Elbmarschleukämien: Dosisbestimmung aus Umweltkontaminationen bei Geesthacht

Sebastian Pflugbeil

Gesellschaft für Strahlenschutz

Summary

An abrupt increase in leukaemia cases in children was observed in the immediate vicinity of the nuclear facilities near Geesthacht in 1990-91. To this day, the incidence in leukaemia there has remained a significantly three times higher.

At first, the search for causes was focussed on the Krümmel NPP. When unusual concentrations of radionuclides and unusual proportions of activity were found, the GKSS became a further focus of attention. Both nuclear facilities jointly contaminate their surroundings, but it will be impossible to attribute any exact share of radiation exposure of people in the vicinity to Krümmel NPP or GKSS respectively. This paper describes, by way of examples, radiation doses attributable to nuclear research.

It can be regarded as proven that an accident involving the release of radioactivity on the site of the nuclear facilities occurred on 12 September 1986. It can be deduced that not only fission and activation products, but also nuclear fuels and breeder products were released that can be identified in the environment to date. Over several hours, the radioactivity concentration in the air was more than 400 times the contamination caused by the Chernobyl disaster in northern Germany. The radioactive contamination of humans must have been largely caused by the inhalation of radioactive substances and subsequent exposure.

The released radioactive substances come from a hybrid system, that is, a nuclear experiment in which the processes of fission and fusion were to be applied simultaneously. We are not aware of any publications about the exact composition and arrangement of the experiment. This is why the inhalation mix has been reconstructed from the results of various nuclide-specific measurements in the environment.

The nuclear fuel used consists of thorium and uranium in approximately the same composition that was used in high-temperature reactors. This is evident from the soil measurements carried out predominantly between 2001 and 2004. The thorium isotopes found are probably the main contributors to radioactive contamination.

Exposure pathways for leukaemia induction are assumed to be the somatic exposure of young children, exposure in the womb and genetic induction via parental pre-conception exposure.

The bone marrow dose for small children was found to be 363 mSv, the leukaemia-relevant gonadal dose for adults 58 and 59 mSv respectively, while the embryonal dose appears to be negligible. The exposures are a consistent explanation for the occurrence of leukaemia among children in the area around Geesthacht. The risk factors that continue to exist to date must be investigated and removed.

Zusammenfassung

In der unmittelbaren Umgebung der kerntechnischen Anlagen bei Geesthacht trat in den Jahren 1990/91 eine abrupte Erhöhung der Leukämiefälle bei Kindern auf. Bis in die Gegenwart ist die Leukämieinzidenz dort dreifach signifikant erhöht geblieben.

Auf der Suche nach den Ursachen konzentrierte sich die Aufmerksamkeit zunächst auf das KKW Krümmel. Später wurde durch den Nachweis ungewöhnlicher Nuklidkonzentrationen und Aktivitätsverhältnisse die Aufmerksamkeit auf die GKSS ausgedehnt. Beide kerntechnische Anlagen haben Anteil an einer Kontamination der Umgebung, wobei es unmöglich bleiben wird, die Strahlenbelastungen der Anwohner anteilig dem KKW Krümmel und der GKSS zuzuordnen. Im vorliegenden Beitrag wird exemplarisch untersucht, zu welchen Strahlendosen Radionuklide führen, die dem Bereich der Kernforschung (GKSS) zuzuordnen sind.

Es kann als erwiesen angesehen werden, dass sich dort am 12. September 1986 ein Radioaktivitätsunfall im Gebiet der kerntechnischen Anlagen ereignet hat. 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 mehrere 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 kerntech-nischen Experiment, bei dem die Prozesse der Kernspaltung und der Fusion gleichzeitig angewendet werden sollten. Über die genaue Zusammensetzung und experimentelle Anordnung sind uns keine Publikationen bekannt. Das Inhalationsgemisch wird daher aus den Ergebnissen verschiedener nuklidspezifischer Messkampagnen in der Umgebung rekonstruiert.

Der verwendete Kernbrennstoff besteht aus Thorium und Uran in etwa der Zusammensetzung, wie sie in Hochtemperaturreaktoren eingesetzt wurden. Dies ergab sich aus Bodenmessungen, die vornehmlich erst in den Jahren 2001 bis 2004 durchgeführt wurden. Die aufgefundenen Thoriumisotope ergeben wahrscheinlich 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 363 mSv, die leukämierelevanten Go-nadendosen bei Erwachsenen zu 58 bzw. 59 mSv, die Embryonaldosis erscheint vernachläs-sigbar. 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.

Inhalt

Vorbemerkung 51
I Einleitung 52
II Indizien für eine Hybridanordnung (Fusion + Fission) 55
III Zeitdauer, Ausdehnung und Intensität der radioaktiven Wolke 58
IV Weitere Analysen zur Zusammensetzung der Schwermetallmikropartikel 61
V Abschätzung der Strahlendosis 63
Prinzipielle Vorgehensweise 63
Langlebige Nuklide 64
Ermittlung der Luftkonzentration und Inhalationsdosis 68
Möglicher Beitrag kurzlebiger Nuklide zur Inhalationsdosis 69
Ingestionspfad 71
VI Inhalationsdosis und beobachteter Effekt 72
Schriftenverzeichnis 73
Anhang A,1: Gammaspektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen; Dachbodenstaub, Uni Bremen 1997/1998 76
Anhang A,2: Gammaspektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen; Messungen Uni Bremen 76
Anhang B: Messungen des Nieders. Landesamtes für Immissionsschutz in der Elbmarsch, Mai 1991 77
Anhang C: Gammaspektrometrische Analysen an 5 Bodenproben aus der Elbmarsch vom Dez.1995 durch Isotopenlabor Universität Göttingen 77
Anhang D,1: Gammaspektrometrische Analysen an Bodenproben der Geesthachter Elbseite 2001 durch ARGE PhAM 78
Anhang D,2 und D,3: Bodenuntersuchungen in Elbmarsch durch ARGE PhAM 2001 78,79
Anhang F: Tab. Strahleninduzierte genetische Effekte/Krebs im Kindesalter nach präkonzeptioneller Niederdosisbestrahlung 79

Vorbemerkung

In einer vorangehenden Arbeit haben wir eine Dosisabschätzung vorgenommen, indem wir von einer rekonstruierten Luftbelastung durch freigesetzte Nuklide ausgingen (Schmitz-Feuerhake, Gabriel, Pflugbeil: Das Elbmarsch-Leukämiecluster: Betrachtungen zum Dosis-Wirkungszusammenhang anhand der beobachteten Kontamination bei Geesthacht. 20. 2.06). Dabei wurden auch Angaben der Aufsichtsbehörde über die Luftradioaktivität am 12.9.86 verwendet. Da diese als nicht gesichert erscheinen, wird in der vorliegenden Abschätzung von den heute noch bei Geesthacht feststellbaren Bodenkontaminationen ausgegangen. Dies hat zugleich den Vorteil, dass fehlerhafte Annahmen über die Dauer der radioaktiven Wolke keine Rolle spielen, da die Bodenkontamination dem Produkt von Luftkonzentration und Inhalationsdauer entspricht, welches ein Maß für die Bevölkerungsdosis ist.

Durch weitere Untersuchungen des gesamten Bodeneintrags und der nach dem entwickelten Sce-

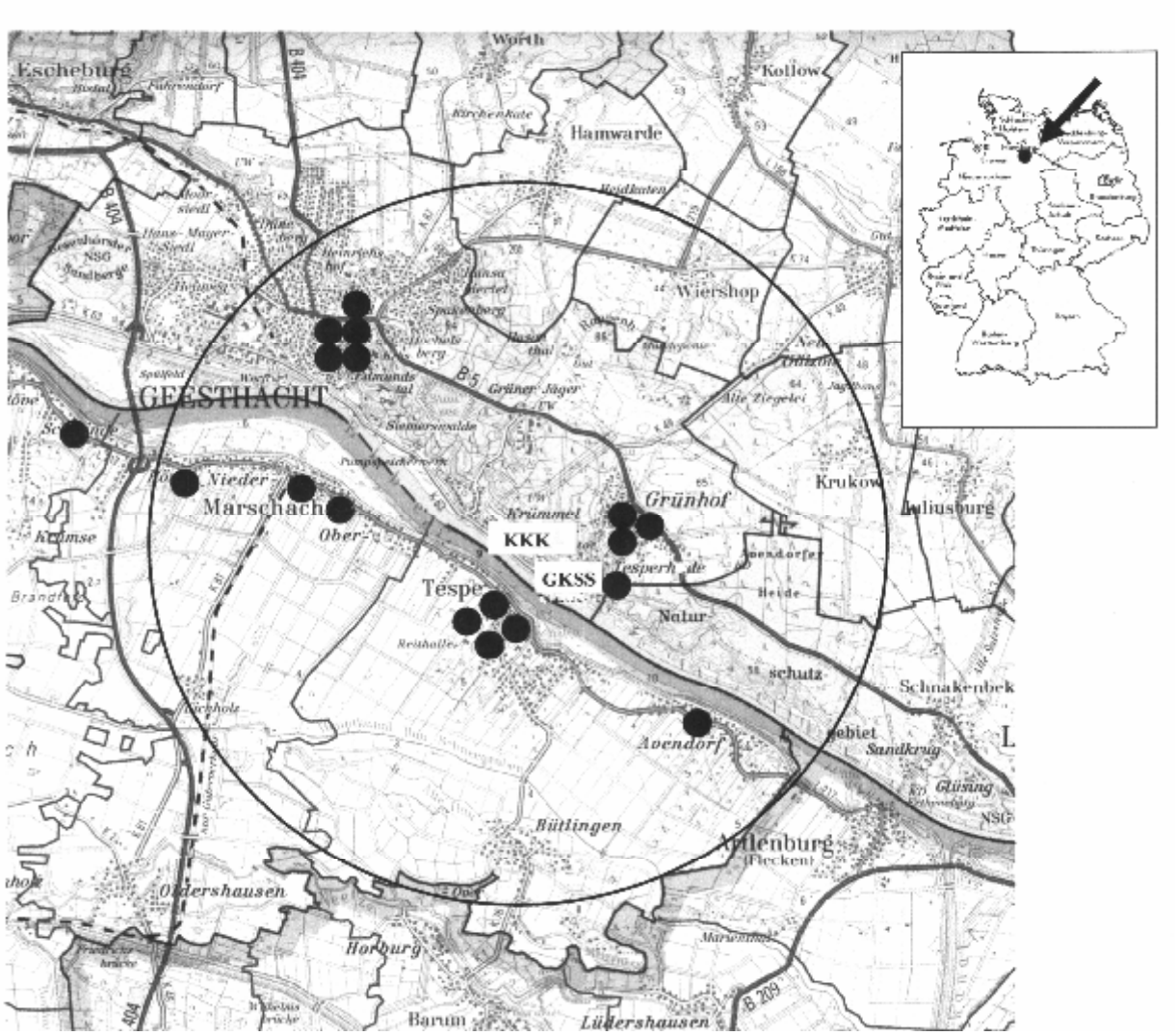
nario zu erwartenden spezifischen Nuklide werden sich die Ergebnisse noch besser absichern lassen. Insbesondere besteht noch die Aufgabe, aus den Befunden abzuleiten, ob eine anhaltende relevante Exposition der Bevölkerung besteht, die zu beseitigen ist.

I Einleitung

Die Samtgemeinde Elbmarsch liegt ungefähr 30 km entfernt von der Stadt Hamburg am süd-lichen Elbufer, das zum Bundesland Niedersachsen gehört (Abb.1). Am gegenüberliegenden Elbufer auf dem Gelände der Stadt Geesthacht befinden sich das Kernkraftwerk Krümmel (KKK), das 1984 in Betrieb genommen wurde, und die frühere Kernforschungsanlage GKSS (Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schiffahrt). Die GKSS befasste sich seit 1959 mit verschiedenen Projekten der Reaktorforschung und betrieb zwei For-schungsreaktoren, von denen einer inzwischen stillgelegt und abgebaut wurde.

Zwischen Dezember 1989 und Mai 1991 wurden in der Samtgemeinde 5 Leukämiefälle und eine aplastische Anämie bei Kindern diagnostiziert, während nach dem bunderepublikani-schen Durchschnitt nur 0,13 Fälle zu erwarten waren (Hoffmann et al. 1997). In den folgenden Jahren traten auch auf der Geesthachter Elbseite vermehrt Leukämieerkrankungen bei Kindern auf (Tabelle 1).

Abb.1 Karte zur Lokalisation der kindlichen Leukämiefälle bei Geesthacht 1990-2006, ein schließlich 1 kindl. Fall Aplastische Anämie, 1 jugendl. Leukämie (21 J., 1991) Eingetragen ist der 5 km-Umkreis um das Kernkraftwerk



Nach Angabe des Deutschen Kinderkrebsregisters hat sich die Zahl der kindlichen Leukämie-fälle im 5 km-Umkreis bezogen auf das Kernkraftwerk bis zum Jahr 2006 auf 16 erhöht.

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

Nr	Geburts-datum	Ge-schl	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	-	+		Grünhof/Tes-perhude[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	+		Grünhof/Tes-perhude
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]
15	2002	M	ALL	3/2004	1	-16	+		Grünhof/Tes-perhude
16	2001	M	ALL	11/2005	4	-15	+		Geesthacht
17	1994	W	AML	9/2006	12	-8	+		Tesperhude

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-Kreises
[2]zugezogen aus Avendorf

Trotz der anhaltend dreifach signifikant erhöhten Leukämieinzidenz erklärten die zuständigen Minister der Länder Schleswig-Holstein und Niedersachsen die Aufklärungsbemühungen im Jahr 2004 für beendet und entließen die jeweils eingesetzten Leukämiekommissionen mit der Feststellung, dass sich kein Hinweis auf einen Zusammenhang mit Radioaktivität ergeben habe und sich für das Phänomen derzeit keine Ursache finden lasse.

Die Mitglieder der schleswig-hosteinischen Leukämiekommission sahen das mehrheitlich anders und veröffentlichten eine Stellungnahme, in der sie einen kerntechnischen Unfall im Jahre 1986 als auslösendes Ereignis für die Erkrankungen beschrieben. Darauf haben sie auf-grund von Unter-

suchungen über verschiedene Kontaminationen in der Umgebung der Geest-hachter Anlagen geschlossen (Wassermann 2004).

Wir hatten schon früher darauf hingewiesen, dass die ableitbaren medizinisch-biologischen Parameter bei den Erkrankungen auf eine Strahlenursache hinweisen, dazu gehören die Alters- und Geschlechtsverteilung sowie der Zeitraum zwischen dem Unfall und dem Auftreten der Leukämien, der mit den beobachteten Latenzzeiten aus der Literatur übereinstimmt. Fer-ner hatten Blutuntersuchungen bei Einwohnern der Samtgemeinde Elbmarsch erhöhte Raten dizentrischer Chromosomen ergeben (Biologische Dosimetrie). Daraus war eine Strahlenbelastung der Bevölkerung weit oberhalb der Grenzwerte abzuleiten und eine Inkorporation von Alphastrahlern (Schmitz-Feuerhake et al. 1997).

Diese Inkorporation ist nach unseren Erkenntnissen auf die Inhalation von Kernbrennstoffen und Brutprodukten zurückzuführen, die bei dem Unfallereignis freigesetzt wurden. Da über die Art des zugrundeliegenden Experiments keine Informationen und Publikationen zu erhalten waren, muss aus den Beobachtungen in der Umgebung, die großenteils erst viele Jahre nach dem Ereignis durchgeführt wurden, über die Zusammensetzung des Inhalationsgemisches und den zeitlichen Verlauf sowie die räumliche Ausdehnung geschlossen werden. Ein besonderes Problem für die Dosisabschätzung besteht darin, dass es sich zum Teil um partikelgebundene Radioaktivität handelt. Erst im Jahr 2000 wurde entdeckt, dass sich Mikrosphä-ren in verschiedenen Größen aus Kernbrennstoff und andere radioaktive Teilchen in der Umgebung der Geesthachter Anlagen befinden (Abb.2).

Die verschiedenen Untersuchungen über die Zusammensetzung der Umgebungskontamination bei Geesthacht ergaben, dass das zugrundeliegende Experiment zu dem Unfall einen Hybridreaktor betraf. Bei dieser Entwicklungslinie in der Kerntechnik sollten die Prinzipien der Energiefreisetzung durch Kernfusion und Kernspaltung kombiniert werden, um eine Effizienzsteigerung zu erreichen und gleichzeitig neues spaltbares Material zu erbrüten.

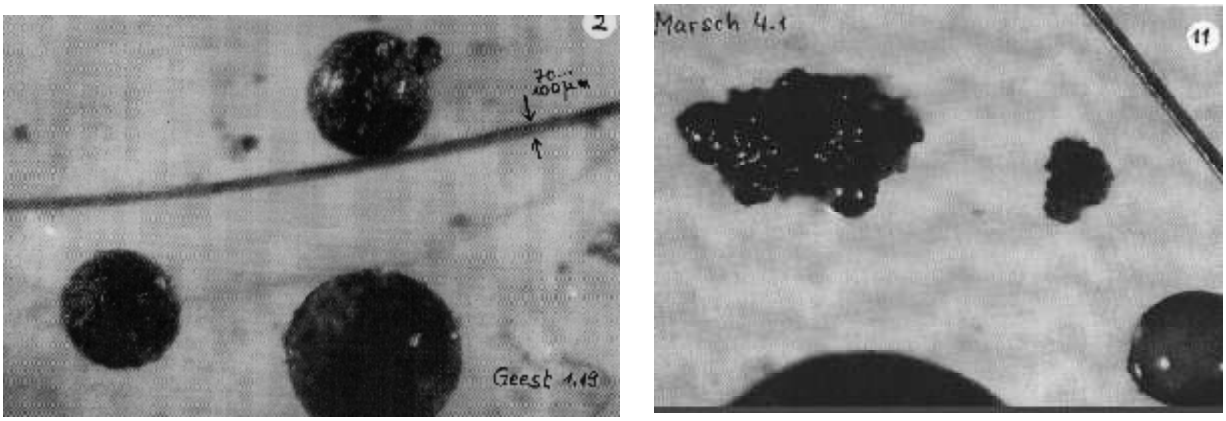
Ausgangsmaterialien für die Kernfusion sollten die Wasserstoffisotope Deuterium und Tritium sein: ${}^{2}_{1}H + {}^{3}_{1}H = {}^{4}_{2}He + \mathrm{n}$ (14 MeV). Tritium sollte im Neutronenfluss ständig neu aus Lithium erbrütet werden:

$${}^{6}_{3}Li + \mathrm{n} \rightarrow {}^{4}_{2}He + {}^{3}_{1}H$$

$${}^{7}_{3}Li + \mathrm{n} \rightarrow {}^{4}_{2}He + {}^{3}_{1}H + \mathrm{n}$$

Eine Möglichkeit, die für die Fusion notwendige Verdichtung zu erzeugen, ist das Inertial Confinement, bei dem sich das zu verschmelzende Material im Innern einer kugelförmigen Hülle befindet, die durch Verdampfung zur Implosion gebracht wird. Dieses kann durch Laserbeschuss erfolgen. An der Forschungsfront für die laser- oder durch Stoß geladener Teilchen induzierte Inertial-Confinement-Fusion stand nach Literaturangaben auch die Bundesrepublik Deutschland (Stickley 1978; Westervelt, Pollock 1979; Bock 1992).

Abb.2 Isolierte Mikrosphären aus Bodenproben vom nördlichen und südlichen Elbufer bei Geesthacht, unten auch eingebettet in keramisches Matrixmaterial Zum Größenvergleich ist ein menschliches Haar beigefügt aus (Gabriel et al. 2001)



Die Spalt- und Brutzone des Brennelements (Blanket) muss Stoffe enthalten, die sich einerseits durch die schnellen Neutronen der Fusion gut spalten lassen, wobei wieder Neutronen entstehen, und andererseits durch Aufnahme von Neutronen neue Spaltstoffe bilden („Brüten“). In

Frage kommen Th 232 (Brutprodukt U 233), U 238 (Brutprodukt Pu 239) und Tran-surane wie Am und Cm.

Größenangaben über Brennstofftabletten für die Hybridversion mit Laseraufheizung finden sich bei Velarde und Mitarbeitern (1980), die Gebilde mit Kugelaufbau von 1 mm und 0,47 mm Gesamtdurchmesser untersucht haben, ferner bei LoDato (1977) mit ebenfalls 1 mm Durchmesser und 0,5 mm für Hochtemperaturreaktorbrennstoff bei Bullock (1980).

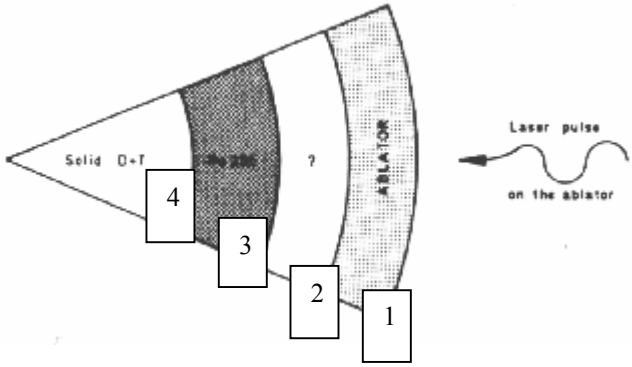
Die grundsätzliche Anordnung der Schichten in Mikrobrennstoffkugeln zeigt Abb.3. Die Fusionszone im Innern (4) ist von der Blanketschale mit dem Spalt- und Brutmaterial (3) umgeben. Der Laserstrahl trifft auf die äußere Ablatorschicht (1), in der sich Material mit einem niedrigen Atomgewicht befindet, so dass es leicht verdampft werden kann. Darauf folgt die „Pusher"- oder „Tamper"-Schale (2) aus einem schweren Material wie z. B. Gold, die nach innen drücken soll, damit im Zentrum der Kugel ein maximaler Druck entsteht. Das Spalt- und Brutmaterial im Blanket kann seinerseits aus Mikrosphären bestehen.

Zur Verbesserung der Neutronenausbeute wird in manchen Ausführungen das Blanket mit Beryllium versehen (Maniscaldo et al. 1981), das pro aufgenommenen Neutrons zwei weitere liefern kann:

$$^{9}_{4}Be + \mathrm{n} \rightarrow 2\ ^{4}_{2}He + 2\,\mathrm{n}$$

Überlegungen zur Konfiguration und Sinnfälligkeit von Hybridanordnungen wurden in den westdeutschen Kernforschungsanlagen Jülich (Meuresch 1983) und Karlsruhe (Abdel-Khalik 1980) angestellt. Dokumente über konkrete Versuche sind uns nicht bekannt.

Abb.3
Prinzipieller Schichtenaufbau
der Hybridmikrosphäre
nach (Velarde et al. 1980)
Durchmesser 1 mm oder 0,47 mm
1 Ablator: Verdampfungszone
2 Pusher/Tamper
3 Spalt- und Brutzone (Blanket)
4 Fusionszone



II Indizien für eine Hybridanordnung (Fusion + Fission)

Die Indizien, anhand derer wir den Unfall bei Geesthacht als Hybridexperiment deuten, sind die folgenden:

1. In Bäumen aus der Elbmarsch wurden im Ringbereich 1986 erhöhte Tritiumkonzentrationen gefunden (Schmitz-Feuerhake et al. 1996; IPPNW & Bürgerinitiative 2002).

2. Unter den isolierten Partikeln aus der Umgebung fanden sich helle Phiolen mit flüssigem Inhalt, die eine ß-Strahlung aussandten. 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 (GKSS 2001).

3. Massenspektrometrische Untersuchungen an Bodenproben, isolierten Mikrosphären sowie Matrixmaterial zeigen erhöhte Konzentrationen der Elemente Lithium und Beryllium (Stevenson 2002; Meyer, Kriegseis 2002), ein Beispiel zeigt Abb.4.

4. Aus den massenspektrometrischen Untersuchungen geht hervor, dass das Blanket Thorium und Uran enthielt (Abb. 4, 5).

5. Massenspektrometrische Untersuchungen des gleichen Labors an Bodenproben aus der Gegend zeigten ebenfalls die schon im Dachstaub gefundenen Elemente Plutoni-um als Brutprodukt aus Uran sowie das Transuran Americium (Abb.5). Letzteres war in Thorium-Hybridsystemen als Verstärker für die Tritiumproduktion vorgeschlagen worden (Kumar, Sahin 1983; Sahin, Kumar 1983).

Abb.4 Massenspektrum (SIMS) eines zermahlenen Mikrokügelchens aus der Umgebung von Geesthacht; Probennahme Institut für Toxikologie Kiel

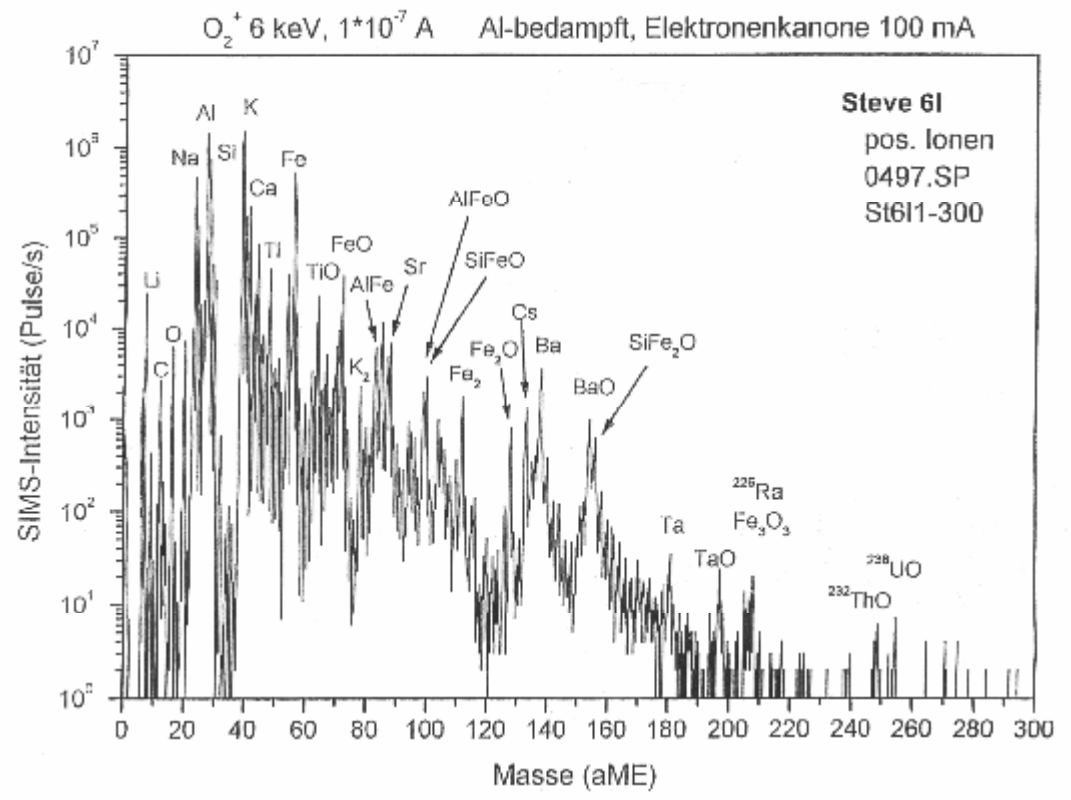
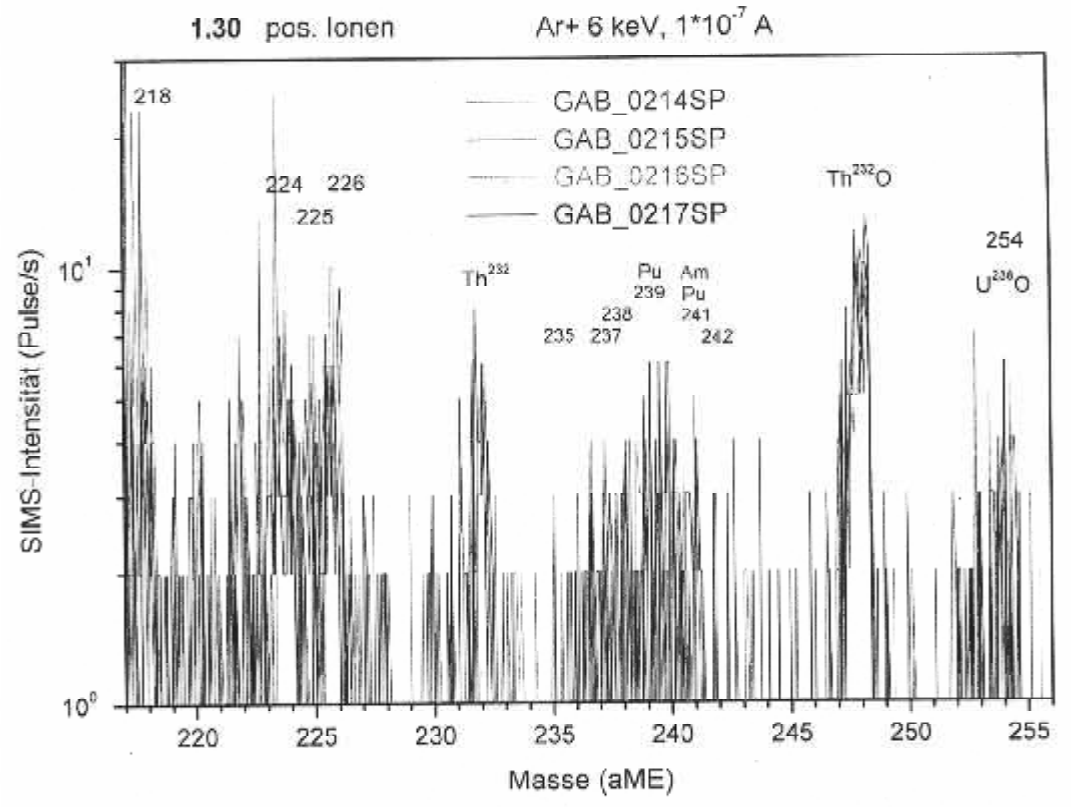


Abb.5 Massenspektrum (SIMS) einer Erdprobe aus dem Geestgebiet höchster Kügelchenkonzentration an Pos.1.30, vergl. Karte Abb.6, S. 14 aus (ARGE PhAM 2003)



Die Messung im Bereich der höchsten Mikrosphärendichte ergab nach Größenseparation bei Partikeln mit Durchmessern >122 µm ein Aktivitätsverhältnis Th 232/U 238 von 3,1 (Grob-fraktion, Tabelle 7). Für unseparierten Boden von der gleichen Stelle mit der höchsten

Th 232-Konzentration ergab sich ein Aktivitätsverhältnis 1,5 (Tabelle 8). Eine im Jahr 1991 durchgeführte Bodenmessung des Niedersächsischen Landesamts für Ökologie ergab am Ort der höchsten Thoriumkonzentration ein Aktivitätsverhältnis von 9,3 (Anhang B).

Wegen der unterschiedlichen Halbwertszeiten lagen somit die Massenverhältnisse

Th 232/U 238 zwischen 4,6 und 29.

In der Grobfraktion (Tabelle 7) ergab sich für U 238/U 235 ein Aktivitätsverhältnis von 1,0. Das U 235 war somit 21-fach angereichert.

Gemische von Thorium und Uran wurden in Hochtemperaturreaktoren verwendet, wobei Anreicherungen für U 235 von 8-93 % zum Einsatz kamen (Kugeler, Schulten 1989). Hybridsysteme mit Hochtemperaturbrennstoff als Spalt- und Brutmaterial sind in der KFA Jülich of-fenbar favorisiert worden. Der Brennstoff im Blanket sollte in Form von „coated particles“, d.h. in eingebettetten Mikrospären, angeordnet werden (Meuresch 1983).

Ein Teil solchen Materials bei Geesthacht war einem Fluss schneller Neutronen ausgesetzt. Dies lässt sich anhand der zu erwartenden Spalt-, Aktivierungs- und Brutprodukte nachweisen. Krumbein et al. (1980) haben Reaktionsraten für eine konzentrische Anordnung von Fusionszone und Thorium- oder Uranblanket bei Bestrahlung mit 14 MeV-Neutronen ermittelt. Es ergaben sich die in den Tabellen 2 und 3 aufgeführten Bestrahlungsprodukte.

Wie im folgenden gezeigt wird, waren die Endprodukte der Ketten in den Tabellen 2 und 3 in der Umgebung von Geesthacht nachweisbar, soweit sie sich nicht mit anderen dort aufzufindenden Nukliden messtechnisch überlappen.

Tabelle 2 Nukliderzeugung durch 14 MeV-Neutronenbestrahlung eines Thoriumblankets; experimentell bestimmte Rate (Krumbein et al. 1980)

Reaktion	Rate	Produkte
^{232}Th (n,f)	0,174	Spaltprodukte
^{232}Th (n,γ)	1,63	$^{233}\mathrm{Th} \xrightarrow{22\,\mathrm{min}} {}^{233}\mathrm{Pa} \xrightarrow{27d} {}^{233}\mathrm{U}$ (1.6 10^5 y)
^{232}Th (n,2n)	0,42	$^{231}\mathrm{Th} \xrightarrow{25.5h} {}^{231}\mathrm{Pa}$ (3.3 10^4 y) $^{231}\mathrm{Pa(n,2n)}^{230}\mathrm{Pa} \xrightarrow{17.7d} {}^{230}\mathrm{U} \xrightarrow{20.8d} {}^{226}\mathrm{Th} \xrightarrow{31m} {}^{222}\mathrm{Ra} \xrightarrow{38s}$ $^{218}\mathrm{Rn} \longrightarrow \ldots\ldots\ldots {}^{210}\mathrm{Pb}$ (22 y)
^{232}Th (n,3n)	0,30	^{230}Th (8 10^4 y)

Tabelle 3 Nukliderzeugung durch 14 MeV-Neutronenbestrahlung eines Uranblankets; experimentell bestimmte Rate (Krumbein et al. 1980)

Reaktion	Rate	Produkte
^{238}U(n,f)	1,18	Spaltprodukte
^{235}U(n,f)	0,23	Spaltprodukte
^{238}U(n,γ)	4,11	$^{239}\mathrm{U} \xrightarrow{23m} {}^{239}\mathrm{Np} \xrightarrow{2.3d} {}^{239}\mathrm{Pu}$
^{238}U(n,2n)	0,27	$^{237}\mathrm{U} \xrightarrow{6.7d} {}^{237}\mathrm{Np}$ (2.14 10^6 y)
^{238}U(n,3n)	0,34	^{236}U (2.4 10^7 y)

Spaltprodukte zu beiden Ausgangsstoffen wurden in den Messungen zum 12.9.86 festgestellt (Schmitz-Feuerhake et al. 2005).

Tabelle 2: Das Uranisotop 233, zu dessen Erzeugung die Hybridversion dienen soll, lässt sich gammaspektrometrisch in Erdproben nicht empfindlich nachweisen. Alphaspektrometrisch lässt

es nicht von ^{234}U unterscheiden, welches nachgewiesen wurde (Tabellen 7, 8), und in den Massenspektren kann es nicht von ^{232}Th getrennt werden.

^{231}Pa sendet nur eine schwache Gammaintensität bei 290 keV aus (6%) und war sporadisch gefunden worden (Anhang B). Erhöhungen von ^{210}Pb waren in sehr auffälliger Weise in Dachstaub- und anderen Umgebungsmessungen festzustellen (Anhang A). Das Thoriumisotop 230 ist in der Natur ein Folgeprodukt von U 238 (Tabelle 4). Es kann alphaspektrome-trisch nachgewiesen werden. Wie die Messungen an größenseparierten Bodenfraktionen zeigen (Tabelle 7), liegt es bei der GKSS und auf der Elbmarschseite nicht im Gleichgewicht mit U 238 sondern in überhöhten Konzentrationen vor und bestätigt damit den in Tabelle 2 ange-gebenen Prozess.

Tabelle 3 enthält die zu erwartenden Bestrahlungsprodukte aus Natururan. Das Brutprodukt 239Pu wurde bei Geesthacht in Dachstaub (Schmitz-Feuerhake et al. 2003) und Erdproben (Abb.5, Tabelle 7 und Anhang D,3) gefunden, 237Np in Erdproben (Abb.5). Das Uranisotop 236 lässt sich gammaspektrometrisch nicht nachweisen und alphaspektrometrisch nicht von U 235 unterscheiden.

Tab.4 Natürliche Zerfallsreihen von Uran 238, Uran 235 und Thorium 232 im Dauergleichgewicht nach (Eisenbud 1987)

Natürliche Zerfallsreihe Uran 238				Natürliche Zerfallsreihe Uran 235				Natürl. Zerfallsreihe Thorium 232			
Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Aktivität relat. Einh.	Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Aktivität relat. Einh.	Nuklid	HWZ	Strahlungsart	Aktivität relat. Einh.
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
				U 235	7,1 10^8y	α γ	4,66				
U 238	4,5 10^9y	α γ	100	Th 231	25,6 h	ß γ	″				
Th 234	24 d	ß γ	″	Pa 231	3,3 10^4y	α γ	4,66	Th 232	1,4 10^{10} y	α γ	100
Pa 234m	1,2 m	ß γ	100	Ac 227	21,6 y	ß α	″	Ra 228	6,7 y	ß	100
U 234	2,5 10^5y	α γ	100	Th 227	18,2 d	α γ		Ac 228	6,13 h	ß γ	″
Th 230	8,0 10^4y	α γ	″	Fr 223	22 m	ß γ		Th 228	1,9 y	α γ	″
Ra 226	1622 y	α γ	100	Ra 223	11,4 d	α γ	4,66	Ra 224	3,64 d	α γ	″
Rn 222	3,8 d	α	100	Rn 219	4,0 s	α γ	4,66	Rn 220	55 s	α	100
Po 218	3,05 m	α	″	Po 215	1,8 10^{-3}s	α	″	Po 216	0,16 s	α	″
Pb 214	26,8 m	ß γ	″	Pb 211	36,1 m	ß γ	″	Pb 212	10,6 h	ß γ	″
Bi 214	19,7 m	ß	″	Po 211	0,52 s	α γ	″	Bi 212	60,5 m	ß,γ,α	″
Po 214	1,6 10^{-4}s	α γ	″	Tl 207	4,79 m	ß	″	Po 212	3,0 10^{-7}s	α	54
Tl 210	1,3 m	ß γ	″	Pb 207	stabil			Tl 208	3,1 m	ß γ	36
Pb 210	22 y	ß γ	″					Pb 208	stabil		
Bi 210	5,0 d	ß	″								
Po 210	138 d	α	″								
Tl 206	4,2 m	ß	″								
Pb 206	stabil										

HWZ Halbwertszeit y Jahre d Tage h Stunden m Minuten s Sekunden

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

III Zeitdauer, Ausdehnung und Intensität der radioaktiven Wolke

Am 12.9.86 kam es zu einer Radioaktivitätsfreisetzung im Raum Geesthacht (IPPNW, Bürgerinitiative 2002; Schmitz-Feuerhake et al. 2005). 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 – wie von der Aufsichtsbehörde behauptet – dass dieser durch eine Außenkontamination zustande kam, die über die Zuluftanlage des Werks nach innen befördert wurde. 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/m³ angegeben wurde (Ministerium 1993).

Das Routineüberwachungsprogramm für die beiden kerntechnischen Anlagen gestattet keine Aussagen über die Ausdehnung einer Unfallkontamination (Schmitz-Feuerhake et al. 2005). 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 Bo-denoberflächenaktivität (Betastrahlung), (b) im Sediment der

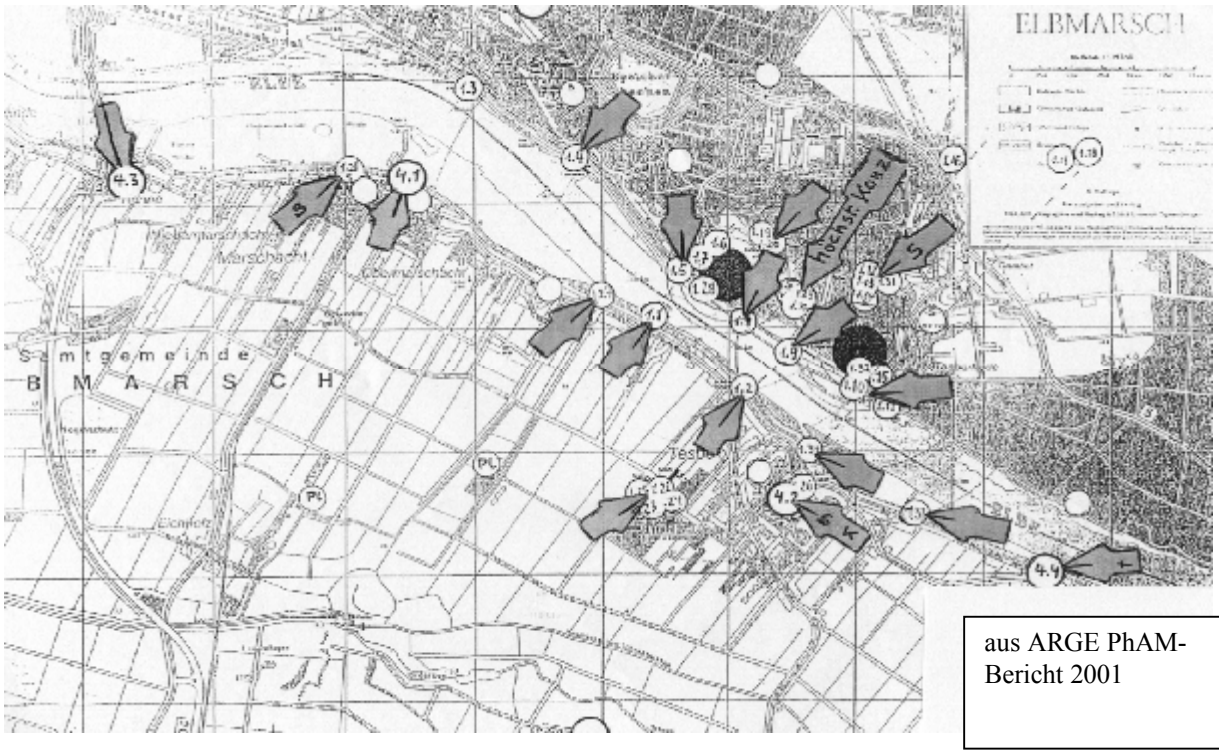
Elbe an der Einleitstelle der GKSS bei Flusskilometer 578,6, gelegen 0,8 km südöstlich der GKSS, (c) im Wasserwerk Geesthacht in der Krümmelstraße in unmittelbarer Nähe des Kernkraftwerks, 1,7 km nord-westlich der GKSS. Ferner wissen wir, dass die Wolke am Vormittag die Stadt Geesthacht er-eichte, wo 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 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-Mikrosphären ergaben (ARGE PhAM 2001), s. Abb.6. Mikrosphären wurden jedoch auch noch in Adendorf nördlich Lüneburg, 14 km südöstlich von der GKSS, gefunden.

Die Meßstation Altengamme der Kernkraftwerksfernüberwachung (KFÜ) zeigte in der 37. Kalenderwoche einen Peak, s. Abb.7. Diese Station befindet sich etwa 10 km westlich der GKSS. Der Kommentar der auswertenden Firma ESN zu den Meßwerten lautet: „33-38 KW schwankende Meßwerte bei Gerätestörung (ND-Sonde defekt)“.

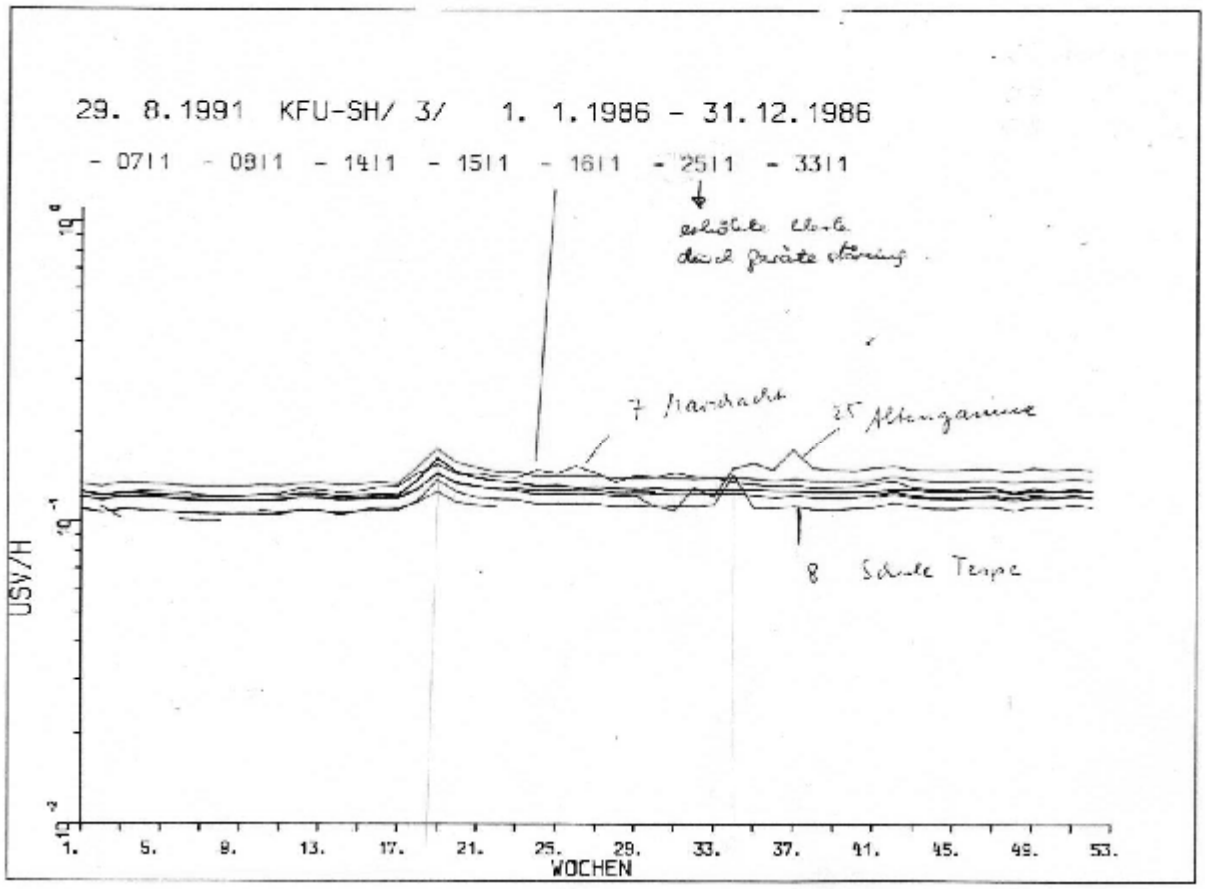
In der Tabelle 5 sind verschiedene Ableitungen und Angaben zu Nuklidkonzentrationen in der Luft aufgeführt, die sich anhand von Umgebungsmessungen zu der Kontamination am 12.6.86 gewinnen lassen. Der Vergleich mit üblichen Backgroundkonzentrationen und Messungen nach Tschernobyl zeigt, dass es sich um eine relativ enorme Luftkontamination gehandelt hat.

Abb.6 Probenahmestellen (offene Kreise) und Fundorte für Mikrokügelchen (Pfeile)



aus ARGE PhAM-Bericht 2001

Abb.7 Auszug Kernkraftwerksfernüberwachung 1986/Ortsdosisleistung im Freien



Tab.5 Rekonstruktion von Radioaktivitätskonzentrationen in der Luft am Unfalltag 12.9.86 im Vergleich zu normalem Background und Tschernobylaktivität

Ort	Nuklide	Konzen-tration Bq/m³	Bemerkungen	Refe-renz
Belastete Gebiete				
Obermarschacht	Beta-Aerosole	300	abgeleitet aus gemessener Oberflächenaktivität	(1, 2)
Wasserwerk Geesthacht	Cs 137	277	abgeleitet aus Wasser-aufbereitung	(1, 2)
Maschinenhaus-dach Krümmel	Beta-Aerosole	9000	abgeleitet von Festkörperdosimetermessung	(1, 2)
Gelände Kernkraft-werk Krümmel	Gamma-Aerosole	500	Angabe Aufsichtsbehörde v. 19.2.93	(3)
Kontrollwerte				
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)

(1) IPPNW, Bürgerinitiative 2002
(2) Schmitz-Feuerhake et al. 2005
(3) Ministerium 1993
(4) Bundesminister 1986
(5) GKSS 1986
(6) Bundesamt 2003

IV Weitere Analysen zur Zusammensetzung der Schwermetallmikropartikel

Im Jahr 2002 wurde eine Probe aus separierten Schwermetallmikrosphären, die von H.W. Gabriel unter dem Mikroskop isoliert worden waren, an der Universität Bremen gammaspektrometrisch untersucht (Landesmesstelle 2002). Sie entstammten Bodenproben aus der Nähe der GKSS. Die Teilchengrößen lagen zwischen 20 und 1000 µm und die Probenmenge betrug ca. 0,5 g. Außer Pb 214, das dem Untergrund der Messanlage zuzuordnen ist, wurde oberhalb der Nachweisgrenze das Folgeprodukt von Thorium 232 bestimmt:

Ra 224 0,31 ± 0,10 Bq

Bei angenommenem radioaktivem Gleichgewicht (Tabelle 4) ergibt sich für Th 232 somit eine mittlere Konzentration in den Partikeln von 0,62 Bq/g bzw. 620 Bq/kg.

Von der GKSS wurden in den Untersuchungen an isolierten Kügelchen ebenfalls Thoriumderivate gemessen (GKSS 2001). Nach Versetzen mit Lösungsmittel zeigten sich in der Erstmessung die kurzlebigen Tochternuklide Bi 212 und Po 212 als Folge austretenden Radonga-ses Rn 220 (Thoron), vergl. Tabelle 4.

Um die Kontaminierung des Bodens mit Kernbrennstoffen, einschließlich der Partikel in verschiedenen Größenfraktionen, näher zu untersuchen, wurden im Dezember 2004 erneut Bodenproben an ausgesuchten Stellen genommen. Auf der nördlichen Elbseite liegt im Ortsteil Tesperhude von Geesthacht eine Waldschule (Pos. 1.12 in Karte Abb.6), dicht bei der GKSS. Die Proben von dort stammen aus einem Waldstück neben der Schule, in dem seit 1986 vermutlich keine Bodenbewegungen stattgefunden haben. Die obersten 5 cm der Bodenschicht wurden verworfen, um Humusbildung seit 1986 zu berücksichtigen, und die Proben aus etwa 5-15 cm Tiefe entnommen.

Auf gleiche Weise gingen wir bei der Probennahme auf der Elbmarschseite vor, beim Kriegerdenkmal in Tespe (Pos. 1.2 in Karte Abb.6). Dort wurden ebenfalls Stellen unterhalb größerer Bäume ausgesucht, um möglichst über 20 Jahre unbearbeiteten Boden zu gewinnen.

Je etwa 500 g dieses Materials wurden im Labor GeoLab+GeoExploration, Weinheim, durch Größen- und Dichtenseparierung auf unnatürliche Bestandteile untersucht (Fuhrmann 2005). Nach Herstellung mehrerer Fraktionen durch Sieben mit unterschiedlicher Maschenweite konnten die Partikel wegen ihres Schwermetallgehaltes durch Sedimentation nach dem Prin-zip der Goldwäscherpfanne angereichert werden und großenteils auch durch magnetische Anziehungskraft. Abb.8 zeigt die Wirkung von Magneten auf die Bestandteile der Proben.

Für Radioaktivitätsmessungen wurden Fraktionen nach Tabelle 6 gebildet. Die Humusanteile in den Proben wurden vor der Größenseparierung durch Wässern, Erhitzen und Dekantierung weitgehend entfernt. Die Fraktionen wurden durch Naßsiebung hergestellt.

Messungen mit einem Kontaminationsmessgerät an der Oberfläche zeigten bereits deutlich erhöhte Radioaktivität. In Tabelle 6 wird der Faktor der Erhöhung gegenüber dem Untergrund von 0,03 Impulse/s angegeben.

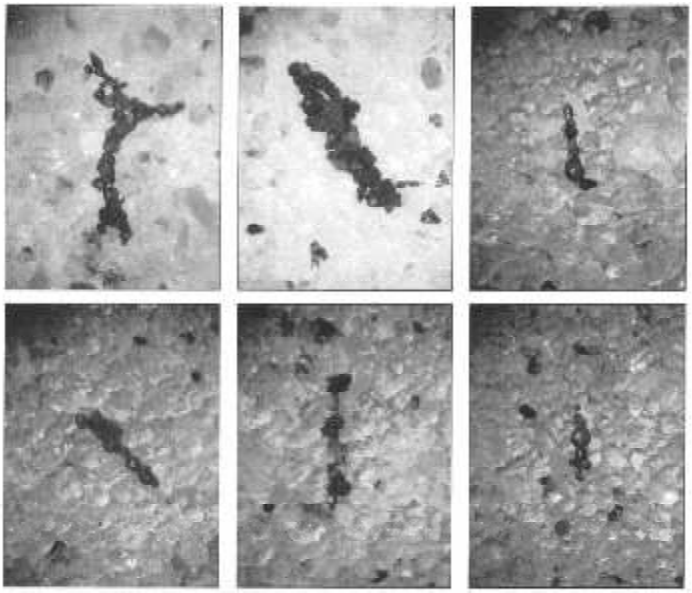


Abb.8 Clusterbildung der Mikrokügelchen aus Bodenproben bei Geesthacht durch magnetische Anreicherung, aus (Fuhrmann 2005)

Tab.6a Probenserie Waldschule (Fuhrmann 2005)
nass korngrößenklassifiziert/unangereichert

Korngröße mm	Gewicht g	Messung Geigerz. Faktor	Alphamessung Minsk
< 0,063	0,55	100	+
0,063 - 0,122	2,04	1	+
0,122 - 0,263	7,66	90	+
0,263 - 0,466	6,06	90	

Tab.6b Probenserie Kriegerdenkmal (Fuhrmann 2005)
nass korngrößenklassifiziert/unangereichert

Korngröße mm	Gewicht g	Messung Geigerz. Faktor	Alphamessung Minsk
< 0,063	5,46	150	+
0,063 - 0,122	18,84	90-133	+
0,122 - 0,263	6,98	150	
0,263 - 0,466	1,06	120	

Die Proben < 0,063 bis 0,122 mm wurden des weiteren im Dezember 2005 in der Internatio-nal Sakharov Environmental University in Minsk untersucht, ferner die Fraktion 0,263-0,466 mm aus der Serie Waldschule. Außerdem wurde eine Probe ohne Größenseparierung, die aus den magnetisch angereicherten Partikeln nach Abb.8 gewonnen worden war, dort vermessen.

Das Probenmaterial wurde chemisch rückstandslos aufgeschlossen und die Elemente Uran, Thorium und Plutonium extrahiert, bevor sie alphaspektrometrisch vermessen wurden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 niedergelegt.

Tab.7 Alphaspektrometrische Messungen an Erdproben vom Dez. 2004, Labor Minsk
größenseparierte fein: <0,063 – 0,122 mm grob: 0,122 – 0,263 mm
Ergebnisse in Bq/kg

	Tesperhude, Waldschule Pos. 1.12 Nähe GKSS			Kriegerdenkmal Pos.1.2 Tespe (Elbmarsch)
	magnetisch angereichert	grob	fein	fein
Th 228	210 ± 80	45 ± 20	25 ± 3	9,6 ± 1,5
Th 230	310 ± 80	45 ± 20	650 ± 30	69 ± 3
Th 232	210 ± 80	40 ± 15	38 ± 9	11 ± 1
U 234	230 ± 50	15 ± 6	12 ± 3	12 ± 3
U 235	95 ± 45	13 ± 5	0,25 ± 0,05	0,18 ± 0,06
U 238	185 ± 45	13 ± 5	28 ± 5	21 ± 4
Pu 238	11 ± 5	3,2 ± 1,5	0,07 ± 0,02	0,3 ± 0,1
Pu 239/240	36 ± 10	11 ± 5	2,7 ± 0,3	7,7 ± 0,7
Th 232/U 238	1,1	3,1	1,4	0,52
Th 230/U 238	1,7	3,5	23	3,3
U 235/U 238	0,51	1,0	0,0089	0,0086
Pu 238/Pu(239+240)	0,31	0,29	0,026	0,039

Die Ergebnisse zeigen, dass die Isotope der Aktinide Thorium und Uran sich unterschiedlich auf die Fraktionen verteilen. Dies wäre bei natürlicher Zusammensetzung nicht möglich. Die höheren Aktivitäten in der magnetisch angereicherten Fraktion zeigen, dass die Schwermetallpartikel diese Aktinide in sehr viel höherer Konzentration

enthalten als die übrige Erde, und auch mehr Plutonium.

Das Thoriumisotop 230 ist auffällig erhöht. Bei natürlichem Ursprung müsste es sich im Gleichgewicht mit seinem Mutternuklid Uran 238 befinden (Tabelle 4, S. 12). Es ist ein zu erwartendes Folgeprodukt bei der Bestrahlung von Thorium 232 mit schnellen Neutronen (vergl. Tabelle 2 auf S. 11).

Das Gewichtsverhältnis von U 235/U 238 im natürlichen Gemisch von 0,7 % entspricht einem Aktivitätsverhältnis von 4,66 %. In den feinen Fraktionen befindet sich abgereichertes Uran, in der groben und der magnetisch angereicherten befindet sich hoch angereichertes Uran.

Die gemessenen Plutoniumaktivitäten sind viel zu hoch, um durch den normalen Background der Atomtests erklärt werden zu können. Messungen in Deutschland ergaben Bodenkonzentrationen von maximal 0,24 Bq/kg für Pu 239/240 und 0,008 Bq/kg für Pu 238 (Bunzl & Kracke 1987). In den gemessenen Fraktionen nach Tabelle 11 sind die Konzentrationen bis um das 150-fache bzw. 1400-fache höher. Es ist jedoch undenkbar, dass man das Plutonium aus dem normalen Fallout durch Ausschwemmen und Größenseparierung des Bodens anreichern kann.

Im alten Bombenfallout beträgt das Verhältnis der Aktivitäten von Pu 238/Pu (239+240) 0,03 bis 0,04 (Hardy et al. 1973; Bunzl & Kracke 1988). In den Proben mit stark angereichertem Uran ist der Pu 238-Anteil gegenüber Bombenfallout stark erhöht. Das bedeutet, dass der Kernbrennstoff für längere Zeit einem Neutronenfluss ausgesetzt war.

Weitere Analysen wurden an 3 bzw. 2 Chargen des gleichen Probenmaterials im Henryk Niewodniczánski Institut für Kernphysik in Krakau durchgeführt (Tabelle 8). Dabei wurde das Bodenmaterial nur getrocknet, homogenisiert und dann ein Quantum für die Messungen weiterverarbeitet. Wie ein Besuch durch das ZDF und Dipl.-Ing. Gabriel im Institut ergab, wurden diese Proben nicht rückstandslos aufgeschlossen. Es ist daher unklar, wie vollständig der Inhalt der einzelnen Partikel erfasst wurde. Die Ergebnisse zeigen aber den vergleichswei-se enormen Gehalt des Bodens an Thorium und Uran, der bis zum etwa 100-fachen der in dieser Gegend zu erwartenden Konzentration betrug, s. unten. Das Thoriumisotop 228, das bei natürlicher Zusammensetzung im Gleichgewicht mit Th 232 steht (Tabelle 4), wurde nicht gemessen sondern seine Aktivität als gleich mit der von Th 232 angegeben.

Tab.8 Alphaspektrometrische Messungen an Erdproben vom Dez. 2004, Labor Krakau
Mischproben, unsepariert Ergebnisse in Bq/kg

	Tesperhude, Waldschule Pos. 1.12 Nähe GKSS			Kriegerdenkmal Pos.1.2 Tespe (Elbmarsch)	
	P 1-1	P 1-2	P 1-3	P 2-1	P 2-2
Th 228*)	398	287	116	25	97
Th 230	289	170	67	41	37
Th 232	398	287	116	25	97
U 234	270	232	67	55	217
U 235	11	9	2	3	8
U 238	268	227	61	43	225
Pu 238	<0,110	<0,032	<0,300	<0,230	<0,450
Pu 239/240	<0,160	<0,046	<0,430	<0320	<0,640
Am 241	<0,053	<0,041	<0,177	<0,117	<0,155

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

V Abschätzung der Strahlendosis

Prinzipielle Vorgehensweise

Der schlagartige Anstieg der Leukämiefälle in den Jahren 1990/91 weist darauf hin, dass die verursachende Radioaktivität nicht chronisch auf die Bevölkerung einwirkte, sondern durch einen kurzfristigen Vorgang freigesetzt wurde. Daher ist es wahrscheinlich, dass die entscheidende Belastung durch das Unfallereignis im September 1986 er-

zeugt wurde und die wirksamsten Umgebungskontamination auf diesen zurückzuführen sind.

Bei einer Freisetzung über den Luftpfad kann angenommen werden, dass die Strahlendosis überwiegend durch den Beitrag der alphastrahlenden Nuklide zustande kam, da diese bei Inkorporation die höchsten Dosisfaktoren aufweisen (Tabelle 9). Da die Dosisfaktoren dieser Alphastrahler – mit Ausnahme der Radiumisotope und Pb 210 – bei Inhalation wesentlich höher sind als bei Ingestion, wird zunächst die Inhalationsdosis infolge des Unfalls bestrachtet.

Unter den aufgefundenen Alphastrahlern bilden die Thoriumisotope Th 228, Th 230 und Th 232, das Folgeprodukt Pb 210 und die α-strahlenden Transurane diejenigen Nuklide mit den weitaus höchsten Inhalationsdosisfaktoren.

Aus der Anzeige über überhöhte Radioaktivität im Kernkraftwerk kann die Zeitdauer der erhöhten Umgebungsradioaktivität in der Luft abgeschätzt werden.

Die Zusammensetzung des Inhalationsgemisches lässt sich aus den aufgefundenen Bodenkontaminationen rekonstruieren.

Als Belastungspfade für die Leukämieinduktion kommen die somatische Exposition kleiner Kinder, die Exposition im Mutterleib und die genetische Induktion über präkonzeptionell exponierte Eltern infrage. Daher werden die Dosisfaktoren für das Knochenmark von Kleinkin-dern und diejenigen für den Uterus und die Gonaden von Erwachsenen benutzt. Außerdem wird die Knochenmarksdosis für Erwachsene abgeschätzt, um das entsprechende Leukämieri-siko für Erwachsene zu betrachten.

Ein Problem stellt allerdings die Tatsache dar, dass die Radionuklide großenteils partikelgebunden auftraten. Insbesondere bei der Inhalation hängt die entstehende Dosis von der Auf-enthaltsdauer und der Löslichkeit der Partikel in der Lunge ab und diese wiederum stark von der Größe.

Langlebige Nuklide

Es wird zunächst gezeigt, dass sich beiderseits der Elbe bei Geesthacht bedeutsame Immissionen von Uran- und Thoriumisotopen befinden, die nicht natürlichen Ursprungs sein können.

Das Elbmarschgebiet und das schleswig-holsteinische Ufer der Elbe gehören nach Untersu-chungen des Bundesamts für Strahlenschutz zu den Gegenden mit der geringsten natürlichen terrestrischen Strahlung in Deutschland (BfS 2007). Die Gammadosisleistung liegt dort unter 0,08 µSv/h. Diese Exposition wird hauptsächlich durch die Radioisotope der natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium im Untergrund erzeugt.

Messwerte über die Thorium- und Urangehalte des Bodens in der Elbmarsch und auf der Geesthachter Elbseite aus dem Zeitraum vor 1986 liegen uns nicht vor. Die gammastrahlenden Folgeprodukte dieser Nuklide werden in den uns vorliegenden Meßdaten aus der vorgeschriebenen Umgebungsüberwachung für die beiden kerntechnischen Anlagen nicht ausgewiesen.

Tab.9 Inhalationsfaktoren für verschiedene bei Geesthacht aufgefundene Radionuklide 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)	$8{,}6\ 10^{-7}$	$3{,}3\ 10^{-7}$	$1{,}9\ 10^{-7}$	$1{,}6\ 10^{-7}$	$5{,}9\ 10^{-10}$	$5{,}9\ 10^{-10}$	$5{,}9\ 10^{-10}$
Cs 137 (30 y)	$6{,}8\ 10^{-9}$	$4{,}0\ 10^{-9}$	$2{,}9\ 10^{-9}$	$4{,}4\ 10^{-9}$	$4{,}8\ 10^{-9}$	$4{,}2\ 10^{-9}$	$4{,}9\ 10^{-9}$
Ce 144 (284 d)	$2{,}2\ 10^{-6}$	$1{,}2\ 10^{-6}$	$5{,}9\ 10^{-7}$	$8{,}8\ 10^{-8}$	$5{,}6\ 10^{-9}$	$5{,}6\ 10^{-9}$	$5{,}5\ 10^{-9}$
Pb 210 (22 y)	$1{,}8\ 10^{-5}$	$1{,}1\ 10^{-5}$	$5{,}5\ 10^{-6}$	$3{,}2\ 10^{-6}$	$1{,}1\ 10^{-7}$	$1{,}1\ 10^{-7}$	$1{,}1\ 10^{-7}$
Ra 224 (3,7 d)	$6{,}1\ 10^{-6}$	$1{,}7\ 10^{-6}$	$7{,}2\ 10^{-7}$	$2{,}2\ 10^{-7}$	$1{,}2\ 10^{-8}$	$1{,}2\ 10^{-8}$	$1{,}2\ 10^{-8}$
Th 228 (1,91 y)	$8{,}4\ 10^{-4}$	$6{,}5\ 10^{-4}$	$3{,}3\ 10^{-4}$	$9{,}1\ 10^{-5}$	$9{,}7\ 10^{-6}$	$9{,}8\ 10^{-6}$	$3{,}2\ 10^{-6}$
Th 230 ($7{,}7\ 10^{4}$ y)	$7{,}9\ 10^{-4}$	$7{,}1\ 10^{-4}$	$4{,}2\ 10^{-4}$	$2{,}0\ 10^{-4}$	$4{,}8\ 10^{-5}$	$4{,}9\ 10^{-5}$	$6{,}6\ 10^{-6}$

Th 232 ($1{,}4\ 10^{10}$ y)	$7{,}8\ 10^{-4}$	$7{,}2\ 10^{-4}$	$4{,}5\ 10^{-4}$	$2{,}3\ 10^{-4}$	$5{,}2\ 10^{-5}$	$5{,}3\ 10^{-5}$	$1{,}7\ 10^{-5}$
U 234 ($2{,}5\ 10^{5}$ y)	$5{,}6\ 10^{-6}$	$2{,}6\ 10^{-6}$	$1{,}4\ 10^{-6}$	$9{,}4\ 10^{-7}$	$3{,}2\ 10^{-7}$	$3{,}2\ 10^{-7}$	$3{,}2\ 10^{-7}$
U 238 ($4{,}5\ 10^{9}$ y)	$5{,}4\ 10^{-6}$	$2{,}5\ 10^{-6}$	$1{,}4\ 10^{-6}$	$9{,}1\ 10^{-7}$	$3{,}0\ 10^{-7}$	$3{,}0\ 10^{-7}$	$3{,}0\ 10^{-7}$
Np 237 ($2{,}14\ 10^{6}$ y)	$3{,}7\ 10^{-4}$	$3{,}3\ 10^{-4}$	$1{,}8\ 10^{-4}$	$1{,}0\ 10^{-4}$	$3{,}5\ 10^{-5}$	$3{,}6\ 10^{-5}$	$3{,}5\ 10^{-6}$
Pu 239/240	$5{,}6\ 10^{-4}$	$5{,}0\ 10^{-4}$	$2{,}8\ 10^{-4}$	$1{,}9\ 10^{-4}$	$5{,}2\ 10^{-5}$	$5{,}3\ 10^{-5}$	$7{,}0\ 10^{-6}$
Pu 241 (14,4 y)	$4{,}3\ 10^{-6}$	$4{,}4\ 10^{-6}$	$3{,}5\ 10^{-6}$	$3{,}1\ 10^{-6}$	$1{,}0\ 10^{-6}$	$1{,}1\ 10^{-6}$	$1{,}4\ 10^{-7}$
Am 241 (432 y)	$6{,}8\ 10^{-4}$	$6{,}0\ 10^{-4}$	$3{,}0\ 10^{-4}$	$1{,}5\ 10^{-4}$	$8{,}5\ 10^{-5}$	$8{,}4\ 10^{-5}$	$7{,}4\ 10^{-6}$

Das Niedersächsische Institut für Radioökologie an der Universität Hannover führte in den Jahren 1984-86 Messungen des Uran 238-Gehaltes von Böden in verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Gegenden Niedersachsens aus (Kühn u. Knopke 1987). Im Landkreis Lüchow-Dannenberg, der sich 60 km entfernt südöstlich an der Elbe erstreckt, ergab sich eine U 238-Konzentration von 1,8 Bq/kg (1 Analyse). In den Landkreisen Uelzen, Soltau-Fallingbostel und Rotenburg/Wümme, den nächsten südlich der Elbe gelegenen vermessenen Regionen zu Geesthacht ergaben sich die Werte 2,8 Bq/kg (4 Analysen), 2,6 Bq/kg (5 Analysen) und 6,7 Bq/kg (1 Analyse). Wir gehen daher davon aus, dass die natürlichen Gehalte für dieses Nuklid sich in der Elbmarsch und bei Geesthacht unterhalb von 7 Bq/kg bewegen.

Innerhalb der Massen der Elemente Uran und Thorium bilden die Isotope U 238 und Th 232 die wesentlichen Anteile. Der Thoriumgehalt beträgt in den hauptsächlich vorhandenen Mineralien zwischen 0,5-6 desjenigen von Uran (Bayer 1980). Wegen des Verhältnisses der Halbwertszeiten von Th 232/U 238 von etwa 3 entspricht einem Faktor 3 im Massenverhältnis der gleichen Aktivitätskonzentration, d.h. das Aktivitätsverhältnis beträgt 0,2-2 desjenigen von Uran. Daher nehmen wir für beide Nuklide eine mittlere Backgroundkonzentration von 5 Bq/kg bei Geesthacht an.

Die höchste Konzentration für Thorium 232 im nicht größenklassifizierten Boden lag in den Messungen von 2004 bei 400 Bq/kg (Tabelle 8). Das Niedersächsische Landesamt für Immissionsschutz führte im Jahr 1991 im Zusammenhang mit dem aufgetretenen Leukämieproblem Bodenmessungen an 7 Stellen entlang des Elbufers mit Probenahme aus den obersten 5 cm aus, davon 6 in der Samtgemeinde Elbmarsch und 1 Messung in Schwinde, dem westlichen Nachbarort. Die Ergebnisse sind im Anhang B aufgeführt.

In Tespe, Im Westerfeld, direkt gegenüber dem KKK, wurde für Th 232 eine Konzentration von 224 Bq/kg gemessen. Dieses wurde gammaspektrometrisch und deshalb vermutlich über das Folgeprodukt Ac 228 unter Annahme radioaktiven Gleichgewichts festgestellt. Da jedoch eine Thoriumkontamination angenommen werden muss, befand sich das Ac 228 wegen der Halbwertszeit des Thoriumfolgeprodukts Ra 228 von 6,7 Jahren (Tabelle 4) im Jahr 1991 sicherlich noch nicht im Gleichgewicht. Seit der Freisetzung 1986 und unter der Annahme, dass der eingesetzte Brennstoff in dem Hybridexperiment nicht viel älter als 1 Jahr gewesen ist, dürfte etwa erst 1 Halbwertszeit vergangen gewesen sein. Somit hätte der Ac 228-Messwert nur der Hälfte der Aktivität des Ausgangsnuklids Th 232 entsprochen, dessen Konzentration daher mit 438 Bq/kg anzusetzen ist. Wir gehen daher von einer Th 232-Freisetzung aus, die einem Maximalwert von ca. 400 Bq/kg Bodenkonzentration entspricht.

Zur Abschätzung der Strahlendosis nehmen wir für die Bodenkonzentration durch den zusätzlichen Th 232-Eintrag im 5 km-Umkreis einen Mittelwert von 15 Bq/kg an. Dieser resultiert aus den Ergebnissen der durchgeführten Bodenmessungen, s. Tabelle 10 (Mittelwert ohne den Maximalwert 438 von 27 Positionen südlich und nördlich der Elbe im 5 km-Umkreis: 15,4 Bq/kg Trockenmasse). Damit würde die mittlere Th 232-Kontamination etwa 4 % der Maximalkonzentration entsprechen. Dieses halten wir für einen realistischen Ansatz.

Die Frage ist allerdings, wie die inhomogene Verteilung auf die verschieden großen Partikel zu berücksichtigen ist. Die ICRP betrachtet bei der Ableitung von Dosisfaktoren für eingeat-mete Ae-

rosole nur Partikeldurchmesser von 0,001 µm bis 100 µm als von „praktischem Interesse“. In der Lunge wirken die Aerosole über 3 Mechanismen: Ablagerung durch Trägheitskräfte, Sedimentation infolge Schwerkraft und Diffusion.

Bei kleinen Partikeln mit < 0,5 µm Durchmesser überwiegt nach ICRP die Diffusion und eine Abhängigkeit von der Dichte wird als vernachlässigbar angesehen. Der thermodynamische Durchmesser d_{th} ist der aequivalente Durchmesser eines sphärischen Partikels mit dem gleichen Diffusionskoeffizienten wie das interessierende Partikel, es wird angenommen, dass d_{th} dem „geometrischen“ Durchmesser dp entspricht: $d_{th} \approx d_p$.

Bei Partikeln < 0,5 µm Durchmesser überwiegen Sedimentation und Trägheitskraft und es wird folgende Abhängigkeit angenommen: der aerodynamische Durchmesser $d_{ae} \approx \rho^{1/2}\ d_\rho$, wobei ρ die Dichte des Partikels ist. Die Einheit des aerodynamischen Durchmessers ist das AMAD (Activity Median Thermodynamic Diameter). 1 AMAD entspricht dae = 1 µm bei Dichte 1g/cm³ 50 % der Partikel oberhalb davon, 50 % unterhalb dieser Größe. Die Dosisfaktoren in Tabelle 9 beziehen sich auf Partikel von 1 AMAD.

Über die Partikelgrößenverteilung haben wir in unserem Fall anhand der bislang vorliegenden Messungen keine genaueren Kenntnisse. Auch wissen wir nicht, welcher Anteil bei der Inhalation der Bevölkerung aufgrund der Partikelgröße keine Rolle mehr gespielt hat, weil die schweren Teilchen sofort zu Boden gefallen sind. Man kann aber davon ausgehen, dass letztere nur im unmittelbaren Nahbereich des Unfallortes relevant zur Bodenkontamination beige-tragen haben, wie sich auch in den Angaben von ARGE PhAM zur abnehmenden Kügelchenkonzentration mit der Entfernung vom Ort höchster Teilchendichte wiederspiegelt.

Tab.10 Zusammenstellung von Th 232-Werten aus Bodenmessungen in Bq/kg
Angenommener Background 5 Bq/kg

	Einzelwerte									
	Krümmel 94/KKK-Gelände (Anhang A,1)					ARGE PhAM 2001 Pos.1.5 (Anhang D,3)				
Messwert	Ac 228	11,4				Th 232	32			
-Backgr.		6,4					27			
+Zeitkorr.		10,4								
	NLIS 1991 (Anhang B)									
		Schwinde	Rönne	Tespe 1	Tespe 2	Tespe 3	Avendorf	Obermarschacht		
Messwert	Ac 228	13,9	24,8	224	11,6	9,2	9,0	15		
-Backgr.		8,9	19,8	219	6,6	4,2	4,0	10		
+Zeitkorr.		17,8	39,6	(438)	13,2	8,4	8,0	20		
	Göttingen 1996, Elbmarsch (Anhang C)									
	Pos. Nr.	1	2	3	4	5				
Messwert	Ac 228	27,8	6,4	9,9	22,4	12,7				
-Backgr.		22,8	1,4	4,9	17,4	7,7				
+Zeitkorr.		33,6	2,1	7,2	25,7	11,4				
	ARGE PhAM 2001 Bq/kg Feuchtmasse (Anhang D,1)									
	Pos.	2.36	1.30	1.19	1.12	1.10	1.5			
Messwert	Ac 228	20	9,3	9,1	6,9	8,0	6,6			
Korrektur		26,7	12,4	12,1	9,2	10,7	8,8	Trockenmasse*)		
-Backgr.		21,7	7,4	7,1	4,2	5,7	3,8			
+Zeitkorr.		26,9	9,2	8,8	5,2	7,1	4,7			
	ARGE PhAM 2001 Bq/kg Feuchtmasse (Anhang D,2)									
	Pos.	1.34	1.33	1.2	1.1	4.2	1.22	4.3	2.40	
Messwert	Ac 228	30	11,7	13,6	11,4	9,4	8,9	9,7	13,4	
Korrektur		40	15,6	18,1	15,2	12,5	11,9	12,9	17,9	Trockenmasse
-Backgr.		35	10,6	13,1	10,2	7,5	6,9	7,9	12,9	
+Zeitkorr.		43,3	13,1	16,2	12,6	9,3	8,5	9,8	16,0	

*) Es wird angenommen, dass die Trockenmasse 75 % der Feuchtmasse beträgt.

Wir nehmen daher an, dass der Beitrag unwirksamer großer Partikel zu dem abgeleiteten Th 232-Mittelwert aus den Bodenmessungen vernachlässigbar ist, und setzen die weitere Nuklidzusammensetzung anhand der Messungen in den feinen Fraktionen (63-122 µm) nach Tabelle 7 an. Sie wird zur Vervollständigung wegen der dosisrelevanten Nuklide Pb 210 und Am 241 anhand der Dachstaubmessungen ergänzt (Tabelle 11).

Die Ergebnisse sind in Tabelle 12 dargestellt (2 Spalten rechts). Man beachte, dass die Relationen der in beiden Meßserien analysierten Nuklide - bis auf die weniger dosisrelevanten U 235 und Pu 238 - zu Th 232 relativ ähnlich sind. Ein hoher Anteil von Pb 210, der den Gleichgewichtswert zu U 238 weit überschreitet, zeigt sich auch in den Bodenmessungen des NLIS (Anhang B).

Tab.11 Nuklidzusammensetzung aus den Dachstaubmessungen 1997-2000 in der Samtgemeinde Elbmarsch

[1]Messungen Krakau 1999/00 alphaspektrometrisch (Schmitz-Feuerhake et al. 2003)
[2]Messung Krakau 1999/00 Szintillationsspektrometrie (Schmitz-Feuerhake et al. 2003)
[3]Messungen Bremen oder Oldenburg 1997/98 gammaspektrometrisch

	Marschacht 3 Bq/kg		Marschacht 4 Bq/kg	Tespe 3 Bq/kg		Mittelwert normiert
	gemessen	normiert***		gemessen	normiert***	
Sr 90[2]	53,6	79,6	11,5	25,3	55	67,3
Cs 137[3]	94,5*	140	59,3	60,0*	130	135
Pb 210[3]	293*	435		38,9*	84,6	259,8
Th 228 (Pb 212[3])	7,3	10,8		5,5	12,0	11,4
Th 230						
Th 232 (Ac 228[3*])	10,1** (7,6)	**15**		6,9** (5,2)	**15**	**15**
U 235[3]	0,95*	1,41		0,61*	1,32	1,37
U 238[3]	12,7*	18,9		5,5*	12,0	15,5
Pu 238[1]	0,189	0,28	0,046	0,065	0,14	0,21
Pu239/240[1]	5,86	8,70	0,93	1,32	2,87	5,8
Pu 241[2]	15,3	22,7	2,5	2,5	5,4	14,1
Am 241[1]	10,7	15,9	2,1	3,8	8,3	12,1

*) gegenüber Anhang A,1 bezogen auf Gewicht nach Veraschung (75% des Originalgewichts)
**) Folgeprodukt Ac 228 bei Neueintrag von Th 232 noch nicht im Gleichgewicht, daher erhöht um 1/3
***) Normierung auf Th 232 15 Bq/kg

Tab.12 Rekonstruktion einer mittleren Bodenbelastung durch Freisetzung Sept. 1986 aus Feinfraktionen der Erdproben 2004 nach Tabelle 7 und Dachstaub Tab.11 in Bq/kg, normiert auf 15 Bq/kg Bodeneintrag von Th 232

	Erdprobe Kriegerdenkmal fein		Erdprobe Waldschule fein		Mittel fein normiert	Dachstaubmessung
Sr 90						67,3
Cs 137						135
Pb 210						260
Th 228	9,6	13,1	25	99	11,5	11,4
Th 230	69	94,0	650	257	175,5	
Th 232	11	**15**	38	**15**	**15**	**15**
U 234	12	16,4	12	4,7	10,6	
U 235	0,18	0,25	0,25	0,1	0,18	1,37
U 238	21	28,6	28	11,0	19,8	15,5
Pu 238	0,3	1,7	0,07	0,03	0,87	0,21
Pu239/240	7,7	9,1	2,7	1,1	5,1	5,8
Pu 241						14,1
Am 241						12,1

Ermittlung der Luftkonzentration und Inhalationsdosis

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 (2004) 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 $v = 1{,}5\ 10^{-3}$m/s (Bundesminister 1992). Dann braucht die Wolke $44/1{,}5\ 10^{3}$ s = 8,15 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 (Tabelle 9) 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 13 zeigt die Luftkonzentrationen, die in 12,15 Stunden Absinkzeit die in Tabelle 12 ermittelten Bodenkonzentrationen ergeben.

Tab.13 Zusammenhang zwischen Boden- und Luftkonzentration nach Deposition über 12,5 Stunden

	Sr90	Cs137	Pb210	Th228	Th230	Th232	U234	U235	U238	Pu238	Pu 239/240	Pu241	Am241
Bq/kg	67,3	135	260	11,5	175,5	15	10,6	0,18	19,8	0,87	5,1	14,1	12,1
Bq/m^3	154	309	595	26,3	402	34,4	24,3	0,41	45,3	2,0	11,7	32,3	27,7

Wie der Vergleich mit Tabelle 5 zeigt, ergeben sich Luftkonzentrationen, die die früheren Tschernobylkonzentrationen weit übersteigen. Für Cs 137 erhalten wir etwa die gleiche Konzentration wie im Wasserwerk Geesthacht.

Nach AVV gelten die Atemraten:

Kleinkind 0,22 m^3/Std
Erwachsener 0,89 m^3/Std.,

das ergibt in 12,15 Std. Atemmengen von 2,673 m^3 (Kleinkind) und 10,81 m^3 (Erw.).

Die damit und den Dosisfaktoren nach Tabelle 9 ermittelten Dosen enthält Tabelle 14.

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 ab-nimmt. 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 in-nerhalb einer Halbwertszeit schon die Hälfte der möglichen Gesamtdosis erreicht wäre. Man kann in diesem Fall die relevante Expositionsdosis mit der Lebensdauerdosis gleichsetzen.

Tab.14 Organdosen nach 12,15 Std. Inhalation mit Dosisfaktoren nach Tab.9

	Kleinkind 1 Jahr		Erwachsener				
	Knochenm.			Knochenm.	Eierstöcke	Hoden	Uterus
	Bq	mSv	Bq	mSv	mSv	mSv	mSv
Sr 90	412	0,14	1655	0,3	-	-	-
Pb 210	1590	17,5	6432	20,6	0,7	0,7	0,7
Th 228	70,8	45,7	284	25,8	2,8	2,8	0,9
Th 230	1075	763	4346	869	209	213	28,7
Th 232	92,0	66,2	372	85,6	19,3	19,7	6,3
U 234	65,0	0,2	263	0,2	0,1	0,1	0,1
U 238	121	0,3	490	0,4	0,1	0,1	0,1
Pu239/240	31,3	15,7	126	23,9	6,6	6,7	0,9
Pu 241	86,3	0,4	349	1,1	0,3	0,4	-
Am 241	74,0	44,4	299	44,9	25,4	25,1	2,2
Summe Lebenszeit		953,5		1072	264,3	268,6	39,9
Leukämierel. Dosis		363			58	59	8,8

Bei den anderen Beiträgen wird wegen des Übergewichts der Thoriumisotope ein Anteil von 75 % der Lebenszeitdosis angesetzt, das ergibt 726 mSv.

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 halbiert auf 363 mSv.

Gonaden- und in utero-Exposition sind nur im reproduktiven Alter relevant, für unsere Betrachtungen nur für die seit dem Unfall bis 2006 verstrichene Zeit von 20 Jahren. Für die Gonaden liefert Am 241 den größten nuklidspezifischen Beitrag. Bei Ansatz einer konstanten Speicherung in diesen Geweben nach ICRP ergibt sich 20/45 = 44 % 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 58 bzw. 59 mSv (Tabelle 14, letzte Zeile).

Für die Uterusdosis erhielte man entsprechend 8,8 mSv. Die Leukämieinduktion durch vorgeburtliche Bestrahlung ist ein inzwischen von ICRP und anderen internationalen Strahlenschutzkomitees anerkannter Effekt. Die Verdopplungsdosis (Embryonaldosis) beträgt etwa 5 mSv (Gilman et al. 1989). Nach ICRP ist bei inkorporierter Radioaktivität die Uterusdosis für die Embryonaldosis zu verwenden. Die ermittelte Uterusdosis in 20 Jahren entsprechend einer Dosisleistung von 0,037 mSv pro Monat würde nur einen sehr geringen Beitrag (0,3 mSv) zu dem Effekt liefern, da der Embryo sich nur für 9 Monate im Uterus befindet.

Möglicher Beitrag kurzlebiger Nuklide zur Inhalationsdosis

Eine Unterschätzung der Strahlenbelastung bei dem von uns betrachteten Scenario 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 durch einen (n,2n)-Prozess mit schnellen Neutronen aus dem Grund-

stoff Th 232 gebildet und geht durch ß-Zerfall in Pa 231 (3,3 10^4 y) über (Tabelle 2). Die Inhalationsdosisfaktoren für beide Nuklide s. Tabelle 15.

Tab.15 Inhalationsdosisfaktoren für Thorium 231 und Folgeprodukt Protactinium 231 (Bundesminister 1989) Sv/Bq (Lebenszeitdosis)

	1 Jahr Knochenmark	Erw. Eierstöcke	Erw. Hoden	Erw. Uterus
Th 231	3,7 10^{-10}	7,6 10^{-12}	1,9 10^{-12}	3,2 10^{-12}
Pa 231	1,5 10^{-3}	6,9 10^{-9}	5,0 10^{-9}	5,0 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 Gammaspektrometrie an Bodenproben nicht nachgewiesen. Er zeigte sich aber in einer über-höhten Konzentration von 69,8 Bq/kg in den Messungen von 1991 des Nieders. Landesamts für Immissionsschutz, und zwar im Ortsteil Rönne (Anhang B).

Sollte er im Boden erst durch seine kurzlebige Mutter Th 231 entstanden sein, so hätte deren Aktivitätskonzentration 11,3 10^6 Bq/kg betragen müssen. Dieser hätte nach Tabelle 13 eine Luftkonzentration von 2,58 10^7 Bq/m3 entsprochen. Dadurch hätte das Kleinkind 6,9 10^7 Bq eingeatmet entsprechend 25 mSv Knochenmarksdosis. Die Erwachsenendosen nach Tabelle 15 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 Erwachsenendosen nach Tabelle 15 sind vernachlässigbar.

Der zusätzliche Beitrag zur oben abgeleiteten leukämierelevanten Dosis des kindlichen Knochenmarks (Tabelle 14) durch das Brutprodukt Th 231 liegt daher zwischen 12,5 und 320x0,75 = 240 mSv.

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 (Tabelle 13) beträgt 11,7 Bq/m³. Nach den massenspektrometrischen Bestimmungen an Dachstaub für die Aufsichtsbehörde durch die Universität Mainz (Institut f. Kernchemie 2000) liegt das Isotopenverhältnis bei 2:1, d.h. Pu 239 macht 67 % des Gesamtgehaltes aus, entsprechend 7,8 Bq/m³.

Wäre das Pu 239 erst im Boden entstanden, hätte die Np 239-Konzentration in der Luft 0,29 10^8 Bq/m³ betragen. Das Kleinkind hätte 7,8 10^7 Bq eingeatmet, das ergibt eine Knochenmarksdosis von 172 mSv, die wegen der Kurzlebigkeit des Nuklids in den ersten Tagen nach Inhalation akkumuliert wird. Die Hälfte davon – 86 mSv – träte anstelle des Pu 239-Anteils nach Tabelle 14 bei der leukämierelevanten Knochenmarksdosis (3,9 mSv).

Tab.16 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 10^{-9}	6,2 10^{-11}	4,5 10^{-11}	3,1 10^{-11}

Erwachsene würden maximal 3,1 10^8 Bq Np 239 einatmen und dadurch nach Tabelle 16 folgende Kurzzeit-Dosen erhalten: 19,4 mSv (Eierstöcke), 14,0 mSv (Hoden), 9,6 mSv (Uterus).

Insgesamt wären daher durch den Beitrag der kurzlebigen Brutprodukte folgende Erhöhungen der leukämierelevanten Dosis möglich:

kindliches Knochenmark: 240 mSv + 82 mSv = 322 mSv, Gesamterhöhung von 363 mSv auf 685 mSv, also maximal um 89 %

Eierstöcke: + 9,2 mSv, Gesamterhöhung von 58 mSv auf 67,2 mSv, also maximal um 16 %

Hoden: + 7 mSv, Gesamterhöhung von 59 mSv auf 66 mSv, also maximal um 12 %

Die Uterusdosis käme an die Verdopplungsdosis heran, jedoch befand sich keines der uns bekannten Leukämiekinder zu der Zeit im Mutterleib.

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 wieweit 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 (Schmitz-Feuerhake et al. 1997; IPPNW & Bürgerinitiative 2002), 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 Geest-hacht gegeben als 1986 (IPPNW 2002 & Bürgerinitiative; Schmitz-Feuerhake et al. 2005). Auch war das Tritium um den Zeitraum in Baumringen nach den Messungen des Göttinger Isotopenlabors nochmals erhöht (IPPNW & Bürgerinitiative 2002). 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 Er-wachsenen aus der Elbmarsch zu ziehen (Schmitz-Feuerhake et al. 1997).

Ingestionspfad

Wie im folgenden gezeigt wird, kann anhand der abgeschätzten Dosis das Leukämiegesche-hen erklärt werden, wenn man nur die Freisetzung von Radionukliden am 12.9.86 als auslösendes Ereignis ansieht und nur eine Inkorporation über den Luftpfad annimmt. Dennoch ist zu prüfen, ob eine anhaltende Strahlenbelastung durch die Immission der Nuklide gegeben war und eventuell noch ist, da einige Aktinide weiterhin radioaktive Folgeprodukte bilden, die im Gegensatz zum Mutternuklid höhere Löslichkeit und höheren Transfer in die Nahrungskette haben.

Auch ist die Einatmung von radioaktiven aufgewirbelten Bodenteilchen u.U. eine 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 20 Jahren eine dreifach erhöhte Leukämierate (um 200 %) im 5 km-Umkreis des KKK dar, entsprechend 2 Verdopplungsdosen (40 mSv). Bei einer Thoriumkonzentration von 202 Bq/kg (Summe der Thoriumisotope nach Tabelle 12, S. 24) müsste ein Kleinkind nach Tabelle 9 zum Erreichen dieser Dosis 56 Bq entsprechend einer Bodenmenge von 277 g einatmen, d.h. in 3 Jahren im Mittel 0,25 g pro Tag. Dieses erscheint unrealistisch, wenn man dadurch den gesamten Effekt erklären will, 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.

Die Thoriumisotope und Transurane haben relativ geringe Ingestionsdosisfaktoren (Tabelle 17) und Transferfaktoren vom Boden zur Pflanze, so dass ein Beitrag in der Nahrungskette für die Bevölkerung bei Geesthacht weniger zu befürchten ist. Die Nuklide Ra 224, Np 237, Pa 233 und Pb 210 müssten hingegen genauer untersucht werden.

Tab.17 Ingestionsdosisfaktoren für das Knochenmark in Sv/Bq nach ICRP 69 und 71 im Vergleich zur Inhalation, Typ F

	Sr 90	Pb 210	Ra 224	Th 228	Th 230	Th 232	U 238	Np 237	Pu 239/240	Am 241
Erwachs. Ingestion Inhalation	$1{,}8\ 10^{-7}$ $1{,}6\ 10^{-7}$	$6{,}9\ 10^{-7}$ $3{,}2\ 10^{-6}$	$1{,}7\ 10^{-7}$ $2{,}2\ 10^{-7}$	$1{,}9\ 10^{-7}$ $9{,}1\ 10^{-5}$	$4{,}2\ 10^{-7}$ $2{,}0\ 10^{-4}$	$4{,}6\ 10^{-6}$ $2{,}3\ 10^{-4}$	$4{,}5\ 10^{-8}$ $9{,}1\ 10^{-7}$	$4{,}5\ 10^{-7}$ $1{,}0\ 10^{-4}$	$8{,}9\ 10^{-7}$ $1{,}9\ 10^{-4}$	$7{,}1\ 10^{-7}$ $1{,}5\ 10^{-4}$
Kleink. 1 J. Ingestion Inhalation	$4{,}5\ 10^{-7}$ $3{,}3\ 10^{-7}$	$3{,}6\ 10^{-6}$ $1{,}1\ 10^{-5}$	$1{,}7\ 10^{-6}$ $1{,}7\ 10^{-6}$	$1{,}3\ 10^{-6}$ $6{,}5\ 10^{-4}$	$1{,}3\ 10^{-6}$ $7{,}1\ 10^{-4}$	$1{,}4\ 10^{-6}$ $7{,}2\ 10^{-4}$	$1{,}2\ 10^{-7}$ $2{,}5\ 10^{-6}$	$9{,}5\ 10^{-7}$ $3{,}3\ 10^{-4}$	$1{,}8\ 10^{-6}$ $5{,}0\ 10^{-4}$	$1{,}9\ 10^{-6}$ $6{,}0\ 10^{-4}$
Kind 3 Mon Ingestion Inhalation	$7{,}1\ 10^{-7}$ $5{,}0\ 10^{-5}$	$8{,}4\ 10^{-6}$ $1{,}1\ 10^{-5}$	$1{,}1\ 10^{-5}$ $6{,}1\ 10^{-6}$	$1{,}7\ 10^{-5}$ $7{,}9\ 10^{-4}$	$1{,}5\ 10^{-5}$ $7{,}9\ 10^{-4}$	$1{,}5\ 10^{-5}$ $7{,}8\ 10^{-4}$	$3{,}4\ 10^{-7}$ $5{,}4\ 10^{-6}$	$1{,}3\ 10^{-5}$ $3{,}7\ 10^{-4}$	$2{,}2\ 10^{-5}$ $5{,}6\ 10^{-4}$	$2{,}3\ 10^{-6}$ $6{,}8\ 10^{-4}$

Radium 224 (3,7 d):

Dieses Nuklid wird ständig aus Th 232 in der Erde nachgebildet und würde ohne Abtransport in seiner Konzentration bis etwa 50 Jahre nach dem Unfall ansteigen, bis es ins radioaktive Gleichgewicht zur Th 232-Konzentration gelangt. Eine Kontamination des Trinkwassers könnte leicht zu überhöhter Dosis führen. Nach AVV nimmt ein Kleinkind im Jahr 250 l Trinkwasser zu sich (Bundesminister 1992). Im Alter von 3 Monaten ergibt der Dosisfaktor für Ingestion mit $1{,}1\ 10^{-5}$ (Tabelle 17) eine Jahresdosis für das Knochenmark von 3,7 mSv bei 1 Bq/l. Der Dosisgrenzwert von 1 mSv/Jahr würde ab einer Konzentration von 0,27 Bq/l überschritten.

Der Transferfaktor Boden-Pflanze (Verhältnis der Konzentrationen, bezogen beim Boden auf Trokkenmasse, bei der Pflanze auf Feuchtmasse) wird mit $9\ 10^{-2}$ angesetzt. Wenn die Ra 224-Konzentration diejenige von Th 232 erreicht, würden am bisher beobachteten Ort höchster Konzentration im Boden mit 400 Bq/kg die Pflanzen 36 Bq/kg enthalten. Ein Kleinkind von 3 Monaten, das nach AVV 60 kg pflanzliche Produkte pro Jahr verzehrt, erhielte eine Knochenmarksdosis von 24 mSv. Erwachsene mit einem Verzehr von 500 kg pflanzlichen Produkten erhielten 18800 Bq und damit folgende Dosen: Knochenmark 3,2 mSv; Hoden, Eierstöcke und Uterus je 0,2 mSv.

Das Problem bestätigt sich in den Messungen des NLIS (Anhang B). Bei der Position Tespe, Im Westerfeld, mit der höchsten Th 232-Konzentration im Boden, werden im „Bewuchs“ (nicht näher spezifiziert) 22,9 Bq/kg (Trockenmasse) Ra 224 gefunden. Da es sich vermutlich um Gras gehandelt hat mit etwa 40 % Trockenanteil, beträgt die Konzentration pro Feuchtmasse 9,2 Bq/kg. Damit wird ¼ der o.g. Jahresdosen erreicht und damit eine deutliche Überschreitung des Grenzwerts.

Neptunium 237 (2,14 106 y):

Dieses Nuklid ist nach dem angenommenen Scenario im Boden zu erwarten, da es aus U 238 durch Neutronenbeschuss entsteht (Tabelle 3). Der Transferfaktor Boden : Pflanze ist mit $2\ 10^{-2}$ relativ hoch. Die Konzentration im Boden wurde bislang nicht bestimmt, da es sich gammaspektrometrisch nicht nachweisen lässt und in den radiochemischen Analysen nicht untersucht wurde.

Protactinium 231 (3,3 104 y):

Das Nuklid ist ebenfalls als Brutprodukt zu erwarten (Tabelle 2, S. 11). Der Dosisfaktor für das Knochenmark des dreimonatigen Kindes bei Ingestion ist mit $1{,}3\ 10^{-5}$ relativ hoch, ebenso der Transfer Boden : Pflanze mit $3\ 10^{-3}$. Das Nuklid wurde bisher nur einmal, aber in hoher Konzentration (Anhang B), nachgewiesen.

Blei 210 (22 y):

Dieser Alphastrahler wurde mehrfach in überhöhten Konzentrationen nachgewiesen, mit Spitzenwerten 1997 in Laub von 605 Bq/kg und in Eichenholz mit 488 Bq/kg (Anhang A,2). Der Transferfaktor ist mit $8\ 10^{-2}$ vergleichsweise hoch, so dass dieser Beitrag in der Geesthachter Umgebung besonders dringend überprüft werden muss.

VI Inhalationsdosis und beobachteter Effekt

Bei der vorgelegten Abschätzung kann es sich angesichts der lückenhaften Datenlage nur um eine vorläufige grobe Abschätzung handeln.

Abgesehen von der unterschiedlichen Ausrichtung auf eine bestimmte Auswahl von Radionukliden, war eine Übereinstimmung der Ergebnisse der verschiedenen physikalischen Mess-kampagnen 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.

Die nach der angenommenen Verursachungskette somatisch induzierten 5 Leukämiefälle bei Kindern, die im September 1986 bereits geboren waren (Tabelle 1), stellen im 5 km-Umkreis des Kernkraftwerks in 10 Jahren eine Erhöhung um den Faktor 2,4 dar (Erwartungswert 2,05 Fälle, s. Schmitz-Feuerhake et al. 2005).

Die Verdopplungsdosis für Leukämie nach Exposition im Kindesalter ergibt sich nach BEIR V (1990) zu 27 mGy. Sie beruht auf den Befunden an den japanischen Atombomben-überlebenden. Wegen der hohen Energie der Gammastrahlung in Hiroschima und Nagasaki und der damit verbundenen geringeren biologischen Wirksamkeit als bei üblicher locker ioni-sierender 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 (2003). Unter der letzten Annahme würde sich mit der erhaltenen Knochenmarksdosis von 363 mSv (Tabelle 14)) eine 19-fache Erhöhung des Effekts erklären und somit 7,5 mal mehr als hier bei Voraussetzung des Unfallscenarios 1986 gefunden wird.

Als empfindlichster Strahleneffekt für die Induktion kindlicher Krebserkrankungen hat sich nach Angaben in der Literatur die Exposition im Mutterleib erwiesen. Deren Beitrag erscheint nach unserem Scenario 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 (1999), die möglicherweise auch für andere Aktinide anzunehmen sind. Die Un-tersuchungen wurden im Zusammenhang mit dem Leukämieauftreten bei der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield angestellt, die wegen ihrer Plutoniumemissionen be-rüchtigt ist.

Die Verdopplungsdosis für präkonzeptionelle Exposition bei Männern beträgt nach Gardner (Anhang F) 32 mSv. Die abgeschätzten 58 mSv Gonadendosis würden somit eine Erhöhung der Leukämierate um 180 % bewirken.

Für präkonzeptionelle Exposition von Frauen liegt die Verdopplungsdosis nach Anhang D bei 11 mSv, die Erhöhung durch die berechnete Gonadendosis 59 mSv betrüge 536 %. Insgesamt würden beide Expositionspfade zusammen eine Erhöhung der Leukämierate um ca. 700 % zur Folge haben, also weit mehr als die beobachtete Steigerung um 200 %.

Man kann des weiteren darauf hinweisen, 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 (Schmitz-Feuerhake 2000; Fairlie 2005). 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 ange-nommen wird. Bei den männlichen Gonaden war er um den Faktor 13 höher (Eisele 1985). Damit lägen auch die Gonadendosen erheblich höher als nach Tabelle 9 ermittelt.

Sollten sich die Annahmen über den hohen Beitrag des Thoriumisotops 230 nicht bestätigen, das hier einen Anteil von ca. 80 % an der abgeschätzten Dosis ausmacht (Tabelle 14), zeigen sich dennoch so hohe Aktivitäten an Alphastrahlern, dass die beobachtete Leukämieerhöhung durch die gemessene Kontamination erklärbar ist.

Schriftenverzeichnis

Abdel-Khalik, S., Jansen, P., Keßler, G., Klumpp, P.:Impact of fusion-fission hybrids on world nuclear future. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Germany, Report KfK 2998, August 1980

ARGE PhAM Arbeitsgemeinschaft Physikalische Analytik und Meßtechnik: Radioaktivität in der Elbgeest und Elbmarsch, hier: Ableitung von Isotopenvektoren zur Entwicklung eines Kontaminationskatasters. Bericht SH/NS/ELB 3, Marburg, Weinheim, Gießen 20.6.2000

BEIR V: Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiat., Nat. Academy Press, Washington D.C. 1990

Bayer, G., Rogers, J.J.W., Adams, J.A.S.: Thorium. In Gmelin Handbook of Inorganic and Organometallic Chemistry – 8th edition. Springer Berlin Göttingen Heidelberg 1980

Bock, R.: Status and perspectives of heavy-ion inertial fusion. In Salvetti, C., Ricci, R.A., Sindoni, E. (Eds.): Status and perspectives of nuclear energy: fission and fusion. North-Holland Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo 1992, p. 425-447

Bullock, R.E.: Design of coated fuel particles for a hybrid fusion-fission system. Nuclear Engineering Design 61:331-345; 1980

BfS Bundesamt für Strahlenschutz: Der Radonatlas Deutschland. (Nov. 20, 2003). Available at http://www.bfs.de/ion/radon/radonatlas.html

BfS Bundesamt für Strahlenschutz: Radioaktivitätsmessnetz 17.1.2007 http://odlinfo.bfs.de

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

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Umweltpolitik. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1986

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Modelle, Annahmen und Da-ten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV. Veröffentl. der Strahlenschutzkommission Bd. 17. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York 1992

Bunzl, K., Kracke, W.: Soil to plant transfer of 239+240Pu, 228Pu, 241Am, 137Cs and 90Sr from global fall-out in flour and bran from wheat, rye, barley and oats, as obtained by field measurements. Sci Total Environm. 63 (1987) 111-124

Bunzl, K., Kracke, W.: Cumulative deposition of 137Cs, 238Pu, 239+240Pu and 241Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG). J Environ Radioactivity 8 (1988) 1-14

Deutscher Wetterdienst, Abt. Klima- und Umweltberatung, Hamburg: Wetterverhältnisse am 12.9.1986 um 08:00 Uhr im Bereich Geesthacht. Schr. vom 16.11.04

Eisele, G.,Erickson, B.H.: Gonadal retention and localization of 241Am in orally exposed swine. Health Phys 49, 1985, 1276-1279

Eisenbud, M.: Environmental Radioactivity. Academic Press, Inc. 1987

Fachbeamtenkommission Niedersachsen/Schleswig-Holstein: Untersuchungen zur Frage der Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen dem Betrieb der kerntechnischen Anlagen KKK und GKSS und dem Auftreten von Kinderleukämien in der Elbmarsch. Bericht an Nieders. Sozialministe-rium März 1992

Fairlie, I.: Uncertainties in doses and risks from internal radiation. Medicine, conflict and survival 21, 2005, 111-126

Fuhrmann, W.W.: Untersuchungen von Böden in bezug auf radioaktive Kontaminationen im Umkreis nuklearer Anlagen mit Hilfe „sediment-petrographischer" Methoden „Geest". GEO-LAB+GEOEXPLORATION, Weinheim, Bericht März 2005

Gabriel, H.W., ARGE PhAM/Weinheim und A.F.G. Stevenson, F. Gloza, Institut für Toxikologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: Radioaktive Kernbrennstoff-Kügelchen in der Elb-Geest und Elb-Marsch im Vergleich zu Kernbrennstoff-Kügelchen gefunden im Wohngebiet von Hanau-Wolfgang. Dokumentation SH/NS/ELB 3, Kiel/Weinheim 30.3.01

Gilman, E.A., Kneale, G.W., Knox, E.G., Stewart, A.M.: Recent estimates of the risks of childhood cancer following irradiation of the fetus. In Baverstock, K.F., Stather, J.W. (Eds.), Low dose radiation. Taylor & Francis, London, New York, Philadelphia 1989, 334-339

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht: Umgebungsüberwachung, Jahresbericht 1986.

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, Prüflaboratorium für Umgebungsüberwachung, R. Diehl. Aktennotiz vom 9.3.2001

GSF Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München: Radioaktivität und Strahlenfolgen. mensch+umwelt Magazin Dez. 1986

Hardy, E.P., Krey, P.W., Volchok, H.L.: Global inventory and distribution of fallout plutonium. Nature 241 (1973) 444-445

Hoffmann, W., Dieckmann, He., Dieckmann, Ha., Schmitz-Feuerhake, I.: A cluster of childhood leukemia near a nuclear reactor in northern Germany. Arch Environ Health 52:275-280; 1997

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependant doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 2 Ingestion dose coefficients. ICRP-Publication 67, Ann ICRP 23 No 3-4 (1993)

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependant doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 3. Ingestion dose coefficients. ICRP-Publ. 69, Ann ICRP 25 (1995) No.1

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: the skeleton. ICRP-Publication 70, Ann ICRP 25 No 2 (1995)

ICRP, Int. Commission on Radiological Protection: Age-dependant doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 4. Inhalation dose coefficients. ICRP-Publ. 71, Ann ICRP 25 (1995) No.3/4

IPPNW Int. Ärzte zur Verhütung des Atomkriegs e.V., Bürgerinitiative gegen Leukämie in der Elbmarsch: Die radioaktive Belastung der Nahumgebung der Geesthachter Atomanlagen durch Spaltprodukte und Kernbrennstoffe. Marschacht, 14.10.2002

Institut für Kernchemie und Institut für Physik der Johannes Gutenberg-Universität Mainz: Bestim-mung des Gehaltes von Plutoniumisotopen in Hausstaubproben mittels Lasermassenspektrometrie. Endbericht Februar 2000

Isotopenlabor Georg-Augusta-Universität Göttingen, Leiter PD Dr. Justin Porstendörfer: Gammaspektrometrische Analysen an 5 Bodenproben aus der Elbmarsch. Göttingen 9.1.96

Krumbein, A.D., Lemanska, M., Segev, M., Wagschal, J.J., Yaari, A.: Reaction rate calculations in uranium and thorium blankets surrounding a central deuterium-tritium neutron source. Nucl Technol 48:110-116; 1980

Kühn, W., Knopke, J: Bestimmung von Transferfaktoren für Uran beim Übergang vom Boden zur Pflanze in ausgewählten Gebieten der Bundesrepublik Deutsch-

land. Nieders. Institut f. Radio-ökologie an der Universität Hannover, NIR-Bericht 6/87

Kugeler, K., Schulten, R.: Hochtemperaturreaktortechnik. Springer Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong 1989

Kumar, A., Sahin, S.: Investigations of neutronics of some (D,T)-driven experimental thorium hybrid blankets with actinide multipliers. J Fusion Energy 3:185-197, 1983

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/~kunih/all-doc/index.htm#Leuk

Landesmesstelle für Radioaktivität an der Universität Bremen: Messprotokoll SD6865.DAT vom 13.7.2002

LoDato, V.A.: Energy lower bound on laser irradiation of an array of pellets in fusion-fission processes. Atomkernenergie 29:68; 1977

Lord, B.I., Hoyes, K.P.: Hemopoietic damage and induction of leukemia in offspring due to precon-ception paternal irradiation from incorporated plutonium-239. Radiat. Res. 152 1999, S34-7

Maniscalco, J.A., Berwald, D.H., Campbell, R.B., Moir, R.W., Lee, J.D.: Recent progress in fusion-fission hybrid reactor design studies. Nucl Technol/Fusion 1:419-478; 1981.

Meuresch, S.: Möglichkeiten der Spaltstofferzeugung für Hochtemperatur-Reaktoren im Verbundsy-stem von Hochtemperatur-Reaktor und Fusionsreaktor. Kernforschungsanlage Jülich GmbH Germany, Report Jül-1827, Januar 1983

Meyer, B.K., Kriegseis, W.: SIMS-Analysen mit verbesserter Probenpräparation an Materialproben aus der Elbgeest. Kurzbericht Labor PASS (Physical Analytics of the Solid State), TransMIT GmbH, Zentrum für Festkörper-Analytik, Gießen, März 2002

Ministerium für Finanzen und Energie des Landes Schleswig-Holstein, Schr. Dr. Wolter an Prof. Dr. I. Schmitz-Feuerhake v. 19.2.93: Leukämie Elbmarsch, „Indizien“ für die Freisetzung gasförmiger Spaltprodukte aus dem Kernkraftwerk Krümmel, mit Anlage

NLIS Niedersächs. Landesamt für Immissionsschutz: Messungen zur Ermittlung des derzeitigen radiologischen Untergrundes ein einem Teilbereich der Elbmarsch. In: Fachbeamtenkommission Niedersachsen/Schleswig-Holstein 1992, Anlage II 12

Sahin, S., Kumar, A.: Improved thorium hybrid blankets. In Veziroglu, T.N. (Ed.): Alternative Energy Sources V. Part E: Nuclear/Conservation/Environment. Elsevier Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo 1983, S. 31-38

Schmitz-Feuerhake, I., Dannheim, B., Grell-Büchtmann, I., Heimers, A., Hoffmann, W., Oberheitmann, B., Schröder, H., Ziggel, H.: Cluster of childhood leukaemias near the German boiling water reactor Krümmel: ways of elucidation. Int. Atomic Energy Agency: Radiation and Society: Comprehending Radiation Risk. Vol. 2. Proceedings Series, Vienna 1996, p. 357-360

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. 6:1499-1504; 1997

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

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 Phys 84:599-607; 2003

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):589-601; 2005

Stevenson, A.F.G., Wiss. Geschäftsführer der Leukämiekommission des Landes S.-H.: Vermerk. Fortschreibung des Vermerks vom 03. September 2001 zu Kernbrennstoff-Mikrosphären aus Bodenproben (siehe Anhang 4), Kiel 18.2.2002.

Stickley, C.M.: Laser fusion. Physics Today:50-58; May 1978.

Velarde , G., Ahnert, C., Aragones, J.M., Leira, G., Luqui, R., Martinez-Val, J.M.: Coupled nuclear-thermohydrodynamic analysis of laser-fusion-fission microspheres. Atomkernenergie 36: 213-217; 1980

Wassermann, O., Dieckmann, H., Schmitz-Feuerhake, I., Kuni, H., Scholz, R., Lengfelder, E.: Er-kenntnisse der schleswig-holsteinischen Fachkommission Leukämie im Zeitraum 1993-2004 zur Ursache der in der Nahumgebung der Geesthachter Atomanlagen aufgetretenen Leukämiehäufung bei Kindern. Umwelt Medizin Gesellschaft 18/1 (2005) 32-34 und http://www.oh-strahlen.org/docs/ableukkom.pdf

Westervelt, D., Pollock, R.: Laser fusion and fusion hybrid breeders: proliferation implications. In Stockholm International Peace Research Institute (sipri): Nuclear energy and nuclear proliferation. Taylor and Francis, London 1979

Anhang A, 1

Gammaspektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen

Bq/kg Dachbodenstaub, nur Messungen Uni Bremen 1997/1998 ausgeführt

		Bremen	Großefehn	Avendorf 1	Avendorf 2	Marschacht 1	Marschacht 2	Marschacht 3	Tespe 1	Tespe 2	Tespe 3	Tespe 4
Uran 238 Reihe	U 238	9,3	<26	<9,3	12,7	68,3	30,2	9,5	11,3	13,5	4,1	6,3
	Th 234											
	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 235 Reihe	U 235	<1,11	<1,7	<0,44	0,87		1,6	0,71	<1,0	0,71	0,46	<1,2
	Pa 231											
	Ra 223											
Thorium 232 Reihe	Th 232											
	Ra 228											
	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

Gammaspektrometrische Erfassung natürlicher und künstlicher Radionuklide in Elbmarschproben und Kontrollen, Messungen Uni Bremen Bq/kg (Milchzähne in Bq)

		Dassendorf Boden98	Krümmel 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. Milchzähne
Uran 238 Reihe	U 238	16,5	14,6					2,6	0,84	<2,3	13,1	<0,88
	Th 234											
	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 235 Reihe	U 235	0,70	0,90	<0,18	<0,23	<0,08	<0,08	<0,30	<0,32	<0,02	<5,9	<0,009
	Pa 231											
	Ra 223											
Thorium 232 Reihe	Th 232											
	Ra 228											
	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 Messungen des Nieders. Landesamtes für Immissionsschutz in der Elbmarsch
Probennahme Mai 1991 (Fachbeamtenkomm. 1992)
Radon in der bodennahen Außenluft
Boden aus ≤ 5 cm Tiefe in Bq/kg Trockensubstanz
In Klammern: Werte in Bewuchs in Bq/kg Trockensubstanz

		Schwin-de	Rönne	Tespe Im Westerfeld	Tespe Elbufer-str.189	Tespe Elbufer-str.184	Aven-dorf	Obermar-schacht
RADON	Bq/m³	6	7	7	11	11	17	11
BODEN	U 238	16,4	2,7	24,2	12,8		9,2	
Uran	Ra 226	10,8	32,7	27,3	17,1	152	12,7	23,9 (5,9)
238	Bi 214	13,1	85,5	30,0 (9,9)	30,9	21,6	28,0	55,2
Reihe	Pb 214	24,1	36,1	76,0	82,5	54,1	63,1	101
	Pb 210	46,7		162	103		116	63,1 (25,9)
Uran	U 235							
235	Pa 231		**69,8**					
Reihe	Ra 223							**1,11**
Thorium	Th 232	13,9	24,8	**224**	11,6	9,2	9,0	15,0
232	Ra 228	13,0	23,3	13,2	9,2	9,7	7,5	14,4
Reihe	Th 228		23,4	(22,9)		17,3		
	Ra 224			(22,9)				
	Pb 212	91,2	122					
	Bi 212	61,5	158					
	Tl 208	**138**	39,9					
Tl 208 / Pb 212	natürl. 0,36	**1,5**	0,33					
Pa 231 / U 238	natürl. 0,046		**25,9**					
Ra 223 / Th 232	natürl. 0,047							**0,074**
Th 232 / U 238	natürl. ca. 1	0,85	**9,3**	**9,2**	0,90		0,98	

Anhang C Gammaspektrometrische Analysen an 5 Bodenproben aus der Elbmarsch
vom Dez.1995 durch Isotopenlabor Universität Göttingen
(Isotopenlabor 1996)
Ergebnisse in Bq/kg Trockenmasse

Proben Nr.		1	2	3	4	5	Mittel-wert
Uran 238	U 238	31,0±2,0	7,8±1,9	11,1±2,0	26,8±2,8	15,3±1,5	18,4
Reihe	Ra 226	27,8	8,9	11,5	26,5	14,0	
Uran 235	U 235	2,4±0,2	0,6±0,2	0,6±0,2	1,5±0,3	1,1±0,2	
Thorium	Th 232 (Ac 228)	27,8	6,4	9,9	22,4	12,7	15,8 +
andere	Co 60	0,12			0,18		
Nuklide	Zn 65	0,14					
	Cs 134	0,26	0,18		0,27		
	Cs 137	4,19	2,26	1,65	7,0	4,92	
Relation	U 235 / U 238	7,74% *	7,69%	5,40%	5,60%	7,19%	

*signifikant erhöht gegenüber natürlichem Verhältnis 4,66%

Anhang D,1 Gammaspektrometrische Analysen an Bodenproben der Geesthachter Elbseite
aus dem Jahr 2001, Tiefe 5-15 cm (außer 2.36) durch ARGE PhAM (2001)
Probenmassen 200-1000g
Bq/kg Feuchtmasse

Position	2.36	1.30	1.19	1.12	1.10	1.5	Mittel
U 238	60	3,7	2,9	14	8,1	8,0	16,1
U 235	10	1,2	1,0	1,2	0,81	1,0	
Th 232 (Ac 228)	20	9,3	9,1	6,9	8,0	6,6	10,0
Cs 137	130	11	14	1,5	4,0	2,0	

Positionen wie in Abb.6 dargestellt

2.36 Geest, Betonplatte
1.30 Geest, Splitterschutzhügel
1.19 Geest, Hochspannungsanlage
1.12 Geest, Tesperhude, Waldschule
1.10 Geest, Tesperhude, bei Minigolfplatz
1.5 Geest, Auslaufbauwerk KKK

1.33 Tespe Süd Elbdeich
1.34 Tespe, Hafen
1.2 Tespe, Kriegerdenkmal
1.1 Tespe, Fährhaus
1.26 Tespe, Schule
4.2 Tespe, Kindergarten
1.22 Tespe, Tennisplatz
1.21 Marschacht, Schule
4.1 Marschacht, Kate R (Dachboden)
4.3 Rönne, Wohnhaus und Garten (F)
2.40 Drage, Garten H

3.3 Lüneburg/Adendorf

Anhang D,2 Gammaspektrometrische Analysen an Boden aus Elbmarsch u. bei Lüneburg
aus dem Jahr 2001, Tiefe 5-15 cm (außer 4.1) durch ARGE PhAM (2001)
Probenmassen 200-1000g
Bq/kg Feuchtmasse

Pos.	Lü3.3	1.34	1.33	1.2	1.1	4.2	1.22	4.1	4.3	2.40	Mittel
U 238	10	80	8,6	16	1,6	17,6	4,5	32	6,3	12,7	18,4*
U 235	<0,2	7,0	1,2	1,8	0,24	2,0	0,9	3,1	1,0	2,3	
Th 232 (Ac228)	5,0	30	11,7	13,6	11,4	9,4	8,9	10	9,7	13,4	13,1
Cs 137	32	ca.2	8,9	37	12,2	3,5	13,3	45,3	5,9	2,6	
Co 60	0,8										

*) ohne Lü3.3 und 4.1

Anhang D,3 Alphaspektrometrische Untersuchungen der Universität Marburg (01-03.2001) von Bodenproben (10-40g) in Geest und Marsch (Bq/kg)

Position	2.36	1.30	1.10	1.5	1.1
Th 228				30	
Th 230				48	
Th 232				32	
U 232			0,2	2,9	0,06
U 234	10,9	4,4	1,6	93,8	10,1
U 235	1,5	0,3	1,1	1,2	0,4
U 238	13,0	3,7	16,5	73	9,9
Pu 238		1,07	0,35	0,72	1,9
Pu 239/240		0,40	0,1	0,43	1,3

Anhang F

Tab. Strahleninduzierte genetische Effekte/Krebs im Kindesalter nach präkonzeptioneller Niederdosis-bestrahlung

Bestrahltes Kollektiv	Krankheit	Gonadendosis mSv	Relatives Risiko	Verdopplungsdosis mSv
Seascale Väter (Gardner u.a.1990)				
alle Stadien der Spermatogenese	Leukämie +	200	7	29
6 Monate vor Konzeption	Lymphome	10	7	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