

Überwachung der Kernanlagen : Emissionen und Immsionen

Objektyp: **Group**

Zeitschrift: **Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz = Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse = Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera**

Band (Jahr): - **(1999)**

PDF erstellt am: **22.07.2024**

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

8. Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen (Zusammenfassung)

F. Cartier, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit Abwasser und Abluft lagen im Jahr 1999 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabegrenzwerte. Die aus den tatsächlichen Abgaben errechnete Strahlenexposition liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes (Art. 7 der StSV) von 0,2 mSv pro Jahr.

*Die externe Strahlung ist mit dem **Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung** in der **Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)** ständig überwacht worden. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messsonden bis zu einem Abstand von bis zu ca. 5 km in Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch auf Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich analysiert und gegebenenfalls dem HSK-Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen liessen sich grösstenteils mit örtlichen Veränderungen in der Nähe der MADUK-Sonden oder mit Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden erklären. Die langjährigen Messreihen mit TLD-Ortsdosimetern an den Arealzäunen und in der weiteren Umgebung sind weitergeführt worden. Die gemessenen Ortsdosiswerte liegen im Bereich der Vorjahre. Der höchste Wert beträgt 3.4 mSv pro Jahr und liegt am Zaun des KKL.*

Vierteljährlich sind Abwasserproben der Kernkraftwerke von IRA Lausanne auf Strontium und nuklidspezifisch auf Alphastrahler analysiert worden. Diese Ergebnisse bestätigen die Messungen der Kraftwerke.

Im Rahmen des permanenten Probenahme- und Messprogrammes für Immission wurden die wichtigsten Expositionspfade radioaktiver Stoffe in der Umgebung überwacht.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radioisotopen, wie ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{65}Zn , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen, sowie von ^{137}Cs (siehe Kap. 4.2).

Für die luftgetragenen Emissionen können die gemessenen künstlichen Radionuklide im allgemeinen mit den Atomwaffentests (^{90}Sr) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl (^{137}Cs) in Verbindung gebracht werden. Die Spuren von ^{60}Co , die im Boden in der Umgebung des KKM gemessen wurden, korrelieren mit den Messungen der Vorjahre und es gibt keine Hinweise auf aktuelle Abgaben. Die langjährige Messreihe der UNI-Bern von ^{14}C in Baumblättern der Umgebung der Siedewasserreaktoren wurde fortgesetzt.

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf den Betrieb der schweizerischen Kernanlagen zurückzuführen ist.

8.1. Emission aus den Kernanlagen (Fig. 1, 2, 3 und Tabellen 1a bis d)

F. Cartier, A. Leupin, J.Löhle, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Im Jahr 1999 wurden die Abgabelimiten der Schweizerischen Kernkraftwerke sowohl für die Kurzzeit- wie für die Jahresabgaben eingehalten. Die gemessenen Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft sind in Figur 1 mit den Vorjahreswerten und den Abgabelimiten zum Vergleich dargestellt. Tabelle 1a zeigt die zugehörigen Zahlenwerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechnete Personendosis für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 1999. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahre 1999 und die daraus in gleicher Weise berechnete Dosis sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Nuklidspezifische Angaben zu den Abgaben mit dem Abwasser können der Tabelle 1c und über die Emissionen mit der Abluft den Tabellen 1d und e entnommen werden.

Interessante Hinweise zu den Abgabelimiten, den Messungen, zu den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen sowie Erläuterungen zu den Aktivitätsabgaben geben die Fussnoten zu den Tabellen (siehe B.8.1.11). Die Abgabemessungen der Kernkraftwerke wurden mit insgesamt mehr als 100 Proben aus dem Abwasser sowie der Abluft mit Aerosol- und Iodfiltern stichprobenweise durch die Behörden kontrolliert. Die Ergebnisse stimmten gut überein und zeigten, dass die Bestimmungen der Abgabereglemente eingehalten blieben.

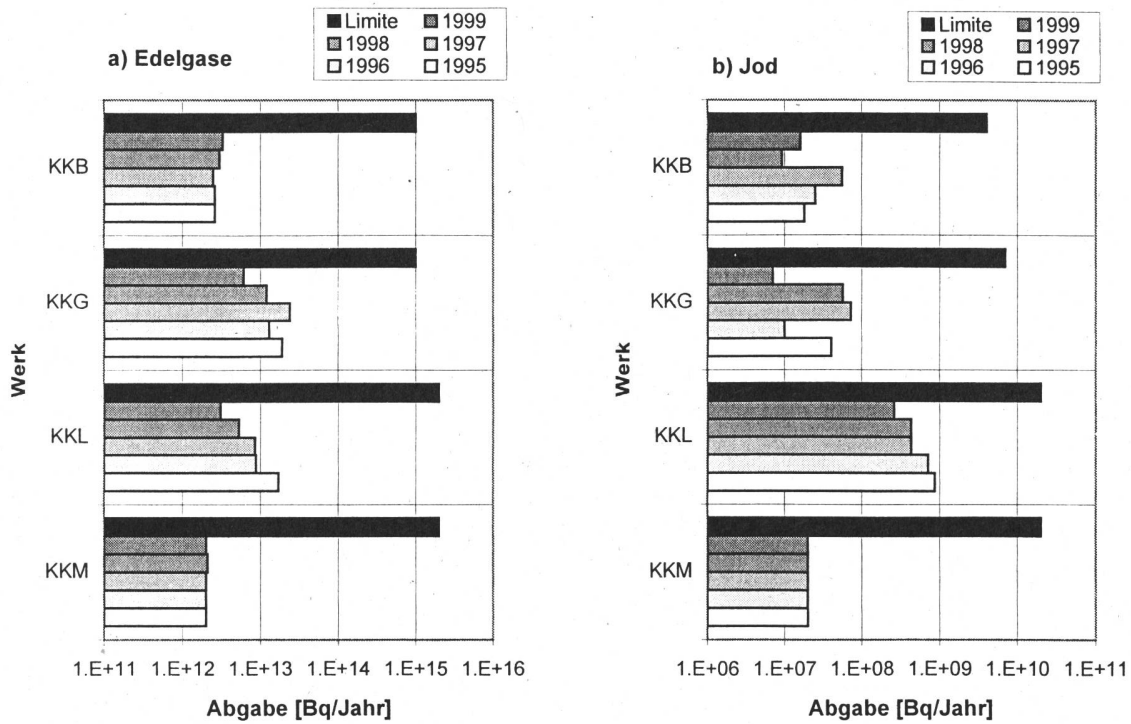
Der Verlauf der Abgaben mit dem Abwasser von 1992 bis 1999 ist in Figur 2 für die Kernkraftwerke aufgezeigt. Dargestellt ist die Summe der Aktivität von ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{90}Sr , $^{95}\text{Zr/Nb}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb , ^{134}Cs und ^{137}Cs normiert auf die jährlich produzierte elektrische Energie. Die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg resultieren zum grossen Teil aus der Aufbereitung und Konditionierung radioaktiver Abfälle aus früheren Betriebsjahren. Die Abgaben des Kernkraftwerks Gösgen sind, bedingt durch die Reinigung der radioaktiven Abwässer mit einer Verdampferanlage, auch im internationale Vergleich sehr tief.

Die HSK liess im Berichtsjahr unabhängige, nuklidspezifische Messungen des Abwassers bei der durch das Amt für Messwesen ermächtigten Eichstelle IRA durchführen. Die Figuren 3a und 3b zeigen die Ergebnisse der sehr empfindlich Strontium- und Actiniden-Analysen der Monatsmischproben. Es ist ersichtlich, dass die gemessenen Konzentrationen in den Abwasserproben nur einen Bruchteil der in der Strahlenschutzverordnung angegebenen Freigrenze für die spezifischen Aktivität betragen. Diese Messungen bestätigen die Ergebnisse der ^{90}Sr und Alpha-Total Bestimmungen der Kernkraftwerke.

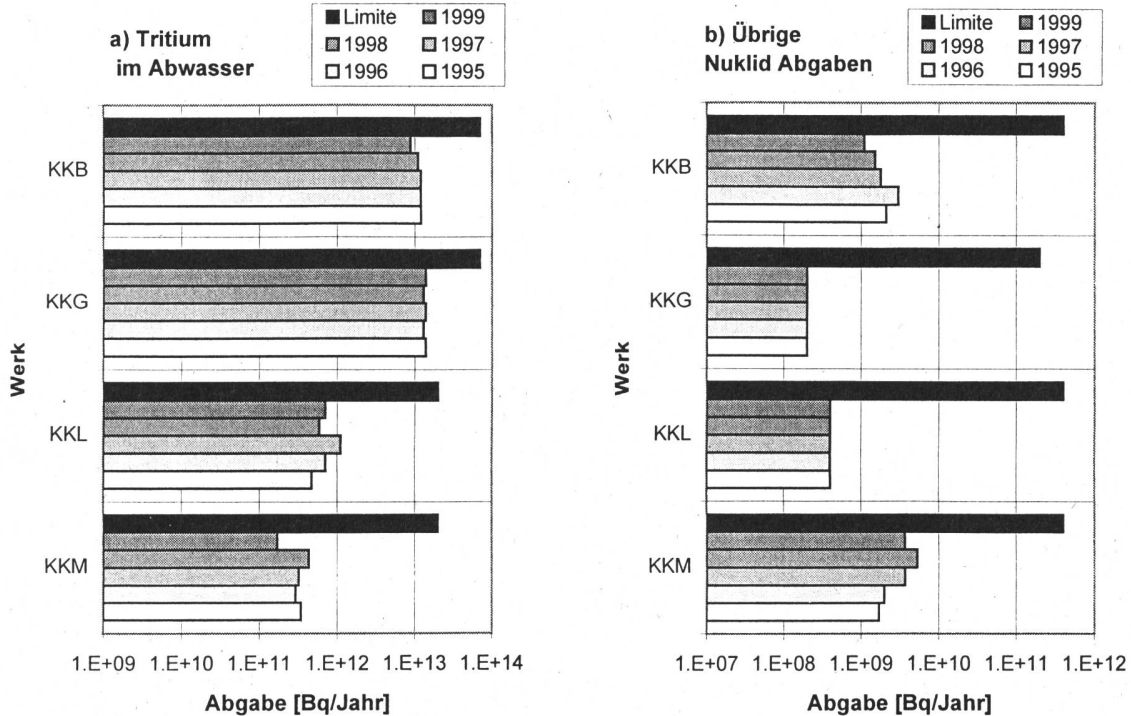
Die aus den Emissionen errechnete Jahresdosis für Erwachsene und Kleinkinder liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes (Art. 7 der StSV) von 0.2 mSv pro Jahr. Sie beträgt für das KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKM ungefähr 0.006 mSv, beim KKG weniger als 0.002 mSv, beim KKL ungefähr 0.006 mSv und für die Summe aller Abgabestellen des PSI ca. 0.005 mSv. Durch die Abgaben im Berichtsjahr errechnet sich auch beim KKM eine Dosis von deutlich weniger als 0.002 mSv. Im allgemeinen wird für die Kernkraftwerke die Dosis durch die ^{14}C -Abgaben des laufenden Jahres dominiert. Beim PSI kommt beinahe die gesamte Dosis durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im Westteil zustande.

Die Kernkraftwerke befanden sich für Revisionsarbeiten während folgender Perioden des Berichtsjahres 1999 im Stillstand: KKB I vom 19. März bis 16. April, KKB II vom 22. Juli bis 19. Oktober, KKG vom 26. Juni bis 28. Juli, KKL vom 7. August bis 2. September und KKM vom 26. Juli bis 22. August.

1. Abluft



2. Abwasser



Figur 1: Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren im Vergleich mit den Abgabelimiten. (Siehe Tabelle 1a)

Tabelle 1a: Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe der Kernkraftwerke an die Umgebung im Jahr 1999 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten auf Seite 8.1.11)

Anlage	Medium	Art der Abgaben ⁴	Abgabelimiten ¹ Bq/Jahr	Tatsächliche Abgaben ²		Berechnete Jahresdosis ³	
				Bq/Jahr (±50%)	Prozent der Limite	Erwachsener mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
KKB1 + KKB2	Abwasser (25000 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	1.1·10 ⁹	0.3%	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	8.8·10 ¹²	12.6%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	3.3·10 ¹²	0.3%	<0.001	<0.001
		Aerosole ohne ¹³¹ I, Halbwertszeit > 8 Tage	6·10 ⁹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹³¹ I	4·10 ⁹	1.6·10 ⁷	0.4%	<0.001	<0.001
			-	4.0·10 ¹⁰	-	0.0011	0.0018
KKM	Abwasser (6644 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	3.7·10 ⁹	0.9%	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	1.7·10 ¹¹	0.9%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		Aerosole ohne ¹³¹ I, Halbwertszeit > 8 Tage	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	0.0065	0.0051
		¹³¹ I	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	2·10 ¹¹	-	<0.001	0.0011
KKG	Abwasser (7738 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	2·10 ¹¹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	1.4·10 ¹³	20.0%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase β-total-Messung	1·10 ¹⁵	(<6.1·10 ¹² <5.3·10 ¹²)	0.6%	<0.001	<0.001
		Aerosole ohne ¹³¹ I, Halbwertszeit > 8 Tage	1·10 ¹⁰	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹³¹ I	7·10 ⁹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	1.0·10 ¹¹	-	<0.001	0.0011
KKL	Abwasser (14440 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	7.0·10 ¹¹	3.5%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	3.1·10 ¹²	0.2%	<0.001	<0.001
		Aerosole ohne ¹³¹ I, Halbwertszeit > 8 Tage	2·10 ¹⁰	2.3·10 ⁷	0.1%	<0.001	<0.001
		¹³¹ I	2·10 ¹⁰	2.6·10 ⁸	1.3%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	6.5·10 ¹¹	-	0.0034	0.0055

Tabelle 1b: Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 1999 und der daraus berechneten Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten auf Seite 8.1.11)

	Hochkamin	Verbrennungsanlage	Saphir	Betriebsgebäude für radioaktive Abfälle	Bundeszwischenlager	Zentrale Fortluftanlage PSI West.	Injektor I	Injektor II	Tritiumhütte	Abwasser PSI	Gesamtanlage des PSI
Abgaben im Abwasser ^{2), 4)} [Bq]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.2·10 ⁸	4.2·10 ⁸
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.0·10 ⁹	7.0·10 ⁹
Abgaben über die Abluft ^{2), 4)} [Bq]											
Edelgase und andere Gase	1.5·10 ¹⁰	-	-	-	-	1.2·10 ¹⁴	7.1·10 ¹¹	1.2·10 ¹¹	-	-	1.3·10 ¹⁴
β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit > 8 Std)	3.7·10 ⁹	8.0·10 ⁷	-	-	-	1.3·10 ¹⁰	-	4.6·10 ⁶	-	-	1.7·10 ¹⁰
α-Aerosole	-	3.9·10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	3.9·10 ⁵
Iod (¹³¹ I-aeq.)	1.1·10 ⁹	4.1·10 ⁵	-	-	-	1.4·10 ⁸	-	-	-	-	1.2·10 ⁹
Tritium (tritiertes Wasser)	6.4·10 ¹⁰	8.2·10 ⁹	3.2·10 ¹⁰	1.4·10 ¹⁰	5.6·10 ⁸	6.2·10 ¹¹	-	-	4.2·10 ¹⁰	-	7.8·10 ¹¹
Jahresdosis ³⁾ [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	0.0035	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.004
Kleinkinder	0.0006	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	0.0036	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.005
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert ¹⁾	0.3 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	1.8 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<3%

Tabelle 1c: Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 1999
 (Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben ²⁾)
 (Fussnoten auf Seite 8.1.11)

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
³ H	8.8·10 ¹²	1.4·10 ¹³	7.0·10 ¹¹	1.7·10 ¹¹	7.0·10 ⁹
⁷ Be					5.3·10 ⁶
²² Na					
²⁴ Na	5.6·10 ⁸			4.4·10 ⁷	
³⁵ S					7.6·10 ⁶
⁵¹ Cr	1.6·10 ⁷		4.4·10 ⁶	4.8·10 ⁸	
⁵⁴ Mn	6.2·10 ⁷		9.9·10 ⁶		3.4·10 ⁶
⁵⁹ Fe			3.5·10 ⁶		
⁵⁷ Co	1.2·10 ⁸				7.9·10 ⁵
⁵⁸ Co	1.0·10 ¹⁰		1.6·10 ⁶	4.2·10 ⁸	2.0·10 ⁶
⁶⁰ Co	1.7·10 ⁹	1.1·10 ⁶	5.0·10 ⁷	1.8·10 ⁹	9.5·10 ⁷
⁶⁵ Zn			3.4·10 ⁶	1.2·10 ⁹	6.6·10 ⁶
⁸⁹ Sr	4.3·10 ⁷			7.3·10 ⁸	
⁹⁰ Sr	9.6·10 ⁶			2.4·10 ⁷	2.2·10 ⁸
⁹⁰ Y				2.4·10 ⁷	2.2·10 ⁸
⁹⁵ Zr	1.9·10 ⁷			4.6·10 ⁶	
⁹⁷ Zr					
⁹⁵ Nb	4.5·10 ⁷			1.5·10 ⁷	
⁹⁹ Mo	4.0·10 ⁵			9.3·10 ⁷	
^{99m} Tc	2.3·10 ⁶			1.9·10 ⁹	
¹⁰³ Ru					
¹⁰⁹ Cd					
^{110m} Ag	1.3·10 ⁷				
¹²² Sb	2.8·10 ⁷				1.8·10 ⁶
¹²⁴ Sb	7.2·10 ⁸	2.0·10 ⁷		5.3·10 ⁶	
¹²⁵ Sb	3.0·10 ⁸	5.6·10 ⁶			1.8·10 ⁶
^{132m} Te		1.1·10 ⁷			9.2·10 ⁵
¹³² Te		3.1·10 ⁵			
¹²⁵ I					7.9·10 ⁷
¹²⁶ I					7.3·10 ⁷
¹³¹ I	1.8·10 ⁸		6.5·10 ⁶	5.1·10 ⁶	5.6·10 ⁶
¹³³ I	8.8·10 ⁶			1.2·10 ⁸	
¹³⁴ Cs	7.6·10 ⁷		9.1·10 ⁶		3.2·10 ⁷
¹³⁶ Cs	1.7·10 ⁶				
¹³⁷ Cs	1.3·10 ⁹		2.3·10 ⁷	1.1·10 ¹⁰	1.1·10 ⁸
¹⁴⁰ Ba					
¹⁴⁰ La					
¹⁴¹ Ce			1.6·10 ⁶		
¹⁴⁴ Ce					
α-Strahler			<2.5·10 ⁵		
²²⁴ Ra					7.6·10 ⁶
^{234/238} U					8.0·10 ⁶
^{239/240} Pu					4.0·10 ⁶
²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am					5.0·10 ⁵
²⁴⁴ Cm					

Tabelle 1d: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 1999.
 (Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben)
 (Fussnoten auf Seite 8.1.11)

Nuklid β/γ	Abgaben [Bq/Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
Tritium			$4.7 \cdot 10^{11}$		$7.8 \cdot 10^{11}$
^{11}C					$2.4 \cdot 10^{13}$
^{14}C			$6.5 \cdot 10^{11}$		
^{13}N					$2.4 \cdot 10^{13}$
^{15}O					$7.1 \cdot 10^{13}$
^{41}Ar				$9.9 \cdot 10^9$	$5.1 \cdot 10^{12}$
^{85}Kr				$1.8 \cdot 10^{11}$	$1.5 \cdot 10^{10}$
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.2 \cdot 10^{11}$		$9.4 \cdot 10^9$	$1.2 \cdot 10^{11}$	
^{87}Kr			$3.8 \cdot 10^9$		
^{88}Kr				$5.4 \cdot 10^{10}$	
$^{131\text{m}}\text{Xe}$				$6.6 \cdot 10^{11}$	
^{133}Xe	$3.1 \cdot 10^{12}$	$4.2 \cdot 10^{12}$	$9.7 \cdot 10^{11}$	$2.1 \cdot 10^{10}$	
^{133}Xe					
^{135}Xe	$1.4 \cdot 10^{12}$	$5.3 \cdot 10^{11}$	$1.1 \cdot 10^{12}$	$2.7 \cdot 10^{10}$	
$^{135\text{m}}\text{X}$			$1.5 \cdot 10^{12}$	$1.1 \cdot 10^{10}$	
^{137}Xe					
^{138}Xe			$2.3 \cdot 10^{11}$	$8.9 \cdot 10^9$	
EG-Äquiv. ⁴⁾				$1.0 \cdot 10^{11}$	
Andere	$2.0 \cdot 10^{11}$	$5.3 \cdot 10^{11}$			
Jod					
^{123}I					$6.1 \cdot 10^7$
^{124}I					$2.8 \cdot 10^6$
^{125}I					$4.7 \cdot 10^8$
^{126}I					$3.0 \cdot 10^6$
^{131}I	$1.4 \cdot 10^7$	$1.4 \cdot 10^5$	$2.6 \cdot 10^8$	$1.5 \cdot 10^7$	$9.0 \cdot 10^8$
^{133}I	$1.1 \cdot 10^7$				

Tabelle 1e: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft. 1999. (Fortsetzung)

Nuklid β/γ	Abgaben [Bq/Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
³⁸ S					4.2·10 ⁹
³⁸ Cl					1.1·10 ¹²
³⁹ Cl					7.9·10 ⁹
⁵¹ Cr				3.0·10 ⁵	
⁵⁴ Mn				2.4·10 ⁴	
⁵⁷ Co					5.5·10 ³
⁶⁰ Co		2.7·10 ⁵	4.1·10 ⁴	3.1·10 ⁶	1.6·10 ⁶
⁶⁵ Zn				2.9·10 ⁶	1.6·10 ⁷
⁶⁹ Ge					1.1·10 ⁶
⁷⁴ As					4.5·10 ⁵
⁷⁵ Se					7.9·10 ⁵
⁷⁶ Br					7.9·10 ⁶
⁷⁷ Br					3.4·10 ⁶
⁸² Br					6.3·10 ⁸
⁹⁰ Sr					
^{99m} Tc					3.7·10 ⁹
¹⁰⁶ Ru/Rh					1.6·10 ⁵
^{110m} Ag					8.8·10 ⁶
^{123m} Te					2.1·10 ⁵
^{125m} Te					4.9·10 ⁷
¹²⁴ Sb					1.6·10 ⁶
¹²⁵ Sb					1.1·10 ⁶
¹³¹ I			1.0·10 ⁷		
¹³⁴ Cs					1.2·10 ⁵
¹³⁷ Cs			6.6·10 ⁴	3.1·10 ⁶	3.5·10 ⁶
¹⁴⁰ Ba			2.3·10 ⁷	8.7·10 ⁵	
¹⁴¹ Ce				1.1·10 ⁵	
¹⁸¹ Re					4.3·10 ⁷
¹⁸² Re					1.3·10 ⁸
¹⁸³ Re					2.8·10 ⁶
¹⁸² Os					5.2·10 ⁷
¹⁸³ Os					1.9·10 ⁸
^{183m} Os					2.0·10 ⁸
¹⁸⁵ Os					1.2·10 ⁷
¹⁹¹ Os					6.7·10 ⁵
¹⁹³ Au					4.3·10 ⁸
¹⁹² Hg					1.3·10 ⁹
^{193m} Hg					3.3·10 ⁸
¹⁹⁵ Hg					2.3·10 ⁹
^{195m} Hg					1.4·10 ⁸
^{197m} Hg					1.6·10 ⁸
²⁰³ Hg					1.1·10 ⁷
Total β -Aerosole	3.3·10 ⁶				
α -Aerosole			1.2·10 ⁵		
²¹⁰ Po					3.9·10 ⁵

Fussnoten der Tabellen 1

1. **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die radiologische Belastung der kritischen Bevölkerungsgruppe in der Umgebung unter 0.2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/97 direkt durch den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.2 mSv/Jahr limitiert.
2. Die **Messung der Abgaben** erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente «für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des...» jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK als nicht-relevant betrachtet.
3. Die **Jahresdosis** ist berechnet für Personen, die sich dauernd am kritischen Ort aufhalten, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort beziehen und ihren gesamten Trinkwasserbedarf aus dem Fluss unterhalb der Anlage decken. Sie wird für Erwachsene und Kleinkinder (Altersklasse 1 Jahr) getrennt und unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren ermittelt. Die Berechnungen erfolgten nach den in der HSK-Richtlinie R-41 angegebenen Modellen und mit den ebenfalls dort festgelegten Parametern. Dosiswerte kleiner als 0.001 mSv – entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird – werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über alle Abgabestellen gebildet, obwohl die kritischen Orte der einzelnen Abgabestellen im allgemeinen nicht zusammenfallen.
4. Bei der **Art der Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:

Abwasser: Die radioaktiven Abgaben sind in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von $5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq.

Edelgase: Die radioaktiven Abgaben sind in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³).

Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt (siehe den Wert in Klammern); für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ¹³³Xe, 10% ¹³⁵Xe und 10% ⁸⁸Kr angenommen. Dieses Gemisch wird auch zur Berechnung der Dosis verwendet.

Gas: Beim PSI handelt es sich vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar; deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die Abgaben die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.

Aerosole: Die angegebenen Abgaben entsprechen der Summe der Aerosolaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert.

Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.

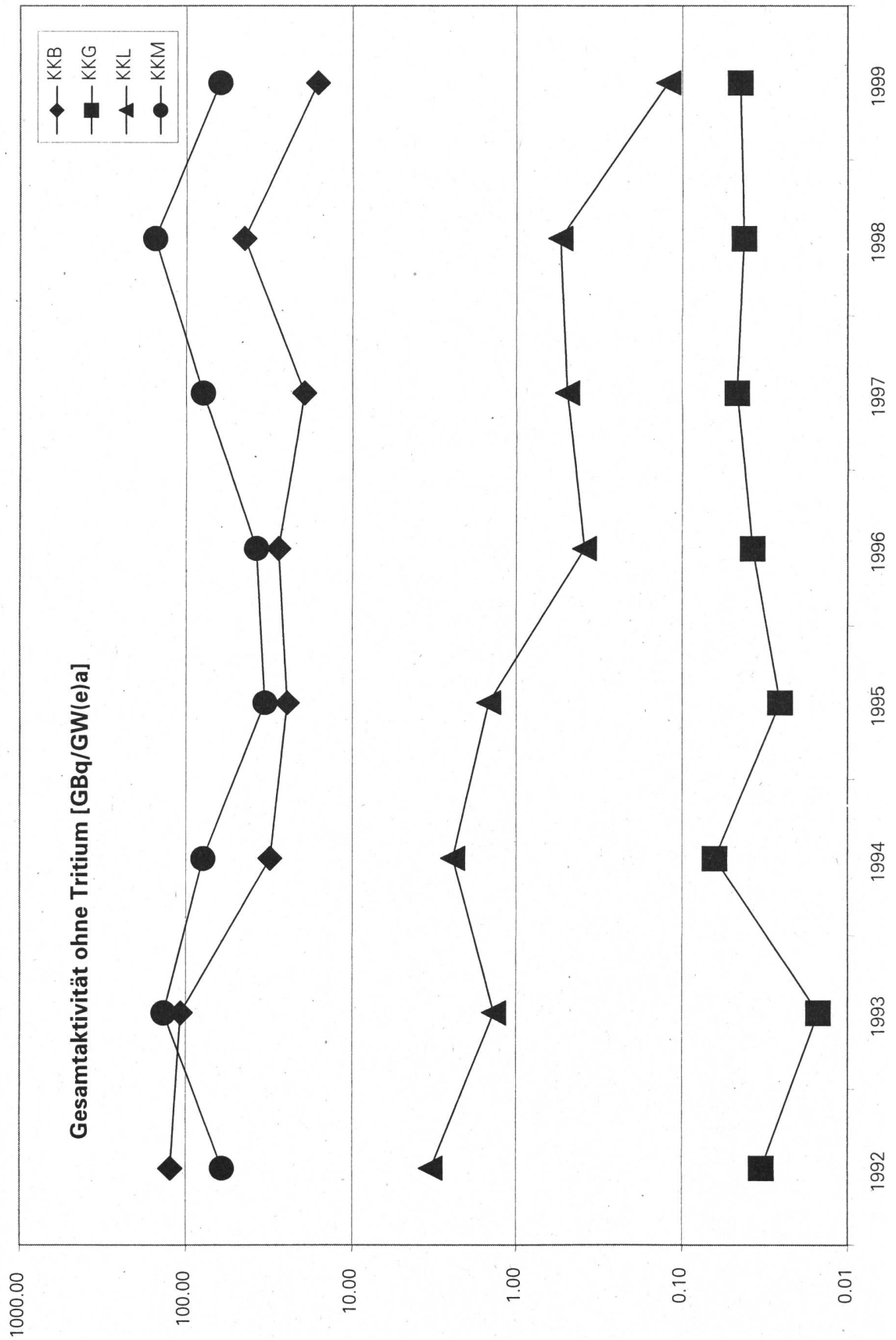
Beim KKB wird bei der Dosisberechnung der Aerosole ein Gemisch von 50% ⁶⁰Co und 50% ¹³⁷Cs angenommen.

Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Bodenstrahlung von Aerosolen, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosolabgaben im Berichtsjahr ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

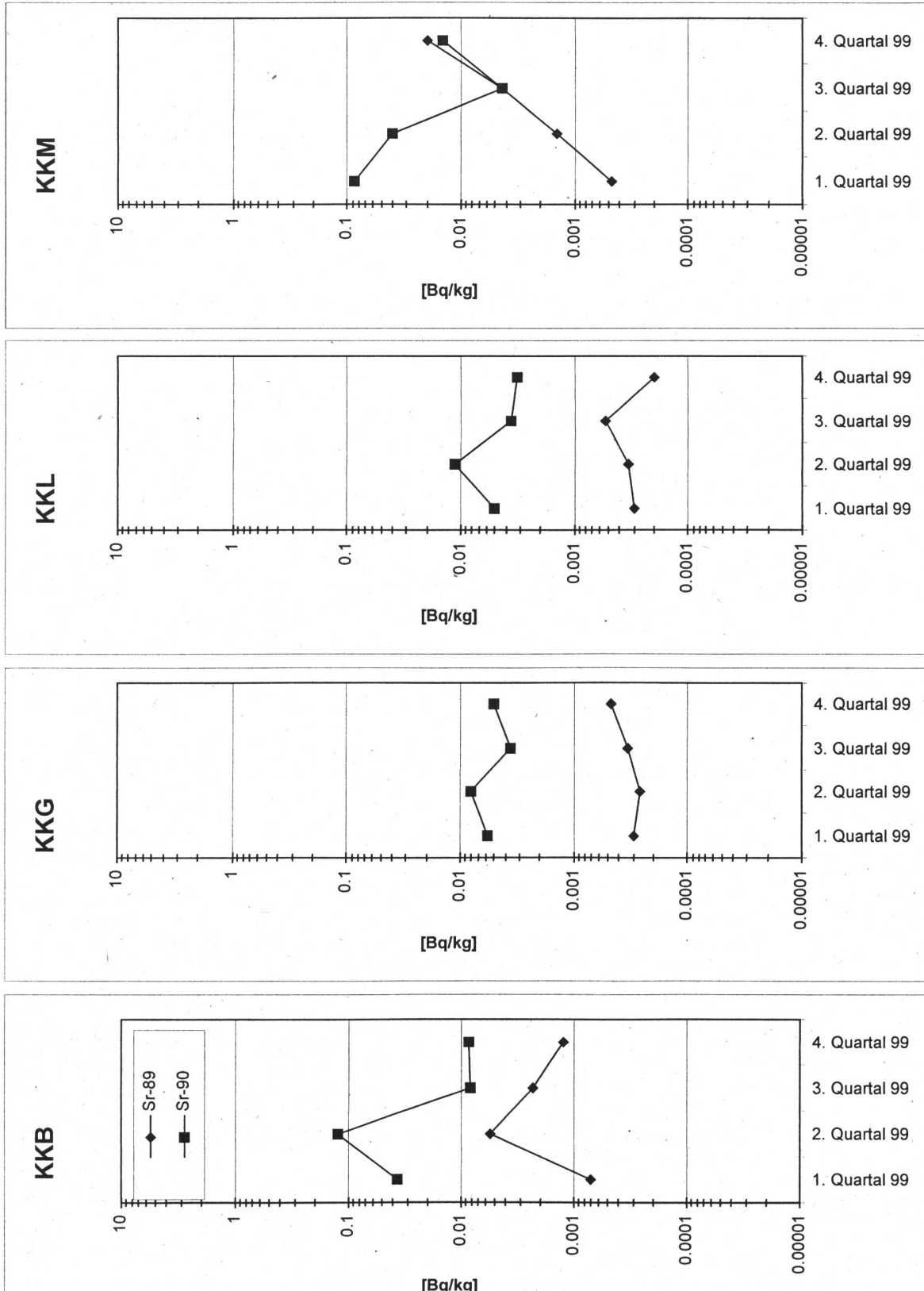
Iod: Beim PSI ist die Abgabe als ¹³¹Iod-Aequivalent durch gewichtete Summation der Aktivität der abgegebenen Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ¹³¹I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen.

Kohlenstoff-14: Die angegebenen Abgaben von ¹⁴C basieren beim KKL auf aktuellen Messungen, bei KKB, KKM und KKG auf temporären Messungen in früheren Jahren.

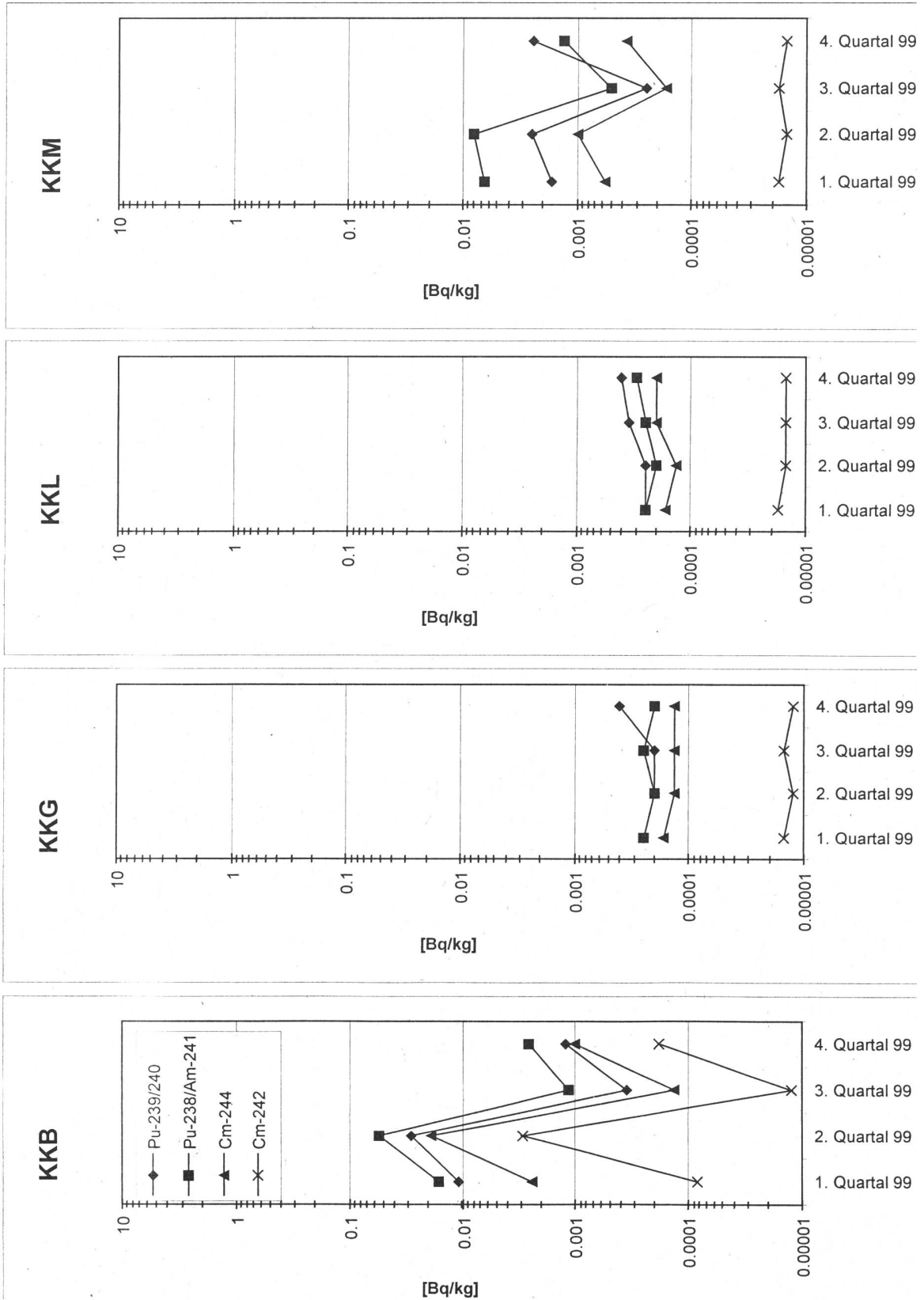
Figur 2: Gesamt-Aktivität im Abwasser ohne Tritium (siehe Text)



Figur 3a: Strontium-Analysen von Abwasser Mischproben im Jahr 1999
(Gemessen durch IRA, Probenahme durch HSK)



Figur 3b: Alpha-Analysen von Abwasser Mischproben im Jahr 1999
(Gemessen durch IRA, Probenahme durch HSK)



8.2 Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die externe Strahlung ist mit dem **Messnetz** zur **automatischen Dosisleistungsüberwachung** in der **Umgebung** der **Kernkraftwerke** (MADUK) ständig überwacht worden. Um das KKB und das PSI sind 18, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungsmesssonden bis zu einem Abstand von bis zu ca. 5 km in Betrieb. Im August 1999 konnte die Station B-09 an ihrem definitiven Standort nördlich des ZWILAG Würenlingen in Betrieb genommen werden. Über das ganze Berichtsjahr lieferten 53 der insgesamt 57 MADUK-Stationen lückenlos Messwerte. Datenausfälle ergaben sich an den Stationen M-10, Wileroltigen ZSA (4 Tage) und B-12, Villigen PSI-Gästehaus (2 Monate) durch Gerätezerstörungen während Bauarbeiten; bei der Station L-07, Leuggern ZSA (5 Tage) wegen eines Umbaus durch den Standorteigentümer; sowie infolge einer Gerätestörung an der Station B-01, Böttstein Waldhüsli (5 Tage).

Die Messwerte der MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich werden signalisiert und dem HSK-Pikett gemeldet. Im Rahmen der Qualitätssicherung wurden im Berichtsjahr alle MADUK-Sonden mittels einer radioaktiven Quelle überprüft und als in Ordnung beurteilt.

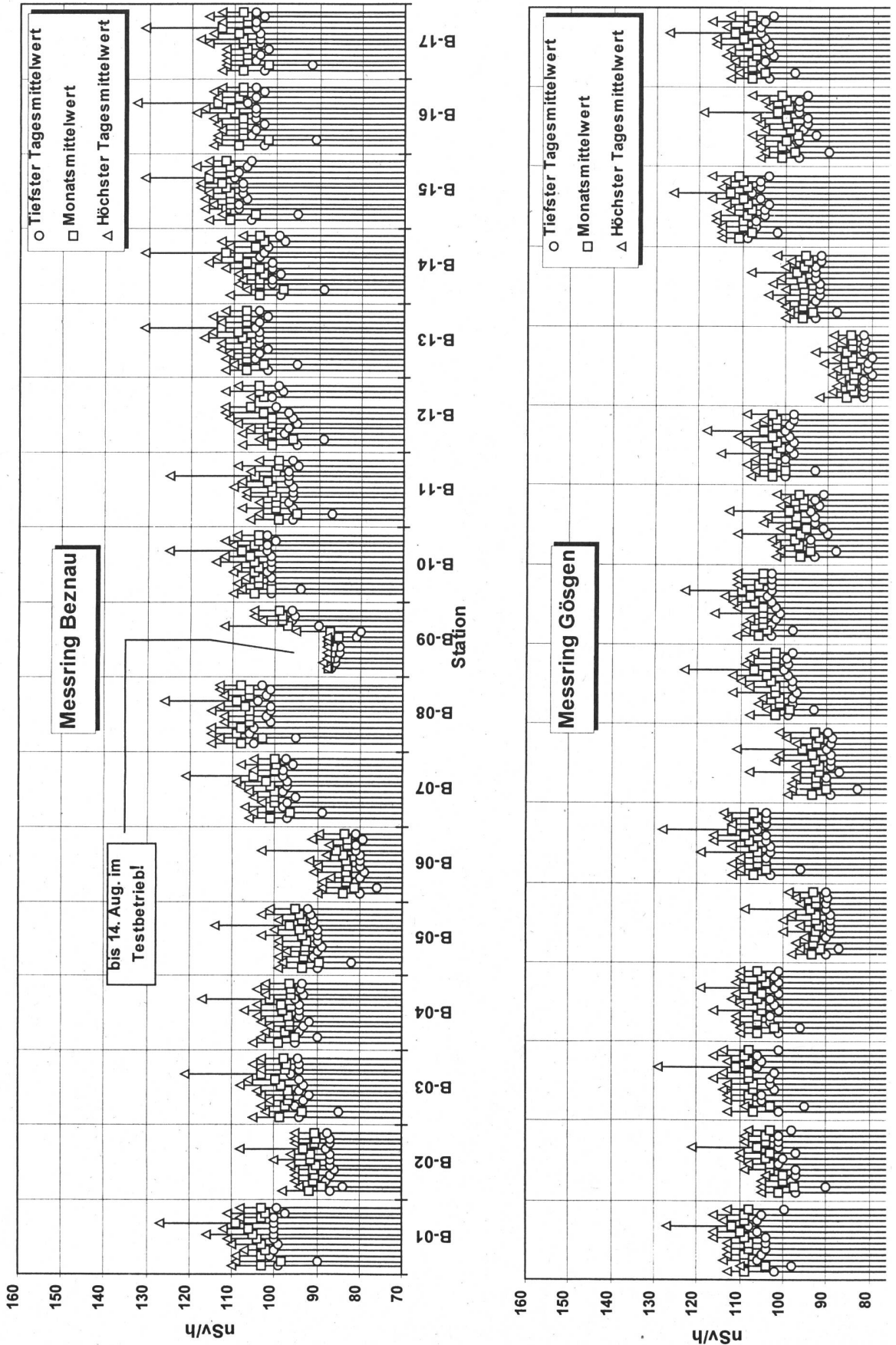
In den Figuren 1 und 2 sind die Monatsmittelwerte mit Tagesmaxima und -minima für die MADUK-Sonden der vier Messringe dargestellt. Stationen mit deutlich tieferem Messwertniveau stehen auf Gebäudedächern oder einem Untergrund mit natürlicherweise geringerem Aktivitätsgehalt. Gut erkennbar sind die tiefen Minimalwerte bei allen Stationen im Februar und im Messring Mühleberg in den Monaten November und Dezember. Diese tiefen Werte ergaben sich durch die Abschirmwirkung der Schneedecke. Hohe maximalen Tageswerte sind bei sämtlichen Stationen im September zu erkennen. Ihre Ursache liegt im Auswaschen der natürlichen Radon-Folgeprodukte in der Luft während starken, länger andauernden Niederschlägen.

Im Jahre 1999 erfasste das System in insgesamt 9 Fällen bei MADUK-Sonden Messwerte, die nicht im natürlichen Schwankungsbereich der Ortsdosisleistung lagen. Ausserordentliche, lokale Gewitterregen führten in zwei Fällen, L-02 Full Fullerfeld mit 56 nSv/h und G-03 Erlinsbach Mühlefeld mit 53 nSv/h knapp zu einer Überschreitung des Schwellwertes für Dosisleistungserhöhungen, der bei netto 50 nSv/h liegt. Während vorangemeldeten Kalibrierungsarbeiten an den NADAM-Sonden zeigten die nahe stehenden MADUK-Sonden in vier Fällen erhöhte Messwerte. In drei Fällen handelte es sich um einzelne erhöhte Messwerte an der Station L-11 Schwaderloch Gemeindehaus, die nach einer ausführlichen Gerätewartung nicht mehr auftraten.

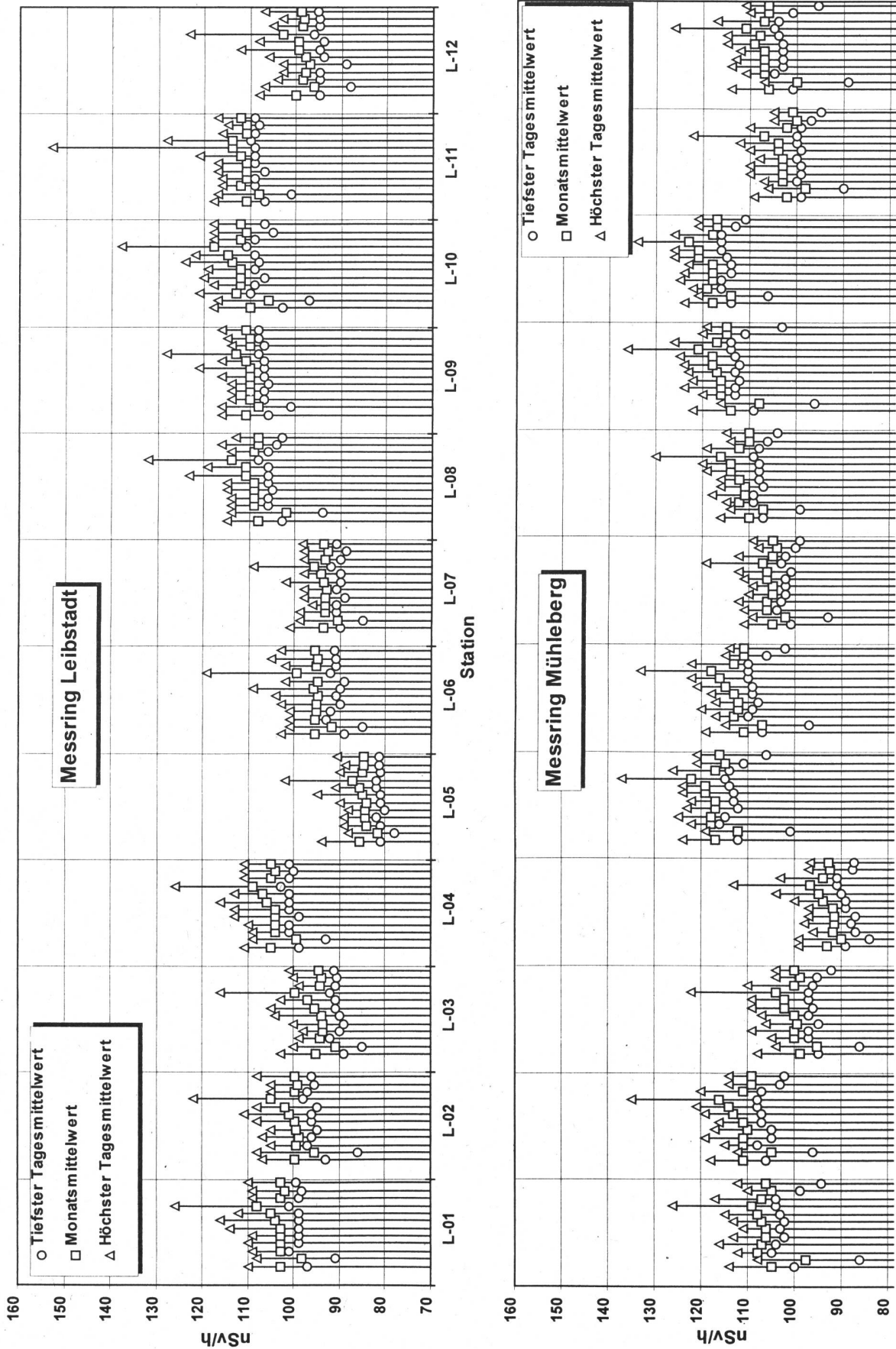
Die 1999 von den Kernanlagen und dem PSI durchgeführten Dosismessungen (TLD) am Arealzaun und in der Umgebung sowie die vierteljährlichen von der HSK stichprobenweise erhobenen Dosisleistungsmessungen an den Arealzäunen lagen im Wertebereich der Vorjahre. Figur 1 im nachfolgenden Kapitel zeigt die diesjährigen Werte für die TLD-Messungen. Der höchste Nettowert von ca. 2.5 mSv pro Jahr wurde am KKL-Zaun registriert. Am PSI-Zaun betrug der höchste Wert netto ca. 1.1 mSv pro Jahr. Er liegt bei den Abfallagern-Ost. In der Nahumgebung des PSI-West ist infolge der Beschleuniger die Neutronendosis leicht erhöht. Bei der etwa 100 Meter entfernten Scheune betrug der Wert 0.12 mSv/Jahr.

Der Grenzwert von 5 mSv/Jahr für die Ortsdosisleistung im Freien blieb überall eingehalten (StSV, Art. 102).

Figur 1: Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 1999



Figur 2: Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 1999



8.3. Les installations nucléaires et l'environnement

Ch. Murith, A. Gurtner Section de surveillance de la radioactivité, SUER
Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

8.3.1 Introduction

L'évaluation de l'impact radioécologique et dosimétrique des installations nucléaires commence par le contrôle de leur bon fonctionnement. Ce contrôle relève de la DSN (8.1). L'OFSP participe à une intercomparaison périodique des quantités de radionucléides présents dans les effluents atmosphériques et liquides mesurables en phase de rejet avant leur dispersion et dilution dans l'environnement. Ces contrôles renseignent sur les contaminants les plus susceptibles de marquer l'environnement. L'impact des rejets de radionucléides sur l'homme est quantifié à l'aide de la dose. Celle-ci est habituellement calculée à partir des rejets réels de l'installation au moyen de modèles, d'hypothèses et de scénarios spécifiques du transfert des radionucléides en question jusqu'à l'homme. Afin de garantir qu'aucune contribution à la dose n'a été sous-estimée par la modélisation, divers compartiments de l'environnement sont examinés en particulier les aérosols, les eaux, les sédiments, les sols, les végétaux et les aliments. Ces examens permettent de détecter des niveaux infimes d'intensité des rayonnements émis, insignifiants du point de vue du risque qu'ils représentent pour le public. Le cas échéant, les concentrations significatives mesurées peuvent directement entrer dans l'évaluation réaliste de l'impact des rejets d'une installation nucléaire et servir à améliorer les modélisations évoquées précédemment.

8.3.2 Méthodologie

Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radioécologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. L'échantillonnage s'oriente sur ces deux aspects et concerne essentiellement:

Pour le milieu terrestre:

*l'exposition ambiante
les aérosols et les dépôts
les sols et les végétaux
les produits alimentaires*

Pour le milieu aquatique:

*les précipitations (pluies, neige)
les eaux de surface ou de nappes
les sédiments et les végétaux aquatiques
les poissons*

Les méthodes de prélèvement et de traitement sont prescrites de manière à assurer une reproductibilité et à viser à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à très bas niveaux [1]. La spectrométrie γ permet de détecter et de quantifier la plupart des radionucléides naturels et artificiels présents dans des échantillons sans longues préparations (séparation chimique...) contrairement à la mesure des émetteurs α et β . Le résultat d'une mesure est normalement rapporté à la matière sèche. Néanmoins pour certains radionucléides de courte période comme le ^{131}I , la spectrométrie γ peut s'effectuer rapidement sur des produits frais.

8.3.3 Résultats

Mesures en phase de rejets

Les mesures parallèles de l'exploitant, de la DSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé le respect des limites réglementaires par l'exploitant en 1999. En réalité les rejets sont même nettement inférieurs à ces limites.

Milieu terrestre:

Exposition ambiante: en plus de la surveillance permanente du réseau MADUK (cf. 8.2), l'exposition ambiante est contrôlée par des dosimètres à thermoluminescence (TLD) évalués trimestriellement ainsi que par des mesures périodiques à la clôture et dans un voisinage plus étendu des installations. Les mesures de l'OFSP avec chambre d'ionisation dans 60 sites du voisinage de Beznau et Leibstadt (hors de l'influence du rayonnement direct) ont indiqué des valeurs comprises entre 60 et 110 nSv/h, soit 0.53 à 0.96 mSv avec une moyenne annuelle de 0.77 mSv. Cette valeur se situe dans le domaine de celles enregistrées en 1999 par le réseau MADUK et par les TLD, qui s'échelonne de 0.65 à 0.95 mSv pour l'ensemble des installations. Ces expositions ambiantes représentent le bruit de fond de référence, comme le confirme la distinction des contributions individuelles à l'exposition ambiante (cf. 3.1.).

On constate uniquement des augmentations à la clôture des réacteurs à eau bouillante (KKM et KKL) ainsi que du PSI en raison du rayonnement direct. En 1999, elles ont représenté au maximum 1.5 mSv pour la centrale nucléaire de Mühleberg (KKM), respectivement 2.5 mSv pour celle de Leibstadt (KKL) et 1.1 mSv pour le PSI, où une augmentation de l'exposition neutronique d'au plus 0.2 mSv a aussi été recensée. Ainsi toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5 mSv/an pour le rayonnement direct. A titre d'exemple, le suivi de l'exposition ambiante annuelle (Fig.1) met en évidence la part naturelle et ses fluctuations à la clôture du réacteur à eau pressurisée de Gösgen-Däniken (KKG) ainsi que l'exposition maximale à la clôture du réacteur à eau bouillante de Leibstadt (KKL), sous l'influence du rayonnement direct dû à l'azote-16 (^{16}N).

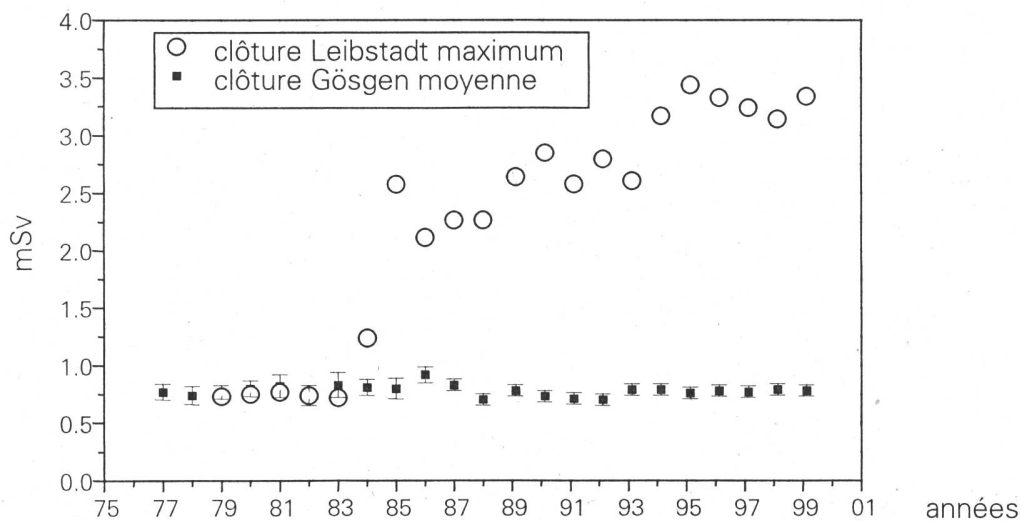


Figure 1: Constat de l'influence du rayonnement direct à la clôture de la centrale nucléaire de Leibstadt sur la base du suivi des doses intégrées annuellement (bruit de fond inclus) par les dosimètres à thermoluminescence.

Les aérosols et les dépôts: les mesures des aérosols et des dépôts sur plaques de vaseline indiquent essentiellement la présence permanente des radionucléides d'origine naturelle: ^7Be produit par des interactions (spallations) des rayons cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air, descendants des séries naturelles de ^{238}U ($^{214}\text{Pb-Bi}$, ^{210}Pb) et du ^{232}Th ($^{212}\text{Pb-Bi}$) et ^{40}K . Pour les aérosols, des traces ^{137}Cs (quelques $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) témoignent d'une remobilisation périodique de ce radionucléide, dont le dépôt suite à Tchernobyl a marqué l'environnement. Les seules traces issues d'installations nucléaires locales ont été enregistrées sur les filtres des stations de Mühleberg et Klingnau. A Mühleberg ($\sim 3 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ^{60}Co en juillet 1999), il s'agit vraisemblablement d'une remobilisation du dépôt du rejet fin 1986, qui reste localement détectable dans le sol ($\sim 1 \text{ Bq}/\text{kg}$ en spectrométrie γ in situ, respectivement $1.5 \text{ Bq}/\text{kg}$ sol sec par spectrométrie γ en laboratoire). A Klingnau, les traces de ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ et ^{137}Cs (7.5 ± 0.8 , 1.0 ± 0.2 et $3.3 \pm 0.3 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) décelées sur un filtre du mois de novembre proviennent de la station d'incinération du PSI. L'OFSP dispose donc aussi d'outils très performants permettant la détection de l'impact d'installations nucléaires dans un domaine de concentrations minimales, en réalité sans danger pour la santé.

Concernant les précipitations, la spectrométrie gamma mensuelle des pluies a indiqué la détection permanente du ^7Be (0.2 jusqu'à 7 Bq/l) et pour les radionucléides artificiels un seul dépassement du seuil de détection (de l'ordre du mBq/l) avec 12 mBq/l ^{137}Cs en décembre 1999 à la station de Mühleberg. Il s'agit certainement d'une remobilisation favorisée par les intempéries de fin d'année. Seul le suivi mensuel du ^3H (Fig.2) a montré des augmentations par rapport au niveau de référence (qqes Bq/l) à la station de Beznau (janvier et avril 99).

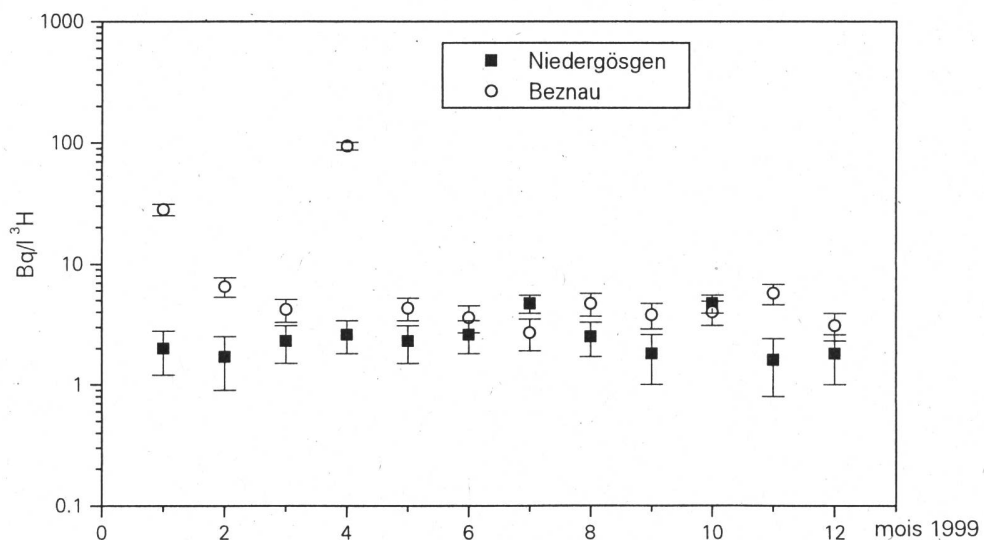


Figure 2: Le suivi mensuel 1999 du ^3H dans les précipitations pour les stations de Niedergösgen et de Beznau. La station de Beznau peut être partiellement influencée par les rejets de la station d'incinération du PSI.

Les sols et les végétaux: les mesures de spectrométrie gamma et alpha ainsi que les analyses ^{90}Sr effectués sur les sols et les végétaux n'indiquent aucune influence attribuable aux rejets atmosphériques des installations nucléaires suisses en 1999. Les domaines des concentrations dans la fraction (<2 mm) séchée des sols du voisinage des installations nucléaires sont conformes à ceux que l'on enregistre pour les sols du Plateau suisse hors de l'influence de ces installations. Seules les traces rémanentes de ^{60}Co ($1.5 \pm 0.7 \text{ Bq}/\text{kg}$) témoignent encore de dépôts antérieurs d'aérosols de la centrale nucléaire de Mühleberg. Leur contribution à l'exposition du public est minime par rapport au bruit de fond d'origine naturelle (^{40}K et séries ^{238}U et ^{232}Th) et artificielle (essais nucléaires et Tchernobyl).

La figure 3 montre les concentrations ^{40}K et ^{137}Cs obtenues dans des échantillons comparatifs #1 et #2 prélevés et traités de manière similaire par l'OFSP en 1999. On constate que pour le ^{137}Cs les écarts entre #1 et #2 peuvent s'avérer plus significatifs que pour le ^{40}K . Cela s'explique par l'hétérogénéité des dépôts du césium ainsi que par son transfert spécifique selon les sols. La figure 4, qui traduit l'inventaire ^{137}Cs en Bq/m^2 dans la couche supérieure de sol prélevé, précise certaines caractéristiques locales (rive de l'Aar, cuvette, en pente, site remanié) et confirme la contamination rémanente plus marquée au Tessin. L'estimation de l'inventaire global nécessite cependant des prélèvements plus profonds comme le confirment les résultats suivants:

Aarau (KKG): 0-5 cm ($1400 \text{ Bq}/\text{m}^2$); 0-10 cm ($3600 \text{ Bq}/\text{m}^2$); 0-15 cm ($5200 \text{ Bq}/\text{m}^2$)
 Stabio/TI: 0-5 cm ($24000 \text{ Bq}/\text{m}^2$); 0-10 cm ($38000 \text{ Bq}/\text{m}^2$); 0-15 cm ($46000 \text{ Bq}/\text{m}^2$)

On retrouve ici la problématique de l'échantillonnage limité dans sa représentativité et dont l'information doit être interprétée avec précaution par rapport à la spectrométrie gamma in situ (cf. 3.1.), qui intègre ces inhomogénéités non pertinentes du point de vue de l'exposition qui en résulte pour le public.

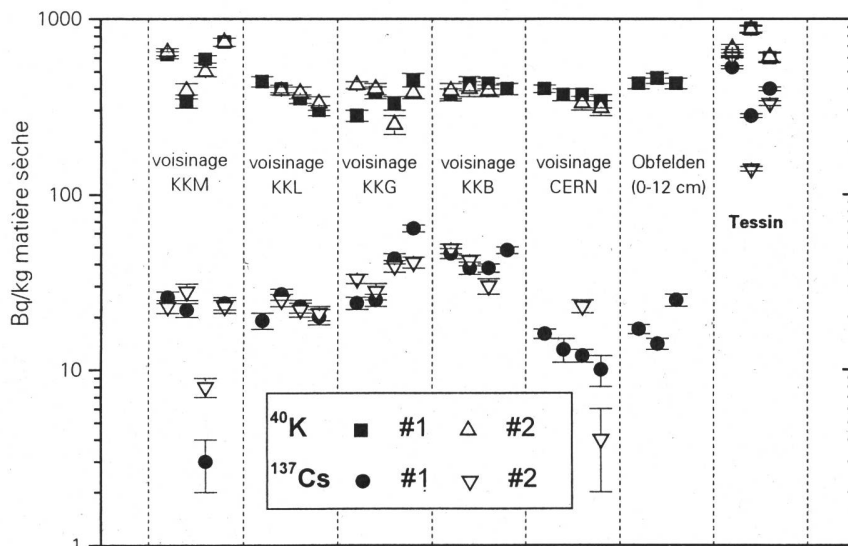


Figure 3:

Concentrations ^{40}K et ^{137}Cs en Bq/kg dans la couche 0 - 5 cm de sol sec (fraction <2 mm).

1 pt et # 2 pt sont deux prélèvements faits au même endroit.

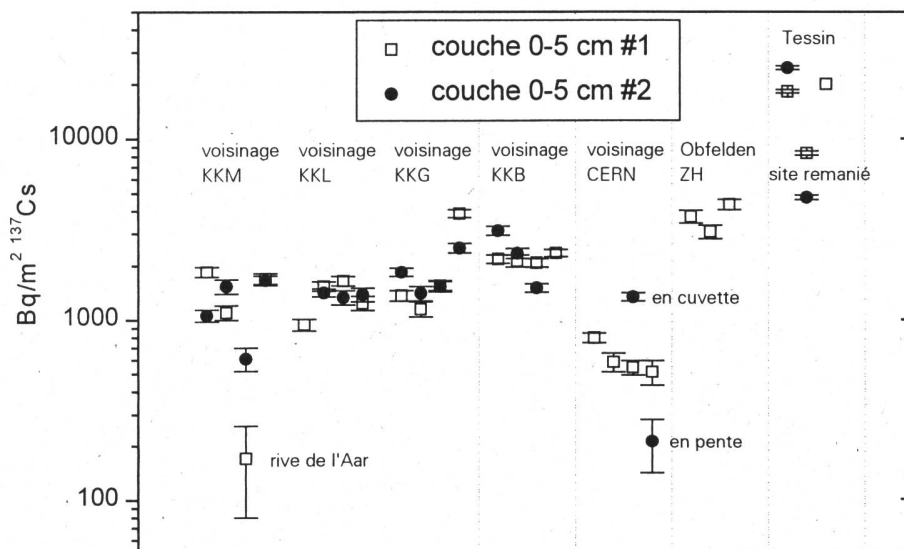


Figure 4:

Inventaire ^{137}Cs en Bq/m^2 dans la couche supérieure de sol.

Les produits alimentaires: les résultats des mesures de spectrométrie gamma et alpha ainsi que des analyses ^{90}Sr effectués dans les productions agricoles (cf.5.) du voisinage des installations nucléaires sont tout à fait compatibles avec les valeurs enregistrées dans les produits correspondants du Plateau suisse hors influence de ces installations. On y détecte le ^{40}K d'origine naturelle (100 à 120 Bq/kg sec dans le blé et 40 à 50 Bq/l dans le lait) et le ^{90}Sr des essais nucléaires (0.2 à 0.5 Bq/kg sec dans le blé et 0.025 à 0.075 Bq/l dans le lait). Pour le ^{137}Cs , les valeurs au voisinage des installations nucléaires sont inférieures aux seuils de détection (<0.5 Bq/kg sec dans le blé et < 0.5 Bq/l dans le lait). Le constat est identique dans les légumes et les fruits analysés dans le cadre du programme germano-suisse (DSK) pour le voisinage de la centrale nucléaire de Leibstadt (KKL) [2]. La seule différence s'observe au niveau des concentrations du ^{14}C mesuré dans les feuillages. Comme le montre le suivi de la figure 5, le réacteur saphir du PSI en exploitation jusqu'en 1990 et les centrales nucléaires, en particulier les réacteurs à eau bouillante (REB Mühleberg et Leibstadt), signalent des augmentations locales des teneurs de ^{14}C dans les feuillages avoisinants par rapport à ceux des stations de référence. Dans l'impact dosimétrique certes très faible des rejets des installations nucléaires, le ^{14}C représente en proportion la contribution majeure; la dose supplémentaire annuelle qui résulte de l'ingestion du ^{14}C assimilé par photosynthèse dans les produits locaux peut être estimée en 1999 à quelques pour-cent de la dose attribuable au niveau de référence du ^{14}C . Ce dernier incombe à la production naturelle de ^{14}C à partir de l'action des neutrons cosmiques sur les noyaux d'azote atmosphérique et de la part rémanente des essais nucléaires qui en avaient doublé la teneur dans les années soixante.

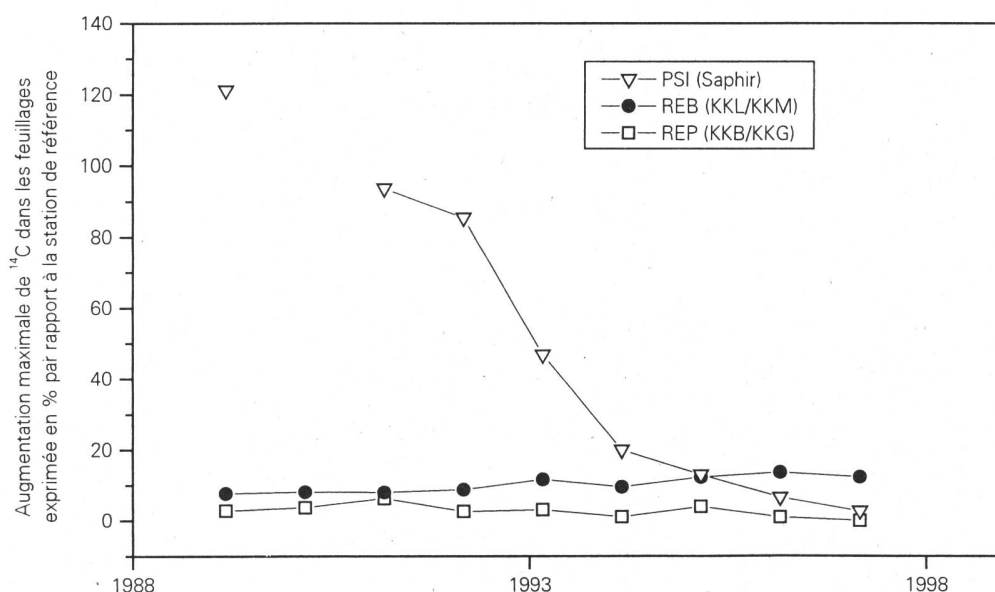


Figure 5: Le bilan de la photosynthèse, un mécanisme naturel de fixation efficace du ^{14}C .

Milieu aquatique:

Les eaux de surface et de nappes: le suivi dans l'eau de l'Aar et du Rhin montre qu'au niveau du ^3H (Fig. 6), les concentrations enregistrées en aval des installations nucléaires sont globalement compatibles avec celle de la station de référence en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg ainsi qu'avec les valeurs de la station de Weil, où le Rhin quitte la Suisse. L'analyse en spectrométrie gamma montre néanmoins des traces de rejets (0.8 à 20

Bq/m³ ⁶⁵Zn, 0.2 à 1.6 Bq/m³ ⁶⁰Co et 0.2 à 1.9 Bq/m³ ¹³⁷Cs) à la sortie de l'Aar en aval de Mühleberg, (0.2 Bq/m³ ⁶⁰Co et ⁵⁸Co et 0.2 à 2.1 Bq/m³ ¹³⁷Cs) à la sortie de l'Aar en aval des installations de Gösgen, Beznau et du PSI ainsi que (0.2 Bq/m³ ⁵⁸Co et 0.1 à 1.8 Bq/m³ ¹³⁷Cs) à la sortie du Rhin en aval de Leibstadt. A titre de comparaison on enregistre dans ces eaux jusqu'à 800 Bq/m³ ⁴⁰K, 60 Bq/m³ ⁷Be et 70 Bq/m³ ²¹⁰Pb d'origine naturelle. Concernant les eaux des nappes, aucune trace artificielle n'a été détectable (< 0.1 Bq/m³).

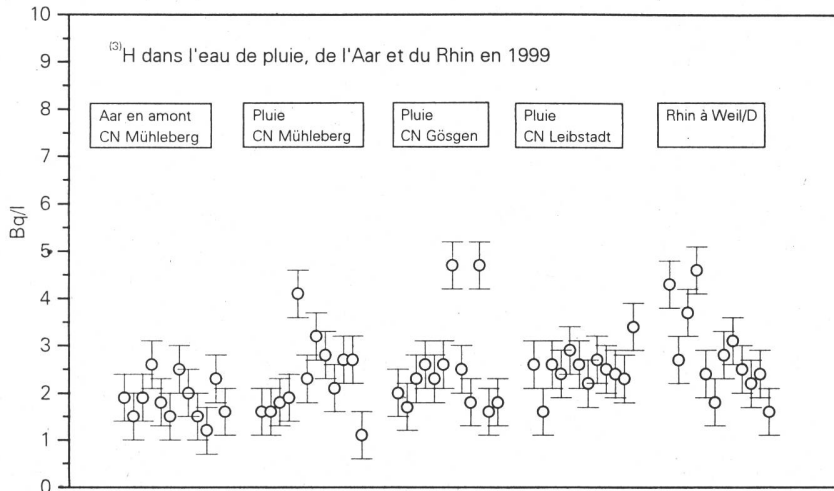


Figure 6:

Suivi mensuel des concentrations ³H dans l'eau de pluie, de l'Aar et du Rhin.

Les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons: une détection plus sensible des rejets liquides dans l'Aar et le Rhin ressort du suivi des concentrations en émetteurs gamma dans les trappes à sédiments ainsi que dans les végétaux aquatiques (Fig. 7). On constate la diminution des contributions artificielles depuis l'Aar en aval de Mühleberg jusqu'au Rhin en aval de Leibstadt. Par contre dans la chair de poissons seul le ⁴⁰K d'origine naturelle (90 à 250 Bq/kg) et le ¹³⁷Cs (0.3 à 1.2 Bq/kg) en partie attribuable aux retombées des essais nucléaires et de Tchernobyl ont été décelés.

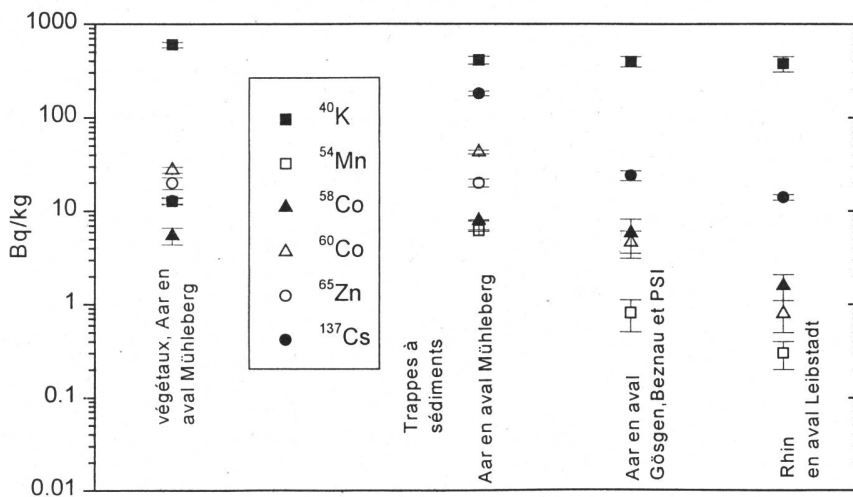


Figure 7:

Les trappes à sédiments et les végétaux aquatiques pour témoins des rejets liquides.

8.3.4 Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 1999. La détection du rayonnement direct, du ¹⁴C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces

installations dans l'année sous revue. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'avère insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 8, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2 mSv et s'est situé en 1999 entre 0.002 et 0.007 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les mesures environnementales permettent de détecter la radioactivité à des niveaux infimes d'intensité des rayonnements émis, qui peuvent être à la limite sans aucune signification biologique. Même si les expositions du public, du fait des rejets des installations nucléaires, conduisent à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe de précaution implique de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible pour répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public. La surveillance de l'environnement sans cesse améliorée au voisinage des installations nucléaires répond aussi au besoin de vérifier que la modélisation des transferts n'engendrent pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. Elle permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuillages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la connaissance des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles. Les évolutions au cours des dernières années ont porté sur l'abaissement des seuils de détection pour la mesure dans le domaine des traces avec un effort particulier pour l'analyse des radionucléides émetteurs α .

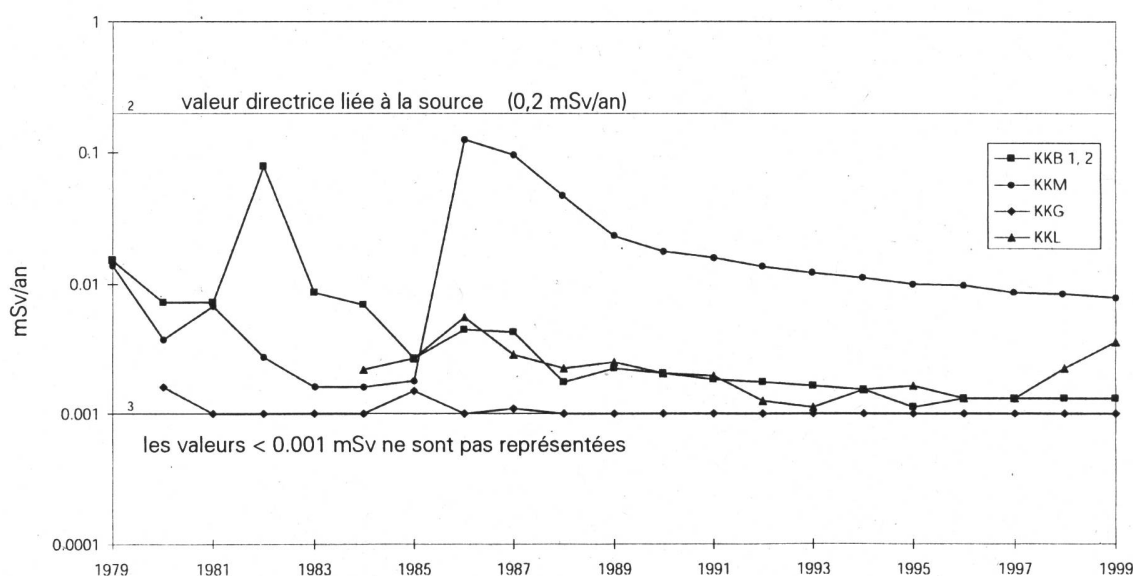


Figure 8: Suivi de la dose annuelle (calculée) accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales nucléaires de 1979 à 1999.

8.3.5. Ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens

Le site a été démantelé et soustrait à la législation sur les installations nucléaires. Le Conseil fédéral a cependant chargé l'OFSP en 1995 de surveiller le site durant les 30 prochaines années. L'IRA a été mandaté pour effectuer cette tâche. Ces contrôles portent sur les eaux de drainage de l'ancienne caverne, évacuées vers la Broye. Les 12 échantillons mensuels de 1998 et de 1999 n'ont signalé aucune activité gamma supérieure aux limites de détection ($^{137}\text{Cs} < 0.6 \text{ Bq/l}$), seule exception, février et mars 1998 avec respectivement 0.5 et 0.8 Bq/l.

Concernant l'activité des émetteurs bêta, les concentrations de ^{90}Sr sur le mélange des prélèvements semestriels sont restées inférieures à la limite de détection de 0.02 Bq/l, à l'exception du 1^{er} trimestre 1998 avec 0.13 Bq/l. Les mesures de tritium sur le mélange des prélèvements trimestriels ont indiqué des valeurs comprises entre 14 et 25 Bq/l.

Ces contrôles confirment que l'évacuation des eaux de drainage diluées dans la Broye, n'a aucun impact du point de vue de la radioprotection.

Les mesures de spectrométrie gamma aéroportée (Aéroradiométrie) sur le site de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens ont permis de mettre en évidence la présence des radionucléides ^{137}Cs et ^{60}Co provenant de conteneurs avec des matériaux radioactifs placés dans une petite enceinte clôturée à l'extérieur des bâtiments (Chap. B.3.3.4). Ces conteneurs - enfermant des composantes de l'ancien réacteur - seront prochainement transportés à l'entrepôt intermédiaire central (ZZL) de Würenlingen/AG.

[1] IPSN (1998) Les Installations Nucléaires et l'Environnement", 171p.
Luc Foulquier et Françoise Bretheau, Coordinateurs.

[2] 20. Zwischenbericht Umgebungsüberwachung Kernkraftwerk Leibstadt.

8.4. Contrôle radiologique de l'environnement autour du CERN

M. Höfert¹, C. Murith², P. Vojtyla¹ et D. Wittekind¹

- 1) CERN TIS, 1211 GENEVE 23
- 2) Section de surveillance de la radioactivité, SUER
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Synthèse

*La radioactivité de l'environnement autour du **C**entre **E**uropéen pour la **R**echerche **N**ucléaire (CERN) et les doses de rayonnements qui en résultent pour la population avoisinante sont contrôlées par la division TIS du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux Etats Hôtes, l'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 1999 montre que les installations du CERN ont respecté les normes des législations respectives suisses et françaises en vigueur et que leur fonctionnement est resté sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population.*

En janvier la poussière d'uranium qui a pris feu lors du démontage d'un détecteur dans un hall expérimental du site français de Prévessin a constitué un événement marquant. Les pompiers du CERN ont maîtrisé l'incendie qui a dégagé l'oxyde d'uranium. Les mesures réalisées par le Groupe Radioprotection du CERN dans le hall et sur les personnes qui y travaillaient ainsi que les contrôles complémentaires de l'OPRI et de l'OFSP ont attesté que la contamination a été retenue dans la zone étanche de sécurité et que personne n'a été contaminé.

Le contrôle des émissions montre que les rejets effectifs se situent également en 1999 nettement en-dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. L'ensemble de ces résultats atteste que le CERN a respecté en 1999 dans le cadre de ses activités la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1]. L'impact réel ne représente en fait qu'une fraction de cette valeur comme l'indique l'estimation pour le groupe critique de l'ordre de 0.012 mSv/an.

8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisés en 1999 par le CERN et de manière indépendante par les autorités de surveillance ont porté essentiellement sur:

- les mesures de la radioactivité émise dans l'air et dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (Emission).
- les mesures des rayonnements diffusés produits par l'exploitation des accélérateurs du CERN ainsi que la mesure de la radioactivité contenue dans différents échantillons prélevés dans l'environnement et susceptibles d'être influencés par le rayonnement ou la radioactivité produits par le CERN (Immission).

La situation géographique des sites du CERN est présentée dans la figure 1 qui contient également des points de mesure à l'extérieur des sites.

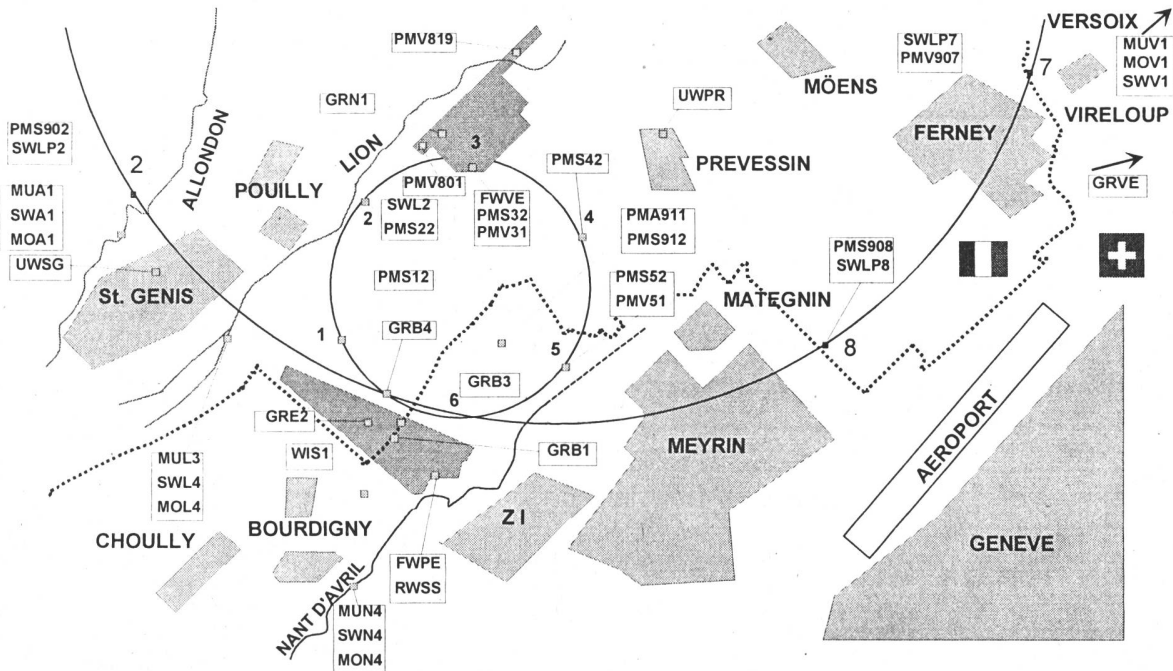


Figure 1: Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN ainsi que l'implantation de l'anneau du super proton synchrotron (SPS) et de l'anneau de stockage électron-positon (LEP) dans la région frontalière entre la France et la Suisse. Les points marqués sur le plan sont des endroits de mesure ou d'échantillonnage généralement à l'extérieur des sites du CERN. Leur description se trouve dans le texte. Pour des points de mesure à l'intérieur des sites, consulter le rapport annuel du groupe Radioprotection [2].

Les échantillons des eaux potables (FWxx) et souterraines (UWxx) sont prélevés dans les villages autour du CERN, à Prévessin, Saint Genis et Versonnex respectivement. L'eau pluviale des précipitations est collectée sur le site de Meyrin, en Suisse (RWSS), et sur le site de Prévessin, en France (RWSF). Les eaux de rivières (SWxx) sont analysées au laboratoire en activité bêta totale et gamma. Enfin, d'autres échantillons sont prélevés périodiquement dans l'environnement en vue d'une analyse de leur teneur en substances radioactives: les sédiments de cours d'eau (MUxx), les herbes (GRxx), un échantillon de vin (WIS1) et dernièrement la végétation dans l'eau des rivières, mousse et plantes (MOxx et WPxx) pris aux mêmes endroits que l'eau de surface et les sédiments.

8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

Les rejets de la radioactivité dans l'environnement par la ventilation de différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs de l'air installés aux points de rejet de l'air. Les stations sont composées des chambres à ionisation (PMVGxx) pour la mesure directe de l'activité bêta et des échantillonneurs d'aérosols (PMVxx) qui les collectent sur des filtres en fibre de verre. Les échantillons sont mesurés au laboratoire par des compteurs bêta de grande surface et des détecteurs de germanium pour une spectroscopie gamma afin de mesurer les activités bêta et gamma de longue demi-vie.

Les rejets radioactifs par la voie d'eau sont contrôlés par des moniteurs (PMWxx) consistant en cristaux de NaI(Tl) immergés dans des réservoirs d'eau installés aux points de rejet d'eau du CERN pour une mesure continue de l'activité gamma. Ces mesures sont complétées à tous les points du CERN où les eaux quittent les sites par des dispositifs automatiques de prélèvement d'eau en continu (SWxx) afin de les analyser au laboratoire à un faible bruit de fond. Outre les mesures de tritium, un litre est mesuré par spectrométrie gamma une fois par mois et quatre litres d'un échantillon sont évaporés pour une analyse de la radioactivité à faible niveau permettant des mesures de l'activité bêta totale.

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejets sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. Comme on le verra dans la figure 5, l'impact radiologique en terme d'immission n'est notable que pour les activités bêta/gamma dans l'air d'une période radioactive $T < 1$ jour. Les résultats pour le tritium ont été estimés par comparaisons périodiques aux mesures de ^7Be . Ils sont de ce fait très majorants.

Tableau 1: Les rejets de la radioactivité attachée aux aérosols et dans l'air en 1999.

Moniteur (PMV)	Air rejeté	Bêta Aérosol	^7Be Aérosol	Tritium HTO	$^{11}\text{C}, ^{13}\text{N}, ^{15}\text{O}, ^{41}\text{Ar}$ dans l'air	Points de rejet
	10^6 m^3	MBq	MBq	GBq	TBq	
74	226	0.9	27	< 30	0.8	Anneau Principal PS
72	33	0.02	0.8	< 66	0.03	TT60 extr. Ouest, PS
73	54	0.1	3.2	< 68	0.7	TT70 transfert p, PS
170	83	1.4	55	< 20	6.0	ISOLDE
Total		2.4	86	< 164	7.5	PS/ISOLDE

Les résultats de la radioactivité dans les rejets d'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 2. Leur contribution à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable.

Tableau 2: Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 1999.

Point de rejet	Quantité d'eau	Activité bêta total	^3H	^{22}Na	Rejeté dans :
	10^6 m^3	MBq	MBq	MBq	
SWN1	8.1	-	-	-	Le Nant d'Avril
SWN2	1.25	-	-	-	Le Nant d'Avril
SWN3	4.7	-	-	-	Le Nant d'Avril
SW901	1.6	-	-	-	Le Nant d'Avril
SWNA	0.00384	48	227	56	Peney *)
Total	15.7	48	227	56	

*) Usine de traitement d'eau

8.4.3. Contrôle des immissions du CERN

Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse. Plus de détails sur les résultats du programme complet se trouvent dans le rapport annuel du Groupe Radioprotection [2].

8.4.3.1. Mesures effectuées par le CERN

Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés surtout de neutrons. Pour leur contrôle en continu, des stations de moniteurs de site (PMSxx) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement et se composent d'une chambre à ionisation remplie d'argon d'une pression de 20 bars pour détecter des photons ou des particules chargées (muons) et d'un compteur BF₃ entouré d'un modérateur (rem compteur) pour mesurer les neutrons diffusés.

Les aérosols sont collectés sur des filtres en fibre de verre qui les retiennent (PMAxx) et sont ensuite mesurés au laboratoire à l'aide de détecteurs proportionnels de grande surface et de détecteurs de germanium pour une spectroscopie gamma.

Les doses intégrées totales en millisievert, ainsi que les contributions des rayonnements gamma et neutron à ces doses, telles qu'elles ont été mesurées par les moniteurs de rayonnements (PMS) tout autour des sites sont présentées dans la figure 2. Ces résultats sont cohérents avec ceux des dosimètres TLD de l'OFSP. Comme le montre la figure 6, le suivi des valeurs de ces dosimètres depuis 1984 confirme que les doses intégrées annuellement à la clôture du CERN sont toujours restées comprises entre 0.7 mSv et 1.3 mSv (fond naturel inclus). En 1999 les valeurs se sont situées entre 0.74 et 0.95 mSv.

L'influence du fonctionnement des accélérateurs du CERN n'est visible qu'en certaines stations de mesure situées à la clôture du site de Meyrin. La lecture du moniteur PMS 119 est influencée par la proximité du tunnel de transfert vers la zone expérimentale ouest et les moniteurs PMS 122 et 123 se trouvent à la clôture proche du PS.

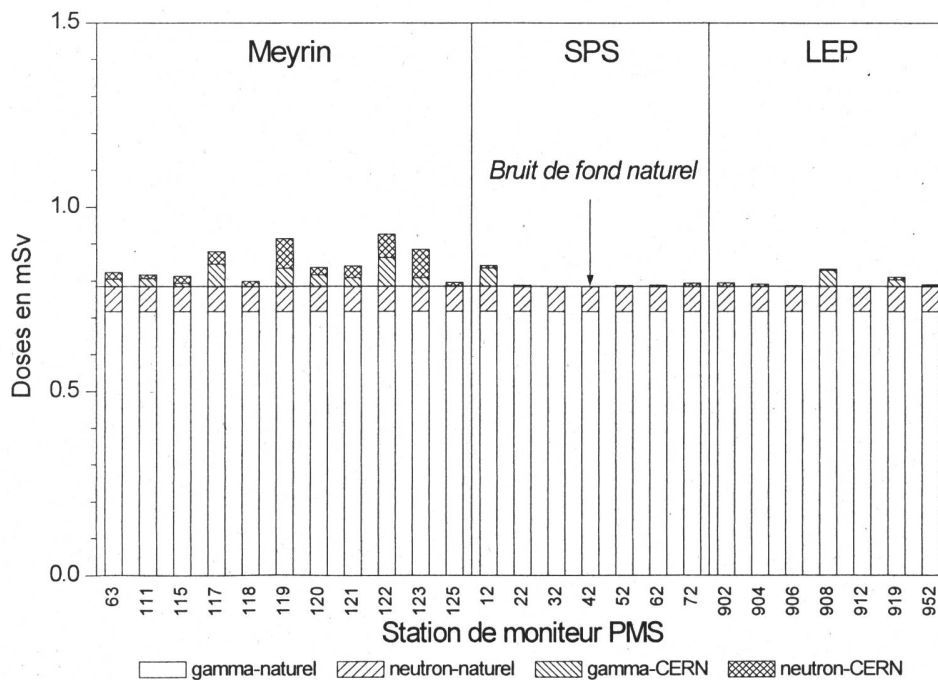


Figure 2: Doses annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 1999.

Pour prouver que le CERN n'a pas d'influence radiologique dans son voisinage, le service de l'environnement procède à des mesures sur des échantillons de toutes sortes pris à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les résultats des mesures de la radioactivité dans ces échantillons environnementaux comme les sédiments et végétations dans les rivières sont résumés dans la figure 3. A ces radionucléides s'ajoutent encore ceux attribuables aux séries naturelles de l'uranium et du thorium, qui ne sont pas reportés. La qualité des mesures est assurée par des intercomparaisons avec l'OFSP sur certains échantillons ainsi que par la participation à des intercomparaisons internationales.

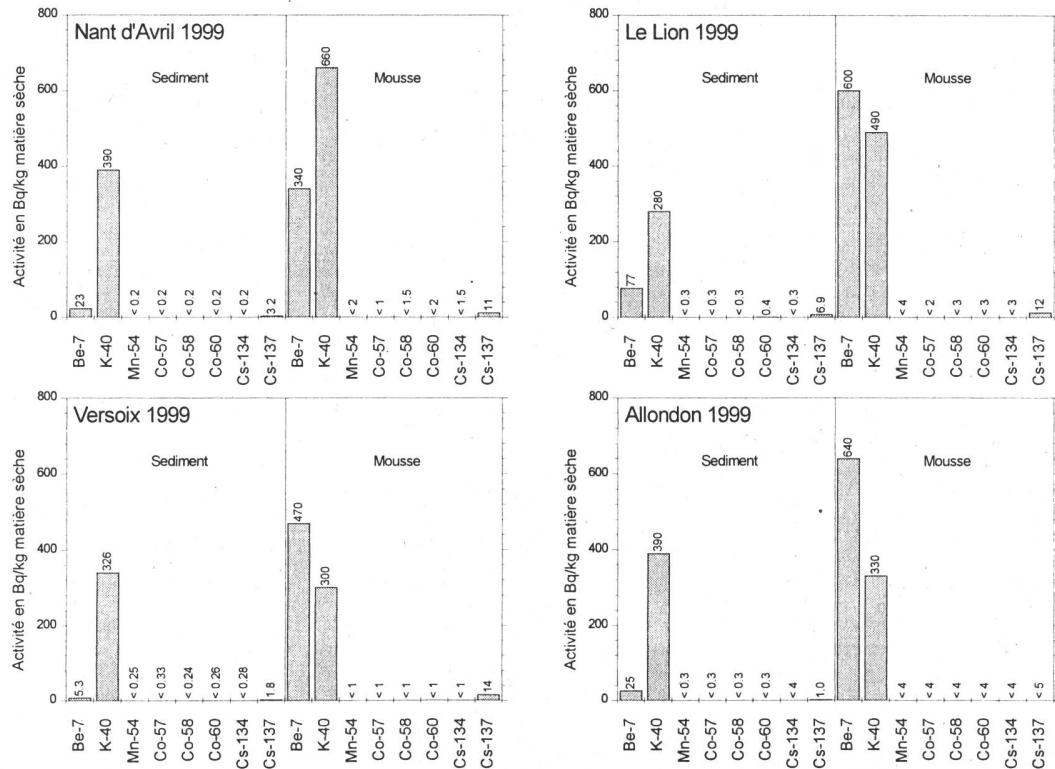


Figure 3: Activités des sédiments et des mousses récoltées dans les rivières autour du CERN.

A part la radioactivité naturelle du potassium-40 (^{40}K), le seul radionucléide montrant une activité notable dans les échantillons est le ^7Be . Le ^7Be est détecté dans l'atmosphère comme radionucléide naturel produit par des interactions (spallations) des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air. Ce radionucléide d'une toxicité radiologique très faible se trouve aussi dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie et peut donc être considéré comme un leitfossile (indicateur) de leur fonctionnement. Les variations de concentrations au CERN et ailleurs sont présentées dans la figure 4 qui indique que dans les mois d'été les concentrations en ^7Be sont toujours plus élevées qu'en hiver. Les valeurs de mesures des quelques stations du CERN et du moniteur qui se trouve en Suisse à Oberschrot suivent bien les variations saisonnières. Ces variations sont plus prononcées au CERN qu'à Oberschrot, mais contrairement aux années passées une influence du fonctionnement des accélérateurs du CERN sur les concentrations du ^7Be n'est pas visible.

Comme le montre la figure 5, les contributions des activités du CERN en dose efficace pour le groupe critique qui vit à la clôture de l'Organisation correspondent à environ 2% de la dose due aux sources naturelles (rayonnements cosmiques et terrestres) mesurée dans des communes proches du CERN. En effet, la valeur annuelle de 0.012 mSv, dont trois quarts sont dus aux rayonnements ionisants directs, doit être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

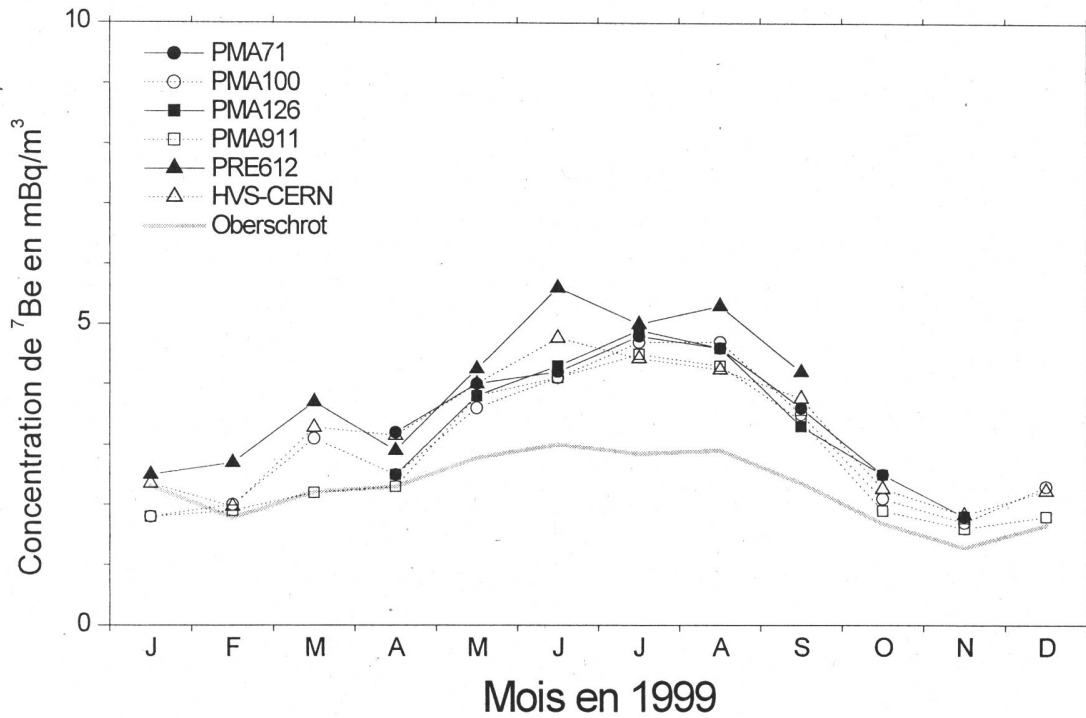


Figure 4: Activité de ^7Be dans les aérosols pour sept stations de mesure dont six au CERN durant l'année 1999. Station de mesure PMA71: Près de l'expérience neutrino. PMA100: Site de Meyrin. PMA126: Proche du PS. PMA911: Près d'une ferme de Meyrin. 612PRE : Station de mesure de l'OPRI à la douane de Meyrin, proche de l'expérience neutrino. HVS-CERN : échantillonneur de l'OFSP à haut débit sur le site de Meyrin et à Oberschrot/FR.

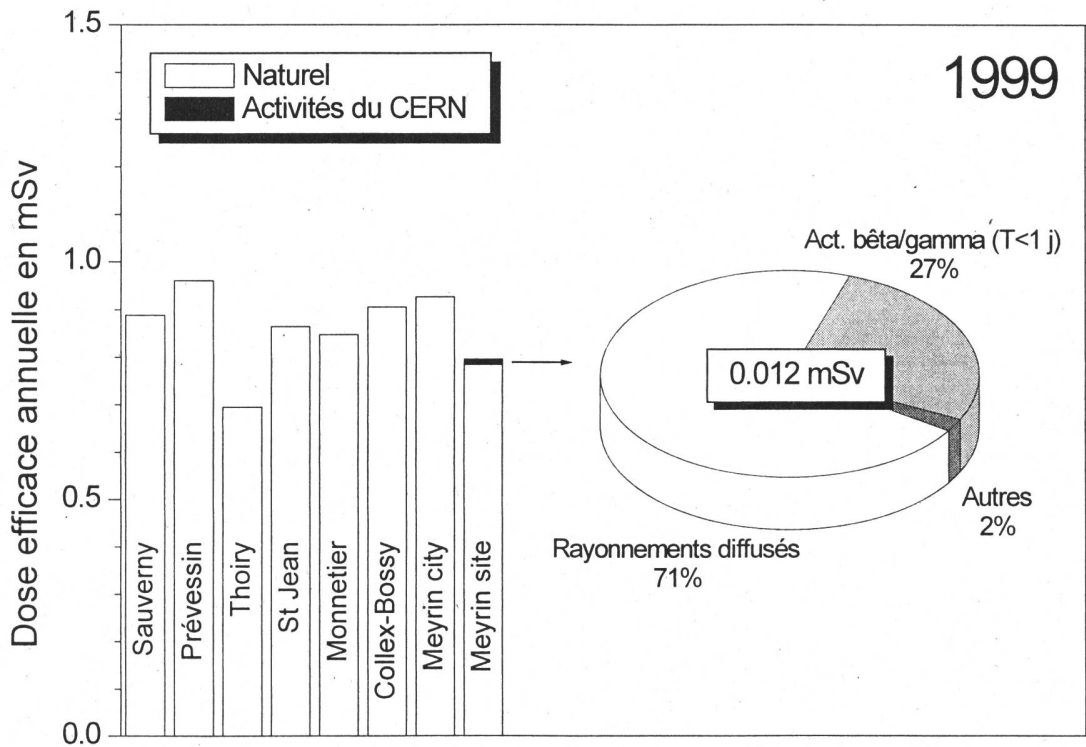


Figure 5: Contributions dues aux activités du CERN à la dose annuelle sur le site de Meyrin comparées aux variations des doses naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité.

8.4.3.2. Mesures effectuées par l'OFSP

La surveillance de l'environnement réalisée de manière indépendante par l'OFSP autour du CERN concerne essentiellement l'exposition ambiante (10 dosimètres à thermoluminescence évalués par IRA à Lausanne, et parcours de mesures instantanées avec chambre d'ionisation), les aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR et mesure gamma hebdomadaire des filtres du collecteur à haut débit), les eaux (Rhône à Chancy et Nant d'avril), les sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que les végétaux et certains produits locaux.

Le suivi de l'exposition ambiante basé sur les dosimètres TLD en 10 emplacements au voisinage du CERN montre que l'influence du fonctionnement des accélérateurs du CERN est perceptible dans la station située entre le LEP1 et BA5. En 1999 les valeurs de l'exposition ambiante (fond naturel compris) ont été comprises entre 0.74 et 0.95 mSv. Ces résultats indiquent une très bonne cohérence avec ceux reportés par le CERN dans la figure 2, où les différentes composantes sont distinguées selon leur origine. On constate que l'influence du rayonnement direct est très faible par rapport à la contribution d'origine naturelle. De même, les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation le 27.10.99 en 10 stations limitrophes de l'enceinte du CERN ont indiqué des valeurs s'échelonnant de 68 à 96 nSv/h soit 0.60 à 0.84 mSv/an, qui traduisent le domaine habituel de l'exposition naturel et de ses fluctuations. A l'avenir, l'OFSP reconduira ces mesures en intégrant également 10 emplacements du voisinage lointain, hors de l'influence du rayonnement direct des installations du CERN, à titre de référence.

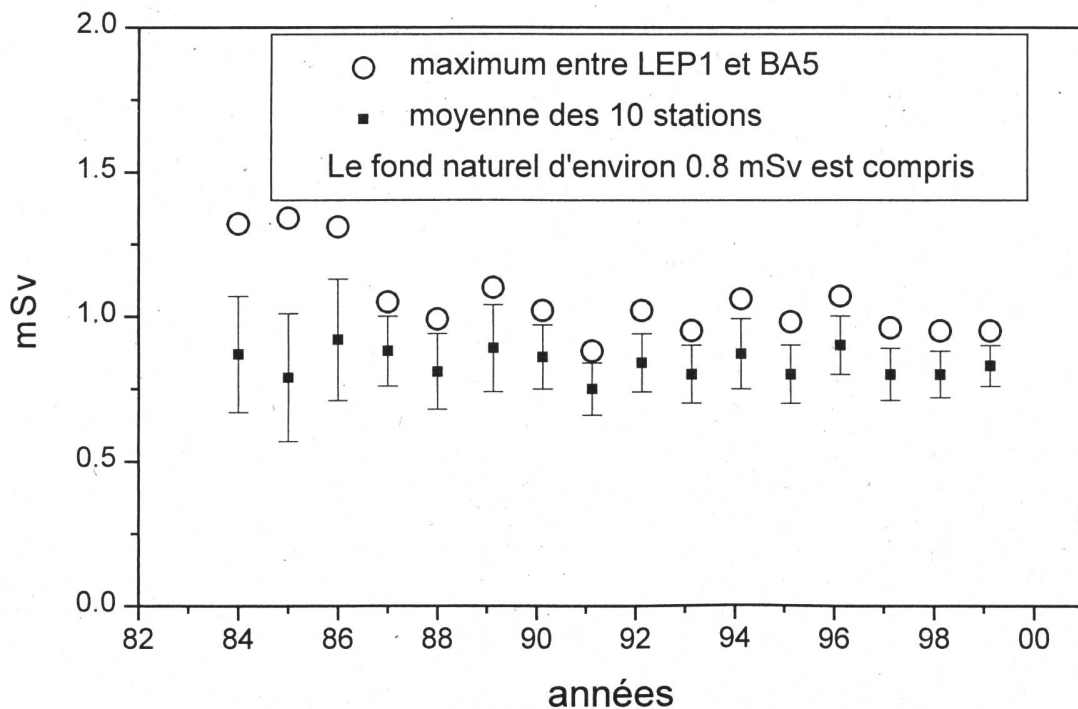


Figure 6: Suivi de l'exposition ambiante par les dosimètres TLD de l'OFSP.

La surveillance de l'air réalisée par l'OFSP en continu à la station du réseau d'alarme RADAIR et au niveau de traces à l'aide du collecteur à haut débit n'a pas signalé d'anomalie attribuable au fonctionnement des accélérateurs du CERN (cf. figure 2). Même les concentrations de l'indicateur ^7Be se situent dans le domaine des valeurs naturelles.

La surveillance du milieu aquatique n'a pas montré d'impact des installations du CERN sur les concentrations de l'indicateur ^3H . Celles-ci ont été comprises entre 1.5 et 3.1 Bq/l dans les échantillons mensuels collectés dans le Rhône à Chancy. Dans ce contexte, l'OFSP et le CERN ont initié un projet de collaboration avec l'Institut Forel concernant des mesures spécifiques dans le Nant d'Avril réalisées depuis octobre 1999, dont les résultats feront l'objet d'une communication dans le prochain rapport annuel.

La surveillance du milieu terrestre (sols, végétaux et produits locaux) examinés en 1999 a indiqué comme les années précédentes des résultats typiques de ceux d'échantillons comparables du Plateau suisse. L'OFSP a accordé une attention particulière à l'examen des sols, en raison de leur capacité d'intégrer les pollutions. Outre la détection permanente des radionucléides d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl, dont les retombées ont été plus faibles dans le bassin lémanique. Pour les sites du voisinage du CERN examinés en 1999, on trouve les domaines de concentrations dans la fraction sèche < 2 mm des sols qui sont présentés dans le tableau 3. L'inventaire ^{137}Cs varie de 200 à 1300 Bq/m² dans la couche 0-5 cm et de 200 à 640 Bq/m² dans celle 5-10 cm. Dans l'herbe séchée et pulvérisée, on obtient 1.6-3.1 Bq/kg pour le ^{90}Sr et < 2 Bq/kg pour le ^{137}Cs . Ces valeurs sont tout à fait compatibles avec les activités mesurées en plaine en Suisse.

Tableau 3: Les domaines de concentrations des radionucléides naturels et artificiels dans les sols examinés en 1999.

Radionucléide		Domaine de concentration (Bq/kg sec)
Naturel	^{40}K	300-400
	^{226}Ra	18-26
	^{228}Ac	20-30
Artificiel	^{90}Sr	0.6-1.8
	^{137}Cs	3-23
	$^{239/240}\text{Pu}$	0.1-0.2
	^{241}Am	0.03-0.09

Les rapports isotopiques indiquent clairement que l'activité artificielle provient des retombées des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère durant les années soixante. Pour le ^{137}Cs , une part rémanente incombe également à Tchernobyl. Comme le montre la figure 7, un constat analogue résulte des mesures de spectrométrie gamma in situ, qui permettent de distinguer les différentes contributions à l'exposition ambiante selon leur origine. Pour les 3 sites au voisinage du CERN, la comparaison de l'exposition ambiante calculée à partir des spectres in situ avec celle mesurée globalement à l'aide d'une chambre d'ionisation concorde à ± 2 nSv/h. Pour le 4^{ème} site dans l'enceinte même du CERN, la mesure globale est supérieure de 6 nSv/h à celle évaluée à partir des radionucléides identifiés. Cette très faible contribution peut être attribuée au rayonnement issu d'installations à proximité immédiate du point de mesure, qui ne tombe pas dans le domaine d'énergie du spectre (100 keV à 2 MeV). Les traces de ^{41}Ar (~ 1 Bq/m³) identifiées dans le spectre in situ sont indicatrices d'une influence d'installations locales.

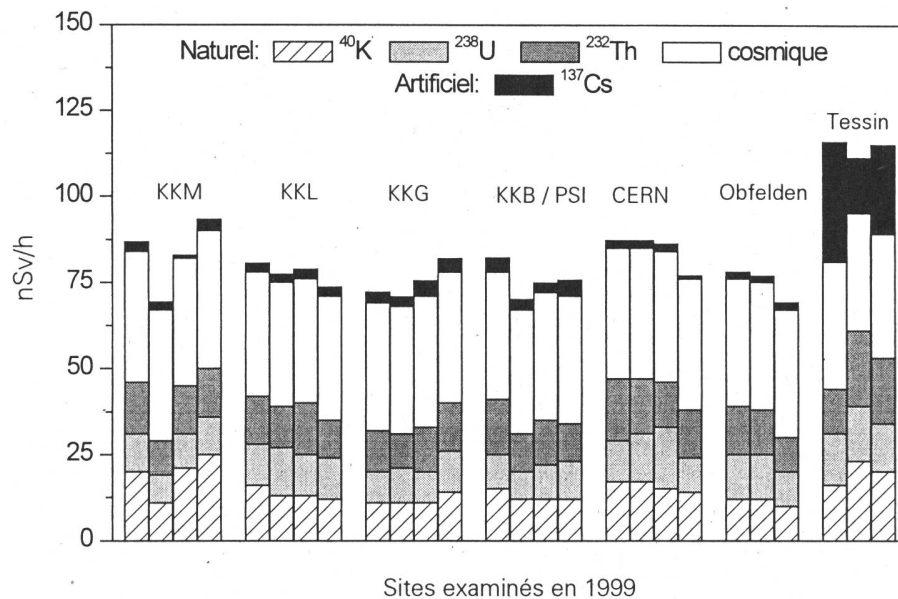


Figure 7: Contributions à l'exposition ambiante dans les sites examinés par l'OFSP utilisant la spectrométrie gamma in situ comparées avec celles obtenues sur le site du CERN (cf. chapitre B.3.1.5). On remarque que la contribution de l'activité rémanente ^{137}Cs reste plus importante au Tessin par rapport aux autres sites.

Les résultats des TLD, des aérosols, de l'eau et des autres échantillons de l'environnement du CERN ne se distinguent pas de ceux enregistrés dans les stations de référence hors d'influence d'installations nucléaires. Sur leur base, l'impact du CERN s'avère en réalité nettement inférieur à la limite prescrite. A l'image des examens in situ de la figure 7, les doses d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc aussi restées en 1999 sans conséquence radiologique préjudiciable à l'environnement et à la population avoisinante.

8.4.4. Conclusions

L'ensemble des résultats de mesures du CERN et du contrôle indépendant de l'OFSP attestent que le CERN a respecté en 1999 dans le cadre de ses activités la valeur directrice de dose liée à la source, fixée à 0.3 mSv/an [1, 3]. Cette valeur correspond à l'exposition annuelle attribuable au rayonnement naturel d'origine cosmique au niveau de la mer.

Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN et l'OFSP permettent de détecter des niveaux de radioactivité très faibles liés au fonctionnement des accélérateurs du CERN. Les résultats doivent cependant être regardés dans le contexte de leur impact radiologique sur la population avoisinante. Pour une estimation des doses annuelles, le groupe critique de la population vivant à proximité du site de Meyrin a été identifié. Ensuite les doses efficaces à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radionucléides du site de Meyrin ont été calculés à l'aide de la Richtlinie HSK-R-41/d [4]. Le résultat de cet exercice présenté dans la figure 5 montre que l'impact radiologique sur le groupe critique qui vit à la clôture du CERN représente 0.012 mSv en 1999. La valeur correspondante en 1998 était de 0.030 mSv. Ces doses correspondent à

environ 2% de la dose due aux sources naturelles. Les informations plus détaillées peuvent être consultées dans le rapport annuel 1999 du Groupe Radioprotection [2].

8.4.5. Remerciements

Nous remercions les instituts intervenant dans le programme de mesure au voisinage du CERN, en particulier l'IRA à Lausanne pour l'évaluation des dosimètres TLD de l'OFSP et pour les analyses strontium et alpha dans les divers échantillons transmis par l'OFSP ainsi que l'Institut Forel pour les mesures dans le Nant d'Avril. Notre reconnaissance s'adresse également à toutes les personnes qui ont favorisé le bon déroulement de nos prélèvements et mesures dans la région de Genève.

8.4.6. Références

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Ziele für den Schutz der Personen vor ionisierender Strahlung im Bereich von Kernkraftwerken, HSK-R-11/d (Mai 1980).
- [2] M. Höfert (editor), Radiation Protection Group Annual Report (1998), CERN-TIS-2000-002-RP (2000).
- [3] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).
- [4] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

8.5 Immissionsmessungen in der Umgebung des ZWILAG-Areals (Würenlingen AG)

J. Eikenberg, J. Hitz, S. Bajo, M. Rüthi

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN

Zusammenfassung:

Vor der Inbetriebnahme des neu erstellten Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) wurden umfangreiche Radionuklidmessungen an Waldbodenproben aus der Umgebung des Areals durchgeführt. Neben den natürlichen Folgeprodukten aus den U- und Th-Zerfallsreihen waren die anthropogenen Radionuklide ^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{90}Sr in nahezu allen Proben nachweisbar. Die ermittelten Werte sind vergleichbar mit anderen mitteleuropäischen Waldbodenproben und zeigen ebenfalls die typische Abnahme der ^{137}Cs -Aktivität mit der Tiefe. Ueber das $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ Verhältnis wurde der Anteil des Fallouts von Radiocaesium durch den Chernobyl-Unfall auf ca. 85% abgeschätzt, wohingegen der überwiegende Anteil von ^{90}Sr aus den oberirdischen Bombentests der 60er Jahre stammt.

8.5.1 Einleitung:

Zur Konditionierung und zur Zwischenlagerung von radioaktiven Abfällen aus den Kernkraftwerken wurde in den letzten Jahren die Zwischenlageranlage Würenlingen (ZWILAG) beim Paul Scherrer Institut erstellt. Die Anlage dient zur kontrollierten Aufbewahrung von endlagerfähigen Komponenten auf Zeit. So ist z.B. aus technischen Gründen für hochaktive Abfälle eine Zwischenlagerung für 30 - 40 Jahre notwendig, damit die Wärmeabgabe dieser Abfälle auf die für eine Endlagerung erforderlichen Werte abklingt.

Um den radiologischen Zustand des Geländes in der unmittelbaren Umgebung des ZWILAG-Areals vor der Bestückung mit radioaktiven Materialien genau zu erfassen, wurden in den letzten Jahren im Rahmen des Projektes Beweissicherung umfassende Immissionsmessungen an Waldbodenproben durchgeführt. Insgesamt wurden in diesem Zeitraum an 4 Entnahmestellen ca. 50 Bodenproben aus der obersten huminstoffreichen Schicht und der darunter liegenden Bodenschicht mit höherem Silikatanteil (Tonmineralien) entnommen. Gemessen wurden γ -Strahler (^7Be , ^{134}Cs , ^{137}Cs , Folgeprodukte aus den U- und Th-Serien) sowie die reinen β -Strahler ^{63}Ni und ^{90}Sr . Derzeit werden die Bodenproben auch auf anthropogene Aktiniden wie ^{238}Pu , $^{239+249}\text{Pu}$ und ^{241}Am untersucht. Bislang liegen vollständige Ergebnisse für die β - und γ -Strahler vor, die in nachstehenden Tabellen zusammengestellt sind.

8.5.2 Analytische Methoden

Für die γ -spektrometrischen Messungen wurden zwei hochauflösende koaxiale p-Typ intrinsische Germanium-Spektrometer (Model IGC30 Firma Princeton Gamma-Tech) mit einer relativen Empfindlichkeit von 40% und einem Photopeak/Compton Verhältnis von 62/1 verwendet (FWHM bei 122 keV = 1.3 keV, bei 1331 keV = 1.9 keV). Die getrockneten und gewogenen Proben wurden in 1-Liter-Krautex Weithalsflaschen in kalibrierter Geometrie

direkt über 150000 Sekunden gemessen. Die vollautomatische Auswertung der Spektren erfolgte über das Gammaskpektrometrie-Programm Interwinner 4.1 (Fa. Eurisis).

Tabelle 1: Zusammenstellung der mittleren Aktivitäten (n=6) aus γ -spektrometrischen Messungen an Bodenproben in der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle ZWILAG (12 Proben pro Standort, Probenerhebung im Zeitraum Oktober 1997 bis Dezember 1999).

Standort	Radionuklide [mittlere Aktivitäten in Bq/kg]					
	^7Be (1)	^{40}K	^{134}Cs (2)	^{137}Cs (2)	^{226}Ra	^{228}Ra
Nord (oben)	6 ± 4	260 ± 50	2.4 ± 0.5	165 ± 22	24 ± 2	25 ± 2
Nord (unten)	< 3	260 ± 50	1.3 ± 0.3	93 ± 17	23 ± 2	25 ± 2
Ost (oben)	7 ± 4	260 ± 40	1.2 ± 0.3	95 ± 19	23 ± 3	24 ± 2
Ost (unten)	< 3	250 ± 20	1.0 ± 0.2	68 ± 18	22 ± 2	24 ± 2
Süd (oben)	4 ± 3	310 ± 30	1.6 ± 0.6	103 ± 50	27 ± 3	28 ± 3
Süd (unten)	< 3	320 ± 30	0.9 ± 0.2	63 ± 8	29 ± 2	30 ± 2
West (oben)	6 ± 4	450 ± 40	1.5 ± 0.4	104 ± 21	21 ± 2	29 ± 2
West (unten)	< 3	480 ± 30	1.1 ± 0.2	75 ± 8	22 ± 2	31 ± 3

(1) Bezugsdatum: Zeitpunkte der Probenerhebung, (2) Bezugsdatum 6.10.1997

Tabelle 2: Zusammenstellung der mittleren Aktivitäten (n=6) der analysierten reinen β -Strahler ^{63}Ni und ^{90}Sr sowie der Isotopenverhältnisse $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$, $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ und $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$.

Standort	Radionuklide [Bq/kg]			Isotopenverhältnisse	
	^{63}Ni	^{90}Sr (1)	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$
Nord (oben)	< 1	8.2 ± 2.9	0.015	0.050	0.96
Nord (unten)	< 1	7.2 ± 2.7	0.013	0.077	0.92
Ost (oben)	< 1	7.2 ± 2.6	0.013	0.076	0.96
Ost (unten)	< 1	5.7 ± 1.4	0.014	0.083	0.92
Süd (oben)	< 1	6.6 ± 2.0	0.015	0.064	0.96
Süd (unten)	< 1	4.8 ± 2.5	0.014	0.076	0.97
West (oben)	< 1	7.1 ± 3.3	0.014	0.068	0.72
West (unten)	< 1	5.2 ± 2.3	0.014	0.069	0.71

(1) Bezugsdatum: 6.10.1997

Zum Nachweis der reinen β -Strahler ^{63}Ni und ^{90}Sr waren radiochemische Separationsverfahren notwendig. Diese basierten auf selektiver Fällung (Ni-Fällung mit Dimethylglyoxim) bzw. Extraktions-Chromatographie (Sr-Separation mittels Sr-Spec®-Trennsäule, Fa. EiChrom). Die

Probenaufschlüsse (Leaching von je 30 g Proben) erfolgten durch Zugabe von 5 Mol/l HNO_3 und zur Kontrolle der chemischen Ausbeute wurden den Proben ^{85}Sr -Tracer bzw. Ni-Träger zugesetzt. Alle Messungen wurden in einem Low-Level Koinzidenz/Antikoinzidenz Flüssigkeitszintillations-Spektrometer (TriCarb 2770, Fa. Packard) mit automatischer Quenchkorrektur durchgeführt.

8.5.3 Resultate und Diskussion

Aus dem bisher vorliegenden Datensatz geht hervor, dass die Aktivitätskonzentrationen im Untersuchungsgebiet (Waldböden in der Umgebung ZWILAG) vergleichbar mit denjenigen von anderen Waldböden in Mitteleuropa sind. Die Werte für anthropogenes ^{90}Sr liegen derzeit typischerweise bei 2-10 (im Mittel bei 6) Bq/kg Trockengewicht, für ^{137}Cs bei 50-200 (im Mittel bei 100) Bq/kg und für ^{134}Cs bei ca. 1 Bq/kg. Die hier gemessenen Aktivitätskonzentrationen sind jedoch gegenüber Bodenproben aus landwirtschaftlichen Gebieten (Wiesen- und Weideflächen) in der Nordschweiz und dem Mittelland um ca. einen Faktor zwei erhöht (z.B. ^{137}Cs in Waldboden 50-150 Bq/kg, in landwirtschaftlichen Böden hingegen 20-60 Bq/kg). Zwei Gründe sind hier wahrscheinlich massgeblich: zum einen nehmen Waldökosysteme bei der Primärdeposition durch die höhere Filtrationswirkung mehr Fallout-Produkte auf und zum anderen verweilen die an organische Materialien gebundenen Radionuklide durch die hohe Bioverfügbarkeit der nur langsam abgebauten organischen Bestandteile länger im Waldökosystem. Aktivierungsprodukte wie ^{60}Co und ^{63}Ni konnten nirgends nachgewiesen werden. Die Aktivitäten liegen jeweils unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg.

Auch die Gehalte der natürlichen, primordialen Radionuklide (U-, Th-Serien und ^{40}K) sind typisch für Böden aus dem alpinen Vorland. Die Messungen ergaben für ^{40}K Aktivitäten zwischen 200-500 (im Mittel 300) Bq/kg, für ^{226}Ra (aus der ^{238}U -Reihe) zwischen 15-30 (im Mittel 24) Bq/kg und für ^{228}Ra (aus der ^{232}Th -Reihe) zwischen 20-30 (im Mittel 27) Bq/kg. Dies entspricht typischen Bodenkonzentrationen von 10g/kg (Kalium), bzw. - bei Annahme eines säkularen Gleichgewichtes in den U- und Th-Reihen - 2 mg/kg (Uran) und 6 mg/kg (Thorium).

Das kurzlebige kosmische Nuklid ^7Be war nur in den Proben aus der obersten Schicht nachweisbar. Die gemessenen Werte (< 3-16 Bq/kg) sind im Vergleich zu Grasproben in landwirtschaftlich genutzten Gebieten um ca. 1 - 2 Grössenordnungen tiefer, was daran liegt, dass die Deposition der ^7Be enthaltenden Aerosole vorwiegend an Baumblätter im Wald erfolgt und die Halbwertszeit nur 53 Tage beträgt.

Eine interessante Information liefert das $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ -Isotopenverhältnis. Da sich verschiedene Isotope eines gleichen Elementes in ihren chemischen Eigenschaften nicht unterscheiden, kann man die Herkunft von ^{134}Cs und ^{137}Cs aus zwei Komponenten über ihr Isotopenverhältnis berechnen und benötigt zur Unterscheidung der Komponenten keine individuellen Konzentrationsmessungen. Unter der Voraussetzung dass der Beitrag von ^{134}Cs (Halbwertszeit 2.06 Jahre) aus den Atombombentest der 60er Jahre vernachlässigt werden kann, berechnet sich die Verteilung der Komponenten A (Beitrag Chernobyl) und B (Beitrag Kernwaffen-Fallout) aus der Messung (Index m) zum Zeitpunkt t wie folgt:

$$\left(\frac{^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs}} \right)_t^A = \left(\frac{^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs}} \right)_0^A \cdot e^{(\lambda_{137} - \lambda_{134}) \cdot t} \quad (1)$$

$$\left(\frac{^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs}} \right)_t^m = \frac{^{134}\text{Cs}_t^A}{^{137}\text{Cs}_t^A + ^{137}\text{Cs}_t^B} \quad (2)$$

bzw. für den fraktionellen Anteil der Komponente A über das $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ -Isotopenverhältnis

$$\frac{^{137}\text{Cs}_t^A}{^{137}\text{Cs}_t^m} = \frac{\left(\frac{^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs}} \right)_t^m}{\left(\frac{^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs}} \right)_t^A} \quad (3)$$

Mit dem Initial $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.6$ (Chernobyl-Unfall am 26.4.1986) ergibt sich zum Zeitpunkt 6.10.97 (Tag der ersten Probenerhebung) ein $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ -Verhältnis von 0.016. Gemessen wurde im Mittel ein etwas tieferes Verhältnis von 0.014 woraus folgt, dass der überwiegende Teil (d.h. ca. 85%) des gemessenen ^{137}Cs aus dem Chernobyl-Ereignis stammt. Die verbleibenden 15% gehören zu der zweiten Komponente aus den Kernwaffentests der 60er Jahre.

Tabelle 1 zeigt deutlich dass beide Cs-Isotope sowie auch ^{90}Sr vorwiegend in der obersten Bodenschicht (Profil: 0-5 cm) zu finden ist. Die Aktivitätskonzentrationen dieser Nuklide im darunter liegenden Horizont (Profil: 5-10 cm) sind um ca. 30% tiefer. Das Verhältnis $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ liegt ziemlich konstant um 0.07 und stimmt gut mit den mittleren Resultaten für Bodenproben aus der Umgebung PSI/KKW Beznau aus den letzten Jahren überein. Aus Tabelle 2 geht hervor, dass das $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ -Verhältnis im Unterboden gegenüber dem obersten Horizont leicht höher ist, was - wie erwartet - den etwas rascheren Transport von Sr mit dem einsickernden Regenwasser in tiefere Schichten anzeigt. Im Gegensatz zu ^{137}Cs stammt der überwiegende Teil von ^{90}Sr aus den Atombombenversuchen vor ca. 40 Jahren. Dieses ergibt sich daraus, dass das initiale $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätsverhältnis im deponierten Fallout aus dem Chernobyl-Ereignis in Mitteleuropa etwa bei 1/100 lag, beide Nuklide vergleichbare Halbwertszeiten aufweisen, aber in allen Proben deutlich höhere $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ -Verhältnisse gemessen wurden.

