeiter (Dickinson, Parker 2002)	“		1,9	
Beruflich exponiert W.Cumbria (McKinney u.a.1991)	“		3,2	
Präkonzeptionelle Röntgendiagnostik				
Väter (Graham u.a.1966)	Leukämie	5*	1,3	3,8
Väter (Shu u.a.1988)	Leukämie	3-30	1,4-3,9	
Väter (Shu u.a.1994)	Leukämie		3,8	
Mütter (Stewart u.a.1958)	Leukämie	5*	1,7	2,9
Mütter (Graham u.a.1966)	Leukämie	5*	1,7	2,9
Mütter (Natarajan, Bross 1973)	Leukämie	5*	1,4	3,6
Mütter (Shiono u.a.1980)	Krebs	3*	2,6	1,2
Berufliche Exposition (Hicks u.a.1984)	Krebs		2,7	

*) Die gekennzeichneten Dosiswerte sind durch Verfasser geschätzt

Gardner, M.J., Snee, M.P., Hall, A.J., Powell, A.J., Downes, S., Terrell, J.D.: Results of case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria. Brit. Med. J. 300, 1990, 423-429

Dickinson, H.O., Parker, I.: Leukaemia and non-Hodgkin's lymphoma in children of male Sellafield radiation workers. Int. J. Cancer 99, 2002, 437-444

McKinney, P.A., Alexander, F.E., Cartwright, R.A., Parker, L.: Parental occupations of children with leukemia in west Cumbria, north Humberside, and Gateshead. Br. Med. J. 302, 1991, 681-687

Graham, S., Levin, M.L., Lilienfeld, A.M. et al.: Preconception, intrauterine, and postnatal irradiation as related to leukemia. Natl. Cancer Inst. Monogr. 19, 1966, 347-371

Shu, X.O., Gao, Y.T., Brinton, L.A., Linet, M.S., Tu, J.T., Zheng, W., Fraumeni, J.F.: A population-based case-control study of childhood leukemia in Shanghai. Cancer 62, 1988, 635-644

Shu, X.O., Reaman, G.H., Lampkin, B., Sather, H.N., Pendergrass, T.W., Robison, L.L.: Association of paternal diagnostic x-ray exposure with risk of infant leukemia. Cancer Epidemiol., Biomarkers & Prevention 3, 1994, 645-653

Stewart, A., Webb, J., Hewitt, D.: A survey of childhood malignancies. Br. Med. J. i, 1958, 1495-1508

Natarajan, N., Bross, I.D.J.: Preconception radiation leukemia. J. Med. 4, 1973, 276-281

Shiono, P.H., Chung, C.S., Myrianthopoulos, N.C.: Preconception radiation, intrauterine diagnostic radiation, and childhood neoplasia. J. Natl. Cancer 65, 1980, 681-686

Hicks, N., Zack, M., Caldwell, G.G., Fernbach, D.J., Falletta, J.M.: Childhood cancer and occupational radiation exposure in parents. Cancer 53, 1984, 1637-1643